

EL ESTADO ECOLOGICO DE LAS AGUAS SUPERFICIALES Y EL ESTADO QUIMICO DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS. METODOLOGIA PARA SU EVALUACION Y SITUACION ACTUAL DE LA MISMA

Jorge de las Heras Ibáñez. Catedrático de Producción Vegetal. UCLM

INTRODUCCION

Si bien el conocimiento de la cantidad disponible de los recursos hídricos resulta una herramienta indispensable para una planificación eficaz de la gestión de los mismos, la evaluación de su calidad no es menos importante, ya que de ella dependerán los posibles aprovechamientos y usos. En este sentido es necesario abundar en la notable evolución que, a lo largo de los últimos años, ha experimentado el concepto de “calidad” de este medio. Para definir la calidad del agua, resulta imprescindible anteponer un uso predominante, siendo este el que determine los parámetros más importantes a considerar, de manera que no es lo mismo si el agua va destinada a riego, baño o para consumo (Llácer et al. 2007).

Es necesario, sin embargo, hacer una consideración sobre lo que se entiende por calidad natural del agua, ya que su determinación es un requisito para el proceso de control de contaminantes asociados a la actividad antrópica (de las Heras y Moreno, 2005). Así, se entiende por “calidad natural” aquel conjunto de características físicas, químicas y biológicas que definen un agua sin intervención humana (Gray, 1994). Sólo cuando la actividad humana modifica alguna de estas variables, este concepto deja de tener sentido, debiendo utilizarse el término más genérico de “calidad del agua”. Ello es importante, puesto que en numerosas ocasiones son elementos o compuestos provenientes de la propia geología y ecología del curso de agua, los que van a interferir en el concepto de calidad. En este sentido, las normativas reguladoras de la calidad de las aguas en función del uso tienen cada vez más en consideración la procedencia de dichos compuestos a la hora de establecer límites legales. Según el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000), la calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico, tanto desde el punto de vista de su caracterización ambiental, como desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, ya que delimita la aptitud del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas.

Por otro lado, los ecosistemas fluviales mediterráneos se caracterizan por su variabilidad temporal y espacial (estacionalidad, heterogeneidad), así como su resiliencia. Un efecto derivado de la marcada estacionalidad de estos ríos es la percepción de ambientes aparentemente degradados o de poco valor por ser intermitentes o temporales. Desde el punto de vista ecológico, la estacionalidad es una perturbación intrínseca de este tipo de ecosistemas y por tanto necesaria para su buen funcionamiento. Otro efecto inherente al carácter mediterráneo es la necesidad de la regulación de los recursos hídricos para diversos usos y actividades. Esto ha ocasionado que España tenga el número de presas per cápita más alto de Europa y sea el cuarto a nivel mundial (Cobacho, 2000). De igual modo, el concepto de calidad de las aguas subterráneas ha de contemplar los usos prioritarios de la misma, así como el soporte de sistemas naturales que pudieran verse afectados por una desviación de la misma. En definitiva, el establecimiento de parámetros de calidad en las aguas, debe ir acompañado de la determinación de sus usos, de igual manera que para su gestión hay que considerar el valor ecosistémico que éstas reportan.

EL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA GESTIÓN DE LAS AGUAS SUPERFICIALES: EL CONCEPTO DE CAUDAL ECOLÓGICO

Las soluciones de equilibrio entre uso y conservación no se deben quedar en la gestión racional (o sostenible) del agua sino en la gestión de los sistemas naturales y artificiales que la contienen. Este enfoque ecosistémico lleva como principal objetivo conservar o recuperar un régimen de caudales ecológicos o de mantenimiento (Palau & Palomes, 1986; Kroll et al, 2009), que incorpore todos los aspectos y elementos necesarios para maximizar la naturalidad y funcionalidad de estos ríos regulados.

En España, hay una demanda legal de fijación de caudales ecológicos establecida en los Planes Hidrológicos, pero cuya definición no es precisa (Manteiga y Olmeda, 1992). Este hecho dificulta la fijación de estos caudales y por tanto resulta vital tener un concepto claro de lo que se llama “caudal ecológico”, sobre todo cuando hay una gran cantidad de vocablos cuya indefinición les hace sinónimos en la práctica: caudales de compensación, caudales ambientales, caudales de mantenimiento, caudales mínimos, etc (Moreno et al. 2006, 2010). Cuando pretendemos asegurar agua suficiente para la supervivencia de los ríos queremos establecer un caudal o un régimen derivado de él llamado régimen de caudales ecológicos. Existe un amplio grupo de metodologías, y formas de cálculo, para estimar este caudal y componer un régimen que sea válido

durante el año permitiendo cumplir la naturalidad y funcionalidad del ecosistema fluvial (Kroll et al. 2013). La cuestión del caudal ecológico se ha convertido en uno de los aspectos más importantes y polémicos, sobre todo a la hora de decidir cuál ha de ser el método que garantice la obtención de un correcto caudal ecológico así como cuál ha de ser la metodología que incorpore el cumplimiento de los objetivos ambientales propuestos. En la actualidad existen cuatro enfoques metodológicos con sus variantes particulares: hidrológico, hidráulico, hidrobiológico y holístico.

La Directiva 2000/60 CE de 23 de octubre de 2000 (Directiva Marco del Agua), indica y define las directrices sobre las que se han de elaborar los nuevos planes hidrológicos, así como los plazos para tal fin. Sin embargo en ella no se hace referencia explícita a un caudal ecológico o un régimen de caudales. La DMA especifica que la cantidad de agua que debe llevar un determinado tramo o río debe ser la “adecuada para conseguir el buen estado ecológico”. El control cuantitativo es un importante parámetro a la hora de garantizar una buena calidad del agua y, como elemento nuevo en la política comunitaria de las aguas, se dice que las especificaciones técnicas “establecerán principios generales de control de la captación y del abastecimiento a fin de garantizar la sostenibilidad medioambiental de los sistemas acuáticos afectados”, al tiempo de que se promoverá “un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles”. Con ello, la DMA está recogiendo implícitamente la necesidad de establecer y aplicar metodologías de determinación del régimen de caudales necesarios para asegurar el buen estado ecológico, como paso previo para estimar los volúmenes o caudales de captación.

Así, es necesario tener presente el uso al que se destina el agua así como considerar los conceptos de “calidad” y cantidad”. Si el criterio a definir es estrictamente agronómico, esto es, aptitud del agua para regadío, existen diferentes clasificaciones. Los criterios más comúnmente utilizados (FAO, 1990) se refieren en primer término a los riesgos de salinización y de reducción de la capacidad de infiltración en función de la conductividad y de ésta y de la relación de Absorción de Sodio (RAS), respectivamente. Los criterios de FAO incluyen información sobre otros problemas potenciales, derivados de la toxicidad de determinados iones específicos y oligoelementos, el exceso de nitrógeno y bicarbonato y el pH (MIMAM, 2000). Las directrices propuestas sólo son aplicables en determinados supuestos referentes al clima, suelo, manejo y métodos de riego, condiciones de drenaje y patrones de absorción de la

humedad por el cultivo. Cuando las características locales no se ajustan a los supuestos considerados se requiere un estudio específico del caso que podrá dar lugar a una modificación de los criterios citados.

Si el uso preferente del recurso es otro (baño, consumo), los criterios de aptitud varían, tal y como ya se indicó anteriormente. Lo cierto es que, independientemente del uso del agua, el concepto de calidad ha cambiado sustancialmente en los últimos años y, con él, los criterios de aptitud.

La gestión secular del recurso agua como un simple bien comercial, así como la constante consideración de las masas de agua continentales y costeras como medios receptores de vertidos y sustancias contaminantes, ha provocado el deterioro de las aguas comunitarias. Según se indica en el preámbulo 4 de la DMA, “las aguas comunitarias están sometidas a la creciente presión que supone el continuo crecimiento de la demanda de agua de buena calidad en cantidades suficientes para todos los usos”. Desde 1988, en que el Consejo presentara las primeras propuestas para mejorar la calidad ecológica de las aguas superficiales comunitarias, se ha venido confirmando a través de diversas declaraciones y propuestas, la necesidad de tomar medidas para proteger las aguas comunitarias tanto en términos cualitativos como cuantitativos (informe emitido en 1995 por la Agencia Europea del Medio Ambiente).

Como consecuencia de esta situación, el Consejo, el Comité de las Regiones, el Comité Económico y Social, y finalmente el Parlamento Europeo el 23 de octubre de 1996, solicitaron a la Comisión que presentara una propuesta de Directiva del Consejo que estableciera un marco para una política europea de aguas. De hecho, la DMA, nace como consecuencia de la necesidad de una legislación comunitaria que aborde la calidad ecológica (preámbulo 2), de tomar medidas para proteger las aguas comunitarias tanto en términos cualitativos como cuantitativos (preámbulo 4) y de establecer los principios básicos de una política de aguas sostenible en la Unión Europea (preámbulos 3, 5, 16, 23, 41). Es así como surge la actual DMA, el marco legal comunitario que dictará en adelante los principios de una política comunitaria de aguas que deberá ser aplicada en todos los países miembros de la Comunidad. La Directiva estableció tres años de plazo a partir de su publicación el 23 de octubre de 2000, para la adaptación y transposición del derecho interno a la DMA, por lo que actualmente se encuentra adaptada a la legislación de todos los países miembros. Una vez traspuesta la legislación comunitaria a la nacional, cada país miembro debe cumplir los objetivos ambientales fijados por la

Directiva, siguiendo el calendario y cumpliendo los plazos indicados para alcanzar dichos objetivos.

Para conseguir el buen estado, la DMA establece una serie de objetivos parciales que deben cumplirse cada año hasta 2015 y cuyo principal elemento director es la evaluación del “estado ecológico” para el caso de los ríos, y el buen “estado cuantitativo y químico” para las subterráneas. Para conseguir con éxito dicha evaluación, la DMA establece un complicado y a la vez avanzado sistema de marcado carácter científico, diferente para las aguas superficiales y subterránea en varias fases:

- 1. Caracterización de los tipos de masas de agua superficial** (Anexo II de la DMA) que consiste en la tipificación o regionalización de los cuerpos de agua existentes en cada demarcación hidrográfica.
- 2. Establecimiento de condiciones de referencia** específicas para cada tipo de masa de agua identificada (Anexo II, DMA). Para ello se ha de establecer una red de estaciones de referencia, seleccionadas a partir de criterios ecológicos basados en la ausencia de presiones significativas, como la ausencia de regulación y de obras hidráulicas modificadoras del caudal natural, la ausencia de una contaminación química y biológica y la existencia de una buena calidad del hábitat fluvial, es decir tramos que conserven las mejores condiciones naturales fluviales posibles.
- 3. Evaluación del estado ecológico.** Este objetivo consiste en cuantificar mediante el denominado “cociente de calidad ecológica” (EQR, Ecological Quality Ratio) la desviación de la calidad de un determinado tramo fluvial de la “red de control” con respecto a las condiciones ecológicas de la “red de referencia” (Figura 1). Dicha desviación, que quedará reflejada finalmente en la calificación del estado ecológico del tramo en cuestión en un de las cinco clases de calidad establecidas por la DMA: “muy bueno”, “bueno”, “moderado”, “deficiente” y “malo”. Estas cinco clases se presentan en forma de mapa de colores de calidad, correspondiendo cada una de las clases respectivamente al azul, verde, naranja, amarillo y rojo.

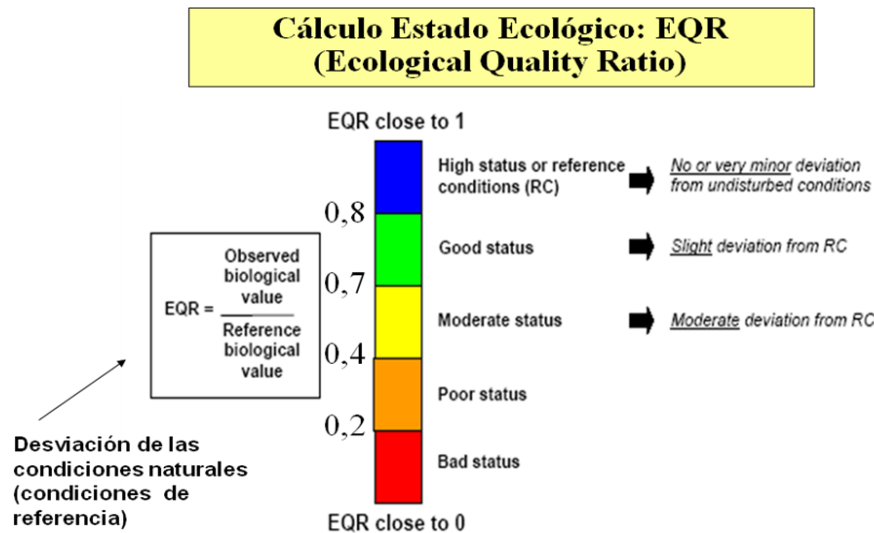


Figura 1: Determinación del Estado ecológico de las aguas superficiales en función del EQR (Ecological Quality Ratio)

EL CASO ESPECÍFICO DE LAS AGUAS SUBTERRANEAS: EL ESTADO QUIMICO

Las aguas subterráneas representan un recurso valioso poco conocido en cuanto al papel regulador de los ciclos hídricos que constituyen. En efecto, en ocasiones sólo se asocian los cursos de agua subterráneos a captaciones desde donde se extrae agua en núcleos rurales. Sin embargo, de este recurso se obtienen muchos beneficios que reportan no solamente riqueza económica sino también ecológica, sustentando importantes sistemas fluviales y zonas húmedas. Pese a ello, el valor de los acuíferos se ve mermado en gran medida por acciones antrópicas que influyen directa o indirectamente en la calidad de las aguas y en la cantidad de los recursos disponibles (Sanz et al. 2009). Uno de los grandes problemas que alteran la calidad del agua está relacionado con la actividad agrícola. Las actividades agropecuarias constituyen un factor de alteración de la calidad del agua subterránea por cuanto que modifican sus características por la adición de sustancias como fertilizantes y fitosanitarios (Richards et al., 1996). La reducción de los recursos hídricos como consecuencia de la sobreexplotación de los acuíferos también representa un grave problema que merma el valor de los acuíferos. La proliferación de sistemas agrícolas no sostenibles de alto rendimiento (y a veces baja rentabilidad) a lo largo y ancho del territorio, apoyadas casi exclusivamente en la idea del “recurso inagotable”, generan agrosistemas desequilibrados. Estos sistemas precisan una cantidad notable de “inputs” en forma de

fertilizantes y productos fitosanitarios que son aplicados sistemáticamente sobre los mismos. En las aguas subterráneas las consecuencias ecológicas de esta “*sobreaplicación*” aún no son bien conocidas.

Son varias las Directivas Europeas que velan por el buen estado ecológico de las aguas subterráneas (Directiva 91/676/CE, 2000/60/CE y 2006/118/CE). La Directiva 91/676/CEE de 12 de diciembre de 1991, establece como objetivo reducir la contaminación causada por los nitratos de origen agrario, y actuar preventivamente contra nuevas contaminaciones de dicha clase. Asimismo, la DMA, antes referida, establece medidas para evitar y reducir la contaminación del agua subterránea. Aborda el problema de la contaminación por nitratos en las aguas subterráneas, incluyendo las zonas vulnerables dentro del registro de zonas protegidas, y recalando la obligación de cumplir con la Directiva 91/676/CEE. Concretamente, uno de los criterios para que una masa de agua se considere en “buen estado químico” es que no se superen los 50 mg/l de nitrato (OMS). Por otra parte, en la Directiva de Aguas Subterráneas (2006/118/CE), se establecen disposiciones complementarias con objeto de que las masas de agua subterránea alcancen el buen estado químico y se inviertan las tendencias hacia el aumento de la contaminación debida a las repercusiones de la actividad humana, incluyendo la contaminación por nitratos.

Los efectos sobre la salud humana de la presencia de altas concentraciones de nitrato en las aguas de abastecimiento se han documentado por diferentes autores (Babiker et al. 2004). Algunas enfermedades que parecen estar relacionadas son “el síndrome del bebé azul” o metahemoglobinemia, el cáncer gástrico o el linfoma Non-Hodgkins. El tratamiento médico de estas enfermedades, sin duda, repercutirá en un aumento del gasto social. Por tanto, se debería contemplar en el balance de costes del metro cúbico de agua la parte proporcional al gasto social.

Otro hecho a tener en cuenta en la valoración de la calidad de las aguas subterráneas, es la posible existencia de diversos ecosistemas que se desarrollen sobre zonas húmedas. El valor de los humedales no sólo se limita a los beneficios económicos, educativos, religiosos, recreativos, que pueden brindar a los seres humanos, sino que también aportan beneficios ambientales que redundan directamente sobre la conservación de la diversidad biológica. El reto consiste en establecer prioridades de conformidad con la realidad local y en beneficio tanto de los seres humanos como de la naturaleza.

La principal base jurídica para la determinación, evaluación y el control de la calidad química de las aguas subterráneas, por tanto, se encuentra en la Directiva de Aguas Subterráneas 2006/118/CE). La secuencia de actuaciones es la que puede verse en la Figura 2.

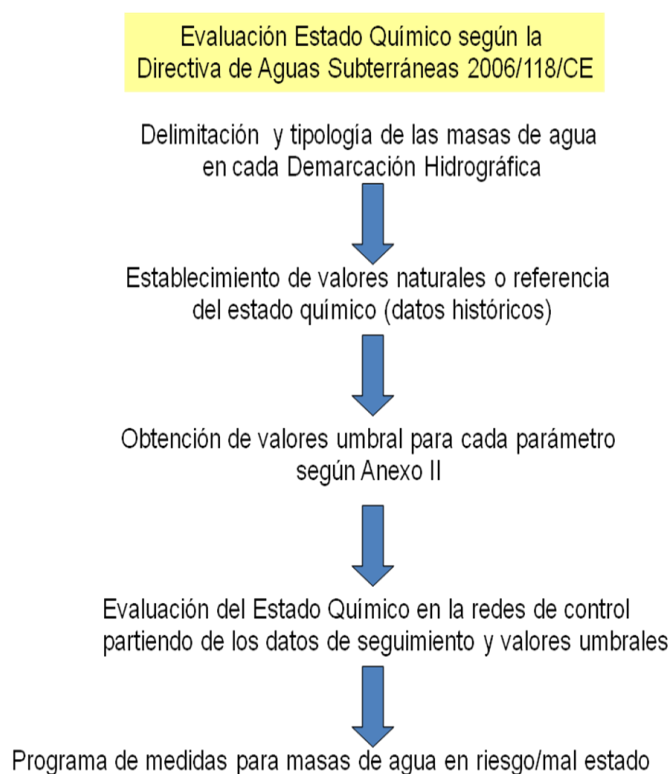


Figura 2. Secuencia de actuaciones de los estados miembros de la UE prevista en la Directiva de Aguas Subterráneas 2006/118/CE).

Esta normativa fue transpuesta al marco jurídico español a través del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Según este RD, para evaluar el estado químico de una masa de agua subterránea o de un grupo de masas de agua subterránea se utilizarán los siguientes criterios:

- Las normas de calidad de las aguas subterráneas recogidas en el Anexo I del mismo (Figura 3):
- Los valores umbral establecidos, de conformidad con el procedimiento descrito en las partes A y B del anexo II, para los contaminantes, grupos de contaminantes e indicadores de contaminación que se hayan identificado como

elementos que contribuyen a la calificación de masas o grupos de masas de agua subterráneas en riesgo de no alcanzar el buen estado químico.

Contaminante	Normas de calidad
Nitratos	50 mg/l
Sustancias activas de los plaguicidas, incluidos los metabolitos y los productos de degradación y reacción que sean pertinentes ⁽¹⁾	0,1 µg/l 0,5 µg/l (total) ⁽²⁾

(¹) Se entiende por «plaguicidas» los productos fitosanitarios y los biocidas definidos en el artículo 2 de la Directiva 91/414/CEE y el artículo 2 de la Directiva 98/8/CE, respectivamente.

(²) Se entiende por «total» la suma de todos los plaguicidas concretos detectados y cuantificados en el procedimiento de seguimiento, incluidos los productos de metabolización, los productos de degradación y los productos de reacción.

Figura 3: Límites de parámetros químicos en las aguas subterráneas según Anexo I del Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre.

Según el RD, la definición del Estado Químico de las aguas subterráneas vendrá dado en función de que estas presenten una composición química tal que las concentraciones de contaminantes cumplan los siguientes condicionantes:

- no presenten efectos de intrusión de aguas salinas u otras intrusiones
- no rebasen las normas de calidad aplicables en virtud de otras normas comunitarias pertinentes
- no sean de tal naturaleza que den lugar a que la masa no alcance los objetivos medioambientales especificados en el artículo 92 bis del texto refundido de la Ley de Aguas
- No originen disminuciones significativas de la calidad ecológica o química de dichas masas ni daños significativos a los ecosistemas terrestres asociados que dependan directamente de la masa de agua subterránea.
- Las variaciones de la conductividad no indiquen intrusión de aguas salinas u otras intrusiones en la masa de agua subterránea.

Por otro lado, se incluye la necesidad de establecer un seguimiento del estado químico, a través de dos redes de control:

- 1. Control de vigilancia** (para cada período al que se aplique un plan hidrológico de cuenca), cuyo objetivo es complementar y validar el procedimiento de evaluación del impacto de la actividad humana en la calidad de las aguas subterráneas y por el que se realizarán las correspondientes medidas de los parámetros esenciales (Oxígeno disuelto, pH, conductividad, nitrato y amonio).
- 2. Control operativo**, cuyo objetivo será determinar el estado químico de todas las masas o grupos de masas de agua subterránea respecto de las cuales se haya

establecido riesgo, así como determinar la presencia de cualquier tendencia prolongada al aumento de la concentración de cualquier contaminante inducida antropogénicamente. La Frecuencia de muestro será la suficiente para detectar las repercusiones de los factores de presión pertinentes, *pero al menos una vez al año*.

Tras la interpretación de del estado químico de las aguas subterráneas, por medio del cálculo del valor promedio de los resultados obtenidos en cada estación de control, para cada masa o grupo de masas, se procederá a la “presentación” del mismo a través de la elaboración de mapas de estado químico, que se habrán de incluir en los planes de cuenca. La codificación se realizará al igual que para el caso de las aguas superficiales, por colores: Buen estado: verde; Mal estado: rojo.

Por lo general, la puesta en marcha de todos estos sistemas de evaluación y control del estado químico de las masas de aguas en España, está resultando lento y desigual. En las páginas de las confederaciones apenas aparecen datos de parámetros químicos, siendo las cuencas catalanas las primeras en aportar valores umbral así como datos de parámetros. En las cuencas presentes en la comunidad de Castilla-La Mancha, también se observan diferencias en la presentación de datos de las mismas. Así, la CHT y CHS presentan datos químicos hasta 2012, mientras que las CHG y CHJ no tienen datos químicos en la red. En todo caso, En Castilla-La Mancha solo las cuencas del Guadiana y Guadalquivir tienen aprobado su Plan Hidrológico por el Consejo Nacional del Agua aunque no han sido todavía aprobados por el Gobierno (previsto para 2013). Segura, Júcar y Tajo todavía no han enviado sus planes de cuenca al Consejo. La consecuencia de dichos retrasos, ya ha ocasionado una sentencia condenatoria al Reino de España por el tribunal de justicia (Sala Sexta) de la Unión Europea (sentencia de 4 de octubre de 2012). Es de esperar que, sin en 2013 no se presentan en tiempo y forma los planes de cuenca, dicho tribunal condene a España a fuertes sanciones económicas.

CONCLUSION

En definitiva, existe una amplia cobertura jurídica en la UE que trata de proteger la calidad de las aguas comunitarias, tanto superficiales como subterráneas. En el caso de estas últimas, destaca por su importancia la Directiva 2006/118/CE sobre la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro de las mismas, según la cual se insta a los estados miembros a que estos pongan en marcha

planes para la prevención y reducción de la contaminación en los sistemas hidrológicos. Antes de 2015, las masas de agua subterráneas deberán presentar un buen estado químico en lo referente a sustancias tales como el nitrato. Son varios los estudios realizados recientemente que demuestran que los grandes acuíferos de España se encuentran lejos de cumplir la citada norma (Moratalla, 2010, Moratalla et al. 2011). La gestión del agua debe tener en cuenta que la vulnerabilidad del sistema hidrogeológico cambia con las alteraciones que se producen en los usos del suelo, en el sistema de flujo subterráneo (zonas de recarga artificial) y la posible presencia de procesos de atenuación natural de la contaminación. Es necesario, por tanto, evaluar las prácticas agrícolas actuales a favor de un desarrollo económico más sostenible. La aplicación irregular y excesiva de fertilizantes, el lixiviado producido por los extensos periodos de fertilización y riego y el hecho de que la zona saturada pueda situarse próxima a la superficie, conducen a la aparición de problemas relacionados con el exceso de nitratos (Pesson, 1979). Sólo en el Sistema Mancha Oriental de Castilla-La Mancha, se ha estimado un excedente de 6.958 t de N anuales (Moratalla, 2010). Es necesario, por tanto, controlar la distribución espacial y temporal de fertilizantes, dosis y tiempo óptimo de aplicación de acuerdo con las características hidrodinámicas e hidrogeológicas de cada dominio. Por último, las medidas para controlar la presencia de contaminantes en las aguas subterráneas deberán contemplar la evaluación de la eficiencia de los procesos de depuración de aguas residuales urbanas e industriales. De no ser así, el cumplimiento de los objetivos de calidad que marcan las directivas de aguas se convertirán para el estado español, poco menos que en una utopía.

REFERENCIAS

- Babiker, I.S., Mohamed, M.A.A., Terao, H., Kato, K. & Ohta, K. (2004). Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environmental International*, 29: 1009-1017.
- Cobacho, R. (2000). *La gestión de la demanda en el contexto de una Nueva Política Integral del Agua. Su aplicación al suministro urbano*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Valencia, 384 p.

- De las Heras, J. & Moreno, J.L. (2005) La calidad del agua. Contaminación de las aguas producida por la agricultura. Limitaciones para su uso en la agricultura In: *Agua y Agronomía*, pp:295-318. Mundi Prensa. Madrid
- FAO (1990). *Guidelines for soil profile description*. Roma, 70 pp.
- Gray, N.F. (1994). *La calidad de las aguas potables*. Acirbia, Zaragoza.
- Kroll, S., Navarro, C., Cano, M.C. y de las Heras, J. (20089) The influence of land use on biotic indices based on the macroinvertebrate community and the trophic state of rivers within Castilla-la Mancha (Spain). *Limnetica*, 28 (2):203-214
- Kroll, S., Ringler, N., De las Heras, J., Gómez-Alday, J., Moratalla, A. & Briggs, R. (2013). Analysis of anthropogenic pressures in the Segura Watershed (SE Spain), with a focus on inter-basin transfer. *Ecohydrology*, DOI: 10.1002/eco.1311
- Llácer, C., Moreno, J.L., Moratalla, A., de las Heras, J. & Gómez-Alday, J.J. (2007). El valor de la calidad de los recursos hídricos naturales. El Caso de castilla-La Mancha In: *La Economía del agua*. Aguas de Castilla-La Mancha, pp: 183-195.
- MIMAM, 2000. *El Libro Blanco del Agua en España*. Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 637 pp.
- Manteiga, L. & Olmeda, C. (1992). La regulación del caudal ecológico. *Quercus*, 78:44-46.
- Moratalla, A. (2010). *Evolución de los contenidos en nitrato en el sistema Mancha Oriental (SE Español) como consecuencia de los cambios en el uso del suelo. Periodo 1998-2004*. Tesis doctoral.UCLM. 303 pp.
- Moratalla, A., Gómez-Alday, J.J., Sanz, D., Castaño, S. & de las Heras, J. (2011). Evaluation of a GIS based integrated vulnerability risk assessment for the Mancha Oriental System (SE Spain). *Water Resources Management* 25(14):3677-3697.
- Moreno, J.L., Navarro, C. & de las Heras, J. (2006). Propuesta de un índice de vegetación acuática (IVAM) para la evaluación del estado trófico de los ríos de Castilla-La Mancha: comparación con otros índices bióticos. *Limnetica* 25(3): 821-838.
- Moreno, J.L., Angeler, D. & de las Heras, J. (2010). Seasonal dynamics of macroinvertebrate communities in a semiarid saline spring stream with contrasting environmental conditions. *Aquatic Ecology* 44: 177-193

- Palau, A. & Palomes, A. 1986. Los macroinvertebrados bentónicos como elementos de juicio para la evaluación de la calidad biológica del Río Segre (Lérida, NE España). *Limnetica*, 2: 205-215.
- Pesson, P., 1979. *La contaminación de las aguas continentales*. Mundi-Prensa Ed. Madrid, 1979. 335 pp.
- Richards, R., Baker, D., Creamer, N., Kramer, J., Ewing, D., Merryfield, B. & Wallrabenstein, L. (1996). Well water quality, well vulnerability and agricultural contamination in the Midwestern U.S. *Journal of Environmental Quality* 25: 389-402
- Sanz, D., Gómez-Alday, J.J., Castaño, S., Moratalla, A., de las Heras, J. & Gómez-Alfaro, P.E. (2009). Hydrostratigraphic framework and hydrogeological behaviour of the Mancha Oriental System (SE Spain). *Hydrogeology Journal* 17: 1375-1391
-