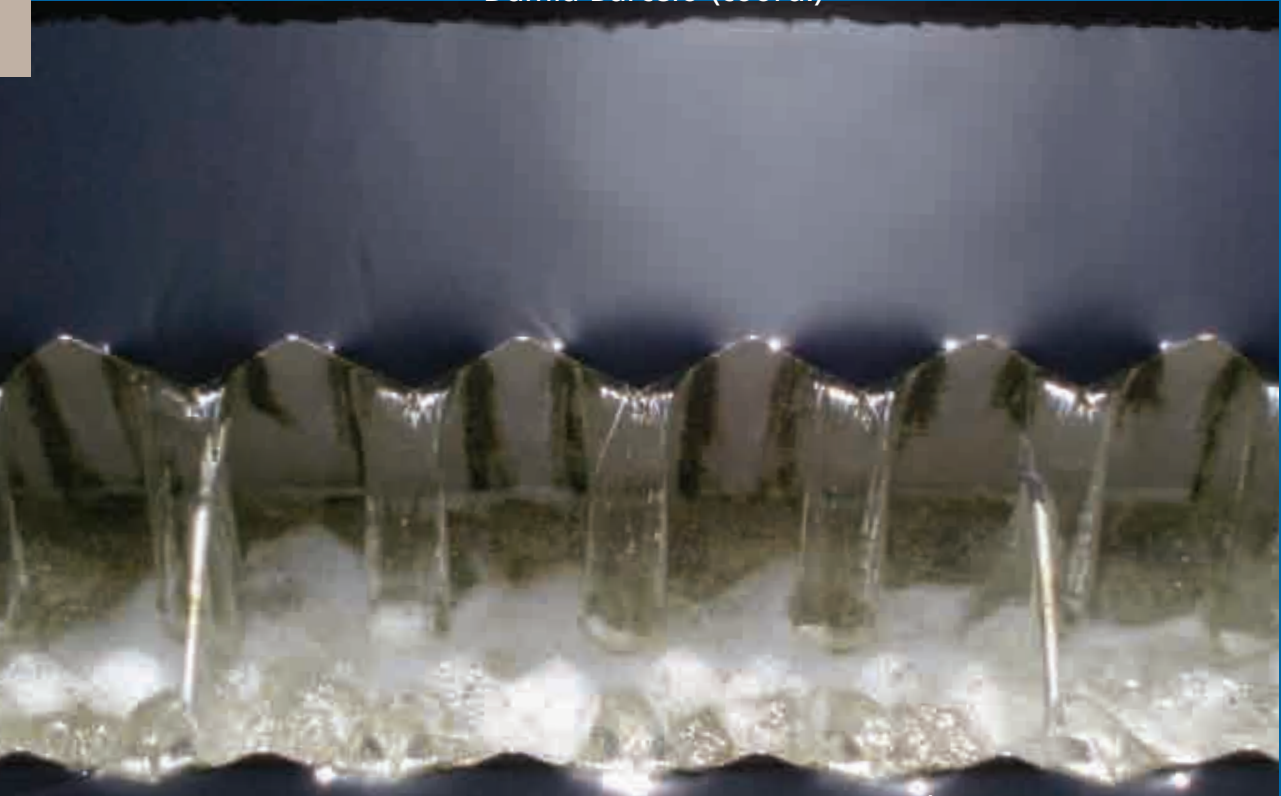


Aguas continentales Aguas continentales Aguas conti
entales Aguas continentales Aguas continentales Aguas
ontinentales Aguas continentales Aguas continentales
guas continentales Aguas continentales Aguas continen
ales Aguas continentales Aguas continentales Aguas
ontinentales Aguas continentales Aguas continentales
guas continentales Aguas continentales Aguas conti
entales Aguas continentales Aguas continentales Aguas
ontinentales Aguas continentales Aguas continentales
guas continentales Aguas continentales Aguas continen
ales Aguas continentales Aguas continentales Aguas
ontinentales Aguas continentales Aguas continentales
guas continentales **Aguas continentales** Aguas continenta
les Aguas **Gestión de recursos hídricos, continentales Agu**
s continentales **tratamiento y calidad del agua** Aguas con

Damiá Barceló (coord.)



CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

I N F O R M E S C S I C

Aguas continentales

Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua



Madrid 2008

La colección INFORMES CSIC pretende cumplir con una de las principales funciones de la institución: la comunicación social de la ciencia. De esta manera, los ciudadanos tienen acceso al estado actual de la investigación científica en los temas que más les afectan. El CSIC es referente nacional e internacional en la producción de artículos científicos y libros especializados; con esta colección, además, se ofrecen análisis y opiniones rigurosas sobre temas científicos de relevancia y actualidad.

COMITÉ EDITORIAL

Pilar Tígeras Sánchez, directora
Susana Asensio Llamas, secretaria
Javier Rey Campos
Martín Martínez Ripoll
Miguel Ángel Puig-Samper Mulero
Jaime Pérez del Val
Rafael Martínez Cáceres
Carmen Guerrero Martínez

Catálogo general de publicaciones oficiales
<http://www.060.es>



- © CSIC, 2008
- © Damià Barceló (coord.), Carles Ayora, Damià Barceló, Jesús Carrera, Santiago Castaño, Montserrat Folch, Eloy García Calvo, Juan José Gómez-Alday, Helena Guasch, Joan Jofre, Juan M. Lema, María José López de Alda, Francisco Lucena, Ramón Moreno-Amich, Isabel Muñoz, José Miguel Nieto, Francisco Omil, Inmaculada Ortiz, Anna Romaní, Sergi Sabater, Miquel Salgot, Xavier Sánchez-Vila, David Sanz, Sonia Suárez, Antonina Torrens, 2008

Quedan rigurosamente prohibidas, sin la autorización escrita de los titulares del *copyright* y bajo las sanciones establecidas en las leyes, la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio o procedimiento, comprendidos la reprografía y el tratamiento informático y su distribución.

ISBN: 978-84-00-08664-0
NIP0: 653-08-073-6
Depósito legal: M-26.839-2008

Edición a cargo de Cyan, Proyectos y Producciones Editoriales, S.A.

Índice

Prólogo 9

Carlos Martínez Alonso

Introducción. Consideraciones generales sobre recursos hídricos y calidad del agua en España 13

Damià Barceló y Jesús Carrera

1. Hidrología global 19

Jesús Carrera

2. Gestión de recursos hídricos en zonas áridas y recarga artificial de acuíferos 37

Xavier Sánchez-Vila

3. Teledetección y sistemas de información geográfica en la gestión de aguas subterráneas 55

Santiago Castaño, Juan José Gómez-Alday, David Sanz

4. Calidad y cantidad de agua: el estado ecológico de los sistemas acuáticos continentales 71

Sergi Sabater, Helena Guasch, Ramón Moreno-Amich,
Anna Romaní, Isabel Muñoz

5. Contaminantes orgánicos emergentes en aguas continentales y aspectos relacionados con el marco normativo y planificación hidrológica en España	91
<hr/>	
María José López de Alda y Damià Barceló	
6. Los metales en el ciclo del agua	113
<hr/>	
Carlos Ayora y José Miguel Nieto	
7. Las aguas continentales en la transmisión de enfermedades infecciosas	131
<hr/>	
Joan Jofre, Francisco Lucena	
8. Visión general del saneamiento	145
<hr/>	
Miquel Salgot, Montserrat Folch	
9. Reutilización de aguas residuales	175
<hr/>	
Miquel Salgot, Montserrat Folch	
10. Tecnologías extensivas para la regeneración de aguas residuales	197
<hr/>	
Miquel Salgot, Antonina Torrens	
11. Presencia de compuestos farmacéuticos en aguas residuales y posibilidades de eliminación en estaciones depuradoras	225
<hr/>	
Sonia Suárez, Francisco Omil, Juan M. Lema	
12. Tratamientos avanzados de aguas residuales	241
<hr/>	
Inmaculada Ortiz, Eloy García Calvo	
Anexo I. Glosario	267
<hr/>	
Anexo II. Disposiciones españolas y europeas	273
<hr/>	

Prólogo

Carlos Martínez Alonso



Se ha dicho que no es lógico llamar “Tierra” a un planeta cubierto de agua en un 71% de su superficie. Es sabido, por otra parte, que la vida surgió, en este planeta mal bautizado, en y de este elemento, sin el cual no habría ni atmósfera, ni biosfera, sólo litosfera; es decir, que de los tres elementos que componen el título del célebre tratado hipocrático (*Sobre los aires, aguas y lugares*) existirían únicamente los lugares aunque, eso sí, absolutamente yermos.

Los malos augurios de que en el siglo XXI la Humanidad iba a padecer guerras y conflictos por el agua, están empezando a cumplirse, porque los vivientes podemos seguir viviendo sin petróleo, pero no sin agua y ya desde Simónides sabemos que “contra la necesidad, ni los dioses pueden combatir”.

Este texto trata, pues, de algo absolutamente serio, escaso y fundamental para poder continuar con la vida sobre el planeta. Todos somos responsables de su buen uso y de su buena gestión.

Es sabido que el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y las universidades nos ocupamos del conocimiento, en primer lugar, de producirlo, pero también de hacerlo público. De acuerdo con esta doble misión, hoy presentamos este Informe sobre aguas continentales.

Se trata de dar a conocer el estado del arte sobre la materia, es decir, de presentar a la ciudadanía, a los representantes políticos y a los informadores, lo que se sabe sobre gestión de los recursos hídricos, sobre tecnologías disponibles para la detección y manipulación, sobre los riesgos para la salud de las aguas contaminadas, sobre reutilización y manejo de aguas residuales y algunos otros asuntos que no pretenden agotar el tema del agua, que es de una oceánica inmensidad, pero sí disipar algunas dudas y prejuicios, ofrecer alternativas viables y soluciones disponibles, y contribuir al debate que en un país desarrollado, pero semiárido, como España debe ser permanente.

Eso es, modestamente, lo que pretende este Informe.

CARLOS MARTÍNEZ ALONSO
Secretario de Estado de Investigación

Introducción
Consideraciones generales sobre
recursos hídricos, calidad y
tratamiento del agua en España

Damià Barceló
Jesús Carrera



El agua es un recurso natural, escaso e indispensable para la vida humana y el medio ambiente.

La crisis mundial del agua provoca conflictos y sufrimientos que, con frecuencia se deben al mal uso y a la gestión inadecuada del agua. Sirvan como muestra algunos datos. A escala mundial, la falta de agua tiene un coste de 485.000 millones de euros al año, según la OMS. Más de mil millones de personas en el mundo viven sin acceso a agua limpia. El acceso al agua en condiciones sanitarias adecuadas reduciría en un 50% el riesgo de que un niño muera. De hecho, el desarrollo global de recursos hídricos redujo notablemente las grandes hambrunas a partir de los años 60. Ello, junto con las vacunaciones masivas, es lo que ha permitido el gran aumento de la esperanza de vida y el consiguiente crecimiento de la población global que hemos vivido en los últimos 50 años. Irónicamente, aunque se haya reducido porcentualmente el problema del hambre, la falta de acceso a agua limpia sigue siendo la primera causa de pérdida de esperanza de vida global. En esta línea, puede observarse la gran diferencia de consumo de agua entre el mundo desarrollado y el que está en vías de desarrollo. Así, mientras que en Estados Unidos el consumo medio de agua es de 575 litros por persona y día, en Mozambique es de solo 10 litros mientras que en España nos situamos en niveles intermedios de 166 litros por persona y día. La ONU plantea que se reconozca el acceso a 20 litros de agua por persona y día como un derecho humano.

En España, aparte de los problemas asociados con nuestra climatología y “pertinaz” sequía que causan una reducción significativa de la disponibilidad de agua natural, sufrimos también problemas de escasez de agua que son consecuencia del rápido desarrollo industrial, las actividades agrícolas y el aumento de la población y que están relacionados con los desequilibrios entre oferta y demanda a largo plazo. Todo ello ha conducido a graves reducciones en los caudales de muchos ríos, a la pérdida de muchas zonas húmedas, a la salinización de acuíferos, etc. Por tanto los temas asociados con la contaminación de las aguas continentales preocupan cada vez más tanto a las administraciones públicas como a los ciudadanos.

Ante tal perspectiva hay que tener ideas claras sobre cómo mejorar la gestión tanto la disponibilidad de nuestros recursos hídricos como su calidad. Por una parte hay que tomar

medidas para reducir la contaminación en origen. Esto abarca aspectos que afectan tanto a las administraciones como a los ciudadanos. Por ejemplo en el caso de los fármacos, que forman parte de los denominados contaminantes emergentes, nos hace falta mucha educación ambiental y no deshacerse de los productos caducados por el retrete ya que van directamente a la red de saneamiento. Se calcula que en España y Europa en general este es el destino del 25-30% de los medicamentos caducados. Esto es particularmente triste en España, ya que tenemos el programa SIGRE que permite devolver este tipo de productos en los propios establecimientos farmacéuticos. Pero estas reflexiones las podríamos extender a otros contaminantes y otros sectores de población. Por ejemplo, los pesticidas son responsables de gran parte de la contaminación de origen agrícola de nuestros ríos y acuíferos. Se emplean en cantidades importantes en toda España. Sólo en el cultivo del maíz estamos hablando de 250 toneladas por año de atrazina. Esta cantidad es suficiente para contaminar a niveles 2,5 veces superiores a la concentración máxima permitida (0,1 microgramos por litro), la escorrentía de todos los ríos de España (100 km³ al año). Por fortuna, la mayor parte se degrada de manera natural. Pero es evidente que se está jugando con fuego. Por ello, no es exagerado decir que toda la preocupación sobre la calidad del agua es poca y que será necesario revisar nuestra cultura al respecto.

Como parte de dicha revisión, seguramente es prioritario revisar los sistemas de depuración de aguas residuales. Parece razonable pensar que se incrementen las inversiones en este sector, incorporando nuevas tecnologías. La incorporación de nuevas tecnologías de depuración en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) es muy importante para la mejora de la calidad de las aguas de nuestros ríos y acuíferos, ya que son una de las principales vías de entrada de contaminación en el medio acuático. En este sentido cabe citar los esfuerzos que se están realizando en Cataluña, donde ya se están realizando ampliaciones de depuradoras, como la de Terrassa, en las que se incorpora la tecnología de biorreactores de membrana que mejoran considerablemente el saneamiento y en especial la eliminación de nuevos contaminantes como los ya citados fármacos, que sólo se eliminan parcialmente en las EDAR convencionales.

Aunque más conocido, no podemos dejar de mencionar el problema de cantidad de agua. Una vez más, hay que mencionar a la agricultura, que representa la mayor parte del consumo de agua dulce en España, con una cuota del 63% del consumo total de agua. En Cataluña, el agua destinada a uso agrícola representa el 73%, frente al 18 y 9%, respectivamente, de consumos urbanos e industriales.

En relación a la agricultura hay que referirse cada vez más al impacto que puede representar en nuestro país el cultivo de biocombustibles. En una reciente comunicación de la Comisión Europea al Parlamento Europeo y al Consejo de Europa sobre como afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en Europa, pone de relieve que se debe dar mayor énfasis a la agricultura sostenible. El mismo documento recomienda evaluar la interrelación entre biocombustibles y disponibilidad de agua. En este sentido y como ejemplo nos permitimos resaltar otra vez el cultivo del maíz que en España ocupa más de

medio millón de hectáreas. El maíz es uno de los cereales que están experimentando incrementos de precio notables debido a su uso en la producción de bioetanol, por lo que cabe esperar que esta superficie aumente. Pues bien, para producir 1 kg de maíz hacen falta 769 litros de agua. Cada hectárea produce unos 9.400 kg de maíz, pero requiere unos 7.200 metros cúbicos. Es decir, en España necesitamos, solo para producir maíz, más de 3.000 hectómetros cúbicos de agua al año, más de 3 veces la cantidad de agua que se pretendía trasvasar mediante el derogado Plan Hidrológico Nacional. Esta cantidad es menor, que el consumo anual de agua para abastecimiento en España, estimado en 3.600 hectómetros cúbicos y está sólo un poco por debajo de la cantidad total trasvasada en los últimos diez años en el trasvase Tajo-Segura, que es de 4.800 hectómetros cúbicos. El incremento de los cultivos de biocombustibles, consecuencia principalmente del incremento de la demanda y del precio, nos va a traer no sólo problemas de escasez de agua, sino que también un aumento del uso de pesticidas y nutrientes en nuestras aguas superficiales y subterráneas, con lo cual los problemas derivados de la contaminación agrícola se incrementaran.

No podemos dejar de mencionar los problemas que se esperan en relación con el cambio climático. Existen muchas incertidumbres, pero una cosa en la que todos los modelos están de acuerdo es que se reducirá la lluvia en todo el Mediterráneo. La reducción de agua disponible continuará. En España, se debe esperar una reducción del orden del 30%.

Para contribuir a la solución de los problemas de falta de agua es preciso también encontrar soluciones alternativas al suministro. En la anterior legislatura el Ministerio de Medio Ambiente (a fecha de hoy Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Medio Marino) inició el programa AGUA centrado básicamente en la construcción de desaladoras. Este programa representa una inversión total de 4.000 millones de euros de los cuales la mayoría, unos 3.000, se destinan a la construcción de desaladoras. Así, mientras que en el año 2004 sólo se producían en España 140 hectómetros cúbicos de agua desalada, se calcula que a finales de 2008 se producirán unos 1.000 hectómetros cúbicos de agua procedente de desaladoras. Cabe sin embargo plantear la cuestión de si desalar, que consume mucha energía, es la mejor alternativa en un país que va a sufrir especialmente los problemas derivados del cambio climático, causado esencialmente por el exceso de generación de energía procedente de combustibles fósiles.

El círculo se cierra. España tenemos problemas graves de escasez de agua y es evidente que van a empeorar. Tenemos también problemas graves derivados de calidad del agua. Es evidente, pues, que no se puede evitar un debate serio y riguroso sobre el tema. Este libro de la serie Informes, del CSIC, pretende contribuir a dicho debate dando una visión global sobre la problemática de la disponibilidad y calidad del agua y desarrollando con rigor científico toda una serie de temas en relación a las aguas continentales, como los recursos hídricos, la calidad ecológica, química y microbiológica de las aguas continentales así como los aspectos relacionados con la reutilización y tratamiento de aguas residuales. España, por sus características específicas y como la mayoría de países

del sur de Europa, esta obligada casi por naturaleza a asegurar que haya un alto porcentaje de reutilización de las aguas, así como a que exista un estricto programa de control y seguimiento medioambiental y sanitario de estas aguas reutilizadas.

Finalmente añadir que este libro está escrito por reconocidos especialistas en cada uno de los temas desarrollados. Les damos las gracias a todos ellos por su participación, en el mismo desde la convicción de que dará una visión rigurosa, amplia, y detallada de la problemática asociada a los recursos hídricos y a la calidad de agua en España.

DAMIÀ BARCELÓ Y JESÚS CARRERA
*Instituto de Diagnóstico Ambiental
y Estudios del Agua (IDAEA)
Barcelona*

1

Hidrología global

Jesús Carrera



1.1. Introducción

La hidrología es la rama de la ciencia que estudia cómo se mueve el agua en la Tierra, cómo se transforma, qué factores controlan su abundancia, etc. La cuestión básica es: ¿por qué fluyen los ríos cuando no llueve? La respuesta a esta pregunta nos parece trivial hoy día. Sin embargo, en comparación con otras ramas del conocimiento, se tardó mucho en dar una respuesta satisfactoria.

Los griegos pensaban que el agua del mar era una mezcla de agua y tierra (dos de los cinco elementos básicos). Ello hacía que tuviese una tendencia a fluir hacia los continentes, donde la componente térrea volvía a su medio natural, convirtiendo el agua en menos salada y favoreciendo que se hiciese más ligera. De hecho, se hacía tan ligera que se llegaba a convertir en las nubes que con frecuencia se observan en las cumbres de las montañas. El respeto por los griegos era tal que se tardó mucho en cuestionar este esquema.

No fue hasta el siglo XVIII en que Perrault (familiar del de Caperucita) y Halley (el del cometa) echaron cuentas y concluyeron que el ciclo hidrológico era al revés. El que definitivamente cerró el ciclo hidrológico tal como hoy lo entendemos fue, ya a principios del siglo XIX, Dalton (que, irónicamente, pasó a la historia por confundir colores).

El hecho es que, tal vez debido a un comienzo tan tardío, el ciclo hidrológico sigue rodeado de un halo de misterio. La verdad es que no faltan motivos. En zonas áridas, las lluvias son una bendición que viene cuando Dios quiere (por ello se saca a la Virgen para que interceda). Las avenidas siguen siendo debidas a la mano de Dios y las aguas subterráneas son cosa de zahoríes. En este contexto, el cambio climático nos amenaza con reducir drásticamente la disponibilidad de agua. Este capítulo se dedica a arrojar un poco de luz sobre todos estos temas.

1.2. Los ciclos globales de agua y energía



La evaporación viene gobernada por la energía solar, por lo que la energía controla el ciclo del agua. Sin embargo, lo contrario también es cierto ya que una parte importante de la energía solar incidente termina gastándose en evaporación, por lo que el agua también controla el ciclo de energía. Ambos inciden sobre la vegetación que también ejerce un importante control sobre los mismos. Ello hace que el ciclo del carbono y otros elementos quede estrechamente ligado a los de agua y energía, por lo que estudiar solo uno de los ciclos es muy parcial. El espacio no permite analizarlos todos. Por ello, nos limitaremos a los ciclos globales de agua y energía, que están estrechamente ligados, afirmación que también es válida cuando se habla de la gestión humana de los recursos.

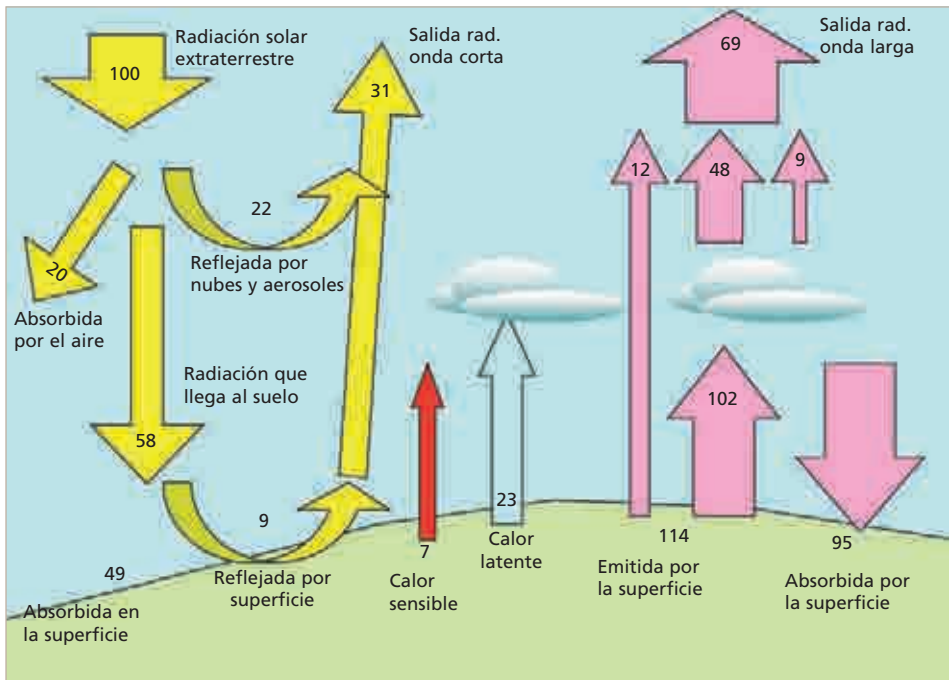
El balance global de energía se muestra en la Figura 1.2.1. Para entenderla, hay que pensar que la energía entra y sale de la Tierra por radiación. Conviene distinguir entre radiación de onda corta, que es la que distingue el ojo humano y emiten los cuerpos muy calientes (el Sol o una llama), y, onda larga, que es invisible y es la emitida por los cuerpos a las temperaturas habituales en la Tierra. Del total de radiación de onda corta incidente, solo la mitad (49%) llega al suelo (y al mar). El resto es absorbido por la atmósfera (20%), para ser luego reemitida como radiación de onda larga, reflejada por nubes y partículas (22%) o por la superficie del suelo (9%). Del 49% absorbido por el suelo, un 7% se devuelve a la atmósfera en forma de calor sensible (conducción y convección desde la superficie del suelo al aire, que calientan el aire), un 23% se consume en evaporar agua del suelo (vuelve a la atmósfera como calor latente en el vapor de agua y dará lugar a las nubes) y el 19% restante se reemite como radiación. Dado que la temperatura de la superficie de la Tierra es moderada, la longitud de onda de la radiación emitida es relativamente larga. Por tanto, la radiación emitida por la superficie de suelo y mar es de onda larga. De hecho, el balance de energía en el suelo es más complejo (ver Figura 1.2.1) ya que, además de la radiación de onda corta, el suelo recibe radiación de onda larga (procedente de la emitida por la atmósfera). Es más, el suelo recibe casi el doble de energía como radiación de onda larga que como radiación de onda corta. Por ello, el susodicho 19% de radiación reemitida por el suelo debe entenderse como diferencia entre la radiación de onda larga absorbida (95%) y la verdaderamente emitida (114%, ¡más que la radiación extraterrestre directa!).

El balance energético se completa con el de onda larga en la atmósfera. Ésta recibe la parte absorbida de la incidente de onda corta (20%), la emitida por el suelo (102%, el otro 12% se emite directamente al espacio exterior), y los flujos sensible y latente del suelo (7 y 23%,

respectivamente). Toda esta energía es reemitida en forma de radiación de onda larga por la atmósfera (57% hacia el exterior y 95% hacia el suelo). Es este extraordinario reciclaje de energía (la atmósfera absorbe y reemite a la superficie la mayoría de la energía de onda corta) el que hace de la Tierra un planeta relativamente cálido. Si no fuera por esta absorción, que es muy sensible a los gases presentes, la Tierra sería unos 33 °C más fría (la temperatura media sería de unos 18 °C bajo cero).

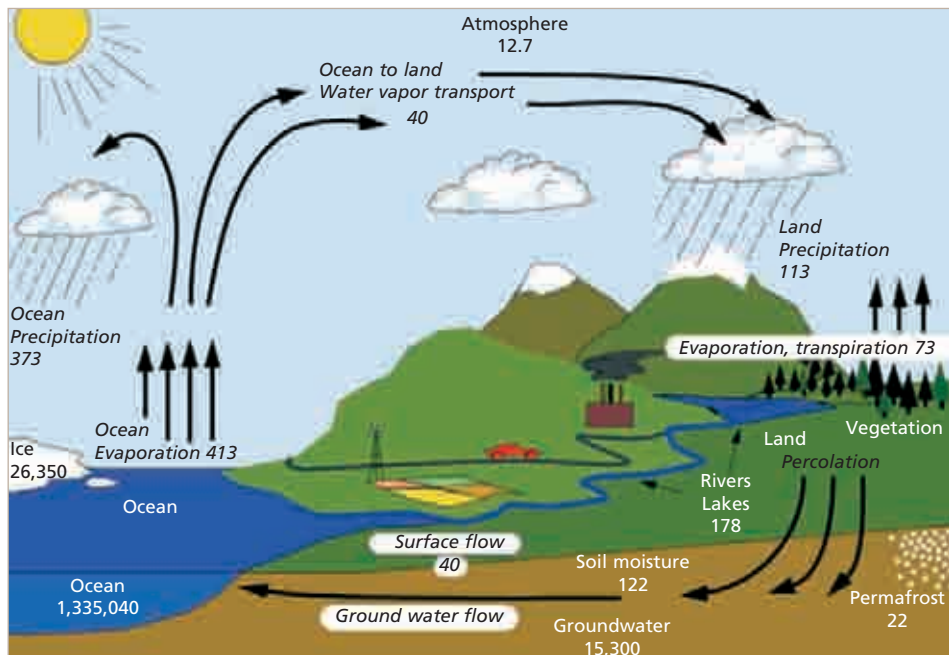
Conviene hacer dos comentarios adicionales. Primero, el balance de energía de la Figura 1.2.1 se expresa como porcentaje de la energía incidente sobre la superficie de la Tierra. Ésta es de unos 350 W/m². Sin embargo, los hidrólogos preferimos expresarlo como columna de agua. Esta energía es suficiente para evaporar una columna de agua de 4 m año (o 4.000 litros por m² al

Figura 1.2.1. Balance global de energía separando las componentes de radiación de onda corta (izquierda, en amarillo) y larga (derecha, en rosa). El balance se expresa como porcentaje de radiación solar incidente sobre la superficie de la atmósfera. Obsérvese que de la radiación incidente, solo la mitad (49%) llega a la superficie (mar y suelo), el resto se refleja o es absorbida por la atmósfera. De la que llega, casi la mitad (23%) se gasta en evaporar agua (calor latente), que dará lugar a las nubes. Toda la radiación emitida por cuerpos a las temperaturas normales de la Tierra es de onda larga. Pero, como la atmósfera es poco transparente a estas radiaciones, es absorbida y emitida muchas veces (queda capturada por la atmósfera, efecto invernadero)



año). La que llega al suelo es de 2 m. La que efectivamente se gasta en evaporar es del orden de 1 m. Por tanto, del balance de energía se deduce la evaporación y, como todo el agua que se evapora termina convirtiéndose en precipitación (lluvia o nieve), se concluye que la precipitación total es de 1 m al año (o 1.000 mm o 1.000 l/m² al año; para hacerse una idea, en España, la lluvia media es de unos 600 mm). El segundo comentario hace referencia al papel de los gases en la atmósfera. Si el ojo humano pudiese ver la radiación de onda larga, vería el aire como algo muy turbio y esa turbidez aumentaría mucho al aumentar la concentración de vapor de agua y de CO₂. Si no fuese por éstos, aumentaría mucho la proporción de radiación de onda larga que escapa de la Tierra y la temperatura sería mucho más baja. Por el contrario, el aumento de concentración de CO₂ (y otros gases, llamados de efecto invernadero) hará aumentar la temperatura, dando lugar al famoso calentamiento global y, como consecuencia, al cambio climático.

Figura 1.2.2. Ciclo hidrológico (Trenberth et al, 2007). La gráfica incluye los almacenes de agua (con letra recta, los números indican la cantidad de agua en miles de km³) y los flujos entre almacenes (en cursiva y expresados en miles de km³/año). Puede ser más claro si se expresa como columna de agua (la Tierra tiene una superficie de medio millón de km²). Así, puede observarse que la evaporación global es de casi 1 m de agua al año (1.000 L/m²/año o 1.000 mm) pero en el mar es de 1.200 mm y en los continentes de 460 m. En el mar llueven unos 1.100 mm y en los continentes 730 mm. Las diferencias (del orden del 10% de la lluvia global) son los intercambios en forma de humedad atmosférica del mar a los continentes y de descargas de ríos y acuíferos en sentido inverso



El ciclo de agua se muestra en la Figura 1.1.2 La evaporación global es de casi 1 m/año (6 486.000 km³/año). La evaporación es mayor en el mar (1,2 m/año) que en los continentes (0,45 m/año). Aunque esto también es verdad para la lluvia (1,1 m/año en el mar y 0,73 en los continentes), la evaporación sobre el mar supera a la lluvia. Esta diferencia es la humedad que el viento transporta del mar a los continentes o el agua que los ríos y acuíferos devuelven al mar. Nótese que esta parte del ciclo está prácticamente equilibrada, ya que la capacidad de la atmósfera es muy pequeña. La parte no equilibrada del ciclo es la correspondiente a las grandes reservas de agua dulce (la fusión de hielos y la sobreexplotación de acuíferos están conduciendo a un aumento del nivel del mar). Sin embargo, los desequilibrios son tan pequeños, en relación con los volúmenes de agua involucrados, que son difíciles de notar.

La visión del ciclo del agua se completa con la de las reservas, los volúmenes de agua disponible en cada uno de los “depósitos” (mar, acuíferos, ríos, etc). Éstas se muestran en la Tabla 1.2.1 (existen varias estimaciones, muy sensibles a que se incluyan, o no, las aguas subterráneas salobres y saladas, que representan la mitad de las aguas subterráneas totales). Cabe destacar que la mayoría del agua es salada. Las grandes reservas de agua dulce están en forma de hielo, sobre todo en la Antártica y en Groenlandia. Las reservas de agua dulce próximas son las de agua subterránea. Sumando estos tres depósitos (mar, hielo y aguas subterráneas) resulta el 99,98% del agua total de la Tierra. En comparación, la cantidad de agua disponible en lagos y ríos es despreciable. Ello sorprende, pero es importante para entender el agua a la escala local de un país o una cuenca. El agua del río es la que fluye, la que da vida. No es absurdo pensar en los ríos como arterias. Por el contrario, el agua subterránea es la que está, la que da persistencia al ciclo hidrológico y la que permite que los ríos fluyan cuando no llueve.

La Tabla 1.2.1 muestra también los tiempos medios de residencia del agua en cada depósito. El agua permanece en el mar durante una media de 3.200 años, motivo por el cual se mantiene

Tabla 1.2.1. El ciclo hidrológico global en números: depósitos, flujos y tiempos de residencia (Gleick, 1996)

Depósito	Volumen de agua (10 ³ km ³)	Porcentaje del total (%)	Tiempo medio de residencia
Mar	1.338.000	96,5	3.200 años
Hielo polar y glaciares	24.064	1,74	16.000 años
Agua subterránea	23.400	1,70	100-10.000 años
Lagos agua dulce	91	0,007	1-100 años
Lagos agua salada	85	0,006	10-1.000 años
Suelo y humedales	28	0,002	280 días
Atmósfera	13	0,001	9 días
Ríos	2,1	0,0002	12-20 días

relativamente saludable a pesar de los esfuerzos brutales de contaminación del ser humano durante el siglo XX. Sin embargo, sólo está unos pocos días en los ríos o en el aire (es decir, el agua evaporada volverá a caer como lluvia relativamente cerca). Esto hace que los ríos sean muy vulnerables a la contaminación, pero también favorece que se recuperen con relativa rapidez, una vez que ha cesado la fuente contaminante. El tiempo de residencia de las aguas subterráneas es de siglos, por lo que aún hay muchos acuíferos sin contaminar.

Esta visión del ciclo global del agua tiende a dar una imagen de invariabilidad y robustez que no responde a la realidad. El ciclo es inestable y sensible a pequeñas variaciones naturales o de origen antrópico.

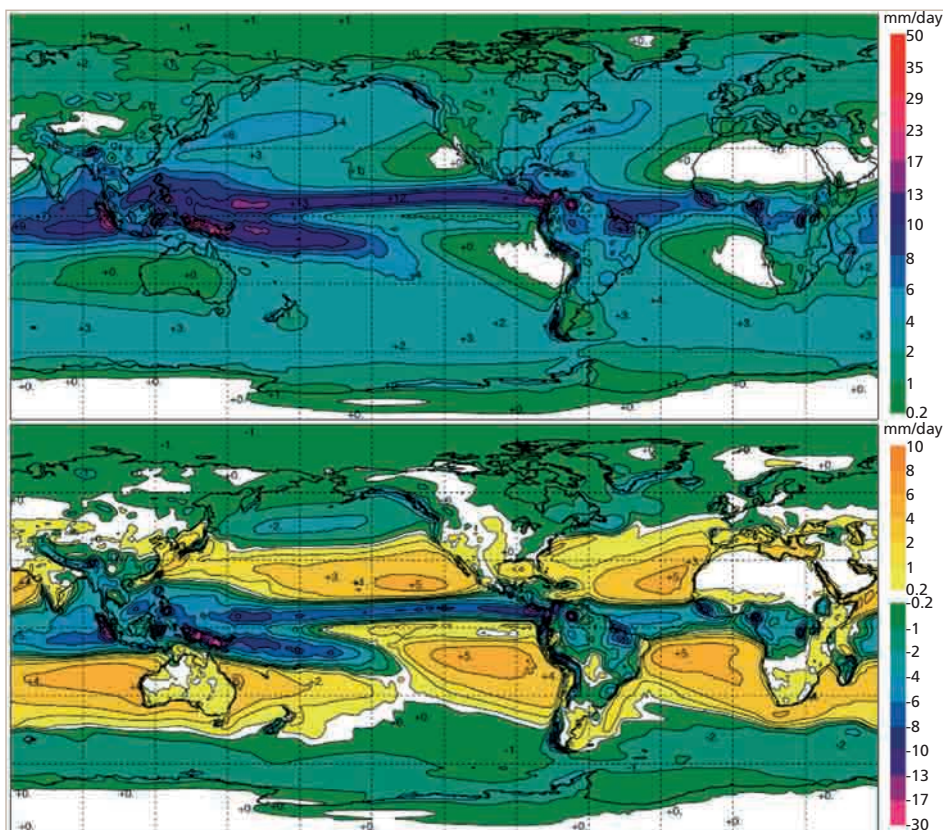
La imagen del ciclo hidrológico de la Figura 1.2.2 es excesivamente simplista. En realidad la cosa es más compleja. El ciclo del agua es variable en el espacio y el tiempo y es muy inestable. Para hacernos una idea, hay que pensar en la circulación global del aire.

La zona más cálida de la Tierra es la intertropical, ya que es la que recibe máxima radiación solar. Ello hace que el aire caliente tienda a subir hacia las capas superiores de la atmósfera y globalmente a fluir hacia los polos. En realidad, parte de este aire baja en latitudes intermedias (unos 30° C, en el Atlántico, esto coincide con las Azores, dando lugar a su famoso anticiclón), ya que el flujo ascendente de la zona ecuatorial succiona el aire situado en las latitudes adyacentes. En conjunto, se forman celdas de circulación (el aire sube en el ecuador, circula hacia el Norte por la estratosfera, baja en las latitudes en torno a 30° C. El efecto de Coriolis hace que los vientos que van de las Azores al Sur tiendan a desviarse hacia el Oeste (de la misma manera que cuando uno camina hacia el exterior en un tiovivo, tiende a caerse en dirección contraria a la de rotación). Esto da lugar a los alisios, los vientos que llevaron a Colón a América y que llevan la humedad que van adquiriendo por el camino hacia la zona ecuatorial. Es esta circulación la que hace converger una gran cantidad de humedad en la zona ecuatorial. Al subir, se enfría, condensa y da lugar a la gran precipitación que se produce en la misma. Ello explica porqué esta zona es húmeda y porqué concentra la jungla (mucho sol y mucha agua favorecen el crecimiento desbordante de la vegetación). Es esta misma circulación la que hace que a la altura de los trópicos llueva poco y que allí se concentren los desiertos (Sahara, Kalahari, Atacama, Gobi, etc.), ya que el aire que baja de la estratosfera está muy seco.

Este tipo observaciones explican en líneas generales la variabilidad espacial de la lluvia en la Tierra (Figura 1.2.3). La lluvia es muy alta en torno al Ecuador. No es exactamente en el Ecuador, porque la forma de los continentes altera la circulación atmosférica. Obsérvese que la proporción de terreno emergido es mucho mayor en el Hemisferio Norte que en el Sur. En las regiones adyacentes, sin embargo, la lluvia es baja y domina la evaporación. Las pautas de lluvia y evaporación también quedan alteradas por las corrientes marinas. Así, las regiones occidentales de los continentes (España, California) tienden a ser más cálidas y secas que las orientales. Con estas indicaciones, se puede entender la variabilidad de la lluvia en los océanos. En tierra firme, la cosa es más complicada porque influye la orografía. Sin embargo, algunas cosas están claras. América del Sur es, con mucho, el continente más húmedo porque es el único que es más ancho en el Ecuador. Cuando se analiza el ciclo global y las diferencias entre lluvia y evaporación (Figura 1.2.3), llama la atención que, exceptuando la zona ecuatorial,

las diferencias sean pequeñas en los continentes. Ello pone de manifiesto que, efectivamente, donde llueve poco, la evaporación también es pequeña. Por el contrario, en el mar siempre hay agua, por lo que la lluvia y la evaporación están mucho más regidas por la radiación solar y la circulación del aire. También pone de manifiesto el papel fundamental del mar en la alimentación del ciclo hidrológico. Y, en fin, pone de manifiesto que pequeñas variaciones de circulación atmosférica hagan variar mucho la lluvia. Es esta “inestabilidad” la que hace que el ciclo hidrológico sea difícil de predecir.

Figura 1.2.3. Lluvia global (arriba) y diferencia entre evaporación y lluvia (abajo) (ECMWF, 2006, ERA40). Obsérvese que la lluvia tiende a concentrarse en las zonas ecuatoriales, mientras que las zonas entre latitudes de 10 y 30° aportan humedad neta (que es transportada por los alisios hacia el Ecuador). Ello hace que los desiertos tiendan a concentrarse en latitudes en torno a 30°



1.3. El cambio climático, ¿lloverá más o menos?

La dificultad de predecir la lluvia a escala local podría hacer cuestionarse las predicciones asociadas al cambio climático y explica las actitudes escépticas. Sin embargo, algunas cosas están claras. Como ya hemos comentado, el aumento de la concentración de gases de efecto invernadero (GEI) hace que la atmósfera absorba una proporción creciente de la energía de onda larga emitida por la superficie de la Tierra. Ello hace que, primero, la atmósfera pueda almacenar más agua en forma de vapor y segundo, que subirá la temperatura en la superficie. Sobre esto no hay dudas. De hecho, ya lo predijo Arrhenius a principios del siglo XX. Tampoco hay duda de que la conjunción de estos dos hechos hará que se evapore más agua y por tanto aumente la lluvia global.

Las dudas surgen cuando se intenta saber qué pasará en un determinado lugar. Para resolverlas se realizan los modelos de circulación general (GCM, por sus iniciales en inglés). Como hemos visto, la distribución espacial y temporal de la lluvia viene regida no sólo por las variaciones de radiación solar, sino también por la circulación atmosférica. Por ello, estos modelos ponen énfasis en simular mediante ordenadores pautas de circulación. De hecho, lo consiguen bastante bien. Sin embargo, tienen gran incertidumbre cuando tratan de predecir la lluvia, que es muy sensible a las condiciones orográficas locales. Además los GCM son relativamente recientes y todavía tienen que mejorar mucho.

Llegados a este punto, parecería razonable plantearse que, dado que no se puede medir, lo mejor sería comparar las predicciones de dichos modelos con la realidad, con medidas directas. Sin embargo, antes de proceder a dicha comparación, conviene aclarar tres conceptos que a veces se mezclan: calentamiento global, cambio climático y cambio global. Se denomina calentamiento global al aumento de la temperatura media de la Tierra. De hecho, durante el siglo XX (y especialmente en la segunda mitad del siglo), la temperatura subió cerca de 1° C. Sin embargo, es posible que una parte apreciable de este aumento no sea debida a CO₂ y otros GEI, sino a otras causas naturales (p. ej., variaciones en radiación solar). Se denomina cambio climático al efecto que sobre el clima (y especialmente sobre la circulación atmosférica) tendrá el calentamiento global. Aunque, el calentamiento es debido en gran parte a causas naturales, el término cambio climático suele restringirse a la discusión del efecto de la acción humana sobre el clima (el lector puede pensar que la distinción es un poco difícil y quizás gratuita; creo que tiene razón).

Por último, el término cambio global se emplea para describir el conjunto de cambios que está sufriendo el medio ambiente, ahora sí, fundamentalmente atribuibles a la acción humana.

Distinguir entre calentamiento y cambio climático y global es relevante porque, aunque las predicciones de cambio climático produzcan un cierto escándalo, lo cierto es que el clima siempre ha sido muy variable. Como ya hemos repetido, la circulación atmosférica y el ciclo hidrológico global son inestables. Es decir, pequeñas variaciones en las causas producen grandes variaciones en los efectos. La realidad es que hay muchas causas de variación. La rotación de la Tierra produce ciclos día (cálido)-noche (fría). La traslación alrededor del Sol produce las estaciones. Las fluctuaciones en radiación solar producen ciclos de 11 años. En fin, las variaciones de la inclinación del eje de la Tierra respecto a su órbita producen ciclos de 100.000 años que han dado lugar a las glaciaciones. A las causas de variación cíclicas se superponen las esporádicas, como las erupciones volcánicas que pueden aumentar drásticamente la energía solar reflejada y enfrían temporalmente el planeta.

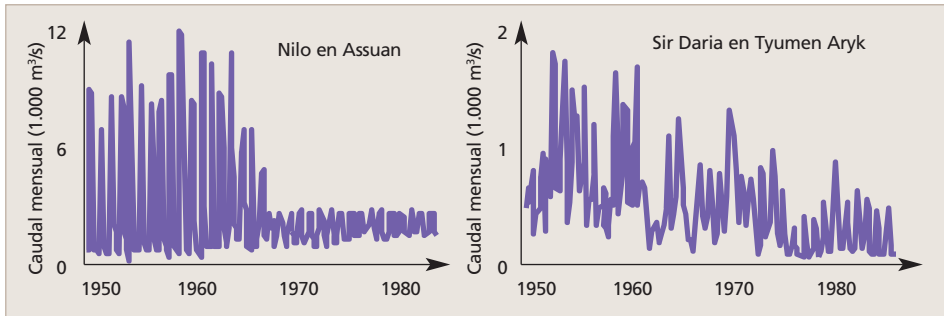
La Tierra responde a todos estos cambios variando el clima con tiempos de respuesta muy variables y con retroalimentaciones difíciles de predecir. Por ejemplo, pequeñas variaciones en el ángulo del eje de la Tierra con su órbita, pueden hacer que la noche polar se alargue, lo cual hace que aumente la superficie nevada y la energía reflejada. Al absorber menos energía, la Tierra se enfría y se producen las glaciaciones. Estos cambios, a su vez, producen cambios en la latitud de los alisios. Esto puede tener como efecto que, por ejemplo, el Sahara sea una zona relativamente húmeda, cosa que efectivamente sucedió hasta hace unos 10.000 años.

Esta larga disertación pone de manifiesto que la simple observación de variables climáticas no es suficiente para concluir que los cambios sean debidos al efecto del CO₂. Por ejemplo, el aumento de lluvia global puede ser debido al regadío, que representa del orden del 3% de la lluvia global. Obviamente, este tipo de razonamientos tienen una componente sofista. Tras reconocer que los modelos de circulación general tienen muchas limitaciones, es imposible afirmar con certeza que una determinada observación sea debida al cambio climático. Es por ello que debe uno retrotraerse a las primeras predicciones y notar que muchas de las observaciones actuales (aumento de temperatura, de la frecuencia y severidad de fenómenos extremos, etc.) habían sido predichas con mucha antelación. Ello invita a pensar que las predicciones actuales pueden tener una cierta fiabilidad.

En todo caso, en lo que respecta a la hidrología, los cambios más acusados son ciertamente debidos a la acción humana. La Figura 1.3.1 no requiere muchos comentarios. Es evidente que el régimen del Nilo ha cambiado como consecuencia de la construcción de la presa de Assuan y que el Sir Daria se ha secado, y con él el Mar de Aral, debido al regadío.

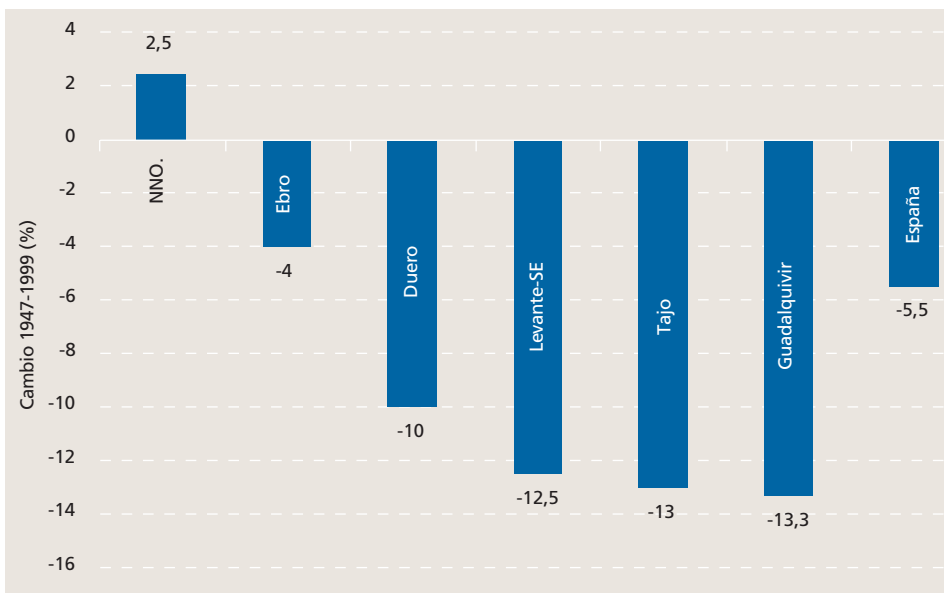
Estos cambios del ciclo hidrológico ponen en cuestión los métodos de cálculo con que hemos venido trabajando los hidrólogos. En buena medida, se suponía que el ciclo hidrológico era estadísticamente estacionario. Por ejemplo, para deducir la avenida que viene de media cada cien años, se observaba una serie larga de caudales y se analizaba estadísticamente. El resultado se empleaba, y aún se emplea, para diseñar, por ejemplo, medidas de protección frente a avenidas. La cuestión básica es si dicha metodología sigue sirviendo cuando es evidente que el sistema está cambiando. Parece claro que no.

Figura 1.3.1. Caudales medios mensuales del Nilo en Assuan (izda.) y del Sir Daria en Tyumen Aryk (dcha.) (modificado de GRDC, 2007). Obsérvese la reducción en caudal total y en amplitud de fluctuaciones tras la construcción de embalses y la puesta en marcha de regadíos



No se puede acabar este capítulo sin una mención expresa a la situación española. En líneas generales, lo dicho hasta ahora es extrapolable al caso español. Existen tendencias muy marcadas. Parece evidente que la lluvia está disminuyendo (Figura 1.3.2). Ello puede ser anecdótico

Figura 1.3.2. Tendencia de la precipitación en las cuencas españolas, 1947-1999 (Ayala, 2002)



pero empieza a resultar preocupante cuando coincide con las predicciones climáticas que sugieren que el área mediterránea en general y España en particular sufrirán una reducción particularmente severa de la lluvia (Figura 1.3.3).

No debe sorprender, pues, que las aportaciones de los ríos estén disminuyendo. En la Figura 1.3.4 se muestra la evolución del caudal descargado por el río Ebro. Desde 1947 a 1999, la aportación se redujo en un 47%. Francesc Gallart y Pilar Llorens (2004) han estudiado el tema en detalle y atribuyen esta reducción a la extracción de agua para regadío, a la reforestación y al cambio climático, a partes iguales. Y tal vez ésta sea la mejor síntesis de la situación. Parece que estamos empezando a sufrir, en términos hidrológicos, los efectos del cambio climático. Sin embargo, estos efectos están oscurecidos por otros factores y es necesario un trabajo de detalle, como el que ha realizado Francesc y Pilar en el Ebro, para poder atribuir los efectos a causas concretas.

Figura 1.3.3. Cambio de la precipitación media (mm/día) entre los periodos 2080-2099 y 1980-1999 obtenidos mediante modelos de circulación atmosférica para el escenario SRES A1B (IPCC, 2007). Los valores representan la media de al menos 10 modelos con resultados válidos. Las regiones punteadas son las de resultados más coherentes (con al menos el 80% de modelos coincidiendo en el signo del cambio). Obsérvese que se espera una severa reducción de la lluvia en la Península Ibérica, que es una de las zonas en la que los modelos están de acuerdo

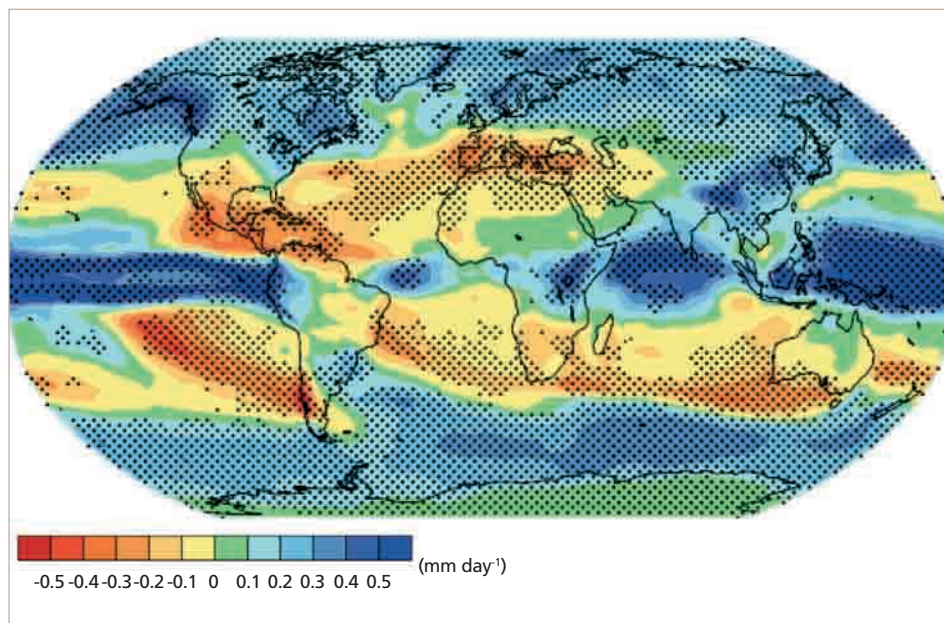
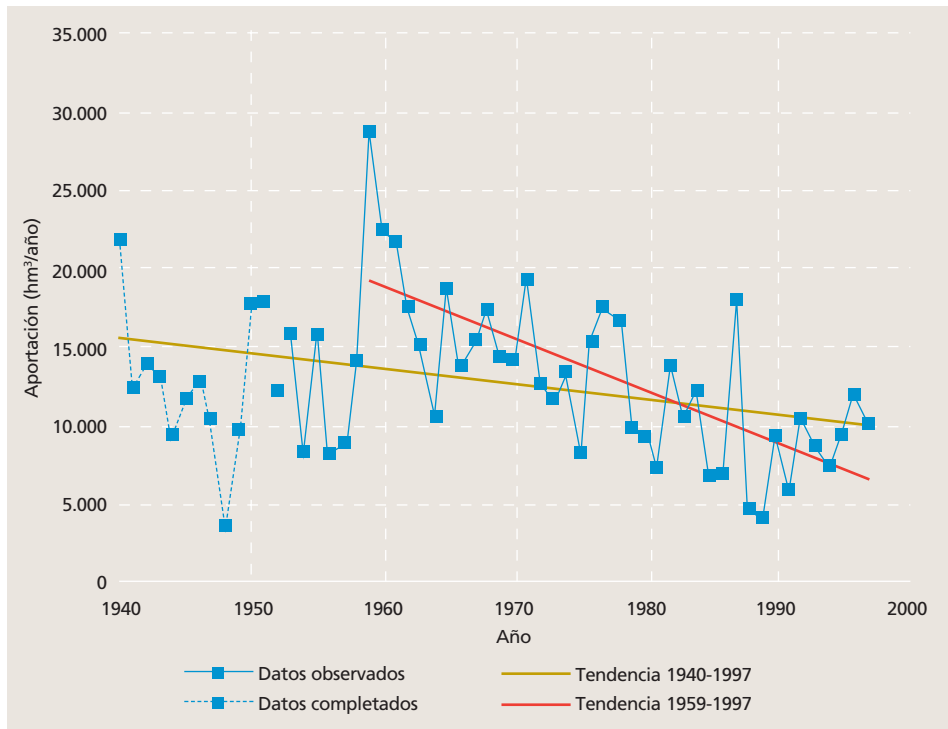


Figura 1.3.4. Aportaciones anuales del Ebro entre 1940 y 1997 (MIMAM, 2000). Obsérvese que, en el periodo 1947-1997, se han reducido en un 44,7%. La atribución de causas a esta observación requiere análisis detallados. Gallart y Llorens, investigadores del CSIC, lo atribuyen a la puesta en marcha de regadíos, a la reforestación y al cambio climático



1.4. A modo de conclusión

Tras haber tardado mucho en entender el ciclo hidrológico, la Humanidad ha tendido a verlo como algo inmutable. En realidad no es así, varía y varía mucho, y siempre lo ha hecho. Además varía a todas las escalas temporales imaginables. Hay cosas que varían poco (globalmente, la lluvia no debe haber fluctuado demasiado respecto a los 1.000 mm actuales). Pero todo lo relativo a la distribución espacial es muy inestable y por tanto cambiante y difícil de predecir.

Las observaciones directas no pueden, de momento, detectar sin ambigüedad los efectos del cambio climático porque, primero, estos efectos aún son incipientes y, segundo, están oscurecidas por el impacto brutal que el ser humano ha ejercido directamente sobre el ciclo hidrológico. La conjunción de la dificultad de predicción, de detección de cambios y, especialmente, de atribución de causas a estos cambios ha conducido a un cierto escepticismo respecto al cambio climático. Personalmente, creo que es real y que algunos de los cambios que estamos observando (en particular el aumento de frecuencia de situaciones extremas) son atribuibles al cambio climático. Sin embargo, la duda me parece razonable y respetable. Lo que no me parece tan respetable es la pasividad. Independientemente de las incertidumbres, la amenaza es real y lo suficientemente seria como para obligarnos a adoptar medidas.

La situación es particularmente seria en España. Es evidente que el país se está secando, mejor dicho, que lo estamos secando. De momento, los cambios son fundamentalmente debidos al uso seguramente excesivo de agua, aunque es probable que en parte sean también debidos al cambio climático. De hecho, da igual, sabemos que la lluvia y la circulación de humedad tienen una gran retroalimentación. Si nos secamos, también lloverá menos. Por otro lado, las predicciones a medio y largo plazo son pesimistas. Se reducirá la lluvia y, mucho más que proporcionalmente, la disponibilidad de agua. Todo ello apunta a que también aquí es urgente actuar.

Vivimos tiempos que para los hidroclimatólogos son extraordinarios. Están haciendo predicciones que sólo se demostrarán definitivamente válidas, o no, en 20 o 50 años. Sin embargo, como habitantes de este planeta y ciudadanos de este país, es ahora cuando nos toca actuar, para que esas predicciones nos hagan el menos daño posible. El reto es formidable, pero lo que pueda pasar en 20 o 50 años depende en buena medida de lo que hagamos ahora.

Bibliografía

- Ayala-Carcedo, F.J. (2002). En *III Congreso Ibérico de Planificación y Gestión de Aguas* (del Moral ed.), Sevilla, Fundación Nueva Cultura del Agua, 360-364.
- Bronstert, A; Carrera, J.; Kabat, P.; Lutkemeier, S. (2004). *Coupled Models for the Hydrological Cycle*, Springer-Verlag, 978-3-540-22371-9.
- ECMWF (2006). ERA 40 reanalysis, http://www.ecmwf.int/research/era/ERA-40_Atlas/index.html
- Gallart, F. y Llorens, P. (2004). *Physics and Chemistry of the Earth* 29: 769-773.
- Gleick, P.H. (1996). "Water resources". En *Encyclopedia of Climate and Weather*, ed. by S. H. Schneider, Oxford University Press, 2, 817.
- GRDC (2007). Global Runoff Data Centre <http://grdc.bafg.de/servlet/is/Entry.987.Display/>
- IPCC (2007). *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC*, 978 0521 70596-7.
- MIMAM (2000). Plan Hidrológico Nacional, v. 3: Análisis de los Sistemas Hidráulicos.
- Trenberth, K.E.; Smith, L.; Qian, T.T.; Dai, A.G. y Fasullo, J. (2007). *Journal of Hydrometeorology*, 8 (4) 758-769.

2

Gestión de recursos hídricos en zonas áridas y recarga artificial de acuíferos

Xavier Sánchez-Vila



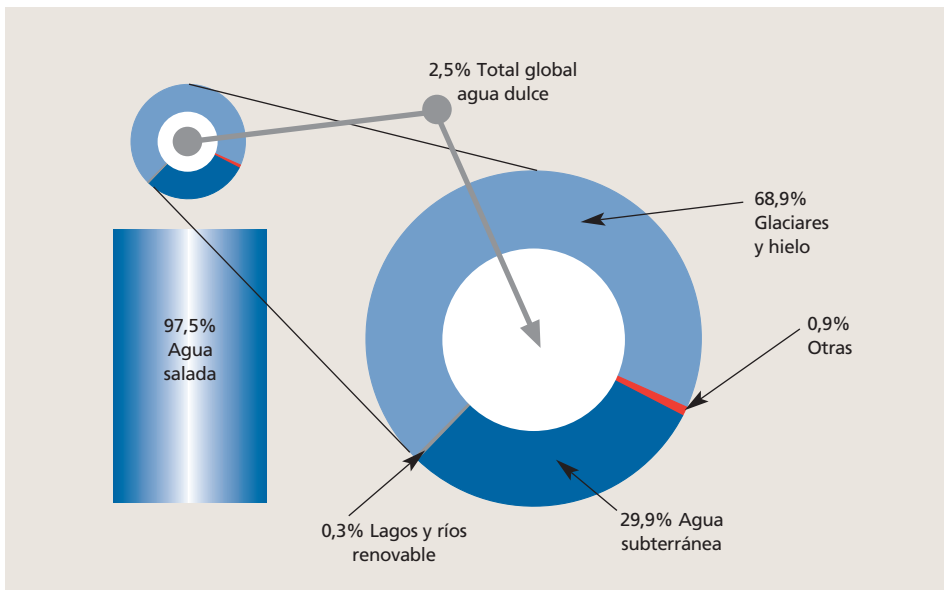
2.1. Las zonas áridas

2

La Tierra es el Planeta Azul. Según datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS), más de mil millones de personas no tienen acceso de modo regular a agua potable.

Esta aparente contradicción tiene una explicación clara. El primer problema es la escasez de agua dulce. La gran mayoría del agua en la Tierra se encuentra en los mares y los océanos, por lo que presenta una alta salinidad. Del total de agua dulce, más de

Figura 2.1.1. Total agua

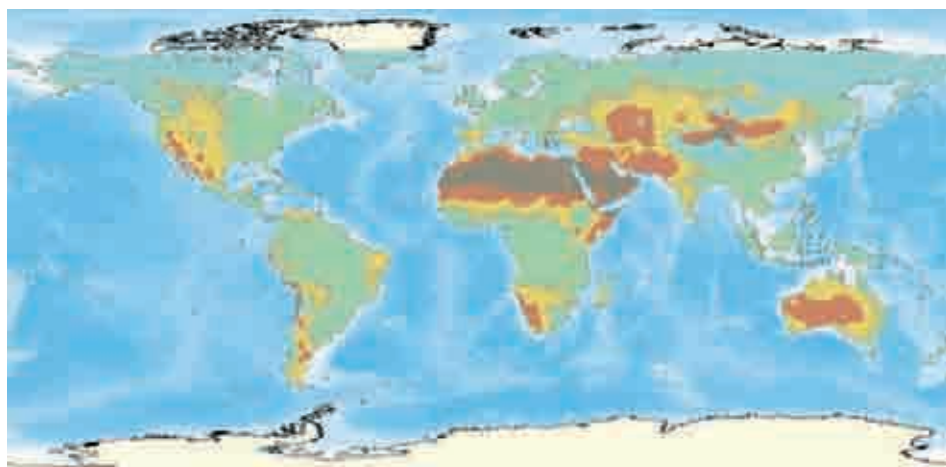


De toda el agua existente en la Tierra sólo una fracción pequeña puede aprovecharse como recurso para la población. Este agua se encuentra en lagos y ríos o bien en forma de agua subterránea.

dos tercios se encuentra acumulada en los polos. Así pues, sólo una pequeña fracción, del orden del 1%, del total de agua de la Tierra se encuentra accesible en los ríos o en los acuíferos.

El segundo problema corresponde a que el agua dulce está mal repartida en el espacio y en el tiempo. En concreto, se encuentra muy irregularmente repartida entre las diferentes regiones del mundo, y sujeta a enormes irregularidades entre estaciones del año, así como a grandes fluctuaciones entre un año y otro. Por lo que respecta al agua superficial, en algunas partes del planeta las lluvias son poco abundantes y en algunos casos de carácter violento, concentrándose en pocos días o semanas al año, seguidas por largos meses o años de sequía. Esto ocurre por ejemplo en los países del Mediterráneo y en el sur y sudeste asiático.

Figura 2.1.2. Países áridos y semiáridos



Mapa de los países áridos y semi-áridos (marcados en colores cálidos) (Fuente: <http://www.wri.org>). Las zonas hiperáridas (en marrón) ocupan el 7,5% de la superficie terrestre; las zonas áridas (en rojo), el 12,1%, y las zonas semi-áridas (en amarillo), el 17,7%.

Climáticamente se distingue la superficie terrestre en diversas zonas a partir del Índice de Aridez (IA), que se define como el cociente entre dos valores, siendo el numerador la precipitación media anual en un punto y el denominador la evapotranspiración potencial (UNEP, 1992). Esta última es la suma de la evaporación y la transpiración que tendría una planta que dispusiera de una cantidad de agua ilimitada. En función de este índice se definen las siguientes zonas: hiperáridas ($IA < 0.05$), áridas ($0.05 < IA < 0.20$) y semi-áridas ($0.20 < IA < 0.50$).

El total de zonas con un Índice de Aridez bajo (< 0.50) es de poco más del 37%, y sin embargo acumula el 49% de la población mundial. En este punto es importante remarcar



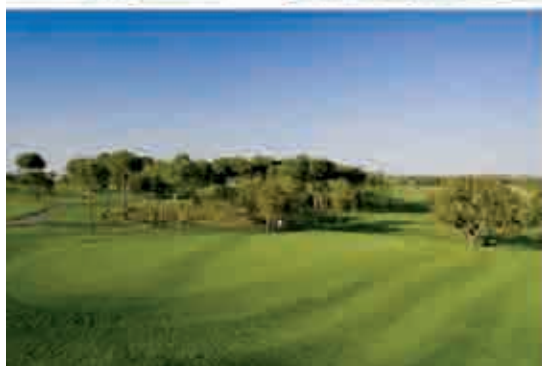
El Planeta presenta zonas de aridez extrema. Algunas se encuentran poco habitadas (desiertos), pero otras están altamente pobladas (El Cairo).

que el concepto de país árido o semi-árido incluye tanto a países como Chad o Afganistán, como a Estados Unidos, Israel o Australia. Es evidente que los problemas en unos u otros países van a ser muy distintos, y las soluciones que han adoptado los diversos gobiernos para hacer frente al problema, también.

2.2. Gestión de recursos hídricos convencionales

2

Una gestión integral de los recursos de agua dulce empieza por entender las necesidades y cómo deben priorizarse. A nivel mundial se considera que el 70% del agua consumida se destina a la agricultura. El 30% adicional se reparte entre usos industriales y domésticos. Sólo una pequeña fracción del agua consumida se destina a otros usos, como serían los recreacionales. Sin embargo estas proporciones varían país a país, y así por ejemplo el consumo de agua para usos recreacionales se convierte en importante en países en los que la economía depende de modo importante del turismo.



Diversos usos del agua: suministro a la población (arriba izquierda), agricultura (arriba derecha) y recreativo (abajo).

En segundo lugar es importante conocer de qué recursos se dispone para satisfacer las necesidades de agua de un país o región. Los recursos hídricos suelen agruparse en convencionales y no convencionales. Los recursos convencionales incluyen las aguas superficiales y subterráneas.

Las aguas superficiales que forman parte del sistema acuático continental se encuentran distribuidas en ríos, lagos y embalses. Estas aguas pueden provenir de la precipitación, el deshielo o bien proceder de la descarga de los acuíferos. Una parte de estas aguas superficiales puede llegar a explotarse, constituyendo, por tanto, un recurso hídrico.

Las aguas superficiales tienen unas características específicas, que se pueden resumir en:

1. Tener una distribución espacial discontinua y jerarquizada, concentrada en unos puntos concretos que reciben el agua de toda la cuenca de drenaje.
2. La distribución de los volúmenes de recursos está muy condicionada por la climatología y, por ese motivo, presenta variaciones estacionales muy importantes.
3. La movilidad de los recursos en los ríos es muy elevada, por lo que debe procederse a obras de ingeniería de alto impacto ambiental (embalses) para conseguir retener los recursos y evitar que se pierdan al mar.
4. El caudal en los ríos sólo será estable si están conectados y alimentados por embalses subterráneos de gran capacidad (acuíferos).

El agua subterránea se encuentra en los huecos que deja el material granular que forma el subsuelo, constituyendo formaciones denominadas acuíferos. Un acuífero es un embalse subterráneo donde el agua infiltrada (por ejemplo, procedente de la lluvia o de un exceso de riego) se almacena y circula. Si se conecta el acuífero con la superficie, mediante un pozo o una galería, se puede realizar una captación de un volumen importante, por lo que constituye un recurso hídrico ampliamente utilizado en el mundo.

El agua subterránea se renueva muy lentamente si se compara con el tiempo necesario para renovar los lagos o los cursos de agua superficial. El tiempo de residencia (el periodo necesario para renovar por completo un depósito a su tasa de renovación natural) es muy largo.



La mayoría de los arroyos de montaña tienen carácter estacional.



Los ríos de carácter permanente lo son por estar controlados bien por un acuífero, bien de modo artificial mediante embalses.

De modo equivalente, la velocidad a la que se mueve el agua subterránea es muy pequeña en comparación con la velocidad del agua en los ríos.

En las zonas áridas existe un problema de disponibilidad de recursos hídricos convencionales para satisfacer las necesidades. A este problema se añade el de la calidad de dichos recursos. La calidad de los recursos hídricos puede degradarse de manera natural, cuando el agua circulante lava terrenos muy salinos o con minerales que ceden al agua compuestos tóxicos. Sin embargo, la degradación de la calidad se debe en la mayoría de casos a la contaminación producida por la actividad humana. Esta contaminación puede deberse a los vertidos directos procedentes de los núcleos de población o de las actividades industriales o mineras, así como al efecto de los vertederos de residuos. La contaminación agrícola (por el uso de fertilizantes y pesticidas) y ganadera es la fuente básica de contaminación de las aguas subterráneas en los países semi-áridos. Un último tipo de contaminación se produce como consecuencia directa de algunos recursos, lo que produce la movilización de aguas de menor calidad que se mezclan o desplazan las aguas de mejor calidad. Un ejemplo se produce en la explotación de los acuíferos en zonas costeras, que favorecen la entrada subterránea de agua de mar, con la pérdida de calidad asociada.

2.3. Gestiones en condiciones de escasez: recursos no convencionales

2

En esas condiciones, tomando en cuenta el crecimiento de las necesidades para los diversos usos, la gran competencia entre esos usos (que deben por tanto priorizarse) y la posible contaminación de estos recursos, el agua corre el riesgo de convertirse en muchas regiones en un factor limitante del desarrollo futuro y en el objeto de disputas entre sus potenciales usuarios.



Ejemplo de riego por goteo en un viñedo de Nuevo México (EUA).

La gestión de recursos hídricos en condiciones de escasez supone un equilibrio entre oferta y demanda. Por este motivo una correcta gestión debe actuar sobre estos dos puntos simultáneamente. Una correcta gestión sobre la demanda implica el compromiso de los diversos agentes que intervienen. El punto fundamental es la realización de políticas de ahorro. En las grandes ciudades hace años que se realizan campañas de información y sensibilización del público. Como ejemplo, una intensa campaña realizada en Copenhage consiguió reducir entre 1989 y 1997 el 22% del consumo doméstico, a pesar de que en ese intervalo se produjo un aumento de población.

Prosiguiendo con la demanda urbana, otra manera de reducir la misma consiste en reducir el porcentaje de pérdidas en las redes de agua potable, que en algunas ciudades supera ampliamente el 20%. En Barcelona en el intervalo 1988-1994 se consiguió una importante reducción por la modernización de la red de suministro con motivo de los

Juegos Olímpicos de 1992. La reducción del consumo puede conseguirse mediante la educación de la población o mediante políticas tarifarias.

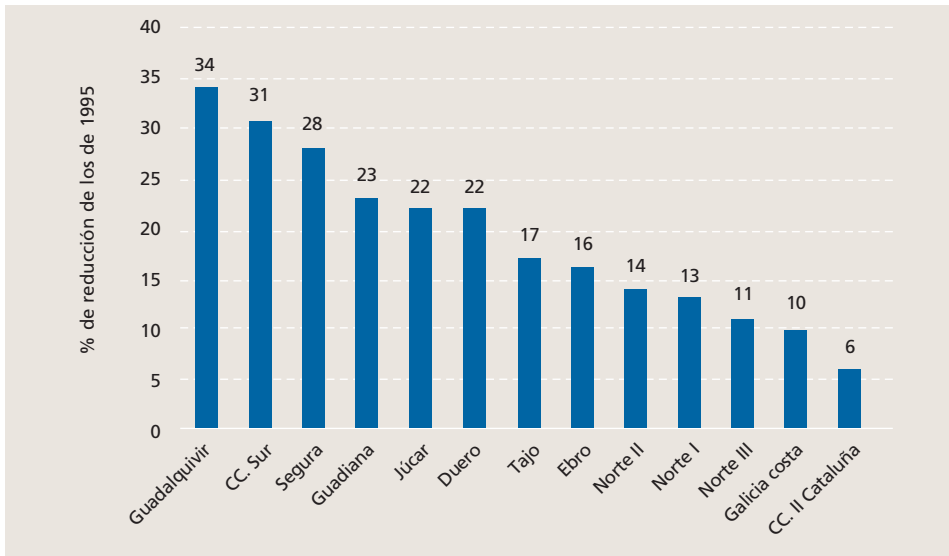
Del mismo modo es posible interactuar sobre la demanda en el consumo industrial y agrícola mediante técnicas de producción o de riego más eficiente. Un ejemplo clásico es la progresiva implantación del riego por goteo como alternativa al riego por aspersión.

Sin embargo, la disminución de la demanda no es suficiente para resolver los problemas de disponibilidad de agua para satisfacer los diversas necesidades actuales o futuras.

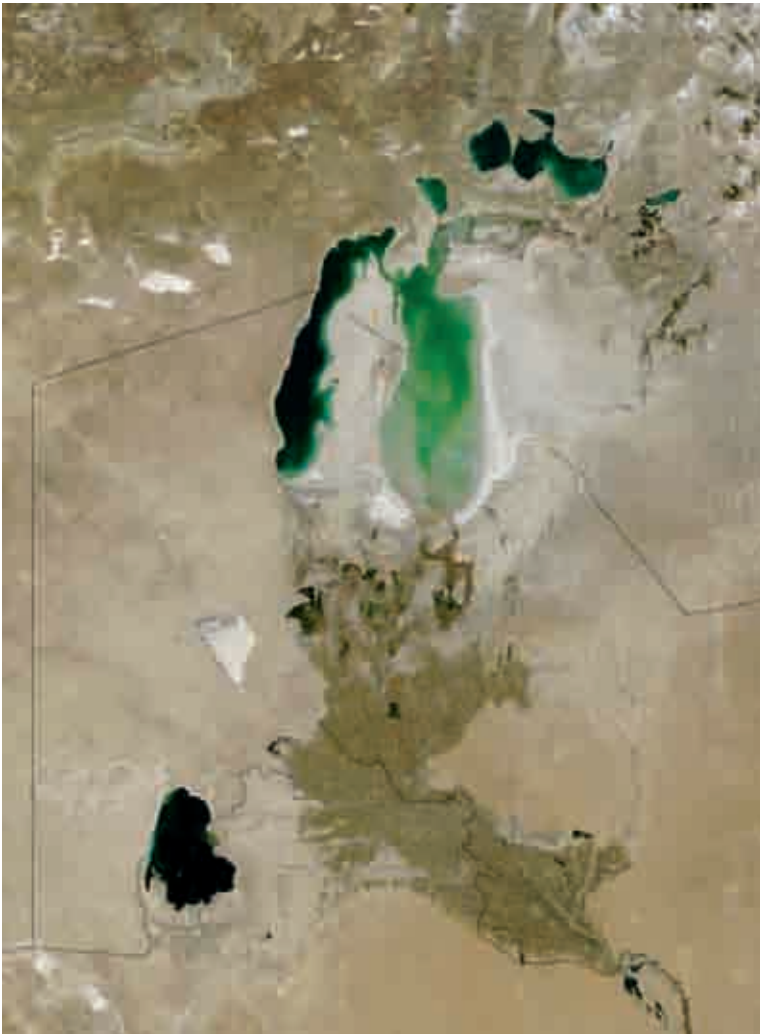
Es importante recalcar aquí los efectos potenciales del cambio climático en la reducción de los recursos convencionales en el futuro. Como ejemplo, se ha evaluado la disponibilidad de los recursos convencionales en cada una de las cuencas hidrográficas en España para el año 2060, observándose una tendencia general de reducción de recursos entre 6-34%.

Ante esta perspectiva existe, por tanto, una necesidad de actuar también sobre la oferta. Por una parte conviene trabajar en la necesidad de proteger la oferta, evitando la contaminación de los mismos por medio la depuración de los vertidos o el establecimiento de perímetros de protección (zonas en las que no se pueden realizar una serie de actuaciones que comprometan la calidad de los recursos). En todo caso es importante aumentar la oferta disponible mediante la utilización de otros recursos hídricos que, en general, reciben el nombre de no-convencionales, o bien mediante transferencia de agua desde otras cuencas (trasvases).

Figura 2.3.1. Reducción prevista de recursos convencionales para las distintas cuencas hidrográficas españolas en el año 2060 en % (Ayala-Carcedo, 2003)



Los trasvases de cuenca son obras hidráulicas cuya finalidad es la de incrementar la disponibilidad de agua en una cuenca vecina. Los usos específicos del agua pueden ser abastecimiento o riego. Los trasvases son obras muy controvertidas por su potencial impacto ambiental. Así pues, si bien un buen número de trasvases han permitido el desarrollo de zonas muy deprimidas de la Tierra, existen también numerosos ejemplos de desastres ambientales debidos a una incorrecta gestión de las transferencias de agua; quizás el más conocido el de la desecación de una amplia superficie del Mar de Aral.



El Mar de Aral, en 2003, ha visto reducida su extensión a menos de la mitad del área cubierta cincuenta años antes. La causa de esta reducción ha sido el importante trasvase de los ríos Amu Daria y Syr Daria para la puesta en marcha de una amplia zona de regadío en varias de las antiguas repúblicas soviéticas.

Los recursos no-convencionales más importantes (en términos cuantitativos) serían:

- Desalación de agua salada o salobre.
- Reutilización de agua regenerada.
- Almacenamiento y recuperación de agua en acuíferos.
- Captura y almacenamiento de aguas de escorrentía en tormentas.
- Captura de rocío.

La desalación es una alternativa cara, pero cada vez más habitual en países áridos o semi-áridos. Consiste en captar agua salada (del mar) o salobre (acuíferos costeros) y eliminar la sal mediante ósmosis inversa. El coste es elevado por la alta demanda energética del proceso.

El agua regenerada (agua residual depurada) se usa en diversas partes del mundo para satisfacer demandas de agua potable (Singapur), en industrias (torres de refrigeración), en agricultura (500 km² en Pakistán), en la rehabilitación de ecosistemas naturales (los Everglades de Florida), y en usos lúdicos (riego de campos de golf). Uno de los usos más importantes es el de recarga de acuíferos (EUA, Australia, Israel), que se discutirá a continuación.



Interior de una planta desaladora. Conjuntos de membranas de ósmosis inversa.

2.4. Recarga artificial de acuíferos

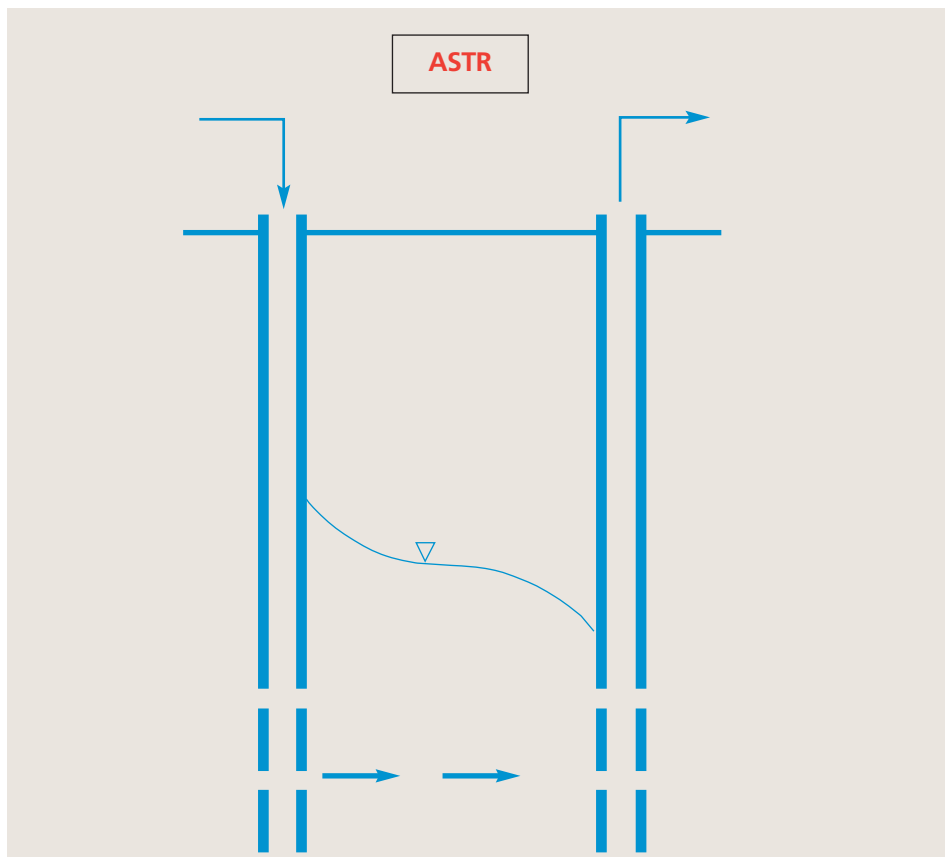
2

La recarga artificial de acuíferos es una técnica hidrogeológica que consiste en introducir agua en un acuífero para aumentar la disponibilidad de los recursos hídricos y mejorar su calidad, contribuyendo a una gestión más racional de los recursos hídricos (potencialidad; hídrica que presenta una determinada cuenca hidrográfica o sistema de explotación). A este respecto, los beneficios de la recarga artificial de acuíferos son:

- Incremento de los recursos hídricos, puesto que estas aguas pueden captarse mediante pozos de extracción, en una técnica que se conoce como ASTR (Aquifer Storage, Transfer and Recovery). La infiltración supone un aumento (o una recuperación) de los niveles freáticos; el agua circula por el subsuelo produciéndose un proceso de depuración natural antes de proceder a su captación.
- Incremento o mantenimiento de la calidad de los recursos subterráneos. Al proceso de autodepuración se añade la posibilidad de usar la recarga artificial como medio para contener la posible mezcla en la zona de captación con un agua de inferior calidad. Un ejemplo se tiene en las zonas costeras, donde la recarga artificial permite mantener a raya la cuña de intrusión marina. En algunos casos la recarga se utiliza para favorecer la mezcla de aguas de distinta calidad, provocando la dilución del agua de menor calidad y favorecer las reacciones químicas y biológicas.
- Otros que incluyen el mantenimiento de enclaves ecológicos o medioambientales, o la reducción de los fenómenos de subsidencia del terreno provocados por el sobre-bombeo.

Los métodos de recarga pueden ser muy diversos, aunque se dividen en dos grandes grupos: superficiales y profundos. Entre los métodos superficiales están los que intentan favorecer la infiltración natural (escarificado, aumento de la longitud o reducción de la pendiente del río, o la instalación de métodos artificiales para retener el agua), pero el más habitual es la instalación de balsas superficiales de infiltración. Estas balsas tienen una gran necesidad de disponibilidad de superficie (lo que puede ser un problema en países desarrollados) y las cantidades a infiltrar dependen del tipo de suelo y del mantenimiento del

Figura 2.4.1. Diagrama simplificado del método ASTR (Aquifer Storage, Transfer and Recovery)



El agua se infiltra en un punto y se recoge en un pozo situado aguas abajo.

sistema. Este mantenimiento supone vaciar la balsa y limpiar el fondo para evitar el proceso conocido como colmatación, que supone la formación de una película en el fondo de la balsa que en la práctica supone una importante reducción de la capacidad de infiltración.

La alternativa son los métodos de inyección profunda, mediante pozos. En este caso el problema de colmatación es aún más importante, por lo que el agua infiltrada debe ser de alta calidad. La recarga en profundidad suele utilizarse cuando existe una baja conexión hidráulica entre la superficie y el acuífero (presencia de capas de baja permeabilidad en profundidad) o cuando el terreno es muy caro o simplemente no existe disponibilidad del mismo.



Balsas de recarga artificial en la Dan Region (Israel). Al fondo se ve una balsa inundada. Al frente la balsa está vacía y se aprecia el efecto de arado del fondo para evitar la colmatación. A la derecha se observa uno de los pozos de control.



Llenado de una balsa de recarga artificial con agua regenerada procedente de una planta de tratamiento de aguas residuales de Tel-Aviv.

El último punto a destacar es la procedencia del agua de recarga. Como ya se ha dicho, en el caso de pozos es necesario inyectar un agua de calidad prácticamente equivalente a la del agua potable. La recarga artificial, sin embargo, puede hacerse con aguas de muy diversa calidad, entre las que se incluye aguas de escorrentía en tormentas, agua superficial excedente, o incluso agua residual tratada. Uno de los ejemplos más importantes de reutilización de agua residual mediante técnicas de recarga artificial tiene lugar en Israel. El agua residual procedente de Tel-Aviv se infiltra en el terreno mediante balsas tras un tratamiento secundario. Parte de ese agua es captada mediante pozos tras un tiempo de residencia en el terreno superior a los seis meses, equivalente a una depuración terciaria. Este agua se trasvasa hacia el Desierto del Negev, donde se utiliza para la agricultura. El total de agua trasvasada es de 216 hm³/año.

Bibliografía

- Ayala-Carcedo, F.J. (2003). "Impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos en España y viabilidad física y ecológica del Plan Hidrológico Nacional 2001". En Arrojo y Del Moral (eds.). *La Directiva Marco del agua: realidades y futuros*. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza, 253-271.
- Micklin, P.P. (1988). "Dessication of the Aral Sea: A water management disaster in the Soviet Union". *Science* 241: 1170-76.
- Salgot, M.X.; Sánchez-Vila, A. Torrens (eds.) (1999). *Recursos d'aigua*. Fundación AGBAR, Barcelona.
- United Nations Environment Programme (1992). *World Atlas of Desertification*.
- Wangnick/GWI (2005). *2004 Worldwide desalting plants inventory*. Global Water Intelligence. Oxford, England.
- <http://ga.water.usgs.gov/edu/watercycle.html>
http://water.usgs.gov/ogw/artificial_recharge.html

3

Teledetección y sistemas de información geográfica en la gestión de las aguas subterráneas

*Santiago Castaño
Juan José Gómez-Alday
David Sanz*



Después de la contenida en los glaciares, el agua subterránea constituye el volumen de agua dulce más importante a disposición del hombre. Bajo el suelo se encuentra un volumen de agua 4.000 veces mayor que la de los ríos y 30 veces mayor que todo el resto de agua líquida que hay sobre la superficie de los continentes.

Además de su volumen, las aguas subterráneas poseen unas características que las hacen especialmente atractivas ante los procesos de sequía y desertización. En efecto, a diferencia de las aguas superficiales, no se evaporan, no presentan grandes variaciones estacionales y su movimiento es muy lento, por lo que son difíciles de contaminar.

Como todos los recursos escasos, su gestión hay que abordarla desde un planteamiento de Sostenibilidad: no podemos extraer del subsuelo de una región (de un acuífero) más agua de la que le entra, es decir, de sus recursos. Si algún año, por necesidades coyunturales (por ejemplo, situaciones de sequía), extraemos un volumen de agua superior a los recursos de la zona, estaremos utilizando sus reservas y tendremos que permitir después que el acuífero se recupere (bien porque ahorremos agua o bien porque la recarga aumente cuando llueva más). Si no hacemos esto, caeremos en la denominada sobreexplotación, corriendo el riesgo de agotar el acuífero.

El equilibrio entre el agua que entra en un acuífero y el agua que sale del mismo se denomina Balance Hídrico, que muy sencillamente viene a decir que para una zona concreta y en un periodo de tiempo determinado, las entradas (de agua) deben de ser iguales a las salidas (de agua). Cuando se consigue gestionar el agua de forma que este equilibrio se mantenga, aunque presente oscilaciones, se está realizando una buena gestión, una gestión sostenible. Resulta obvio que para ello, lo principal será conocer, lo más exactamente posible, los volúmenes de agua implicados.

3.1.1 Importancia de las aguas subterráneas en España

Según datos del *Libro Blanco de las Aguas en España* (MIMAN, 2000), el uso del agua en España se distribuye de la siguiente manera:

- a) Un 6% (1.647 millones de m³) se destina a la industria.
- b) Un 15% (4.667 Mm³) se emplea en el abastecimiento urbano.
- c) Un 79% (24.094 Mm³) para la agricultura.

En el caso de las cuencas del SE peninsular, las más afectadas por los actuales procesos de sequía, el 90-95% de este 79% destinado a la agricultura, proviene de las extracciones de aguas subterráneas. Si unimos los dos porcentajes, resulta que las aguas subterráneas representan entre el 71% y el 75% del total del agua utilizada en España y satisfacen casi en su totalidad las necesidades de agua con fines agrícolas.

Ante estos volúmenes es fácil darse cuenta que la cuantificación de las extracciones de aguas subterráneas es uno de los elementos más importantes para conocer el balance hídrico de cualquier zona; paso necesario e imprescindible antes de abordar cualquier plan de gestión de los recursos hídricos.

Conocer la totalidad de las extracciones de agua subterránea de una zona no es sencillo; en efecto, las extracciones destinadas a usos urbano e industrial, por su misma tecnología, están perfectamente controladas y cuantificadas, pero representan solamente una pequeña parte del volumen total extraído. El mayor volumen de agua se destina a la agricultura y se extrae a través de decenas de miles de pozos que generalmente no disponen de ningún sistema de medida y que, en muchos casos, al no cumplir los requisitos legales, son desconocidos



Caudalímetro que habría que colocar en cada extracción.



La llanura manchega.

incluso en su ubicación. El Dr. Ramón Llamas calculaba en 2001 que, en el acuífero de La Mancha Occidental, el 30-40% de los pozos eran ilegales (Llamas et al., 2001). Actualmente WWF/ADENA cree que en España funcionan unos 510.000 pozos ilegales, responsables de la extracción incontrolada de 3.600 Mm³ de agua cada año. En la cuenca del Guadiana estima que existen 22.000 pozos ilegales frente a 16.000 legales (www.wwf.es 22-03-2006). Esta situación es debida a la propia estructura y casuística de las explotaciones agrícolas en grandes extensiones: dispersión de la propiedad y del uso, ausencia de redes de distribución controladas, falta de personal de control, etc.

Para integrar los valores de las extracciones de aguas subterráneas en el cálculo de un balance hídrico, la mayor incertidumbre se centra en los volúmenes de agua destinados a la agricultura. Por ello se han desarrollado diversos métodos de cálculo de los mismos, pero que, en su aplicación a grandes extensiones, resultan o muy costosos o poco exactos.

En este escenario, los datos aportados por satélites (teledetección) y el tratamiento informatizado de estos datos georreferenciados (Sistemas de Información Geográfica) representan un nuevo planteamiento para el control y la cuantificación de las extracciones de aguas subterráneas, con las siguientes características:

- Es un método objetivo, no condicionado por aspectos legales, sociales o administrativos.
- Tiene un bajo coste de ejecución.
- Aporta datos precisos de forma espacial y temporalmente distribuida.
- Permite conocer datos de momentos anteriores a la actualidad.

3.2. Nuevas tecnologías: teledetección y sistemas de información geográfica



LLamamos *Teledetección* al conjunto de técnicas que recogen y analizan los datos obtenidos por sensores situados sobre aviones o plataformas espaciales (*Teledetección Espacial*). Estos sensores son instrumentos capaces de registrar la radiación electromagnética procedente de la Tierra y de transformarla en una señal susceptible de ser manejada de forma digital.

El proceso básico es sencillo: el Sol ilumina la superficie terrestre, la cual refleja esa energía en función del tipo de cubierta presente sobre ella. El sensor detecta ese flujo de energía, lo cuantifica y lo codifica para enviarlo a tierra en forma de una matriz numérica bidimensional. Cada valor de esa matriz corresponde a la energía proveniente de un pequeño cuadrado de la superficie terrestre (un *pixel*), que, dependiendo del tipo de sensor, puede tener muy variadas dimensiones, desde kilómetros hasta centímetros de lado.

En un proceso encaminado a aportar elementos de conocimiento que permitan la toma de decisiones por parte de los organismos o especialistas gestores, la Teledetección trabaja a dos niveles:

- A) Aportando datos obtenidos directamente: Estos datos provienen de las cuantificaciones y análisis que las técnicas permiten realizar a partir de la observación de los principales componentes de la superficie terrestre: agua, suelo y vegetación.
- B) En una segunda aproximación: Cruzando esos datos entre sí y con otros provenientes de diversas fuentes, en un Sistema de Información Geográfica (SIG), para inferir nuevos datos o informaciones, como, p.ej.:
 - Zonas aptas para las extracciones de agua subterránea.
 - Zonas indicadas para la sustitución de bombeos.
 - Determinación de áreas con posibles problemas de contaminación.
 - Previsión de evolución de los volúmenes de espesor saturado del acuífero.
 - Cuantificación de las extracciones de agua subterránea.

Un Sistema de Información Geográfica (SIG) es una herramienta informática capaz de almacenar y manejar datos con referencia espacial en formato digital. Los datos, ya sean en

formato raster, vector o alfanuméricos, tienen que presentar siempre una relación con unas coordenadas geográficas (UTM) determinadas de la superficie terrestre. Los datos aportados por los sensores espaciales (raster) se integran sin ninguna dificultad, dado que cada pixel presenta unas coordenadas únicas. Esta correlación de todos los datos con su localización es el aspecto principal de los SIG, que les proporciona la capacidad de analizar y modelizar procesos del medio físico y de elaborar resultados en forma cartográfica. Por ello, los SIG pueden considerarse como un sistema de ayuda a la toma de decisiones, pues permiten generar escenarios para simular los efectos de determinadas actuaciones.

Los métodos tradicionales para cuantificar las extracciones de agua subterránea para regadío (como la instalación de contadores o caudalímetros), además de su elevado coste, presentan la dificultad de que necesitan conocer todos los puntos en los que se extrae el agua, lo cual no suele ser posible en acuíferos de gran extensión. La Teledetección no tiene ese problema; no necesita saber dónde está el pozo, sino la superficie y el cultivo en el que se aplica el agua extraída. La cuantificación de las extracciones de agua subterránea mediante este método se basa en un sencillo razonamiento:

- a) Se parte de que el agricultor optimiza la extracción de agua para usarla en los cultivos. Si se conoce bien el desarrollo fenológico de los cultivos y su extensión, se puede tener una primera aproximación al volumen de agua que se ha empleado en cada momento en los mismos.
- b) Si el volumen de agua que el cultivo ha necesitado para desarrollarse se corrige del agua aportada por la lluvia, de otros posibles suministros de aguas superficiales como ríos o canales y de la eficiencia de riego, se obtienen ya unos volúmenes de agua aportada que han tenido que ser extraídos del subsuelo.
- c) Finalmente, conociendo la geología del sistema y sus parámetros hidrogeológicos, se puede saber de que nivel acuífero se ha extraído el agua y cómo ha afectado tal extracción a los recursos o a las reservas del acuífero.



Medición del nivel al que se encuentra el agua en un sondeo.



Extracción de agua de un sondeo.

Veamos el proceso con un poco más de detalle:

3.2.1 Determinación del tipo de cultivos en regadío y superficie que ocupan

Los datos que los satélites envían permiten conocer la evolución de los cultivos existentes en grandes extensiones de manera rápida y económica, algo imposible de realizar con métodos de campo tradicionales.

Partiendo del conocimiento de la cubierta vegetal y de los cultivos existentes en parcelas de entrenamiento se pueden determinar las características espectrales y evolutivas que permitirán distinguir e identificar los diferentes cultivos presentes en la zona. En este proceso se pueden emplear escenas de diversos sensores (p.ej.: Landsat TM, IRS 1-C y 1-D, etc.). Más que la resolución espacial del sensor, lo que se requiere es una alta resolución temporal (12 o más escenas al año), con el fin de obtener la mayor cantidad de datos posibles de la evolución de cada cultivo.

Con los datos recibidos se determina el Índice Normalizado de Vegetación (NDVI) de cada escena y su evolución en cada píxel durante todo el año a través de las escenas tratadas. Este índice (Fig. 1) se define por la combinación de bandas del infrarrojo y el rojo, de forma que:

$$NDVI = \frac{(NIR - R)}{(NIR + R)} \quad (1)$$

Donde:

NIR, es la reflectividad en la banda del infrarrojo cercano, banda 4 en el sensor TM y en ETM+ y banda 4 en sensor IRS.

R es la reflectividad en la banda del rojo, banda 3 en el sensor TM y ETM+, y banda 3 en el sensor IRS.

En segundo lugar, se estima el valor de los Coeficientes de cultivo (K_c) existentes en la zona de estudio a partir de la relación lineal existente entre NDVI y K_c . Esta relación fue desarrollada por Heilman et al. (1982) y ha sido utilizada y validada en numerosos estudios.

Seguidamente se correlaciona esta evolución con las evoluciones de los K_c de los cultivos existentes en la zona, determinados



mediante campañas de campo. Posteriormente se efectúan procesos de clasificación basados en clasificadores secuenciales en árbol que permiten introducir información adicional para mejorar la clasificación efectuada mediante un algoritmo de máxima probabilidad. Finalmente, se emplea un clasificador de contexto espacial, cuyo uso permite la obtención de mejores estimaciones en la cuantificación de superficies (Calera et al. 2001, 2005).

Figura 3.2.1. Ejemplo de la evolución temporal del NDVI que exhibe la curva de crecimiento típica del cultivo de maíz. Dicha evolución se corresponde con el cultivo que crece en el centro de la parcela mostrada (Calera et al. 2005)

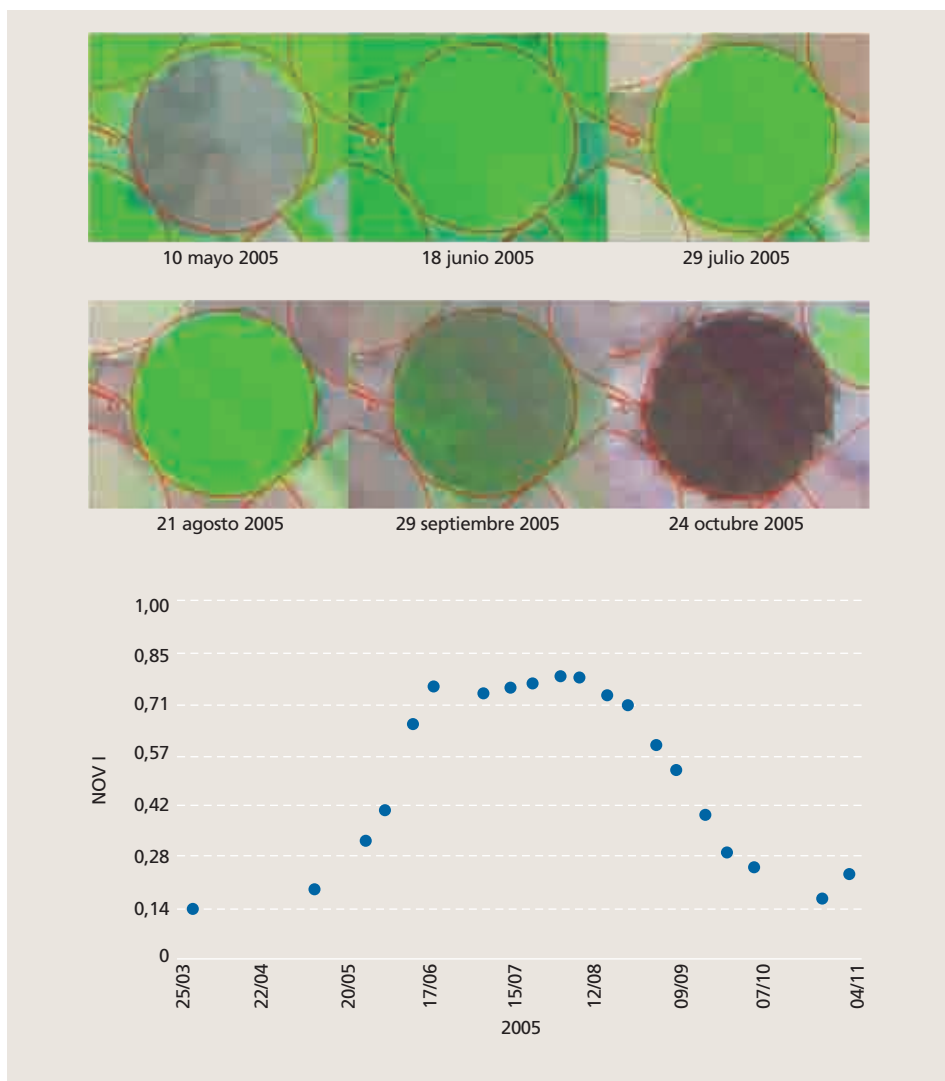
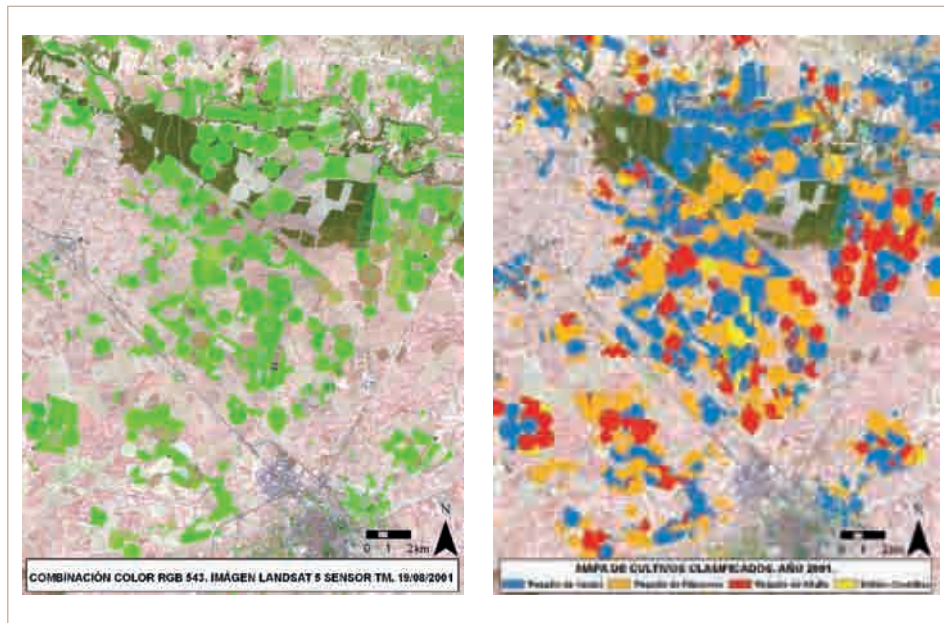


Figura 3.2.2. Clasificación de cultivos en el Sistema Hidrológico 08-29 a partir de escenas LANDSAT-TM. Año 2001



Para mayor detalle sobre esta metodología véase www.chj.es, Oficina de Planificación Hidrológica, CHJ, 2005.

3.2.2 Determinación de las necesidades de riego de cada cultivo

Para abordar el consumo de agua de los cultivos de regadío clasificados es necesario conocer los cultivos referencia de cada clase en la zona, así como las necesidades hídricas de cada uno de ellos. Se debe partir del conocimiento diario de las precipitaciones y la evapotranspiración en la zona de estudio para el periodo de tiempo considerado.

Para cada semana de crecimiento del cultivo se estima la evapotranspiración de referencia (ET_o) a partir de datos micrometeorológicos y de medidas en lisímetros. La evapotranspiración actual de los tipos de cultivos se expresa como



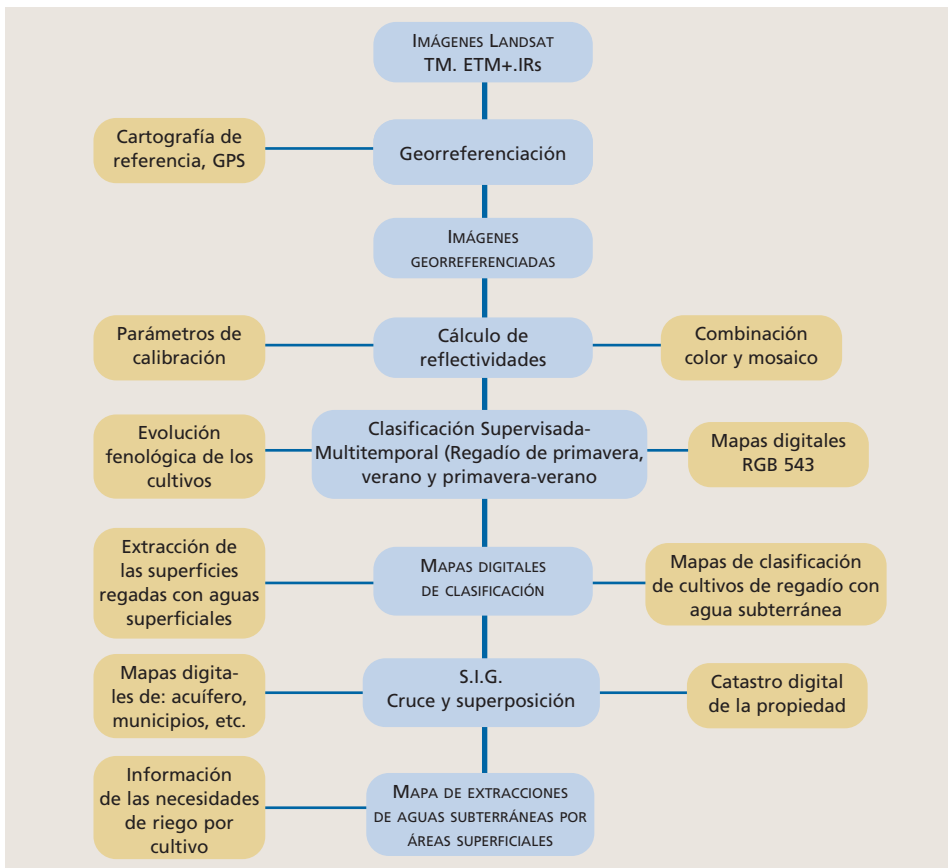
Un río de oro.

una proporción de la ETo. Esta proporción es el llamado coeficiente de cultivo (Kc), el cual depende de cada tipo de cultivo y de su desarrollo fenológico (Allen et al 1998). Las necesidades hídricas semanales de cada cultivo serán igual a la ETo, suponiendo que la humedad del suelo se mantenga en óptimas condiciones. Sin embargo, en superficies no regadas, al no conseguirse estas condiciones óptimas de humedad del suelo,



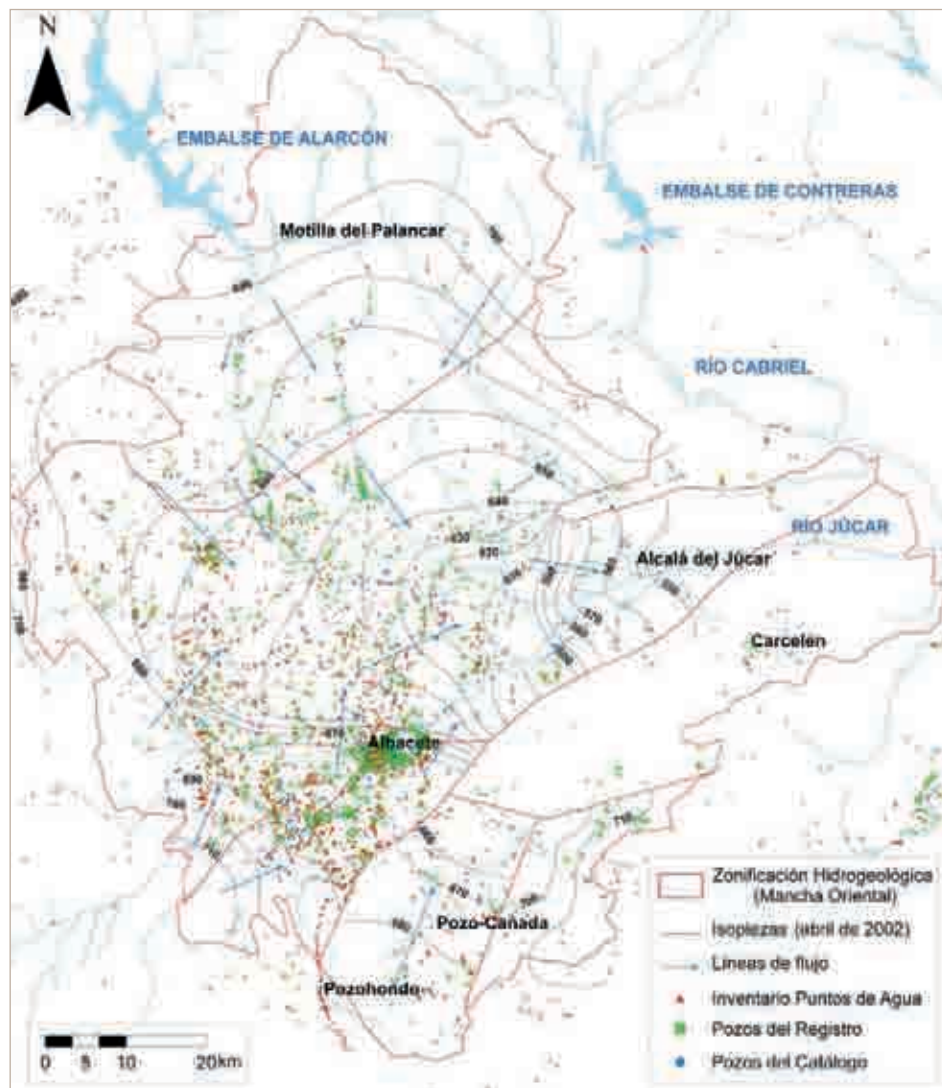
Regadíos mediante sistema pivot en la llanura manchega.

Figura 3.2.3. Metodología simplificada para la obtención de los volúmenes de aguas subterránea destinados a los cultivos



(tal y como ocurre en los climas semiáridos), la ETc tan sólo mostrará una estimación del valor máximo de la evapotranspiración de dicha cubierta vegetal (González Piqueras, 2006).

Figura 3.2.4. Mapa elaborado desde un SIG. Capas: límites del Sistema Hidrogeológico 08-29; red hidrográfica; toponimia; localización de 4.953 sondeos y pozos conocidos con derechos superiores a los 7.000 m³/ha/año. Isopiezas de abril de 2002; líneas de flujo





Estado actual de las Tablas de Daimiel.

De esta forma, los valores de necesidades de riego netas de los cultivos, resultan de restar la precipitación efectiva en el área de estudio a los valores de necesidades hídricas de los cultivos (ETc). Este valor multiplicado por la extensión de cada cultivo nos dará los volúmenes de agua necesarios para el correcto desarrollo fenológico del mismo (Calera et al. 2001, 2005).

Una vez obtenidos los volúmenes de agua necesarios para el desarrollo de los cultivos de regadío, restando los aportes necesarios para las superficies regadas con aguas superficiales, se pueden suponer directamente unos valores de volúmenes de aguas subterráneas empleados (Castaño, 1999). Sin embargo, para cuantificar correctamente las extracciones totales de agua subterránea es necesario disponer de datos de los restantes elementos que entran en juego, como los volúmenes de aguas superficiales usadas en regadío, los volúmenes de aguas subterráneas extraídas para uso urbano e industrial y los volúmenes de agua aportados por las precipitaciones.

Finalmente, el conocimiento de la geología de la región permite incorporar otro tipo de datos (sobre recarga difusa, sobre recarga preferencial, sobre parámetros hidrogeológicos del acuífero, sobre la estructura geológica del acuífero, etc.), que nos permitirán determinar de qué nivel acuífero se ha extraído el agua y cómo ha repercutido esa extracción en las variaciones de los niveles piezométricos.



El problema de las restricciones de agua.

Bibliografía

- Allen, R.G.; Pereira, L.S.; Raes, D. and Smith (1998). "Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements", FAO Irrigation and Drainage. *Paper 56*. FAO, Rome, 300 pp.
- Calera, A.; Jochum, A.M.; Cuesta, A.; Montoro, A. y López, P. (2005). "Irrigation management from space: Towards user-friendly products". *Irrig Drain*, 19, 337-353.
- Calera, A.; Martínez, C. y Meliá, J. (2001). "A procedure for obtaining green plant cover. Its relation with NDVI in a case study for barley". *Int J Remote Sens*. 22, 3357-3362.
- Castaño, S. (1999). *Aplicaciones de la Teledetección y SIG al control y cuantificación de las extracciones de agua subterránea. Medida y Evaluación de las extracciones de agua subterránea*. Eds. Ballester, J.A., Fernández, J.A. and Geta, L. IGME. 125-141.
- CHJ (2005). *Metodología para la identificación de cultivos regados en la Unidad Hidrogeológica 08-29 (Mancha Oriental)*. www.chj.es, Oficina de Planificación Hidrológica, documentos. 09-07-2007.
- González Piqueras, J. (2006). *Evapotranspiración de la cubierta vegetal mediante la determinación del coeficiente de cultivo por teledetección. Extensión a escala regional: Acuífero Mancha Oriental*. Dissertation, University of Valencia.
- Heilman, J.L., Heilman, W.E., Moore, D.G. (1982). "Evaluating the crop Coefficient Using Spectral Reflectance". *Agronomy Journal* 74: 967-971.
- Llamas, M.R.; Fornés, J.M.; Hernández-Mora, M^a y Martínez, L. (2001). *Aguas subterráneas: retos y oportunidades*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, 527 pp.
- MIMAM (2000). *Libro Blanco del Agua en España*. Centro de Publicaciones. Secretaría General Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. MIMAM. Madrid, 637 pp.

Glosario

- Acuífero:** Formación geológica capaz de almacenar y de transmitir agua subterránea (por sus poros y grietas) y que es susceptible de ser explotada (mediante manantiales, pozos, etc.) de una manera fácil y económica.
- ET₀:** Evapotranspiración del cultivo de referencia "*festuca arundinacea*".
- ET_C:** Evapotranspiración del cultivo. Cantidad de agua evaporada y transpirada por cada tipo de cultivo.
- K_C:** Coeficiente de cultivo: muestra la evolución de la cantidad de agua que un determinado cultivo extraen del suelo a lo largo de todo su desarrollo.
- NDVI:** Índice de Vegetación Normalizado.
- NIR:** Reflectividad en la región del espectro electromagnético que se corresponde con el infrarrojo cercano.
- R:** Reflectividad en la región del espectro electromagnético que se corresponde el rojo.
- SIG:** Sistema de Información geográfica.

4

Calidad y cantidad del agua: el estado ecológico de los sistemas acuáticos continentales

*Sergi Sabater
Helena Guasch
Ramón Moreno-Amich
Anna Romaní
Isabel Muñoz*



4.1. Introducción

4

La calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos superficiales es resultado a partes no iguales de la cantidad del agua que circula por ellos y de su calidad química y biológica. Por una parte, el caudal transportado por el río y las variaciones temporales de éste determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial. Por otra, el tipo y la cantidad de sustancias que llegan al sistema vienen a determinar sus características químicas. Finalmente, la biota responde a las dos anteriores características, y a elementos históricos, a veces muy lejanos, de la cuenca.

La definición de “estado ecológico” es esencialmente práctica. La Directiva Europea Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo) la define como una expresión de la calidad en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, hecha en base a la composición y abundancia de los organismos del fitoplankton, fitobentos, zoobentos y peces, e incluye la calidad química y la calidad del hábitat del sistema.

Hay numerosas concepciones aceptadas socialmente que no encajan en el correcto funcionamiento ecológico de los sistemas acuáticos. Una, que el agua transportada puede (y debe) ser aprovechada íntegramente. En los viejos libros de texto se hablaba del “agua que se pierde al mar”, como razón de nuestro atraso secular. En realidad el agua que transporta el río es resultado de lo que acontece en su cuenca (el clima, la vegetación), y así es resultado del viaje a través de los suelos, vegetación, y áreas urbanas. El río debe poder transportar agua, y tener la capacidad de llenar todo su cauce y aún más allá, para así regenerarse y funcionar adecuadamente como ecosistema que ofrece *servicios*.

Otra concepción socialmente aceptada es que el río es un simple canal que transporta agua, y que mientras lo haga no importa el estado en que éste se encuentre. Esta visión olvida que el río no es sólo el canal fluvial, sino asimismo la zona de ribera, sus meandros, la llanura aluvial... y los organismos que viven en todos estos compartimentos.

Estas visiones reducidas, cuando se aplican a la gestión de los ecosistemas acuáticos, ignoran y perjudican los servicios que los sistemas fluviales proporcionan de manera

gratuita, y de los que nos beneficiamos inadvertida y vorazmente. En todo caso, en un país deficitario en recursos hídricos como el nuestro, esta discusión se halla lejos de finalizar, aunque debiera abordarse con racionalidad y considerando *también* la salud del sistema acuático. En este capítulo dirigiremos una mirada a los distintos elementos que configuran el ecosistema fluvial y que, en función de su estado, determinan sus funciones y servicios.

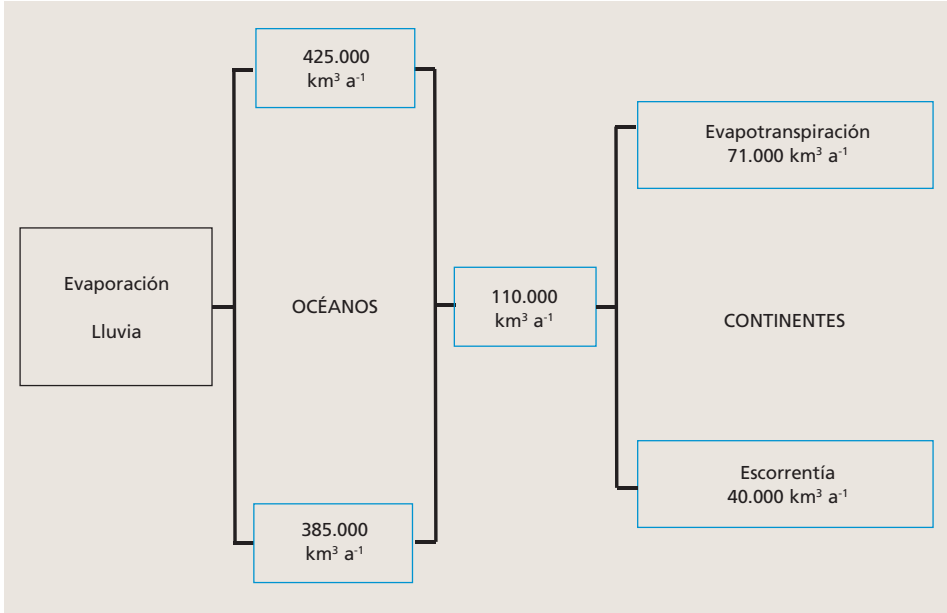
4.2. Estructura de los sistemas acuáticos continentales



4.2.1. Clima e influencia humana sobre el caudal

El clima, junto a las características geológicas es el principal factor para explicar las diferencias entre sistemas. El régimen de caudales, la biogeoquímica de las aguas, la estructura biológica, y el funcionamiento del ecosistema tienen, en condiciones naturales, su causa última en el clima. Perturbaciones naturales, sean hidrológicas (sequías, avenidas) como físicas (aludes, fuegos), causan efectos en los ecosistemas fluviales. Generalmente estas perturbaciones pueden ser asumidas en función de la naturaleza dinámica de estos ecosistemas (Margalef, 1983). Sin embargo, algunas perturbaciones, sobre todo de origen humano, son permanentes y acaban afectando de manera irreversible los ecosistemas acuáticos. Entre las más importantes son las que afectan el ciclo del agua. Se debe recordar que solamente lo que circula a escala global hacia los continentes y que no es evapotranspirado (aproximadamente unos $40.000 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$) es en principio aprovechable (Figura 4.2.1). Actualmente hasta un 15% de los caudales mundiales se retiene en 45.000 grandes embalses, y es usado para irrigación, agua de boca o energía hidroeléctrica. Como resultado de estas manipulaciones hasta un 6% se pierde por evaporación, y hasta un 52% del total de la superficie de los grandes ríos mundiales se halla modificada por canales, represas, etc. La llegada de sedimentos al mar es interferida por grandes embalses. En el Mediterráneo esta cifra llega al 30%, principalmente a causa de los embalses en los ríos Ebro y Nilo. Europa es el continente con la mayor proporción de segmentos de río regulados. En la Península Ibérica existen más de mil grandes embalses, trescientos de los cuales tienen capacidad de más de 10 Hm^3 (¡o millones de metros cúbicos!). Ríos de la cuenca mediterránea como el Júcar y el Segura llegan completamente secos al mar, evidenciando la alteración de sus flujos. El uso del agua en estas cuencas excede el 80% del total circulante, y en el caso del Segura las necesidades hídricas deben cubrirse con aportaciones de otras cuencas. Es evidente que en estos sistemas la presión sobre el ecosistema es extraordinaria y compromete su funcionamiento. Los cambios previstos por el anunciado cambio climático (incremento de la temperatura e irregularidad de las precipitaciones; IPCC 2007) reforzarán sin duda la presión sobre los sistemas fluviales.

Figura 4.2.1. Ciclo hidrológico terrestre. Los 40.000 km³ que circulan cada año son claves para el funcionamiento de los sistemas acuáticos continentales



4.2.2. Elementos estructurales que definen los ecosistemas fluviales

El río es un sistema dinámico y complejo. Sus elementos estructurales (canal fluvial, zona de ribera, zona de inundación; Figura 4.2.2) cambian a efectos de la hidrología, ya que éstos determinan el trabajo cinético del agua y la distribución de los substratos y materiales que transporta. El río es un sistema con gran heterogeneidad, en el espacio y en el tiempo. Especialmente, las áreas superficiales (agua libre), acogen alternancia de rápidos y pozas, pequeñas presas de materiales orgánicos, barras litorales, etc. Además existe un compartimiento subterráneo (hiporreico), en íntimo contacto con el superficial, pero de muy distintas características, tanto químicas como biológicas. Los organismos que prefieren aguas lentas (pozas, área litoral) no se hallan en áreas de aguas rápidas (centro del curso de agua, rápidos). Las variaciones de caudal (Figura 4.2.3) determinan que las comunidades de organismos que habitan en época de aguas altas tampoco sean las mismas que sobreviven en aguas bajas. La llegada de materiales varía a lo largo del tiempo, de la misma manera como lo hace la llegada de la luz. De manera concordante, la biota varía con la disponibilidad de materiales (materia orgánica desde la zona de ribera o desde sistemas terrestres vecinos), y de energía (luz, velocidad del agua).

Uno de los principales elementos del ecosistema fluvial es el *canal fluvial*. Allí viven la mayor parte de los organismos (bacterias, hongos, algas, invertebrados, peces), y es el receptor neto de

Figura 4.2.2. Elementos estructurales en un sistema fluvial

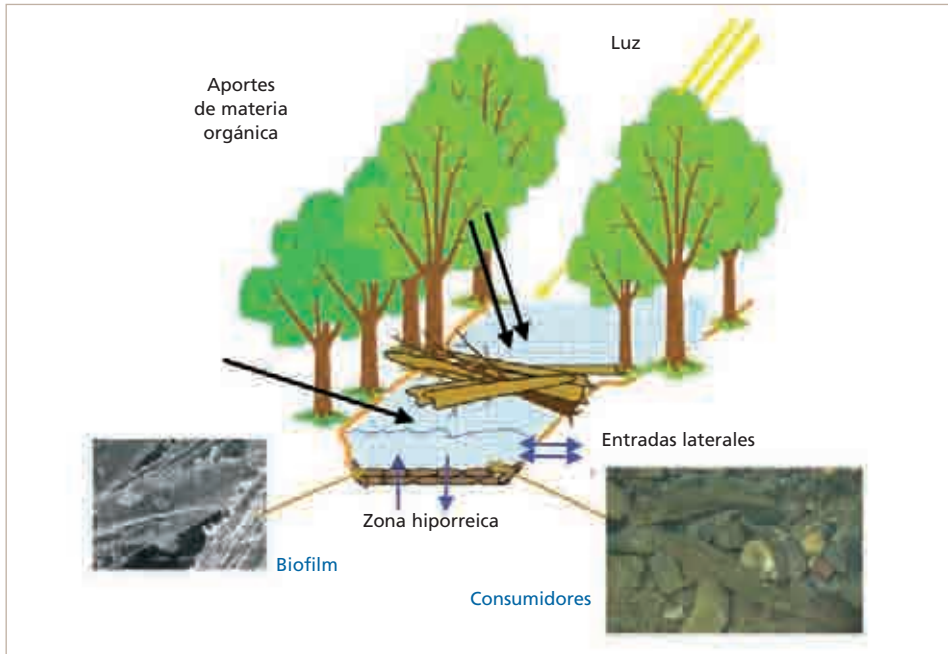


Figura 4.2.3. Imágenes de un río de montaña mediterráneo en primavera (izquierda) y verano (derecha)



los materiales que transporta el ecosistema. El hábitat físico del canal es esencial para su funcionamiento, y éste se encuentra relacionado con la hidrología y los materiales que se reciben desde la ribera y más allá. Se ha comprobado repetidamente que la retirada de la vegetación de ribera está relacionada con la reducción del hábitat disponible y a su vez con descriptores esenciales del

ecosistema tales como el procesamiento de la materia orgánica, la incorporación de nutrientes, la abundancia de peces, etc.

Un segundo elemento esencial del ecosistema fluvial es la *zona de ribera* y los sistemas terrestres adyacentes susceptibles inundarse periódicamente. En particular, la vegetación de ribera es una auténtica *interfase* entre los sistemas terrestres vecinos, el agua freática y el canal fluvial. La vegetación de ribera intercepta tanto el paso de materiales particulados (especialmente sedimentos) como disueltos (fosfatos, nitratos). En particular, la retención de nitratos en la zona de ribera puede tener eficiencias espectaculares, de hasta el 10-30% por metro de ancho. Esta eficiencia se debe a la utilización de nutrientes por la vegetación terrestre y a la desnitrificación que efectúa la biota microbiana del suelo. La tarea que efectúan es clave para la mejora de la calidad del agua que fluye en los ríos. La zona de ribera es un auténtico *corredor biológico* y una zona de *reserva* para la flora y la fauna en los ecosistemas terrestres vecinos. Ni que decir tiene que esta función clave para la biodiversidad es aún más notable en los sistemas áridos que caracterizan buena parte de la Península Ibérica.

4.2.3. Elementos biológicos que definen los ecosistemas fluviales

a) Los organismos microbianos, bacterias y hongos

En los sistemas fluviales, las bacterias se encuentran tanto en la columna de agua como formando parte de la comunidad bentónica o biofilm (Figura 4.2.4). En ríos de pequeñas dimensiones, la comunidad bentónica microbiana es la principal responsable de procesar la materia orgánica que recibe el río. En estos sistemas, algas, bacterias, hongos y protozoos se desarrollan en los distintos sustratos del lecho del río (piedras, rocas, granos de arena, hojarasca,

Figura 4.2.4. Imagen de microscopio electrónico de rastreo de bacterias en un biofilm sobre cantos rodados en un río



macrófitos) constituyendo, juntamente con material mucilaginoso, la estructura del *biofilm*. La biomasa bacteriana puede llegar a representar hasta un 3-10% del total de la biomasa microbiana del biofilm pero es muy variable en función de los sustratos a los que se adhiere. En los grandes cursos fluviales o en las partes inferiores de cursos más modestos, se desarrolla una comunidad planctónica bacteriana (de 100.000 hasta 1.000.000 de células /ml), en íntima relación con las partículas que transporta el sistema.

Los hongos acuáticos (en particular los hifomicetes) crecen preferiblemente sobre los sustratos orgánicos (hojas, ramas) pero también sobre sustratos inorgánicos del lecho del río. Estos organismos forman filamentos (hifas) y se reproducen mediante la producción de esporas. En ríos forestados los hongos abundan especialmente cuando la hojarasca llega al lecho, es decir en otoño.

Las bacterias y los hongos realizan la crucial función del reciclaje y la utilización del material orgánico que entra en el ecosistema. Todo el material es procesado, tanto el derivado de los productores primarios, como de la hojarasca, ramas y madera. Estos microorganismos sintetizan enzimas que son capaces de descomponer las moléculas orgánicas complejas y de gran tamaño, para así, poder incorporarlas en su organismo como fuente de nutrientes. En general, los hongos tienen una mayor capacidad para la descomposición de material vegetal complejo como la celulosa y la lignina, mientras que las bacterias muestran una mayor capacidad en descomponer polisacáridos y péptidos.

b) Algas y macrófitas

Al igual que ocurre en el resto de ecosistemas, los productores primarios se encuentran en la base de la red trófica y son el grupo de seres vivos capaces de realizar la fotosíntesis: convertir el anhídrido carbónico y los nutrientes disueltos en el agua (principalmente nitratos, amonio y fosfato) en su propia biomasa, mediante la energía que les proporciona la luz solar.

En los sistemas fluviales la producción primaria la realizan plantas superiores, musgos, y diversos tipos de algas. Cabe destacar, que debido a la presencia de la corriente, algunos productores primarios han desarrollado adaptaciones que les permiten adherirse al lecho del río y aprovechar el movimiento del agua para el intercambio de nutrientes y gases, y también la eliminación de sus productos de excreción. Por este motivo, en la parte alta de los ríos y también en tramos medios y bajos de ríos poco profundos, los productores primarios se desarrollan mayoritariamente sobre el lecho fluvial. En función de su tamaño, se clasifican en *macrófitos* (visibles a simple vista) o *microfitos* (de tamaño microscópico).

Los macrófitos (Figura 4.2.5) incluyen algas de grandes dimensiones como es el caso de los filamentos de *Cladophora*; plantas vasculares como el lirio de agua; líquenes acuáticos, musgos y hepáticas. Las plantas vasculares se desarrollan en aguas calmadas. Así, se encuentran en pequeños ríos, tramos medios de grandes cursos de agua, y en los márgenes y zonas estancadas de las partes bajas. Los musgos tienen una distribución mucho más restringida, siendo su presencia elevada en climas fríos y en ríos sombríos de cabecera.

La mayoría de sustratos inundados a los que llega la luz (sedimentos, arenas, cantos rodados e incluso plantas acuáticas), acaban recubiertos por una cubierta de microfitos (Figura 4.2.6). Esta cubierta es generalmente de pequeño grosor y coloración variable (verde,

Figura 4.2.5. Macrófitos emergidos y sumergidos en un curso fluvial



parda o marrón, según la composición mayoritaria de la comunidad). Los micrófitos forman parte del biofilm fluvial, y se hallan pues asociados a las bacterias y hongos y microfauna que en ellos habitan. Los micrófitos contienen una gran variedad de algas microscópicas (algas verdes, diatomeas, algas rojas, etc.) y cianobacterias. Los micrófitos que forman parte del biofilm fluvial, debido a su rápido crecimiento y ubicuidad, son considerados los principales responsables de la producción primaria en ríos poco profundos.

Los productores primarios que se encuentran suspendidos en la columna de agua reciben el nombre genérico de *fitoplancton*. Incluye algas, protistas y cianobacterias. La contribución del fitoplancton a la producción primaria adquiere un papel predominante en la zona baja de los ríos, cuando la disponibilidad de nutrientes, luz, baja pendiente y velocidad reducida

Figura 4.2.6. Imagen macroscópica (izquierda) y al microscopio electrónico de rastreo de algas en un biofilm epilítico



favorecen su crecimiento. Sin embargo, en cursos altos fluviales, el agua discurre excesivamente rápida para permitir el desarrollo de los organismos planctónicos.

c) Macroinvertebrados

Al levantar una piedra del lecho de un río, o un puñado de hojarasca acumulada, observaremos la presencia de moluscos, crustáceos, sanguijuelas y larvas de muchos insectos, entre otros invertebrados (Figura 4.2.7). Los podemos observar a simple vista, ya que miden entre unos pocos milímetros y algún centímetro. Por ello son denominados *macroinvertebrados*. Se trata de uno de los grupos más diversos y mejor estudiados en los sistemas acuáticos. Muchos de ellos, como los anélidos, moluscos, planarias y crustáceos son siempre acuáticos. Sin embargo la mayoría de los insectos sólo pasan en el agua su fase larvaria, ya que la fase adulta emerge del agua y es aérea. La vida de adulto es para muchos insectos muy corta y se limita a garantizar la reproducción. Los insectos menos evolucionados, como los efemerópteros o efímeras, ni siquiera se alimentan durante la fase adulta, que puede durar unas pocas horas. Los macroinvertebrados juegan un papel clave en el funcionamiento de los sistemas fluviales.

Desde la cabecera hasta la desembocadura, los cambios en el gradiente longitudinal del río ofrecen múltiples hábitats a los invertebrados. La corriente construye el hábitat físico del

Figura 4.2.7. Algunos macroinvertebrados comunes en sistemas fluviales. El caracol (*Ancylus fluviatilis*, derecha) es un ramoneador. Los tricópteros (derecha) son generalmente filtradores, mientras que los quironómidos (inferior) son recolectores y depredadores



río, determina el tamaño de las partículas que transporta, las características del sustrato y la morfología del canal, y también la disponibilidad de oxígeno disuelto y la distribución de recursos para la alimentación de los organismos. A pequeña escala, la secuencia de zonas de rápidos y remansos ofrecen un complejo de espacios a los que se adaptan. Parece que la mayoría de los organismos que viven en los rápidos pueden soportar velocidades de la corriente entre 1,5-2,0 m/s, que son mucho mayores de las que se observan generalmente en el lecho de los ríos. Los lechos cubiertos de gravas, cantos rodados y piedras albergan la mayor variedad de grupos. En cambio, las áreas donde se acumulan partículas de menor tamaño (arenas, limos) son poco estables y la difusión de oxígeno es más limitada. Ello causa que sólo unos pocos grupos sean especialistas de este hábitat; por ejemplo, algunas larvas de efemerópteros excavan tuberías en forma de U y garantizan la oxigenación con un activo movimiento de las branquias. Las primeras fases larvarias de muchos macroinvertebrados se protegen de la corriente en la arena y en fases más avanzadas colonizan las piedras. Otras especies viven y se alimentan de la madera en descomposición especialmente en las cabecezas y en ríos forestados. Los musgos y los macrófitos pueden ser también un buen sustrato en el cual vivir, tanto en su superficie, como en su interior excavando pequeñas galerías.

Ganchos, ventosas, secreción de sedas, cuerpos hidrodinámicos o un reducido tamaño son algunas de las estrategias que evolutivamente han aparecido en los macroinvertebrados. Algunas especies de insectos que viven y se alimentan en la superficie de las piedras o sustratos de gran tamaño, mantienen su posición mediante ganchos al final de las patas. Las larvas de los simúlidos (moscas negras) tienen unas hileras de dentículos rodeando la abertura anal que actúa como una ventosa y también segregan una sustancia pegajosa. Para moverse siguen el rastro de su secreción y si se despistan, quedan colgados de un hilo que ellos mismos secretan. Muchos tricópteros o frigáneas se construyen casas o galerías con los granos de arena o con restos de hojas o ramas secretando, además, seda que utilizan como “cemento” para la construcción.

Los macroinvertebrados cuentan con variadas estrategias de aprovechamiento de los recursos. Los macroinvertebrados se alimentan de las algas que crecen sobre las piedras, y también de macrófitos, detritus orgánicos, y otros animales. La disponibilidad de alimentos depende del tamaño del río, del tipo de sustrato o de la calidad del bosque de ribera. Los espacios abiertos, bien iluminados, aportan energía que usarán los productores primarios. Ramonear en estas superficies permite acceder a una importante fuente de alimento. Algunas larvas de insectos tienen mandíbulas especializadas para alimentarse de esta fuente de energía. Invertebrados como los caracoles, tienen una rádula que consiste en múltiples filas de diminutos dientes que utilizan como un rastrillo para raspar las algas que crecen sobre las piedras. Estos animales son eficaces *ramoneadores* o raspadores del sustrato.

Un bosque de ribera bien conservado aporta al río hojarasca y restos de madera de tamaño mayor a 1 mm (materia orgánica gruesa). Crustáceos y diversos grupos de insectos se alimentan de este aporte de materia orgánica. Las hojas que caen al río se colonizan de microorganismos (bacterias y hongos especialmente) y aumentan el valor nutritivo de éstas. El conjunto es como una “tostada cubierta de mantequilla” que es troceada, rascada y engullida por invertebrados que denominamos *trituradores*. Este proceso es clave para la descomposición de las hojas

que llegan al río. Un cambio en la composición de especies en el bosque fluvial o su desaparición afecta directamente a la comunidad de macroinvertebrados y al funcionamiento del sistema fluvial. Algunas de las partículas que proceden de la fragmentación de las hojas, restos de organismos muertos, excrementos, etc. son transportados en la columna de agua por la corriente, mientras que otras pequeñas partículas quedan depositadas en el fondo. Todas ellas son consumidas por invertebrados que se dedican a recolectarlas a partir de estructuras adaptadas para recogerlas desde la columna de agua (*filtradores*) o del sedimento (*recolectores*). Además de todas estas estrategias tróficas relacionadas con el tipo de materia orgánica disponible, en todos los grupos se encuentran *depredadores* que se alimentan de otros macroinvertebrados.

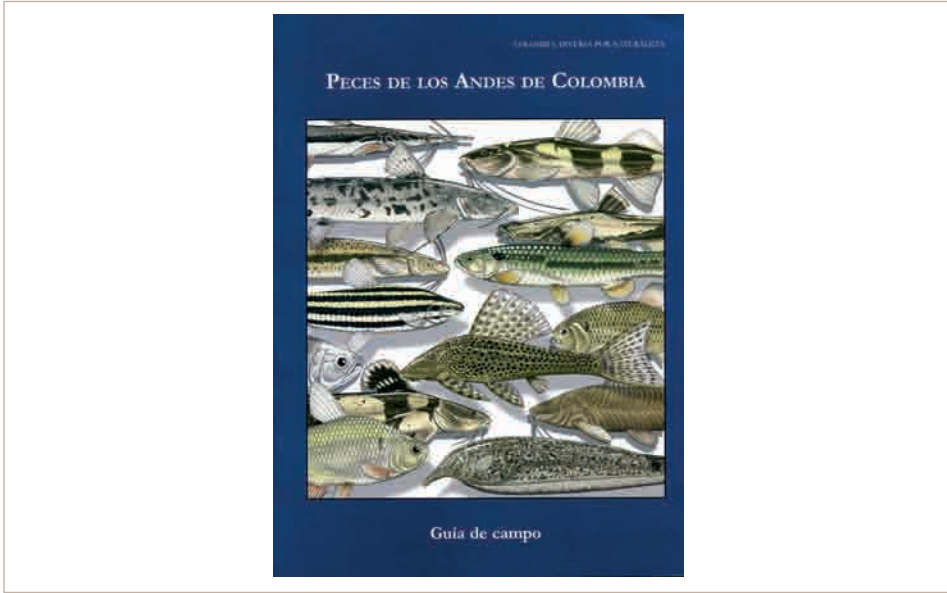
d) Los peces: en la cima trófica

La presencia o ausencia de peces es determinante en el funcionamiento de los sistemas acuáticos. Por sus dimensiones y movilidad, por su habitual longevidad, por la diversidad de estrategias tróficas y de adaptaciones, los peces reinan en la cima trófica del ecosistema acuático.

De las casi 40.000 especies de peces que existen en el planeta un 40% se hallan en las aguas continentales. Éste es un número extraordinariamente alto si consideramos que las aguas no marinas cubren tan sólo el 1% de la superficie de la Tierra. ¿A qué se debe tan extraordinaria diversidad en las aguas continentales? Existe una relación evidente con la gran variedad física (salinidad, temperatura) y química (composición geoquímica de las aguas) de los ambientes naturales acuáticos terrestres. Y también motivos históricos y biogeográficos, de separación de las masas de agua entre ellas. Ambas características son distintivas de los sistemas acuáticos continentales; la homogeneidad es mucho mayor en el medio marino. Sin embargo, esta diversidad es más propia de ecosistemas tropicales que de los correspondientes templados (Figura 4.2.8). En la Península Ibérica el número de especies de peces es reducido. Además los peces constituyen uno de los grupos biológicos que mayor intrusión han recibido. Por poner un ejemplo, la trucha arco iris que habita en muchos de los ríos de montaña en España y Portugal es una especie introducida de América del Norte y compite con la trucha autóctona, a la que en muchos casos desplaza gracias a su mayor tamaño. De las casi 80 especies de peces que han sido observadas en las grandes cuencas de la Península, algo más de la mitad son especies nativas (propias de la región biogeográfica) o endémicas (exclusivas de una región en concreto), mientras que el resto son introducidas (en al menos alguna cuenca) desde regiones biogeográficas dispares.

Los peces son organismos altamente diversificados. Hay organismos algívoros (consumen algas), detritívoros (consumen materia orgánica como hojarasca), insectívoros (consumen insectos), planctófagos (consumen plancton), y piscívoros (consumen otros peces), por citar algunas de las estrategias tróficas más comunes. Ocupan desde la columna de agua hasta el fondo de los sistemas, pescan al acecho o contracorriente... Esta gran diversidad les capacita para ocupar múltiples espacios. La presencia y abundancia de peces, e incluso su tamaño (el pez mayor consume más y más activamente), en un ecosistema acuático, puede causar importantes efectos sobre otros niveles tróficos. Por ejemplo, la existencia de peces insectívoros que depreden sobre odonatos (libélulas) u otras larvas de insecto de gran tamaño, favorece el crecimiento de macroinvertebrados de menor

Figura 4.2.8. Diversidad de peces en los sistemas tropicales, según la ilustración que provee la guía de peces en la región andina de Colombia



tamaño que, al ser más abundantes, inciden más acusadamente sobre los productores primarios del sistema. Se trata de lo que se denomina *cascada trófica*, es decir, el efecto encadenado que producen unos niveles tróficos sobre otros. En este caso, el control se ejerce superiormente (*top-down*), y los peces son los que más y con mayor profundidad pueden ejercerlo. Algunos efectos son poco conocidos, aunque revistan gran relevancia. La retirada de peces detritívoros (comedores de hojarasca) causó el decremento de la materia orgánica transportada río abajo, así como el incremento de la producción primaria y de la respiración en un sistema tropical.

Este último ejemplo ilustra el rol estratégico de los peces en el ecosistema. En el caso relativamente frecuente que la función que desempeña una especie sea casi exclusiva, su retirada (pesca abusiva, efectos de contaminación, etc.) puede causar un enorme impacto sobre el funcionamiento del sistema acuático. Los peces son muy sensibles a perturbaciones que sucedan en el ecosistema. La detración de caudales compromete la supervivencia de las especies, ya que permite el incremento de la concentración de nutrientes, el calentamiento de las aguas, y las oscilaciones de oxígeno asociadas a crecimientos de productores primarios (ver más arriba). La simplificación de los hábitats también redundaría en su perjuicio, ya que numerosas especies requieren zonas de refugio, zonas de freza y otras diferenciadas de alimentación. La simplificación de la zona litoral, la eliminación de meandros o de lagunas conectadas hidrológicamente con los sistemas principales, etc., causan el empobrecimiento de la comunidad piscícola. Finalmente, la interconexión de cuencas determina que las especies más resistentes puedan prosperar y las más especializadas (muchas de las endémicas entran en esta definición) puedan ser arrinconadas y llegar a desaparecer.

4.3. Los problemas que afrontan los sistemas acuáticos continentales



4.3.1. El exceso de nutrientes

El agua disuelve materiales, entre ellos nutrientes, que generalmente aumentan su concentración con la historia del agua. El fósforo inorgánico disuelto (básicamente fosfatos) y el nitrógeno inorgánico disuelto (básicamente nitratos, nitritos y amonio) siguen esta lógica. A su vez, el paso de los nutrientes es interceptado por algas, musgos, bacterias y hongos, pero también por parte de la vegetación acuática, que los usan para su crecimiento y desarrollo.

En condiciones naturales, las concentraciones de nutrientes que transporta el río dependen de su caudal, así como de la naturaleza geológica y de la vegetación de la cuenca. Así, en un río de cabecera las concentraciones se encuentran entre 5-15 µg/L de P y 300 µg/L de N (río Ter, Girona, de cuenca silíceas en su cabecera), mientras que concentraciones de 20-30 µg/L de P y 1100-1300 µg/L de N son comunes en cuencas calizas (río Segura, Murcia). En climas templados, además, hay importantes variaciones estacionales en un mismo punto, básicamente asociadas a los cambios en el caudal. Los organismos se encuentran adaptados a captar bajas concentraciones de nutrientes del sistema y su actividad causa su práctica eliminación. Se podría decir que los organismos se hallan adaptados a un *óptimo de pobreza*.

Sin embargo, muchas cuencas están afectadas en mayor o menor grado por el impacto humano. Los usos del suelo en la cuenca (urbano, agrícola, industrial) determinan que tanto la manera como la concentración de nutrientes que llegan al río sobrepasen la pobreza a la que nos referíamos anteriormente. En cuencas con intensos usos agrícola-ganaderos (fertilizantes, granjas) los nutrientes llegan por escorrentía en grandes cantidades (*entrada difusa*). Las aguas residuales urbanas e industriales generalmente llegan por vertido directo (*entrada puntual*). En ambos casos se producen grandes aumentos en la concentración de nutrientes disueltos. Este es un proceso bien conocido que se denomina *eutrofización*. En estas condiciones el río disminuye la eficiencia en la captación de nutrientes, se satura y pierde gran parte de su capacidad de autodepuración. En estos sistemas, las algas y macrófitos responden a la entrada de nutrientes aumentando su

biomasa. El impacto que causan los nutrientes está también relacionado con sus proporciones relativas. Así, el efecto de una entrada de fósforo podrá ser mucho más relevante en un río con elevada relación nitrógeno: fósforo (es decir, limitado por fósforo). Valores de más de 100 mg/m² de clorofila algal bentónica son indicativos de saturación o eutrofia.

Los nutrientes en exceso causan que especies sensibles sean sustituidas por especies más tolerantes. Estos cambios se extienden desde los productores primarios hasta los macroinvertebrados (sobre todo en los herbívoros) y, por último, a los peces. También las comunidades de bacterias y hongos pueden verse afectadas, ya de manera indirecta (una mayor biomasa de algas causa un incremento de materia orgánica disponible), como directa (incrementando la tasa de descomposición). El metabolismo del sistema es también afectado, ya que la biomasa producida deberá ser respirada. Ello causa que aumenten las diferencias día-noche del oxígeno disuelto. Estas diferencias, moderadas en sistemas no eutrofizados, son máximas a elevadas temperaturas y bajos caudales. Los peces son sensibles a estas oscilaciones, que llegan a causar su desplazamiento o incluso su mortalidad.

4.3.2. Presencia de sustancias tóxicas

El río es reflejo de lo que ocurre en su cuenca de drenaje. Además de los nutrientes, la actividad humana es responsable del vertido de gran cantidad de sustancias de naturaleza muy variada. Hay varios grupos de compuestos de relevancia ambiental por su elevada toxicidad potencial y/o por su persistencia en los ecosistemas. Entre ellos se cuentan sustancias de síntesis (la mayoría de los pesticidas, disolventes...), otras derivadas de la combustión incompleta de hidrocarburos (como los PAH, antracenos...), así como metales pesados. Estudios realizados en el laboratorio han permitido establecer los niveles de protección ambiental para numerosos compuestos. Sin embargo, dada la complejidad de los ecosistemas, persisten dudas sobre la cadena de efectos que se puedan producir. Por ejemplo, alteraciones que afecten la conducta (pongamos por caso la capacidad para huir del depredador) pueden desencadenar una cadena de efectos sobre otros niveles tróficos relacionados con el directamente afectado.

Los tóxicos llegan al sistema acuático mezclados, lo que dificulta predecir sus efectos. Existe preocupación por el efecto que pueden causar contaminantes emergentes como productos farmacéuticos, que se hacen presentes (aunque sea a nivel de trazas), en ríos situados en zonas muy humanizadas. Los efectos ambientales de dichos contaminantes es aún incierto, pero se trata de compuestos muy específicos que actúan a concentraciones muy bajas.

4.3.3. Alteraciones físicas

El agua de los ríos es un recurso natural para el consumo y una potencial fuente de energía. Asegurar ambos recursos requiere su regulación con la construcción de embalses, pequeñas presas y canales. Esta regulación permite el consumo doméstico, agrícola e industrial, la generación de energía hidroeléctrica y disminuir el efecto de las inundaciones.

En Europa, la modificación del curso y el caudal de los ríos fue moderada hasta 1750. Desde entonces y hasta 1900 se inician los grandes proyectos de navegación de los grandes ríos y la regulación para la utilización de las llanuras de inundación. A partir de 1900 empieza la construcción de embalses en todos los ríos europeos, siendo una de las acciones más conspicuas en todos los sistemas fluviales. Las presas de los embalses rompen la conectividad longitudinal del río, forman barreras para el movimiento de los peces e impiden la migración de especies como los salmónidos. Éste es el caso del salmón del Pacífico en la costa noroeste de Norteamérica, el salmón atlántico en el oeste de Europa y el esturión en el Mar Negro y Mar Caspio. Con ello, no sólo las pérdidas económicas son importantes sino también por su contribución a la biodiversidad regional y su importancia para las culturas nativas y regionales.

Los embalses afectan al régimen térmico y la calidad del agua en la salida. La mayoría de las presas desembalsan agua del fondo del embalse. Esta agua es más fría en verano y más caliente en invierno que el agua del río. Así, se reduce la amplitud de los cambios de temperatura diarios y estacionales, que resultan en cambios en la composición de las especies vegetales y animales que viven aguas abajo del embalse, en su supervivencia, reproducción y desarrollo (eclosión de los huevos, crecimiento, etc.). El agua de fondo del embalse suele caracterizarse por su baja concentración de oxígeno y elevada concentración de compuestos reducidos, metales y fósforo.

Los canales construidos para la derivación o trasvase de agua ofrecen escasa variedad de hábitats (son físicamente uniformes), y constituyen vías de dispersión facilitando la invasión de especies no nativas. Uno de los ejemplos que mejor ilustra estos impactos es el Mar de Aral que, debido a la derivación del caudal de los ríos que lo alimentaban para la irrigación de campos de cultivo, desde 1960 ha disminuido un 60% el volumen, el nivel 15 m y la salinidad se ha triplicado. Esta acción ha supuesto en aquel ecosistema la desaparición de las 24 especies de peces nativos y el colapso de las actividades pesqueras.

4.4. Evaluando la calidad ecológica de los sistemas acuáticos



En sistemas fluviales sometidos a entradas adicionales de nutrientes, tóxicos o alteraciones físicas, las comunidades cambian su composición, abundancia y funcionamiento. Por ejemplo, las algas diatomeas son muy sensibles a la llegada de nutrientes, pH o salinidad, y responden favoreciendo especies tolerantes a las nuevas condiciones. También los macroinvertebrados son sensibles a cambios en la calidad del agua, ya sea por aportes orgánicos, alteración del hábitat o aportes de tóxicos. Los peces, que viven más prolongadamente que los demás grupos de organismos acuáticos, integran los cambios prolongados. Todos estos organismos pueden definirse como adecuados indicadores biológicos. Un buen indicador es una comunidad de organismos que con su presencia y abundancia nos informa del estado del lugar en qué lo encontramos.

Diatomeas y macroinvertebrados son sedentarios e integran los cambios que suceden a lo largo de su periodo vital, corto (días, semanas en los primeros, meses en los segundos). Los peces son mucho más móviles, y son excelentes indicadores del grado de calidad del agua ya que las distintas especies responden de maneras diferentes a la contaminación. La alta sensibilidad de los peces a la contaminación permite poner de manifiesto la presencia de formas de contaminación que las pruebas químicas estándares pueden pasar por alto. Su menor diversidad (comparativamente a macroinvertebrados o diatomeas) facilita la identificación de las especies por no expertos y no requiere instrumental costoso. Los cambios en la comunidad o en las estructuras poblacionales son fácilmente interpretables.

Algunas especies son tolerantes a la contaminación y están presentes aunque la condiciones no sean favorables. Por ejemplo, en sedimentos muy contaminados y con poco oxígeno podemos encontrar dípteros, o gusanos del grupo de los oligoquetos, que poseen un peculiar color rojo (que expresa la elevada presencia de hemoglobina en su sistema circulatorio para garantizar el transporte de oxígeno a todo el cuerpo). Por el contrario, otros grupos como efemerópteros y plecópteros son muy sensibles, y ante cualquier tipo de alteración del medio disminuyen o desaparecen. Su presencia indica que el medio se conserva en óptimas condiciones. Esta información se resume mediante *índices biológicos*, que caracterizan la presencia y la abundancia de las especies de grupos respectivos. Los índices biológicos utilizan la capacidad indicadora de diatomeas, macroinvertebrados o peces para resumir el estado ecológico

del sistema. Existe una completa sopa de acrónimos de índices, en general específicos de un determinado grupo de organismos. En el caso de las diatomeas, se usan frecuentemente el IPS, IBD, o CEE. En el caso de los macroinvertebrados acuáticos índices frecuentemente usados son el BMWP, FBILL, QAELS, etc. Para peces, se usa con frecuencia el FIBI (*Fish Index of Biotic Integrity*), que combinan más de doce medidas de la comunidad íctica (llamadas métricas) clasificadas en tres grupos: riqueza y composición de especies, composición trófica, y tamaño y condición de las poblaciones. Aparte de esta pléyade de índices basados en la abundancia y composición de especies, otros muchos parámetros fisiológicos, enzimáticos o metabólicos proporcionan información directa de la respuesta de los organismos (de cualquiera de estos distintos grupos) ante las perturbaciones que se producen en los ecosistemas acuáticos.

Más complejo resulta determinar el efecto de sustancias tóxicas en el ecosistema acuático. La calidad química en relación a las sustancias prioritarias (pesticidas, metales pesados, hidrocarburos), o emergentes (productos farmacéuticos, surfactantes), debe complementarse mediante los indicadores de calidad ecológica para establecer cual es el estado de una masa de agua. La dificultad radica en qué, habitualmente, los organismos reciben múltiples perturbaciones (nutrientes, bajo caudal, tóxicos), que dificultan el diagnóstico. Es un desafío que se debe abordar con prontitud si se quiere proteger los ecosistemas y sus servicios ante la compleja maraña de perturbaciones que inciden en ellos.

Bibliografía

- Allan, J.D. (1997). *Stream Ecology: structure and function of running waters*. Chapman and Hall, London.
- Hilton, J.; O'Hare, M.; Bowes, M. J.; y Jones, I. (2006). "How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers". *Science of the Total Environment* 365: 66-83.
- Giller, P.S. y Malmqvist, B. (2003). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press.
- IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). *Fourth Assessment Report Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Summary for Policymakers*. <http://www.ipcc.ch>
- Karr, J.R. (1981). "Assessment of biotic integrity using fish communities". *Fisheries*, 6(6): 21-27.
- Margalef, R. (1983). *Limnologia*. Editorial Omega, Barcelona.
- Peterson, B.J.; Deegan, L.; Helfrich, J.; Hobbie, J.E.; Hullar, M. y Moller, B. (1993). "Biological responses of a tundra river to fertilization". *Ecology* 74, 3: 653-672.
- Sabater, S.; Feio, Maria Joao; Graça, Manuel, A.S.; Muñoz, Isabel y Romaní, Anna (2007). "The Iberian Rivers". En: *Rivers of Europe*. Tockner, K.; Robinson, Ch.; Uhlinger, U. (eds.). Elsevier, en prensa.
- Sabater, S.; Guasch, Helena; Ricart, Marta; Romaní, Anna; Vidal, Gemma; Klünder, Christina; Mechthild Schmitt-Jansen (2007). "Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface". *Analytical and bioanalytical chemistry* 387: 1425-1434.

5

Contaminantes orgánicos emergentes en aguas continentales y aspectos relacionados con el marco normativo y planificación hidrológica en España

*María José López de Alda
Damià Barceló*



5.1. Introducción

5

El agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida humana y el sostenimiento del medio ambiente, que, como consecuencia del rápido desarrollo humano y económico y del uso inadecuado que se ha hecho de ella como medio de eliminación, ha sufrido un alarmante deterioro. Al problema de la contaminación, que comenzó a hacerse notable ya a principios del siglo XIX, cabe añadir el problema de la escasez, aspecto éste que está adquiriendo proporciones alarmantes a causa del cambio climático y la creciente desertización que está sufriendo el planeta.

Las medidas legislativas que se han ido adoptando progresivamente para evitar la contaminación química del agua y los riesgos que se derivan de ella han contribuido a paliar parcialmente esta situación. Sin embargo, la creciente demanda de agua y el descubrimiento continuo de nuevos contaminantes potencialmente peligrosos dejan clara la necesidad de seguir investigando en todas aquellas áreas que puedan contribuir a proteger la salud humana y la del medio ambiente, conseguir un uso sostenible del agua y atenuar los efectos de la sequía y el cambio climático.

5.2. Marco normativo y planificación hidrológica



La importancia del agua para el desarrollo de la vida de las personas y de las actividades económicas ha sido reconocida desde antiguo a la vista de la preocupación que ha existido para ordenar su aprovechamiento; en sentido podemos encontrar ya una primera regulación en Las Partidas.

Acercándonos más en el tiempo, el antecedente inmediato del vigente texto refundido de la Ley de aguas, se encuentra en la Ley de Aguas de 13 de junio de 1879 cuyo preámbulo proviene, a su vez, de la primera Ley de Aguas de 1866. En este preámbulo se expone que “esta Ley es la primera de su género en Europa... porque las aguas no tienen ni pueden tener en las otras naciones la importancia que en la mayor parte de nuestras provincias, donde su escasez, unida a las necesidades del clima y a la naturaleza de los terrenos, la convierten en la más codiciada riqueza como fuente y origen de todas las demás”.

Ahondando en esta concepción del agua, la Ley 25/1985, de 2 de agosto, de Aguas, que derogó la anterior en su exposición de motivos recalca el hecho de que “el agua es un recurso natural escaso, indispensable para la vida y para el ejercicio de la inmensa mayoría de las actividades económicas; es irremplazable, no ampliable por la mera voluntad del hombre, irregular en su forma de presentarse en el tiempo y en el espacio, fácilmente vulnerable y susceptible de usos sucesivos”.

Se trata de un recurso que debe estar disponible no sólo en la cantidad necesaria, si no también con la calidad precisa, en función de las directrices de la planificación económica, de acuerdo con las previsiones de la ordenación territorial y en la forma que la propia dinámica social demanda.

La entrada de España en la Comunidad Económica Europea en el año 1986 supuso la recepción de la normativa emanada de las Instituciones Europeas, circunstancia ésta que ha obligado a revisar en profundidad la legislación española para incorporar las exigencias Comunitarias.

Todo ello hace que el conocimiento y manejo de la legislación de aguas sea complejo tanto por la concurrencia de múltiples instancias con poderes normativos como por contener una regulación parcial.

En cuanto a los poderes normativos hay que mencionar a la Unión Europea con sus directivas dirigidas a los Estados Miembros fijando los objetivos que se han de alcanzar dejando en manos de las autoridades nacionales decidir en qué forma y con qué medios; el Estado cuyas normas de incorporación de la legislación europea constituyen la legislación básica, regulación mínima y común para todo el territorio, cuyo rango variará en función de su contenido legal (ley, real decreto ley o real decreto legislativo) o reglamentario (real decreto, orden), y las comunidades autónomas con sus disposiciones de desarrollo legislativo y ejecución de la legislación básica estatal, pudiendo elevar el estándar de protección ambiental, que pueden revestir también la forma de disposición legal o reglamentaria.

Este carácter parcial o fragmentario viene dado porque unas veces la normativa atiende a los usos a los que se destina el agua: a la producción de agua potable, al consumo humano, al baño; otras veces atiende a la presencia de determinadas sustancias fijando valores límite y objetivos de calidad como sucede en el caso de los vertidos de mercurio, cadmio o hexaclorociclohexano y otras toma en consideración determinadas categorías de aguas, como las subterráneas o las residuales.

Sin duda alguna la disposición de mayor relevancia de estos últimos años ha sido la 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 ámbito de la política de aguas, también conocida como la Directiva Marco del Agua. Esta Directiva persigue mejorar la protección de las aguas en sus aspectos cuantitativos y cualitativos, fomentar su uso sostenible, proteger los ecosistemas acuáticos así como salvaguardar y desarrollar los usos potenciales de las aguas, y todo ello debe lograrse partiendo de la consideración primordial de que “el agua no es un bien comercial como los demás sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal”.

Por ello establece una serie de objetivos que califica de medioambientales que deben de alcanzarse para las aguas superficiales (su buen estado significa que su estado ecológico y químico son al menos buenos), para las aguas subterráneas (también su buen estado entendiéndose por tal que su estado químico y ecológico son al menos buenos), y para las zonas protegidas. Pero en este caso la Directiva no se limita a señalar los objetivos que los Estados deben de alcanzar sino que también define: el ámbito, la demarcación hidrográfica constituida por una o varias cuencas vecinas, las aguas de transición, las subterráneas y costeras asociadas a dichas cuencas; el instrumento para alcanzarlos, la planificación hidrológica, y reclama una autoridad competente responsable del cumplimiento de la Directiva.

La incorporación de la Directiva a nivel estatal se ha producido a través de distintos instrumentos normativos: la Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social, con su artículo 129 modificó el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el cual se aprobaba el texto refundido de la Ley de Aguas; el ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas correspondientes a cuencas intercomunitarias e internacionales se ha fijado mediante el Real Decreto 125/2007, de 2 de

febrero, y las autoridades competentes, que en el caso de las Demarcaciones correspondientes a cuencas intercomunitarias e internacionales han adoptado la forma de Comité de Autoridades Competentes, se han regulado en el Real Decreto 126/2007, de 2 de febrero. La última medida legislativa adoptada por el Estado español en cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE ha sido el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el cual se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.

La legislación confía a la planificación hidrológica la consecución del objetivo general de conseguir el buen estado y la adecuada protección de las aguas, la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando su uso. La planificación hidrológica se integra por distintos instrumentos: el Programa de Medias y el Plan Hidrológico.

El Programa de Medidas tiene por finalidad definir las actuaciones precisas para alcanzar los objetivos medioambientales específicos establecidos para las aguas superficiales, subterráneas y zonas protegidas en el Plan Hidrológico, y debe contener las medidas básicas, que son los requisitos mínimos que deben de cumplirse en la Demarcación, y las medidas complementarias, que son aquellas que deben aplicarse con carácter adicional para la consecución de los objetivos medioambientales o para alcanzar una protección adicional de las aguas.

El Plan Hidrológico tiene un contenido más amplio porque debe contener una descripción de la demarcación con un inventario de los recursos superficiales y subterráneos, de los usos y demandas de aguas existentes, presiones sobre el estado cuantitativo del agua, la contaminación y otras afecciones significativas de la actividad humana, los criterios de prioridad y compatibilidad de los usos del agua, las redes de control establecidas para el seguimiento del estado de las aguas superficiales, subterráneas y las zonas protegidas, así como los resultados de ese control, la lista de los objetivos medioambientales y los plazos para su consecución, un resumen del análisis económico del agua así como un resumen del Programa de Medidas.

La Directiva no sólo exige alcanzar unos objetivos sino que también impone unos calendarios muy estrictos. A los cuatro años de la entrada en vigor de la Directiva, es decir para el 22 de diciembre de 2004, los Estados miembros habrán debido realizar un análisis de las características de cada demarcación hidrográfica, un estudio de la incidencia de la actividad humana sobre las aguas, un análisis económico de su uso, y un registro de las zonas que necesitan una protección especial; y a los nueve años, a finales de 2009 deberán elaborar un plan de gestión y un programa de medidas, que deberán estar operativas a finales de 2012 en cada demarcación teniendo en cuenta los resultados de los análisis y estudios anteriores. De esta manera se prevé conseguir un buen estado de las aguas para finales de 2015.

Para conseguir ese buen estado de las masas de agua, y asegurar su calidad química y ecológica la legislación distingue entre sustancias prioritarias y sustancias peligrosas prioritarias, y ordena que se apliquen medidas para reducir progresivamente la contaminación

procedente de sustancias prioritarias e interrumpir o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones o las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

Las sustancias que esta Directiva establece como de interés prioritario en el agua (33 en total) se encuentran recogidas en una lista dinámica (Decisión No. 2455/2001/EC) que se revisa cada cuatro años. Aparte del control de los compuestos incluidos en esta lista, los aspectos biológicos e hidromorfológicos toman relevancia en la diagnosis integrada de la calidad.

Tabla 5.2.1. Parámetros químicos regulados en el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el cual se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano

Parámetro	Valor paramétrico	Parámetro	Valor paramétrico
1. Antimonio	5,0 µg/l	18. Nitritos:	
2. Arsénico	10 µg/l	Red de distribución	0,5 mg/l
3. Benceno	1,0 µg/l	A la salida de la ETAP/depósito	0,1 mg/l
4. Benzo(a)pireno	0,010 µg/l	19. Total de plaguicidas	0,50 µg/l
5. Boro	1,0 mg/l	20. Plaguicida individual	0,10 µg/l
6. Bromato:		Excepto por los de:	
A partir de 01/01/2009	10 µg/l	Aldrina	0,03 µg/l
De 01/01/2004 a 31/12/2008	25 µg/l	Dieldrina	0,03 µg/l
7. Cadmio	5,0 µg/l	Heptacloro	0,03 µg/l
8. Cianuro	50 µg/l	Heptacloro epóxido	0,03 µg/l
9. Cobre	2,0 mg/l	21. Plomo:	
10. Cromo	50 µg/l	A partir de 01/01/2014	10 µg/l
11. 1,2-Dicloroetano	3,0 µg/l	De 01/01/2004 a 31/12/2013	25 µg/l
12. Fluoruro	1,5 mg/l	22. Selenio	10 µg/l
13. Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (HPA)	0,10 µg/l	23. Trihalometanos (THMs):	
Suma de:		Suma de:	
Benzo(b)fluoranteno	µg/l	A partir de 01/01/2009	100 µg/l
Benzo(ghi)perileno	µg/l	De 01/01/2004 a 31/12/2008	150 µg/l
Benzo(k)fluoranteno	µg/l	Bromodichlorometano	µg/l
Indeno(1,2,3cd)pireno	µg/l	Bromoformo	µg/l
14. Mercurio	1,0 µg/l	Cloroformo	µg/l
15. Microcistina	1 µg/l	Dibromoclorometano	µg/l
16. Níquel	20 µg/l	27. Tricloroetano + Tetraclo roetano	10 µg/l
17. Nitrato	50 mg/l		

Como complemento a esta Directiva se ha adoptado recientemente a nivel europeo la Directiva 2006/118/CE, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro, y se ha propuesto otra relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE (COM(2006) 397 final) y en la que se definen concentraciones máximas admisibles y medias anuales para las sustancias consideradas como prioritarias y otros contaminantes en aguas superficiales y biota.

Como complemento a la Directiva Marco del Agua también se ha adoptado a nivel español el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, en el cual se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, que deroga el anterior Real Decreto 1138/1990 de 14 de septiembre por el que se trasladaba la Directiva comunitaria 80/778/CEE, de 15 de julio de 1980, y con el cual queda incorporada al ordenamiento jurídico español la Directiva comunitaria 98/83/CE. Los parámetros químicos regulados en este Real Decreto se muestran en las Tablas 5.2.1 y 5.2.2.

Estas listas contienen una variedad de compuestos orgánicos, inorgánicos y metales, considerados como peligrosos para la salud humana y/o del medio ambiente. Muchos de estos compuestos, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los plaguicidas, y la mayor parte de los metales, han sido objeto de estudio y regulación durante décadas. Otros, por el contrario, han sido incluidos en las listas de sustancias prioritarias recientemente. Éste es el caso, por ejemplo, de los alquilfenoles (productos de degradación de detergentes de tipo alquilfenol etoxilado) o de los difeniléteres bromados (utilizados fundamentalmente como retardantes de llama), considerados hasta hace poco como contaminantes emergentes.

Finalmente hay que mencionar dos desarrollos normativos, el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, y la Orden MAM/85/2008, de 16 de enero, por la que se establecen los criterios técnicos para la valoración de los daños al dominio público hidráulico y las normas sobre toma de muestras y análisis de vertidos de aguas residuales.

Tabla 5.2.2. Parámetros químicos que se controlan según las especificaciones del producto, regulados en el Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el cual se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano

Parámetro	Valor paramétrico	Notas
1. Acrilamida	0,10 µg/l	(1)
2. Epiclorhidrina	0,10 µg/l	(1)
3. Cloruro de vinilo	0,50 µg/l	(1)

(1) Estos valores paramétricos corresponden a la concentración monomérica residual en el agua, calculada conforme a las características de la migración máxima del polímero correspondiente en contacto con el agua.

La relevancia de estas dos disposiciones, a parte del impulso que supone la primera para la reutilización de las aguas regeneradas y para la efectividad de la responsabilidad de los daños causados a las aguas la segunda, contienen en sus relaciones las sustancias peligrosas incluidas en la directiva marco y se indican además valores de referencia de los parámetros de contaminación estableciendo estimaciones generales de normas de calidad ambiental y objetivos de calidad. En estas listas ya se incluyen contaminantes emergentes como el pentabromodifenil éter, retardante de llama bromado, los nonilfenoles y octifenoles, así como los cloroalcanos.

Recientemente, el Diario Oficial de la Unión Europea con fecha 24 de abril de 2008 ha publicado las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE. El Anexo 2 incluye una lista de sustancias prioritarias sujetas a revisión por su identificación como posibles “sustancias prioritarias” o posibles “sustancias peligrosas prioritarias”. En esta lista de más 30 sustancias nuevas se incluyen por primera vez compuestos farmacéuticos, compuestos fluorados, aditivos de la gasolina y nuevos pesticidas polares, que se comentarán más adelante en este capítulo.

5.3. Contaminantes emergentes

5

Durante décadas, la comunidad científica ha centrado sus esfuerzos en el estudio de los contaminantes químicos cuya presencia en el medio ambiente ha estado o está regulada en las distintas legislaciones, contaminantes en su mayoría apolares, tóxicos, persistentes y bioacumulables, como los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los policlorobifenilos (PCBs) o las dioxinas.

Sin embargo, en los últimos años, el desarrollo de nuevos y más sensibles métodos de análisis ha permitido alertar de la presencia de otros contaminantes, potencialmente peligrosos, denominados globalmente como emergentes.

Los contaminantes emergentes, cuyo estudio se encuentra entre las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medioambiental, tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA) o la Comisión Europea, se definen como contaminantes previamente desconocidos o no reconocidos como tales cuya presencia en el medio ambiente no es necesariamente nueva pero sí la preocupación por las posibles consecuencias de la misma. Los contaminantes emergentes son compuestos de los cuales se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto en los distintos compartimentos ambientales, razón por la cual y a su vez consecuencia de que no hayan sido regulados, y de que la disponibilidad de métodos para su análisis sea nula o limitada. Otra particularidad de estos compuestos, es que debido a su elevada producción y consumo, y a la como consecuente continua introducción de los mismos en el medio ambiente, no necesitan ser persistentes para ocasionar efectos negativos (Petrovic M y col., 2003).

La lista de contaminantes emergentes incluye una amplia variedad de productos de uso diario con aplicaciones tanto industriales como domésticas. Algunos de ellos, a raíz de las intensas investigaciones llevadas a cabo en los últimos años, ya han sido incluidos en la lista de sustancias prioritarias en el agua. Éste es el caso de los retardantes de llama difenil éteres polibromados, los detergentes de tipo alquilfenol etoxilado y sus derivados y las parafinas cloradas. Otros compuestos, como los plaguicidas, ya estaban sujetos a legislación en el agua, pero el descubrimiento de productos de degradación tóxicos, ha renovado el interés por los mismos. Por último, en otros casos, como en el de los detergentes perfluorados, o los fármacos, la toma de conciencia del

riesgo que ocasiona su presencia en el medio ambiente es relativamente reciente, y no se tienen aún datos suficientes para una valoración apropiada de su impacto. Además, muchos de ellos, como por ejemplo los retardantes de llama bromados, los detergentes de tipo alquilfenol etoxilado y algunos fármacos, son disruptores endocrinos, lo que implica que una exposición a los mismos puede dar lugar a alteraciones en el crecimiento, desarrollo, reproducción y comportamiento de los organismos vivos, de las que una de las más alarmantes y mejor documentadas es la feminización en organismos acuáticos superiores.

Algunos equipos científicos españoles han trabajado intensamente durante los últimos años en la investigación de algunas de estas clases de contaminantes emergentes (detergentes de tipo alquilfenol etoxilado, estrógenos, retardantes de llama bromados, y algunos fármacos), como resultado de lo cual se han puesto a punto ya algunos métodos analíticos para su determinación en distintas matrices ambientales (fundamentalmente aguas superficiales y residuales, y sedimentos), y se han generado datos sobre su presencia y destino en este tipo de compartimentos ambientales. Sin embargo, las aguas subterráneas y otras clases de contaminantes emergentes, como los compuestos perfluorados y las parafinas cloradas han sido muy poco estudiados todavía, tanto a nivel nacional como internacional.

De acuerdo con las numerosas revisiones bibliográficas realizadas en los últimos años tanto por los autores de este artículo como por otros grupos científicos internacionales, entre las clases de contaminantes emergentes que demandan una mayor y más urgente atención (debido a la escasez de datos ambientales y ecotoxicológicos y de métodos para su análisis, y a las posibles consecuencias de su presencia en el medio ambiente) se encuentran:

- los retardantes de llama bromados,
- los cloroalcanos,
- los plaguicidas polares,
- los compuestos perfluorados,
- los fármacos,
- las drogas de abuso, y,
- los metabolitos y/o productos de degradación de las clases de sustancias anteriores.

5.3.1. Retardantes de llama bromados

Los retardantes de llama bromados (BFRs), entre los que destacan el tetrabromo bisfenol A (TBBPA), el hexabromociclododecano (HBCD), y los polibromodifeniléteres (PBDEs), se emplean en una gran variedad de productos comerciales, tales como muebles, plásticos, tejidos, pinturas, aparatos electrónicos, etc. La producción de retardantes de llama a nivel mundial es de 200.000 toneladas por año, de las cuales cerca de 47.000 corresponden a PBDEs (Birnbaum LS, Staskal DF, 2004). La preocupación radica básicamente en su gran ubicuidad, ya que se han detectado en un amplio abanico de muestras, tanto humanas como animales y medioambientales, y en zonas, además, alejadas de las zonas de mayor producción

y uso (Meironyte, D. y col. 1999; Noren, K.; Meironyte, D. y Noren, K., 2000; Bergman, A.; Birnbaum, L.S.; Staskal, D.F., 2004; Alae, M., 2003). Esta circunstancia, su persistencia, bio-disponibilidad, y algunos indicios sobre posibles efectos adversos, no completamente demostrados, como neurotoxicidad, disrupción endocrina y cáncer, han motivado la aplicación del principio de precaución y la consiguiente adopción de medidas legislativas para su control en agua a nivel europeo. Para su análisis, se han empleado diversos métodos, todos ellos basados en la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS) de los cuales el método de dilución isotópica en combinación con GC-MS de alta resolución es el indicado como método de elección (Alae, M., 2003; Covaci, A. y col., 2003). La dificultad de su análisis radica, sobre todo, en el hecho de que existen un gran número de congéneres de PBDEs diferentes (209 en total) con diferentes estructuras y propiedades. Las principales cuestiones que esperan respuesta en relación con estos compuestos son cómo y dónde se liberan al medio ambiente, las vías de exposición, el destino que siguen en el medio ambiente y evidencias firmes sobre su posible impacto y efectos. Estudios realizados previamente por el equipo investigador del Dr. Barceló han demostrado la presencia de estos compuestos en sedimentos y peces de ríos españoles (Eljarrat, E. y col., 2004; Eljarrat, E. y col., 2005a; Lavandería, A. y col., 2006). Dentro de los PBDEs, sólo se han fijado normas de calidad ambiental en aguas superficiales para el pentabromodifeniléter (media anual de 0,5 ng/L en aguas superficiales continentales y de 0,2 ng/L en otras aguas superficiales).

5.3.2. Parafinas cloradas

Las parafinas cloradas son formulaciones industriales consistentes en mezclas técnicas de alcanos de cadena lineal policlorados, con cadenas hidrocarbonadas (HC) que varían entre 10 y 30 C, y porcentajes de cloro comprendidos entre 30 y 70%. Las mezclas comerciales se dividen según la longitud de la cadena HC en parafinas cloradas de cadena corta con 10 a 13 átomos de C, de cadena media, con 14 a 17 átomos de C, y de cadena larga, con 18 a 30 átomos de C. Estas formulaciones industriales, que están formadas por mezclas complejas de un gran número de sustancias isoméricas, se caracterizan por presentar una baja presión de vapor (10-5-6 mmHg), una viscosidad alta y propiedades como retardantes de llama y estabilizantes químicos, propiedades que se han explotado en su empleo fundamentalmente como aditivos en fluidos de corte y lubricantes usados en carpintería metálica y en la industria automovilística, y como plastificantes en materiales de PVC, en pinturas, adhesivos, etc. La producción mundial de las aproximadamente 200 formulaciones comerciales que existen se estima en unas 300.000 toneladas por año, y de ellas las más utilizadas, y también las más tóxicas han sido las de cadena corta (United Nations Environmental Programme. Environmental Health Criteria 181). Estas sustancias han sido calificadas como muy tóxicas para los organismos acuáticos, se ha observado bioacumulación en algunas especies, son persistentes, se han encontrado en material biológico procedente del ártico, lo que indica que pueden ser transportadas a grandes distancias, y presentan una degradación lenta (tanto química como biológica). A la vista de los informes científicos sobre sus riesgos, los cloroalcanos de cadena corta se han incluido en la lista de sustancias prioritarias en el agua de la UE,

habiéndose fijado para ellos medias anuales de 0,4 µg/L y concentraciones máximas admisibles de 1,4 µg/L en aguas superficiales, y se han puesto limitaciones a su comercialización y uso (para la elaboración de metales y el engrasado de cuero). En EE.UU., por el contrario, no se han fijado límites para estos compuestos, a pesar de que las parafinas con una media de 12 átomos de carbono en su cadena y un grado de cloración del 60% han sido catalogadas por la Agencia para la Investigación del Cáncer como posibles carcinógenos humanos (cáncer de hígado, renal, del tiroides, en ratas). Las parafinas cloradas no tienen un origen natural conocido y, por tanto, los niveles presentes en el medio ambiente son un resultado de su producción y uso (desecho inadecuado de productos y residuos o *leaching* de polímeros, pinturas, etc.). Debido a su baja volatilidad y solubilidad en agua, y a su carácter lipofílico, presentan una fuerte tendencia a adsorberse en sedimentos en donde se observan las concentraciones más altas, sobre todo en áreas próximas a zonas de producción, y también a bioacumularse, habiéndose encontrado en aves, peces, mamíferos, etc., a niveles de hasta 12 mg/kg. En humanos, también se ha detectado su presencia en diferentes órganos con concentraciones de hasta 190 µg/kg en tejido adiposo, mientras que en aguas (en donde pueden estar presentes mayormente adsorbidos a la materia particulada) los niveles son mucho más bajos, de pocos µg/l, y concentraciones igualmente bajas han sido detectadas en los escasos estudios llevados a cabo hasta ahora en la atmósfera. El análisis de las parafinas cloradas presenta una gran dificultad debido por un lado, a la extrema complejidad de las mezclas, que contienen miles de congéneres individuales y con una gran variedad de propiedades físico-químicas, y, por otro, a la escasez de patrones individuales (Eljarrat, E.; Barceló, D., 2006). Estas circunstancias hacen que su análisis requiera el empleo de procedimientos de purificación exhaustivos y técnicas de análisis selectivas, de las cuales la más utilizada es la GC-MS en modo de ionización negativa. No obstante, con los métodos desarrollados hasta ahora sólo se han podido obtener estimaciones globales de su presencia en el medio ambiente, no datos acerca de las concentraciones exactas de los compuestos individuales. En este contexto, las necesidades de investigación expresadas por distintos organismos oficiales hacen referencia al desarrollo de métodos de análisis más sensibles y selectivos que permitan obtener datos más fiables sobre su presencia en los distintos compartimentos ambientales, y a la realización de otro tipo de estudios: metabólicos, cinéticos, toxicológicos, etc. En España, que los autores tengan conocimiento, sólo hay un grupo de investigación (el de la Dra. M^a Teresa Galcerán, del Departamento de Química Analítica de la Universidad de Barcelona) que haya trabajado en la determinación de estos compuestos en el medio ambiente acuático (Castells, P. y col., 2003; Castells, P. y col., 2004; Parera, J. y col., 2004).

5.3.3. Plaguicidas polares y metabolitos

La mayoría de los productos de degradación de plaguicidas son compuestos polares, muchos de ellos quirales, para cuya determinación la técnica más idónea es la de cromatografía de líquidos-espectrometría de masas en tándem (LC-MS/MS) (Geerdink RB y col., 2002).

Algunos de ellos, como los productos de degradación del DCPA (monoácido y diácido), del acloro (ácido sulfónico) y de otras acetanilidas, y de triazinas han sido incluidos

en la lista de contaminantes candidatos (Contaminants Candidate List, CCL) de la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (USEPA), y se encuentran entre las líneas de investigación de numerosos grupos científicos, tanto a nivel internacional como nacional (Mallat, E.; Barceló, D., 1998; Santos, TCR y col., 1998; Santos, TCR y col., 2000a; Santos TCR y col., 2000b; Penuela, G.A., Barceló, D., 2000; Martínez, K., Barceló D., 2001a). En el Anexo 2 del Diario Oficial de la Unión Europea con fecha 24 de abril de 2008 referente a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas se incluyen por primera vez en la lista de posibles sustancias peligrosas prioritarias los pesticidas polares, como la bentazona, el mecoprop, el glifosato, y su producto de degradación el AMPA.

5.3.4. Compuestos perfluorados

Los surfactantes perfluorados son un claro ejemplo de compuestos de uso industrial que han sido utilizados durante décadas en un amplio número de sectores, y que ahora se descubren como contaminantes muy peligrosos y ampliamente distribuidos en el medio ambiente. En el centro de las investigaciones y la polémica que rodea a estos compuestos se sitúan el perfluorooctano sulfonato o PFOS y el ácido perfluorooctanoico o PFOA. El perfluorooctano sulfonato se ha usado como refrigerante, tensioactivo, y polímero, en preparados farmacéuticos, retardantes de llama, lubricantes, adhesivos, cosméticos, insecticidas, etc. El PFOA, por su parte, se utiliza en la fabricación de fluoropolímeros (PTFE) y fluoroelástomeros (PVDF) empleados en una gran variedad de productos comerciales como tejidos, alfombras, recipientes alimentarios, y automóviles, además de en espumas antiincendios. Ambos compuestos, según estudios recientes, son tóxicos y persistentes, el PFOA es además carcinogénico, y el PFOS presenta una fuerte tendencia a la bioacumulación (Schultz, M.M. y col., 2003). A raíz de diversas investigaciones llevadas a cabo por 3M, el principal productor de estos compuestos en EE.UU., y por la EPA, 3M acordó cesar la producción de este compuesto en el año 2000, pero la polémica en torno a este compuesto, el PFOA, y los surfactantes fluorados en general no ha terminado. Estos compuestos se han detectado en sangre e hígado humanos (a elevadas concentraciones, de hasta mg/ml de sangre en estudios ocupacionales), en hígado y grasa de animales, y en aguas superficiales y subterráneas (Villagrasa, M. y col., 2006). Para su análisis se han empleado distintas técnicas como la resonancia magnética nuclear (RMN), GC-MS y LC-MS, de las cuales LC-tándem MS con ionización por electrospray es considerada como la más adecuada. Los aspectos que requieren una investigación más urgente son el estudio de las fuentes de entrada en el medio ambiente y las vías de exposición en humanos, los niveles en agua, aire, suelos, sedimentos y biota, su destino en el medio ambiente, y datos sobre su degradación química (Villagrasa, M. y col., 2006). En opinión de algunos científicos la problemática ambiental asociada a estos compuestos puede alcanzar dimensiones comparables a la provocada por los DDT, PCBs, dioxinas y otros compuestos. De momento, los compuestos perfluorados PFOS, sus sales de potasio,

amonio, litio y dietanolamina, el PFOA, y el amonio de perfluorooctano (APFO) han sido incluidos en la lista de sustancias prioritarias sujetas a revisión anteriormente comentada.

5.3.5. Fármacos

De todos los contaminantes emergentes, los que probablemente suscitan mayor preocupación y estudio en los últimos años son los fármacos, y, en particular, los antibióticos. El consumo de fármacos en los países de la UE se cifra en toneladas por año, y muchos de los más usados, entre ellos los antibióticos, se emplean en cantidades similares a las de los plaguicidas (Jones, OA y col., 2001). Las primeras evidencias de la presencia de fármacos en el medio acuático se produjeron en los años 70 con la identificación en aguas residuales en EE.UU. del ácido clofibrico, que es el metabolito activo de varios reguladores de lípidos en sangre (clofibrato, etofilín clofibrato, y etofibrato). Sin embargo, no ha sido hasta principios de la década de los 90 que el tema de los fármacos en el medio ambiente ha surgido con fuerza, como demuestran los numerosos artículos publicados desde entonces, los cuales han despertando un gran interés científico y social (tal y como ocurrió en España tras la publicación en la prensa de algunos de los resultados obtenidos por nuestro equipo de investigación: *El Periódico*, 26 octubre 2005; *El País*, 17 enero 2006; *El Global*, 30 enero 2006). Entre los fármacos más prescritos en medicina humana destacan los analgésicos/antiinflamatorios como el ibuprofeno y el diclofenac, los antiepilépticos como la carbamacepina, antibióticos como la amoxicilina y el sulfametoxazol, y los b-bloqueantes como el metoprolol. A éstos cabe añadir los, cada vez más, utilizados en veterinaria, en actividades como la acuicultura, la ganadería, y la avicultura. Según las propiedades físico-químicas de los fármacos y sus metabolitos y productos de degradación, y las características de los suelos, estas sustancias pueden llegar a alcanzar las aguas subterráneas y contaminar los acuíferos o bien quedar retenidas en el suelo y acumularse pudiendo afectar al ecosistema y a los humanos a través de la cadena trófica. En consecuencia, para una evaluación realista del medio acuático es necesario un estudio integrado agua subterránea-suelo/sedimento-agua superficial-suelo. Los fármacos que se han detectado en el medio ambiente acuático, ya sea directamente o sus metabolitos, incluyen analgésicos/antiinflamatorios, antibióticos, antiepilépticos, b-bloqueantes, reguladores de lípidos, medios de contraste en rayos X, anticonceptivos orales, esteroides y otros, como broncodilatadores, tranquilizantes, etc. (Hernando, M.D. y col., 2006a). Las concentraciones a las que se han encontrado en aguas superficiales (como consecuencia de una eliminación incompleta en las plantas de depuración de aguas) o en aguas subterráneas (debido a la escasa atenuación que experimentan algunos compuestos durante la filtración a través de suelos) se sitúan normalmente en el rango de ng/L o mg/L, mientras que en suelos y sedimentos, en donde pueden persistir durante largos periodos de tiempo (la vida media del ácido clofibrico, por ejemplo, se estima en 21 años), alcanzan concentraciones de hasta g/Kg (Hernando M.D. y col., 2006a; Díaz-Cruz, M.S., Barceló, D., 2005). Pero lo que ha despertado una mayor preocupación ha sido el hallazgo de algunos de ellos (como el ibuprofeno, el diclofenac, la carbamacepina, o el ácido clofibrico) en aguas potables (Bedner, M., Maccreehan, W.A., 2006).

En muchos casos, las consecuencias de su presencia en el medio ambiente no están aún claras, pero en otros el riesgo parece evidente y alarmante. Así, por ejemplo, el diclofenac, aparte de afectar a los riñones en los mamíferos, se ha asociado (como consecuencia de su uso en veterinaria) con la desaparición de los buitres blancos en la India y Pakistán, lo que supone, según el autor de este estudio (Fent, K. y col., 2006), un desastre ecológico comparable al acontecido en el pasado con el DDT. Otro ejemplo es el del propanolol, que nuestro equipo de investigación ha detectado en múltiples ocasiones en España (Hernando, M.D. y col., 2006b), y que se ha visto tiene efectos sobre el zooplancton, así como sobre los organismos bentónicos (Fent, K. y col., 2006).

Como resultado de las investigaciones llevadas a cabo hasta ahora, algunos fármacos están siendo considerados por la US EPA como posibles candidatos a ser incluidos en la lista de los contaminantes orgánicos prioritarios en el agua potable, como es el caso del diclofenac (antirreumático), la carbamacepina (antiepiléptico), y el cloranfenicol (antibiótico). En la UE, por el momento, no se han fijado límites máximos en el agua potable, y por tanto, no es necesario el seguimiento de tales compuestos. Sin embargo, algunos de ellos se han incluido en la lista de sustancias prioritarias sujetas a revisión (amidotrizoato, carbamazepina, clotrimazol, diclofenaco, yopamidol).

Actualmente en Europa hay más de 3.000 ingredientes activos permitidos para su uso en el cuidado de la salud. Sin embargo, desde que se detectara el primer residuo de ácido clofibrico hasta el momento, únicamente unos 100 de ellos han sido alguna vez analizados en diferentes compartimentos medioambientales. La necesidad de seguir trabajando en esta línea de investigación, en la que se debe incluir el estudio de los metabolitos y los productos de transformación (Miao, X.S. y col., 2005; Bedner, M., Maccrehan, W.A., 2006), es, por tanto, evidente.

Por el momento el número de artículos dedicados al análisis de fármacos en aguas es muy superior al del análisis en matrices sólidas (Díaz-Cruz, S. y col., 2003; Díaz-Cruz, M.S., Barceló, D., 2005; Hernando, M.D. y col., 2006a). Ello probablemente es debido a la gran complejidad que representa el estudio de tales matrices. Sin embargo, los avances tecnológicos habidos en el campo de la química analítica permiten afrontar hoy por hoy este “reto” con grandes probabilidades de éxito. Dentro de los fármacos, las áreas menos estudiadas son la de los metabolitos y la de las drogas.

Para el análisis de fármacos se han empleado fundamentalmente la cromatografía de gases y la de líquidos con espectrometría de masas, pero la tendencia es a emplear, tanto en una como en otra, la espectrometría de masas en tándem para poder diferenciar entre posibles isómeros (Díaz-Cruz, M.S., Barceló, D., 2005; Petrovic y col., 2005; Petrovic, M., Barceló, D., 2006). Los grupos de fármacos que en la actualidad se consideran más peligrosos y demandan investigación son:

- los antibióticos, por la posibilidad de que se desarrollen cepas bacterianas resistentes que hagan que estos compuestos resulten ineficaces para el fin para el que fueron diseñados (Díaz-Cruz, S. y col., 2003) (los antibióticos ocupan el tercer puesto en volumen de uso de todos los fármacos empleados en medicina humana, y el 70% de los empleados en medicina veterinaria);

- los medios de contraste en rayos X, porque son muy persistentes, no resultan eliminados en las plantas de tratamiento, y alcanzan fácilmente las aguas subterráneas por percolación a través de suelos;
- los citostáticos, porque debido a su gran potencia farmacológica, exhiben con frecuencia propiedades carcinogénicas, mutagénicas o embriogénicas, y al igual que los anteriores parecen presentar una eliminación negligible en los procesos de depuración, y
- los estrógenos, utilizados fundamentalmente como anticonceptivos y para el tratamiento de desórdenes hormonales tan frecuentes como la menopausia, que son los responsables en muchos casos de la aparición de fenómenos de feminización, hermafroditismo, y disminución de la fertilidad. Nuestro equipo de investigación ha venido trabajando en el pasado en el desarrollo y aplicación de métodos analíticos para la determinación simultánea de hasta diez estrógenos (libres y conjugados) y de hasta 75 fármacos pertenecientes a diferentes clases terapéuticas en muestras ambientales. Con ellos ha obtenido resultados de gran relevancia a nivel internacional que han permitido, por ejemplo, evidenciar, por primera vez en España, la existencia de fenómenos de feminización en peces (carpas) (Solé, M. y col., 2000; Petrovic, M. y col., 2002a).

Finalmente añadir que fármacos de uso común como el diclofenaco y la carbamezapina se han añadido a la lista del Anexo 2 como posibles sustancias prioritarias que se ha comentado anteriormente.

5.3.6. Drogas

El estudio de las drogas de abuso tiene un doble objetivo: por un lado, determinar la presencia, el destino y los posibles efectos de las drogas más consumidas y sus principales metabolitos en el medio ambiente acuático, y, por otro, estimar a partir de los datos ambientales obtenidos en aguas superficiales y residuales el consumo de drogas en las áreas investigadas. Este tipo de estudios, de los cuales sólo existen unos pocos precedentes en el mundo, son importantes, primero, porque, según los últimos informes oficiales, España es el país del mundo en el que se consume más cocaína, y, segundo, porque este tipo de estudios podrían resultar una alternativa más rápida, económica y fiable que los indicadores que se utilizan en la actualidad para evaluar el consumo de drogas y que se basan en encuestas, estadísticas criminales, médicas, etc. Estas investigaciones se han centrado, sobre todo, en el estudio de la cocaína y su principal metabolito (la benzoilecgonina), pero es obvio que el estudio de otras drogas tales como el éxtasis, el ácido LSD, anfetaminas, heroína, etc., y sus metabolitos es también de interés. Según una revisión bibliográfica reciente (Pizzolato T y col., 2007), la técnica más adecuada para el análisis de la mayoría de estos compuestos es la cromatografía de líquidos acoplada a MS/MS, técnica con la que se obtiene una gran fiabilidad en la identificación de los compuestos objeto de estudio, lo que es primordial en el análisis de sustancias prohibidas.

5.4. Valoración de la problemática asociada a los contaminantes emergentes

5

El primer paso para dar respuesta a algunas de las muchas incógnitas que plantean los contaminantes emergentes es desarrollar métodos analíticos para la determinación de estos contaminantes en matrices ambientales (aguas subterráneas, superficiales, potables, sedimentos, suelos, etc.).

Y los pasos siguientes, que resultan indispensables para tratar de conseguir una visión completa y realista de la problemática ambiental asociada a estos compuestos, son realizar:

- estudios ambientales,
- estudios de biodisponibilidad,
- estudios de degradación, y
- estudios de toxicidad.

El fin último de los *estudios ambientales* es identificar los compuestos y/o áreas más preocupantes, sobre los cuales poder actuar para mejorar la calidad del agua, optimizar la explotación de los recursos hídricos disponibles, o ambos.

Los *estudios de biodisponibilidad* resultan indispensables para evaluar correctamente el impacto ecológico de los contaminantes. Si bien es conocido que existen muchos factores que afectan a la biodisponibilidad de los contaminantes, no existe ningún consenso en cómo deben realizarse los estudios de evaluación de dicha biodisponibilidad. Existen diferentes métodos de evaluación, ya sea desde una perspectiva biológica o química. Dentro de los métodos biológicos se pueden citar diversos ensayos de bioluminiscencia, así como las extracciones *in vitro*. En lo que se refiere a los métodos químicos, existen básicamente tres aproximaciones:

- a partir de organismos vivos, midiendo la relación del contaminante en un tejido del organismo y en el medio (sedimento, suelo, etc.);
- a partir de muestreadores pasivos (un muestreador pasivo se basa en el proceso de partición de un contaminante entre el agua y un medio lipofílico), de entre los diferentes muestreadores desarrollados, uno de los más aplicados a estudios de biodisponibilidad es el dispositivo de membrana semi-permeable (SPMD);

- a partir de extracciones suaves o selectivas, dentro de estas extracciones, destacan los métodos que utilizan sorbentes tales como el TENAX o las ciclodextrinas.

Estudios de degradación. La necesidad de investigar no sólo la presencia de los contaminantes emergentes en el medio ambiente acuático, sino también, la de sus productos de degradación (un área por lo general ignorada) ha sido formulada por diversos científicos en los últimos años (Tungudomwongsa, H. y col., 2006; Wong, C.S., 2006; Sarmah, A.K. y col., 2006; Samarmah, A.K. y col., 2006). La formación de productos de degradación tiene lugar básicamente en dos escenarios: (i) en los procesos de depuración de aguas residuales (ii) y en el propio medioambiente acuático; y los procesos más comunes son los de biodegradación y los de fotodegradación. Este tipo de estudios, en los que nuestro grupo tiene dilatada experiencia (Mallat, E. Barceló, D., 1998; Santos, TCR y col., 1998; Santos, TC y col., 2000a; Santos, TCR y col. 2000b; Penuela, G.A., Barceló, D., 2000; Martínez, K., Barceló, D., 2001a) se llevan a cabo en condiciones controladas (redox, temperatura, etc.) de laboratorio y más tarde se completan con estudios de campo en distintos compartimentos ambientales. Para la identificación de los productos formados, que es una tarea difícil y requiere del uso de tecnologías analíticas muy sofisticadas, se emplea fundamentalmente la técnica de cromatografía de líquidos o cromatografía de líquidos de ultraeficiencia (UPLC) acoplada a espectrometría de masas con analizadores de tiempo de vuelo (ToF).

Estudios de toxicidad. La evaluación de la calidad de las aguas requiere de la aplicación de metodologías tanto químicas como biológicas con las que poder detectar no sólo los contaminantes presentes en ellas sino también los posibles efectos indeseables que pueden ocasionar en el medio ambiente y la salud pública.

Los ensayos biológicos se presentan como tests innovadores e indicadores reales y rápidos de los efectos tóxicos de las aguas (Farré, M., Barceló D. 2003). Sin embargo, la aplicación de ensayos biológicos para el control rutinario de la calidad biológica de las aguas naturales es una práctica poco extendida. Su aplicación ha estado más dirigida al seguimiento de la calidad de aguas residuales de procedencia industrial (Markings, L., Kimerle, R.A, 1979; Chen, C.Y. y col., 2001) o hacia el desarrollo de técnicas de identificación y evaluación de efectos tóxicos, aplicadas también en el ámbito industrial, como herramientas de control de calidad de aguas residuales (Mount, I., Anderson-Carnahan, L., 1998; Reemtsma, T. y col., 1999). Las técnicas más utilizadas en medio ambiente para evaluar la toxicidad aguda de compuestos individuales, mezclas, y matrices ambientales son las de MicrotoxTM y ToxalertTM. La información proporcionada por éstas, que se basan en la utilización de bacterias (*V. fischeri*), a menudo se completa con la obtenida por otros tipos de bioensayos ecotoxicológicos en los se observan respuestas biológicas tales como la inhibición de procesos enzimáticos, inducción de metabolismo, o estrés oxidativo, en otros tipos de organismos.

Una adecuada valoración, por tanto, de la problemática ambiental que acarrea la presencia de contaminantes emergentes pasa por (i) desarrollar métodos de análisis sensibles y fiables para su determinación en matrices ambientales, (ii) aplicar dichos métodos en áreas consideradas de interés con el fin de determinar los niveles de los contaminantes investigados,

el destino que sufren en el medio ambiente, su biodisponibilidad, el tipo de transformaciones (biodegradación, fotodegradación, etc.) que experimentan, los metabolitos y productos de degradación que se forman, y su toxicidad (efectos) y, finalmente, (iii) identificar los compuestos y las zonas geográficas que merecen especial atención, y sobre los cuales es posible actuar tomando medidas que permitan mejorar la calidad de las aguas, optimizar la explotación de los recursos hídricos, y proteger la salud del hombre y el medio ambiente.

Bibliografía

- Alaee, M. (2003). *Environ. Monit. Assess.* 88, 327.
- Alda, M.J.L. de; Gil, A.; Paz, E.; Barceló, D. (2002). *Analyst* 127, 1299.
- Alonso, M.C.; Pocurull, E.; Marcé, R.M.; Borrull, F.; Barceló, D. (2002). *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 2059.
- Bedner, M.; Maccrehan, W.A. (2006). *Environ. Sci. Technol.* 40, 516.
- Birnbaum, L.S.; Staskal, D.F. (2004). *Environ. Health Perspect.* 112, 9.
- Castells, P.; Santos, F.J.; Galceran, M.T. (2003). *J. Chromatogr. A* 984, 1.
- Castells, P.; Santos, F.J.; Galceran, M.T. (2004). *Rapid Comm. Mass Spectrom.* 18, 529.
- Chen, C.; Yu S.C.; Liu, M.C. (2001). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40, 363.
- Covaci, A.; Voorspools, S.; de Boer, J. (2003.). *J. Environ. Int.* 29, 735.
- Daughton, C.G. (2001). *J. Am. Soc. Mass Spectrom.* 12, 1067.
- Díaz-Cruz, S.; López de Alda, M.J.; Barceló, D. (2003). *TrAC-Trend. Anal. Chem.* 22, 340.
- Díaz-Cruz M.S.; Barceló, D. (2005). *TRAC-Trend. Anal. Chem* 24, 645.
- El Global*, 30 enero 2006, "Un estudio del CSIC halla vertidos domésticos de medicamentos en el Ebro".
- Eljarrat, E., Barceló, D. (2003). *TRAC-Trends Anal. Chem.* 22, 655.
- Eljarrat, E.; de la Cal, A.; Raldúa, D.; Durán, C.; Barceló, D. (2004). *Environ. Sci. Technol.* 38, 2603.
- Eljarrat, E.; de la Cal, A.; Raldúa, D.; Durán, C.; Barceló, D. (2005a). *Environ. Pollut.* 133, 501.
- Eljarrat, E.; de la Cal, A.; Larrazábal, D.; Fabrellas, B.; Rodríguez Fernández-Alba, A.; Borrull, F.; Marcé, R.M.; Barceló, D. (2005b). *Environ. Pollut.* 136, 493.
- Eljarrat, E.; Barceló, D. (2006). *TRAC-Trends Anal. Chem.* 25, 421.
- El País*, 17 enero 2006, "Medicamentos en el río".
- El Periódico*, 26 octubre 2005, "El CSIC advierte del nivel de estrógenos del Llobregat".
- Farre, M.; Ferrer, I.; Ginebreda, A.; Figueras, M.; Olivilla, L.; Tirapu, L.; Vilanova, M.; Barceló, D. (2001). *J. Chromatogr. A* 938, 187.
- Farré, M.; Barceló, D. (2003). *TrAC-Trend. Anal. Chem.* 22, 299.
- Fent, K.; Weston, A.A.; Caminada, D. (2006). *Aquatic Toxicol.* 76, 122.
- Ferrer, I.; Lanza, F.; Tolokan, A.; Horvath, V.; Sellergren, B.; Horvai, G.; Barceló, D. (2000). *Anal. Chem.* 72, 3934.
- Geerdink, R.B.; Niessen, W.M.A.; Brinkman, U.A.T. (2002). *J. Chromatogr. A* 970, 65.
- González, S.; Petrovic, M.; Barceló, D.; *Chemosphere* (en prensa).
- Hernando, M.D.; Mezcuá, M.; Fernández-Alba, A.R.; Barceló, D. (2006a). *Talanta* 69, 334.
- Hernando, M.D.; Heath, E.; Petrovic, M.; Barceló, D. (2006b). *Anal. Bioanal. Chem.* 385, 985.
- Jones, O.A.; Voulvoulis, N.; Lester, J.N. (2001). *Environ. Toxicol.* 22, 1383.
- Koeber, R.; Fleischer, C.I.; Lanza, F.; Boos, K.S.; Sellergren, B.; Barceló, D. (2001). *Anal. Chem.* 73, 2437.
- Labandeira, A.; Eljarrat, E.; Barceló, D. (2006). *Environ. Pollut.* (en prensa).
- López de Alda, M.J.; Barceló, D. (2003). *Boletín de la Sociedad Española de Química Analítica-SEQA* 4, 2.
- Mallat, E.; Barceló, D. (1998). *J. Chromatogr. A* 823, 129.
- Markings, L.; Kimerle, R.A. (1979). *Aquatic Toxicol. ASTM (American Society for Testing and Materials)*, 667, 98.

- Martínez, K.; Barceló, D. (2001a). *Fresenius J. Anal. Chem.* 370, 940.
- Martínez, K.; Ferrer, I.; Hernando, M.D.; Fernández-Alba, A.R.; Marcé, R.M.; Borrull, F.; Barceló, D. (2001b). *Environ. Technol.* 22, 543.
- Meironyte, D.; Noren, K.; Bergman, A. (1999). *J. Toxicol. Environ. Health* 58, 329.
- Miao, X.S.; Yang J.J.; Metcalfe, C.D. (2005). *Environ. Sci. Technol.* 39, 7469.
- Mount, I.; Anderson-Carnahan, L. (1998). "Phase I. Toxicity characterization procedures". En: *US Environmental Protection Agency. Methods for the aquatic toxicity identification evaluations*. EPA/600/3-88/034.
- Noren, K.; Meironyte, D. (2000). *Chemosphere* 40, 1111.
- Parera, J.; Santos, F.J.; Galceran, M.T. (2004). *J. Chromatogr. A* 1046 (2004), 19. Penuela, G.A.; Barceló, D. (2000). *J. AOAC Int.* 83, 53.
- Petrisor, I.G. (2004). *Environ. Forensics* 5, 183.
- Petrovic, M.; Sole, M.; Alda M.J.L. de; Barceló, D. (2002a). *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 2146.
- Petrovic, M.; Fernández-Alba, A.R.; Borrull, F.; Marcé, R.M.; González Mazo, E.; Barceló D. (2002b). *Environ. Toxicol. Chem.* 2, 37.
- Petrovic, M.; González, S.; Barceló, D. (2003). *TRAC-Trends Anal. Chem.* 22, 685.
- Petrovic, M.; Eljarrat, E.; de Alda, M.J.L.; Barceló, D. (2004). *Anal. Bioanal. Chem.* 378, 549.
- Petrovic, M.; Hernando, M.D.; Díaz-Cruz, M.S.; Barceló, D. (2005). *J. Chromatogr. A* 1067, 1.
- Petrovic, M.; Barceló, D. (2006). *Anal. Bioanal. Chem.* 385, 422.
- Pizzolato, T.M.; López de Alda, M.J.; Barceló, D. (2007). *TRAC-Trends Anal. Chem.* 26, 609.
- Reemtsma, T.; Putschew, A.; Jekel, M. (1999). *Waste Management* 19, 181.
- Santos, T.C.R.; Rocha, J.C.; Alonso, R.M.; Martínez, E.; Ibáñez, C.; Barceló, D. (1998). *Environ. Sci. Technol.* 32, 3479.
- Radjenovic, J.; Petrovic, M.; Barceló, D.; *Anal. Bioanal. Chem.* (en prensa).
- Richardson, S.D. (2001). *Abstracts of papers of the American Chemical Society* 222, 79-ENVR Part 1.
- Richardson, S.D.; Ternes, T.A. (2005). *Anal. Chem.* 77, 3807.
- Richardson, S.D. (2006). *Anal. Chem.* 78, 4021.
- Rodríguez-Mozaz, S.; de Alda, M.J.L.; Barceló, D. (2004). *Anal. Chem.* 76, 6998.
- Samarmah, A.K.; Meyer, M.T.; Boxall, A.B.A. (2006). *Chemosphere* 65, 725.
- Santos, T.C.; Rocha, J.C.; Barceló, D. (2000a). *Fresenius Environ. Bull.* 9, 383.
- Santos, T.C.R.; Rocha, J.C.; Barceló, D. (2000b). *J. Chromatogr. A* 879, 3.
- Sarmah, A.K.; Meyer, M.T.; Boxall, A.B.A. (2006). *Chemosphere* 65, 725.
- Schultz, M.M.; Barofsky, D.F.; Field, J.A. (2003). *Environ Eng Sci* 20, 487.
- Sole, M.; Alda, M.J.L. de; Castillo, M.; Porte, C.; Ladegaard-Pedersen, K.; Barceló, D. (2000). *Environ. Sci. Technol.* 34, 5076.
- Tungudomwongsa, H.; Leckie, J.; Mill, T. (2006). *J. of Advanced Oxidation Technologies* 9, 59.
- United Nations Environmental Programme. Environmental Health Criteria 181 (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc181.htm>)
- Villagrasa, M.; López de Alda, M.; Barceló, D. (2006). *Anal. Bioanal. Chem.* 386, 953.
- Wong, C.S. (2006). *Anal. Bioanal. Chem.* 386, 544.
- Zuccato, E.; Chiabrando, C.; Castiglioni, S.; Calamari, D.; Bagnati, R.; Schiarea, S.; Fanelli, R. (2005). *Environmental Health: A Global Access Science Source* 4, 14.
- Zwiener, C.; Frimmel, F.H. (2004). *Anal. Bioanal. Chem.* 378, 862.

6

Los metales en el ciclo del agua

Carlos Ayora
José Miguel Nieto



6.1. Introducción

6

La civilización humana se ha basado desde siempre en la obtención y el uso de los metales. Sin embargo, es sobre todo durante la era industrial cuando se han liberado enormes cantidades de metales al medio ambiente. A pesar de la importancia actual del reciclaje como fuente de metales, es de esperar que esta tendencia continúe.

Cuando hablamos de metales en el ciclo del agua incluimos en sentido amplio Al, Fe, Mn, Cr, Zn, Cu, Pb, Cd, Hg, Ni y Ag, así como algunos no metales, como As, Se y Sb normalmente ligados al mismo ciclo en la naturaleza. Este conjunto de elementos químicos suelen estar en pequeñas concentraciones en el agua (microgramos/litro), por lo que la mayoría de organismos vivos se han adaptado a lo largo de su evolución a estas concentraciones y tanto su escasez como más habitualmente su exceso puede perjudicar seriamente la salud humana y de los ecosistemas.

Químicamente los metales se caracterizan por reaccionar con átomos que poseen electrones libres. Estos átomos ‘donan’ parte de su densidad electrónica a los metales para formar enlaces estables. Los elementos donadores de electrones más relevantes son el oxígeno y el azufre. Por eso los metales se encuentran en la naturaleza sobre todo como óxidos y sulfuros.

Más que su abundancia global, la clave para comprender el comportamiento de los metales en el ciclo del agua es conocer su movilidad en la misma y su fijación en los sólidos. Así por ejemplo, el Al y el Fe son dos de los elementos más abundantes en la corteza terrestre y sin embargo su concentración en la mayoría de las aguas naturales es muy baja.

6.2. Algo sobre la geoquímica de los metales

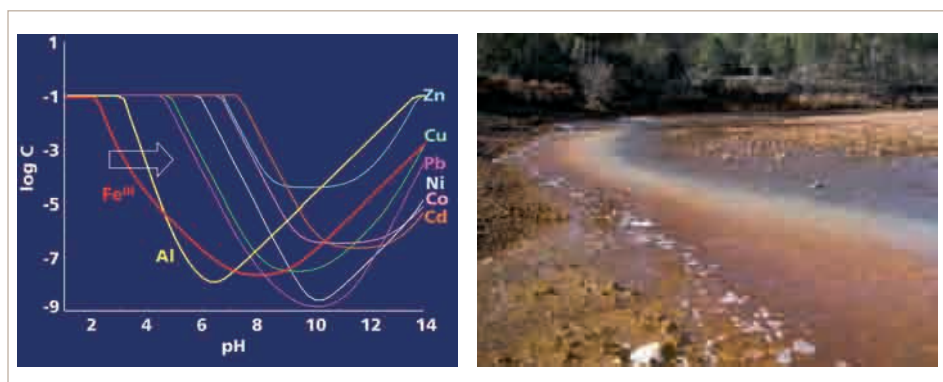
6

La movilidad y fijación de los metales en el agua depende de una serie de procesos como la formación de complejos acuosos, la precipitación y disolución de minerales, y otras reacciones que tienen lugar en la superficie de los sólidos. Todos estos procesos están fuertemente influenciados por dos propiedades del agua, el pH y el pe. Las aguas ácidas tienen una concentración alta de protones H^+ y un pH bajo (menor de 5.6), las básicas tienen un pH mayor de 8, y el resto se consideran neutras o próximas a neutras. Las aguas reductoras tienen especies disueltas capaces de ceder electrones y un pe negativo y las aguas oxidantes lo contrario.

Los complejos acuosos se forman al interaccionar los iones metálicos disueltos con otras especies disueltas para formar especies acuosas más complejas. Unos complejos acuosos especialmente estables son aquellos que forman los metales con las moléculas orgánicas disueltas en el agua. Estas moléculas contienen numerosos radicales donde los iones metálicos pueden enlazarse. La consecuencia práctica es una mayor movilidad, es decir, la posibilidad de que el agua arrastre junto con las moléculas orgánicas una alta concentración de metal. Éste es el papel que juegan, por ejemplo, los ácidos húmicos y fúlvicos del suelo. Un caso extremo lo muestra el EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), un complejante de metales tan eficaz que se utiliza para mantener los metales disueltos y poderlos usar como trazadores en los ensayos hidráulicos, inyectándolos en un pozo y recuperándolo en otros.

La disolución-precipitación de minerales es la principal fuente-sumidero de metales y el que ejerce un mayor control sobre la concentración de los mismos en las aguas. Como norma general, la movilidad de los metales (concentración en solución) es alta a pH bajo, es mínima a pH neutro y vuelve a aumentar a pH alto. Un ejemplo puede observarse en la Figura 6.2.1. En cambio, el efecto del pe en la movilidad de los metales no es generalizable y solo afecta a los metales cuya valencia cambia (transferencia de electrones). Entre estos metales están sobre todo el Fe y el Mn. Las valencias menores (Fe^{II} y Mn^{II}) predominan en ambientes reductores, mientras que las más altas (Fe^{III} y Mn^{III} y Mn^{IV}) son propias de condiciones oxidantes. Como veremos con más detalle después, la movilidad de estos metales está muy ligada a la precipitación de fases sólidas, tanto oxidantes (óxidos e hidróxidos) como reductoras (carbonatos y sulfuros).

Figura 6.2.1. Concentración de metal disuelto (mol/L) en una solución inicialmente de 0.1 mol/L en presencia del hidróxido del metal. La fotografía muestra la precipitación de hidróxi-sulfatos de Fe^{III} (rojo) y de Al (blanco) a medida que el pH de una agua ácida (parte inferior de la fotografía) aumenta progresivamente por mezcla con un agua más alcalina (izquierda). Para las concentraciones medidas en las aguas ($\log C = -3$), la secuencia de precipitación es el esperado en el sentido de la flecha en la gráfica

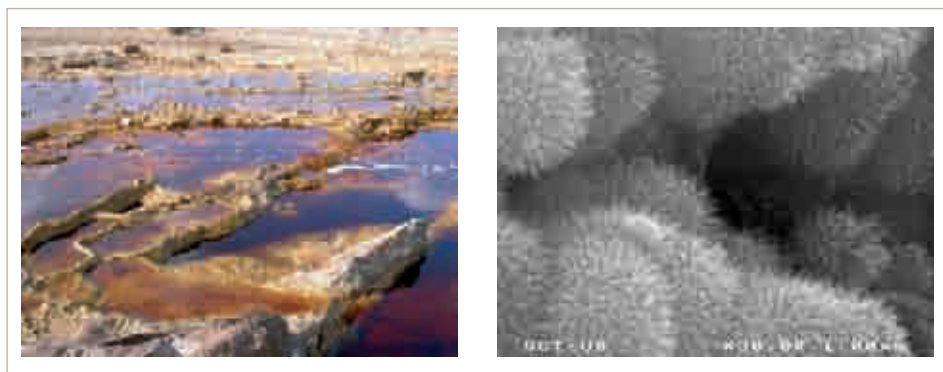


Además de la disolución-precipitación existen otros mecanismos de interacción entre los metales del agua y los sólidos. La superficie de los minerales es una zona donde se interrumpen los enlaces entre los átomos de la estructura sólida. Por lo tanto, es una región de mayor energía, dispuesta a establecer enlaces con las especies metálicas en solución. Cuanto mayor es la superficie específica de un sólido (relación superficie/volumen), mayor será su reactividad, y esto sucede cuanto menor es el tamaño de grano. No es de extrañar, pues, que los minerales de la arcilla, la materia orgánica y los óxidos-hidróxidos de Fe, de Mn y de Al sean los sólidos candidatos a adsorber metales (Figura 6.2.2).

La adsorción provoca el retardo en el transporte por el agua debido a que el metal se queda enganchado en las superficies. En sentido contrario la adsorción contribuye al transporte de metales adheridos a coloides y partículas en suspensión. Excepto en los ácidos, en la mayoría de los ríos esta última proporción es mucho mayor que el transporte como especies disueltas.

La propiedad clave para entender la adsorción es el punto de carga cero de la superficie. Esto es el pH para el cual la superficie del sólido no tiene carga electrostática. Para valores de pH menores, la superficie adsorbe H^+ de la solución y está cargada positivamente, para valores mayores la superficie adsorbe OH^- y se carga negativamente. De los minerales anteriores, las arcillas y la materia orgánica tienen un punto de carga cero próximo a 2 (Langmuir, 1997), por lo que para la mayoría de aguas naturales su superficie estará cargada negativamente y serán muy buenos adsorbentes de metales. En cambio, los óxidos de Fe, Mn y Al tienen puntos de carga cero entre 7 y 10, por lo que adsorben eficazmente aniones como AsO_4^{3-} , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , SeO_4^{2-} o MoO_4^{2-} ,

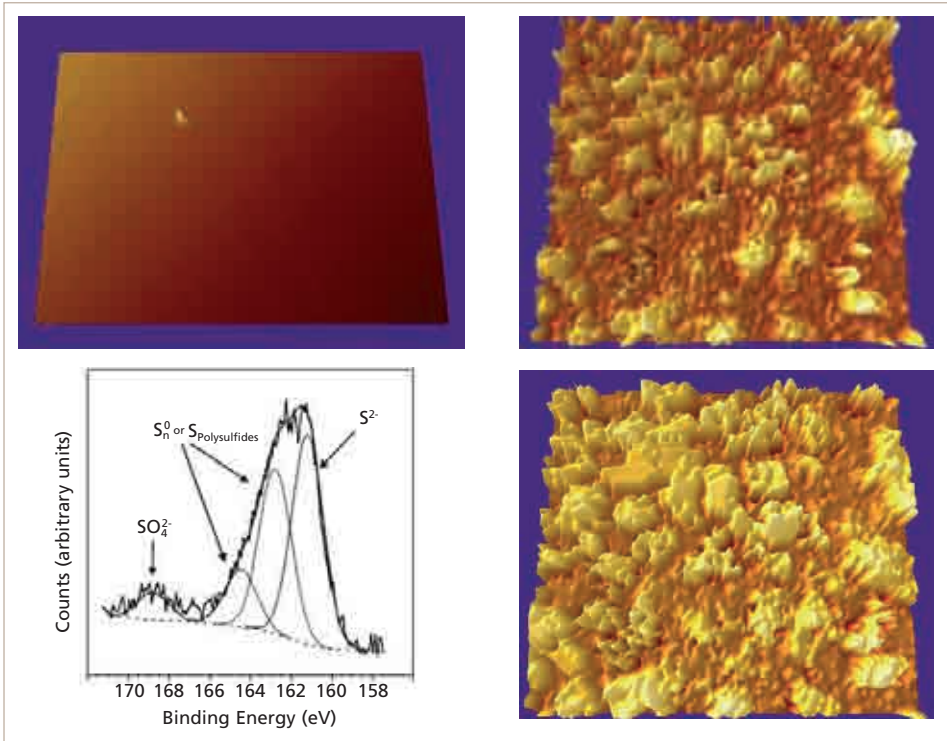
Figura 6.2.2. Terrazas de precipitados de schwertmannita, $\text{Fe}_{16}\text{O}_{16}(\text{OH})_{12}(\text{SO}_4)_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ a partir de un drenaje de aguas ácidas (arroyo Agrio, Tharsis, Huelva). Imagen de Microscopía Electrónica de Barrido con emisión de campo de este mineral donde la formación de agregados de nanocristales en forma de erizo da como resultado una gran superficie específica y alta capacidad de adsorción



La teoría termodinámica que permite calcular la composición del agua, gases y minerales en equilibrio es conocida desde hace más un siglo. Sin embargo, a lo largo del ciclo del agua se dan muchas situaciones muy alejadas del equilibrio. Así, muchos minerales, como los óxidos y silicatos, se disuelven lentamente en agua y el equilibrio es tan solo una referencia lejana. Por lo tanto, si queremos predecir la concentración de los metales en agua, debemos conocer sobre todo la velocidad de disolución de los minerales que los liberan. Si la reacción es lenta y el agua circula muy rápidamente, como en un río, el aporte de metales del mineral agua será muy débil. Por el contrario, si la reacción es rápida y/o el agua circula lentamente, como en un acuífero poco permeable, el impacto de la reacción en el agua será grande. Para tratar cuantitativamente estos aspectos se requiere calcular al mismo tiempo la velocidad del agua y la de disolución del mineral. Esto se realiza mediante modelos de transporte reactivo.

Tradicionalmente, las medidas cuantitativas de disolución y precipitación de un mineral se han realizado analizando la composición de la solución en contacto con el mineral en intervalos de tiempo. Sin embargo, recientemente hemos conseguido acercarnos con mucho más detalle a los procesos que tienen lugar en las superficies, y entender los mecanismos de disolución y precipitación. Las variaciones de la topografía observadas mediante Microscopía de Fuerza Atómica (AFM), y tratadas con técnicas semejantes a las imágenes de satélite, nos permiten medir como evoluciona la disolución con el tiempo (Figura 6.2.3). Paralelamente, la Espectrometría de Fotones de rayos X (XPS) o de Absorción de rayos X (EXAFS) permite la identificación de las especies químicas presentes en una capa superficial de los minerales, lo cual revela la química de los procesos de oxidación y disolución a escala molecular, clave para entender la liberación de los metales.

Figura 6.2.3. Imágenes de Microscopía de Fuerza Atómica mostrando la evolución de la superficie de galena que se disuelve, y sobre la que se precipita azufre nativo dando relieves. El gráfico muestra un diagrama de Espectrografía de fotones de rayos X que muestra las especies de azufre que forman una capa superficial



6.3. El ciclo de los metales en las aguas continentales

6

En la discusión anterior hemos considerado siempre que el pH y el pe controlan la movilidad de los metales. Pero ¿quién controla el pH y el pe de las aguas continentales? Ésta es, sin duda, la pregunta clave para comprender el ciclo geoquímico de los metales.

Si iniciamos el camino del agua en las nubes podemos deducir cual es el pH de las gotas de agua en equilibrio con el CO₂ atmosférico. Si no existen otros gases propios de la lluvia ácida (como N_xO y SO₂), el pH del agua de lluvia es próximo a 5,7. A partir del momento en que las gotas de lluvia llegan al suelo, existen un conjunto de reacciones disolución de minerales, sobre todo carbonatos y silicatos, que consumen H⁺ y por lo tanto tienden a aumentar el valor de pH, hasta valores entre 6 y 8.

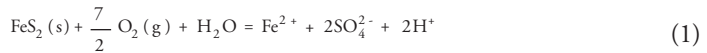
Como podemos ver en la Figura 6.3.1, los metales de valencia III, como Al o Fe^{III} son muy poco solubles en aguas de pH neutro. Los metales de valencia II, son algo más solubles, pero teniendo en cuenta que son adsorbidos por las superficies de minerales como

Tabla 6.3.1. Aporte de metales a la ría de Huelva, comparado con la descarga global de todas aguas continentales a los océanos

	Ríos Tinto y Odiel (Nieto et al., 2007) t/año	Flujo global (GESAMP, 1987) t/año	Fracción %
As	36	10.000	0.4
Cd	11	340	3
Cu	1.721	10.000	15
Fe	7.922	1.400.000	0.6
Mn	1.615	280.000	0.6
Pb	27	2.000	1
Zn	3.475	5.800	37
Co	71	1.700	4.0
Ni	36	11.000	0.3

las arcillas tampoco son muy móviles. Esto explica que las aguas de los ríos y acuíferos tienen concentraciones muy bajas de metales como ya mencionamos en la introducción.

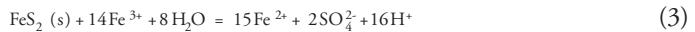
Mucho más interesante para el ciclo geoquímico de los metales son las aguas netamente ácidas, aquellas con pH menor de 5,7. Sin duda, la causa principal de esta acidez es la oxidación de los sulfuros de Fe, como la pirita, el más abundante. El FeS_2 es inestable en contacto con el O_2 atmosférico y se descompone mediante una serie de reacciones en cadena. Primero el S^{2-} se oxida a SO_4^{2-} :



A continuación el Fe^{2+} se oxida a Fe^{3+} . Esta reacción es muy lenta a pH ácido, excepto si es catalizada por microorganismos (*Acidithiobacillus*);



El Fe^{3+} generado actúa como nuevo agente oxidante de la pirita, a profundidades donde el O_2 ya no llega:



Aunque el balance neto de las tres reacciones anteriores produce protones, la generación de acidez más importante se debe a la afinidad del Fe^{3+} por los OH^- del agua, que causa la disociación de las moléculas de agua y el exceso de protones:



donde el $\text{Fe}(\text{OH})_3$ puede permanecer como una especie disuelta o, si hay una alta concentración, precipitar como un hidróxido o hidroxisulfato (Figura 6.3.2). La buena noticia es que estos precipitados tienen mucha superficie específica y, como hemos mencionado antes, está cargada positivamente y son excelentes adsorbentes de aniones como el AsO_4^{3-} , que también proviene en proporción menor de la oxidación de la pirita.

Aunque la oxidación de sulfuros de Fe puede darse de forma natural, la minería ha expuesto al oxígeno atmosférico grandes cantidades de sulfuros, de forma que la disolución de silicatos y carbonatos no pueden neutralizar tanta acidez. La mayoría de metales no se adsorben ni precipitan a pH muy ácido. Por ello los drenajes ácidos tienen un papel fundamental en la movilidad y es la causa fundamental de la contaminación de metales en las aguas continentales (Figura 6.3.1). Los ríos Tinto y Odiel, que drenan los yacimientos de la Faja Pirítica Ibérica son el paradigma de aguas ácidas a escala mundial. Como muestra la Tabla 6.3.1, estos dos ríos representan un porcentaje muy relevante del aporte de metales de todas las aguas continentales a los océanos.

Figura 6.3.1. La minería contribuye drásticamente a la movilización de los metales. Vista aérea de la mina Tinto-Santa Rosa (Huelva). En la parte derecha de la fotografía se puede observar el cambio de color a rojo de un arroyo a causa de un drenaje ácido de la mina

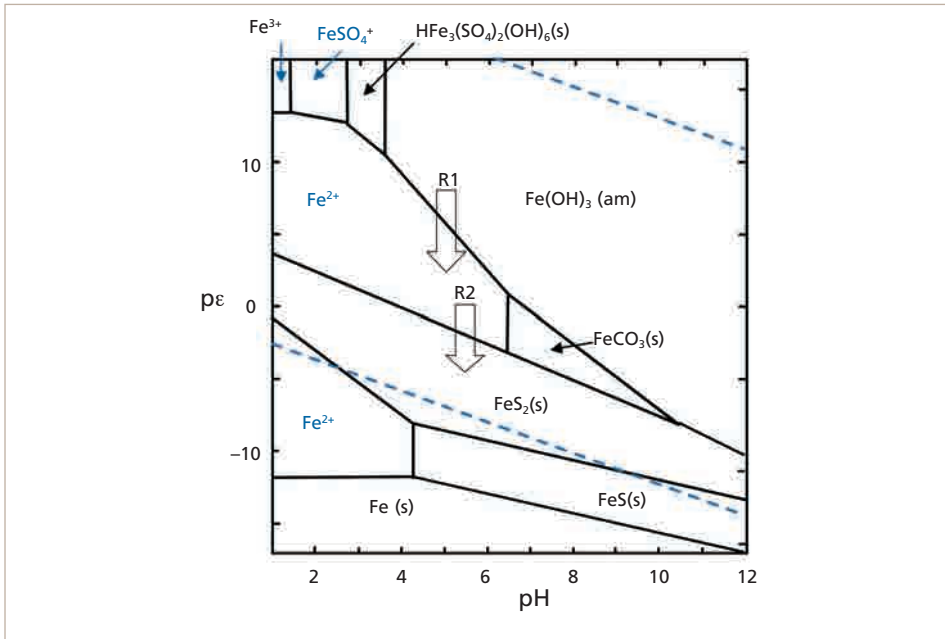


Igual que el pH, el pE de las aguas está controlado por unas cuantas reacciones redox que tienen lugar comúnmente en la naturaleza. A medida que el agua subterránea penetra en los acuíferos o se adentra en el fondo de lagos pierde el O_2 a costa de oxidar las otras especies, sobre todo la materia orgánica. Cuando prácticamente no hay O_2 , es el NO_3 del agua el responsable de la oxidación (aceptador de electrones) mientras él mismo se reduce a N_2 (desnitrificación). Posteriormente sucede la reducción-disolución de los óxidos de Mn y de Fe del acuífero, finalmente la del SO_4 y el HCO_3 disueltos mientras exista materia orgánica dispuesta oxidarse o donar electrones. Como en el caso de la oxidación del Fe, la energía liberada por cada par de reacciones redox es aprovechada por multitud de microorganismos adaptados específicamente para el caso. Existen colonias de bacterias desnitrificantes, reductoras y oxidantes del Mn y del Fe, sulfato-reductoras, metanógenas, etc.. Desde el punto de vista de este capítulo, estos organismos juegan un papel relevante en la geoquímica de los metales porque aceleran varios órdenes de magnitud las lentas reacciones redox.

Como ya se ha anunciado antes, las reacciones redox tienen una influencia capital en el ciclo de los metales. Así, según el diagrama de la Figura 6.3.2 (proceso R1), un aumento de la

condiciones reductoras pueden disolver los minerales de Fe(III). Este proceso puede también causar la redisolución de los metales adsorbidos en la superficie del hidróxido, como el As^V (AsO₄³⁻), como está sucediendo actualmente en los acuíferos de los deltas de Bangladesh o Vietnam. Para empeorar las cosas, las especies de As^V se reducen a As^{III}, de mayor toxicidad.

Figura 6.3.2. Diagrama pH-pe de las especies de Fe (concentración de Fe, S y C de 1 mM). La combinación de valores de pH y pe permite trazar campos de predominancia de las especies acuosas (en azul) y sólidas (en marrón) de los diferentes metales. Podemos esperar que el metal sea móvil si predomina la especie acuosa o poco móvil si lo hace la especie sólida. Así, el Fe será móvil al bajar el pe (Fe²⁺: proceso R1), mientras que será poco móvil a pH neutro o superior (Fe(OH)₃ o FeCO₃ sólidos) y a pe muy bajo (FeS₂: proceso R2). Las líneas de trazos azules limitan el campo de estabilidad del agua

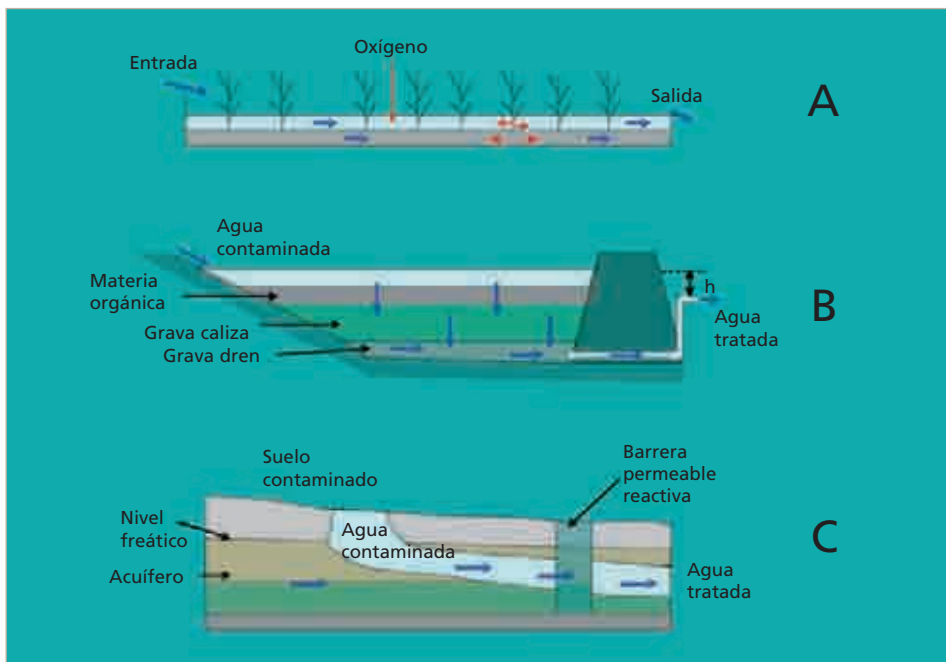


Sin embargo, si existe suficiente cantidad de materia orgánica el sulfato de las aguas puede ser reducido y precipitar los sulfuros de los metales cerrando su ciclo en las aguas continentales (Figura 6.3.2, proceso R2). Esto hace que las acumulaciones de materia orgánica, como las que se producen en el fondo de estuarios y lagos sean ricas en metales. En el registro fósil, las pelitas negras y los carbones son auténticos 'basureros' de un gran número de metales. Por la misma razón los metales son uno de los problemas de los fangos de depuradoras.

6.4. Sistemas de tratamiento pasivo de aguas con metales

De la misma forma que la minería modifica drásticamente el ciclo de los metales, también la acción del hombre puede diseñar tecnologías para paliar esta contaminación. Son los llamados tratamientos pasivos. Sencillamente, se trata de diseñar sistemas que imiten los procesos naturales que fijan los metales. El flujo de agua superficial o subterránea

Figura 6.4.1. Esquema de tres tratamientos pasivos convencionales de aguas contaminadas con metales. A) humedal oxidante. B) Balsa de infiltración (Reductive and Alkalinity Producing System, RAPS). El flujo a través del tratamiento se controla mediante la diferencia de nivel de agua h . C) Barrera permeable reactiva



contaminada se intercepta con materiales que sean: 1) reactivos, es decir, capaces de formar una fase sólida insoluble con el metal contaminante disuelta en el agua, 2) permeables, de manera que dejen pasar el agua a su través, actuando como filtros; 3) pasivos, es decir, que funcionen de manera natural, aprovechando la gravedad, sin necesidad de cuidado ni energía suplementaria, y 4) baratos y accesibles, dados los grandes volúmenes implicados. Se trata de aplicar la misma filosofía descrita en el capítulo de “Tecnologías extensivas para la regeneración de aguas residuales” de este mismo volumen.

Figura 6.4.2. Humedal reductor construido sobre residuos mineros en la bahía de Ite (Perú). La zona gris oscuro del fondo muestra la precipitación de sulfuros de metales por la reducción del sulfato disuelto (proceso R2 de la Figura 6.3.2). Imagen de Microscopía Electrónica de Barrido de un agregado de cristales de pirita del sedimento anterior



La idea más simple de tratamiento de aguas con metales tiene lugar en las descargas de minas de carbón, donde el agua que surge de las galerías es neutra, reductora y contiene Fe(II) en disolución. La residencia de esta agua en un humedal con agua libre poco profunda permite la oxidación del Fe y la precipitación de hidróxidos de Fe(III) (Figura 6.4.1A). Es proceso se optimiza mediante el crecimiento de plantas que facilitan el acceso del oxígeno atmosférico hasta las raíces (*Typha*, *Phragmites*). Una variación de estos sistemas para tratar aguas ácidas son los humedales reductores, donde un substrato de materia orgánica provoca condiciones reductoras en los poros del fondo, que pueden conducir a la precipitación de sulfuros (Figura 6.4.2). Más eficaces son las balsas de infiltración o zanjas donde el agua ácida circula a través de un lecho de fragmentos de caliza. Son los ALD (Anoxic Limestone Drain), descritos por Heding y otros (1994). La disolución de la caliza aporta la alcalinidad suficiente para elevar el pH hasta valores entre 6 y 7 y causar la precipitación de hidróxidos de metales trivalentes como Al y Fe(III) (ver el gráfico de la Figura 6.2.1). Estos sistemas tienen en general poca vida, debido a que los precipitados de hidróxidos tienden bien a ocupar la porosidad y disminuir la permeabilidad (colmatación), bien a recubrir los fragmentos de caliza disminuyendo su

Figura 6.4.3. Construcción de una barrera reactiva para tratar el agua ácida del acuífero del río Agrio, Aználcollar, Sevilla. Se trata de la excavación de una zanja y su relleno por una mezcla de grava de caliza y materia vegetal. Se espera que al atravesar la barrera el agua aumente el pH y disminuya el pe precipitando hidroxisulfatos de Fe y Al y sulfuros de metales



reactividad (pasivación). Para solucionar en parte estos problemas, se añadió una capa de materia orgánica superficial en el fondo de la balsa (Figura 6.4.1B). Su misión es mantener el Fe(II) en estado reducido y evitar su precipitación dentro del tratamiento. La oxigenación del Fe(II) a la salida precipitará el hidróxido de Fe(III) en balsas de decantación a expensas de la alcalinidad ganada con la disolución de la calcita. Son los RAPS (Reductive and Alkalinity Producing System) descritos por Younger y otros (2002). En el mejor de los casos, la materia orgánica puede reducir parte del SO_4 del agua, llegando a precipitar los metales como sulfuros, como en el caso de los humedales reductores. Esta reacción es muy sensible a la temperatura porque está catalizada por bacteria sulfato-reductoras, como *Desulfovibrio*. El inconveniente de estos sistemas es el largo tiempo de residencia necesario (más de una semana) para obtener tasas de sulfato-reducción significativas.

Para tratar penachos de contaminación en aguas subterráneas se construyen barreras reactivas permeables basados en la excavación de una zanja y su posterior relleno con los materiales adecuados a cada caso (Puls, 1998) (Figura 6.4.1C). Los procesos de fijación de metales pueden ser muy semejantes a los descritos para los ALD y RAPS, es decir, neutralización mediante caliza y sulfato-reducción mediante materia orgánica (Figura 6.4.3). Aprovechando que el medio subterráneo es en general más reductor, también se construyen barreras hierro metálico, un agente reductor extremo (ver diagrama de la Figura 6.3.2). Así, por ejemplo, al circular a través de estos filtros, las especies contaminantes que presenten estados de valencia altos, como U^{VI} y Cr^{VI} , son reducidas y precipitadas en forma de un sólido insoluble, como $\text{U}^{\text{IV}}\text{O}_2$ y $\text{Cr}^{\text{III}}(\text{OH})_3$. Una lista de algunos tratamientos existentes en la actualidad se encuentra en la Tabla 6.4.1.

Tabla 6.4.1. Ejemplos de sistemas de tratamiento pasivo de aguas continentales contaminadas con metales

Agua	Metales	Proceso	Reactivo	Tratamiento	Inconvenientes
Neutra-alcalina Reductora	Fe(II), Mn(II)	Oxidación-precipitación hidróxidos	O ₂ atmosférico	Humedal oxidante	Contaminante diluido
Ácida Oxidante	Fe(III), Al	Neutralización- precipitación hidróxidos	Caliza (grava, arena)	Barrera, ALD	Colmatación, pasivación
Ácida-neutra Oxidante-reductora	Zn, Cu, Pb, Cd	Aumento pH>8-precipitación carbonatos	Caliza	Reactores a presión (OCLR)	Elimina solo una parte
Ácida-neutra Oxidante-reductora	Al, Fe(III)	Neutralización-precipitación hidróxidos	Materia orgánica + caliza	RAPS, barrera	Colmatación
Ácida-neutra Oxidante-reductora	Fe, Zn, Cu, Pb, Cd	Reducción SO ₄ -precipitación sulfuros	Materia orgánica (vegetales, estiércol)	Humedal reductor, RAPS, barrera	Flujo lento
Ácida-neutra Oxidante-reductora	Zn, Cu, Pb, Cd	Precipitación fosfatos	Apatito II (raspas de pescado)	Barrera	Flujo lento
Ácida-neutra Oxidante	Cr(VI), U(VI)	Reducción SO ₄ - precipitación óxidos	Hierro metálico (virutas de torneado)	Barrera	Pasivación
Ácida-neutra Oxidante	As	Absorción	Hidróxido de hierro	Barrera	Saturación del reactivo
Ácida-neutra Oxidante	As	Disolución siderita- precipitación hidróxidos Fe(III) -Adsorción	Siderita (FeCO ₃)	Barrera	Pasivación

Tabla 6.4.2. Símbolos de los elementos químicos utilizados en el texto

Ag	Plata	H	Hidrógeno	P	Fósforo
Al	Aluminio	Hg	Mercurio	Pb	Plomo
As	Arsénico	Mn	Manganeso	S	Azufre
Cd	Cadmio	Mo	Molibdeno	Sb	Antimonio
Cr	Cromo	N	Nitrógeno	Se	Selenio
Cu	Cobre	Ni	Níquel	U	Uranio
Fe	Hierro	O	Oxígeno	Zn	Zinc

Bibliografía

- GESAMP (1987). "Land/sea boundary flux of contaminants: contribution from rivers". *Reports and Studies*, nº 32. IMO/FAO/UNESCO/WMO/AEA/UN/UNEP Group of experts on the Scientific aspects of marine pollution. Paris.
- Hedin, R.S.; Narin, R.W. y Kleinmann, L.P (1994). "Passive treatment of coal mine drainage", *U.S. Bureau of Mines*, IC9389.
- Langmuir, D. (1997). *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice may Inc. New Jersey, 600 pp.
- Nieto, J.M.; Sarmiento, A.M.; Ollas, M.; Cánovas, C.R. y Ayora, C. (2007). "Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers", SW Spain. Bullen, T. y Wang, Y. (ed.): *Proceedings of Water-rock interaction WRI-12*; volume 2, 1251-1254. Taylor and Francis Pub., Londres.
- Puls, R.W. (1998). "Permeable reactive barriers. Technologies for contamination remediation", *USE-PA/600/R-98/125*.
- Younger, P.L.; Banwart, S.A.; and Hedin, R.S. 2002. *Mine Water - Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

7

Las aguas continentales en la transmisión de enfermedades infecciosas

*Joan Jofre
Francisco Lucena*



7.1. Enfermedades transmitidas por microorganismos a través del agua

Numerosas enfermedades infecciosas se transmiten por agua. El Dr. John Snow de Londres fue quien por vez primera, a mediados del siglo XIX, demostró de forma inequívoca que los habitantes de un barrio de Londres se infectaban de cólera al beber agua de una fuente pública. En la Figura 7.1.1 se puede ver una viñeta que apareció sobre el tema en un periódico de Londres. Sin embargo la bacteria causante del cólera, *Vibrio cholerae*, no fue aislada hasta 1883 por el Dr. Robert Koch, quien asoció inequívocamente la enfermedad a *Vibrio cholerae* y agua.

Desde entonces se han identificado un buen número de enfermedades infecciosas cuya transmisión está relacionada con el agua. Los agentes causales de dichas enfermedades se pueden agrupar en cuatro grandes grupos: virus, bacterias, protozoos y metazoos parásitos. Los tres primeros grupos son seres microscópicos, que denominamos microbios o microorganismos (Figura 7.2.1). Los metazoos parásitos, del que la solitaria sería un ejemplo, han dejado de ser un problema en los países industrializados. En este capítulo vamos a limitar la información a los tres primeros grupos.

La principal vía de transmisión de microorganismos a través del agua es la denominada vía fecal-oral, que es aquella en que los microorganismos infectan a los humanos por ingestión y son liberados al medio a través de las heces. En el Cuadro 7.1.1 se han resumido las principales infecciones de transmisión fecal-oral y los microbios que las causan. La gran mayoría de ellas son gastroenteritis.

Pero esta vía fecal-oral de transmisión no es la única. De entre las otras vías, en países con climatología y condiciones higiénico-sanitarias similares a las españolas, tiene una relevancia especial la transmisión de la legionelosis. Ésta es causada por la bacteria *Legionella pneumophila*, que infecta a las personas por vía respiratoria a través de inspiración de aerosoles contaminados. La legionelosis es el problema infeccioso ligado a agua más importante en España, con entre 1.000 y 1.500 casos al año y aproximadamente un 5% de mortalidad entre los afectados. Sin embargo estos problemas suelen surgir no porque haya muchas legionelas en las aguas superficiales, que es su hábitat natural, sino porque recrecen en distintos tipos de instalaciones (circuitos de agua caliente, circuitos de refrigeración, etc.).

Figura 7.1.1. "Dispensario de muerte". *Illustrated London News*, 1860



El saneamiento iniciado a finales del siglo XIX y la desinfección, que en general se consigue por cloración, de las aguas potables han contribuido a una drástica disminución de las enfermedades infecciosas transmitidas por el agua en los países industrializados. Sin duda éste es uno de los factores que han contribuido a la prolongación de la vida media en la población de dichos países. Sin embargo, la situación es aún dramática en países en fase de desarrollo, donde las enfermedades infecciosas transmitidas por agua siguen siendo una fracción muy importante de la carga total de las enfermedades que afectan a su población.

La gran mayoría de microorganismos de transmisión fecal-oral que se transmiten por agua, se transmiten también por contacto persona-persona cuando hay falta de higiene personal, por alimentos contaminados y por actividades de ocio en aguas contaminadas. Ello hace difícil calcular cuál es la fracción de infecciones causadas por estos microbios de transmisión fecal-oral que se deben a la ingestión de agua contaminada. Sin embargo hay algunas estimaciones de la misma. Así por ejemplo, estudios epidemiológicos recientes en Estados Unidos han permitido estimar que cada persona sufre aproximadamente una gastroenteritis cada dos años. Éstas, que pueden ser causadas por diferentes microbios, constituyen la infección más frecuente ligada a agua. De un 3 a un 6% de las mismas serían debidos a la ingestión de agua contaminada. Sin embargo, el número de casos clínicos y declarados es muy inferior, aproximadamente un 10%, y la mortalidad prácticamente

Cuadro 7.1.1. Principales enfermedades causadas por microorganismos de transmisión fecal-oral

Enfermedad	Patógeno
Artritis	<i>Giardia, Salmonella, Campylobacter</i>
Cáncer, úlcera de estómago y duodeno	<i>Helicobacter pylori</i>
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>
Diarrea i gastroenteritis agudas (GEAs)	Norovirus i Sapovirus Rotavirus Astrovirus Algunos enterovirus Adenovirus 40, 41 <i>Giardia, Cryptosporidium</i> <i>Salmonella, Shigella, Campylobacter,</i> <i>E. coli</i> enteropatógenas, <i>Aeromonas</i>
Hepatitis	Virus de la hepatitis A Virus de la hepatitis E
Problemas renales	<i>E. coli</i> O157:H7 <i>Cyclospora</i>
Poliomielitis (en fase avanzada de erradicación)	Virus de la poliomielitis

nula. En España y en los países de nuestro entorno europeo, la situación es similar a la de Estados Unidos. En cambio, en países en fase de desarrollo el efecto de los microorganismos de transmisión fecal oral sobre la salud de la población es enorme. Los últimos datos disponibles indican que siguen muriendo anualmente de diarrea unos 1.8 millones de personas, la mayoría niños.

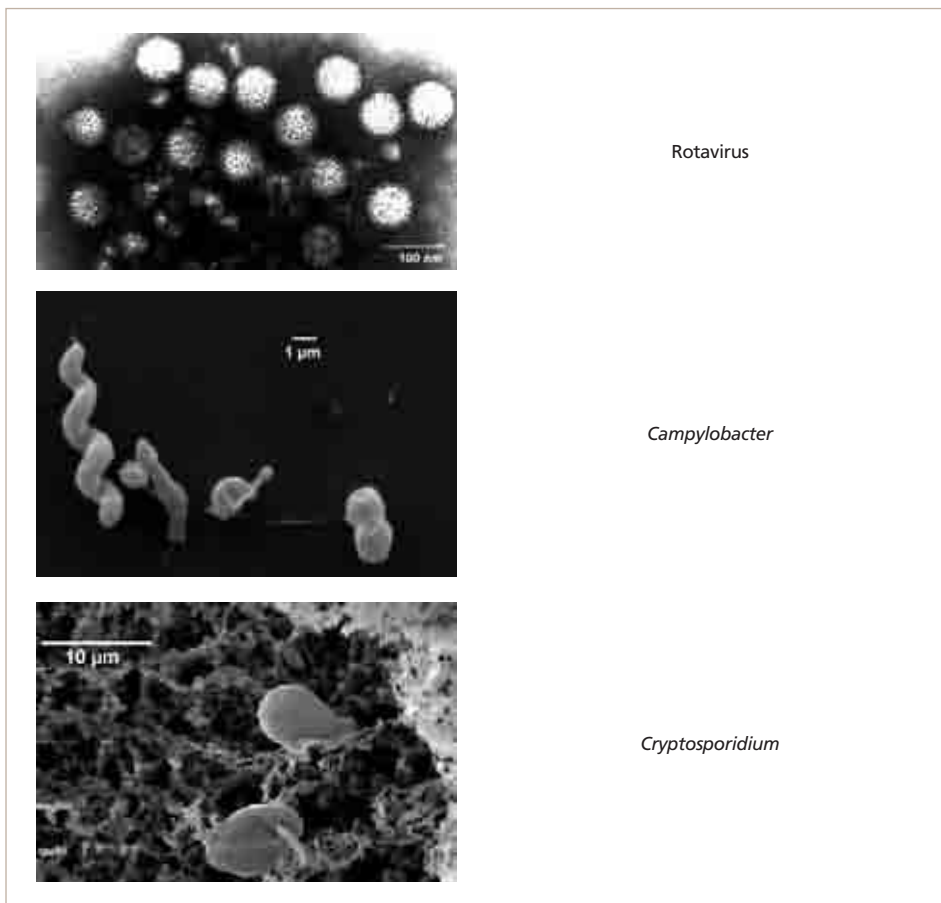
7.2. Origen de la contaminación fecal del agua

¿De dónde proceden los microorganismos de transmisión fecal-oral presentes en el agua? Fundamentalmente de las heces y de aquí la denominación de contaminantes fecales y de contaminación fecal a la que tiene su origen en las heces. ¿Qué microorganismos de los que encontramos en el agua son importantes y que problemas causan? ¿Por qué nos preocupan unos, los patógenos, es decir los causantes de enfermedad, y cuando hablamos de calidad de agua hablamos de otros microorganismos que no son patógenos? Estos últimos son los llamados microorganismos indicadores de contaminación fecal. Entre otras características, los indicadores son mucho más abundantes y mucho más fáciles de detectar y cuantificar que los patógenos. En si, los indicadores no son peligrosos para la salud, pero su presencia en el agua señala una cierta probabilidad de que haya patógenos y por tanto del riesgo de sufrir infecciones por su consumo. Nos servimos de los microorganismos indicadores para definir la calidad microbiológica del agua y por lo tanto las normativas sobre calidad de la misma se refieren a indicadores. Asimismo se utilizan para evaluar la eficiencia de los tratamientos. Puesto que utilizamos agua para diferentes propósitos, como bebida, baño, cultivo de mariscos o riego de hortalizas, existen normas que indican la calidad que deben tener las aguas destinadas a cada uno de los diferentes usos. Obviamente diferentes usos del agua requieren calidades distintas de la misma, ya que la cantidad de agua ingerida y, por tanto, de microorganismos ingeridos, varía según el uso.

Muchos de los patógenos y todos los indicadores utilizados actualmente se originan tanto en el tubo digestivo de humanos como de animales. Se llaman infecciones zoonóticas a las causadas por estos patógenos que infectan a humanos y animales. Actualmente, en los países industrializados, son los que más frecuentemente causan problemas. Ejemplos de este grupo son: *Salmonella* no *thyphi*, *E. coli* enteropatogénicas (O157:H7), *Cryptosporidium* y *Shigella* no *dysenteriae*, entre otros.

Otros patógenos, en cambio, sólo infectan y causan enfermedad en hombre y por lo tanto llegan al agua sólo a través de las heces humanas. Ejemplos de este grupo son: *Salmonella thyphi*, causante de las fiebres tifoideas; *Vibrio cholerae*, causante del cólera; el virus de la poliomielitis, que está en fase avanzada de erradicación y el virus de la hepatitis A,

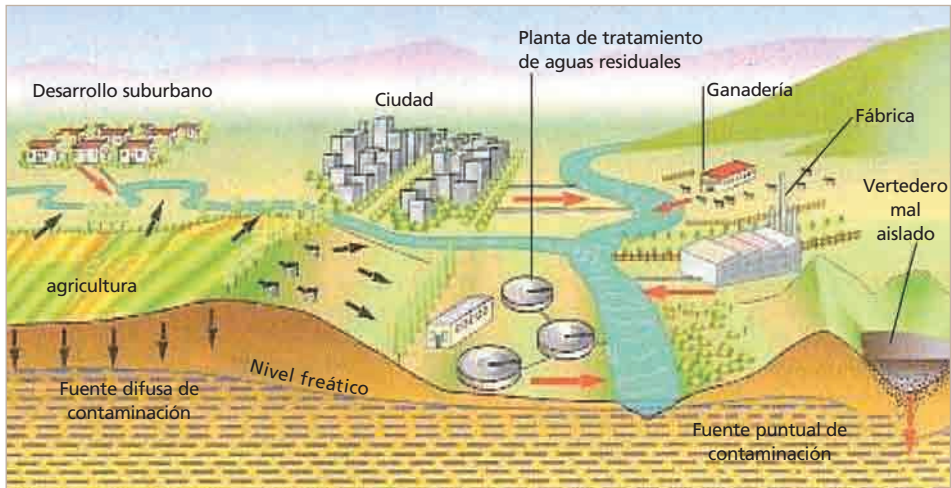
Figura 7.2.1. Imagen de Microscopio Electrónico de Rastreo de un virus (rotavirus), una bacteria (*Campylobacter*) y un protozoo (*Cryptosporidium*)



entre otros. En general, las medidas sanitarias desplegadas durante el último siglo en los países industrializados han tenido mayor eficacia en la reducción de las infecciones causadas por este grupo de microorganismos que en la reducción de las infecciones zoonóticas.

Los contaminantes fecales ya sean de origen humano o animal llegan al agua y al suelo a través de vertidos puntuales o difusos. Los vertidos puntuales llegan a las aguas superficiales a través de colectores, ya sean urbanos o de industrias agro-alimentarias (por ejemplo, mataderos), en tanto que la contaminación difusa llega casi siempre después de pasar por el suelo a donde llega a través de vertidos de fosas sépticas, colectores de pequeños núcleos de población, restos de actividad ganadera (por ejemplo, abonado

Figura 7.2.2. Esquema de cómo llega la contaminación a las masas de agua



con purines), fauna silvestre, etc. En la Figura 7.2.2 se esquematiza cómo los contaminantes fecales llegan al agua y como a través de la misma vuelven a llegar al hombre. En general, es más fácil tomar medidas correctoras contra la contaminación fecal puntual que contra la difusa.

7.3. Destino de los microorganismos fecales en el medio natural

La cantidad de microbios patógenos e indicadores de origen fecal que encontramos en una determinada masa de agua (río, lago, pantanos, acuífero, etc.) depende fundamentalmente de tres factores: los aportes recibidos, la dilución sufrida por éstos y la eliminación de los microorganismos contaminantes de origen fecal, que pueden persistir en el agua pero no multiplicarse.

Los aportes son, sin duda, un factor determinante en los microorganismos fecales que contaminan una determinada masa de agua. La aportación de microorganismos indicadores de contaminación fecal en una determinada zona dependerá del número de individuos humanos y animales que se encuentran en la misma. En cambio la aportación de patógenos dependerá además del estado sanitario de las poblaciones humana y animal.

Asimismo, la dilución juega un papel importante en las concentraciones de microorganismos fecales en una determinada masa de agua. A aportes semejantes, la densidad de microorganismos contaminantes en una determinada masa de agua dependerá del volumen de ésta.

El tercer factor, también muy importante y sobre el que se puede influir, es la eliminación de los microorganismos fecales que contaminan un agua o un suelo. Para que un microorganismo fecal humano o animal llegue a ser ingerido por una persona o animal debe superar diversos obstáculos, algunos de ellos naturales y otros creados por el hombre (Tabla 7.3.1). Sólo una fracción de los microorganismos excretados supera estos obstáculos o barreras. Cuantas más barreras tengan que superar menor será la fracción de los microorganismos fecales que vuelvan a alcanzar a un huésped.

Entre estas barreras hay algunas que sólo separan a los microbios del agua, pero no los matan y sólo los cambian de compartimiento; por ejemplo del agua al sedimento. Si en el nuevo compartimiento no mueren pueden volver al agua. Por esta razón cuando llueve y aumenta el caudal de los ríos suele aumentar la concentración de microorganismos fecales transportados por el mismo como consecuencia de la resuspensión de los microorganismos sedimentados. En cambio hay otras barreras que causan la muerte de los microorganismos, entendida ésta como la destrucción total o la simple eliminación de la capacidad de multiplicar e infectar a un nuevo huésped.

Tabla 7.3.1. Barreras que pueden encontrar los patógenos e indicadores desde los excrementos hasta la ingestión por un nuevo huésped

Separación (cambio de compartimiento)	Muerte (destrucción y eliminación de la capacidad de infección)
Sedimentación	Factores físicos: desecación, calor, radiaciones (ultravioleta, γ , etc.)
Adsorción a partículas	Factores químicos: pH, amonio, sustancias desinfectantes (cloro, ozono, etc.)
Retención por filtración	Factores biológicos: depredación por protozoos, sustancias virucidas, sustancias bactericidas, etc.

Barreras de uno u otro tipo las hay naturales e interpuestas por el hombre. Simplificando los conceptos, la gestión de los dos tipos de barreras es lo que conocemos como saneamiento. Las barreras naturales son aquéllas en que los fenómenos descritos en el Tabla 7.3.1 se dan en ambientes acuáticos y suelo. El efecto de los embalses de nuestros ríos sobre la reducción en los números de indicadores de contaminación fecal ejemplifica el efecto de la sedimentación y la muerte causada por varios de los factores indicados en el Tabla 7.3.1. En el suelo actúa preferentemente la filtración y adsorción así como la muerte causada por varios de los factores indicados en el Tabla 7.3.1. Entre las barreras interpuestas por el hombre encontramos los tratamientos de aguas residuales, que se realizan en las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) y los tratamientos de potabilización de agua, que se realizan en las Estaciones de Tratamiento de Aguas Potables (ETAP). Unas y otras pueden variar en complejidad en función de la calidad del agua depurada que se quiera conseguir en las primeras y de la calidad del agua a potabilizar en las segundas.

La cantidad de microorganismos que encontramos en las aguas superficiales y subterráneas que han de servir como recurso para la provisión de agua para los usos indicados anteriormente dependerá de los tres factores descritos en los párrafos anteriores. En algunas zonas de España con concentraciones importantes de población, por lo tanto aportes grandes, y con masas de agua receptoras pequeñas tenemos un problema en lo que se refiere a los dos primeros factores. En parte esta situación se ve compensada por una importante capacidad de eliminación de microorganismos de nuestro medio debida a la climatología (calor, radiación solar, desecación en el suelo, etc.). Sin embargo, debemos estar especialmente atentos con la introducción de barreras tanto en lo que se refiere al tratamiento de aguas residuales como en la potabilización del agua de suministro. La falta de atención a la introducción de barreras en algunas zonas rurales nos lleva a la paradoja de que los brotes infecciosos por microorganismos de transmisión fecal-oral suelen ser más frecuentes en las zonas rurales que en las zonas urbanas.

7.4. Contaminación microbiológica, origen fecal en aguas continentales en España

La cantidad de indicadores que encontramos en aguas residuales municipales son semejantes en países industrializados y en países en fase de desarrollo. Los indicadores más habituales, bacterias coliformes fecales (y/o *E. coli*) se encuentran en densidades de entre un millón y poco más de 10 millones por 100 ml de agua residual urbana. En cambio puede haber una gran variabilidad en cuanto a los patógenos y sus números en aguas residuales, ya que aquéllos dependen del estado higiénico-sanitario de la población. Los datos disponibles en España nos indican que los patógenos que encontramos en algunas aguas residuales así como sus densidades son semejantes a los de los países industrializados. Así por ejemplo en aguas residuales de Barcelona encontramos *Salmonella*, *E. coli* O157:H7 o rotavirus a unas densidades entre 100 y 10.000 por 100 ml, es decir, entre 1.000 y 10.000 veces menores que las densidades de coliformes fecales.

Las depuradoras de aguas residuales que se encuentran en la mayoría de ciudades y pueblos de España, aunque no están expresamente diseñadas para ello, eliminan alrededor de un 95% de los microorganismos contaminantes fecales si las depuradoras funcionan correctamente. El resto siguen en el agua depurada y en la gran mayoría de los casos son vertidos a las masas de agua receptoras. En unos pocos casos esta agua depurada recibe tratamientos adicionales que pueden ser realizados específicamente para matar los microorganismos contaminantes. Este tipo de agua que se conoce como agua regenerada se puede reutilizar y contiene, en muchos casos, unas concentraciones de microorganismos de origen fecal inferiores a las que encontramos en algunos ríos.

Aquellos microorganismo fecales que llegan a las masas de agua dulce ya sea directamente a través de colectores de aguas residuales brutas o depuradas o como arrastre de aquellos que se han vertido en el suelo serán más o menos diluidos y más o menos eliminados en función de diversos factores. Por lo tanto las densidades de microbios de origen fecal en las masas de agua serán muy variables. Por ejemplo en los ríos de Cataluña, de los que disponemos de datos hechos públicos por la Agencia Catalana del Agua, las densidades de microorganismos fecales aumentan muy rápidamente desde el curso alto donde suele haber una fuerte presión urbana y ganadera hasta el curso bajo. Son frecuentes zonas de los ríos con densidades de indicadores (coliformes fecales/*E. coli*) superiores a 1.000 por 100 ml. Sólo los embalsen consiguen un descenso en dicha concentración, que vuelve a crecer rápidamente aguas abajo.

En cuanto a la presencia de microorganismos en acuíferos, es muy difícil generalizar. En un estudio realizado hace unos pocos años en varias Comunidades Autónomas del cuadrante Noreste de la Península en el que se analizaron más de 150 aguas de suministro rurales cuyo origen era subterráneo, aproximadamente un 30% contuvieron bacterias indicadoras de contaminación fecal. Ello indica que había cierta contaminación fecal de los acuíferos de los que se aprovisionan aquellas redes de suministro.

En las zonas costeras, a pesar de la presión demográfica que sufren, gracias al esfuerzo de saneamiento realizado por los municipios, a la temperatura del agua y a la radiación solar, en general las densidades de microorganismos fecales presentes en las aguas son bajas haciendo a la mayoría de estas aptas para baño y merecedoras de reconocimiento de calidad. En realidad parece que se haya prestado más atención a la calidad del agua de las playas que de las aguas continentales que debemos utilizar como recurso.

Bibliografía

- American Academy of Microbiology (2001). *Reevaluation of Microbial Water Quality: Powerful New Tools for Detection and Risk Assessment*. American Academy of Microbiology. Washington.
- Fewtrell, L.; Bartram, J. (2001). *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA (World Health Organization Water Series). Publishing. London.
- Hunter, P.R. (1997). *Waterborne diseases: Epidemiology and Ecology*. Wiley. Chichester, UK.
- Hurst, C.J.; Crawford, R.L.; Garland, J.L., Lipson, D.A.; Mills, A.L.; Stetzenbach, L.D. (2007). *Manual of Environmental Microbiology*, 3rd Edition. ASM Press. Washington DC.
- Maier, R.M.; Pepper, I.A.; Gerba, C.P. (1999). *Environmental Microbiology*. Academic Press. London.
- World Health Organization (2003). *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. World Health Organization. Geneva.
- http://www.who.int/water_sanitation_health/en/

8

Visión general del saneamiento

*Miquel Salgot
Montserrat Folch*



8.1. Introducción



La gestión del agua residual comenzó en paralelo con las primeras ciudades: podían encontrarse alcantarillas en las urbes griegas y romanas (Angelakis y Spyridakis, 1995). El objetivo inicial de estas primeras infraestructuras era alejar de las zonas habitadas un residuo de la civilización, poco atractivo y ofensivo para los sentidos. Más tarde, se pudo constatar empíricamente que esta acción también llevaba consigo una mejora higiénica ya que las ciudades que disponían de alcantarillado eran más saludables que las que no lo tenían.

No obstante, este conocimiento no se transmitió en el tiempo y durante muchos siglos, las excretas circularon al aire libre por las calles de muchas ciudades. Este hecho, conjuntamente con las técnicas militares defensivas que circundaban las ciudades con murallas, aglomerando a los habitantes y al ganado, favoreció las grandes epidemias de la Edad Media.

El concepto de saneamiento deriva del término sanidad, para hacer referencia a la ausencia de enfermedades, en este caso enfermedades transmitidas por el agua. Las primeras noticias sobre este tema en los tiempos modernos aparecieron en Londres, en 1853, mediante las deducciones de John Snow, quien relacionó los vertidos de agua residual en el Támesis con las enfermedades, fiebres tifoideas por ejemplo, que afectaban a los ciudadanos que se abastecían de agua río abajo de los vertidos. De esta forma se estableció científicamente la primera relación agua residual / agua de bebida / enfermedades: las enfermedades de transmisión hídrica (Isaac, 1996).

Hacia finales del siglo XIX se implantaron en algunas ciudades de Francia y Alemania campos en los que se empleaban aguas residuales para el riego, con lo que estas no se verterían directamente a los ríos. A menudo, en estos campos se cultivaban las hortalizas que se consumían en las ciudades, ya que las aguas residuales abonaban perfectamente los campos. Actualmente, cerca de la ciudad de México hay una práctica similar en el valle del Mezquital (Jiménez Cisneros et al., 2001); de todas formas, se trata de una práctica muy común en muchos lugares del mundo. Se pueden encontrar incluso lagunas fertilizadas con agua residual para poder mejorar la producción de proteínas en forma de peces de agua dulce (OMS, 2006).

El saneamiento comenzó a cobrar carta de naturaleza a comienzos del siglo XX, cuando se construyeron las primeras plantas de tratamiento, las depuradoras, más o menos como se conocen hoy, con un gran consumo de energía “artificial”, eléctrica. El saneamiento implicaba la construcción de alcantarillas y de depuradoras para ser completado y poder enviar las aguas residuales a donde debían ser tratadas.

Este concepto de saneamiento se ha aplicado casi exclusivamente y durante mucho tiempo a las aguas residuales de origen urbano o doméstico, olvidando mayoritariamente las de origen industrial y ganadero. Esto no implica que estas aguas no se depuren, especialmente las de las industrias, que tradicionalmente son más controlables que las explotaciones ganaderas; sino que se ha hecho difícil obligar a los industriales y ganaderos a depurar las aguas si las ciudades no lo hacen.

La agricultura *per se* no suele generar aguas residuales aunque sí crea contaminación difusa a causa de los abonos naturales o químicos.

No hay que olvidar la gestión de las aguas de lluvia, que en las ciudades se lleva a cabo a menudo conjuntamente con la de las aguas residuales urbanas. El agua de escorrentía de las ciudades puede contener tantos contaminantes o más que la residual, especialmente después de periodos de sequía o poca lluvia (Alther, 2001).

Se puede afirmar que el gran impulso de la depuración en España se produjo como consecuencia de la aplicación de la Directiva 91/271/CEE, que obliga a la depuración del agua residual de los núcleos urbanos a partir de cierto número de habitantes. Con anterioridad se podían enumerar algunas excepciones, como las depuradoras de la Costa Brava, algunas de Madrid o Barcelona y pocas más, dispersas por España.

En la actualidad, prácticamente todas las grandes ciudades españolas disponen de depuradoras, aunque en algunos casos deberían mejorar sus rendimientos o ampliarse. Siguiendo la directiva mencionada, todas las poblaciones mayores de 2.000 habitantes equivalentes (h.e.) que vierten a aguas continentales y estuarios, y mayores de 10.000 h.e. y que lo hacen en aguas costeras quedaban emplazadas a garantizar la correcta recogida y tratamiento de sus aguas residuales urbanas antes de su vertido y antes de 2005.

Las depuradoras de pequeñas poblaciones relativamente aisladas deben plantearse en un marco distinto (Balaguer et al., 2008), intentando minimizar el empleo de recursos energéticos para reducir los gastos de gestión. En la mayor parte de casos, el número de pequeñas comunidades es claramente superior al de grandes conurbaciones, requiriéndose también un número elevado de pequeñas depuradoras.

Para cumplir con el calendario establecido por la Directiva, se aprobó en España el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (1995-2005), en adelante Plan de Saneamiento, incorporándose también al derecho nacional (haciendo la transposición pertinente) la disposición comunitaria mediante el Real Decreto Ley 11/1995. En 1996 se aprobó el Real Decreto 509/1996, que desarrollaba el R.D. 11/1995. Con posterioridad, el Real Decreto 2116/1998 modificó el Real Decreto 509/1996 para recoger la Directiva 98/15/CEE por la que se modifica la Directiva

91/271/CEE en relación con determinados requisitos establecidos en su Anexo I (MIMAM, 2007).

En función de los objetivos previstos en el Plan, se programaron diversas actuaciones de acuerdo con las estipulaciones de la Directiva, incluyendo tratamientos más rigurosos para la eliminación de nutrientes en aquellas instalaciones que vierten a zonas declaradas como sensibles.

La carga contaminante, o población equivalente, a depurar viene determinada por la población de hecho de las distintas aglomeraciones; por la población estacional, que genera un incremento de los caudales y de las cargas contaminantes a tratar en las zonas con un elevado componente turístico, en zonas costeras fundamentalmente; y por la contaminación de origen industrial conectada al saneamiento urbano y que se trata en las instalaciones de depuración (MIMAM, 2007).

En España, el 84% de la población equivalente total está afectada básicamente por la aplicación de la Directiva con una carga contaminante total de más de 70 millones de habitantes equivalentes. Para el 16% restante, unos 13 millones de habitantes equivalentes, la Directiva exige realizar “*un tratamiento adecuado*” para el cumplimiento de otras Directivas o de los objetivos de calidad fijados en el medio receptor (MIMAM, 2007).

El 65% de la población afectada por la Directiva (más de 2000 habitantes equivalentes) se encontraba en “zonas normales” a 1 de enero de 2007, correspondiendo al 88% de las aglomeraciones urbanas existentes en España. El resto, un 35%, y abarcando el 12% de aglomeraciones urbanas, se localiza en zonas declaradas sensibles oficialmente declaradas por el Ministerio de Medio Ambiente en el caso de cuencas hidrográficas intercomunitarias, o por las Comunidades Autónomas para las cuencas hidrográficas intracomunitarias (MIMAM, 2007).



Dadas las características del ordenamiento constitucional español, el Ministerio firmó convenios, tal como establece el Plan de Saneamiento, con todas las Comunidades Autónomas.

El Ministerio de Medio Ambiente está impulsando en la actualidad el *Plan de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015*, para dar respuesta a los objetivos pendientes del anterior Plan y a las nuevas necesidades planteadas por al Directiva Marco del Agua. Este nuevo Plan está estructurado en dos grandes bloques (MIMAM, 2007):

- Actuaciones que no se acometieron en el Plan 1995-2005.
- Actuaciones nuevas como consecuencia de nuevos requerimientos y de la necesidad de garantizar el grado de conformidad alcanzado.

8.2. Los sistemas de saneamiento urbano

8

La depuración de aguas residuales tiene como objetivo teórico retornar al agua de calidad con la que fue suministrada. Esto es posible desde el punto de vista de la tecnología, pero sin embargo puede no ser factible desde el punto de vista económico, y se debería definir la relación coste/beneficio de la depuración en función de la calidad final del agua que se desee, del lugar donde se vierte el agua depurada y de la calidad del efluente marcado por la legislación. Los sistemas de depuración, que pueden llegar a ser muy complejos, deben considerarse de forma integrada. De todas formas, el concepto de saneamiento es más amplio que el de depuración, y lo emplearemos para mencionar el conjunto de acciones e infraestructuras que se inician con el vertido del ciudadano, industria, establecimiento ganadero, etc.; siguen con la depuración y acaban con el vertido o eliminación del agua tratada (Tabla 8.2.1).



Por tanto, el proceso de saneamiento se inicia con el agua que ha sido servida al usuario y que éste ha utilizado, añadiéndole diversos contaminantes. Aquí debería aplicarse el principio de que el mejor contaminante es el que no se añade al agua, e intentar reducir o eliminar en origen la contaminación tanto como se pueda.

8.2.1. Los vertidos

Los vertidos de agua residual doméstica no requieren ningún tipo de permiso, puesto que se ha considerado tradicionalmente que no existen en los domicilios actividades que puedan perjudicar a los procedimientos de depuración. Las reglamentaciones de vertido se han aplicado

en zonas urbanas y en saneamiento colectivo a las industrias, que no son objeto de esta publicación. En determinados casos, la legislación permite con un tratamiento establecido y una calidad también marcada por la legislación, que determinadas industrias puedan verter a los sistemas de saneamiento doméstico.

Tabla 8.2.1. Procesos en saneamiento, incluyendo la depuración (elaboración propia)

Acción/Proceso	Tecnología	Observaciones
Vertido	Principalmente de control	Permite un buen funcionamiento de los procesos posteriores (especialmente por ausencia de tóxicos)
Transporte del agua residual (alcantarillado y colectores)	Construcción de sistemas de gestión de agua residual, de lluvia, etc., bombeo	Importantes la construcción, gestión y mantenimiento correctos: capacidad, materiales, tiempos de retención...
Pretratamiento	Varios	Importante para la eliminación de componentes perjudiciales para etapas posteriores (e.g. grasas, arena). Puede presentar problemas de malos olores
Tratamiento primario +	No se emplea siempre	Efluentes no reutilizables. Puede presentar problemas de malos olores
Tratamiento físico-químico +	Varios reactivos y usualmente decantación	Con desinfección pueden emplearse en ciertos tipos de reutilización. Poco empleado para aguas residuales urbanas, más para industriales
Tratamiento secundario +	Tecnologías muy variadas (siempre biológicas)	Básico, legalmente obligatorio, con desinfección pueden emplearse los efluentes en ciertos tipos de reutilización
Eliminación de nutrientes	Diversos. Suelen basarse en patentes y emplean mucha energía adicional **	Obligatorio en zonas declaradas sensibles. Para reutilización en riego no es necesaria*
Pre-tratamientos en regeneración (terciario, primera etapa)	Físicos Físico-químicos Biológicos	Preparan el agua para la desinfección o eliminan componentes concretos

Acción/Proceso	Tecnología	Observaciones
Desinfección (terciario, segunda etapa)	Físicos	Reducción/eliminación de
	Químicos	patógenos.
	Biológicos	Para determinados tipos de
	Combinados	reutilización es importante reducir el número total de microorganismos
Post-tratamientos	Almacenaje	Muy variados
	Otros	

* Suele considerarse parte del secundario cuando es obligatoria.

** Suelen basarse en patentes y las tecnologías intensivas emplean energía adicional.

+ Generación de lodos.

También hay que indicar que en las aguas residuales domésticas se incluyen las excretas de los portadores (sanos o enfermos) de enfermedades muy diversas, así como los vertidos de hospitales y en determinadas comunidades (especialmente pequeñas) vertidos de mataderos y de pequeñas industrias domésticas muy poco controladas (pequeños fabricantes de embudidos, tintorerías, talleres, etc.). Aunque poco importantes en volumen, estos vertidos pueden causar problemas en la depuración o de toxicidad en el vertido final al medio.

Por otra parte, los avances tecnológicos en analítica han permitido constatar en los últimos decenios que el agua residual doméstica genera contaminantes que no son tratados por las depuradoras convencionales (Snyder et al., 2005; Oppenheimer y Stephenson, 2006; López de Alda et al., 2006; Anónimo, 2008). Estos contaminantes, que incluyen medicamentos, hormonas, productos de uso doméstico, etc., y sus subproductos de degradación, están generando cada vez más preocupaciones por lo que respecta a su influencia ambiental, básicamente su toxicidad a largo plazo.

También se pueden encontrar otros vertidos en zona urbana, como los procedentes de la construcción (bombeos para la construcción de los cimientos de edificios cerca de la línea de costa, por ejemplo), aguas freáticas que se infiltran desde el suelo o que son bombeadas al alcantarillado desde algunas infraestructuras o edificios, agua de mar captada por los colectores cercanos al mar, etc.

Finalmente, hay que indicar en este apartado, que se piensa en la posibilidad de llevar a

cabo un cambio de paradigma en el saneamiento, intentado reducir todo lo que sea posible la adición de agua a las excretas (Lens et al., eds.; 2001); este concepto, así como el de la separación de excretas sólidas y líquidas se está expandiendo como teoría —aplicado realmente en algunas ocasiones— en algunos países del norte de Europa; que están intentando exportarlo a otros países, por ejemplo en América latina,



aprovechando el soporte al desarrollo que practican como política de solidaridad. Puede parecer a primera vista que el sistema tiene muchas ventajas, por lo menos desde el punto de vista teórico, pero en la práctica es de aplicación muy difícil, ya que los sistemas de alcantarillado de las ciudades están diseñados para que el agua arrastre los residuos de cualquier tipo que entren en las alcantarillas. La falta de agua en el sistema puede provocar serias disfunciones del mismo. Esta propuesta quizá pueda ser llevada a la práctica en pequeños núcleos habitados, o con ciertas variaciones en nuevos barrios de ciudades.

8.2.2. El alcantarillado

En principio, un sistema de alcantarillado debe ser capaz de recolectar el agua residual de todos los habitantes de una aglomeración y conducirla hacia el sistema de depuración adecuado. No obstante, uno de los grandes inconvenientes de la gestión urbana de las aguas residuales ha sido y sigue siendo la necesidad de gestionar conjuntamente con ellas las aguas de lluvia.

El problema se ha intentado solucionar desde diferentes puntos de vista, por ejemplo construyendo un sistema adicional para gestionar el agua de lluvia. La idea subyacente, es que el agua que escurre en zonas urbanas procedente de la lluvia es limpia y no hay que mezclarla con la residual. De esta forma se puede garantizar una gestión mejor de los dos tipos de agua. Aunque esto parezca cierto, en la realidad el agua de lluvia puede estar tan contaminada como la residual, por lo menos en las primeras etapas de una precipitación.

Estos sistemas dobles, denominados separativos, han sido construidos durante varios decenios del siglo XX, aunque en la actualidad ya no se consideran de elección por sus múltiples inconvenientes, principalmente el económico al obligar a mantener dos sistemas paralelos de gestión de agua a eliminar (Griffin, 2003; Metcalf & Eddy, 2003).

Si no hay alcantarillado separativo, el agua de lluvia y la residual se gestionan conjuntamente; de forma que cuando se sobrepasa la capacidad del alcantarillado de transportar agua, se hace un vertido al medio o "bypass". Entonces, se vierte al medio una mezcla de agua residual y de lluvia, que genera un impacto negativo que puede ser considerable. La alternativa actual más válida parece ser la gestión conjunta de los dos tipos de agua, construyendo sistemas de retención de aguas pluviales mezcladas con residuales, como es el caso de Barcelona, donde se está haciendo una red de grandes depósitos de



retención del agua mezclada, que una vez pasado el episodio de lluvia se devuelve a la red de alcantarillado y puede ser tratada por la depuradora (Carbonell et al., 2006).

La gestión de los sistemas de alcantarillado no es nada sencilla, puesto que se debe combinar la presencia de estos dos tipos de agua; la existencia de vertidos que pueden ser tóxicos; la posible fermentación de la materia orgánica; caudales bastante variables según la hora del día o la estación —especialmente en zonas de segunda residencia—; el sobredimensionamiento en lugares como los que acabamos de indicar, lo que genera tiempos de residencia demasiado largos y hace que el agua se vuelva séptica, etc.



El agua residual debe llegar al final de la red, donde se pueden producir entradas de aguas “parásitas”, por ejemplo agua de mar; y normalmente se bombea o se conduce por gravedad —preferible económicamente— al sistema de depuración. Algunas veces, en sistemas asociados a ciudades de orografía compleja o en zonas muy planas o próximas al mar, el bombeo en determinados puntos de la red es forzoso.

Por el hecho que el gestor es una entidad local y que el alcantarillado no se aprecia a simple vista, acostumbra a haber problemas con las cloacas. Su construcción debería ser planificada y llevarse a cabo antes de construir las zonas urbanizadas a las que sirve, pero este no suele ser el caso. Se puede dar el caso de alcantarillas muy antiguas, incluso del tiempo de los romanos, que todavía dan servicio. Hay dos tipos principales de problemas, los derivados de las pérdidas y los de las entradas al sistema no previstas o no deseadas.

Las pérdidas se originan por el desgaste del material o por los movimientos que sufren las conducciones. Esto es especialmente grave en los casos en que se construyen las alcantarillas (o colectores) en terrenos poco estables, como arena de playa o fondos de corrientes de agua (ramblas o arroyos). En estos casos, el terreno suele ser bastante permeable, lo que puede generar vertidos indeseados de agua residual al medio.

Por las propias características del agua residual (humedad, contenido en azufre...), es fácil que el medio del alcantarillado (agua y aire) se acidifique y según qué tipo de material se desgaste con facilidad. Finalmente, la corrosión del material puede hacer colapsar algunos puntos del sistema.

Hay que recordar que normalmente las alcantarillas son competencia de los Ayuntamientos, y los colectores de la entidad de cuenca. Justo es decir que a menudo los gastos de construcción de alcantarillas y colectores son comparables a los de la construcción de la planta depuradora. También hay que recordar que en momentos de lluvia muy intensa presentan problemas de carencia de capacidad. Los aliviaderos son la solución a este caso, pero esto presenta el problema añadido de que se liberan al medio (ríos o mar) gran cantidad de residuos sólidos, que pueden ser de buen tamaño, especialmente si el colector es importante.

8.2.3 Depuración: el concepto actual

La depuración de aguas residuales debería implicar la eliminación de los componentes del agua residual que pueden causar perjuicios a la salud humana, la calidad de las aguas y el estado de los ecosistemas. Una indicación importante es que las estaciones depuradoras de aguas residuales deben ser eficientes y fiables (Oliveira y Von Sperling, 2008).

Para controlar esta eficiencia y fiabilidad, hay que definir unas herramientas analíticas para determinar parámetros de control de la depuración. Actualmente, los parámetros utilizados mayoritariamente son el contenido de materia orgánica y el de sólidos en suspensión. Adicionalmente se controla el contenido en nutrientes, nitrógeno y fósforo, si el agua debe ser vertida a zonas sensibles. No se suele determinar el contenido en microorganismos patógenos o en productos tóxicos, a no ser que se plantee una reutilización del agua residual.

Se puede indicar que en algún momento entre 1853 y la actualidad, el concepto de “saneamiento”, interpretado como una mejora de las condiciones sanitarias de las aglomeraciones humanas, ha perdido su sentido tradicional para convertirse en un concepto o herramienta de ingeniería. Esta herramienta extrae las aguas de la ciudad (tanto las residuales como las pluviales) y las aleja lo más pronto posible, depurándolas o no después de este transporte. El concepto sanitario, del que deriva la palabra saneamiento, ha pasado a ser secundario (Salgot et al., 2005).

Con el vertido de efluentes depurados se hace llegar al medio una cantidad importante de organismos patógenos y de contaminantes químicos, que no han sido eliminados con la depuración y que tienen la capacidad teórica de generar problemas importantes en forma de enfermedades, toxicidad e impactos ambientales diversos. No obstante, las buenas prácticas higiénicas de una sociedad y el estado de salud de la población pueden hacer que los problemas de toxicidad y patogenicidad no se traduzcan en problemas de salud importantes en la sociedad desarrollada, lo que a menudo ha hecho olvidar o menospreciar la trascendencia sanitaria de los procesos de tratamiento de agua, y especialmente la depuración. Las mejoras asistenciales, de acceso a los medicamentos y tecnológicas; y el enmascaramiento que permite la desinfección con cloro han reducido la vigilancia de la calidad sanitaria de las aguas. De hecho, en los últimos años se está hablando de patógenos o enfermedades emergentes y reemergentes; constatándose que patógenos que ya se consideraban olvidados han vuelto a aparecer en parte debido a que se ha perdido la inmunidad a nivel de población.

Lo que se acaba de indicar estuvo potenciado por un cierto concepto antropocéntrico del saneamiento; ya que prácticamente no se consideraba el impacto negativo de las aguas



residuales, depuradas o no, en el medio ambiente. Se han llegado a considerar las aguas residuales como un elemento fertilizante del mar Mediterráneo. Por otra parte, en los dos últimos decenios ha ganado importancia en la sociedad y se ha convertido en predominante, una corriente que podríamos denominar “ecocéntrica”, que define el saneamiento únicamente como una herramienta para recuperar la calidad de las aguas naturales, tanto las continentales como las marinas; aunque esto no coincida exactamente con la posición de la Administración.

Si nos planteamos las políticas de saneamiento desde un punto de vista económico, podemos indicar que la depuración en nuestro país se ha basado casi exclusivamente en usar tec-



nologías muy probadas y con un empleo intensivo de energía. Esto se ha hecho con independencia de otros condicionantes, como son el caudal a depurar, el precio de los terrenos, la climatología, los avances tecnológicos, la capacidad económica... Esta situación contrasta con la de otros países europeos (Francia, Alemania, Dinamarca) en los que otras soluciones, más naturales, se han usado habitualmente y se continúan potenciando cuando es apropiado (Salgot et al., 2005).

Las tecnologías con elevado consumo de energía eléctrica (duras o intensivas) se basan en la transferencia de oxígeno al agua, y en la mezcla agua residual/cultivo microbiano en un sistema biológico con biomasa suspendida o fijada. Se trata de un cultivo microbiano en un reactor, en el que se busca una buena eficiencia de la transferencia de energía al agua usando poco espacio.

El espacio es el inconveniente principal de las tecnologías alternativas, que se denominan blandas o extensivas. Son sistemas que tienen su campo de aplicación en la depuración del agua residual de comunidades pequeñas o medianas o bien en los tratamientos terciarios o avanzados, y la biomasa puede estar también en suspensión o fijada.

8.2.4. Niveles de tratamiento

En general, la depuración de aguas residuales en municipios de cierto tamaño (más de 2.000 habitantes equivalentes) se aplica y entiende (y legalmente debe ser así) como una depuración secundaria, lo que implica un tratamiento biológico. Se contempla en la legislación que la necesidad de verter el agua residual en zonas declaradas sensibles o la reutilización de aguas residuales requiere un tratamiento más avanzado. Se discute sobre la necesidad de considerar los tratamientos de eliminación de nutrientes como secundarios, o alternativamente como avanzados o terciarios.

En todo caso, una desinfección o una filtración avanzada se consideran como tratamientos terciarios.

La tecnología de depuración más utilizada en Cataluña es la de lodos activados; que genera efluentes que cumplen con la legislación, pero energéticamente no es excesivamente rentable.

En general, cuando se plantea la depuración de aguas residuales se debe buscar la tecnología más adaptada a la zona donde se debe implantar el sistema de depuración. No se deben tener en cuenta únicamente las tecnologías, sino que también hay que considerar la capacidad económica, la aceptación social y la capacidad de hacer funcionar el sistema desde el punto de vista técnico, entre otras limitaciones.

Se trata de encontrar la Mejor Tecnología Disponible (MTD: BAT, Best Available Technology en inglés). Esta tecnología debe ser la más adaptada a todas las circunstancias del lugar donde hay que instalar el sistema de depuración.

No se debe olvidar que hay que considerar también el tratamiento de los fangos generados al tratar el agua. Puesto que el tratamiento y eliminación de fangos deben incluirse en el concepto de saneamiento, la MTD ha de considerar la generación y otras necesidades de la denominada línea de fangos. En la selección de la MTD hay que tener en cuenta:

- Las características del agua residual.
- La medida y tipo de instalación que se debe construir.
- Normativa vigente.
- Tecnologías disponibles.
- Integración en el medio.
- Economía.
- Aceptación social.
- Centralización/descentralización.
- Calidad final del agua, según la normativa de vertido.
- Posibilidad de reutilización del agua residual.



Con tal de conseguir una buena decisión, se pueden emplear herramientas específicas, como los sistemas de soporte a la decisión: SSD (Kivi et al., 2000).

En la depuración de aguas residuales se usan diferentes tipos de tecnologías; desde las que emplean tecnologías muy avanzadas (membranas, por ejemplo), hasta las más simples (los lagunajes clásicos).

Como ya hemos indicado, los sistemas de lodos activados han sido la tecnología de referencia, complementada localmente con variedades y evoluciones de esta (Metcalf & Eddy, 2003). Los sistemas habituales: canal de oxidación, SBR, alta carga, etc., se están complementando con innovaciones más recientes, como es el bioreactor de membrana (BRM).

Estas tecnologías intensivas hacen el grueso del trabajo de tratamiento en sistemas muy cargados de materia orgánica o con caudales importantes. En cuanto a la eliminación de nutrientes, esta se hace en muchas ocasiones a base de invertir dinero en energía e instalaciones; puesto que los diseños “duros” de eliminación de nitrógeno y fósforo implican que



el agua esté más tiempo en los reactores existentes y pase por diferentes fases de aerobiosis, anaerobiosis y anoxia. Habría que llevar a cabo análisis detallados de Ciclo de Vida (ACV) para ver qué es más sostenible; verter con una cierta cantidad de nutrientes al medio, eliminarlos totalmente o incluso no plantear la eliminación (Hospido et al., 2001). Lo mismo se puede decir de diversos contaminantes y de la mayor parte de sistemas terciarios.

En depuración estamos hablando de tecnologías importadas en su práctica totalidad.

La investigación en este campo en España prácticamente no ha existido y ha recibido muy poco apoyo económico, posiblemente porque representa una inversión con resultados a medio plazo, y se parte de una situación de atraso crónico, con algunas honradas excepciones. La búsqueda se ha limitado en cierto modo a hacer desarrollos parciales o adaptaciones de tecnologías importadas.

Un caso aparte son las tecnologías blandas. En el extranjero el gran esfuerzo tecnológico en depuración blanda se hizo ya hace unos años, y actualmente hay una cierta inercia. Posiblemente porque las inversiones necesarias son inferiores y se obtienen respuestas más rápidas, y también por un cierto atrevimiento científico, hay determinadas tecnologías que se han adaptado al país y se han desarrollado rápidamente. Podemos mencionar las zonas húmedas construidas o la Infiltración-Percolación (Salgot et. al., 2003). Junto a sistemas de este tipo, más o menos bien pensados y planificados, se pueden encontrar disparates tecnológicos locales, imposibles de hacer funcionar correctamente, o sistemas construidos muy poco profesionalmente.

Con respecto a los tratamientos de desinfección, también se trabaja con tecnologías importadas, y se han adaptado a nuestras condiciones las de ultravioletas, dióxido de cloro, ozono, etc. (Salgot et al., 2002).

Aquí es imprescindible indicar que la tecnología que no se debería elegir en el campo de las aguas residuales es la cloración clásica, por su reconocida capacidad de formar subproductos tóxicos con la materia orgánica, presente en las aguas residuales en concentraciones bastantes más importantes que en las aguas potables y por la elevada toxicidad del cloro para muchos organismos al ser vertido a los medios naturales. De todas maneras, hay determinadas voces que disienten de lo que se acaba de indicar, exponiendo que se forman cloraminas inmediatamente. No obstante, la cloración sigue siendo tecnología de elección para el mantenimiento de redes de distribución.

La regeneración del agua residual para una posterior reutilización es una herramienta que requiere una inversión en planificación, implantación (construcción), operación y mantenimiento (Wilderer, 2004; Asano, 2005). Esto quiere decir aumentar la factura del tratamiento del agua residual, incluyendo los gastos de regeneración (con el control, distribución, etc.).

Hace falta pensar quién se hace cargo de este gasto: el usuario del agua regenerada o el organismo de la administración hidráulica. Si la reutilización genera un beneficio importante para el usuario o bien si este tiene la capacidad económica suficiente para pagar el agua, la respuesta parece clara. En cambio, si esta capacidad económica no existe o se hace el cambio de un recurso hídrico por otro, parece que es más justificado que pague el gasto de regeneración la Administración. Con respecto al usuario agrícola el planteamiento es algo diferente, puesto que muchas veces se trata de sustituir un recurso que ha sido empleando desde hace muchos años y sobre el que el agricultor tiene unos ciertos derechos. Por otra parte es mucho menos seguro legalmente y acostumbra a tener un coste (y un precio) diferente, además de unas normativas más estrictas para usarlo y de un control más estricto de volúmenes empleados.

Si hablamos propiamente de los tratamientos de depuración y regeneración, hay dos tendencias en cierto modo paralelas a los tratamientos de depuración: los sistemas duros, que incluyen coagulación-floculación, filtración, tecnologías de membrana, tecnologías de desinfección, etc., y las tecnologías blandas, con sistemas de lagunaje, infiltración-percolación, zonas húmedas, etc.

En todo caso, las tecnologías blandas parecen más adaptadas a caudales comparativamente pequeños y las duras a caudales importantes de agua.

A menudo, el problema en la decisión de qué tecnología emplear se plantea asociado a la calidad solicitada si se hacen diferentes usos del agua regenerada que necesitan calidades distintas.

Hay dos posibilidades, hacer tratamientos específicos para cada calidad, ya sea en la depuradora o en el punto de uso, o bien tratar toda el agua como si fuera para la reutilización que exige más calidad. Las dos cosas tienen ventajas e inconvenientes, y con esto se vuelve a la vieja pregunta de si hace falta centralizar o descentralizar. No parece haber una respuesta clara y como casi siempre, todo depende de las circunstancias de cada caso.



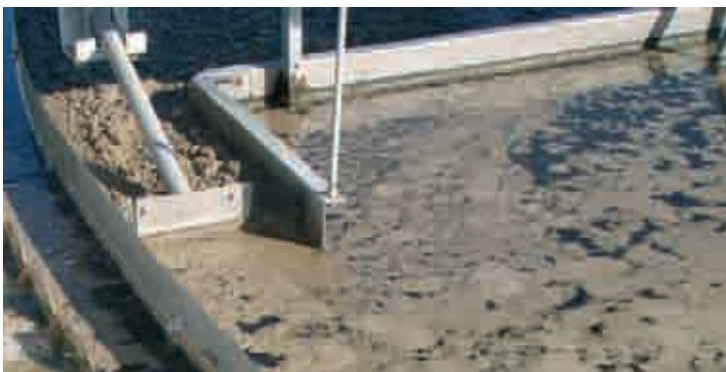
8.3. Lodos de depuradora

8

El subproducto de depuración más importante en cuanto a volumen y problemática generada, incluyendo la económica, social y legal, son los fangos de depuradora. En el momento actual, no está aún muy bien resuelto como se deben tratar durante y tras la depuración; y todavía menos como se han de eliminar (Sibony, 1997; Llagostera y Salgot, 2005; Spinosa, 2007) excepto en casos muy concretos.

En los lodos se encuentran concentrados casi todos los contaminantes presentes en las aguas residuales, especialmente la materia orgánica. Ésta es fácilmente putrescible, por lo que una vez separados los lodos del agua se debe proceder a su estabilización mediante métodos adecuados. Una vez estabilizados mediante tecnologías aerobias (digestión aerobia, compostaje), anaerobias (digestión anaerobia principalmente) o físico-químicas (encalado, por ejemplo) se debe proceder a su remoción de la depuradora; es decir a su gestión externa. Las tendencias actuales en la gestión de este subproducto son su revalorización (o aprovechamiento o reutilización, según sea la palabra de moda) y en última instancia su eliminación al medio.

Los lodos de depuradora deberían tener como destino final prioritario su recuperación en forma de abonos o materia orgánica aplicada a los suelos y en última instancia



su valorización energética, aunque existen otras posibilidades de utilización. En principio, pueden aplicarse a suelos agrícolas o forestales, aunque en algunos casos esta aplicación puede ser difícil de implementar o no ser aceptada. La alternativa menos válida, aunque en ocasiones sea aún la más empleada es la eliminación en vertedero, aunque represente una pérdida de recursos y una práctica poco sostenible.



Además del beneficio técnico y económico que se puede obtener con la valorización de los lodos (ahorro en fertilizantes, incrementos de materia orgánica entre otros) se ha de señalar el beneficio social que la reutilización comporta y que a menudo no es apreciado suficientemente (Llagostera y Salgot, 2005).

8.4. La reutilización de aguas residuales

8

La escasez de recursos hídricos en muchas cuencas españolas se está convirtiendo en estructural, puesto que la demanda no ha cesado de aumentar mientras que los recursos han seguido siendo los mismos, sino menos. Si se consideran volúmenes medios disponibles, éstos pueden ser suficientes, pero si la demanda se plantea puntualmente, se advierte una escasez alarmante. En todo caso, la garantía o fiabilidad de poder disponer de los recursos de agua está disminuyendo de forma importante. Esta afirmación es discutida y discutible según el punto de vista, tanto personal como geográfico.

Lo cierto es que se dispone de un volumen determinado de recursos convencionales (aguas superficiales y subterráneas) que se utilizan y que en muchas ocasiones no son suficientes. La carencia de recursos se hace más patente en épocas de sequía, especialmente si ésta dura más de uno o dos años.

Los aumentos de demanda para los diversos usos del agua y la propuesta de diferentes obras de infraestructura para paliar la escasez propiciaron una discusión enconada, bajo el paraguas de un Plan Hidrológico Nacional, sobre si eran precisas o no aguas adicionales traídas del Ródano o del Ebro en determinados puntos del país (Cabrera, 2001; Salgot y Folch,



2001). En la actualidad, se discute la conveniencia de instalar desalinizadoras de agua de mar en zonas donde se indica también que la red de distribución eléctrica no permite nuevas conexiones importantes.

Como solución alternativa o complementaria, hay otras fuentes de agua que se deben tener en cuenta si se quiere hacer una buena planificación de los recursos. Se hace referencia, principalmente, a los denominados recursos no convencionales, tal y como se indican en la Tabla 8.4.1. Por otro lado, parte de los recursos convencionales que hasta hace poco no se podían emplear por carencia de calidad, vuelven a estar disponibles en algunos casos puesto que la tecnología ha evolucionado lo suficiente para tratarlos a precios competitivos, especialmente en épocas de sequía.

Entre los recursos no convencionales son especialmente importantes las aguas residuales regeneradas. Estas aguas han seguido todo el ciclo antrópico, desde la captación al tratamiento de potabilización, la recogida en el sistema de alcantarillado y la depuración; todo esto antes de ser vertidas. Se puede indicar que hasta este punto se ha gastado mucho dinero en unos caudales importantes de agua, concentrados en un punto determinado. No tiene demasiado sentido verter esta agua a ríos o al mar sin un uso posterior, por lo menos teniendo en cuenta que se está vertiendo al mismo tiempo mucho dinero, aparte de un recurso de agua con una calidad no despreciable.

En el contexto “institucional” marcado por la UE de intentar reconvertir los residuos en recursos, se considera que con una inversión adicional el agua se puede recuperar y volverla a usar de nuevo.

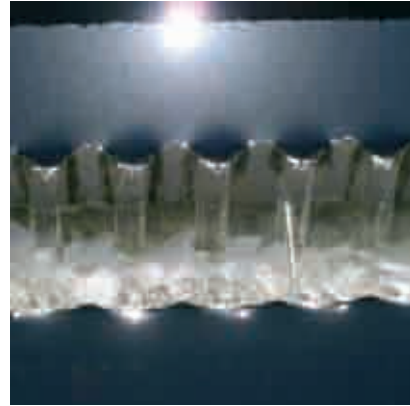


Tabla 8.4.1. Clasificación de los recursos de agua según su origen (elaboración propia)

Convencionales	Intracuenca	Externos a la cuenca*
	No convencionales	
Aguas superficiales	Agua salobre continental desalinizada	Transferencias clásicas entre cuencas
Aguas subterráneas	Agua de mar desalinizada	Otros movimientos (barco, tren...)
Aguas cársticas	Escorrentía	
	Agua residual regenerada	
	Rocío, escarcha...	

*La clasificación entre convencionales y no convencionales también se puede hacer aquí.

No obstante, la misma ventaja de tener el agua residual depurada concentrada en puntos muy concretos del país, generalmente en línea de costa, es también un inconveniente. Hay grandes volúmenes de agua tratada, con una calidad constante, lejos de los lugares dónde se necesita más; las zonas agrícolas. Si se quiere reutilizar el agua hará falta plantearse también la posibilidad de implantar infraestructuras de transporte de esta agua, aunque hasta ahora la simple mención de esta posibilidad en la península ha sido considerada más una elucubración científica que otra cosa.



Una vez el agua ha sido tratada hasta una calidad adecuada, se plantea el problema de su distribución. Usualmente, la planta de regeneración se encuentra situada cerca del punto de uso, por lo cual las conducciones son relativamente cortas y no presentan demasiados problemas. No obstante, hay casos (cómo por ejemplo en la isla de Tenerife, Canarias; o en Israel) en que se trabaja con conducciones de más de 50 km. En estos casos se plantean problemas de formación de biopelículas o de transformaciones químicas y físicas del agua, que es preciso prever y gestionar.

Por otra parte, en muchos lugares en que la demanda es estacional se procede a construir sistemas de almacenaje interestacional, en forma de grandes balsas. Éste es el caso en Sicilia (Cirelli et al., 2008) y también en Israel, por ejemplo. Estos sistemas permiten un tratamiento adicional del agua siempre que se gestionen adecuadamente.

Con grandes volúmenes, podríamos establecer un cierto paralelismo con lo que en aguas potables se conoce como distribución en alta y distribución en baja, lo que requiere sistemas de gestión diferentes.

En estos momentos, en España el problema mayor para la reutilización lo representa la aplicación práctica del R.D. 1620/2007 de reutilización de aguas depuradas, publicado en el BOE el 7 de diciembre de 2007.



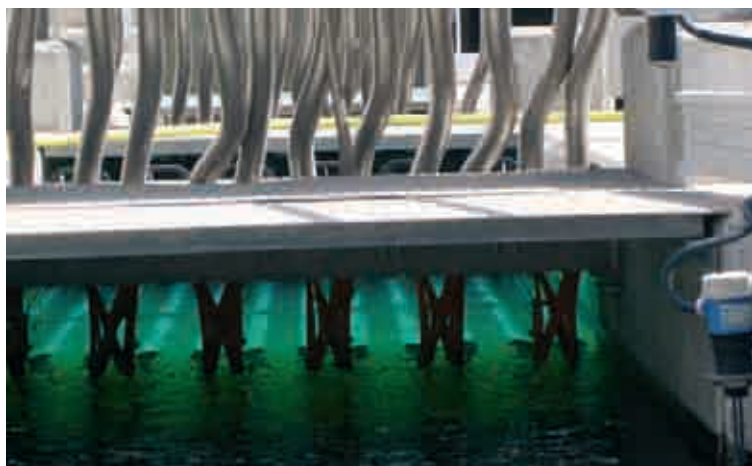
Los volúmenes de agua regenerada reutilizados se pueden cifrar actualmente en España en unos 400 hm³/año sobre 3700 hm³/año de aguas depuradas; aunque las previsiones son triplicar esta cantidad en unos 10 años, a lo que pueden contribuir algunas grandes realizaciones como el que está asociado a la gran depuradora del Sur de Barcelona, que plantea usos diversos del agua regenerada, como recarga de acuíferos, recuperación de caudal del río Llobregat, lucha contra la intrusión marina, usos agrícolas... (Cazurra, 2006).



8.5. Prospectiva de la depuración y reutilización en España

La depuración y regeneración de aguas residuales también está sometida a las modas: del tipo de tratamiento, de demandas de calidad, de diseño de depuradoras, de tecnologías de depuración, etc. Algunas de estas tecnologías perduran y otras desaparecen. Como modas conocidas podemos destacar la construcción de sistemas de lagunas aireadas en los ochenta; los biodiscos también en la misma época; determinados sistemas con macrófitos en la actualidad...

Una de las otras modas o discusiones, ha sido, como ya hemos indicado, la centralización o descentralización de los sistemas de depuración. La pregunta subyacente era y es: ¿es preciso construir grandes depuradoras que recojan el agua residual de diferentes municipios? O bien, al contrario, las pequeñas depuradoras, ¿están más adaptadas al país? En el primer caso se recurre a la economía de escala, pensando que el tratamiento de grandes volúmenes optimiza el rendimiento. En el segundo caso, la descentralización, las depuradoras se hacen más cerca del lugar dónde se genera el agua residual y se reducen los gastos de bombeo y el impacto de grandes sistemas de transporte del agua.



En todo caso, en el momento actual (principios de 2008) la crisis energética y la sequía inciden en la depuración, tanto por lo que respecta a la incidencia de la energía empleada en depuración como en la demanda de agua regenerada. Las tecnologías de elección en un futuro no muy lejano parecían ser las membranas, pero su consumo energético plantea algunos interrogantes. Las tecnologías blandas parecen estar encontrando su nicho tecnológico y la reutilización comienza su implantación, lastrada por una legislación en cierta manera alógica.



En cualquier caso, la reutilización de aguas residuales ha llegado al mercado del agua residual para quedarse, ya que en muchos puntos del país los recursos convencionales no son suficientes. Los usos agrícolas, de ocio (campos de golf) y algunos urbanos sin riesgo van a predominar; y en este momento las dudas se plantean con respecto a la reutilización para refrigeración en industria.

La recarga de acuíferos y la sustitución de caudales circulantes presentan también buenas perspectivas de futuro en este campo de la reutilización.

8.6. La depuración: bioquímica, bioingeniería, biotecnología, ecología microbiana o copia de procesos naturales

La aproximación bioquímica o microbioquímica que había sido uno de los puntos de conocimiento básicos en el tratamiento de aguas residuales y que se recogía, por ejemplo, en los textos clásicos de la escuela francesa (e.g. Brouzes, 1973); ha ido dejando paso en los últimos años a un planteamiento muy hidráulico y de ingeniería de diseño. Todo lo que se pueda controlar con válvulas y temporización parece mucho más efectivo que la actividad de unos microorganismos, difícilmente calificable y cuantificable si no es a gran escala. Por el contrario, hace años que se encuentran en el mercado microorganismos modificados genéticamente que se comercializan con la indicación de que hacen prácticamente milagros en cualquier caso en que haya que tratar aguas residuales. En la realidad, y prácticamente como con cualquier tecnología, tienen un campo de aplicación específico para el que son adecuados.

Excepto en los casos que haya una búsqueda muy especializada o en procesos de ingeniería muy determinados, los microorganismos se encuentran en comunidades que incluyen

una gran diversidad genética y fenotípica. Las interacciones entre los diferentes tipos de microbios y su ambiente constituyen lo que se denomina ecología microbiana.

El diseño y la operación de los procesos de ingeniería en biotecnología ambiental son las formas prácticas con las cuales la ecología microbiana se manipula, de forma que una comunidad microbiana logra un objetivo marcado por el hombre.



De hecho, los ingenieros crean reactores en los que los tipos adecuados o correctos de microorganismos se encuentran presentes (comunidades microbianas diversificadas).

A efectos prácticos, la depuración de aguas residuales no es más, ni menos, que una copia de los fenómenos que suceden en la naturaleza; esto sí, algo o muy acelerados. La aceleración se consigue incrementando la cantidad de energía introducida en el sistema; ya sea mucha y artificial (procesos duros o intensivos, electricidad) o poca y natural (procesos blandos, sol y viento). De hecho, estos últimos pueden llegar a funcionar sólo con la energía aportada por la luz del sol (lagunajes, zonas húmedas...) y por el viento.



8.7. Conclusiones

8

Los sistemas de saneamiento han alcanzado en España un grado elevado de madurez; habiéndose implantado una parte muy importante de los sistemas de depuración en núcleos habitados superiores a 2.000 habitantes equivalentes; no obstante, la implantación en pequeños sistemas tiene todavía que recibir un impulso definitivo.

Las tecnologías deberían experimentar un avance tecnológico que permitiera reducir el consumo energético. En este contexto la implantación de tecnologías blandas a mayor escala sería fundamental.

Hay que adaptar la tecnología a la eliminación de contaminantes de degradación difícil, como los disruptores endocrinos, restos de medicamentos, etc. Las tecnologías de membrana y las de tiempo de residencia hidráulico elevado pueden tener un papel importante en este sentido.

La reutilización de aguas residuales puede experimentar un crecimiento importante en España en el próximo decenio.



Bibliografía

- Alther, G. (2001). "Stormwater management". *Wat. Env. & Technol.* 13 (10): 31-34.
- Angelakis, A.N.; Spyridakis, S. (1995). "The status of water resources in Minoan times: a preliminary study". Angelakis, A.N. e Issar, A. (eds.), *Diachronic climatic impacts on the water resources with emphasis on the the Mediterranean Region*. Springer Verlag, Heidelberg, Germany.
- Anónimo (2008). *Emerging organic contaminants. What are they?* Opflow, enero 2008, 16-17.
- Asano, T. (2005). "Urban water recycling". *Wat. Sci. Tech.* 51: 83-89.
- Balaguer, M.D.; Puig, M.A.; Salgot, M.; Sánchez-Marré, M.; Turón, C. (2008). *Gestió i tractament d'aigües residuals*. Libro electrónico. Universitat de Girona.
- Brouzes, P. (1973). *Précis d'épuration biologique par boues activées. Technique et documentation*, Paris.
- Cabrera, E. (2001). "La politización del PHN". *El País*, 19 de abril de 2001.
- Carbonell, J.; Malgrat, P.; García, J.; Gullón, M. (2006). "La planificación y la gestión adelantada de sistemas de drenaje urbano. Aplicación en Barcelona y a su área metropolitana". Rayón, F.; Dolz, J. (eds.), *El agua en Catalunya. Una perspectiva para los ciudadanos*, pp. 172-180.
- Cazurra, T. (2006). *El proyecto de reutilización de las aguas residuales depuradas de DEPURBAIX*. Comunicación al Seminario AQUAREC, Barcelona 2006.
- Cirelli, G.; Consoli, S.; Di Grande, V. (2008). "Long-term storage of reclaimed water: the case studies in Sicily (Italy)". *Desalination*, 218: 62-73.
- Griffin, P. (2003). "Ten years experience of treating all flows from combined sewerage systems using package plant and constructed wetland combinations". *Wat. Sci. Tech.* 48 (11-12): 93-99.
- Hospido, A.; Novo, E.; Moreira, M.T.; Feijoo, G. (2001). "Análisis del ciclo de vida como herramienta de evaluación de nuevos sistemas de depuración de aguas residuales. Caso práctico: efluentes de la industria textil". *Tecnología del Agua*, XXI (219): 22-26.
- Isaac, A.R. (1996). "Disinfection dialog". *Wat. Env. & Technol.* 8 (5): 67-72.
- Jiménez-Cisneros, B.; Maya, C.; Salgado, G. (2001). "The elimination of helminth ova, faecal coliforms, Salmonella and protozoan cysts by various physico-chemical processes in wastewater and sludge". *Wat. Sci. Tech.* 43 (12): 179-192.
- Kibi, N.; Sasseville, J.L.; Martel, J.M.; Blais, J.F. (2000). "Choix multicritère de procédés d'épuration des eaux usées municipales". *Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science*, 13 (1): 21-38.
- Lens, P.; Zeeman, G.; Lettinga, G. (eds.) (2001). *Decentralised sanitation and reuse: concepts, systems and implementation*. IWA Publishing, London.
- Llagostera, R.; Salgot, M. (2005). "Gestión integrada de lodos (fangos) de depuradora". Moeller, G.; Ramírez, A.; Garrido, S.E.; Díaz, C. (eds.), *Tratamiento, disposición y aprovechamiento de lodos residuales*. IMTA, CIRA; Jiutepec, Morelos, México.
- López de Alda, M.; Hernando, M.D.; Petrovic, M. (2006). "Qualitat química de l'aigua: els contaminants emergents a Catalunya". Barceló, D.; Ros, J. (eds.). *L'aigua, un recurs fonamental*. IEC, Barcelona.
- Metcalf y Eddy (2003). *Wastewater Engineering. Treatment and Reuse*, 4 ed. McGraw-Hill, New York.
- Ministerio de Medio Ambiente (2007). *Perfil ambiental de España 2006*, informe basado en indicadores. MMA, Madrid.
- Oliveira, S.C.; Von Sperling, M. (2008). "Reliability analysis of wastewater treatment plants". *Water Research*, 42 (4/5): 1182-1194.
- OMS (2006). "Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater". Vol. 3: *Wastewater and excreta use in aquaculture*. WHO, Ginebra.
- Oppenheimer, J.; Stephenson, R. (2006). "Time out". *Wat. Env. Tech.* 18 (12): 77-82.
- Petrovic, M.; Hernando, M.D.; López de Alda, M.; Barceló, D. (2004). *Eliminación de contaminantes emergentes de las aguas residuales*. SAM-Apoyo a la Gestión Ambiental de Actividades en el Municipio, 11: 114-119.

- Puig, M.A. (1999). *Els macroinvertebrats dels rius catalans: guia il·lustrada*. Generalitat de Catalunya, Dept. de Medi Ambient, Barcelona.
- Salgot, M.; Folch, M. (2001). “La discusión actual sobre los recursos hídricos en España: el Plan Hidrológico Nacional” (2000). A. Fernández-Cirelli, *El agua en Iberoamérica. Funciones de los humedales. Calidad de vida y agua segura*. CYTED, Buenos Aires.
- Salgot, M. (2002). “El risc relacionat amb la reutilització d'aigües residuals”. Discurso de ingreso como académico numerario en la Real Academia de Farmacia de Cataluña, Barcelona.
- Salgot, M.; Folch, M.; Huertas, E.; Tapias, J.C.; Avellaneda, D.; Girós, G.; Brissaud, F.; Vergés, C.; Molina, J.; Pigem, J (2002). “Comparison of different advanced disinfection systems for wastewater reclamation”. *Wat. Sci. Tech.: Water Suppl*, 2(3): 213-218.
- Salgot, M.; Folch, M.; Huertas, E.; Torrens, A.; Alcalde, L. (2003). “Fitotecnologías en la depuración de aguas residuales”. Fernández-Cirelli, A.; Salgot, M. (eds.). *El agua en Iberoamérica. Tópicos básicos y estudios de caso*. CYTED, Buenos Aires.
- Salgot, M.; Folch, M.; Huertas, E.; Torrens, A. (2005). “Conceptos básicos del tratamiento de aguas residuales”. Moeller, G.; Ramírez, A.; Garrido, S.E.; Díaz, C. (eds.), *Tratamiento, disposición y aprovechamiento de lodos residuales*. IMTA, CIRA; Jiutepec, Morelos, México.
- Salgot, M.; Huertas, E.; Weber, S.; Dott, W.; Hollender, J. (2006). “Wastewater reuse and risk: definition of key objectives”. *Desalination*, 187: 29-40.
- Sibony, J. (1997). *Traiter et valoriser les boues*. OTV, Saint Maurice, France.
- Snyder, E.M.; Pleus, R.C.; Snyder, S.A. (2005). “Pharmaceuticals and EDCS in the US water industry - an update”. *Journal AWWA*, 97 (11): 32-36.
- Spinosa, L. (2007). “Sludge minimisation: a fundamental part of wastewater management”. *Water21*. December 2007: 27.
- Vergés, C.; Salgot, M. (2002). *El riesgo asociado al ciclo del agua. Observatorio del Riesgo, informe 2002*. Mir, N.; Solà, C. (eds.). Instituto de Estudios de la Seguridad, Beta Editorial, Barcelona.
- Wilderer, P.A. (2004). “Some thoughts about future perspectives of water and wastewater management”. *Wat. Sci. Tech.* 49 (5-6): 35-37.

9 Reutilización de aguas residuales

*Miquel Salgot
Montserrat Folch*



9.1. El agua residual como recurso

9

En numerosos lugares del planeta y especialmente en los que tienen climas áridos y semiáridos se ha alcanzado o se está alcanzando el límite de disponibilidad de nuevos recursos de agua. En estos casos, el futuro desarrollo económico y el bienestar y salud de la población dependerán de que se pueda gestionar adecuadamente el equilibrio entre demanda y oferta de agua.

La gestión de la oferta se ha basado tradicionalmente en conseguir un aumento de los recursos disponibles capaz de cubrir todas las necesidades actuales y futuras. La gestión de la demanda, por el contrario, se ha reducido casi siempre a acciones puntuales de incremento de precios o de impuestos para los usuarios domésticos o industriales y a campañas de concienciación para los mismos usuarios. Se han iniciado también diversas acciones para optimizar la gestión del agua de riego, pero se basan únicamente en la reducción de volúmenes mediante el empleo de nuevas tecnologías de riego, y no se consideran los peligros para el suelo asociados a la salinidad consecuente al uso de menos agua de riego.

Ha llegado un momento en que la obtención de recursos adicionales se revela imposible, ya sea por que no existen a distancias razonables —o transportables—, porque pertenecen a otros países o simplemente porque no existen. Si gestionando la demanda tampoco se consigue un equilibrio o balance, se debe recurrir a los recursos no convencionales, distintos de los clásicos como el agua superficial o subterránea.

Entre estos recursos no convencionales destacan el agua salobre o salina (especialmente la de mar o la de acuíferos o cursos superficiales de agua con sales en exceso para el consumo) o el agua residual. Esta última se suele encontrar disponible en muchos de los puntos de uso de agua, en cantidades importantes y con una calidad aceptable



y constante si se ha procedido a su depuración.

En efecto, la depuración genera un agua que normalmente cumple la calidad marcada por la legislación correspondiente. Se trata de un recurso que suele tener poca demanda, pero que puede cubrir muchas de las necesidades de la zona siempre que se consiga una calidad final compatible con la necesaria para los usos previstos.

La reutilización tiene como objetivo (Asano et al., 2006) la conservación y aumento de los recursos de agua disponibles mediante:

- El uso de agua regenerada en aquellos usos que no requieran agua de calidad potable, sustituyendo esta última.
- El aumento de los recursos de agua existentes y la aparición de nuevas fuentes de suministro para poder cumplir las demandas actuales y futuras.
- La protección de los ecosistemas acuáticos reduciendo la extracción de agua de ellos así como por la disminución de nutrientes y otros contaminantes tóxicos que podrían entrar en las aguas naturales con los vertidos.
- La reducción de la necesidad y el consiguiente retraso de implantación de estructuras de control.
- La mejora de cumplimiento de las normativas ambientales por la mejora de gestión de los consumos de agua y los vertidos de aguas residuales.

La reutilización propiamente dicha y a la que nos referimos habitualmente es la que se lleva a cabo sin que el agua residual salga de un sistema de conducciones. Esta reutilización es la que se denomina directa o planificada, en contraposición a la reutilización indirecta, en la que hay un paso por el medio ambiente del agua depurada o regenerada.

Las ventajas de la reutilización son claras, tal como las describen Asano et al. (2006):

- Sustitución de caudales y conservación de aguas dulces naturales.
- Gestión de nutrientes que podrían perjudicar las masas de agua naturales.
- Protección de medios acuáticos sensibles (ríos, lagos, acuíferos, mar...) al reducir los vertidos de agua residual.



- Ventajas económicas, al reducirse la necesidad de gestionar nuevas aportaciones de recursos convencionales con sus infraestructuras de captación y transporte a larga distancia necesarias.
- Reducción de uso de fertilizantes en riegos agrícolas.

Los problemas o inconvenientes también son variados (consultar también la tabla 3):

- Reducción de caudales circulantes.
- Incremento de peligros sanitarios si no hay una gestión adecuada.
- Aceptación pública.
- Uso de terrenos para el tratamiento.

9.1.1. El agua regenerada: tecnologías de regeneración

El agua depurada requiere habitualmente un tratamiento adicional para poder ser reutilizada, tratamiento que se denomina regeneración y se obtiene en consecuencia agua regenerada, la que normalmente se reutiliza.

El tratamiento adicional puede ser de diversos tipos, y la decisión de la tecnología a emplear depende de varios condicionantes, como los volúmenes a tratar, la disponibilidad de espacio, la calidad final deseada y la economía del sistema. Existen diversas herramientas para ayudar a la toma de decisiones, como son los SSD (Sistemas de Soporte a la Decisión) que permiten calcular objetivamente cual es la mejor tecnología disponible para un caso determinado, o incluso la elección entre diversa tecnologías adecuadas (Alemany et al., 2005).





Hasta el momento actual se emplean dos tipos de tecnologías, las intensivas y las extensivas (Tablas 9.1.1 y 9.1.2). Las tecnologías intensivas tienen la ventaja de ocupar un espacio reducido en relación con el volumen de agua que tratan, y diversos inconvenientes como el consumo de energía, el impacto visual y una cierta incapacidad de tratar moléculas orgánicas complejas. Los sistemas extensivos ocupan más espacio, aunque su impacto paisajístico es menor y tienen una mayor capacidad de tratar compuestos recalcitrantes.

En general, se trabaja con dos tipos de tratamiento: uno destinado a preparar el agua para la desinfección y el otro de desinfección.

Tabla 9.1.1. Comparación de tecnologías de depuración intensivas y extensivas

Tecnologías intensivas	Tecnologías extensivas
Energía eléctrica para mezcla y aporte de gases /aireación en cantidad importante	Energía natural (solar y ocasionalmente eólica)
Obra civil importante (cemento, sistemas de agitación, digestores...)	Movimiento de tierras e impermeabilización
Superficie comparativamente reducida	Superficie comparativamente grande
Mano de obra muy especializada (electricistas, mecánicos...)	El operario debe conocer los procesos naturales
Se puede influir (modificar) rápidamente en el proceso	Procesos de depuración con mucha inercia
Aspecto muy tecnológico	Integración en el medio natural
Procesos artificializados	Uso de matrices o componentes naturales



Los tratamientos previos suelen estar dedicados a eliminar casi totalmente los sólidos en suspensión, aunque en algunos casos también tratan los nutrientes o posibles tóxicos. Se puede considerar que algunos tratamientos de depuración convencional (lagunajes, zonas húmedas, sistemas de membrana) pueden generar efluentes de calidad suficiente para ser reutilizados en usos determinados.

Los tratamientos de desinfección se centran en eliminar los indicadores de patógenos, aunque lo lógico sería

que tratasen los patógenos. No obstante, como ya se indica, es muy difícil determinar todos los patógenos presentes en el agua residual y se debe recurrir a los organismos indicadores.

Los tratamientos más comunes se indican en la Tabla 9.1.2. Una de las discusiones en el momento de la desinfección se centra en el empleo o no de hipoclorito sódico. En principio no se recomienda debido a su potencial para formar subproductos de desinfección, aunque

Tabla 9.1.2. Tratamientos empleados en regeneración de aguas residuales (algunas tecnologías aparecen en más de una columna debido a que pueden ser utilizadas para fines diversos)

Secundarios	Pretratamiento	Desinfección	Tecnologías de membrana*
Zonas húmedas	Coagulación-floculación	Radiación ultravioleta	Ultrafiltración
Infiltración-percolación	Filtros de anillas	Ósmosis inversa	Ósmosis inversa
Lagunajes (si incluye maduración)	Microfiltración	Dióxido de cloro	Electrodialísis reversible
Tecnologías de membrana (bioreactores de membrana)	Ultrafiltración*	Hipoclorito sódico	
	Filtración en carga	Cloraminas	
	Lagunas de almacenaje	Ácido peracético	
	Lagunas facultativas	Ozono	
	Lagunas de maduración	Infiltración-percolación	
	Infiltración-percolación	Lagunas de maduración	
		Zonas húmedas	

* Algunas de ellas desalinizan al mismo tiempo.

a veces se defiende su uso para mantener en un estado aceptable las redes de distribución y limitar la formación de biopelícula en las tuberías.

Otro de los puntos de discusión sobre la regeneración es la centralización o descentralización del tratamiento avanzado de regeneración. Los sistemas centralizados se destinan a tratar grandes cantidades de agua en una única instalación y generando una única calidad, mientras que los descentralizados tienden a tratar el agua en función del uso final, es decir, con una calidad adaptada al uso a que se destina. En el primer caso se obtienen beneficios de la economía de escala, aunque se trata el agua hasta la calidad más exigente. En el segundo se pierde economía de escala, aunque la calidad se adapte mucho mejor a los casos específicos y el sistema es más flexible.



9.2. Agua segura



La procedencia del agua regenerada crea ciertas suspicacias, y en algunos casos un rechazo frontal si no se dispone de una buena política de comunicación que explique a todos los interesados cuales son en realidad los peligros asociados a la reutilización y los riesgos aceptables.

La seguridad en relación con la reutilización se ha basado tradicionalmente en el uso de estándares de comparación: es decir, en tablas que fijan una calidad teórica del agua con la que se debe comparar el agua que se quiere reutilizar. Este método, que define calidades para los distintos tipos de uso, se comenzó a emplear en la primera mitad del siglo XX, y tenía en cuenta la “peligrosidad” de los distintos usos para fijar calidades del agua regenerada. Obviamente, se daban unas consideraciones adicionales y se fijaban algunos parámetros de comparación. La discusión se ha centrado tradicionalmente en lo estrictos o no estrictos que eran los diversos modelos de estándar. Los propugnados por el estado de California en USA (Title 22, State of California, 1978) se han venido considerando como los más duros por lo que respecta a la calidad, mientras que las recomendaciones de la OMS (1989) han sido criticadas por demasiado laxas. Sin entrar en el fondo de la discusión, sí podemos afirmar que los costes de aplicar los estándares de California son bastante superiores a los resultantes de las recomendaciones de la OMS.



En el año 2005, la OMS propugnó un nuevo tipo de recomendación, teniendo en cuenta los diversos riesgos asociados a la práctica. En este nuevo método (OMS 2005 y 2006) los cálculos se basan en los riesgos asociados a las diferentes calidades, las barreras empleadas y las decisiones de cada país sobre lo que es un riesgo aceptable por parte de la administración y los interesados. Es evidente que determinados usos, por ejemplo el riego de

verduras de consumo en crudo, presentan riesgos mayores que otros (por ejemplo, el riego de bosques). Los cálculos permiten determinar el grado de riesgo, pero también las prioridades de inversión y el grado de reducción de este riesgo que se puede conseguir en cada caso.

En resumen, la base de la nueva aproximación de la OMS es la idea de garantizar preventivamente la seguridad del agua a reutilizar (a veces denominada agua reciclada).



9.2.1 Calidad del agua regenerada

Los sistemas clásicos de análisis generan datos históricos —es decir, los resultados son del agua que pasó por un sistema varios días o semanas antes— ya que aún no se ha conseguido tener datos a tiempo real. Se han detectado avances en este sentido en microbiología (Jofre y Lucena, 2006) y en química, en este último caso, empleando sistemas de medida en continuo.

De todas formas, los estándares empleados hasta la actualidad para definir la calidad del agua regenerada y permitir su uso legal se han basado en muy pocos parámetros biológicos y químicos.

Los parámetros biológicos han sido los coliformes (totales, fecales y finalmente *Escherichia coli*) como indicadores y los huevos de nematodo (*Ascaris*, *Trichuris* y *Ancylostoma*) como organismos índice; y ocasionalmente se ha recurrido a otras bacterias, virus incluyendo bacteriófagos, huevos de *Taenia* y quistes y ooquistes de *Giardia* y *Cryptosporidium*. En la última década, y coincidiendo con la reutilización para refrigeración industrial se ha comenzado a exigir el análisis de legionela.

En cuanto a los parámetros químicos se han encontrado usualmente en los estándares las medidas de turbidez, pH, sólidos en suspensión, DBO₅ y DQO, y ocasionalmente nutrientes.

Puesto que los estándares se han definido siempre en función de unos





critérios sanitarios, no suelen encontrarse parámetros agronómicos, aunque el uso mayoritario del agua residual sea el agrícola.

Se pueden considerar diversos puntos débiles en los esquemas o sistemas de reutilización. Entre ellos debemos mencionar la fiabilidad de los procesos de regeneración y la representatividad de las muestras de agua regenerada a analizar.

La mayor parte de las tecnologías de depuración y regeneración son muy fiables y consiguen mantener la calidad del agua tratada dentro de los límites de diseño. No obstante, las instalaciones (especialmente las de tecnologías duras) requieren un mantenimiento y algunos días al año no generan efluentes de calidad aceptable. Deben establecerse mecanismos para que las aguas que no cumplen los estándares de calidad deseada no se reutilicen.

El tema del muestreo es recurrente en cualquier sistema de control de calidad de las aguas. No se puede garantizar que los programas de muestreo sean capaces de detectar las anomalías de calidad que pueden ser momentáneas o no coincidir con el momento de la toma de muestras. Aunque se trata de un tema no resuelto completamente, una de las soluciones que se apuntan es el seguimiento en continuo de determinados parámetros, como el pH o la conductividad.

Usos del agua regenerada

El agua regenerada puede emplearse para prácticamente todos los usos del agua de origen convencional. La única excepción legal la constituye en algunos países el uso para agua potable.

De todas formas, la reutilización suele ser para riego agrícola, aunque



van cobrando importancia otros usos como el riego de parques, jardines y campos de golf o determinados usos industriales, como la refrigeración. En la Tabla 9.2.1 se especifican muchos de los usos posibles del agua regenerada con los posibles problemas derivados de su uso.



Tabla 9.2.1. Usos del agua regenerada (modificado de Salgot y Angelakis, 2001)

Usos posibles del agua regenerada	Problemas/Limitaciones
Riego de agricultura y paisaje <ul style="list-style-type: none"> • Cultivos • Viveros comerciales • Parques • Patios de escuela • Medianas de autopista • Campos de golf • Cementerios • Zonas verdes • Zonas residenciales • Cortavientos • Cinturones verdes 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Contaminación de aguas superficiales y subterráneas si no hay una buena gestión 2. Aceptación pública y venta de cultivos 3. Efectos de la calidad del agua, en especial de las sales, en suelos y cultivos 4. Problemas de salud pública relacionados con los patógenos (bacterias, virus y parásitos) 5. Uso para control de la zona de reutilización, incluyendo un área tampón 6. Puede haber costes muy altos
Reciclado y reutilización industrial <ul style="list-style-type: none"> • Agua de refrigeración • Alimentación de calderas • Agua de procesos • Construcción pesada • Transporte de materiales 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Constituyentes del agua regenerada que pueden causar incrustación, corrosión, crecimiento biológico, y “fouling” 2. Problemas de salud pública, especialmente transmisión de aerosoles mediante el agua de refrigeración
Recarga de aguas subterráneas <ul style="list-style-type: none"> • Llenado de acuíferos • Control de intrusión de agua salina • Control de subsidencia • Almacenaje de recursos • Transporte del agua 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Compuestos químicos en el agua regenerada y sus efectos tóxicos 2. Sólidos totales disueltos, nitratos, además de patógenos en el agua regenerada

Usos posibles del agua regenerada	Problemas/Limitaciones
Usos de recreo/ambientales <ul style="list-style-type: none"> • Lagos y estanques • Agua para marismas y zonas húmedas • Aumento de caudales de corrientes y otras masas de agua • “Fabricación” de nieve • Balsas de reserva de agua (incendios forestales) • Recuperación de sistemas naturales 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Problemas sanitarios derivados de bacterias y virus 2. Eutrofización debida al nitrógeno (N) y fósforo (P) en el agua receptora 3. Problemas para fauna y flora salvajes 4. Relación con los acuíferos
Generación de organismos vivos y biomasa <ul style="list-style-type: none"> • Acuicultura (peces) • Ganadería convencional • Biomasa/madera/forraje • Material de soporte para compostaje • Cultivos de algas • Producción de biofuel 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Toxicidad para la vida acuática, animales o vegetales cultivados 2. Toxicidades en organismos consumidores 3. Límites de espacio 4. Concentración de organismos
Usos urbanos <ul style="list-style-type: none"> • Lucha contra incendios • Aire acondicionado • Limpieza de inodoros • Limpieza de vehículos • Limpieza de embarcaciones • Baldeo de calles • Gestión de alcantarillado 	Problemas diversos: <ol style="list-style-type: none"> 1. <i>Legionella</i> en aparatos de aire acondicionado (con agua) 2. Aerosoles 3. Toxicidad y problemas sanitarios en peces
Reutilización potable <ul style="list-style-type: none"> • Mezcla con el agua convencional • Suministro tubería a tubería 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Componentes del agua regenerada, especialmente compuestos orgánicos traza y sus efectos tóxicos 2. Estética y aceptación pública 3. Problemas sanitarios de transmisión de patógenos, especialmente virus
Usos varios <ul style="list-style-type: none"> • Control de polvo en obras • Control de polvo en caminos • Construcción 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Aerosolización 2. Olores

9.3. La economía de la reutilización

9

La economía juega un papel importante en la regeneración y reutilización, tal como sucede en la mayor parte de las actuaciones ambientales. No hay que considerar únicamente los gastos derivados del tratamiento del agua residual, su transporte y aplicación final, sino que hay una serie de beneficios e impactos negativos que deben considerarse y que son difícilmente cuantificables desde el punto de vista económico.

Al considerar la economía hay que tener en cuenta la política de la UE que indica que todos los costes deben repercutirse en el usuario del agua. Si se intenta aplicar esta política a la reutilización, deberían incluirse en el precio del agua regenerada todos los costes del tratamiento de regeneración, incluidos los controles, y los asociados al transporte y distribución hasta el usuario final. En países como España en los que la mayor parte de



los agricultores no pagan por el agua de riego o pagan un precio simbólico, los intentos de sustituir agua de teórica buena calidad, poco controlada en cuanto a cantidad, por un agua de procedencia incierta, gravada con una serie de compromisos y a un precio superior al anterior, tienen pocas perspectivas favorables. Es decir, hay problemas de aceptación por parte de los usuarios finales en agricultura.

En sectores de uso en los que los controles de cantidad y calidad, y los precios son mayores, es relativamente más fácil implantar la reutilización mediante incentivos diversos entre los que pueden incluirse subvenciones y apoyo técnico.



9.4. Tendencias en reutilización

9

Dadas las dificultades para fijar la calidad y puesto que la comparación con los estándares es una medida a “agua pasada”, se están implantando nuevas herramientas, de tipo preventivo, como son las Buenas Prácticas de Reutilización o el empleo de sistemas APPCC (Análisis de Peligros y Puntos Críticos de Control).

El uso de tecnologías de membrana puede representar un punto de inflexión en lo que respecta al tratamiento y a la garantía de calidad (seguridad) del agua regenerada.

El uso más descrito en reutilización es el de riego, pero se están implantando otras demandas, muy especialmente en el uso para ocio (campos de golf especialmente) debido a legislaciones cada vez más restrictivas respecto a los usos autorizados del agua de abastecimiento procedente de recursos convencionales.

La recarga de acuíferos se está contemplando como una de las mayores posibilidades en reutilización, debido a las ventajas inherentes al uso de los acuíferos como sistema de almacenaje y tratamiento y también porque la reutilización pasa de ser directa a indirecta ya que hay un paso por el medio ambiente.



Debido a las políticas de comunicación de la UE, están cobrando cada vez más importancia los aspectos sociales de la reutilización; en especial los referidos a la comunicación y a la aceptación pública de la práctica. Para ello se están emprendiendo investigaciones específicas que incluyen métodos de comunicación, encuestas, creación de grupos de seguimiento, etc.

Siguiendo las tendencias en muchos campos ambientales e industriales, parece que debe implantarse una política de autocontrol de las instalaciones, con la supervisión pertinente de las autoridades sanitarias, industriales y ambientales. En este sentido, la implantación de los sistemas APPCC puede ser una herramienta importante.



9.4.1 La reutilización en España

España es quizá el país del sur de Europa más prometedor en cuanto a las posibilidades de reutilización de aguas residuales. Esto es así por varios motivos, entre los que podríamos destacar:

- La presencia de una agricultura todavía importante en muchas zonas del país y que requiere volúmenes importantes de agua.
- Una escasez temporal y estructural de agua, con sequías recurrentes.
- Un clima árido y semiárido en las zonas con mayor producción agrícola.
- La existencia de grandes productores de agua residual (ciudades) relativamente cerca de las grandes zonas agrícolas.
- Zonas industriales con necesidades importantes de agua también cerca de núcleos de población (e.g. petroquímicas).



Catalinas y Ortega (2004) cifraron en 216 hm³ el volumen de agua residual reutilizado en España en el año 2001, estimando en aquel momento que el año 2006 se reutilizarían 350 hm³ y alrededor de 660 en el año 2008.



En la actualidad, la mayor parte de las depuradoras de las ciudades españolas ya está construida, con lo que el suministro de materia prima para la reutilización parece garantizado. Por tanto, la reutilización debería poder potenciarse siempre que se consiga una mentalización adecuada de las diferentes administraciones con competencias en la materia. En cierto modo, la descentralización de la gestión del agua que existe en España puede no favorecer la expansión de la reutilización.

En cuanto a los grandes proyectos existentes o previstos, podemos mencionar:

- La reutilización agrícola en Vitoria, activa desde hace más de diez años.
- La reutilización agrícola y de recuperación de la Albufera en Valencia, en fase de implementación.
- El gran sistema de regeneración y reutilización de la depuradora sur de Barcelona (Depurbaix), que prevé reutilización en riego agrícola y de zonas verdes, aumento de caudales ecológicos del río Llobregat, recuperación y conservación de zonas húmedas en el delta del mismo río, y recarga de acuífero contra la intrusión salina. El sistema se encuentra en plena construcción en junio de 2007.
- La reutilización en el llano de Palma, que incluye riego de jardines urbanos y campos de golf, riego agrícola y recarga de acuíferos.
- La Costa del Sol, con numerosas realizaciones para riego de campos de golf y zonas verdes.
- El proyecto de reutilización en Madrid, parcialmente establecido, para riego de parques y jardines, campos de golf y otros usos.
- Los grandes proyectos de las islas Canarias, para riego agrícola y de campos de golf.



Hay otros proyectos de menor tamaño pero igualmente importantes, entre los que se pueden citar los de Consorcio de la Costa Brava, pionero en numerosos aspectos de la reutilización (riego de campos de golf, agricultura, usos urbanos, etc.), la recarga de acuífero para posterior recuperación y riego de zonas verdes en Sabadell (Barcelona), el riego de parques urbanos en Puertollano (Ciudad Real), los riegos urbanos de Torrevieja (Alicante), la reutilización agrícola en Santa Eulalia (Ibiza), etc.

9.5. Conclusiones y recomendaciones

9

El agua regenerada es un recurso próximo, fiable, versátil, seguro y competitivo frente a otras fuentes (Asano et al., 2006).

Se considera absolutamente necesario optimizar la gestión de todos los recursos actuales de agua, tanto los convencionales como los no convencionales. En este sentido, las aguas regeneradas deberían jugar un papel mucho más importante, aunque no sean la panacea que permitiría resolver todos los déficits de agua del país.

Dentro de esta gestión no deben descartarse a priori los transportes a gran distancia, mediante infraestructuras adecuadas, de aguas regeneradas.

Es difícilmente comprensible porqué no se ha implantado todavía la reutilización de agua residual en España a escala mucho mayor. Llama la atención el hecho de que en 2007 todavía no exista la normativa básica que regule la reutilización, cuando se trata de un mandato legal de la Ley de Aguas de 1985.

Deben implantarse en el campo de la reutilización las políticas europeas: principio de precaución, política de comunicación y política de precios.

Sería bastante importante para el éxito de la reutilización la simplificación de la burocracia asociada a la práctica.



Bibliografía

- Alemaný, J.; Comas, J.; Turon, C.; Balaguer, M.D.; Poch, M.; Puig, M.A.; Bou, J. (2005). "Evaluating the application of a decision support system in identifying adequate wastewater treatment for small communities. A case study: the Fluvià river basin". *Water Science & Technology* 51 (10): 179-186.
- Asano, T.; Burton, F.L.; Leverenz, H.L.; Tsuchihashi, R.; Tchobanoglous, G. *Water reuse: Issues, Technologies, and Applications*. McGraw-Hill 2006.
- Catalinas, P.; Ortega, E. (2004). *Comunicación personal*.
- Jofre, J.; Lucena, F. (2006). "Qualitat microbiològica de l'aigua". En *L'aigua. Un recurs fonamental*. Barceló, D.; Ros, J. (eds.). Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- OMS (1989). "Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Report of a WHO scientific group". *Technical report series 778*, WHO, Ginebra.
- OMS (2005). *Water Safety Plans. Managing drinking water quality from catchment to consumer*. OMS, Ginebra.
- OMS (2006). *WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volúmenes 1 a 4*. OMS, Ginebra.
- Salgot, M., Angelakis, A.N. (2001). *Libre verd*.
- Salgot, M.; Folch, M. (2007). *La reutilización del agua residual en España: deseo insatisfecho, voluntad o realidad*. Tecnología del Agua, en prensa, 2007.
- State of California (1978). "Wastewater Reclamation Criteria, California Code of Regulations, Title 22, Division 4, Environmental Health". Dept. of Health Services. Sacramento, California.

10

Tecnologías extensivas para la regeneración de aguas residuales

*Miquel Salgot
Antonina Torrens*



10.1. Introducción a las tecnologías naturales o extensivas

10

La Directiva 91/271/CEE de la Unión Europea establece que el agua residual de todas las agrupaciones urbanas de más de 2.000 habitantes equivalentes (h.eq.) debe ser tratada hasta unos límites definidos de calidad antes del año 2005. Para las poblaciones de menos de 2000 h.eq. esta directiva especificaba que estas aglomeraciones sometiesen sus aguas residuales a un “tratamiento adecuado” antes del 31 de diciembre de 2005. En muchos países esto se ha trasladado al ordenamiento jurídico mediante los denominados Planes de Saneamiento.

Después de haberse comenzado o completado estos planes se han podido detectar, en especial en las zonas rurales, varios problemas; entre ellos los asociados al consumo elevado de energía o la falta de recursos técnicos. Debemos considerar inicialmente que en la mayor parte de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales se emplean las tecnologías derivadas de los fangos activos. Aunque este sistema es efectivo y muy bien conocido técnicamente, hubiera sido aconsejable una mayor diversificación de tecnologías, mejor adaptadas a casos concretos. En las zonas rurales, estos sistemas convencionales de tratamiento (fangos activos) tienen costes de inversión y de operación y mantenimiento elevados, lo que supone un problema para estas comunidades donde existen a menudo limitaciones financieras y de gestión. Por otra parte, la actual política comunitaria de aguas promueve la implantación de sistemas de gestión integrada de los recursos hídricos, y por tanto de tratamiento de aguas residuales bien integrados en el medio ambiente, que ayuden a proteger el medio y las masas de agua, optimizando al mismo tiempo los recursos financieros y de explotación. En este sentido, parece lógico desarrollar e implantar nuevas tecnologías adaptadas a los pequeños núcleos de población, técnicas que compatibilicen las condiciones exigidas a los efluentes depurados con un funcionamiento simple y con costes de explotación y mantenimiento realmente asumibles. Es decir, tecnologías más sustentables como son las tecnologías naturales.

Una técnica natural de depuración que no presente “ruidos” ambientales y ofrezca integración en el paisaje, será probablemente percibida de una manera más positiva que si se trata de una estación compacta clásica con mucho cemento. Adicionalmente, la implantación de alguna de estas tecnologías no sólo servirá para solucionar el problema

del tratamiento de las aguas residuales sino que también podrá fomentar la biodiversidad propia de los ecosistemas húmedos y la reutilización de aguas residuales.

Las tecnologías naturales (también conocidas como extensivas, blandas, de bajo coste energético, no convencionales o sostenibles) se definen en función de la presencia de componentes naturales o sistemas completos (ecosistemas) en el tratamiento de aguas residuales. Todos estos sistemas se construyen ex profeso para la depuración, ya que para estas actividades el uso de sistemas naturales suele estar prohibido. Existe la posibilidad de emplear sólo un componente natural (o principalmente un componente, por ejemplo suelo), sistemas más complejos con varios componentes o ecosistemas completos.

Los procesos que intervienen en estas tecnologías para eliminar los contaminantes del agua residual son en general similares a los que se desarrollan en los sistemas convencionales (degradación biológica aerobia o anaeróbica, reacciones de oxidación y reducción, sedimentación, filtración...) a los que se unen otros procesos que se dan naturalmente en los ecosistemas (fotosíntesis, asimilación por microorganismos o plantas...) (Vera et al., 2006). La diferencia fundamental entre las tecnologías convencionales y las no convencionales recae en que en las primeras los fenómenos transcurren en reactores a velocidades aceleradas por el aporte de energía, mientras que en los sistemas extensivos, los procesos se

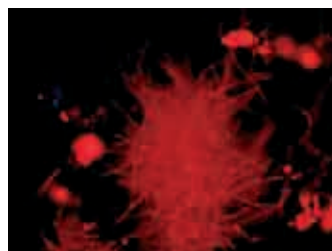
La biomasa en los sistemas de tratamiento de aguas residuales

La biomasa es el ecosistema responsable de los procesos de depuración.

Estos ecosistemas están formados por bacterias, protozoos, hongos, algas...

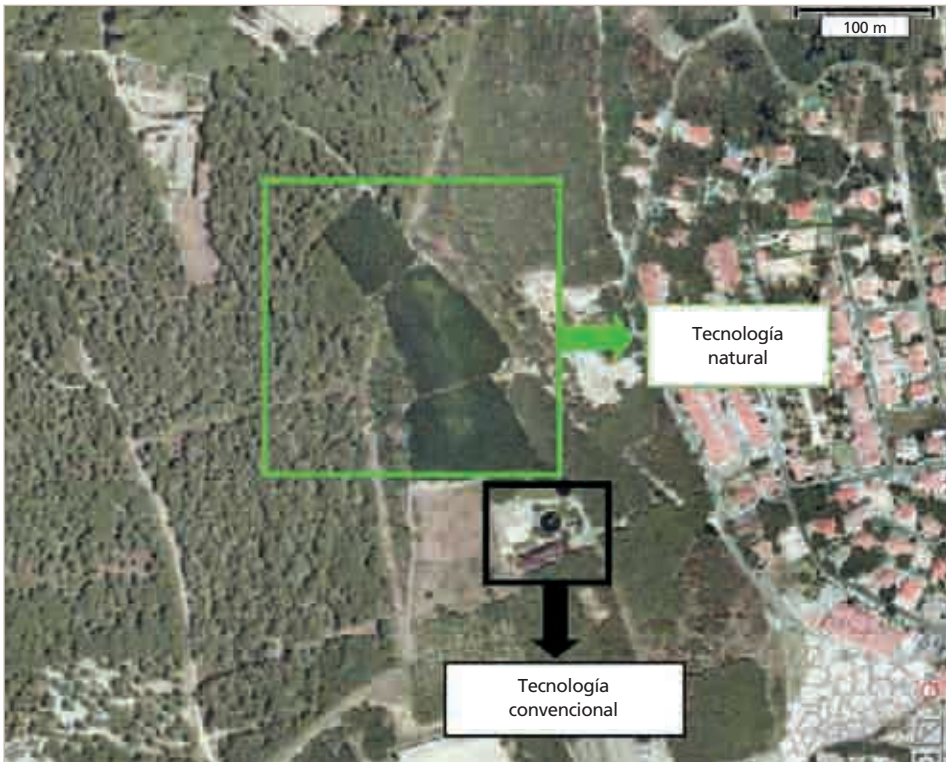
Estos microorganismos (principalmente las bacterias) serán los mayores responsables de los procesos de depuración de las aguas residuales en los sistemas de tratamiento. Los sistemas naturales, así como los convencionales, se pueden clasificar en función de donde se desarrolle su biomasa depuradora.

Podemos hablar de tratamientos de biomasa suspendida y tratamientos de biomasa fija. En los primeros la biomasa está suspendida en el medio acuático, mientras que en los segundos la biomasa (también llamada en este caso biopelícula o biofilm) se fija sobre un material de soporte (grava, arena, suelo natural, raíces) que se pone en contacto con el agua residual y sus contaminantes.



desarrollan a velocidad “natural” (sin aporte de energía artificial). Este ahorro energético se compensa con una mayor necesidad de superficie (de ahí su denominación de extensivos). Es decir, para tratar una misma carga contaminante los sistemas naturales requerirán bastante más superficie (Figura 10.1.1).

Figura 10.1.1. Vista aérea de un sistema de depuración formado por un sistema convencional (fangos activos) y un sistema natural (filtro verde) en la localidad de Begur, Girona. En la fotografía se pueden observar las diferencias de requerimiento de espacio e integración paisajística entre ambos tipos de tecnología



Fuente: Institut Cartogràfic de Catalunya.

Tabla 10.1.1. Comparación de tecnologías intensivas y extensivas

Duras/Intensivas/Convencionales	Blandas/Extensivas/Naturales
Gasto energético elevado: energía eléctrica para la oxigenación y mezcla en reactores (costes elevados)	Mínimo o nulo gasto energético: energía natural (sol y ocasionalmente viento)
Cemento, equipos de tecnología dura y avanzada	Poco cemento y pocos o ningún equipo de tecnología avanzada. Los movimientos de tierras en la construcción son importantes
Proporcionalmente poca superficie	Requieren mucha superficie
Mantenimiento y explotación complicado Mano de obra muy especializada	Mantenimiento y explotación simple. El gestor debe conocer los procesos y ser capaz de prevenir problemas
Se puede influir rápidamente en los procesos	Los mecanismos de tratamiento tienen mucha inercia
Tiempo de residencia hidráulico corto	Tiempo de residencia hidráulico largo
Aspecto tecnológico y artificial	Buena integración en el paisaje
Procesos artificializados (sistemas muy acelerados)	Procesos naturales a velocidad "natural"
Poca adaptabilidad a cambios de caudal o carga	Gran adaptabilidad a cambios de caudal y/o carga
Generación de lodos elevada	Generación de lodos reducida o nula

10.2. Tipos de tecnologías

10

Existen numerosos tipos de tecnologías naturales y varias formas de clasificar dichas tecnologías según la matriz ambiental predominante en el sistema (Salgot et al., 2003) (Figura 10.2.1) o según el tipo de biomasa del sistema (Alexandre et al., 1998) (Figura 10.2.2).

Figura 10.2.1. Clasificación de los sistemas naturales para el tratamiento del agua residual considerando el número de matrices ambientales empleado

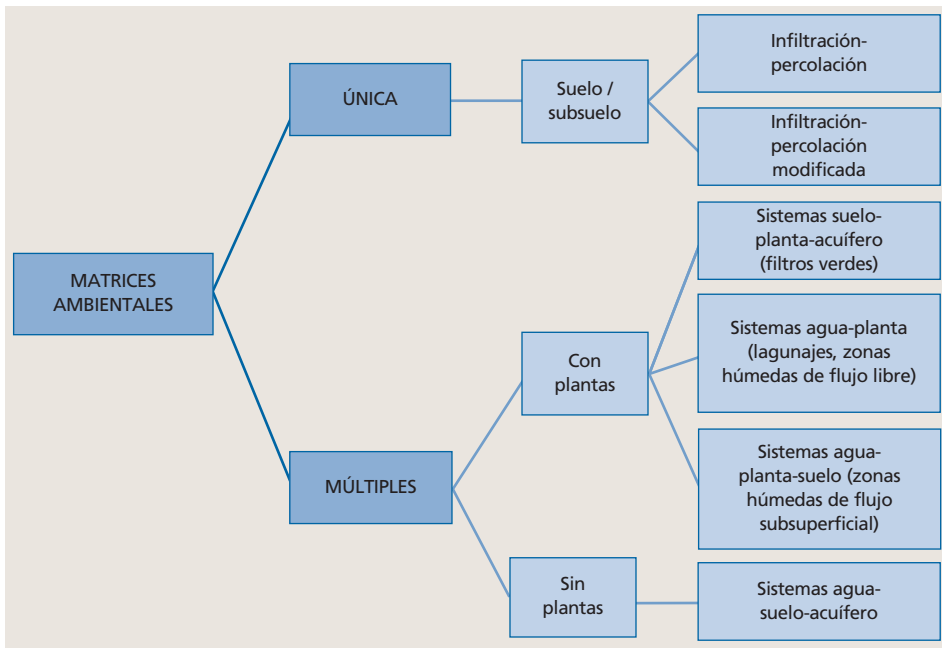
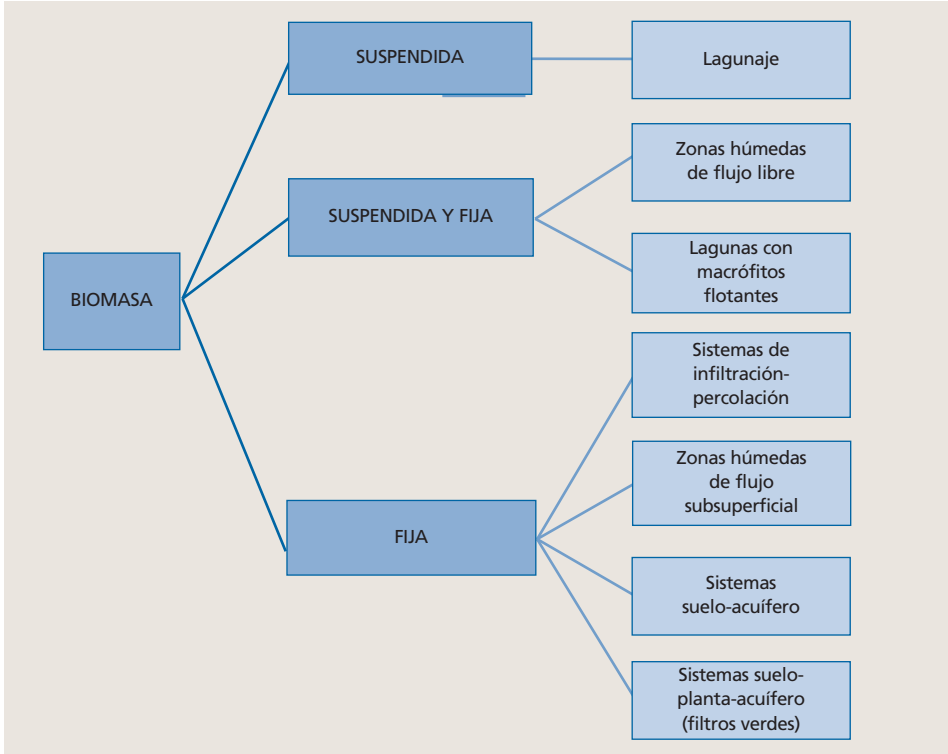


Figura 10.2.2. Clasificación de los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales considerando el tipo de biomasa en el sistema



En los siguientes apartados se detallarán las tecnologías naturales utilizadas más comúnmente:

- Lagunaje clásico (natural)
 - Lagunas anaerobias
 - Lagunas facultativas
 - Lagunas de maduración
- Lagunas con macrófitos flotantes
- Zonas húmedas construidas (humedales)
 - De flujo libre
 - De flujo subsuperficial
 - Vertical
 - Horizontal
- Infiltración-percolación
- Sistemas suelo-planta-acuífero (filtro verde)

10.3. Lagunaje “clásico” natural

10

El lagunaje (en inglés *pond systems*) es un método extensivo de depuración de aguas residuales fundamentado en las interacciones complejas que se desarrollan en los ecosistemas acuáticos. Los mecanismos naturales que actúan son de tipo físico, químico y biológico y permiten la eliminación o transformación de microorganismos patógenos, materia orgánica, sólidos en suspensión y nutrientes, entre otros. Su actividad más importante se lleva a cabo mediante la actividad metabólica de bacterias y algas, con una velocidad limitada por las condiciones ambientales. Se trata del sistema de tratamiento natural de aguas residuales más antiguo y conocido (Mara & Pearson, 1998).

Físicamente, las lagunas son balsas en las que se retiene el agua a tratar durante periodos de tiempo comparativamente largos (varios días o semanas) y en los que normalmente se produce una sustitución de la materia orgánica de origen fecal por nueva materia orgánica, básicamente de origen vegetal, en forma de algas.

Las lagunas se construyen en función del número de habitantes, de la materia orgánica a tratar o de la desinfección que se pretenda conseguir. En situaciones con pocos habitantes equivalentes, se construye una sola laguna; mientras que en instalaciones mayores se trabaja con lagunas en serie; finalmente se trabaja, si es posible con varias líneas paralelas. El factor clave para la eficiencia de los lagunajes es el tiempo de residencia hidráulico.

Los sistemas de lagunaje natural están constituidos normalmente por diversos tipos de lagunas, las cuales se clasifican según la distribución del oxígeno disuelto en la masa de agua:

1. Anaerobias
2. Facultativas
3. Maduración (Aerobias)

Se encuentran diferentes configuraciones de manera que la distribución y secuenciación de las lagunas es diversa, según la calidad final del efluente que se quiere conseguir y el espacio que ocupan. A esta clasificación se puede añadir otro tipo de laguna, denominada de almacenaje, que tiene unas dimensiones mayores que el resto de tipos de laguna y tiene como función el almacenaje del efluente tratado para ser utilizado durante el periodo de riego en agricultura si hay reutilización.

En el diseño de cualquier tipo de laguna hay que tener en cuenta la geometría y la disposición y número de entradas y salidas de agua. La forma más común es la rectangular, con variaciones en la relación longitud-anchura. Una geometría óptima y una correcta disposición de las entradas y salidas, así como la disposición respecto a los vientos dominantes permiten minimizar la existencia de cortocircuitos y zonas muertas, y al mismo tiempo aumentar la eficiencia de tratamiento de las lagunas.

Lagunas anaerobias. Las lagunas anaerobias se utilizan para el tratamiento inicial de las aguas residuales y por tanto, están diseñadas para recibir una carga orgánica muy elevada, lo que hace que prácticamente no contengan oxígeno disuelto ni algas. Su función principal es la eliminación de materia orgánica y sólidos en suspensión mediante la sedimentación y posterior digestión anaerobia.

Las lagunas anaerobias tienen poca superficie y una profundidad entre 2 y 5 m, con un tiempo de residencia hidráulico corto, entre 1 y 6 días.

Lagunas facultativas. Las lagunas facultativas se caracterizan por la presencia de condiciones aerobias en la capa superficial, y anaerobias en el fondo de la misma laguna. Se distinguen así dos zonas: la superficial, donde se produce la estabilización de la materia orgánica por oxidación con oxígeno disuelto, y la profunda, donde predominan las reacciones de degradación anaerobia (Figura 10.3.1). Este tipo de laguna se emplea para tratar directamente aguas residuales urbanas o pueden recibir el efluente tratado por las lagunas anaerobias.

Aunque parte del oxígeno es aportado por la atmósfera, la mayor parte proviene de la actividad fotosintética de las numerosas algas presentes en la laguna, gracias a su elevada concentración y a la luz solar. Su función principal es la eliminación de la materia orgánica no sedimentable, aunque también se eliminan microorganismos patógenos y nutrientes. Las lagunas facultativas tienen una profundidad entre 1,5 y 2 m. Si la laguna funciona correctamente tendrá un color verde brillante a causa de la presencia de algas.

Las lagunas facultativas funcionan mediante una sinergia entre microorganismos —principalmente bacterias— y algas. Las algas consumen nutrientes y producen oxígeno, utilizado por los microorganismos heterótrofos para oxidar la materia orgánica, produciéndose nutrientes que sirven para las algas (Figura 10.3.2).

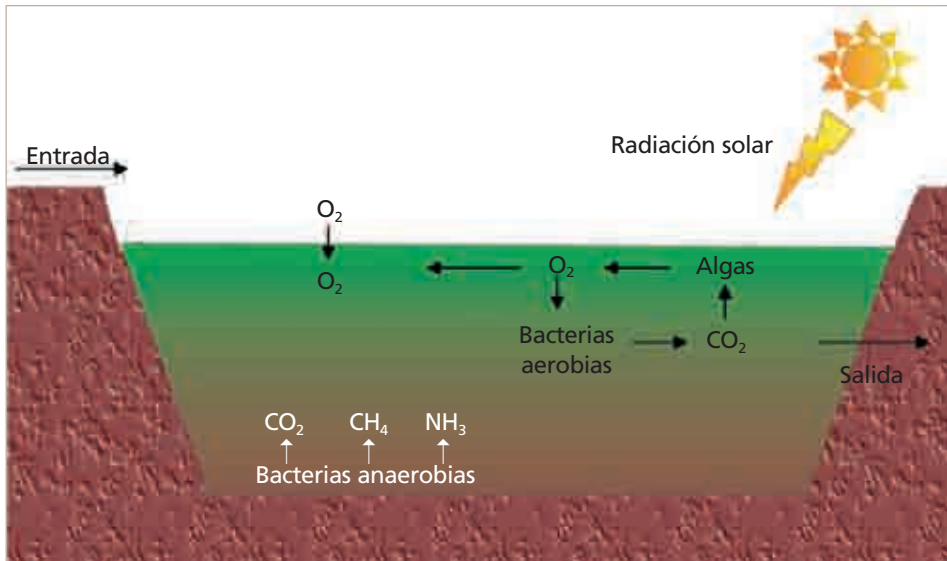


Lagunaje para la reutilización de aguas residuales para agricultura en el desierto del Negev (Israel). Fotografía: Laura Alcalde.



Laguna facultativa en (Aurignac, Francia). Fotografía: Antonina Torrens.

Figura 10.3.1. Procesos que tienen lugar en una laguna facultativa

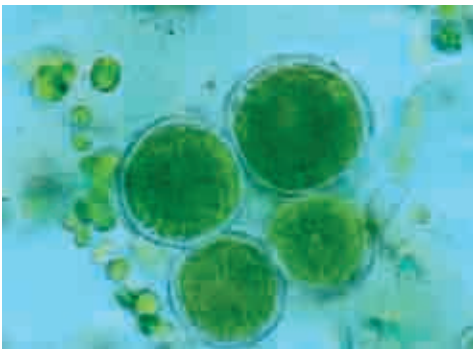


El viento representa la principal fuente de energía en la mezcla de agua de las lagunas facultativas, aunque según las condiciones climáticas, otra causa de la mezcla es el calentamiento diferencial. La mezcla es un parámetro físico importante que afecta al crecimiento de las algas, ya que muchas algas no son móviles y precisan de la mezcla para acceder a la zona de luz efectiva. Además, la mezcla durante las horas de luz contribuye a la distribución del oxígeno.

Lagunas de maduración. Las lagunas de maduración, también denominadas lagunas de afinado, tienen oxígeno disuelto (a menudo en sobresaturación) en prácticamente todo su volumen (entre 1 y 1,5 m de profundidad), y siempre operan después de otros

procesos de depuración, ya que para mantener sus condiciones aerobias deben recibir una carga orgánica muy baja. Su función principal es la eliminación de microorganismos patógenos.

Las principales reacciones bioquímicas que tienen lugar en las lagunas son la oxidación aerobia de la materia orgánica y la fotosíntesis. Los microorganismos patógenos son eliminados por las temperaturas elevadas, el pH (básico), el oxígeno y la luz (radiación UV). Su población de algas difiere respecto a la de las lagunas facultativas.



Fotografía microscópica de algas procedentes de una laguna facultativa (Aurignac, Francia). Fotografía: Antonina Torrens.

Figura 10.3.2. Simbiosis entre las algas y las bacterias en un lagunaje

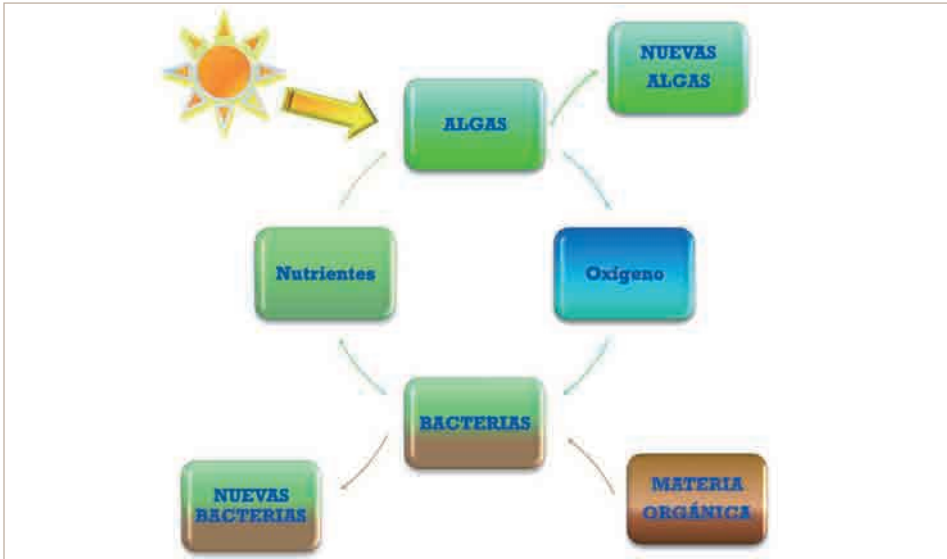


Tabla 10.3.1. Ventajas y/o inconvenientes del lagunaje natural

Ventajas	Inconvenientes y/o limitaciones
Integración en el paisaje	Necesidad de grandes superficies
Gran adaptabilidad a variaciones de carga hidráulica	Efluentes finales con sólidos en suspensión (algas)
Facilidad de explotación respecto a los sistemas convencionales	Alta evaporación y posible aumento de la salinidad del efluente final
Bajo coste de construcción y de explotación	Sensibilidad a bajas temperaturas y radiación solar
Elevada capacidad de eliminación de microorganismos	Sensible a influentes concentrados y/o sépticos
Buen rendimiento en la eliminación de nutrientes	En general, no son sistemas adecuados para efluentes industriales con componentes tóxicos
Existe la posibilidad de reutilizar el efluente y la biomasa producida	Riesgo de olores en caso de mal funcionamiento (principalmente en anaerobias)
Buena mineralización de los fangos	Riesgo de aparición de mosquitos en caso de mal mantenimiento
No requiere una fuente de energía externa	Es conveniente disponer de terrenos fácilmente impermeabilizables y con poca pendiente
Requiere poca mano de obra y no excesivamente especializada	Pocas posibilidades de intervención rápida en el proceso

10.4. Lagunaje con macrófitos flotantes

10

Las lagunas con macrófitos flotantes (en inglés *aquatic plant systems*) reproducen las zonas húmedas naturales que incluyen una capa de agua libre. Estos sistemas son lagunajes poco profundos (0,5-1,5 m) que incorporan plantas flotantes sobre la superficie del agua. Así pues, pueden considerarse como una variación de los sistemas de lagunaje o como un tipo de humedal artificial de flujo libre. Las especies que se utilizan habitualmente son las lentejas de agua (*Lemna* sp., *Wolffia* sp., *Spirodella* sp.) o el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*).

Estos sistemas se utilizan poco en Europa, pero en Estados Unidos se usan frecuentemente como tratamientos terciarios después de un lagunaje natural para mejorar el tratamiento (materia orgánica y sólidos en suspensión) o para afinarlo (nutrientes, metales...). Sin

209

■ aguas continentales



Laguna con macrófitos flotantes para la reutilización de aguas residuales en un campo de golf (Mallorca).
Fotografía: Miquel Salgot.

embargo, el uso de estos sistemas se encuentra en entredicho debido a que algunos macrófitos flotantes presentan una gran capacidad invasora y alta tasa reproductiva por lo que se pueden generar problemas de invasión de otros cuerpos de aguas y crearse plagas, y además problemas de mantenimiento al requerirse extracciones continuas (Office International de l'Eau, 2001).

10.5. Zonas húmedas contruidas (humedales contruidos)

Las zonas húmedas contruidas (en inglés *constructed wetlands*) son sistemas artificiales diseñados y contruidos para reproducir los procesos naturales de autodepuración que se dan en las zonas húmedas o humedales naturales en un ambiente más controlable.

Los mecanismos de depuración que se dan en estos sistemas son complejos e incluyen procesos físicos, químicos y biológicos (Folch et al., 2005; Huertas et al., 2007):

- filtración a través de medios porosos y de sistemas de raíces (materia orgánica, sólidos en suspensión, microorganismos patógenos),
- sedimentación de sólidos en suspensión, microorganismos patógenos,
- precipitación de compuestos insolubles o coprecipitación con compuestos insolubles (nitrógeno, fósforo),
- adsorción sobre el sustrato, según las características del soporte implantado o absorción por las plantas (nitrógeno, fósforo, metales),
- oxidación y de reducción (metales),
- mecanismos biológicos, debidos al desarrollo bacteriano libre o fijo, que permiten la degradación de la materia orgánica, la nitrificación en zona aerobia y la desnitrificación en zona anaerobia,
- depredación microbiana de microorganismos patógenos,
- desinfección por radiación UV.

Para los sistemas de agua libre, la depuración biológica se realizará por procesos aerobios cerca de la superficie del agua y eventualmente anaerobios cerca de



Humedal artificial de flujo libre para tratar aguas residuales urbanas (Vilajuïga, Girona). Fotografía: Antonina Torrens.

los sedimentos en profundidad. El desarrollo de algas fijas o en suspensión en el agua aporta, gracias a la fotosíntesis, el oxígeno necesario a las bacterias depuradoras aerobias y fija una parte de los nutrientes (efecto “lagunaje”).

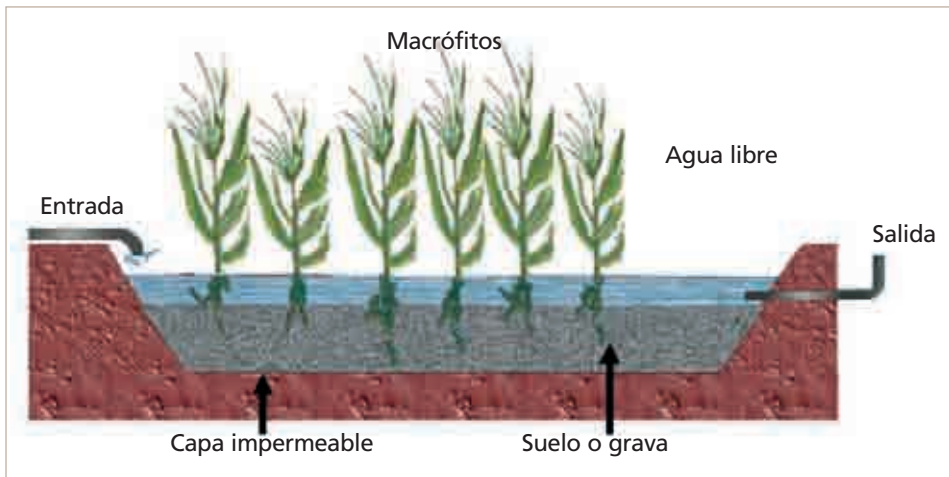
Existen varios tipos de humedales artificiales, cuyo modo de actuación, aún basándose en los mismos principios biológicos, es diferente según el tipo de flujo:

- Humedales de flujo superficial o libre (en inglés *surface flow wetlands*, SFW, o *free water surface wetlands*, FWS).
- Humedales de flujo subsuperficial (en inglés *subsurface flow wetlands*, SSFW, o *vegetated submerged beds*, VSB).
 - De flujo subsuperficial vertical.
 - De flujo subsuperficial horizontal.
- **Flujo superficial o libre (FS).** En los sistemas de flujo superficial o libre (Figura 10.5.1) los macrófitos se encuentran parcialmente sumergidos en el agua. La profundidad de la lámina de agua varía de 0,10 a 0,45 m. La vegetación más utilizada es *Phragmites* sp., *Typha* sp., *Scirpus* sp. o *Carex* sp. Estos sistemas son menos eficaces que los de flujo subsuperficial, porque no tienen medio de soporte (grava, arena) que participe en los mecanismos de depuración y, además, su funcionamiento se ve más afectado por las



Humedal artificial de flujo subsuperficial horizontal para tratar aguas residuales de un agroturismo (Algarve, Portugal).
Fotografía: Antonina Torrens.

Figura 10.5.1. Esquema general de los filtros plantados de flujo libre



condiciones climáticas. En cierto modo, se pueden considerar como una variación del lagunaje, denominándose en algunas ocasiones lagunas con macrófitos enraizados.

- **Flujo subsuperficial (FSS).** A diferencia de los anteriores, en los sistemas de flujo subsuperficial el agua circula de manera subterránea a través de un medio poroso y de soporte (grava o arena). La vegetación se planta en el medio a razón de unas 4 unidades por m². Normalmente el material empleado es grava (Ø 2-15 mm) aunque a veces se usa suelo autóctono con o sin enmiendas. También se utiliza arena cuando el sistema trabaja como tratamiento terciario. Estos sistemas se clasifican según sea el sentido de circulación del agua, y así encontramos dos tipos de diseños: el vertical (Figura 10.5.2) y el horizontal (Figura 10.5.3).



Vista del sistema de distribución del agua residual en un humedal de flujo subsuperficial vertical al inicio de funcionamiento (sin vegetación desarrollada) (Francia).
Fotografía: Pascal Molle.

Figura 10.5.2. Esquema general de los filtros plantados de flujo vertical

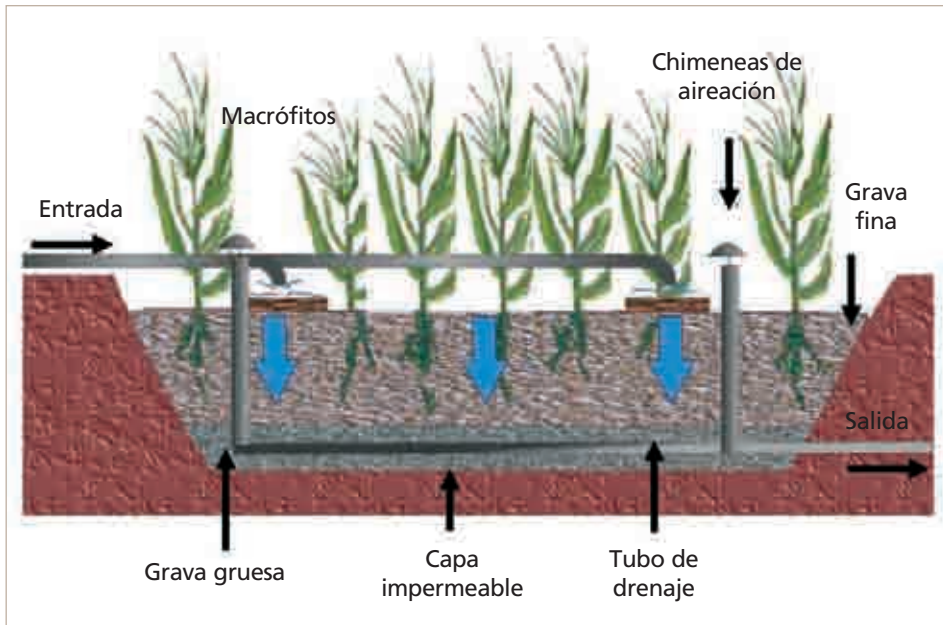
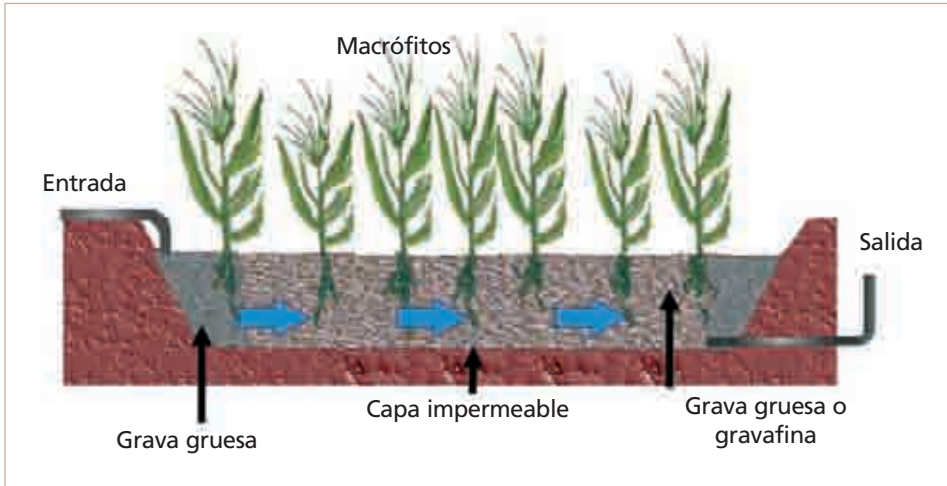


Figura 10.5.3. Esquema general de los filtros plantados de flujo horizontal



- **Sistema de flujo subsuperficial vertical (FSSV).** En los sistemas de flujo subsuperficial vertical la alimentación de agua residual se realiza de manera intermitente a través de unas tuberías aéreas o de surtidores que se sitúan encima del lecho de grava o arena. La profundidad del lecho suele ser de unos 80 cm. El agua fluirá a través del medio poroso experimentando un tratamiento físico (filtración), químico (oxidación...) y biológico (biomasa fijada sobre soporte fino) y se recogerá en una red de drenaje situada en el fondo del lecho. La frecuencia de aplicación del agua residual se ha de calcular de manera que no quede agua en superficie procedente del riego anterior. Esta forma de gestionar el filtro favorece la entrada de oxígeno al interior del lecho filtrante, mediante el flujo pistón que se produce, ya que la lámina de agua procedente del riego empuja el aire que había entrado previamente al sistema y al mismo tiempo deja un espacio vacío detrás que se llenará también con aire. La aportación de oxígeno por las raíces de las plantas es, en este caso, despreciable.

El principio depurador se basa pues en el desarrollo de una biomasa aerobia fijada sobre un medio poroso, es decir las bacterias responsables de la eliminación de la materia y de la nitrificación se encuentran en el biofilm o biopelícula que crece en la arena o grava del lecho. El sistema será pues aerobio con un aporte de oxígeno que procede de la convección y difusión. Para la correcta gestión de estos sistemas es importante disponer de filtros construidos en paralelo, para proporcionar un tiempo de reposo suficiente a cada filtro y evitar así posibles colmataciones.

El papel de las plantas en los humedales construidos

Existe actualmente una gran discusión sobre el papel real de la vegetación en los sistemas de humedales construidos, especialmente en los de flujo subsuperficial.

No obstante, todo el mundo coincide en su importancia en el mantenimiento de la biodiversidad y en su alto valor paisajístico.

Adicionalmente las plantas desempeñan diversas funciones que ayudan a la depuración de las aguas, como son:

- ejercer de medio de soporte de la biopelícula,
- reducir la velocidad del agua aumentando el tiempo de retención hidráulico,
- actuar como aislante térmico,
- airear la rizosfera,
- mantener a largo plazo la conductividad hidráulica del lecho filtrante.



- **Sistema de flujo subsuperficial horizontal (FSSH).** En los sistemas de flujo subsuperficial horizontal la alimentación del agua residual se realiza a través de un distribuidor (normalmente un gabión o un tubo agujereado) y avanza lentamente por la parcela de manera horizontal y con flujo básicamente de pistón, hasta que llega a la zona de salida. La profundidad del lecho varía habitualmente de 0,6 m en la entrada de la parcela hasta 1 m en la parte final, con una pendiente del 1% en la parte inferior de la parcela (Cooper et al., 1996). En este punto existen unos tubos que regulan el nivel de la lámina de agua dentro del lecho siguiendo la ley de los vasos comunicantes. El agua a su paso por el lecho se pone en contacto con la biopelícula formada en las raíces de las plantas y en el material de soporte. Esta biopelícula, a diferencia de los filtros verticales, presentará características diferentes según la zona sea aeróbica, anaeróbica o anóxica (Figura 10.5.4). Este tipo de zona húmeda presenta características de limitación de oxígeno, porque la vegetación no puede aportar con las raíces la cantidad de oxígeno necesaria para oxidar la carga orgánica del agua residual, por lo que este sistema no es capaz de nitrificar de forma importante, aunque sí desnitrificar.

Figura 10.5.4. Rizosfera de los macrófitos

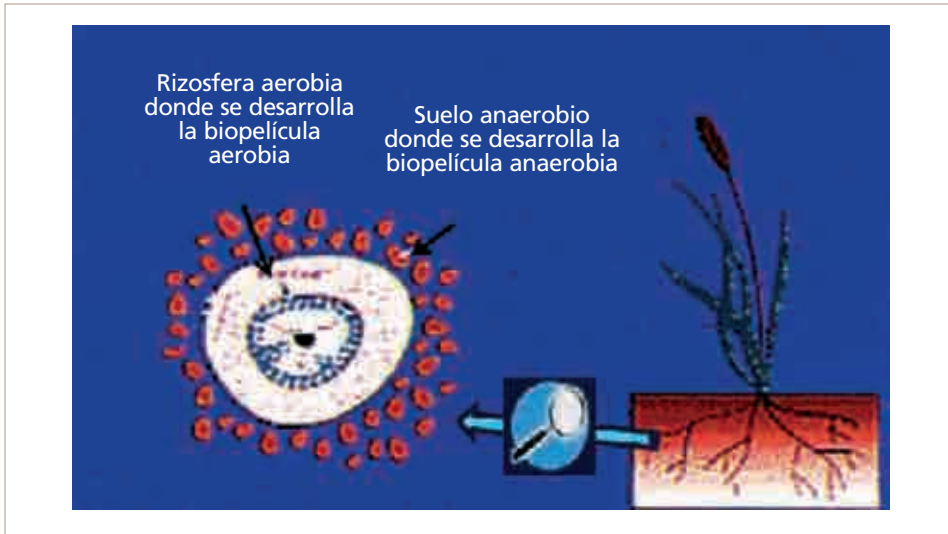


Tabla 10.5.1. Ventajas y/o inconvenientes de las zonas húmedas construidas

Ventajas	Inconvenientes y/o limitaciones
Integración en el medio	Sensible a la temperatura. Sistemas no recomendables en zonas de climatología extrema con heladas frecuentes
Excelente eliminación de la materia orgánica y sólidos en suspensión	La superficie de diseño es mucho mayor que en los convencionales (especialmente los de flujo libre)
Con una construcción adecuada es poco susceptible a cambios de carga o caudal	Terreno: la pendiente debe ser inferior al 5%
Explotación simple.	Si la eliminación de sólidos en suspensión en el pretratamiento y/o en el tratamiento primario no es eficiente, puede haber colmatación (especialmente en los de flujo subsuperficial horizontal)
Las operaciones son básicamente trabajos de jardinería	Pocos factores de control durante la operación
Los sistemas de flujo subsuperficial (en especial los verticales) requieren menos superficie que la mayoría de tratamientos naturales	En los humedales de flujo libre puede producirse proliferación de mosquitos
En los sistemas de flujo subsuperficial los problemas de olores e insectos son mínimos	Mantenimiento poco explícito y conocido
Consumo energético mínimo o nulo	
Bajo coste de explotación y mantenimiento	
Baja producción de residuos	

10.6. Infiltración percolación

10

La infiltración-percolación (IP) es un proceso de depuración biológico en medio granular fino, en general arena aportada. Se trata de un proceso aerobio; el oxígeno es suministrado mediante el paso del agua por el sistema y por los intercambios gaseosos con la atmósfera, tal como se ha descrito en los humedales de flujo subsuperficial vertical.

La infiltración-percolación utiliza un “teórico” suelo como filtro y como reactor biológico aerobio; es un sistema poroso por definición, que actúa sobre la carga contaminante principalmente mediante dos mecanismos: filtración superficial y oxidación biológica. Los mecanismos implicados permiten lograr tres objetivos principales de depuración: eliminación casi total de los sólidos en suspensión y de la materia orgánica particulada; oxidación de la materia orgánica disuelta y transformación del nitrógeno (nitrificación); y reducción importante del número de microorganismos patógenos

Un sistema de infiltración-percolación debe incluir un sistema de almacenamiento e impulsión/reparto, un dispositivo de alimentación, uno o varios lechos de arena y un sistema de evacuación del efluente. Los macizos filtrantes están constituidos normalmente por arenas aportadas, convenientemente calibradas y lavadas. Estos materiales permiten obtener macizos filtrantes homogéneos, hecho indispensable para un buen control de la infiltración. La granulometría de la arena debe ser suficientemente grande para garantizar la renovación rápida de la fase gaseosa, pero al mismo tiempo debe ser lo suficiente fina para poder retener parte de los sólidos en suspensión y limitar las velocidades de percolación. En la Tabla 10.6.1 se presenta un resumen de las características recomendadas para las arenas de estos sistemas.



Sistema de infiltración-percolación con riego mediante un pivot con aspersores (Vall-llobrega, Girona). Fotografía: Miquel Salgot.

Tabla 10.6.1. Características recomendadas para las arenas de los sistemas IP (modificado de Lienard et al., 2001)

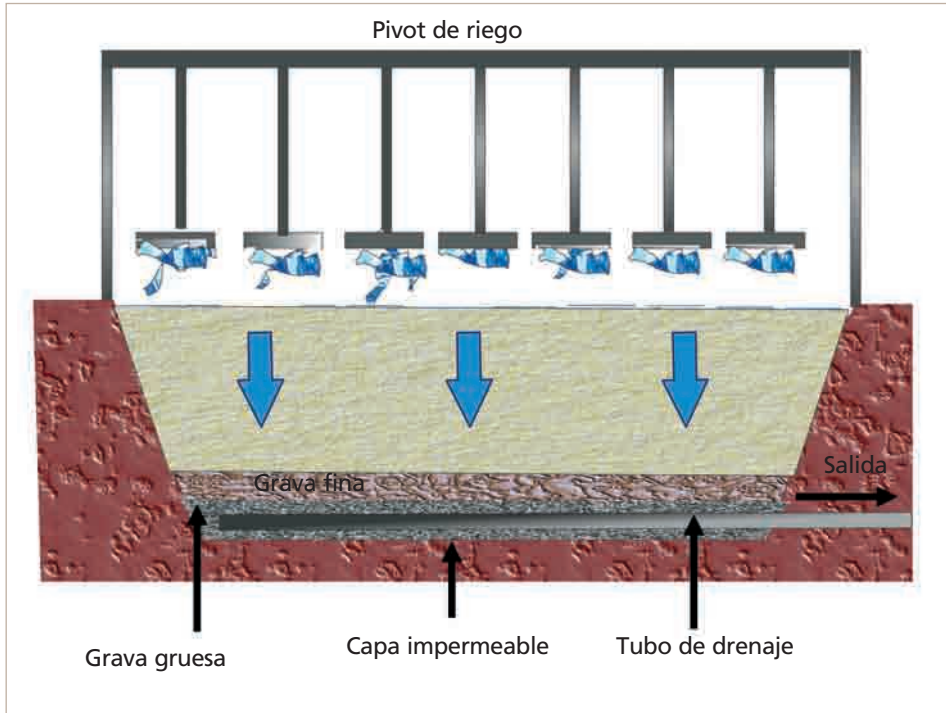
Características de las arenas	
Tipos de arena	Sílice / otra arena resistente a la abrasión y a la acción química del agua
Lavado	Sí
d10	Entre 0,25 mm y 0,40 mm
CU (d60/d10)	Entre 3 y 6
Porcentaje de finos	Inferior al 3 %

El espesor del lecho dependerá del objetivo del sistema de infiltración-percolación. Si la eliminación de indicadores de contaminación fecal no forma parte de los objetivos de la instalación, un espesor de macizo filtrante de 80 cm es suficiente. En caso de que la infiltración-percolación tenga como una de las funciones la eliminación de los microorganismos patógenos, el espesor del macizo filtrante dependerá del nivel de desinfección esperado. Generalmente se recomienda un espesor de 1,5 m de arena.

La alimentación de los lechos se realiza siempre de manera secuencial. Normalmente, el agua llega al dispositivo de alimentación a partir de una balsa de regulación. Estos depósitos almacenan el agua y la envían al sistema de distribución mediante un sifón o bombas reguladas por sensores de altura. Las instalaciones más sencillas pueden funcionar estrictamente por gravedad, es decir, sin bombeo ni instalación eléctrica. El vaciado del pozo o tanque de almacenamiento se puede iniciar mediante un sifón o bien por un péndulo.

El dispositivo de alimentación de las unidades de infiltración debe asegurar una distribución uniforme del influente (con el fin de utilizar toda la superficie disponible) y la homogeneidad de las cargas hidráulicas aplicadas. La alimentación puede realizarse mediante inmersión temporal o por aspersión. El sistema de riego más utilizado en la infiltración-percolación es por inmersión, mediante tuberías perforadas. Estas tuberías están distribuidas de forma que permiten una distribución homogénea del afluente en la superficie del macizo filtrante. La carga hidráulica diaria es repartida de forma secuencial (por “*batches*”). La aplicación del agua de manera secuencial permite garantizar parte del oxígeno necesario para que tengan lugar los mecanismos de oxidación de la carga contaminante. Al igual que en las zonas húmedas de flujo vertical, para la correcta gestión de estos sistemas es importante disponer de varios filtros construidos en paralelo, con el objetivo de dar un tiempo de reposo suficiente a cada filtro para evitar la colmatación.

Figura 10.6.1. Esquema de un sistema de infiltración-percolación con aplicación del agua residual mediante un pivot de riego con palas



Los sistemas de infiltración-percolación también se pueden regar por aspersión (infiltración-percolación modificada). En estos casos el agua residual se aplica mediante pivotes de riego (Figura 10.6.1). El sistema de distribución de éstos está provisto de tubos espaciados regularmente, que tienen en la parte inferior unos difusores o palas, dependiendo del tipo de agua residual. La alternancia entre las fases de funcionamiento y las de secado exige un reparto virtual de la superficie de infiltración, que se materializa mediante marcas mecánicas o eléctricas que el pivote “lee” en cada una de sus pasadas. Al igual que en el riego por inmersión, la alimentación debe ser secuencial para asegurar que la fase gaseosa se renueva (Brissaud et al., 2007).

La evacuación del efluente en estos sistemas se realiza mediante un tubo flexible perforado instaurado en la capa de gravas.

Tabla 10.6.2. Ventajas y/o inconvenientes de la infiltración-percolación

Ventajas	Inconvenientes y/o limitaciones
Proporciona un efluente de excelente calidad en cuanto a materia orgánica y sólidos en suspensión	Necesidades de terreno más grandes que los sistemas convencionales
Nitrificación casi total	Si hay dificultad para encontrar el material del macizo filtrante cerca del lugar de instalación, puede representar un aumento muy importante de los costes de construcción
Desinfección excelente si se dimensiona correctamente	Necesita de una decantación primaria eficaz
Bajos o nulos requerimientos energéticos Necesita poco personal de mantenimiento. Explotación simple	Adaptación limitada a las sobrecargas hidráulicas Sensible a heladas persistentes ya que pueden comprometer, entre otros, el funcionamiento hidráulico del sistema
Precio de construcción moderado	Indispensable el control de los periodos de reposo y alimentación

10.7. Tratamiento suelo-planta-acuífero (filtro verde)

Los sistemas suelo planta acuífero (SPA), también denominados filtros verdes, sistemas de baja carga o de infiltración lenta, son sistemas que contemplan la aplicación del agua residual sobre un terreno dotado o no de cierta pendiente y con vegetación (cultivada o natural, con o sin mantenimiento) para conseguir (a) el grado necesario de tratamiento del agua residual y (b) el crecimiento de la vegetación plantada o existente. El tratamiento del agua residual se consigue por la acción combinada del suelo, los microorganismos y la vegetación mediante mecanismos físicos, químicos y biológicos. La microflora bacteriana desarrollada en la superficie del suelo y de la vegetación actúa sobre la carga contaminante del agua.

La elección de la especie vegetal en estos sistemas es fundamental para asegurar unos buenos rendimientos de depuración. Los cultivos más adecuados son aquellos que presentan una elevada capacidad de asimilación de nutrientes (nitrógeno y fósforo), alto consumo de agua (elevada transpiración), elevada tolerancia a la humedad del suelo, baja sensibilidad a los constituyentes del agua residual (elevada tolerancia a la salinidad), y mínimas necesidades de control (Salgot et al., 2004). Los cultivos que reúnen todas o la mayoría de estas características son algunos forrajes perennes y plantas de turbera, ciertas especies arbóreas (chopos, pino blanco y eucalipto), y algunos cultivos agrícolas (maíz y avena). En Europa los más utilizados son los chopos.

Para mantener el terreno en condiciones predominantemente aeróbicas, se utilizan ciclos de aplicación intermitentes, generalmente variables entre 4 y 10 días. El valor relativamente bajo

de las cargas aplicadas, junto con la presencia de vegetación y el ecosistema activo del suelo, contribuyen a que los filtros verdes tengan una de las capacidades de depuración más elevadas dentro de los sistemas naturales. La evaluación y elección del emplazamiento es el factor crítico cuando se implanta un sistema de este tipo. Las principales características y los criterios generales utilizados en la selección de un emplazamiento adecuado de detallan en la Tabla 10.7.1.



Filtro verde con plantación de chopos (Begur, Girona).
Fotografía: Miquel Salgot.

Tabla 10.7.1. Características del emplazamiento y criterios de selección para los filtros verdes (Metcalf & Eddy, 2003)

Característica	Aptitud		
	Óptima	Conveniente	Pobre
Suelo:			
• pH	5,5-8,4	5,2-5,5	<5,2; >8,4
• Porcentaje de Intercambio de Sodio (%)	<5	5-10	>10
• Conductividad eléctrica (mmhos/cm)	<4	4-8	>8
• Permeabilidad (mm/h)	5-50	1,5-5; 50-150	<1,5; >150
• Profundidad del nivel freático (m)	>1,5	0,6-1,5	< 0,6
Pendiente (%)	0-2	2-15	>15
Uso del terreno	Agrícola	Baja intensidad	Urbano/industrial
Hidrología	Sin riesgo de inundación	Bajo riesgo de inundación	Elevado riesgo de inundación

Los principales sistemas de distribución del agua residual son la aspersión, tuberías perforadas (goteo) o riego a manta. Los sistemas más utilizados son el riego por aspersión y el goteo.

Tabla 10.7.2. Ventajas y/o inconvenientes de los sistemas SPA

Ventajas	Inconvenientes y/o limitaciones
Integración paisajística excelente	La extensión requerida es muy grande
Revalorización del terreno	> 20 m ² /hab.eq.
Puede contribuir a la recarga de acuíferos.	Es uno de los sistemas menos adecuado para aguas residuales con cargas orgánicas elevadas
Tratamiento, reutilización y eliminación simultáneos.	
Tratamiento muy adecuado si el medio receptor es sensible o ausente	
Consumo energético nulo o reducido	Fuertes restricciones que impone el terreno (con determinada capacidad de filtración y que no presenten acuíferos someros)
Facilidad de explotación y mantenimiento sencillo	Dificultad de medir correctamente los rendimientos de depuración
Proceso adaptado a aumentos de caudal por población estival	
Rendimientos de depuración muy elevados	
Se puede aprovechar económicamente la vegetación	
Actúan como sumideros de CO ₂	

10.8. Combinación de tecnologías

10

La asociación de tecnologías naturales, en serie o en paralelo, se utiliza a menudo para permitir adaptar el tratamiento a un objetivo específico (calidad del efluente, integración de las aguas de lluvia, aguas residuales de características particulares...). Existen multitud de posibles combinaciones:

- La implementación de sistemas de biomasa fija (infiltración percolación o zonas húmedas construidas de flujo subsuperficial) después de un sistema de lagunaje para filtrar los sólidos en suspensión (algas) de los efluentes de las lagunas.



Ejemplo de combinación de tecnologías naturales (lagunaje + zonas húmedas construidas). Fotografía: Claudia Turón.

- El uso de filtros verticales y horizontales en serie es una solución interesante para permitir un tratamiento casi total del nitrógeno. Una primera fase de filtros verticales permite una nitrificación casi completa. Una segunda fase de filtros horizontales permite una desnitrificación.
- La utilización de lagunas de maduración al final de cualquier tipo de tecnología es frecuente si se desea reutilizar las aguas residuales, ya que se logra una mayor desinfección.



Filtro verde para el tratamiento de las aguas residuales del Camping "Le Sérignan" (Francia). Ejemplo de integración paisajística. Fotografía: Miquel Salgot.

Bibliografía

- Alexandre, O.; Boutin, C.; Duchène, P.; Lagrange, C.; Lakel, A.; Liénard, A. y Orditz, D. (1998). "Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités". FNDAE n° 22. 1º Ed. Cemagref, Paris, France.
- Brissaud, F.; Salgot, M.; Folch, M.; Auset, M.; Huertas, E. y Torrens, A. (2007). "Wastewater infiltration percolation for water reuse and receiving body protection: thirteen years' experience in Spain". *Water Science & Technology*, 55(7): 227-234.
- Cooper, P.F.; Job, G.D.; Green, M.B. y Shutes, R.B.E. (1996). "Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment". WRc plc, Swindon, UK.
- Folch, M.; Huertas, E.; y Salgot, M. (2005). "Zonas húmedas construidas como sistema de tratamiento para aguas residuales y secado de fangos" (pp. 322-333). *Humedales de Iberoamérica. Experiencias de estudio y gestión*. D. Moura y L. Fernández (ed.). La Habana, Cuba.
- Huertas, E.; Folch, M. y Salgot, M. (2007). "Wastewater reclamation through a combination of natural systems (infiltration-percolation and constructed wetlands): a solution for small communities". *Water Science and Technology*, 55(7): 143-148.
- Liénard, A.; Guellaf, H. y Boutin, C. (2001). "Choice of the sand for sand filters used as secondary treatment of wastewater". *Water Science and Technology*, 44(2-3):189-196.
- Mara, D.D. y Pearson, H.W. (1998). "Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries". Lagoon Technology International, Leeds, UK.
- Metcalf & Eddy (2003). *Wastewater engineering, treatment and reuse*. 4ª Ed. McGraw-Hill Publishing Co., New York, USA.
- Office International De R'eau (2001). Guide des procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq.hab.) - mise en oeuvre de la directive n° 91/271 mai 1991 relative au traitement des eaux résiduaires urbaines. Commission Européenne.
- Salgot, M.; Folch, F.; Huertas, E.; Torrens, A. y Alcalde, L. (2003). "Fitotecnologías en la depuración de aguas residuales" (pp. 55-74). *El agua en Iberoamérica. Tópicos básicos y estudio de casos*. Programa Iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo.
- Salgot, M.; Folch, F.; Tapias, J.C. y Torrens, A. (2004). "La recarga de acuíferos como herramienta de gestión en la reutilización de aguas residuales: el caso de Begur" (Girona) (pp. 211-233). *El agua y la ciudad sostenible: Hidrogeología urbana*. Instituto Geológico y Minero de España.
- Vera, L.; Martel, G.; Gutiérrez, J. y Márquez, M. (2006). *Evaluación de los sistemas de depuración natural. Gestión sostenible del agua residual en entornos rurales* (proyecto DEPURANAT). Instituto Tecnológico de Canarias.

11

Presencia de compuestos farmacéuticos en aguas residuales y posibilidades de eliminación en estaciones depuradoras

*Sonia Suárez
Francisco Omil
Juan M. Lema*



11.1. Introducción a los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas

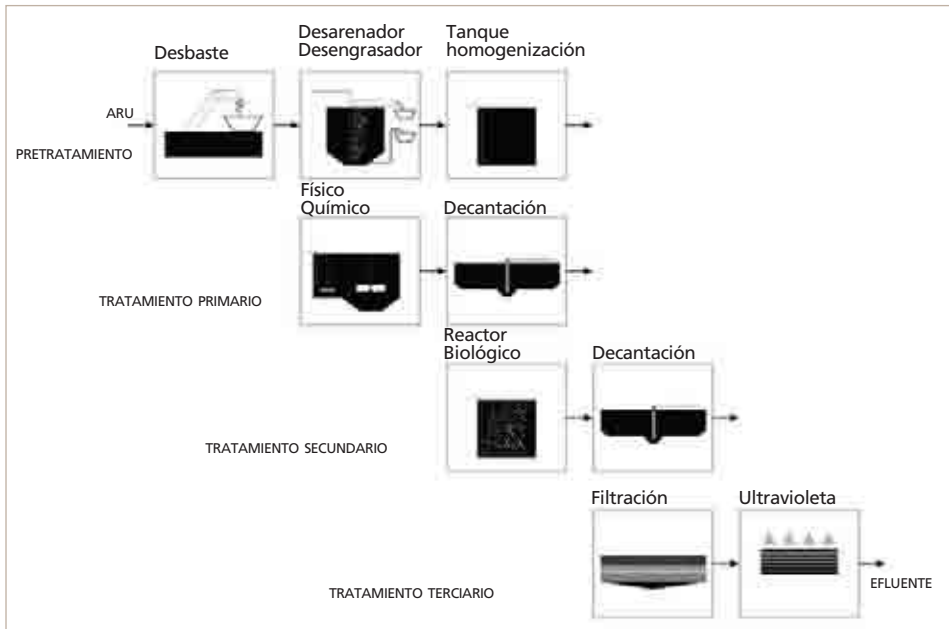
El esquema general de una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) consiste en una secuencia de unidades de tratamiento que incluye, en la línea de agua (Figura 11.1.1), diversos sistemas físicos y físico-químicos de separación en las denominadas etapas de pretratamiento y tratamiento primario, reactores biológicos que constituyen el núcleo del tratamiento secundario y, adicionalmente, sistemas de postratamiento o tratamiento terciario en aquellos casos en donde se precise obtener una calidad del efluente final mucho más alta de lo habitual, como es el caso de estaciones de depuración que viertan en zonas sensibles, cuando se pretende reutilizar el efluente final, etc.

Durante el pretratamiento de las Aguas Residuales Urbanas (ARU) se eliminan en primer lugar los sólidos gruesos (desbaste), para luego eliminar los sólidos en suspensión inertes (especialmente arenas y gravillas) en las unidades de desarenado, en las cuales también pueden retirarse grasas y aceites por flotación si se dispone de sistemas de aireación. A continuación se sitúan los decantadores, que son las unidades más representativas del tratamiento primario, diseñados para la eliminación de aquellos sólidos en suspensión presentes en el agua residual que tengan naturaleza predominantemente orgánica. Esta sedimentación natural de materia particulada puede mejorarse con la adición de reactivos químicos, que promueven la aparición de fenómenos de coagulación-floculación, responsables de la agrupación de partículas dispersas y coloides para obtener aglomerados mayores y de más fácil separación.

Los sistemas de lodos activos, en sus múltiples configuraciones, han sido los más usados hasta la fecha dentro del tratamiento secundario de las aguas residuales urbanas. En las EDAR más modernas estas unidades se diseñan tanto para la eliminación de materia orgánica como de nutrientes (nitrógeno y fósforo). La forma habitual de eliminar conjuntamente la materia orgánica y nitrogenada consiste en utilizar una secuencia de tanques anóxicos y aerobios para el proceso biológico, mientras que el fósforo suele eliminarse por precipitación mediante la adición de sales metálicas a los tanques de aireación, si bien también es posible conseguir este objetivo biológicamente combinando condiciones anaerobias, anóxicas y aerobias. Tras estos reactores se dispone normalmente una etapa final de decantación (el denominado sedimentador secundario) cuya misión es separar la biomasa del agua para retornarla a los reactores biológicos y obtener así el efluente clarificado final que se vierte en el medio.

En aquellos casos en los que se necesite obtener un efluente final de mejor calidad, por ejemplo, para fines de reutilización del agua en agricultura, hay que incorporar al proceso un sistema de postratamiento. Para este fin se utilizan procesos mucho más específicos y a veces sofisticados, tales como la microfiltración o ultrafiltración, la adsorción sobre carbón activo o los procesos de oxidación avanzada.

Figura 11.1.1. Esquema de la línea de aguas de una EDAR



11.2. Presencia de CCF en las ARU

11

Los Compuestos Cosméticos y Farmacéuticos (CCF) constituyen un tipo de micro-contaminantes de relevancia creciente en el ámbito de la contaminación de cauces de aguas superficiales y subterráneas a lo largo de esta última década.

En el estudio de los CCF se suelen incluir, además de las sustancias activas presentes en la formulación de compuestos farmacéuticos, los ingredientes de productos de cuidado personal (champús, lociones corporales, protectores solares, etc.) y las hormonas naturales (ej. estrona, estradiol, estriol) o sintéticas (ej. etinilestradiol, principal constituyente de los anticonceptivos). En general, se trata de un grupo de compuestos muy amplio en lo que respecta a su estructura molecular, propiedades físico-químicas y persistencia (Tabla 11.2.1).

En la actualidad, se están utilizando miles de principios activos para sintetizar un número mucho mayor de medicamentos. Tomando como ejemplo el ámbito de la UE, se están utilizando aproximadamente 3.000 sustancias diferentes sólo en medicina humana, pertenecientes a grupos terapéuticos tales como analgésicos, anti-inflamatorios, anticonceptivos, antibióticos, reguladores de lípidos, antidepresivos y tranquilizantes, entre otros. Además, existe un número muy importante de fármacos de uso veterinario, principalmente antibióticos y anti-inflamatorios. En cuanto a las perspectivas para los próximos años, se prevé un incremento en el consumo de medicamentos principalmente debido al

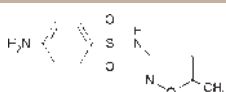
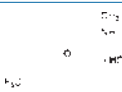
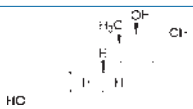
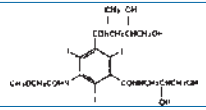
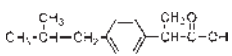
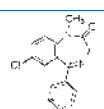
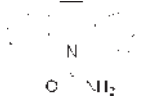
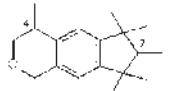
envejecimiento paulatino de la población, aunque también a la mejora en la calidad de vida en general. En este sentido se puede indicar a modo de ejemplo que un estudio realizado en Austria en 2003 ya indicaba que el 50% de los medicamentos eran consumidos por mayores de 70 años, mientras que el consumo relativo a los menores de 40 suponía menos del 10% (ÖAK, 2003).

Tras la ingestión de los medicamentos, éstos se metabolizan a través de una serie



Variedad de productos farmacéuticos consumidos.

Tabla 11.2.1. Estructuras moleculares y propiedades de CCFs pertenecientes a diferentes grupos terapéuticos

Grupo terapéutico	Compuesto (Abreviatura)	Fórmula	Estructura
Antibiótico	Sulfametoxazol (SMX)	$C_{10}H_{11}N_3O_3S$	
Antidepresivo	Fluoxetina (FLX)	$C_{17}H_{18}F_3NO$	
Hormona sintética	17 α -Etinilestradiol (EE2)	$C_{20}H_{24}O_2$	
Medio de contraste	Iopromide (IPM)	$C_{18}H_{24}I_3N_3O_8$	
Anti-inflamatorio	Ibuprofeno (IBP)	$C_{13}H_{18}O_2$	
Tranquilizante	Diazepam (DZP)	$C_{16}H_{13}ClN_2O$	
Anti-epiléptico	Carbamazepina (CBZ)	$C_{15}H_{12}N_2O$	
Fragancia	Galaxolide (HHCB)	$C_{18}H_{26}O$	

de procesos que se pueden agrupar en dos fases principales. En la primera, el compuesto activo es modificado para mejorar la asimilación, por procesos de hidrólisis, oxidación, reducción, alquilación, o de-alquilación; mientras que en la segunda predomina la formación de conjugados (glucuronados o sulfonados) para fomentar la excreción. Por lo tanto, en las ARU puede encontrarse la propia sustancia activa, pero también uno o varios de sus metabolitos e incluso compuestos conjugados. Aunque no es normal, puede darse el caso de que algunos metabolitos puedan presentar un carácter más bioactivo que el compuesto original y, también que los compuestos conjugados puedan romperse y volver a liberar la sustancia activa original. Todas estas etapas y procesos indican la complejidad que supone tan solo la determinación y el seguimiento de este tipo de sustancias en el medio ambiente.

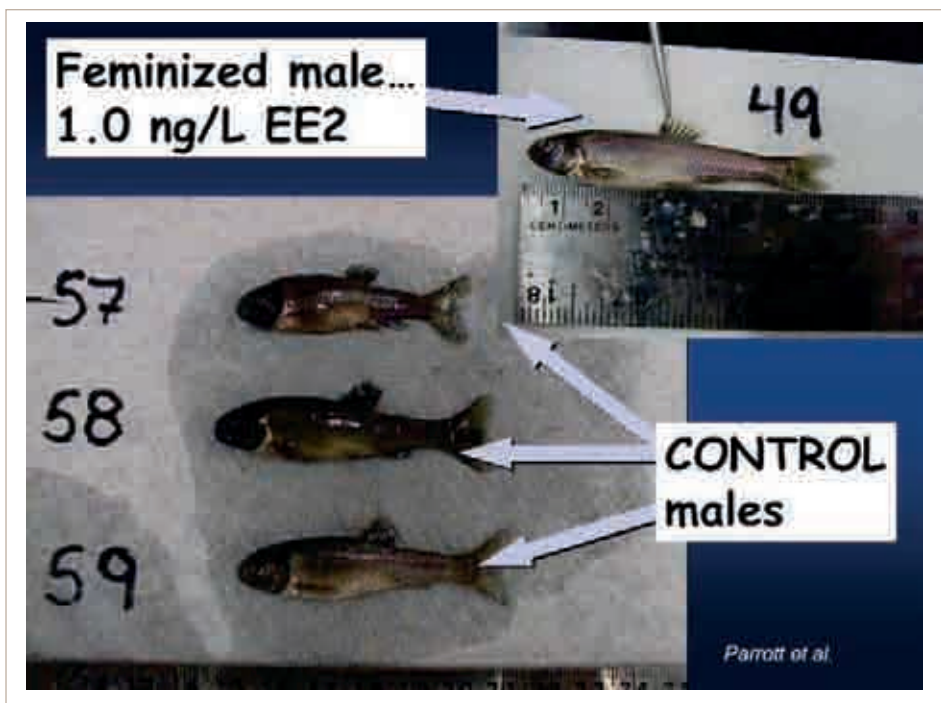
11.3. Riesgos derivados de la presencia de CCFs en el medio ambiente

La principal inquietud radica en que los principios activos sintetizados para la formulación de fármacos han sido diseñados con el objetivo de producir efectos biológicos, efectos que a su vez pueden extenderse a los organismos acuáticos que habitan en los diversos compartimentos ambientales afectados (ríos, lagos, aguas subterráneas, etc.). Incluso existe cierta preocupación sobre los posibles efectos que pudieran tener trazas de este tipo de compuestos en aguas potables sobre los seres humanos, si bien esto resulta muy improbable debido a que, para una ingestión media de agua potable de 2 L/d con una concentración de compuesto farmacéutico de 1 µg/L (rango normal en ARU y mil veces superior al rango detectado en aguas potables), harían falta unos 550 años para consumir la dosis media de un fármaco adquirido en farmacia (400 mg).

En diversos trabajos publicados se ha determinado que el riesgo derivado de la toxicidad aguda es improbable, aunque existen dudas razonables en relación a los efectos crónicos que la exposición continuada a muy bajas concentraciones de CCF pueda suponer para los organismos acuáticos. Para dilucidar este dilema sería conveniente disponer de estudios de toxicidad que abarcasen su ciclo de vida completo. En efecto, hay indicios de que tras un contacto continuado, se podrían producir cambios importantes, aunque imperceptibles en periodos cortos, y por lo tanto difíciles de distinguir de la evolución natural. Merecen una atención especial, por su relevancia, aquellos compuestos que puedan alterar el sistema nervioso y endocrino de los organismos expuestos, tales como los estrógenos y los antidepresivos, además de aquellos que tengan tendencia a bioacumularse en los organismos acuáticos, como por ejemplo las fragancias, para las cuales se midieron concentraciones 600 veces mayores en los tejidos de peces expuestos a ellas que las presentes en las propias aguas (Schreurs et al., 2004). Por otra parte, numerosos trabajos presentan evidencias de la feminización de peces en presencia de sustancias disruptoras endocrinas tales como el anticonceptivo Etinilestradiol (Figura 11.3.1).

En la actualidad, no existe una regulación particular para la evaluación del riesgo ecológico asociado a la emisión de CCFs ya implementados en el mercado, si bien desde la UE

Figura 11.3.1. Feminización de peces en presencia del anticonceptivo Etinilestradiol



se estableció como requisito para el registro de nuevos fármacos de uso veterinario la presentación de un informe ecotoxicológico (Directiva 92/18 EEC), así como la presentación de una evaluación del riesgo ambiental cuando se pida autorización para sacar un nuevo fármaco para uso en humanos al mercado (Directiva 93/39/EEC).

11.4. Vías de entrada en el medio ambiente

Los CCF pueden llegar a las aguas subterráneas o superficiales por medio de un complejo entramado de vías (Figura 11.4.1). No obstante, la principal corriente de transporte la constituyen las ARU, a las que llegan los medicamentos tras ser metabolizados en mayor o menor medida y finalmente excretados por la orina y las heces. La utilización de productos de cuidado personal (champús, perfumes, cremas, etc.), así como el vertido directo de los medicamentos sobrantes o caducados a través de los desagües es otra vía de entrada importante a tener en cuenta.

Figura 11.4.1. Vías de distribución de los CCF en los medios acuáticos

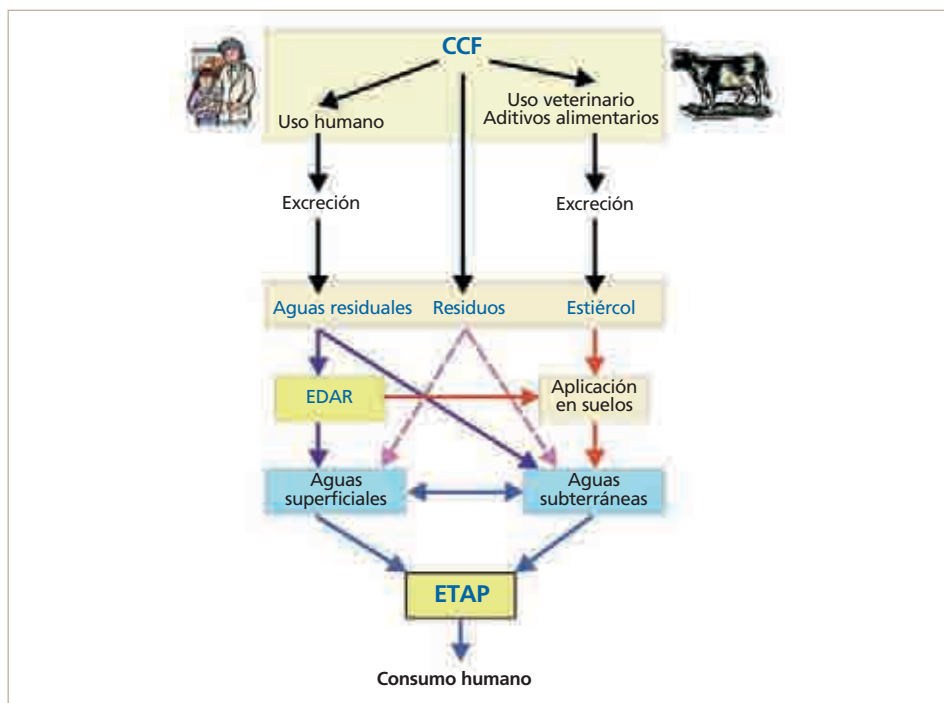


Figura 11.4.2. Aporte para potabilización de agua de río



Algunos medicamentos caducados se depositan como residuos sólidos urbanos, lo que explica la presencia de compuestos farmacéuticos en los vertederos de residuos sólidos urbanos. Los lixiviados procedentes de los mismos constituyen, por lo tanto, otra vía para el transporte de CCFs hacia los medios acuáticos.

Los fármacos de uso veterinario, junto con los aditivos presentes en los piensos (antibióticos, hormonas, etc.), también pueden acabar contaminando las aguas a través de la utilización del estiércol como fertilizante.

Las industrias productoras de compuestos farmacéuticos pueden ser otro origen de vertido de estos compuestos al medio acuático. Sin embargo, con las normativas cada vez más estrictas y la implementación de tecnologías limpias en los procesos de fabricación, hay razones fundadas para creer que esta vía supone una contribución mínima.

Los hospitales se caracterizan por tener un elevado consumo de agua (750 L/cama.d según CCLIN, 1999) en comparación con un consumo doméstico medio (100 L/persona.d). En general, se trata de aguas muy complejas por la diversidad de compuestos que se utilizan en un complejo hospitalario tales como agentes de diagnóstico (ej. medios de contraste), anestésicos (ej. alquil-fenoles), desinfectantes (ej. alcoholes, formaldehído, clorofenoles) y una multitud de fármacos que contienen además del compuesto activo, excipientes y otros aditivos como pigmentos o tintes. En general los efluentes hospitalarios presentan un carga contaminante superior a las ARU (Suárez, 2008) incluso en lo que respecta a parámetros químicos convencionales. En cuanto a los compuestos farmacéuticos presentes en los efluentes de hospitales, merecen una atención especial los antibióticos y los agentes citostáticos. En estudios realizados en Alemania se ha determinado que el 26% de los antibióticos y la práctica totalidad de los agentes citostáticos son consumidos en hospitales (Kümmerer, 2001).

Como consecuencia de la suma de todas estas vías, la concentración de CCFs en ARU alcanza niveles del orden de $\mu\text{g/L}$. Posteriormente, tras pasar por las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs), cada compuesto será eliminado en mayor o menor medida, pudiéndose indicar que, en general, llegan a los cauces de agua superficiales y subterráneas en niveles de decenas de ng/L . El nivel suele ser inferior en las aguas potables, como consecuencia de los procesos aplicados en las plantas de potabilización (Figura 11.4.2).

11.5. Eliminación de CCFs en las EDAR

Las EDAR actuales (Figura 11.5.1) han sido diseñadas para la eliminación eficaz de materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, existen numerosos trabajos que ponen de manifiesto que esto no es extensible a los CCFs ya que algunos de estos compuestos pueden llegar a eliminarse completamente mientras que otros pasan por las diferentes unidades de las plantas de tratamiento sin sufrir prácticamente modificación alguna.

El concepto “eliminación” hace referencia a la diferencia de concentraciones de CCF en las corrientes de entrada y salida de la EDAR y abarca diferentes mecanismos de eliminación, tales como la adsorción, volatilización, (bio)transformación (modificación de la estructura molecular) y mineralización (conversión a CO_2 y H_2O en condiciones aerobias o bien a CH_4 y CO_2 en condiciones anaerobias).

Un compuesto se adsorbe sobre los sólidos presentes en el proceso de tratamiento de aguas residuales (fundamentalmente lodo primario y secundario) mediante dos mecanismos diferentes: Los compuestos lipofílicos se absorben en la pared celular lipídica de los sólidos orgánicos, mientras que los compuestos que se encuentren disociados y cargados positivamente (como p.ej. las aminas) pueden establecer interacciones electrostáticas con la superficie de lodo (cargada negativamente). Las fragancias son sustancias altamente lipofílicas que son eliminadas en gran medida en las EDAR, hasta el 50% en tratamiento primario y 75% en tratamiento secundario (Carballa et al., 2004; Carballa et al., 2005; Suárez, 2008) mediante procesos de adsorción en el primer caso y mediante adsorción y biotransformación durante el proceso biológico.

A excepción de las fragancias, en general los CCFs son muy poco volátiles. La fracción de Galaxolide o Tonalide (dos de las fragancias de mayor uso) que se volatiliza bajo condiciones de operación de EDAR estándar es muy poco significativa (<5%), si bien en algunos casos excepcionales como Celestolide, este valor puede llegar al 25%.

La (bio)transformación de CCFs en EDARs ocurre principalmente por co-metabolismo (los microorganismos metabolizan el sustrato pero no lo utilizan como fuente de carbono ni de energía), ya que su concentración en el ARU está 5 órdenes de magnitud por debajo de los niveles de materia orgánica (DQO). Por otra parte, algunos compuestos presentan estructuras moleculares muy robustas, lo que dificulta sustancialmente su degradación

Figura 11.5.1. Estación depuradora de aguas residuales de Cangas do Morrazo (Pontevedra)



biológica. El medio de contraste Iopromide es representativo de este comportamiento, pues está diseñado para resistir de forma específica los procesos metabólicos después de su ingestión. Otro compuesto que manifestó ser altamente recalcitrante en diversas investigaciones es la Carbamazepina (Suárez et al., 2005), debido a lo cual ésta se propuso como indicador de contaminación de origen antropogénico en medio acuáticos (Clara et al., 2004). Por otro lado, algunos compuestos, como por ejemplo Ibuprofeno se transforman con gran eficacia (>80%) en el tratamiento biológico de las EDARs. Para los antibióticos, las eficacias de eliminación son en general inferiores (Suárez et al, 2005; Suárez, 2008), situándose los valores máximos en torno al 60%.

Hoy en día la mayoría de estos compuestos se pueden eliminar de las ARU mediante técnicas de post-tratamiento más sofisticadas, como la ozonización (Suárez et al., 2007), la filtración por membrana, o la adsorción sobre carbón activado. Sin embargo, el empleo de estas etapas a menudo supone un encarecimiento sustancial del proceso global. Si bien en diferentes países desarrollados la sociedad parece estar dispuesta a afrontar este aumento de los costes para las plantas de potabilización por razones sanitarias dónde este tipo de técnicas más avanzadas ya se están utilizando, esto no implica que se tenga la misma actitud frente a un incremento en los costes de depuración con el fin de proteger los organismos y medios acuáticos.

11.6. Factores que afectan a las eficacias de eliminación de CCFs en EDARs

Existen indicios de que parámetros comunes de operación en EDAR tales como el Tiempo de Retención Celular (TRC), el Tiempo de Residencia Hidráulico (TRH), las condiciones redox, la temperatura, la concentración y aclimatación del lodo empleado, así como la tecnología utilizada, pueden ejercer una influencia importante sobre el grado de eliminación de estos compuestos.

El TRC se refiere al tiempo medio que la biomasa permanece dentro del sistema de tratamiento y determina el tipo de microorganismos que van a desarrollarse en el mismo. En general, los sistemas que operan a elevados TRC presentan una población microbiana más diversa y con capacidades fisiológicas más amplias, ya que permiten el desarrollo de bacterias de crecimiento rápido y lento, además de fomentar la aclimatación de la biomasa a los sustratos más recalcitrantes. Trabajar con TRC superiores a 10 d, que se considera como el valor mínimo a partir del cual se produce la nitrificación en sistemas biológicos, resultó afectar de forma positiva la eficacia de eliminación de estrógenos e Ibuprofeno en los trabajos realizados por Clara et al. (2005a). Para fragancias, la operación a TRC elevados (> 20 d) fomentó la transformación de dichos compuestos, que a TRC menores se eliminaban fundamentalmente por adsorción (Suárez, 2008), posiblemente debido a un mayor tiempo de retención de los compuestos adsorbidos dentro del sistema.

El TRH corresponde al periodo de tiempo que transcurre desde que las aguas residuales entran a la EDAR hasta que se descargan de la misma. En general, algunos CCFs se eliminan en mayor extensión en plantas que operan a TRH mayores, como se observó para los estrógenos (Johnson y Sumpter, 2001) y para anti-inflamatorios (Drewes et al., 2002). Este parámetro es especialmente crítico para aquellos compuestos que presentan cinéticas de degradación lentas, como, por ejemplo, Diclofenaco cuyo tiempo de vida medio en una planta convencional es de 2-3.5 d (Suárez, 2008), lo cual explica que para plantas que trabajan a TRH bajos (< 1 d) no se hayan observado eliminaciones significativas, mientras que para otras que operan a TRH más altos (13 d) se lograra eliminar hasta el 70% (Clara et al., 2005b; Suárez, 2008).

El grado de eliminación y los productos de transformación de los CCFs pueden depender de las condiciones redox existentes en el reactor biológico (anaerobio, anóxico y aerobio).

Un claro ejemplo de esto lo constituyen los estrógenos, para los cuáles se determinaron cinéticas de transformación claramente distintas dependiendo del potencial redox utilizado (Joss et al., 2004).

El efecto de la temperatura y de la concentración y aclimatación de biomasa en los reactores deriva de la dependencia de la propia actividad microbiana de estos parámetros. Ternes et al. (1999) ha encontrado un efecto positivo al trabajar a temperaturas más altas mientras que Suárez (2008) ha observado que la eficacia de eliminación de algunos compuestos como Diclofenaco depende tanto del periodo de aclimatación como de la concentración de lodo en el reactor.

11.7. Conclusiones*

La problemática asociada a la contaminación de las aguas por compuestos farmacéuticos se diferencia de la derivada de otro tipo de sustancias antropogénicas (ej. pesticidas), en que en este caso la prohibición de su producción o consumo no es una solución factible, puesto que los medicamentos están diseñados para mejorar la salud humana, aspecto éste que hasta la fecha nuestra sociedad prioriza frente al cuidado y conservación del medio.

Por tanto, las principales vías de actuación para atenuar los posibles efectos adversos causados por la presencia de CCFs en el medio ambiente contemplan: i) Actuaciones sociales, tales como intentar concienciar a la sociedad de que se utilicen los medicamentos de forma racional y de que se gestionen adecuadamente aquellos sobrantes o que estén caducados mediante puntos de recogida específicos (SIGRE); ii) Mejoras en la composición de los medicamentos, de modo que se intenten sustituir los ingredientes activos más agresivos para el medio ambiente y que se ajusten las dosis de manera que la fracción excretada después de su ingestión sea mínima; iii) Optimización de la tecnología y de la operación de las EDARs, teniendo en cuenta este tipo de compuestos a la hora de efectuar los diseños.

*Agradecimientos

Este trabajo se ha realizado en el marco del los proyectos HOSPEDAR (PGIDIT03TAM02E) y CHUSEDAR (PGIDIT05TAM010E) financiados por la Xunta de Galicia y del proyecto FARMEDAR (CTM2004-04475) financiado por el MEC.

Bibliografía

- Carballa, M.; Omil, F.; Lema, J.M. (2005). "Removal of cosmetic ingredients and pharmaceuticals in sewage primary treatment". *Water Res.* 39, 4790-4796.
- Carballa, M.; Omil, F.; Lema, J.M.; Llopart, M.; García-Jares, C.; Rodríguez, I.; Gómez, M.; Ternes, T. (2004). "Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant". *Water Research* 38 (12), 2918-2926.
- CCLIN Paris-Nord (1999). *Elimination des effluents liquides des établissements hospitaliers-Recommandations*. Institut Biomédical des Cordeliers, Paris.
- Clara, M.; Strenn, B.; Kreuzinger, N. (2004). "Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration". *Water Research* 38 (4), 947-954.
- Clara, M.; Kreuzinger, N.; Strenn, B.; Gans, O.; Kroiss, H. (2005a). "The solids retention time - a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants". *Water Research* 39 (1), 97-106.
- Clara, M.; Strenn, B.; Gans, O.; Martínez, E.; Kreuzinger, N.; Kroiss, H. (2005b). "Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in a membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants". *Water Research* 39 (19), 4797-4807.
- Drewes, J.E.; Heberer, T.; Reddersen, K. (2002). "Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse". *Water Science and Technology* 46 (3), 73-80.
- Heberer, T.; Fuhrmann, B.; Schmidt-Bäumler, K.; Tsipi, D.; Koutsouba, V.; Hiskia, A. (2001). "Occurrence of pharmaceutical residues in sewage, river, ground and drinking water in Greece and Germany". Ed. Daughton, C.G.; Jones-Lepp, T. *Pharmaceutical and Personal Care Products in the Environment: Scientific and Regulatory Issues. Symposium Series 791*, American Chemical Society, Washington DC, 70-83.
- Johnson, A.C. y Sumpter, J.P. (2001). "Removal of endocrine-disrupting chemicals in activated sludge treatment works". *Environmental Science & Technology* 35 (24), 4697-4703.
- Joss, A.; Andersen, H.; Ternes, T.; Richle, P.R.; Siegrist, H. (2004). "Removal of estrogens in municipal wastewater treatment under aerobic and anaerobic conditions: Consequences for plant optimization". *Environmental Science & Technology* 38 (11), 3047-3055.
- Kümmerer, K. (2001). "Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater by hospitals in relation to other sources-a review". *Chemosphere* 45, 957-969.
- ÖAK (2003). "Die österreichische Apotheke in Salen". Ed. Traxler, M. y Koessler, A., *Österreichische Apothekerkammer*. 1090 Wien, Österreich.
- Schreurs, R.H.M.M.; Legler, J.; Artola-Garicano, E.; Sinnige, T.L.; Lanser, P.H.; Seinen, W.; van der Burg, B. (2004). "In vitro and in vivo antiestrogenic effects of polycyclic musks in zebrafish". *Environmental Science & Technology* 38 (4), 997-1002.
- Suárez, S. (2008). "Strategies for the treatment of municipal and hospital wastewaters containing Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs)". Doctoral Thesis, University of Santiago de Compostela, Spain.
- Suárez, S.; Ramil, M.; Omil, F. y Lema, J.M. (2005). "Removal of pharmaceutically active compounds in nitrifying-denitrifying plants". *Water Sci. Technol.* 52 (8), 9-14.
- Suárez, S.; Dodd, M.C.; Omil, F. y von Gunten, U. (2007). "Kinetics of triclosan oxidation by aqueous ozone and consequent loss of antibacterial activity: relevance to municipal wastewater ozonation". *Water Res.* 41, 2481-2490.
- Ternes, T.A.; Stumpf, M.; Mueller, J.; Haberer, K.; Wilken, R.D.; Servos, M. (1999). "Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada and Brazil". *Science of the Total Environment* 225 (1-2), 81-90.

12

Tratamientos avanzados de aguas

*Inmaculada Ortiz
Eloy García Calvo*



12

12.1. Introducción

La presencia de microcontaminantes en las aguas superficiales, subterráneas y residuales crece de manera constante, entre otras razones debido al aumento de la población y al uso generalizado de productos para el cuidado personal, de fármacos y pesticidas y, también, a las actividades industriales.

Entre las características que definen a los micro-contaminantes orgánicos se encuentran su complejidad y una gran variedad. Pueden estar ligados a fenómenos de toxicidad, de bioacumulación —los organismos superiores de la cadena trófica pueden llegar a multiplicar por 1.000 a 10.000 la concentración existente en el agua— y producir modificaciones de las características organolépticas de las aguas. Además, dada su variedad y baja concentración, a veces, presentan dificultades para la determinación analítica.

La DM 2000/60 de la Unión Europea identifica 33 sustancias, o grupos de sustancias, a los que califica como peligrosas. Además hay otro grupo, aun mayor, de sustancias que se denominan emergentes por su presencia creciente en la naturaleza.

La presencia de estas sustancias en el agua y la obligación de proteger cada día mejor al medioambiente hace necesario recurrir a nuevas tecnologías que sirvan de complemento a las convencionales utilizadas en el tratamiento de aguas residuales urbanas y asimilables. Por ello, atendiendo al carácter complementario del tratamiento, no se tratan aquí las tecnologías avanzadas alternativas a las convencionales —por ejemplo los biorreactores de membrana— y los procesos biológicos de eliminación de P y N. En este trabajo se hace referencia a tratamientos que, siendo también de utilidad para diferentes tipos de aguas residuales, generalmente industriales, se convierten en instrumentos fundamentales para la eliminación de microcontaminantes.

Existe una gran variedad de tecnologías susceptibles de ser utilizadas para eliminar los microcontaminantes pero esta monografía se centra en una somera descripción de tecnologías que tienen una eficacia contrastada, agrupadas en tecnologías de oxidación avanzada, tecnologías de membrana, y tecnologías que utilizan una fase sólida activa: adsorción e intercambio iónico.

12.2. Procesos de oxidación avanzada (AOP's)

12

La oxidación supone la transferencia de uno o más electrones desde un donante (reductor) a un aceptor (oxidante) que tiene una gran afinidad por electrones. La transferencia supone una transformación química para ambos compuestos y, en algunos casos, se producen especies químicas con un número impar de electrones de valencia. Esas especies son los radicales, muy reactivos y, por tanto, muy inestables debido a esa configuración electrónica de valencia. A la producción de radicales le sigue una reacción de oxidación entre los radicales oxidantes y otros reactivos, orgánicos o inorgánicos, hasta que se forman productos termodinámicamente estables. La capacidad de un oxidante para iniciar la reacción química se mide en términos de su potencial de oxidación. Los oxidantes más potentes son fluor (con un potencial de 2,85 electrón voltios, eV), los radicales hidroxilo ($\text{OH}\cdot$, 2,7 eV), ozono (2,07 eV), y cloro (1,49 eV).

Los productos finales de una oxidación completa de compuestos orgánicos son dióxido de carbono, agua y, en algunos casos, sales.

Los procesos de oxidación avanzada (AOP's por sus iniciales en inglés) se producen en dos etapas: 1) La formación de un potente oxidante, radicales $\text{OH}\cdot$ y, 2) reacción de ese oxidante con los contaminantes orgánicos del agua. En aplicaciones al tratamiento de aguas, por AOPs se entendía los procesos en los que intervenía O_3 , H_2O_2 y/o luz ultravioleta, UV; sin embargo esa denominación se ha ido ampliando a procesos en los que interviene la catálisis con TiO_2 , la cavitación, la irradiación con haz de electrones de alta energía (E-Beam) y las reacciones Fenton, etc. Todos estos procesos producen radicales hidroxilo que reaccionan y destruyen un amplio abanico de contaminantes orgánicos. Aunque los procesos enumerados pueden tener otros mecanismos de destrucción de contaminantes, en general, la eficacia de un AOP es proporcional a su capacidad para generar radicales.

Implementar un AOP y medir su eficacia es una tarea difícil. Por ejemplo, como cualquier otro proceso, la eficacia depende de manera decisiva de las sustancias que contiene el agua a tratar, sin embargo, en el caso de AOPs, el efecto de la calidad de las aguas en la eliminación de contaminantes es menos conocido que en otras tecnologías. Muchas de las dificultades técnicas asociadas al AOP se deben a que son procesos no selectivos de manera que las posibilidades de interferencias de sustancias presentes en el agua, y no necesariamente

contaminantes, puede ser elevada. Para compensar esas limitaciones es necesaria más energía o mayor dosis de reactivos de lo teóricamente necesario, con el consiguiente incremento de costes.

12.2.1. Principios generales

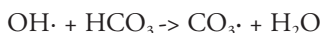
Los procesos de oxidación avanzada, como otros vinculados al tratamiento de agua, están influenciados por la concentración de contaminantes en la corriente de entrada, por los objetivos de calidad de las aguas tratadas y por los caudales. Además algunos parámetros como pH, alcalinidad, y concentración de algunos iones como aniones de nitrógeno, de bromo, sulfatos, fosfatos, etc.

Todo ello influye sobre los principales parámetros de diseño de los AOP, a saber, dosificación de reactivos y proporción entre ellos, tiempo de contacto con el agua y configuración del sistema de reacción. Las dosis óptimas de reactivos y los tiempos de contacto son específicos de cada agua a tratar y de cada tipo de tratamiento, por ello, son datos que habitualmente se obtienen en estudios piloto en los que se trabaja con el agua a tratar. Como se podría esperar, dosis más elevadas de reactivos y largos tiempos de contacto suponen una mayor eliminación de contaminantes pero también aumentan los costes de operación y, a veces, aparecen subproductos indeseados.

Factores que influyen en el proceso relacionados con la calidad del agua

Algunos parámetros del agua pueden tener una influencia decisiva en la eficacia de los AOPs, por ejemplo:

Alcalinidad: Su efecto sobre cualquier AOP ha sido muy estudiado. Los radicales hidroxilo, como se ha dicho, no son selectivos de manera que pueden ser consumidos por compuestos orgánicos e inorgánicos. Tanto el anión carbonato como el bicarbonato son sumideros de radicales hidroxilo que reaccionan para formar radicales carbonato. Estos radicales, a su vez, pueden reaccionar con la materia orgánica pero a una velocidad mucho menor,



Nitratos y nitritos: La formación de radicales hidroxilo se puede producir por varios mecanismos, incluyendo la foto-oxidación con UV y H_2O_2 . Cualquier constituyente del agua a tratar que absorba luz UV hará disminuir la formación de radicales hidroxilo. Tanto nitratos como nitritos absorben luz ultravioleta entre 230 y 310 nm de longitud de onda, por ello, concentraciones de estos compuestos superiores a 1mg/l limitan mucho la eficacia de los procesos en los que interviene la luz UV.

Fosfatos y sulfatos: También son potenciales sumideros de radicales hidroxilo aunque las velocidades de reacción son muy lentas y sería necesaria una concentración de esos

compuestos muy elevada para que su efecto fuera detectado en sistemas $O_3/H_2O_2/UV$. Se ha detectado una significativa reducción en la velocidad de destrucción de contaminantes orgánicos para sistemas que utilizan TiO_2 y concentraciones de sulfato del orden de 100mg/l

Turbidez: Los sistemas basados en el uso de radiación UV muestran un descenso muy significativo en su eficacia a medida que se incrementa la turbidez. Ésta merma la transmitancia del agua y así disminuye la penetración de la radiación UV en la misma.

12.2.2. Tecnologías para AOPs

Aunque el número de combinaciones para procesos de oxidación avanzada es muy amplio, en una primera clasificación se distinguirá entre tecnologías establecidas, aquellas para las que se dispone de experiencia suficiente a escala industrial, y tecnologías emergentes, aquellas sobre las que no se dispone de información, o ésta es muy limitada, en relación con sistemas a escala real.

Las tecnologías plenamente establecidas quedan reducidas a tres: O_3/H_2O_2 ; O_3/UV y H_2O_2/UV . El resto de las tecnologías son consideradas emergentes, por ejemplo $O_3/H_2O_2/UV$, reacciones de Fenton en todas sus variantes, los procesos catalizados por TiO_2 en todas sus combinaciones y los basados en cavitación o haz de electrones

Tecnologías O_3/H_2O_2

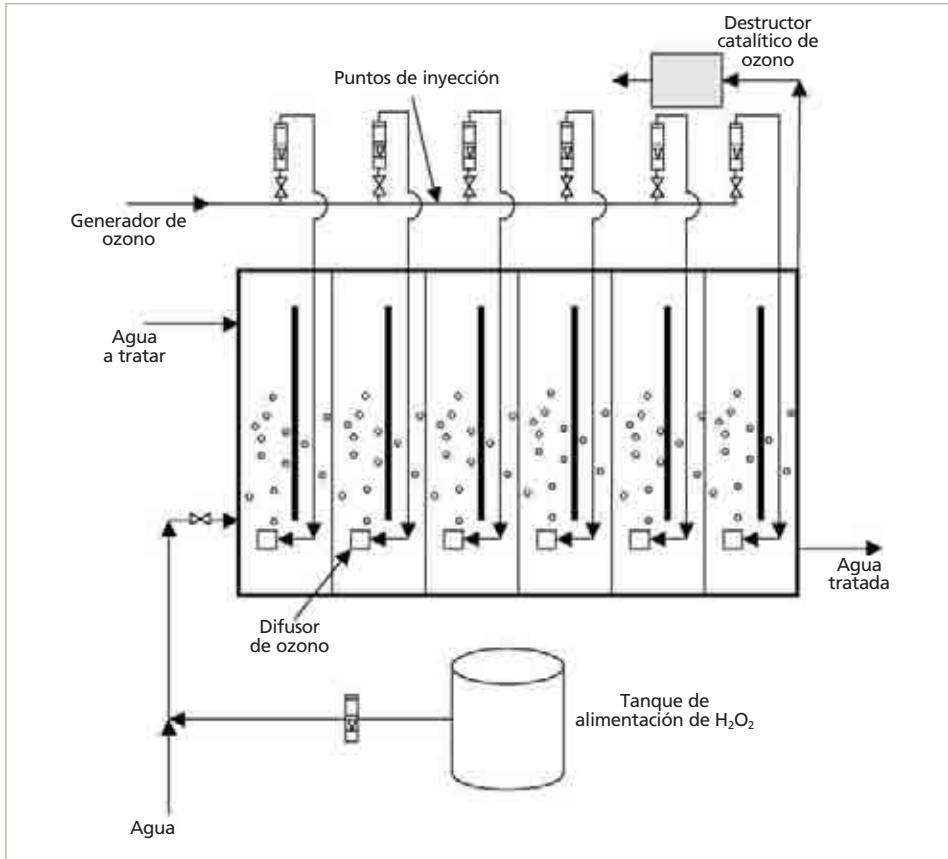
Lo habitual es que el ozono se produzca *in situ*, debido a su inestabilidad, mediante un generador alimentado con aire seco u oxígeno. Cuando el gas alimentado es aire la concentración de ozono alcanza entre el 0,5 y el 1,5% en volumen de la concentración de oxígeno, cuando se alimenta oxígeno las concentraciones pueden aumentar al doble.

La utilización de aire puede elevar los costes de operación porque es necesario eliminar su humedad. Cuando se usa oxígeno líquido la producción de ozono puede llegar al 14% en peso de oxígeno, hasta 7 veces más que usando aire. De esta manera se facilita la transferencia de ozono al agua.

El gas conteniendo ozono se alimenta al reactor a través de distribuidores de diversos tipos, desde venturi a platos perforados. La dosis habitual se encuentra entre 1 y 2 mg/l de ozono por mg/l de TOC (carbono orgánico total), sin embargo si la concentración de sumideros (carbonatos, por ejemplo) es alta conviene elevar la dosis. La transferencia del ozono al agua puede llegar hasta un 90-95%.

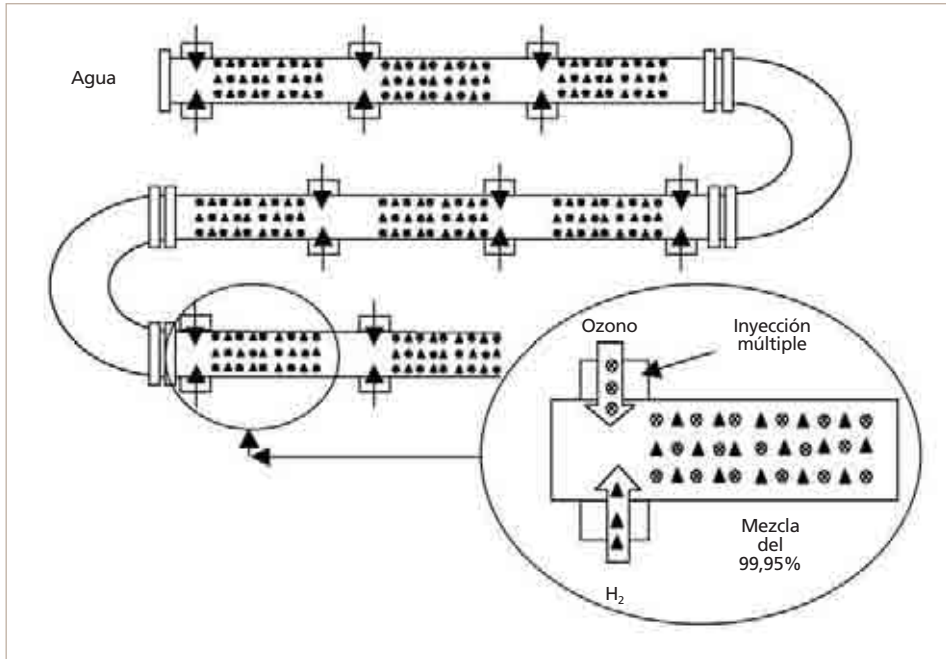
El H_2O_2 se alimenta a través de una disolución acuosa y se utilizan relaciones peróxido/ozono de entre 0,3/1 y 3/1. El intervalo tan amplio es debido a las características del agua a tratar.

Los reactores varían su configuración entre tanques agitados de entre 3 y 5 m de altura y los reactores tipo flujo de pistón de varias decenas de metros de longitud. En los primeros la inyección del ozono se lleva a cabo por la base del reactor, mientras que en los segundos tanto el peróxido como el ozono se dosifican a lo largo de todo el reactor.

Figura 12.2.1. Reactor tipo batería de tanques agitados para procesos O_3/H_2O_2 

En todo caso, la corriente gas pasa finalmente por un sistema catalítico para descomponer el ozono residual y evitar la contaminación atmosférica.

El rendimiento teórico para producir radicales hidroxilo es menor que para el sistema H_2O_2/UV , sin embargo el rendimiento está menos afectado por las características del agua (por ejemplo, la turbidez, el hierro y los nitratos, ya que éstos disminuyen el rendimiento de procesos con UV). Se puede afirmar que este proceso es el más ampliamente contrastado para resolver muy diversos problemas de aguas contaminadas.

Figura 12.2.2. Reactores tipo flujo en pistón para procesos O_3/H_2O_2 

Tecnologías con luz UV

La luz ultravioleta es la más energética del espectro de luz con longitudes de onda entre el visible (400nm) y los rayos X (100nm). La radiación UV puede destruir contaminantes orgánicos por fotólisis directa e indirecta. En fotólisis directa la absorción de UV por el contaminante orgánico genera un estado excitado en determinados puntos de la molécula de contaminante orgánico favoreciendo la reacción con otros compuestos y, eventualmente, la degradación. La fotólisis indirecta se produce por medio de radicales hidroxilo generados por la interacción con ozono o peróxido de hidrógeno añadidos al agua antes o durante la irradiación con luz UV.

Las fuentes de radiación UV habituales son lámparas de vapor de mercurio de baja o media presión y lámparas de arco de xenón.

La configuración de los reactores viene influenciada por los caudales a tratar. Para grandes caudales se suelen utilizar varias lámparas de entre 20 y 30 kW de potencia en un solo recipiente. Para pequeños caudales se usan reactores en serie conteniendo cada uno una lámpara. A veces, cuando el caudal no es suficiente se puede producir un incremento de la temperatura de la lámpara en cuyo caso es necesaria su refrigeración.

Para minimizar los problemas de ensuciamiento de las lámparas, éstas van equipadas con sistemas de limpieza automática, generalmente los sistemas son neumáticos.

Figura 12.2.3. Sistema de lámparas UV



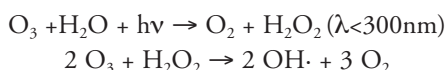
Los dos parámetros fundamentales para optimizar el tamaño del sistema AOP con UV son la potencia de la radiación por unidad de volumen del agua tratada —habitualmente se denomina dosis de UV— y la concentración de O_3 o H_2O_2 .

La dosis de UV se mide en términos de energía eléctrica aplicada a la unidad de volumen de agua tratada. Por ejemplo kWh/m^3 . Este parámetro combina caudal, tiempo de residencia e intensidad luminosa en un solo término. La dosis se calcula como:

$$\text{Dosis UV (kWh/m}^3\text{)} = \text{Potencia de la lámpara kWh/ caudal m}^3\text{/hr}$$

Proceso O_3 /UV

La producción de radicales en este proceso se realiza a través de las reacciones:



La producción de ozono se realiza según lo ya comentado y se introduce en la base de los reactores a través de un distribuidor. Cuando los caudales son elevados los reactores que se utilizan son de tipo torre con las lámparas distribuidas en él.

Cuando la generación de luz UV se realiza con lámparas de mercurio de baja presión el proceso es más eficiente que cuando se usa H_2O_2 en lugar de O_3 . Esto es así porque el coeficiente de extinción del O_3 es superior para radiación UV de mayor longitud de onda. Cuando se usan lámparas de oxígeno de presión media o lámparas de arco de xenon el H_2O_2 tiene un mayor coeficiente de extinción que el ozono y puede generar más radicales hidroxilo.

El mayor inconveniente del O_3 es su baja solubilidad en agua si se compara con el H_2O_2 . También, los costes de operación son muy superiores a los correspondientes al peróxido.

Proceso H_2O_2/UV

La generación de radicales se produce según la reacción: $H_2O_2 + luz\ UV \rightarrow 2\ OH\cdot$. La generación es más eficiente cuando se utilizan lámparas más energéticas porque el peróxido absorbe mejor la radiación de menor longitud de onda.

Las configuraciones utilizadas para este proceso no difieren mucho de las comentadas en el caso anterior pero introduciendo el dosificador de H_2O_2 y eliminando, lógicamente, el de ozono.

La dosis óptima de peróxido varía en función del tipo de agua pero es frecuente utilizar una cantidad doble que la de TOC a tratar y no menor de 1 mgr/L. La dosis típica de UV varía entre 1 y 6 kWh/m³, dependiendo de las características del agua a tratar.

Entre las ventajas del H_2O_2 se encuentra su elevada solubilidad, sin embargo aunque el rendimiento teórico para la formación de radicales es mayor que cuando se usa ozono, las interferencias de sustancias presentes en el agua pueden hacerlo inferior.

12.3. Tecnologías de separación con membranas

12

12.3.1. Micro y ultrafiltración

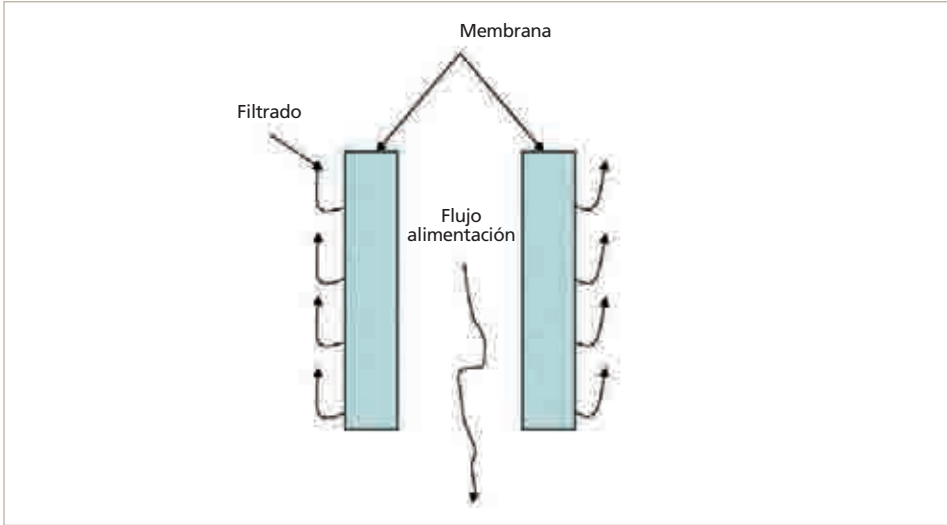
Las tecnologías basadas en la utilización de membranas son tecnologías no destructivas que basan el tratamiento en la separación de los contaminantes/microcontaminantes del agua mediante el paso selectivo de esta última a través de membranas semipermeables. Comprenden desde la microfiltración hasta la nanofiltración y ósmosis inversa; en la Tabla 12.3.1 se presenta una clasificación de estas tecnologías en función de las características de la operación y del mecanismo responsable de la separación.

Tabla 12.3.1. Características de las operaciones de separación con membranas

Tipo de membrana	Mecanismo de separación	Tamaño de poro micras	Peso molecular daltons	Presión de operación, psi
Ósmosis inversa	Tamizado y difusión	<0.001	100-200	600-1.500
Nanofiltración	Tamizado y difusión	0.001-0.01	300-1.000	50-250
Ultrafiltración	Tamizado	0.01-0.1	1.000-100.000	3-80
Microfiltración	Tamizado	0.1-20	Más de 100.000	1-30 o vacío

En la micro y ultrafiltración se lleva a cabo un tamizado muy fino. En la Figura 12.3.1 se muestra el esquema de flujo a través de membranas de micro o ultrafiltración, cuando se utilizan equipos con configuración cilíndrica, tubular o fibra hueca.

Los materiales con que se fabrican las membranas son muy variados; existen membranas fabricadas a partir de materiales cerámicos (dióxido de titanio o zirconio) o poliméricos (acetato de celulosa, poliamida, polipropileno, polisulfona, politetrafluoroetileno y fluoruro de polivinilideno), así como compuestos naturales y sintéticos.

Figura 12.3.1. Flujo de permeación a través de membranas cilíndricas

La configuración de las membranas puede ser en forma de láminas rectangulares utilizadas en filtros de placas y marcos o en módulos con enrollamiento en espiral, o cilíndrica, tubular con diámetros de 2 a 5 cm o más recientemente tubos de menor diámetro 0,5-1 mm o fibras huecas. En las Figuras 12.3.2 y 12.3.3 se muestran membranas utilizadas en estas operaciones bajo la configuración de fibra hueca y de módulos con membranas planas y enrollamiento en espiral.

Durante el proceso de filtración se pueden formar geles o precipitados que tienen como consecuencia el taponamiento de los poros de las membranas y la consiguiente pérdida de flujo. La vida útil de las membranas para una determinada aplicación está condicionada a la utilización de procedimientos de limpieza o filtración previa que eviten el taponamiento de

Figura 12.3.2. Membranas bajo la configuración de fibra hueca

Figura 12.3.3. Módulos de membranas bajo la configuración de enrollamiento en espiral en espiral



los poros. Se combina la limpieza con flujo a través de los poros con lavado en contracorriente o limpieza química dependiendo del tipo de membrana. Entre los compuestos utilizados para la limpieza cuando se ha trabajado con aguas residuales se puede citar el hipoclorito sódico, HCl, ozono, ácido oxálico, agua oxigenada o ácido cítrico. La función principal es eliminar restos de carbonato que pueden encontrarse taponando los poros de las membranas.

Las operaciones de micro y ultrafiltración en muchos casos requieren un tratamiento adicional para alcanzar los valores requeridos en los parámetros de las aguas residuales previo a su descarga; también es frecuente su utilización como tratamiento previo a unidades de ósmosis inversa.

En la Tabla 12.3.2 se muestran valores típicos de los parámetros comúnmente medidos en aguas residuales tras la aplicación de una operación de microfiltración.

Tabla 12.3.2. Composición característica del efluente de una operación de microfiltración

Parámetro	Unidades	Contenido del efluente
DBO	mg/L	< 2,5
Carbono orgánico total	mg/L como C	5-25
Nitrógeno Kjeldahl	mg/l como N	5-30
Fósforo total	mg/L como P	0,1-1,8
Hierro	mg/L	0-0,2
Sólidos suspendidos	mg/L	-----
Coliformes fecales	No./100ml	2-3

12.3.2. Osmosis inversa

La ósmosis inversa, OI, es una tecnología que puede eliminar más del 99% de la materia disuelta y de los compuestos orgánicos, así como materia biológica y suspendida presente en el agua. La tecnología se puede utilizar tanto en el tratamiento de aguas residuales como en aguas de proceso dado que es posible aplicarla a cada proceso individualmente y por lo tanto a cada problema de separación. Una ventaja adicional es el potencial de recuperación dado que no se utiliza degradación térmica ni química.

La OI es un proceso en el que se invierte el flujo espontáneo de un fluido a través de una membrana semipermeable mediante la aplicación de presión sobre una disolución concentrada. Si la presión aplicada es mayor que la presión osmótica, el disolvente permea a través de la membrana para formar una disolución diluida en el lado del permeado y una disolución más concentrada donde se aplica la presión.

El flujo a través de la membrana está determinado por la temperatura de la disolución, por las propiedades de la membrana y por la diferencia entre la presión aplicada y la presión osmótica. El flujo de un componente "A" a través de la membrana se determina mediante la expresión,

$$N_A = P_A \left(\frac{\Delta\Phi}{L} \right) \quad (1)$$

Donde N_A es el flujo a través de la membrana (masa/tiempo x superficie de membrana); P_A es la permeabilidad de A, masa-longitud/tiempo-fuerza; Df es el gradiente impulsor de A a través de la membrana; puede ser una diferencia de concentración o una diferencia de presión (masa/longitud² o fuerza/longitud²) y L es el espesor de la membrana.

Figura 12.3.4. Instalación de ósmosis inversa



La forma más sencilla de determinar la presión osmótica es la expresión,

$$\pi = C_sRT \quad (2)$$

Siendo π la presión osmótica /fuerza/longitud²), C_s la concentración del soluto en la disolución (moles/longitud³), R la constante de los gases ideales (fuerza-longitud/masa-tiempo), T , temperatura absoluta (°K, o °R).

Respecto de la membrana es necesario considerar 3 características en el diseño eficaz y económico del proceso; en orden de importancia son, 1) selectividad de la membrana, 2) estabilidad química de la membrana, y 3) permeación a través de la membrana o flujo. El flujo es la principal variable en el diseño de la operación sin embargo no tiene tanta importancia desde el punto de vista económico dado que su disminución se contrarresta con mayor área de membrana.

Una membrana ideal debe tener las siguientes características, 1) elevados valores de flujo de agua, 2) elevados valores de rechazo de las sales, 3) elevada resistencia o tolerancia al cloro y a los oxidantes, 4) elevada resistencia al ataque biológico, 5) elevada resistencia al taponamiento por material coloidal o suspendido, 6) precio asequible, 7) facilidad de fabricación en forma de láminas o de fibra hueca, 8) resistencia química y mecánica (a elevadas presiones), 9) estabilidad química (mantenimiento de sus propiedades en una gran variedad de condiciones), y 10) estabilidad térmica (capacidad para resistir elevadas temperaturas sin deformarse o cambiar sus propiedades).

Los materiales utilizados en la fabricación de membranas de ósmosis inversa son acetato de celulosa, poliamida aromática y composites en lámina fina. El acetato de celulosa es muy utilizado, tiene bajo precio y resiste a la exposición continuada a bajos niveles de cloro. Sin embargo tiende a hidrolizarse con el tiempo, tiene poca resistencia química, permite trabajar a valores de pH entre 4.0 y 6.5, es susceptible de ataque biológico y la máxima temperatura de trabajo es 30°C.

Los equipos de OI se comercializan bajo la configuración de láminas planas o de fibra hueca. El uso de las fibras huecas está extendido debido a una serie de ventajas tales como elevada relación área de membrana/ volumen de equipo y a su facilidad de reparación y mantenimiento una vez que están instaladas. El principal problema es el taponamiento debido a la materia suspendida y coloidal por lo que su limpieza es más difícil que en las demás configuraciones.

Consideraciones de diseño

La eficacia en la separación mediante la tecnología de OI es muy elevada, sin embargo en general es necesario diseñar etapas de pre y post tratamiento que permitan el correcto funcionamiento del proceso. En la Tabla 12.3.3 se dan detalles de las operaciones de pretratamiento que se llevan a cabo de forma habitual en distintas aplicaciones de la ósmosis inversa.

Tabla 12.3.3. Pretratamientos utilizados en procesos de ósmosis inversa

Problema	Pretratamiento	Propuesta	Area "Problema"	Pretratamiento Secundario	Objetivo
Deposiciones de Ca/Mg/bicarbonato	Ablandamiento por intercambio iónico	Reemplaza los cationes por Na	Valores elevados de SDT provocan deterioro (se recomiendan valores máximos de 800 mg/l)	Secuestrante	Evitar los daños causados por precipitados
	Ablandamiento con cal	Eliminar el Ca y el HCO ₃ y precipita el Mg como Mg(OH) ₂	Flujo mayor de 5000 m ³ /día	Secuestrante o ácido	Evitar post-precipitados
	Ácido	Reemplaza los bicarbonatos por Cl ⁻ o SO ₄ ²⁻	Difícil y caro	Secuestrante	Apoyo si falla la dosis de ácido
	Secuestrante como acondicionamiento primario	No recomendado ya que retrasa la formación de precipitados	Otros métodos son más apropiados y fiables		
Deposiciones de Sulfato de Calcio	Intercambio básico Secuestrante Aumento de T ^º	Caso anterior Caso anterior Estabilizar y aumentar la solubilidad del precipitado	Coste energético		
Precipitados de hierro	Ablandamiento con cal Oxidación y filtrado	Caso anterior Eliminar precipitados	Caso anterior Puede causar problemas con otros materiales (H ₂ S)	Ácido	Evitar precipitados posteriores
	Excluye oxidantes	Mantiene el Fe como Fe+2 filtrable	No adecuado para funcionamiento intermitente	Ácido	Evita precipitados

Problema	Pretratamiento	Propuesta	Area "Problema"	Pretratamiento Secundario	Objetivo
Coloides	Ácido	Mantiene el hierro en disolución	pH > 5		
	Coagulación y filtrado	Eliminación de partículas		En ocasiones comportamiento ácido	Evitar post-precipitados
	Ablandamiento por intercambio básico	Estabilización de la coagulación mediante el cambio del potencial Zeta de los coloides y previene los precipitados	No es apropiado para aguas con alta SDT donde la dureza total tras el ablandamiento es < 5 mg/l		
Bacterias	Esterilización con Cl ₂ y filtrado	Eliminación mediante filtrado		Dosificación de metabisulfito de sodio	Eliminación del Cl que puede dañar las membranas
H ₂ S	Degasificación y adición de Cl ₂	Eliminación de H ₂ S	Las aguas duras necesitan dosificación de ácido antes del tratamiento	Ver bacterias	
	Exclusión de oxidantes	Mantiene H ₂ S en disolución	No usar si hay bacterias presentes o el sistema opera con dificultad	Necesita degasificación	H ₂ S!!!!
Cloro de los oxidantes	Dosificación de metabisulfito de sodio o eliminación con carbón activo	Necesita buen mantenimiento y operación cuidadosa para evitar fallos	El bisulfito puede dañar el sistema. El carbón puede favorecer el crecimiento de bacterias	Monitorización y reserva del sistema	Una segunda dosificación puede aumentar la vida de la membrana

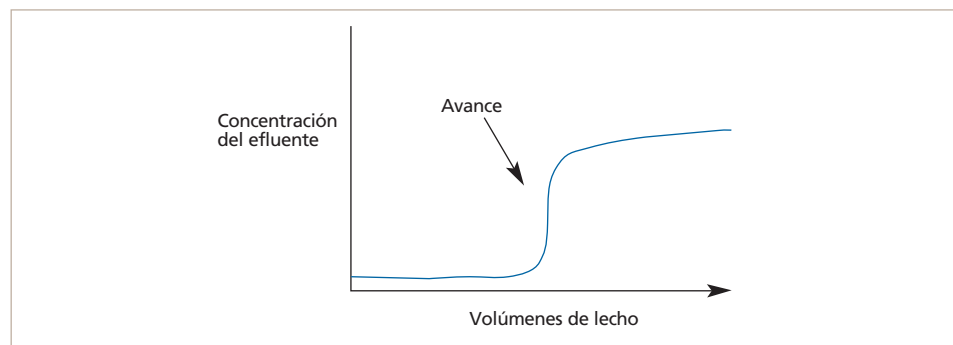
12.4. Tecnologías basadas en la retención de los contaminantes en una fase sólida

Los contaminantes/microcontaminantes son retenidos selectivamente en una fase sólida. Una vez que el sólido está agotado es posible llevar a cabo la regeneración del mismo y en su caso la concentración (y posible recuperación) de la materia retenida. En este grupo de tecnologías destacan la adsorción en carbón activo y el intercambio iónico.

12.4.1. Adsorción en carbón activo

Se utiliza sobre todo para la eliminación de compuestos orgánicos. Se puede llevar a cabo el proceso trabajando con lecho fijo del adsorbente o con el adsorbente en polvo. Cuando se utilizan lechos de carbón activo la forma de operación es semicontinua. En la Figura 12.4.1 se muestra una curva de ruptura típica. Una vez agotado el carbón activo se puede regenerar y reutilizar. La regeneración se suele hacer mediante oxidación térmica o con vapor. Sin embargo hay que tener en cuenta que el coste del carbón activo es importante; a modo de ejemplo se puede considerar el precio del carbón de Virginia que oscila entre 2,2 \$ y 3\$ el kg. La regeneración supone un 80% del coste del carbón fresco.

Figura 12.4.1. Curva de ruptura característica de una operación de adsorción



En muchos casos tras la eliminación de determinados compuestos adsorbidos el sólido resultante se clasifica como residuo peligroso siendo necesaria la gestión específica del mismo.

La máxima capacidad de adsorción para un determinado compuesto presente en un agua residual viene determinada por la isoterma de equilibrio. Las isotermas más utilizadas son la isoterma de Freundlich y la isoterma de Langmuir.

La expresión de Langmuir viene dada por la ecuación (3),

$$y/m = K_1 \cdot c / (1 + k_1 \cdot c), \quad (3)$$

siendo K_1 y k_1 parámetros característicos que dependen de la temperatura de trabajo, e y/m es la cantidad de material adsorbido por unidad de peso del adsorbente.

La expresión de Freundlich viene dada por la ecuación,

$$y/m = K \cdot c^{1/n}, \quad (4)$$

siendo c la concentración del material en la disolución en equilibrio y K y n son constantes determinadas experimentalmente. Dependiendo de la aplicación se puede usar cualquiera de las 2 ecuaciones, aunque la expresión de Freundlich es la más común.

En determinadas aplicaciones el carbón activo se utiliza en forma de polvo que es añadido al tanque de tratamiento del agua residual. Esta operación se utiliza cuando en el agua se

Figura 12.4.2. Instalación de tratamiento con carbón activo



encuentran presentes compuestos orgánicos recalcitrantes a la degradación biológica o tóxicos y proporciona una combinación de pre-tratamiento con el carbón a la vez que aumenta el tiempo de retención para favorecer la aclimatación de las poblaciones microbianas favoreciendo su actividad de degradación de la materia orgánica. Otra utilidad de este proceso es la reducción de la concentración de determinados metales. La dosis de carbón activo depende de los compuestos orgánicos y tiene como consecuencia el aumento de la presencia de sólidos en el clarificador.

12.4.2. Intercambio iónico

Tiene lugar cuando se intercambian iones de una disolución por iones unidos a los grupos funcionales de una superficie sólida denominada resina cambiadora. El intercambio iónico se puede llevar a cabo en operación discontinua o en columna; los procesos discontinuos son menos complejos pero menos eficaces por ello la mayor parte de las aplicaciones se realizan en columna.

Como resinas cambiadoras se utilizan tanto sólidos sintéticos o resinas naturales tales como zeolitas, natrolitas, clinoptilolitas o glauconitas. Muchos suelos y turbas tienen también una cierta capacidad de intercambio. Sin embargo la mayor parte de las resinas en uso son sintéticas. Se sintetizan a partir de matrices poliméricas con grupos funcionales iónicos solubles unidos a las cadenas de polímero. Una vez que la resina está agotada se puede utilizar

Figura 12.4.3. Instalación de intercambio iónico



una disolución concentrada del grupo funcional para llevar a cabo la regeneración; la regeneración es importante en la evaluación económica del proceso ya que el precio de las resinas es alto.

Existen 2 tipos de resinas comerciales, macroporosas o en forma de gel. Las resinas macroporosas tienen menos puntos activos para el intercambio de iones por unidad de volumen.

En cuanto a su estructura química una primera clasificación distingue entre resinas ácidas y resinas básicas. A su vez las resinas ácidas pueden ser fuertemente ácidas que contienen grupos sulfónicos en los lugares de intercambio; la eficacia de regeneración oscila entre un 30% y un 50% y la regeneración se lleva a cabo normalmente con H_2SO_4 o con HCl , y resinas ácidas débiles, que contienen grupos carboxílicos como grupos funcionales, tienen gran estabilidad térmica y la regeneración se puede realizar con cualquier ácido más fuerte que el grupo funcional; la eficacia de la regeneración suele alcanzar el 100%, pero solo permiten trabajar con disoluciones acuosas con $pH > 7.0$.

Las resinas básicas a su vez pueden ser fuertes y débiles. Las resinas básicas fuertes contienen en general grupos amonio cuaternarios como grupos funcionales, la regeneración se lleva a cabo en general con $NaOH$ y su eficacia oscila entre el 30% y el 50%. Las resinas básicas débiles pueden contener como grupos funcionales grupos amino terciarios, $-NR_2$, secundarios, $-NHR$ o primarios, $-NH_2$ o una combinación de los mismos. La alimentación debe tener pH menor de 7.0; la regeneración se puede llevar a cabo con $NaOH$, Na_2CO_3 o NH_4OH alcanzando eficacias del 100%.

Otro tipo de resinas que se sintetizan con el fin de ofrecer una mayor selectividad hacia ciertos iones son las resinas quelantes. Se pueden regenerar con ácidos dado que son débilmente ácidas. Muchas resinas quelantes contienen grupos de ácido iminodiacético unidos a estireno entrecruzado.

Una característica importante de los procesos de intercambio iónico es la selectividad, que representa la actividad preferencial de un medio hacia diferentes iones y en muchos casos está asociada a la valencia de los mismos; los compuestos de mayor valencia, tanto positiva como negativa se intercambian con mayor facilidad.

Como reglas generales el intercambio iónico se ve facilitado para iones,

- Con mayor valencia.
- Menor volumen.
- Mayor polarizabilidad.
- Que interactúan más fuertemente con los grupos iónicos fijos a la matriz polimérica y tienen menos tendencia a formar complejos con otros iones.

Una reacción de intercambio iónico viene representada por la siguiente ecuación,



Siendo R la resina, A⁺ el ion del grupo funcional, y B⁺ el ión inicialmente presente en la alimentación. El grado de intercambio depende de la selectividad de la resina hacia el ión intercambiado. El coeficiente de selectividad se define como la distribución relativa de los iones cuando una resina cargada se pone en contacto con diferentes iones,

$$K = \frac{[B^+]_{\text{resina}}}{[A^+]_{\text{resina}}} \times \frac{[A^+]_{\text{disolución}}}{[B^+]_{\text{disolución}}} \quad (5)$$

El valor relativo de K representa la preferencia relativa para retener [B⁺] en comparación con [A⁺]; cuanto mayor es el valor de K más grande es la preferencia de la resina hacia este ión. Para iones hacia los que la resina manifiesta una gran afinidad la curva de ruptura es más vertical, se requiere menor altura de lecho y se trabaja con valores mayores de caudal; sin embargo se necesita mayor concentración de regenerante.

En la Tabla 12.4.1 se muestra la preferencia y afinidad de distintas resinas hacia varios compuestos.

Tabla 12.4.1. Afinidad de las resinas a distintos compuestos

Resinas ácidas Fuertes débiles	Resinas básicas	Resinas ácidas Fuertes	Resinas básicas débiles	Resinas ácidas débiles quelantes
Bario(2+)	Yodo(1-)	Hidrógeno(1+)	Hidróxido(1-)	Cobre(2+)
Plomo(2+)	Nitrato(1-)	Cobre(2+)	Sulfato(2-)	Hierro(2+)
Mercurio(2+)	Bisulfito(1-)	Cobalto(2+)	Cromato(2-)	Níquel(2+)
Cobre(1+)	Cloro(1-)	Níquel(2+)	Fosfato(2-)	Plomo(2+)
Calcio(2+)	Cianuro(1-)	Calcio(2+)	Cloro(1-)	Manganeso(2+)
Níquel(2+)	Bicarbonato(1-)	Magnesio(2+)		Calcio(2+)
Cadmio (2+)	Hidróxido(1-)	Sodio(1+)		Magnesio(2+)
Cobre(2+)	Fluor(1-)			Sodio(1+)
Cobalto(+2+)	Sulfato(2-)			
Cinc(2+)				
Cesio(1+)				
Hierro(2+)				
Magnesio(2+)				
Potasio(2+)				
Manganeso(2+)				
Amonio(1+)				
Sodio(1+)				
Hidrógeno(1+)				
Litio(1+)				

En la operación de intercambio iónico en columna es necesario que la alimentación esté libre de sólidos, de ácidos y de compuestos orgánicos que puedan atacar químicamente a la resina, por lo que con frecuencia se requiere un pre-tratamiento con este fin. El hierro y el calcio y algunos tipos de silicatos también pueden dañar las resinas. La utilización de ácidos y bases fuertes en la regeneración puede acortar la vida de las resinas por lo que en muchos casos se utilizan sales, NaCl, como regenerante.

Existe la posibilidad de trabajar con lechos mixtos en los que se lleve a cabo el intercambio de cationes y aniones en la misma columna; un ejemplo es la obtención de agua desmineralizada para lo que se utilizan lechos en que los grupos iónicos son H^+ y OH^- .

Bibliografía

- AWWA, *Water Treatment and Quality: A Handbook of Community Water Supplies*, 5ª Edición, Mc Graw Hill, Nueva York, 1999.
- MWH, *Water Treatment Principles and Design*, 2ª Edición, J. Wiley and sons, New Jersey, 2005.
- Russell, D. L. *Practical Wastewater Treatment*, Wiley and Sons, New Jersey, 2006.

A-I

Glosario



Bentos = Organismos acuáticos que viven adheridos a un sustrato sólido y por tanto son fijos.

BFRs (del inglés, brominated flame retardants) = Compuestos retardantes de llama bromados con propiedades ignífugas.

Bioacumulación = Acumulación neta, con el paso del tiempo, de metales u otras sustancias persistentes en un organismo a partir de fuentes tanto bióticas (otros organismos) como abióticas (suelo, aire y agua).

Biodisponibilidad = Término farmacéutico que alude a la porción de la dosis, de un fármaco o nutriente administrado de manera exógena que llega hasta el órgano o tejido en el que lleva a cabo su acción; en medio ambiente, asimilación de contaminantes por los organismos.

DBO₅ = Demanda Biológica de Oxígeno. Se emplea para medir el contenido de materia orgánica presente en una muestra de agua. Es un parámetro indirecto, pues indica el oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos presentes en una muestra de agua en la oxidación bioquímica de materia orgánica al cabo de 5 días. Se expresa como concentración de oxígeno.

DBO = La DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) es la cantidad de oxígeno disuelto utilizado por los microorganismos para la oxidación bioquímica de la materia orgánica.

DDT = Insecticida organoclorado de uso prohibido en la agricultura debido a su capacidad de bioacumulación a lo largo de la cadena trófica.

Dilución isotópica = Método de análisis basado en la modificación deliberada de las abundancias isotópicas de un elemento de una muestra mediante la adición de una cantidad conocida de un isótopo enriquecido del mismo elemento.

Disruptores endocrinos = Sustancias químicas que tienen efectos adversos sobre la salud de un organismo o de su progenie, como consecuencia de alteraciones en la función endocrina.

DQO = El análisis de la DQO (Demanda Química de Oxígeno) se emplea para medir el equivalente en oxígeno de la materia orgánica que puede ser oxidada químicamente

utilizando dicromato en solución ácida. La DQO, es un parámetro análogo a la DBO5, pero en este caso es una determinación exclusivamente química. También se expresa como concentración de oxígeno.

Eutrofización = Proceso biológico por el que se producen incrementos indeseables de productores primarios como resultado del enriquecimiento de las aguas. Estos crecimientos producen problemas de calidad de las aguas.

Habitante equivalente = Se entiende por habitante equivalente la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno (DBO5) de 60 g de oxígeno por día. Se emplea mucho al dar los datos de diseño de una planta depuradora.

Índices biológicos = Métricas desarrolladas para resumir la información proporcionada por los organismos indicadores; se aplican a algas, invertebrados, peces, etc.

Índices biológicos basados en las diatomeas = Son aquellos índices que usan las diatomeas como organismos indicadores. Las diatomeas son algas microscópicas de cubierta silíceas, muy sensibles a los cambios químicos sucedidos en las aguas. Entre estos índices se cuentan el IPS, IBD, CEE, etc.

Índices biológicos basados en macroinvertebrados acuáticos = Son aquellos índices que usan los invertebrados como organismos indicadores. Incluye a un gran número de grupos taxonómicos, como crustáceos, insectos, moluscos o gusanos. Entre estos índices se cuentan el BMWP, FBILL y QAELS.

IPCC = Acrónimo del “International Panel of Climate Change”, o Panel Internacional auspiciado por Naciones Unidas para estudiar la progresión y efectos del cambio climático.

Isómeros = Compuestos con la misma fórmula molecular pero diferente fórmula estructural y, por tanto, diferentes propiedades).

Nutrientes = Son compuestos inorgánicos disueltos usados por los productores primarios (algas, macrófitos) y bacterias como fuente de elementos básicos.

PAHs (del inglés polycyclic aromatic hydrocarbons) = Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos; compuestos con dos o más anillos bencénicos fusionados en su estructura, formados durante la combustión incompleta de la materia orgánica.

PCBs (del inglés Polychlorinated Biphenyls) = Policlorobifenilos; compuestos tóxicos y bioacumulables utilizados en el pasado como aislantes en equipos eléctricos.

Persistencia = Tiempo de permanencia de un contaminante en el medio ambiente.

Plancton = Organismos microscópicos acuáticos que viven en suspensión activa o pasiva en la columna de agua.

Principio de precaución (o de cautela) = Adopción de medidas protectoras antes de contar con una prueba científica completa de un riesgo para evitar que se produzca realmente el deterioro del medio ambiente.

Tecnología blanda o natural = Es aquella tecnología que supone un menor consumo energético y coste de mantenimiento. Normalmente está basada en el uso de procesos naturales como humedales, lagunas de estabilización, etc. Supone asimismo la minimización de residuos generados, su reciclaje y su gestión ambientalmente sostenible. Procesos que

combinan mecanismos físicos, químicos y biológicos y producen agua depurada con una calidad similar o mejor a la de los sistemas de tratamiento avanzado, empleando básicamente energía del sol o del viento.

Tecnología intensiva, dura o convencional = Es aquella tecnología que supone un gran consumo de recursos energéticos, como las plantas convencionales de lodos activos, los procesos de ozonización y oxidación avanzada, o los filtros percoladores que eliminan DBO y sólidos en suspensión del agua residual empleando energía eléctrica en reactores adecuados.

Tratamiento primario = Operación física del tratamiento de las aguas residuales que se emplea para la eliminación de material flotante y sedimentable. Es el tratamiento de aguas residuales urbanas mediante un proceso físico o químico que incluya la sedimentación de sólidos en suspensión, u otros procesos en los que la DBO5 de las aguas residuales que entren se reduzca por lo menos en un 20% antes del vertido y el total de sólidos en suspensión en las aguas residuales de entrada se reduzca por lo menos en un 50%.

Tratamiento secundario = Proceso unitario en la depuración de aguas residuales que elimina una parte importante de la materia orgánica mediante reacciones químicas y biológicas. Este tratamiento incluya, por lo general, un tratamiento biológico con sedimentación secundaria. La eliminación de nutrientes puede considerarse parte del tratamiento secundario.

Tratamiento terciario = Comprende las etapas finales necesarias para mejorar la calidad del efluente final antes de verterlo al medio (mar, río, lago, etc.)... Combinación adicional de procesos y operaciones unitarias para eliminar los sólidos en suspensión y otros componentes del agua residual que hayan sobrepasado el tratamiento secundario. Suele incluir procesos más específicos como la adsorción, filtración, desinfección, y a veces también se considera aquí la eliminación de nutrientes. Es un sinónimo prácticamente equivalente el término tratamiento avanzado.

A-II

Disposiciones españolas
y europeas



España

- 1) Real Decreto Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.
- 2) Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre la protección contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.
- 3) Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas.
- 4) Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano.
- 5) Orden SCO/3719/2005, de 21 de noviembre, sobre sustancias para el tratamiento de aguas destinada a la producción de agua de consumo humano.
- 6) Orden MAM/ 985/2006, de 23 de marzo, por la que se desarrolla el régimen jurídico de las Entidades Colaboradoras de la Administración Hidráulica en materia de control y vigilancia de la calidad de las aguas y de gestión de los vertidos a dominio público hidráulico.
- 7) Real decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las Demarcaciones Hidrográficas.
- 8) Real Decreto 126/2007, de 2 de febrero, por el que se regulan la composición, funcionamiento y atribuciones del Comité de Autoridades Competentes de las Demarcaciones Hidrográficas con cuencas intercomunitarias.
- 9) Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.
- 10) Real Decreto 1341/2007, de 11 de octubre, sobre la gestión de la calidad de las aguas de baño.
- 11) Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de aguas depuradas.
- 12) Orden MAM/85/2008, de 16 de enero, por la que se establecen los criterios técnicos para la valoración de daños al dominio público hidráulico y las normas para las tomas de muestras y análisis de vertidos de aguas residuales.

Unión Europea

- 1) Directiva 82/176/CEE, de 22 de marzo, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio del sector de la electrólisis de los cloruros alcalinos.
- 2) Directiva 83/513/CEE, de 26 de septiembre, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de cadmio.
- 3) Directiva 84/156/CEE, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio de los sectores distintos de la electrólisis de los cloruros alcalinos.
- 4) Directiva 86/278/CEE, de 12 de junio, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.
- 5) Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas.
- 6) Directiva 98/83/CE, del Consejo de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano.
- 7) Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- 8) Decisión 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.
- 9) Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de febrero de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.
- 10) Directiva 2006/44/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.
- 11) Directiva 2006/113/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos.
- 12) Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006 relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

Aguas continentales ofrece un visión global de la problemática de la disponibilidad y calidad del agua. Con rigor científico, se tratan diversos temas relativos a los recursos hídricos, la calidad ecológica, química y microbiológica de las aguas continentales, y aspectos relacionados con la reutilización y tratamiento de aguas residuales. España está, por sus características naturales, obligada a asegurar un alto porcentaje de reutilización de las aguas, así como a que exista un estricto programa de control y seguimiento medioambiental y sanitario de estas aguas.

Este libro está dirigido a un colectivo diverso de lectores, incluyendo no sólo a profesionales de este ámbito, tanto de la administración hidráulica como de las empresas del sector, sino a responsables de la formación universitaria e investigadora, a estudiantes de tercer ciclo y al público en general. Aquí se proporcionan los elementos necesarios para entender mejor los procesos naturales referentes a la disponibilidad de recursos hídricos, y la información relativa a los contaminantes que determinarán la calidad de las aguas.

Aguas continentales

