

ESTRATEGIA COMÚN DE IMPLANTACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA (2000/60/CE)



Documento Guía No. 18

GUÍA SOBRE EL ESTADO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS
Y LA EVALUACIÓN DE TENDENCIAS

Cláusula de exención de responsabilidad:

El presente documento técnico ha sido elaborado a través de un programa de colaboración en el que han participado la Comisión Europea, todos los Estados miembros, los países de la Adhesión, Noruega y otras partes interesadas y organizaciones no gubernamentales. El documento debe entenderse como la presentación de una posición de consenso informal sobre la mejor práctica aprobada por todas las partes asociadas. No obstante, el documento no representa necesariamente la posición oficial y formal de ninguna de las partes, por lo que los puntos de vista que en él se exponen no representan necesariamente aquéllos de la Comisión Europea.

Europe Direct es un servicio que le ayudará a encontrar respuesta a sus preguntas sobre la Unión Europea

Nuevo número de teléfono gratuito:

00 800 6 7 8 9 10 11

A través de Internet puede acceder a gran cantidad de información adicional sobre la Unión Europea. Se puede acceder a dicha información a través del servidor Europa (<http://ec.europa.eu>).

Luxemburgo: Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, 2006

ISBN 978-92-79-11374-1

ISSN 1725-1087

Nº Catálogo KH-AN-09-018-EN-N

© Comunidades Europeas, 2009

Se autoriza la reproducción siempre que se indique la fuente.

Nota.

La versión en español del documento original ha sido realizada por encargo y bajo la supervisión de la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Prólogo

Los Directores Generales del Agua de la Unión Europea (UE), los países de la Adhesión, los países candidatos y los países de la EFTA, han desarrollado conjuntamente una estrategia común para la implantación (ECI) de la Directiva 2000/60/CE, “por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas” (Directiva Marco del Agua). Esta estrategia tiene como principal objetivo contribuir a una aplicación coherente y uniforme de la Directiva. La atención se ha centrado en las cuestiones metodológicas relacionadas con una comprensión común de las repercusiones técnicas y científicas de dicha aplicación.

En particular, uno de los objetivos de la estrategia es el desarrollo de documentos guía, de carácter práctico y jurídicamente no vinculantes, sobre varios aspectos técnicos de la Directiva. Estos documentos guía van dirigidos a los expertos que, directa o indirectamente, son los responsables de aplicar la Directiva Marco del Agua en las demarcaciones hidrográficas. En consecuencia, se ha adaptado la estructura, la presentación y la terminología a las necesidades de estos expertos, y, en la medida de lo posible, se ha evitado la utilización de un lenguaje formal y legalista.

En este contexto, los Directores Generales del Agua elaboraron y aprobaron una serie de documentos guía relativos a las aguas subterráneas. Dichos documentos deben servir de referencia a los Estados miembros en temas tales como identificación de masas de agua –documento guía nº 2- análisis de presiones e impactos –documento guía nº 3-, y seguimiento (“monitoring”) –documento guía nº 7-, en el marco del desarrollo de los Planes Hidrológicos de Cuenca.

A modo de continuación y en el ámbito de aplicación de la nueva Directiva relativa a las aguas subterráneas (Directiva 2006/118/CE), elaborada en cumplimiento del mandato del artículo 17 de la Directiva Marco del Agua, los Estados miembros han manifestado la necesidad de aclarar algunos aspectos relacionados con las aguas subterráneas. En respuesta a dicha solicitud se redactaron nuevos documentos que ampliaban la serie, relativos a aspectos cubiertos por ambas directivas, concretamente sobre seguimiento de las aguas subterráneas –documento guía nº 15-, zonas protegidas para el abastecimiento de agua potable –documento guía nº 16-, y prevención de entradas directas e indirectas de contaminantes –documento guía nº 17-. Como complemento a estos tres documentos guía se tomó la decisión de redactar recomendaciones sobre el estado de las aguas subterráneas y la evaluación de tendencias de contaminantes, sobre la base de la experiencia y mejora del conocimiento adquiridas en el proyecto BRIDGE, referente a criterios de referencia para la identificación de valores umbral en las aguas subterráneas y financiado bajo el 6º Programa Marco, y en el desarrollo del Informe Técnico sobre aspectos estadísticos de la identificación de tendencias en la contaminación de las aguas subterráneas y de la agregación de los resultados del seguimiento (2001). Con dicho objetivo se estableció un grupo de trabajo dependiente del Grupo de Trabajo WG-C de la ECI sobre aguas subterráneas. Este grupo de trabajo ha sido coordinado por Austria, Francia, Reino Unido y EuroGeoSurveys, y ha contado con la participación de expertos procedentes de otros Estados miembros y de organizaciones de grupos interesados.

El presente documento guía es el resultado de los trabajos de este grupo y contiene la síntesis de los resultados de los debates celebrados desde diciembre de 2004. Está basado en las aportaciones y las reacciones de una amplia variedad de expertos y partes interesadas que han participado en su elaboración a través de reuniones, talleres, conferencias y medios electrónicos, sin que por ello resulten vinculados en modo alguno con el contenido del presente informe.

“Nosotros, los Directores Generales del Agua de la Unión Europea, Noruega, Suiza y los países que han solicitado la adhesión a la Unión Europea, hemos examinado y aprobado el presente Documento guía en el transcurso de nuestra reunión informal bajo la Presidencia francesa (París, 24-25 de noviembre de 2008). Deseamos expresar nuestro agradecimiento a los miembros del Grupo de Trabajo C y, en particular, a los responsables del grupo de redacción por la elaboración de este documento de gran calidad.

Creemos firmemente que éste y otros documentos guía elaborados en el marco de la Estrategia Común de Implantación tendrán un papel destacado en el proceso de implantación de la Directiva Marco del Agua y de la Directiva relativa a las aguas subterráneas.

El presente documento guía es un documento vivo que necesitará aportaciones y mejoras continuas a medida que avanza la aplicación y crece la experiencia en todos los países de la Unión Europea y en otros países. Hemos acordado, no obstante, que este documento se haga público en su forma actual con el fin de presentarlo al gran público como la base para seguir avanzando en los esfuerzos de aplicación en curso.

Asimismo, nos comprometemos a evaluar y a decidir sobre la necesidad de revisarlo a la luz de los avances científicos y técnicos, así como de las experiencias acumuladas en la aplicación de la Directiva Marco del Agua y de la Directiva relativa a las aguas subterráneas.”

MIEMBROS DEL GRUPO DE REDACCIÓN

RESPONSABLES DEL TRABAJO (por orden alfabético)

Ariane BLUM	BRGM (France)
Hans-Peter BROERS	EuroGeoSurveys
Johannes GRATH	Umweltbundesamt (Austria) – WG Co-chairman
Helene LEGRAND	MEDD (France)
Aude MARTIN	MEDD (France)
Philippe QUEVAUVILLER	European Commission (Belgium) – WG Chairman
Andreas SCHEIDLEDER	Umweltbundesamt (Austria)
Cath TOMLIN	Environment Agency (United Kingdom)
Rob WARD	Environment Agency (United Kingdom)

MIEMBROS DEL GRUPO DE REDACCIÓN (por orden alfabético)

Magnus ASMAN	Swedish Geological Survey (Sweden)
Ruxandra BALAET	Ministry of Environment and Sustainable Development (Romania)
László BALASHAZY	Ministry of the Environment and Water (Hungary)
Leo BOUMANS	RIVM (The Netherlands)
Mario CARERE	Min. Ambiente (Italy)
John CHILTON	British Geological Survey, UN-ECE, IAH
Jan CRAMER	NGU (Norway)
Wennemar CRAMER	Ministry of Housing and Environment (The Netherlands)
Murk DE ROOS	MinVROM (The Netherlands)
Johannes DRIELSMA	Euromines
Ralf EPPINGER	Flemish Environment Agency (Belgium)
Dico FRATERS	RIVM (The Netherlands)
Christian GRØN	DHI (Denmark)
Klaus HINSBY	GEUS (Denmark)
Kestutis KADUNAS	Geological Survey (Lithuania)
Ronald KOZEL	FOEN (Switzerland)
Loek KNIJFF	Rijkswaterstaat – Centre for Water Management (The Netherlands)
Ana Rita LOPES	Instituto Nacional da Agua (Portugal)
Christine MARLET	Eurogypsum
Tony MARSLAND	Environment Agency (United Kingdom)
Carlos MARTINEZ NAVARRETE	Instituto Geológico y Minero de España (IGME)
Dietmar MÜLLER	Umweltbundesamt (Austria), BRIDGE Project
Hana PRCHALOVA	Masaryk Water Research Institute (Czech Republic)
Isaac SANCHEZ NAVARRO	Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (España)
Manuel SAPIANO	Malta Resources Authority (Malta)
Martin SKRIVER	Danish Ministry of the Environment (Denmark)
Benno STREHLER	Bayer. Staatsministerium für Umwelt (Germany)
Paolo TRAVERSA	Tevere Basin Authority (Italy)
Manuel VARELA	Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (España)
Wilko VERWEIJ	RIVM (The Netherlands)
Rüdiger WOLTER	Federal Environmental Agency (Germany)

ABREVIATURAS UTILIZADAS

ECI Estrategia Común de Implantación	CIS Common Implementation Strategy
DAP Directiva de aguas potables	DWD Drinking Water Directive
DAS Directiva de aguas subterráneas (2006/118/CE)	GWD Groundwater Directive (2006/118/EC)
DMA Directiva Marco del Agua (2000/60/CE)	WFD Water Framework Directive (2000/60/EC)
ETDAS Ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas	GWDTE Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems
LC Límite de cuantificación	LOQ Limit of Quantification
MAS masa de agua subterránea o grupo de masas	GWB Groundwater Body or group of bodies of groundwater
NC Norma de calidad para las aguas subterráneas	GW-QS Groundwater Quality Standard
NCA Norma de calidad ambiental	EQS Environmental Quality Standard
PC Punto de cumplimiento	POC Point of Compliance
PHC Plan Hidrológico de Cuenca	RBMP River Basin Management Plan
VC Valor de cumplimiento	CV Compliance Value
VP Valor paramétrico (norma de calidad para aguas potables)	DWS Drinking Water Standard
VU Valor umbral	TV Threshold Value
ZPAP Zonas protegidas para la captación de agua potable	DWPA Drinking Water Protected Areas

INDICE

LA ESTRATEGIA COMÚN DE IMPLANTACIÓN DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

1	OBJETIVOS Y ALCANCE	10
2	PRINCIPIOS GENERALES	12
2.1	Modelos conceptuales	12
2.1.1	Modelos conceptuales y establecimiento de valores umbral	12
2.1.2	Modelos conceptuales y evaluación del estado	13
2.1.3	Modelos conceptuales y evaluación de tendencias	13
2.2	Ecosistemas terrestres dependientes, pertinentes para la evaluación del estado y las tendencias	14
2.3	Concentraciones de sustancias presentes de forma natural. Niveles de referencia	14
2.4	Concentraciones por debajo del límite de cuantificación	14
2.4.1	Evaluación del estado químico	15
2.4.2	Evaluación de tendencias	15
2.5	Informes (Reporting)	15
2.5.1	Valores umbral de las aguas subterráneas	16
2.5.2	Estado de la masa de agua subterránea	16
2.5.3	Evaluación de tendencias	17
3	EVALUACIÓN DEL ESTADO	18
3.1	Tests de clasificación	18
3.2	Evaluación de riesgo frente a evaluación de estado	20
3.3	Confianza en la evaluación	20
4	EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO	21
4.1	Definición de buen estado químico y fundamentos legales	21
4.2	Elementos de la evaluación del estado químico	22
4.2.1	Agregación de los datos	22
4.2.2	Alcance del incumplimiento de las normas de calidad o de los valores umbral	22
4.2.3	Situación de los puntos donde se han superado las normas de calidad o los valores umbral	23
4.3	Normas de calidad y valores umbral de las aguas subterráneas	23
4.3.1	Fundamentos y requisitos específicos	23
4.3.2	Relación entre los valores umbral (artículo 3) y el objetivo de “evitar o limitar” (artículo 6)	25
4.3.3	Metodología general para la determinación de valores umbral	27
4.4	Procedimiento para evaluar el buen estado químico	31
4.4.1	Procedimiento práctico	32
4.4.2	Test: Evaluación general del estado químico de la totalidad de la masa de agua subterránea	34
4.4.3	Test: Salinización u otras intrusiones	36
4.4.4	Test: Disminución significativa de la calidad química y ecológica de las masas asociadas de aguas superficiales, producida por la transferencia de contaminantes procedentes de la masa de agua subterránea	40
4.4.5	Test: Daño significativo a los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas (ETDAS) producido por la transferencia de contaminantes procedentes de la masa de agua subterránea	41

4.4.6	Test: Cumplimiento de las disposiciones del artículo 7(3) de la DMA (zonas protegidas para la captación de agua potable).	43
5	EVALUACIÓN DEL ESTADO CUANTITATIVO	47
5.1	Definición de buen estado cuantitativo	47
5.2	Elementos de la evaluación del estado cuantitativo	47
5.3	Procedimiento para la evaluación del estado cuantitativo de las aguas subterráneas	48
5.3.1	Test: Balance hídrico (escala de masa de agua subterránea)	48
5.3.2	Test: Flujo de agua superficial	51
5.3.3	Test: Ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas (ETDAS)	52
5.3.4	Test: Intrusión salina u otras intrusiones	53
6	EVALUACIÓN DE TENDENCIAS Y DE LA INVERSIÓN DE LAS TENDENCIAS	55
6.1	Definición de tendencias significativas y sostenidas al aumento de la contaminación e inversión de las tendencias	55
6.2	Elementos de la evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias	55
6.2.1	Parámetros considerados	56
6.2.2	Diseño de la red de seguimiento	57
6.2.3	Datos de la red de seguimiento	57
6.2.4	Utilización de los niveles básicos	57
6.2.5	Duración de las series temporales utilizadas	57
6.2.6	Metodología de evaluación de tendencias	58
6.2.7	Confianza en la evaluación	58
6.2.8	Punto de partida de la inversión de tendencias	58
6.2.9	Metodología de evaluación de la inversión de las tendencias	59
6.2.10	Calendario de la evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias	59
6.3	Tests para evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias	59
6.3.1	Determinación de tendencias significativas desde el punto de vista medioambiental y escala de la evaluación (artículo 5.1 de la DAS)	61
6.3.2	Test: “Riesgo para los usos existentes, reales o potenciales del medio acuático” (DAS, artículo 5.1 y 5.2)	61
6.3.3	Test: “Riesgo para ecosistemas acuáticos” y “Riesgo para ecosistemas terrestres” (DAS, artículo 5.1 y 5.2)	62
6.3.4	Evaluación de tendencias como apoyo de la evaluación del estado	62
6.3.5	Evaluación de tendencias como apoyo de la caracterización de penachos de contaminación	63
7	REFERENCIAS	64
8	ANEXO 1: PRINCIPIOS DE APLICACIÓN DE FACTORES DE DILUCIÓN Y ATENUACIÓN	65
8.1	Dilución	65
8.2	Atenuación	66
9	ANEXO 2: UTILIZACIÓN DEL SEGUIMIENTO DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA EVALUAR SU ESTADO	69
10	ANEXO 3. CASOS PRÁCTICOS	70
10.1	Caso práctico 1: Aplicación de la DMA y la DAS en Alemania	70
10.2	Caso práctico 2. Establecimiento de valores umbral en los Países Bajos	72
10.3	Caso práctico 3. Cálculo de niveles de referencia y valores umbral en una masa de agua subterránea en Rumania	75

10.4	Caso práctico 4. Concentraciones naturales elevadas de sulfatos en acuíferos kársticos	78
10.5	Caso práctico 5: Evaluación del estado cuantitativo de las aguas subterráneas en los Países Bajos	81
10.6	Caso práctico 6. Propuesta del Grupo de Trabajo CIS 2.8 sobre la evaluación de tendencias y la inversión de tendencias	83
10.7	Caso práctico 7. Tendencias en relación con presiones y vulnerabilidad	86
10.8	Caso Práctico 8. Agregación de tendencias en masas de agua subterránea	89

LA ESTRATEGIA COMÚN DE IMPLANTACIÓN (ECI) DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

La Directiva Marco del Agua (2000/60/CE)¹ (DMA) es una norma jurídica de ámbito comunitario que establece, *inter alia*, objetivos de “buen estado” para todas las aguas de Europa. La DMA requiere una gestión sostenible e integrada de las demarcaciones hidrográficas incluyendo objetivos vinculantes, plazos claramente establecidos y un programa global de medidas basadas en análisis científicos, técnicos y económicos, que incluya la información y la consulta del público. Desde la fecha de adopción de la DMA se puso de manifiesto el reto que supondría lograr su aplicación con éxito para todos los países, instituciones y partes interesadas.

Para afrontar los retos de modo cooperativo y coordinado, los Estados miembros, Noruega y la Comisión Europea (CE) acordaron establecer una Estrategia Común de Implantación (ECI, CIS en las siglas inglesas) de la Directiva Marco del Agua. Además, los Directores Generales del Agua subrayaron la necesidad de implicar a los actores interesados, a las ONG y a la comunidad investigadora en este proceso conjunto, y de asegurar la participación de los países candidatos.

En la primera fase de la ECI se redactaron una serie de documentos guía, cuya aplicación práctica se sometió a prueba en cuencas hidrográficas piloto europeas en 2003 y 2004. En el Programa de Trabajo 2005/2006, los cuatro Grupos de Trabajo -Estado ecológico, Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas, Aguas Subterráneas e Informes (Reporting)- han seguido ocupándose de las cuestiones clave para la implantación. Además, los nuevos grupos de trabajo -DMA y Agricultura, Sistemas de Información Geográfica y Seguimiento del estado químico- están compartiendo sus experiencias en este ámbito, y una nueva red de cuencas hidrográficas piloto está apoyando las actividades técnicas de todos los grupos de trabajo.

El Grupo de Trabajo sobre aguas subterráneas (WG C) de la ECI desarrolla actualmente la tercera fase de los trabajos (2007-2009)², centrada en la aplicación de la nueva Directiva sobre aguas subterráneas y en los elementos relativos a las aguas subterráneas dentro de la DMA, junto con los principios de la ECI. En particular, el objetivo principal del WG C de cara a la preparación del primer Plan Hidrológico de Cuenca (PHC) es el desarrollo de una metodología común para el establecimiento de valores umbral para las aguas subterráneas y un documento guía sobre el estado del cumplimiento y la evaluación de las tendencias. Más adelante se centrará la atención en las mejores prácticas relacionadas con programas de medidas y recomendaciones para la evaluación y la gestión integrada de riesgos relativos a las aguas subterráneas, incluyendo modelos conceptuales.

Simultáneamente a este trabajo, la Actividad de Seguimiento Químico (CMA en sus siglas en inglés) se ha centrado en desarrollar una guía sobre el seguimiento del estado químico. Esto ha dado como resultado un proyecto de directiva de la CE sobre las especificaciones técnicas de los análisis químicos y el seguimiento del estado de las aguas³. Incluye las aguas superficiales y las aguas subterráneas. En la preparación de esta guía se han tenido en cuenta las nuevas especificaciones.

¹ 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 (DO L 327, 22/12/2000, p. 1) modificada por la Decisión del Parlamento Europeo y del Consejo 2455/2001/CE (DO L 331, 15/12/2001, p.1).

² Mandato del Grupo de Trabajo sobre Aguas Subterráneas. Estrategia común de implantación de la Directiva marco del Agua. Programa de Trabajo 2007-2009 (2006).

³ Proyecto de directiva de la Comisión de (día, mes, 2009) que establece, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento europeo y del Consejo, especificaciones técnicas para el análisis químico y el seguimiento del estado de las aguas. (Directiva QA/QC) 10575/08 ENV 365.

1 OBJETIVOS Y ALCANCE

Esta guía se ha redactado como respuesta a un mandato del Grupo de Trabajo de Aguas Subterráneas de la DMA -WG C-, que se concreta en el desarrollo de guías prácticas y especificaciones técnicas para la determinación de valores umbral y para la evaluación del estado del cumplimiento. El documento se basa en las guías de la DMA y las complementa⁴. Esencialmente se centra en los requisitos de la DMA y de la nueva Directiva de Aguas Subterráneas⁵ (DAS), y en especial en las obligaciones contenidas en el Anexo V de la DMA y en los artículos 3 y 4 y los Anexos II y III de la DAS.

La DMA y la DAS requieren a los Estados miembros la identificación de las tendencias de las concentraciones de contaminantes, y la evaluación de esas tendencias para determinar en qué medida son significativas para el medio ambiente. Cuando existan tendencias significativas al aumento deben invertirse mediante la aplicación de programas de medidas que garanticen que no se incumplan en el futuro los objetivos medioambientales. El punto de partida establecido en la DAS para la inversión de la tendencia coincide con el momento en que la concentración del contaminante alcanza un porcentaje del valor umbral o norma de calidad (75% por defecto).

Este documento constituye una guía práctica para el cumplimiento de cada uno de los requisitos descritos anteriormente. Así:

- establece una metodología para la determinación de los valores umbral;
- establece criterios para la evaluación del estado químico y del estado cuantitativo;
- establece un método para la identificación de tendencias significativas desde el punto de vista medioambiental;
- reitera los requisitos de la DMA en materia de información;
- aporta ejemplos en forma de casos prácticos que ilustran la aplicación de la guía en los Estados miembros.

Durante la redacción de esta guía se han tenido en cuenta los resultados de distintos proyectos de I+D así como el contenido de otras guías publicadas anteriormente. En cuanto a los valores umbral para las aguas subterráneas, el método que se describe en este documento se basa en los resultados del proyecto BRIDGE⁶. Para la evaluación del estado químico se han consultado las especificaciones técnicas relativas al análisis químico y al seguimiento del estado de las aguas, que ha desarrollado la Actividad de Seguimiento Químico (CMA, en sus siglas en inglés) de la UE, así como la Directiva de la Comisión⁷ sobre la materia. En cuanto a la evaluación de las tendencias y la inversión de las tendencias, se ha prestado una atención especial al Informe Técnico elaborado por el grupo de trabajo 2.8 de la Estrategia Común de Implementación de la DMA⁸.

El objetivo de este trabajo es proporcionar un enfoque práctico que apoye a los Estados miembros en la aplicación y la consecución de los requisitos de la DMA y de la DAS. El documento es fruto de numerosas consultas con expertos en aguas subterráneas de toda Europa, y representa un enfoque

⁴ Guidance Document No. 17 Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)
Guidance Document No. 16 Groundwater in Drinking Water Protected Areas (2007)
Guidance Document No. 15 Groundwater Monitoring (2007)
Guidance Document No. 7: Monitoring under the Water Framework Directive – WG 2.7 Monitoring (2003);
Guidance Document No. 3: Analysis of Impacts and Pressures – Working Group 2.1 IMPRESS (2003)
Guidance Document No. 2 Identification of Water Bodies (2003);
Informe Técnico N.º 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001);
Chemical Monitoring Activity;
Technical report No. 3: Groundwater Monitoring (workshop report 25th June 2004);
EC Monitoring Guidance for the Nitrates Directive;
EUROWATERNET Guidelines (Technical Report Nr. 7, EEA 1999);
Guidelines on monitoring and assessment of transboundary groundwaters (UN-ECE).

⁵ Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas frente a la contaminación y el deterioro

⁶ Müller *et al.* (2006)

⁷ Proyecto de Directiva de la Comisión de (día, mes, 2009) que establece, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento europeo y el Consejo, especificaciones técnicas para el análisis químico y el seguimiento del estado de las aguas. 10575/08 ENV 365

⁸ Technical Report No 1: Aspectos estadísticos de la identificación de las tendencias de contaminación de las aguas subterráneas e agregación de los resultados del control – WG 2.8 Estadísticas (2001)

basado en las mejores prácticas del momento. La guía no tiene carácter jurídicamente vinculante y los Estados miembros son libres de adaptar las directrices que aquí se presentan, a la luz de las características de las masas de agua subterránea, y/o las estrategias y normativas nacionales o regionales para la gestión de las aguas subterráneas. Asimismo, es justo reconocer que la experiencia puede aportar mejoras a las metodologías propuestas.

2 PRINCIPIOS GENERALES

2.1 Modelos conceptuales

Para la aplicación de la DMA y la DAS, y para la gestión eficaz de las aguas subterráneas, se requiere una comprensión clara de las condiciones medioambientales necesarias para el logro de los objetivos medioambientales, y del modo en que éstas pueden verse afectadas por la actividad humana. Esta comprensión se apoya en el desarrollo de un **modelo conceptual o comprensión conceptual** del sistema de aguas subterráneas, en el que se definen el esquema general de las condiciones de flujo y de transporte, y el de las características hidrogeoquímicas. Los modelos conceptuales no son necesariamente modelos numéricos, y constituyen una comprensión de las relaciones funcionales en el sistema geológico e hidrogeológico objeto de estudio. No obstante, pueden utilizarse los modelos numéricos para apoyar o confirmar algunos elementos del modelo conceptual, cuando proceda.

No sólo la evaluación de riesgo, sino también el seguimiento, deben basarse en principio en un modelo conceptual del sistema de aguas subterráneas. Los datos obtenidos en los programas de seguimiento de la DMA deben utilizarse para verificar, validar y afinar los modelos conceptuales. La información sobre los tiempos de tránsito, caudal, velocidad de transporte y/o distribución de edades de las aguas subterráneas puede ser también una aportación útil para el diseño del modelo conceptual, así como para su validación.

Una masa de agua subterránea es tridimensional. Por ello, la concentración de contaminantes y los niveles de referencia de las sustancias presentes de modo natural pueden experimentar variaciones significativas en dirección vertical y lateral. Esto debe tenerse en cuenta cuando se establezcan valores umbral así como en el procedimiento de evaluación del estado y de las tendencias.

La importancia de los modelos conceptuales se describe ya en otra guía de la CIS⁹. El capítulo 3.1 de la guía "Groundwater Monitoring"¹⁰ formula los principios y las relaciones del modelo conceptual con el programa de seguimiento. En el mandato del grupo de trabajo WG C se incluye el desarrollo de criterios y procedimientos adicionales sobre modelos conceptuales. Los modelos conceptuales se consideran actualmente como un instrumento fundamental para apoyar la aplicación de todas las disposiciones de las directivas DMA y DAS en materia de aguas subterráneas.

2.1.1 Modelos conceptuales y establecimiento de valores umbral

El anexo II.A de la DAS formula las siguientes orientaciones para la determinación de valores umbral:

- los valores umbral deberían basarse en el alcance de las interacciones entre las aguas subterráneas y los ecosistemas acuáticos y ecosistemas terrestres dependientes,
- los valores umbral deberían partir de los usos legítimos actuales o potenciales (a saber, abastecimiento de agua potable, regadío, etc.) o en las funciones de las aguas subterráneas,
- la asignación de valores umbral debería incluir a todos los contaminantes que caracterizan las masas de agua subterránea como masas en riesgo de no cumplir los objetivos del artículo 4 de la DMA,
- los valores umbral deberían basarse en las características hidrogeológicas de la masa de agua subterránea, incluida la información sobre las concentraciones de referencia derivadas de los procesos naturales hidrogeológicos e hidrogeoquímicos,
- la determinación de los valores umbral debería tener en cuenta el origen de los contaminantes, su posible existencia natural, su toxicología y tendencia a la dispersión, su persistencia y potencial de bioacumulación,
- la determinación de los valores umbral debería tener en cuenta la calidad de los datos y la precisión de las determinaciones analíticas.

La multiplicidad de aspectos que deben tenerse en cuenta para establecer valores umbral explica la necesidad de utilizar modelos conceptuales de flujo subterráneo y de características hidroquímicas de la masa de agua subterránea.

⁹ Guidance Document No. 3: Analysis of Impacts and Pressures – WG 2.1 IMPRESS (2003)

Guidance Document No. 7: Monitoring Under the Water Framework Directive – WG 2.7 Seguimiento (2003);

¹⁰ Guidance Document N° 15: Groundwater Monitoring (2007)

2.1.2 Modelos conceptuales y evaluación del estado

En cada fase del procedimiento de evaluación del estado es importante considerar los resultados de la evaluación de riesgo, el análisis de presiones -por ej. el uso del suelo-, la vulnerabilidad de los acuíferos y los resultados del seguimiento.

Para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas, la DAS considera el modelo conceptual de una masa de agua subterránea como un componente integral y hace referencia al mismo en puntos específicos:

- el anexo III, 3, propone apoyar, en caso de necesidad, la evaluación de estado por medio de estimaciones de concentraciones basadas en un modelo conceptual.
- el anexo III, 4, afirma que junto con los datos objeto de seguimiento, un modelo conceptual adecuado debería permitir a los Estados miembros evaluar si el estado químico es bueno.

El modelo conceptual también desempeña un papel importante en la evaluación del estado cuantitativo, sirviendo de ayuda para la evaluación del impacto de los cambios en el nivel piezométrico en la masa de agua subterránea, en el nivel de las aguas superficiales y en su caudal, y en los ecosistemas dependientes de las aguas subterráneas.

2.1.3 Modelos conceptuales y evaluación de tendencias

Para evaluar las tendencias y la inversión de tendencias, el papel que desempeña el modelo conceptual es clave en las circunstancias siguientes:

- cuando se consideran las características temporales físicas y químicas, incluyendo las condiciones de flujo de las aguas subterráneas, las tasas de recarga y el tiempo de percolación a través del suelo o del subsuelo.
- cuando se decide la ubicación de los puntos de control y la frecuencia de medidas, para proporcionar la información necesaria que garantice que las tendencias significativas al aumento puedan distinguirse de las variaciones naturales con un nivel adecuado de confianza y precisión.
- cuando se establecen los puntos de partida para la inversión de tendencias que difieran del 75% de la norma de calidad de las aguas subterráneas o del valor umbral, que dependerán de las características del acuífero y de la capacidad para impedir del modo más rentable que se produzca cualquier cambio que perjudique seriamente la calidad de las aguas subterráneas.

2.2 Ecosistemas terrestres dependientes, pertinentes para la evaluación del estado y las tendencias

De conformidad con la definición establecida en la guía sobre humedales¹¹ en la página 22, los ecosistemas terrestres pertinentes que deben considerarse en la evaluación del estado de las aguas subterráneas y el establecimiento de valores umbral son los enclaves Natura 2000 que dependen directamente de las aguas subterráneas y otros ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas -ETDAS, GWDTE en sus siglas en inglés- cuyo valor ecológico y socio-económico sea suficiente para que el perjuicio que produzcan en ellos las alteraciones del agua subterránea pueda ser considerado como significativo, en función de su gravedad.

2.3 Concentraciones de sustancias presentes de forma natural. Niveles de referencia

El considerando 10 de la DAS establece que *“Las disposiciones relativas al estado químico de las aguas subterráneas no se aplican a las situaciones en que se dan niveles naturales elevados de sustancias o iones, o de sus indicadores, contenidos en una masa de aguas subterránea o en masas asociadas de aguas superficiales, debidos a condiciones hidrogeológicas específicas no incluidas en la definición de “contaminación”.*

De conformidad con el artículo 2.5 de la DAS, "nivel de referencia" es *“la concentración de una sustancia o el valor de un indicador en una masa de agua subterránea correspondiente a condiciones no sometidas a alteraciones antropogénicas o sometidas a alteraciones mínimas, en relación con condiciones inalteradas”;*

Los niveles de referencia pueden ser muy elevados¹² para algunos parámetros y algunos tipos de aguas subterráneas, por lo que es fundamental que el primer paso de la evaluación del estado y de las tendencias consista en su identificación. Además, tal como señala la DAS (anexo II.A.1.d), *“Al establecer los valores umbral, los Estados miembros atenderán a [...]: las características hidrogeológicas, incluida la información sobre niveles de referencia.”*

Como han puesto de manifiesto los proyectos BaseLine y BRIDGE¹³, en Europa existen condiciones hidrogeológicas e hidroquímicas muy variadas. Los niveles de referencia son el resultado de varios factores, como las interacciones entre el agua y la roca, los procesos químicos y biológicos en la zona no saturada, el tiempo de permanencia, la lluvia, las relaciones con otros acuíferos (transferencias). Por este motivo, cada masa de agua subterránea es diferente y posee una composición química natural única. Además, es frecuente que dentro de una masa de agua subterránea se observen variaciones espaciales de los niveles de referencia. Con todo, es posible definir la horquilla de valores para cada parámetro y para cada tipo de acuífero.

Para la identificación de los niveles de referencia, los Estados miembros son libres de aplicar su propio enfoque, dependiendo de los estudios existentes y los modelos conceptuales de las aguas subterráneas. El proyecto BRIDGE ofrece una metodología para el cálculo de los niveles de referencia que puede aplicarse a todas las sustancias, tanto aquellas de origen puramente antropogénico –derivado de la actividad humana- como las que ocurren tanto de modo natural como derivadas de la actividad humana. Cuando los conocimientos existentes sean demasiado escasos, se propone un enfoque sencillo que utiliza tipologías de acuíferos como punto de partida para el establecimiento de los niveles de referencia.¹⁴

2.4 Concentraciones por debajo del límite de cuantificación

El tratamiento de los valores que están por debajo del límite de cuantificación (LC) requiere una atención especial cuando se comparan los datos dentro de una zona o en un plazo de tiempo. La DAS establece procedimientos específicos para la evaluación del estado químico y para la evaluación de las tendencias y de la inversión de la tendencia.

¹¹ Guidance Document No. 12: The Role of Wetlands in the Water Framework Directive (2003)

¹² Pauwels *et al* (2006)

¹³ Edmunds *et Shand* (2003); Pauwels *et al.*, (2006)

¹⁴ Müller *et al* (2006)

Del mismo modo, deberían tenerse en cuenta y aplicarse las disposiciones de la Directiva de la Comisión QA/QC, en particular el artículo 5.¹⁵

2.4.1 Evaluación del estado químico

Para la evaluación del estado químico, se recomienda que todos los valores registrados inferiores al límite de cuantificación se sustituyan por valores iguales a la mitad del LC (LC/2) excepto para los plaguicidas totales, de conformidad con el artículo 5 del Proyecto de Decisión de la Comisión QA/QC. Para los plaguicidas totales, la nota al pie (2) del anexo I de la DAS especifica que: *Se entiende por "total" la suma de todos los plaguicidas concretos detectados y cuantificados [...]* lo que significa que al calcular la suma sólo deben considerarse las concentraciones cuantificadas, y no los valores por debajo del límite de cuantificación.

2.4.2 Evaluación de tendencias

En la evaluación de tendencias, las concentraciones de parámetros individuales inferiores al LC deberían sustituirse por la mitad del valor del LC más elevado registrado en la serie temporal que sea objeto del análisis (anexo IV A, 2d) de la masa de agua subterránea. Este requisito reconoce que los límites de cuantificación pueden variar a lo largo del tiempo y pueden producir sesgos en la evaluación de tendencias.

La excepción es "plaguicidas totales", en cuya evaluación solo deberían considerarse concentraciones cuantificadas, porque el uso de la norma de sustitución podría dar lugar a un sesgo. Así pues, "plaguicidas totales" debe ser la suma de todos los plaguicidas individuales, incluyendo los metabolitos pertinentes, los productos de degradación y de reacción que se detecten y cuantifiquen (anexo I de la DAS, 1 (nota al pie)).

Además de los requisitos anteriores, para no introducir tendencias artificiales, todos los valores inferiores al LC más elevado deberían sustituirse por ese LC/2. Si las series temporales son suficientemente largas, los Estados miembros deberían decidir si suprimen los datos antiguos -datos consecutivos antiguos y no mediciones separadas dentro de la serie temporal- que presenten LC elevados. Esto garantizaría que se sustituyera por los LC/2 más altos un número inferior de datos medidos, para no perder de este modo información valiosa.

Si en una serie temporal la proporción de valores inferiores al LC es elevada, se puede producir un sesgo importante en la evaluación. En esta situación, no debería llevarse a cabo el test de tendencia si se considera que la influencia de los valores por debajo del LC es demasiado significativa¹⁶.

Nota: *En el futuro tal vez puedan utilizarse concentraciones por debajo del LC en la evaluación de tendencias. No obstante, estos datos no están disponibles en muchos casos, y se considera que su uso rutinario plantea dificultades. A la luz de los progresos científicos y técnicos del futuro, la DAS puede ser objeto de modificaciones, de conformidad con el artículo 8.*

2.5 Informes (Reporting)

El anexo V de la DMA y la DAS especifican cómo tienen que informar los Estados miembros en los planes hidrológicos de cuenca sobre el estado químico y cuantitativo y las tendencias. La información que debe figurar en los informes es la siguiente:

- valores umbral y un resumen de la metodología utilizada para determinarlos. Esto debe tener en cuenta los requisitos del artículo 3.5 y del anexo II Parte C de la DAS. El establecimiento de valores umbral de las aguas subterráneas debe considerar como mínimo la lista de sustancias que figura en el anexo II Parte B de la DAS.
- los resultados del estado químico y la metodología utilizada para clasificar las masas de agua subterránea de conformidad con el anexo V 2.5 de la DMA.

¹⁵ Proyecto de Directiva de la Comisión de (día, mes, 2009) que establece, de conformidad con la Directiva 2000/60/CE del Parlamento europeo y el Consejo, especificaciones técnicas para el análisis químico y el seguimiento del estado de las aguas (Directiva QA/QC) 10575/08 ENV 365.

¹⁶ Technical Report No. 1: Aspectos estadísticos de la identificación de las tendencias a la contaminación de las aguas subterráneas y agregación de los resultados del seguimiento – WG 2.8 Estadísticas (2001)

- los resultados de la evaluación de tendencias y de la inversión de la tendencia y la metodología utilizada, de conformidad con el artículo 5.4, 5.5 y el anexo IV, Parte A, punto 3, de la DAS. El anexo V 2.4.5 exige que figure en los mapas que presentan el estado químico de la masa de agua subterránea la indicación de las tendencias y la inversión de la tendencia con sus códigos de color.

Todos los requisitos en materia de informes se consideran dentro de la serie de “*Reporting Sheets*”, que desarrolló el grupo de trabajo D (Informes, Reporting en su acepción en inglés). Los informes sobre el primer plan hidrológico de cuenca deben presentarse en 2010.

Para las masas de agua transfronterizas se solicita información sobre las medidas adoptadas para coordinar el establecimiento de los valores umbral, la evaluación de estado y la evaluación de tendencias para las aguas subterráneas transfronterizas.

2.5.1 Valores umbral de las aguas subterráneas

Los Estados miembros pueden establecer varios valores umbral para cada MAS y/o cada parámetro, dependiendo de los receptores que estén en riesgo (aguas superficiales, ETDAS, usos...)

Tal como exige el artículo 3.5 de la DAS, los valores umbral deben establecerse por primera vez el 22 de diciembre de 2008, y publicarse en los planes hidrológicos de cuenca. De conformidad con el anexo II Parte C de la DAS, los Estados miembros realizarán un resumen del modo en que han llevado a cabo el procedimiento establecido en la Parte A del anexo II de la DAS, incluyendo, cuando resulte factible:

- información sobre el número de masas o grupos de masas de agua subterránea caracterizadas en riesgo, y sobre los contaminantes e indicadores de contaminación que contribuyen a tal clasificación;
- relación entre las masas de agua subterránea y las aguas superficiales asociadas o los ecosistemas terrestres directamente dependientes (ETDAS);
- valores umbral (VU) para cada parámetro e indicador de los contaminantes que contribuyen a la clasificación de riesgo y nivel al que se aplican los VU -masa de agua subterránea, demarcación hidrográfica, parte de la demarcación hidrográfica internacional, territorio del Estado miembro-;
- relación entre los valores umbral y niveles de referencia para los parámetros presentes de forma natural; y
- relación entre los valores umbral y los objetivos de calidad medioambiental y otras normas.

Los Estados miembros proporcionarán la información y los valores respectivos -valores umbral medioambientales y/o valores umbral de uso, dependiendo de los receptores-, de conformidad con las respectivas “*Reporting Sheets*” de la DMA.

2.5.2 Estado de la masa de agua subterránea

De conformidad con el anexo V de la DMA, los Estados miembros deben proporcionar mapas con códigos de colores en los planes hidrológicos de cuenca, que muestren el estado cuantitativo y químico para cada MAS. El color verde indica un buen estado y el color rojo indica un mal estado.

El anexo III.5 de la DMA establece que los Estados miembros no sólo deben elaborar mapas de conformidad con las secciones 2.4.5 y 2.5 del anexo V de la DMA sino que “...*además indicarán en esos mapas todos los puntos de control en los que se han excedido las normas de calidad para las aguas subterráneas y/o los valores umbral, siempre que sea pertinente y factible.*”

Conviene reseñar que no todos los valores umbral son relevantes en todos los puntos de control, dependiendo de los receptores y de su ubicación en la MAS. Se propone por ello indicar en el mapa sólo los puntos de control en los que se ha superado el valor umbral pertinente más estricto, sin necesidad de incluir aquellos puntos de control en los que no se haya determinado un valor umbral, o el valor umbral no se haya excedido.

Este procedimiento estaría en consonancia la DAS, que dispone que “*se indiquen los casos en los que se ha superado... siempre que resulte pertinente y factible*”, y dirigiría la atención hacia los problemas específicos de cada masa de agua subterránea.

De acuerdo con el artículo 4.4 de la DAS, debe publicarse en los planes hidrológicos de cuenca un resumen de la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas. Este resumen debe incluir una explicación sobre cómo la evaluación final se refiere a los incumplimientos de las normas de calidad de las aguas subterráneas o de los valores umbral registrados en las diferentes estaciones de control.

2.5.3 Evaluación de tendencias

De conformidad con el anexo V, 2.5 y 2.4.5, los resultados de la evaluación de tendencias y de la inversión de la tendencia deben reflejarse en un mapa. Las MAS que experimentan una tendencia significativa y sostenida al aumento de las concentraciones de cualquier contaminante como resultado del impacto de la actividad humana, deben indicarse en el mapa con un punto negro. Cuando se ha logrado la inversión de una tendencia ascendente debe indicarse mediante un punto azul.

Tal como establece el artículo 5(4) de la DAS, y de conformidad con el artículo 13 de la DMA y el artículo 5(5) de la DAS, el resumen que los Estados miembros deben publicar en los PHC debe indicar asimismo:

- de qué modo ha contribuido la evaluación de tendencias en los puntos de control dentro de una masa o de un grupo de masas de agua subterránea a identificar que las masas citadas están sujetas a una tendencia significativa y sostenida al aumento o a una inversión de esa tendencia; y
- la justificación de los puntos de partida definidos para la aplicación de las medidas de inversión de la tendencia, y
- cuando proceda, los resultados de la evaluación de los impactos de los penachos existentes, en particular la verificación por medio de evaluaciones de tendencia adicionales, de que los penachos existentes de suelos contaminados no se extienden, no deterioran el estado químico de las masas de agua subterránea y no presentan un riesgo para la salud humana y el medio ambiente.

3 EVALUACIÓN DEL ESTADO

De conformidad con la DAS, la evaluación del estado sólo debe llevarse a cabo en masas de agua subterránea que se hayan identificado como masas en riesgo y en relación con el receptor y cada uno de los contaminantes que contribuyen a esa caracterización de la masa de agua subterránea (anexo III, 1). Las MAS que no están en riesgo se clasifican automáticamente como masas en buen estado.

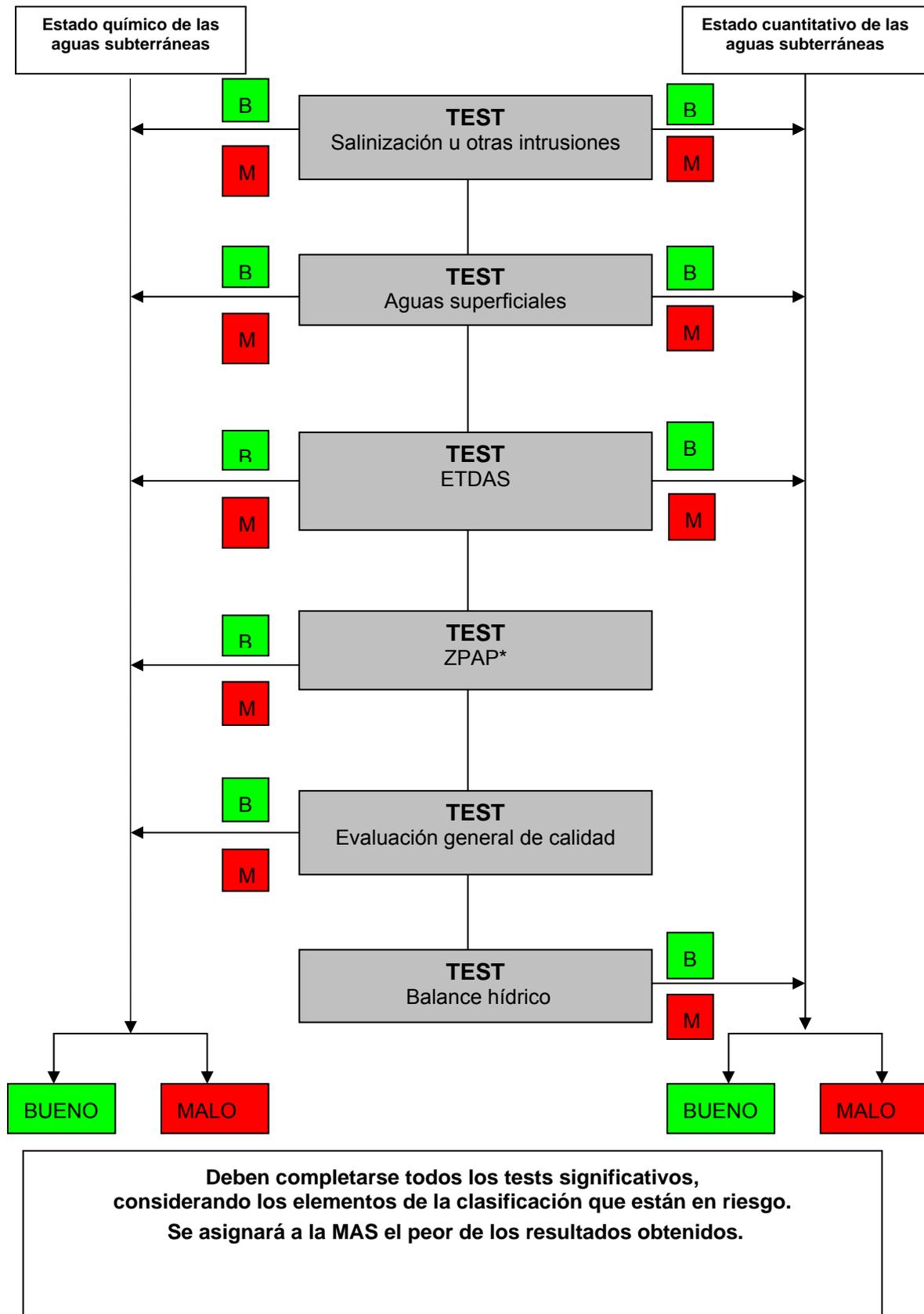
La evaluación del estado se lleva a cabo utilizando los datos de control operativo y de vigilancia disponibles recogidos durante el periodo del PHC. Debe producirse al final del PHC, para que permita evaluar la eficacia de los programas de medidas adoptados previamente.

El mapa que muestra los resultados de la evaluación del estado de las aguas subterráneas es parte integral del PHC. El proyecto de PHC se somete a participación pública un año antes de ser operativo, por lo que se recomienda que se realice una evaluación del estado antes de la publicación del proyecto de PHC para que puedan incluirse los resultados/mapas.

3.1 Tests de clasificación

Alcanzar un buen estado de las aguas subterráneas implica el cumplimiento de una serie de condiciones que se definen en las directivas DMA y DAS. Para evaluar si esas condiciones se cumplen, se ha desarrollado una serie de tests de clasificación para el estado cuantitativo y químico, que se ilustran en la Figura 1. Existen cinco tests químicos y cuatro cuantitativos con algunos elementos comunes a los dos tipos de evaluaciones. Cada uno de los tests, considerando los elementos de clasificación que estén en riesgo, debe llevarse a cabo de modo independiente y los resultados combinados deben aportar una evaluación global del estado químico y cuantitativo de la masa de agua subterránea (véase el capítulo 4.4 y la figura 4).

El peor resultado en la clasificación resultante de los tests químicos se establece como el estado químico global de la masa de agua subterránea, y el peor resultado de clasificación de los tests cuantitativos se establece como el estado cuantitativo global de la masa de agua subterránea. Si alguno de los tests da como resultado un mal estado químico o cuantitativo entonces la clasificación general de la masa será mala. Todos los tests pertinentes deben llevarse a cabo en todas las masas de agua subterránea. El proceso de evaluación del estado no debe detenerse aunque el resultado de uno de los tests indique el mal estado de la masa de agua subterránea.



* ZPAP: Zonas protegidas para la captación de agua potable

Figura 1: Procedimiento global para los tests de clasificación para la evaluación del estado de las aguas subterráneas

3.2 Evaluación de riesgo frente a evaluación de estado

Debe diferenciarse claramente la validación del análisis de presiones e impactos -evaluación del riesgo- del artículo 5 de la DMA al comienzo del ciclo de un PHC, de la evaluación del estado de una masa de agua subterránea al final del ciclo de un PHC -evaluación del cumplimiento-.

Al principio de cada ciclo, la evaluación del riesgo tiene en cuenta las presiones y los impactos, y lleva a cabo una estimación del estado en el que se encontrará la MAS al final del ciclo. Esta estimación se convalida con los datos de control recientes procedentes del control de vigilancia y con cualquier otra evaluación de tendencia que se considere adecuada. Si no puede confirmarse que una masa de agua subterránea estará en buen estado al final de un ciclo PHC, será necesaria una caracterización adicional, así como el establecimiento de valores umbral, seguimiento operativo y un programa de medidas.

Los valores umbral y los programas de medidas están sujetos a informes dentro del PHC. Al final de cada PHC, deberá llevarse a cabo una clasificación del estado para evaluar si la masa de agua subterránea se halla en buen estado y el programa de medidas ha sido efectivo.

Es posible que las dos evaluaciones -evaluación del riesgo y evaluación del estado- se lleven a cabo prácticamente a la vez, pero son procesos paralelos separados; la evaluación del riesgo se centra en el futuro, hacia el final del próximo ciclo del PHC, y la evaluación del estado es retroactiva, referida a los resultados obtenidos durante el último ciclo del PHC (véase la figura 2).

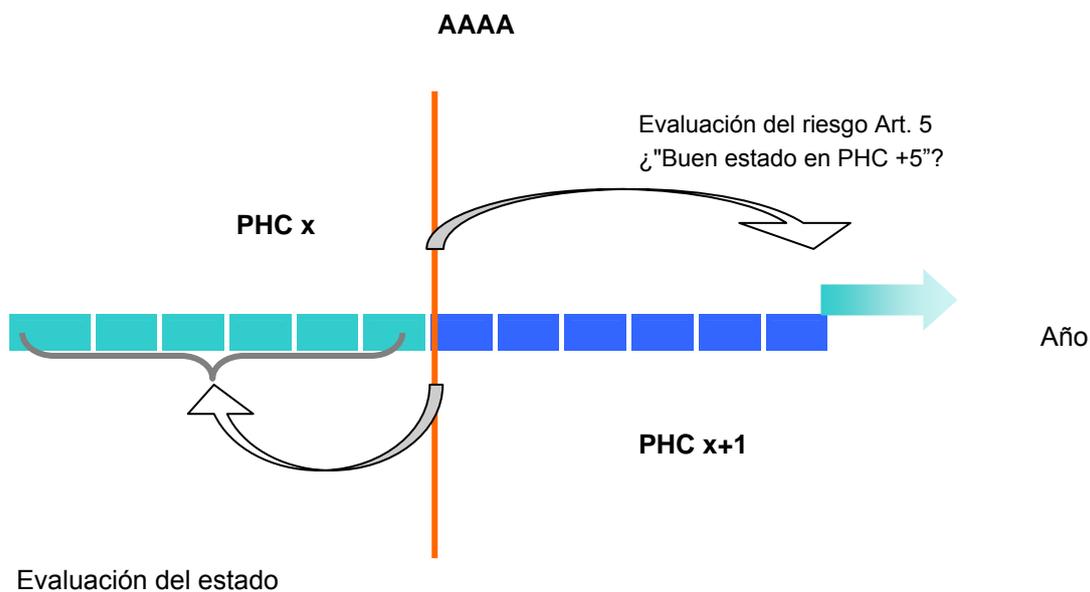


Figura 2. La evaluación de riesgo se centra en el futuro, mientras que la evaluación del estado se basa en los resultados anteriores.

3.3 Confianza en la evaluación

De conformidad con el anexo V 2.4.1 de la DMA “[...] En el plan se ofrecerá una apreciación del nivel de fiabilidad y precisión de los resultados obtenidos mediante los programas de control.”

4 EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO

4.1 Definición de buen estado químico y fundamentos legales

La definición del estado químico figura en el anexo V 2.3.2 de la DMA. Se alcanza un buen estado químico de las aguas subterráneas cuando:

“La composición química de la masa de agua subterránea es tal que las concentraciones de contaminantes:

- *como se especifica más adelante, no muestran los efectos de la salinización o de otras intrusiones,*
- *no exceden las normas de calidad aplicables según otros actos de la legislación comunitaria, de conformidad con el artículo 17 de la DMA¹⁷*
- *su naturaleza no es tal que pueda producir la imposibilidad de lograr los objetivos ambientales especificados de conformidad con el artículo 4 para las aguas superficiales asociadas ni ninguna disminución significativa de la calidad ecológica o química de estas masas ni ningún daño significativo a los ecosistemas terrestres que dependen directamente de la masa de agua subterránea.*

Los cambios en la conductividad no indican que exista salinización ni ninguna otra intrusión en la masa de agua subterránea”.

La DAS reitera que la evaluación del estado químico debe llevarse a cabo para todas las masas de agua subterránea que estén en riesgo de no cumplir los objetivos del artículo 4 de la DMA, en relación con cada uno de los contaminantes que contribuyen a esa caracterización de la masa de agua subterránea (anexo III, 1 de la DAS). Esto se aplica a aquellas MAS que se identificaron en 2004 como masas en riesgo, de conformidad con los requisitos del artículo 5 de la DMA, así como cualquier otra que se identificara con posterioridad a raíz del trabajo de actualización de la evaluación de riesgo utilizando los nuevos datos de seguimiento. El artículo 4(2) de la DAS dispone que una masa de agua subterránea o un grupo de masas tiene un buen estado químico cuando:

- cumple las condiciones del anexo V 2.3.2 de la DMA,
- no excede ningún valor umbral (artículo 3 y anexo II de la DAS) ni norma de calidad (anexo I de la DAS) en ninguno de los puntos de control, o
- aunque ha excedido el valor umbral o la norma de calidad en alguno de los puntos de control, se ha demostrado mediante investigaciones adecuadas (anexo 3 de la DAS) que:
 - i. las concentraciones de contaminantes no presentan un riesgo medioambiental significativo, teniendo en cuenta, cuando proceda, el alcance de la masa de agua subterránea que se ve afectada;
 - ii. se cumplen las demás condiciones para un buen estado que figuran en el anexo V 2.3.2 (DMA), con arreglo al párrafo 4 del anexo III de la DAS;
 - iii. no hay deterioro de la calidad de las aguas para consumo humano (ZPAP) de conformidad con el párrafo 4 del anexo III de la DAS; y
 - iv. no hay deterioro significativo de la capacidad de la masa para atender los diferentes usos.

El anexo V, 2.4.5 de la DMA estipula las especificaciones siguientes para el procedimiento de evaluación del estado químico de las aguas subterráneas:

“Al evaluar el estado, los resultados de cada punto de control en una masa de agua subterránea se globalizarán para la totalidad de la masa. Sin perjuicio de las Directivas correspondientes, para que una masa de agua subterránea alcance un buen estado, en lo referente a los parámetros químicos para los que se han fijado normas de calidad medioambiental en la legislación comunitaria:

- *se calculará el valor promedio de los resultados del control obtenidos en cada punto de la masa o grupo de masas, y*

¹⁷ Esto corresponde al requisito de la DMA que condujo a la adopción de la DAS

- *de acuerdo con el artículo 17, dichos valores promedio se utilizarán para demostrar la conformidad con el buen estado químico de las aguas subterráneas [...]*

La DAS dispone a continuación que de conformidad con el anexo III 2 c): *“Los Estados miembros deberán tener en cuenta [...] c) cualquier otra información relevante, incluida una comparación de la concentración media anual de los contaminantes pertinentes en un punto de control con las normas de calidad de las aguas subterráneas [...] y con los valores umbral [...].”*

De conformidad con el anexo III, 3 de la DAS, en cuanto a i) y a iv) los Estados miembros efectuarán una estimación de la porción de la masa de agua subterránea cuya concentración media anual de un contaminante supera la norma de calidad o el valor umbral.

En lo relativo a ii) e iii), los Estados miembros evaluarán:

- el impacto de los contaminantes sobre la masa de agua subterránea
- la cantidad y las concentraciones de contaminantes que se están transfiriendo o pueden transferirse desde la masa de agua subterránea hacia las aguas superficiales asociadas o los ecosistemas terrestres directamente dependientes, y los posibles impactos resultantes
- el alcance de toda posible salinización o intrusión de otro tipo en la masa de agua subterránea
- los riesgos derivados de los contaminantes en la masa de agua subterránea para la calidad del agua captada o que pueda ser captada para el consumo humano

Los tests de clasificación química que se indican en esta guía se derivan de los requisitos mencionados con anterioridad.

4.2 Elementos de la evaluación del estado químico

En la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas deben considerarse los siguientes elementos:

- **los criterios** para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas *-normas de calidad y valores umbral-* que se describen con detalle en la sección 4.3.
- la necesidad de **agregación** de los datos
- **el alcance** del incumplimiento de las normas de calidad o de los valores umbral
- **la localización** de los puntos donde se han superado las normas de calidad o los valores umbral
- **la confianza** en la evaluación

4.2.1 Agregación de los datos

Como se ha reseñado anteriormente, varios artículos y anexos de las Directivas DMA y DAS hacen referencia a la agregación de los datos. Se trata de la evaluación de los siguientes aspectos:

- los riesgos ambientales significativos derivados de los contaminantes presentes en una masa de agua subterránea,
- que no exista deterioro significativo de los diferentes usos,
- la disminución de la calidad ecológica y química de las masas de aguas superficiales asociadas,
- los daños a las ETDAS,
- que no haya deterioro de las aguas para el consumo humano.

Se propone adoptar la norma de considerar los datos de control recogidos en los dos últimos años, lo que posibilita el cálculo de un valor medio aunque solo se realice una medición al año. Puede elegirse un periodo medio más largo -hasta de 6 años- cuando el modelo conceptual y los datos de control indiquen que es necesario evitar la influencia de las variaciones de calidad a corto plazo, que no indican la repercusión real de las presiones.

4.2.2 Alcance del incumplimiento de las normas de calidad o de los valores umbral

De conformidad con el artículo 4 de la DAS, una masa de agua subterránea está en buen estado cuando no se superan las normas de calidad o los valores umbral en ninguna de las estaciones de control. En el caso de que se haya excedido una norma de calidad o valor umbral en una o varias estaciones de control, es necesaria una investigación adecuada que integre de manera apropiada los

datos de control, para efectuar una estimación del alcance en la MAS -en términos de volumen o porción de territorio- cuya concentración media aritmética de un contaminante supera la norma de calidad o el valor umbral. Se trata de evaluar:

- los riesgos medioambientales significativos producidos por los contaminantes presentes en toda la masa de agua subterránea
- que no exista un deterioro significativo de los usos humanos,
- la salinización y otras intrusiones.

Para que la investigación o investigaciones adecuadas se desarrollen satisfactoriamente, podrán utilizarse datos adicionales, para afinar el modelo conceptual y/o valorar el alcance del citado incumplimiento.

4.2.3 Situación de los puntos donde se han superado las normas de calidad o los valores umbral

Algunos de los criterios para la evaluación del estado también se basan en la evaluación del impacto a escala local, que puede no ser representativo de las condiciones que se dan en toda la masa de agua subterránea. En esos casos, la ubicación de los puntos donde se han excedido las normas de calidad o los valores umbral será pertinente para determinar si se han cumplido las condiciones para un buen estado. Esto hace referencia a la evaluación de:

- la disminución de la calidad ecológica y química de las masas de agua superficial asociadas,
- los daños a los ETDAS,
- la salinización y otras intrusiones,
- el que no exista deterioro del agua para consumo humano.

En lo relativo a la protección de los ecosistemas terrestres y acuáticos dependientes, los Estados miembros evaluarán, cuando sea necesario y pertinente, las cantidades y las concentraciones de los contaminantes que se estén transfiriendo o puedan transferirse desde la masa de agua subterránea a las aguas superficiales asociadas o ETDAS [anexo III, 4 b)] y el posible impacto de los contaminantes transferidos [anexo III, 4 c)].

La evaluación de toda salinización o intrusión de otro tipo en la masa de agua subterránea está vinculada a la identificación de las zonas en las que existe presión producida por la captación de agua, y con los efectos que aparecen en los puntos de control, en relación con las tendencias al aumento de las concentraciones de contaminantes pertinentes y los impactos significativos en los puntos de captación.

4.3 Normas de calidad y valores umbral de las aguas subterráneas

4.3.1 Fundamentos y requisitos específicos

El artículo 3 de la DAS establece los criterios para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas:

“1. A efectos de la evaluación del estado químico de una masa de agua subterránea [...] los Estados miembros utilizarán los criterios siguientes:

- (a) las normas de calidad de las aguas subterráneas recogidas en el Anexo I;*
- (b) Los valores umbral que establezcan los Estados miembros de conformidad con el procedimiento descrito en la parte A del Anexo II [...].”*

Además, entre los criterios de evaluación del estado químico se incluye una investigación adecuada cada vez que se haya excedido una norma de calidad de las aguas subterráneas o un valor umbral, tal como se establece en el Anexo III de la Directiva de aguas subterráneas.

Las normas de calidad de las aguas subterráneas se refieren a nitratos y plaguicidas. Los valores para las normas citadas se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Normas de calidad de las aguas subterráneas (DAS, anexo I).

Contaminante	Norma de calidad
Nitratos	50 mg/L
Sustancias activas de los plaguicidas, incluyendo los metabolitos relevantes y los productos de degradación y de reacción	0.1 µg/L 0.5 µg/L (total)

No obstante, si estas normas no son adecuadas para el logro de los objetivos medioambientales enunciados en el artículo 4 de la DMA, es decir, si se observa que el estado químico y/o el estado ecológico de las aguas superficiales asociadas y/o los ecosistemas terrestres asociados han sufrido algún daño real o potencial, deben aplicarse valores más exigentes¹⁸. Estos nuevos valores se transforman en valores umbral y el procedimiento para su definición se atiene a los requisitos del artículo 3 y del Anexo II de la DAS y a las especificaciones descritas en este documento.

El artículo 3.1.b de la DAS exige a los Estados miembros la determinación de valores umbral con respecto a otros parámetros pertinentes que están generando un riesgo de incumplimiento de los objetivos del artículo 4 de la DMA. Tal como se define en el artículo 2.2, los valores umbral en cuestión se convertirán en normas de calidad definidas por los Estados miembros. Estas normas deben fijarse a la escala más adecuada -nacional, por demarcación hidrográfica, o por masa de agua subterránea- y deben utilizarse en la evaluación del buen estado químico. Los Estados miembros deben tener en cuenta como mínimo la lista de sustancias del anexo II.B que son:

- Sustancias, o iones, o indicadores, que pueden estar presentes de modo natural y/o como resultado de las actividades humanas: As, Cd, Pb, Hg, NH₄⁺, Cl⁻, SO₄²⁻
- Sustancias sintéticas artificiales: tricloroetileno, tetracloroetileno
- Parámetros indicativos de salinización o de otras intrusiones: conductividad o Cl⁻ y SO₄²⁻, a elección de los Estados miembros.

Nota: “Teniendo en cuenta...” no significa que la determinación de valores umbral para todos los parámetros del anexo II.B sea obligatoria. Es obligatorio asignar valores umbral para otras sustancias/parámetros que no están en la lista, pero que contribuyen a que la masa de agua subterránea esté en riesgo.

Crterios para la determinación de valores umbral

Según el Anexo II.A de la DAS, “la determinación de valores umbral debería basarse en:

a) el alcance de las interacciones entre las aguas subterráneas y los ecosistemas acuáticos y ecosistemas terrestres dependientes;

b) la interferencia con usos o funciones existentes o futuros de las aguas subterráneas;

[...]

c) Las características hidrogeológicas, incluida la información sobre niveles de referencia”.

Asimismo, según el Anexo II.A de la DAS “se establecerán valores umbral de tal modo que [...] ello indique el riesgo de que no se estén cumpliendo algunas de las condiciones para el buen estado químico del agua subterránea mencionadas en los incisos ii), iii) y iv) de la letra c) del apartado 2 del artículo 4”. Este requisito se refiere a los aspectos siguientes:

- la definición de buen estado químico del agua subterránea (DMA, anexo V, sección 2.3.2). Véase la sección 4.1 de este documento.

- las áreas protegidas utilizadas para la captación de agua potable (artículo 7 de la DMA),

- la capacidad de la masa de agua subterránea de soportar usos humanos.

Basándose en estos elementos, la determinación de valores umbral debe considerar dos tipos de criterios:

¹⁸Un ejemplo típico es cuando se demuestra que la existencia de nitratos en valores inferiores a 50 mg/L en las aguas subterráneas es causa de eutrofización en una masa de agua superficial asociada, lo cual justifica el establecimiento de un valor umbral más bajo para los nitratos.

- *criterios medioambientales*

- valores umbral cuyo fin es la protección de los ecosistemas acuáticos asociados y de los ecosistemas terrestres dependientes,

- *criterios de uso*

- valores umbral cuyo fin es la protección de las zonas protegidas para la captación de agua potable (ZPAP), y
- otros usos legítimos de las aguas subterráneas: cultivos, regadío, industria, etc. Solamente deben tenerse en cuenta los usos localizados en una porción significativa de la masa de agua subterránea en relación a la superficie total o al volumen total de la misma.

Nota: Estos criterios consideran el nivel mínimo de protección del receptor de conformidad con los requisitos de la DAS. Los Estados miembros pueden optar adicionalmente por considerar que “las aguas subterráneas” son una función legítima a proteger por derecho propio y establecer valores umbral con este fin. No obstante, es obvio que no están obligados a hacerlo.

Escala para el establecimiento de valores umbral

Dependiendo del tipo de contaminante y de las concentraciones registradas, los Estados miembros pueden establecer valores umbral a distintas escalas: masa de agua subterránea o grupo de masas de agua subterránea, demarcación hidrográfica, o a escala estatal (artículo 3.2). La masa de agua subterránea es la escala más pequeña permitida para la determinación de valores umbral.

Por ejemplo, cuando un contaminante tal como el tricloroetileno se detecta con mucha frecuencia en valores muy bajos, los Estados miembros pueden establecer un valor umbral de ámbito estatal, a condición de no poner en peligro el logro de los objetivos medioambientales. Alternativamente, cuando se trata de parámetros para los cuales las concentraciones naturales varían de un tipo de masa de agua subterránea a otro -As, Cl, SO₄²⁻, NH₄⁺ y metales¹⁹ -, se recomienda encarecidamente que los valores umbral se definan en el ámbito de la masa de agua subterránea.

Aspectos transfronterizos

Los Estados miembros que comparten masas de agua transfronterizas velarán por que la determinación de valores umbral se someta a la coordinación entre los Estados miembros afectados (artículo 3.3 de la DAS).

Para las masas de aguas subterráneas compartidas entre uno o más Estados miembros y uno o más Estados que no son miembros, el Estado(s) afectado(s) se comprometerán a que los valores umbral se determinen de modo coordinado con los Estados afectados que no sean miembros (artículo 3.4 de la DAS).

Calendario y revisión

Los Estados miembros deben establecer valores umbral por primera vez el 22 de diciembre de 2008 (artículo 3.5 de la DAS), y publicarlos en el primer PHC a más tardar el 22 de diciembre de 2009 (artículo 13 de la DMA).

No obstante, la determinación de valores umbral es un proceso abierto, y los Estados miembros podrán añadir, retirar o reintroducir valores umbral para cualquier sustancia siempre que sea necesario (artículo 3.6 de la DAS). Los cambios estarán en función de la disponibilidad de “nueva información” sobre los parámetros basada en los nuevos conocimientos y comprensión científica. Estos cambios deben comunicarse en el contexto de la revisión periódica de los PHC.

Asimismo, los Estados miembros podrán retirar un valor umbral de la lista cuando la masa de agua subterránea afectada deje de estar en riesgo para el parámetro en cuestión.

4.3.2 Relación entre los valores umbral (artículo 3) y el objetivo de “evitar o limitar” (artículo 6)

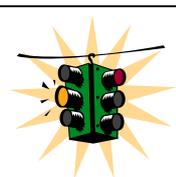
El objetivo de ‘evitar o limitar’ presente en la DMA y la DAS, protege a todas las aguas subterráneas frente a entradas inaceptables de contaminantes. Evitar o limitar la entrada de contaminantes en las

¹⁹ Pauwels *et al* (2006)

aguas subterráneas protege a una gama amplia de receptores y preserva a las aguas subterráneas de la contaminación de ámbito local.

Los requisitos en materia de buen estado químico son diferentes. La evaluación del buen estado químico se lleva a cabo sobre **toda la masa de agua subterránea**, lo que en muchos casos implica una zona extensa. La evaluación se lleva a cabo una vez en cada periodo del PHC, es decir, cada seis años, y aporta información sobre el estado actual de las masas de agua subterránea. Esta evaluación nos dice si esa masa de agua subterránea se atiene a la definición de buen estado químico formulada en la DMA/DAS. Esta definición se limita únicamente a unos pocos receptores y a circunstancias específicas. Alcanzar un buen estado químico no siempre protege la calidad de las aguas subterráneas en el ámbito local.

La entrada de un contaminante debe desplazarse físicamente a lo largo del sistema de agua subterránea para afectar a un receptor. Este movimiento varía dependiendo de las características físicas y químicas de los estratos geológicos. Y, lo que es más importante, el contaminante puede estar sometido a dilución y atenuación durante el tránsito en el acuífero hacia un receptor. Por este motivo, muchas entradas sólo tienen efectos localizados. Estas entradas pueden desencadenar una contaminación localizada de las aguas subterráneas, aunque no afectan al estado de la masa de agua subterránea cuando su impacto sobre los receptores recogidos en la definición de buen estado químico de las aguas subterráneas es leve o nulo. De conformidad con la DMA/DAS, una masa de agua subterránea que se encuentre en un buen estado químico puede sufrir contaminación localizada. **No obstante, cuanto más extendida está la contaminación, más aumenta la posibilidad de que la masa de agua subterránea no se encuentre en buen estado. En caso de que exista una contaminación localizada de este tipo, los Estados miembros deben llevar a cabo investigaciones y adoptar medidas para limitar la contaminación, aunque el estado global de la masa de agua subterránea sea bueno. Estas medidas deberán adaptarse a lo dispuesto en el artículo 6 de la DAS (evitar y limitar entradas).**



¡Atención! En principio, las medidas para evitar o limitar son la primera línea de defensa para impedir entradas inaceptables de contaminantes a todas las aguas subterráneas y evitar con ello la contaminación. La aplicación efectiva del objetivo de 'evitar o limitar' por medio de la reglamentación existente debería garantizar la protección de la calidad de las aguas subterráneas. Esta reglamentación puede consistir en permisos, normas generales vinculantes o códigos de buenas prácticas para el control de actividades específicas en la superficie. Las condiciones de los permisos y/o los "valores límite" pueden utilizarse para garantizar que no se produzca ninguna entrada inaceptable de contaminantes en las aguas subterráneas. Es necesario un cierto tiempo para permitir que se degrade o se disperse el legado histórico de vertidos anteriores. Pero aparte de este hecho, si en todos los puntos de una masa de agua se cumplieran todos los requisitos de evitar y limitar, su estado químico sería bueno. **Así pues, los requisitos de 'evitar o limitar' y los requisitos de estado son complementarios, y utilizados conjuntamente proporcionan un marco efectivo para la protección de las aguas subterráneas en toda la Unión Europea. (ver la Guía CIS N°17²⁰).**

Los valores umbral que se describen en esta guía ayudarán a evaluar el buen estado químico, aunque muchas veces estos valores -y el régimen de cumplimiento que va asociado a ellos- no serán apropiados para cumplir los requisitos del objetivo de evitar o limitar. Esto se debe a que no protegen las aguas subterráneas de la contaminación a escala local.

El Documento guía sobre "Entradas directas e indirectas" ("*Direct and Indirect Inputs*") contiene más información sobre el modo de aplicar el objetivo de 'evitar o limitar'; no obstante, parece conveniente resumir aquí los distintos fines y funciones de los valores límite y los valores umbral en la protección de las aguas subterráneas:

²⁰ Guidance Document No. 17 Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)

1. Definiciones

Valor Umbral. Definido previamente en este documento. Los valores umbral se fijan para la protección de los receptores y para garantizar que se cumple con los requisitos de buen estado químico.

Valor Criterio. Es la concentración de un contaminante, sin tomar en consideración concentraciones naturales de referencia, que, en caso de que sea superada, puede resultar en el incumplimiento del respectivo criterio de buen estado.

Valor Límite. Es un valor de concentración y su régimen de cumplimiento asociado que, si no se exceden en la fuente, evitarán un vertido inaceptable a las aguas subterráneas. Son ejemplos de valores límite una concentración o carga inaceptables incorporadas como condición en una autorización o un objetivo de recuperación para suelos contaminados. Se mide en la fuente, es decir en el punto de vertido.

Valor de Cumplimiento. Es la concentración y el régimen de cumplimiento asociado que impiden la contaminación siempre que no se superen en el punto de cumplimiento (PC). Se mide en el punto de control de prevención/limitación.

Tanto los valores límite como los valores de cumplimiento se fijan para proteger la calidad de las aguas subterráneas en el ámbito local, en el contexto del objetivo de “evitar o limitar”.

2. Escala de aplicación

Los valores umbral que se determinan para cumplir los requisitos de los artículos 3 y 4 de la DAS no se aplican necesariamente en los mismos puntos de cumplimiento como valores de cumplimiento, que se describen en el Documento guía respectivo²⁰. La evaluación del estado se lleva a cabo en estaciones de control de la red de control operativo, que están distribuidos por la masa de agua subterránea. Las entradas se evalúan localmente en la fuente de entrada de los puntos de control de evitar/limitar, que pueden ser reales o virtuales. Esto aporta una protección más inmediata y global de las “aguas subterráneas propiamente dichas” como receptor. Cabe destacar que, en algunos casos, el punto de control de evitar/limitar utilizado para evaluar el grado de aceptabilidad de la entrada, puede ser también un punto de control operativo que permite evaluar el estado, en cuyo caso el valor umbral será un valor de cumplimiento apropiado.

3. Localización de la aplicación

Los valores umbral se aplican sólo a las masas de agua subterránea, mientras que los “valores de cumplimiento” establecidos para apoyar los objetivos de “evitar o limitar” se aplican a todas las aguas subterráneas. Pueden aplicarse valores de cumplimiento diferentes en diferentes puntos de cumplimiento. Por ejemplo, tanto el agua de depósitos de gravas de terrazas fluviales discontinuas, como el agua colgada sobre niveles de arcillas glaciares, es agua subterránea, y deben evitarse o limitarse las entradas de contaminantes para garantizar que no se produzca contaminación en ninguno de los receptores. No obstante, ninguno de estos depósitos geológicos son unidades de gestión y por ello tampoco son masas de agua subterránea. Por ello, su estado no tiene que clasificarse como bueno o malo, y no tienen que establecerse valores umbral para ellos.

4.3.3 Metodología general para la determinación de valores umbral

La metodología general para la determinación de los valores umbral en una masa de agua subterránea se resume en la figura 3.

Como se señala en la sección 4.3.1, cuando se determinen los valores umbral, deberán considerarse dos tipos de criterios: criterios medioambientales y criterios de uso.

Los Estados miembros establecerán el valor umbral medioambiental utilizando una comparación entre los niveles de referencia (NR) y el valor criterio (VC). El valor criterio es una concentración de un contaminante, que sin tener en cuenta ninguna concentración natural de referencia, en caso de ser superada puede resultar en el incumplimiento de uno o más de los criterios de buen estado. Los VC deben tener en cuenta la evaluación de riesgo y las funciones de las aguas subterráneas.

Cuando se comparan los niveles de referencia con los valores criterio pueden surgir dos situaciones:

- Caso 1: El NR es menor que el VC_i. En ese caso, los Estados miembros definirán los valores umbral según sus estrategias nacionales y una evaluación de riesgo, permitiendo que se establezca un valor umbral por encima del nivel de referencia, siempre que pueda justificarse claramente.

- Caso 2: El NR es mayor que el VCI. En ese caso, el valor umbral debe ser igual al nivel de referencia.

No obstante, para integrar el concepto de desarrollo sostenible y permitir el desarrollo de actividades económicas -especialmente las actividades existentes-, los Estados miembros pueden considerar un *pequeño* añadido a los niveles de referencia que representa un grado aceptable de influencia humana, siempre que se considere que no daña la protección de los receptores pertinentes. Una concentración admisible de este tipo consideraría el requisito de “limitar las entradas” de contaminantes no peligrosos de conformidad con el artículo 6 de la DAS y también persigue evitar problemas no deseados en la verificación de cumplimiento, provocados por un gran número de pozos que presentan pequeñas desviaciones sin importancia de los valores umbral. Considerando que a menudo el criterio para la evaluación de los niveles de referencia será el percentil 90, se supone que al menos el 10% de los pozos de observación superarían lo permitido si el valor umbral se fijara exactamente en la concentración del nivel de referencia. Esto conduciría obligatoriamente a una ‘investigación adecuada’ de todas las masas de agua subterránea que se encontraran en el caso 2, algo que se ha considerado imposible de gestionar.

Los Estados miembros deben definir la concentración adicional admisible utilizando un procedimiento de evaluación de riesgos. En particular se recomienda que se tenga en cuenta la vulnerabilidad o susceptibilidad de la MAS, incluyendo las propiedades biogeoquímicas del suelo y las propiedades de los contaminantes. Una evaluación de este tipo dependerá del nivel de conocimiento y de la confianza en los modelos conceptuales. Cabe señalar que los Estados miembros pueden actualizar los valores umbral, de conformidad con las indicaciones formuladas en el capítulo 4.3.1 de esta guía. Así pues, puede que sea necesario ajustar la “concentración adicional admisible” como consecuencia de los cambios en los valores umbral teniendo en cuenta la información nueva, es decir, como resultado de los proyectos de investigación.

Además de consideraciones de tipo socio-económico, un valor umbral que contenga una cierta concentración que excede del nivel de referencia puede ser aceptable por motivos prácticos, entre otros la armonización con otras directivas, como la directiva sobre nitratos, la directiva de aguas potables o la directiva relativa a normas de calidad ambiental (2008/105/CE). No obstante, en todos los casos el valor umbral final **debe** proteger a todos los receptores, tanto los diferentes usos humanos como el estado ecológico de las aguas superficiales y los ETDAS. Además, la protección de las aguas subterráneas está garantizada también por la consecución de los objetivos del artículo 5 y 6 de la DAS. Estos exigen que los Estados miembros inviertan las tendencias significativas al aumento de los contaminantes y que limiten o impidan las entradas de contaminantes en las aguas subterráneas²¹.

²¹ Guidance Document No. 17 Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs (2007)

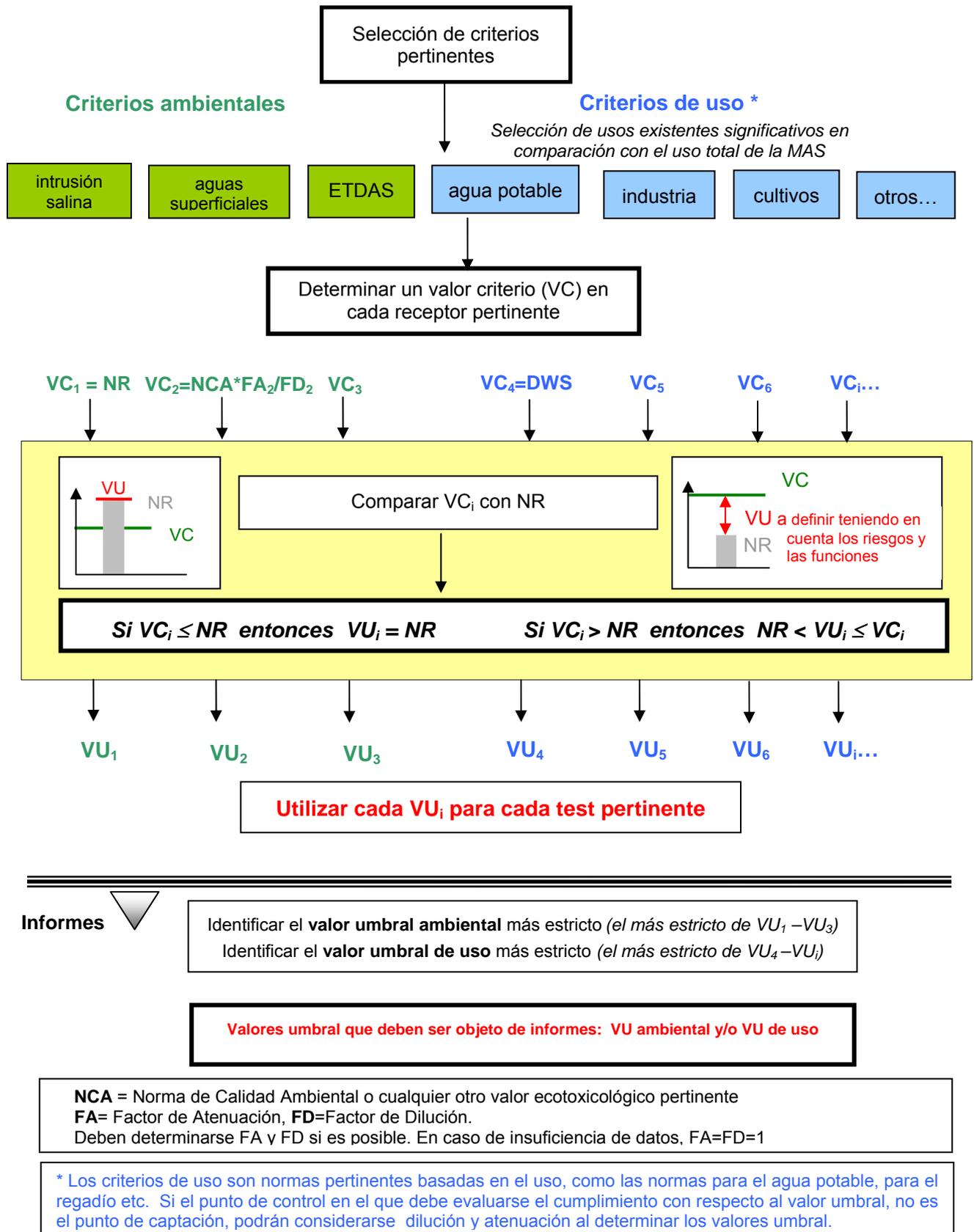


Figura 3: Metodología general para la determinación de valores umbral para las aguas subterráneas.

Determinación de los valores umbral para ecosistemas acuáticos asociados y ecosistemas terrestres dependientes

Cuando existe interrelación entre las aguas subterráneas y las aguas superficiales, y especialmente cuando las aguas superficiales o los ecosistemas terrestres dependientes son alimentados por agua subterránea, los valores criterio que sean relevantes para la protección de las aguas superficiales asociadas o los ETDAS se determinarán utilizando normas de calidad medioambiental (NCA) para las aguas superficiales o cualquier otro valor eco-toxicológico pertinente. Para las sustancias prioritarias y demás contaminantes reseñados en la directiva relativa a las “Normas de Calidad Medioambiental en el ámbito de la política de aguas” (Directiva 2008/105/CE) pueden utilizarse los valores establecidos en este texto. Puede aplicarse asimismo cualquier otra NCA establecida por un Estado miembro a escala local o estatal, por ejemplo, a partir de los resultados de tests de ecotoxicidad de organismos acuáticos.

La concentración de un parámetro varía según se trate de un acuífero o de un río. Por ello, puede aplicarse un factor de dilución (FD) o un factor de atenuación (FA) para determinar el valor adecuado para ese criterio.

Los factores de atenuación y dilución se calcularán dependiendo del nivel de conocimiento de la interacción entre el agua subterránea y el agua superficial, el modelo conceptual, y considerando la situación de los puntos de control en el sistema de aguas subterráneas en relación al receptor. (Véanse, en el anexo 1, principios generales de aplicación de los factores de dilución y de atenuación). Los Estados miembros podrán establecer libremente los valores de FD y de FA para cada masa de agua subterránea de acuerdo con su propio enfoque y conocimientos. Pueden utilizarse asimismo las propuestas del proyecto BRIDGE para el cálculo de FD y FA.²²

Por lo tanto, el valor adecuado asignado a este criterio es igual a:

$$VC = NCA * FA / FD.$$

La dilución y la atenuación **no** deberán incluirse cuando el control tiene lugar en el receptor.

En este caso:

$$FD=FA = 1 * NCA_{\text{agua superficial}}$$

Nota: El cálculo del factor de dilución y el factor de atenuación exige una buena comprensión del sistema de aguas subterráneas y de la interacción entre agua subterránea y agua superficial. Cuando no exista un conocimiento suficiente, puede ocurrir que los factores de dilución y/o de atenuación no puedan utilizarse. En este caso, puede recurrirse en primera instancia al enfoque de precaución; a saber, VC=NCA.

En las recomendaciones anteriores, basadas en los resultados del proyecto BRIDGE, se considera que el factor de atenuación FA es <1. Si un Estado miembro ya ha definido algunas masas de agua subterránea, y si la definición de esos factores de atenuación difiere ligeramente -por ej. FA>1-, la ecuación citada puede adaptarse. Ciertamente, la determinación del valor umbral debería basarse en los conocimientos existentes a escala nacional.

Determinación de los valores umbral para usos existentes

Cuando la masa de agua subterránea tiene otros usos aparte de apoyar la química y la ecología de las aguas superficiales, como por ejemplo, el abastecimiento de agua potable, el riego de cultivos o el apoyo a la industria alimenticia, entonces deben apoyarse dichos “usos existentes” de conformidad con las DMA y DAS. Para hacer efectivo este apoyo, deberán definirse los valores criterio según proceda. Por ejemplo, solo tendrán que determinarse y considerarse los VU si la superficie o volumen total de la zona contaminada está poniendo dichos “usos existentes” en riesgo, y si se trata de un riesgo “significativo” comparado con la superficie o volumen total de la masa de agua subterránea. En el caso del abastecimiento de agua potable, deberán considerarse las normas sobre el agua potable –VP, valor paramétrico, norma de calidad para aguas potables, DWS en las siglas en inglés- cuando se establezcan los valores para el criterio en cuestión. Para otros usos como regadíos e industria se recomienda un enfoque caso por caso.

Si el punto de control donde debe evaluarse el cumplimiento del valor umbral no es el punto de captación, puede ser conveniente tener en cuenta también la dilución y la atenuación cuando se

²² (Müller *et al.*, 2006).

efectúa la determinación de los valores umbral y los valores criterio para los usos del agua (véase el anexo 1), decisión que deben tomar los Estados miembros.

No obstante, es conveniente reiterar que el régimen de cumplimiento para las ZPAP no sólo consiste en comprobar si se han excedido los valores umbral, sino que también se basa en verificar que no será necesario un mayor aumento de las medidas de tratamiento del agua, tal como exige el artículo 7.3 de la DMA.

Determinación del valor para “salinización u otras intrusiones”

El valor umbral pertinente para la salinización u otras intrusiones será el nivel de referencia para los parámetros clave, puesto que es el valor medioambiental más adecuado que se puede usar cuando se examina si se ha producido alguna intrusión provocada por las actividades humanas.

4.4 Procedimiento para evaluar el buen estado químico

Dependiendo de los resultados de la evaluación de riesgo, deberán llevarse a cabo varios tests para evaluar el estado químico de las aguas subterráneas. Según los objetivos de las Directivas DMA y DAS, los criterios principales que deben considerarse en los tests son:

- Criterios medioambientales. Entre ellos se encuentran:
 - protección de las aguas superficiales asociadas (relacionadas)
 - protección de los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas
 - protección de las masas de agua subterránea frente a la salinización u otras intrusiones
- Criterios de uso. Entre ellos están:
 - protección del agua potable en las ZPAP
 - protección de otros usos existentes: regadío de cultivos, industria....

Cada test de clasificación considera elementos específicos del estado químico tal como se ha descrito en el capítulo 4.2. y se resume en la tabla 2. En cada uno de los apartados siguientes se describe en detalle cada test de clasificación y se hace referencia a los elementos individuales de los tests.

Tabla 2: Resumen de los tests de clasificación y de los elementos de verificación de estado

Elemento para la clasificación	Test de clasificación	Elementos del test			
		Agregación de los datos	Alcance	Localización	Confianza
No hay deterioro significativo de los usos humanos. Artículo 4(2)(c) (iv) DAS	Evaluación general del estado químico de toda la masa de agua subterránea.	✓	✓		✓
Los contaminantes presentes en toda la extensión de la masa de agua subterránea no suponen un riesgo ambiental significativo. Artículo 4(2)(c) (i) y Anexo III 3 de la DAS.					
Ausencia de salinización u otras Intrusiones. Anexo V 2.3.2 de la DMA.	Salinización u otras intrusiones	✓	✓	✓	✓
Ausencia de disminución significativa de las condiciones ecológicas de las aguas superficiales. Anexo V 2.3.2 de la DMA.	Ausencia de afección significativa a las condiciones químicas y ecológicas del agua superficial por transferencia de contaminantes desde la MAS.	✓		✓	✓
Ausencia de afección significativa a las características químicas de las aguas superficiales. Anexo V 2.3.2 de la DMA.					
Ausencia de daño significativo a ETDAS. (Anexo V 2.3.2 de la DMA)	Ausencia de daño significativo a ETDAS por transferencia de contaminantes de la MAS	✓		✓	✓

Ausencia de deterioro de la calidad de las aguas para el consumo humano (Artículo 4(2)(c) (iii)) y Anexo III 4 de la DAS)	Cumple las exigencias del artículo 7(3) de la DMA (ZPAP)	✓		✓	✓
---	--	---	--	---	---

4.4.1 Procedimiento práctico

La evaluación del estado químico de las masas de agua subterránea se lleva a cabo en dos fases:

- fase 1: Verificar si se ha excedido alguno de los valores umbral o normas de calidad. Si no se han producido excesos en ninguno de los puntos de control, el estado de la masa de agua subterránea será bueno.

Nota: El valor umbral que se utilizará en el paso 1 será el valor más estricto que se determine usando la metodología que se describe en el capítulo 4.3. Este enfoque es consecuente con el principio de precaución.

- fase 2: En caso de que se haya superado una o más veces una norma de calidad o valor umbral, debe llevarse a cabo una "investigación adecuada". Esto implicará ir avanzando en los tests de clasificación pertinentes para determinar si el exceso está impidiendo el cumplimiento del buen estado químico.

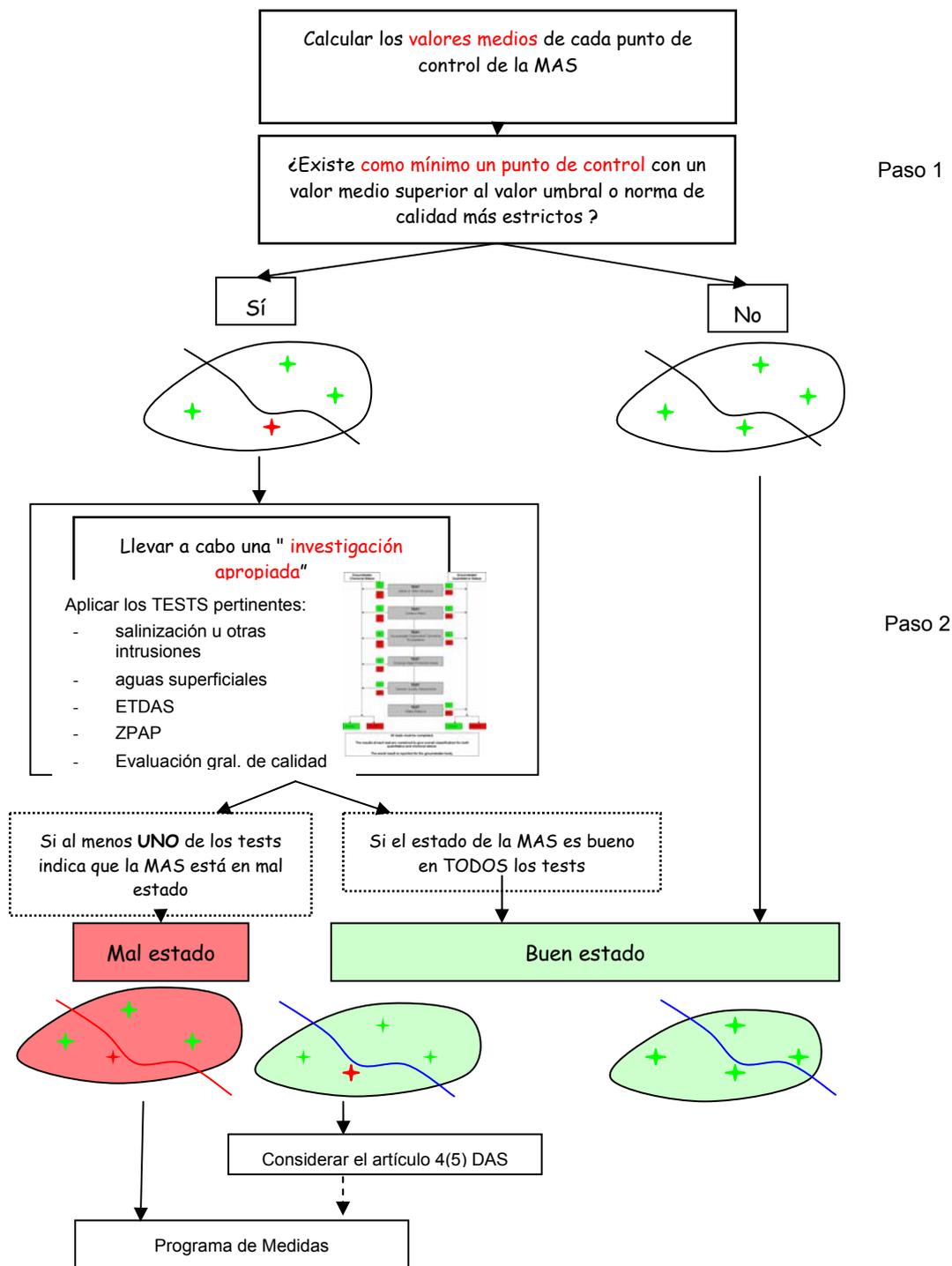


Figura 4. Procedimiento general para la evaluación del estado químico de una masa de agua subterránea (MAS).

4.4.2 Test: Evaluación general del estado químico de la totalidad de la masa de agua subterránea

Este test considera la evaluación de:

- un riesgo medioambiental significativo derivado de los contaminantes presentes en la totalidad de la masa de agua subterránea (artículo 4(2)(b) (i) y anexo III 3 de la DAS), y
- un deterioro significativo de la capacidad de soportar los usos humanos (artículo 4(2)(b) (iv) de la DAS).

Basándose en las exigencias legales, la evaluación general del estado químico de las aguas subterráneas se centra en la totalidad de la masa de agua subterránea y considera los elementos siguientes:

- **criterios** para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas para este test (*normas de calidad de las aguas subterráneas y valores umbral*)
- **agregación de los datos**
- **alcance del incumplimiento**
- **confianza** en la evaluación, considerando el valor de las concentraciones.

En el marco de la evaluación, los grupos de masas de agua subterránea merecerían una atención y tratamiento especial. Las MAS pueden agruparse con fines de control siempre que se garantice que pueden lograrse eficazmente el seguimiento y los objetivos medioambientales de cada una de ellas²³. El documento guía sobre seguimiento de las aguas subterráneas distingue entre la agrupación de MAS que están en riesgo y las que no están en riesgo. Cuando las masas de agua subterránea se encuentran en riesgo, se recomienda disponer como mínimo de un punto de control por cada masa; en las masas que no están en riesgo no se necesita un punto de control por cada uno de sus componentes.

Cuando los resultados del control muestren que se han superados las normas de calidad o los valores umbral en uno o más puntos de control, debería confirmarse si las masas que los componen se encuentran en el mismo estado químico. Así pues, se recomienda dividir el grupo de masas de agua subterránea en las masas que lo componen y mejorar el modelo conceptual y la delimitación de las masas en caso de que uno de los puntos de control exceda las normas de calidad de las aguas subterráneas o los valores umbral. Cada masa de agua subterránea que compone el grupo debería tratarse como una masa de agua subterránea individual y los tests propuestos deberían aplicarse en consecuencia.

Procedimiento propuesto (véase la figura 5):

- Paso 1 (agregación): Verificar si la concentración media en algún punto de control excede una norma de calidad o valor umbral. En caso negativo, se recomienda que la masa de agua subterránea está en un buen estado químico con respecto al parámetro pertinente. No se precisa investigación ni evaluación posterior. En caso de exceso, debe seguirse el paso 2 del procedimiento.
- Paso 2 (grupos de masas de agua subterránea): En el caso de MAS agrupadas, el grupo debe dividirse y deben delimitarse adecuadamente los componentes individuales en los que se haya registrado un exceso, tomando como base un modelo conceptual mejorado y tratando las masas de agua en el test como masas de agua subterránea separadas.
- Paso 3 (superación de norma de calidad o valor umbral): Calcular el alcance espacial del incumplimiento referido a los valores medios, para cada sustancia y compararlo con un grado de incumplimiento aceptable para que el estado químico de una MAS sea bueno. Se propone aplicar una metodología sencilla, que considera la porción del área o volumen de la masa de agua subterránea representado por los puntos de control donde se han superado las normas de calidad o los valores umbral, en comparación con el área o volumen total de la MAS. Para que pudiera aceptarse, dicha porción no debería superar el 20 %²⁴ del total de la MAS.

²³ Guidance Document No. 15: Groundwater Monitoring (2007)

²⁴ El criterio del 20% se sugiere como criterio por defecto; en función de la situación específica en la masa de agua subterránea y en la red de control, puede seleccionarse un porcentaje diferente o un enfoque alternativo para determinar el alcance del exceso utilizado. Debe incluirse en el PHC una explicación y descripción resumida de la metodología que se haya aplicado.

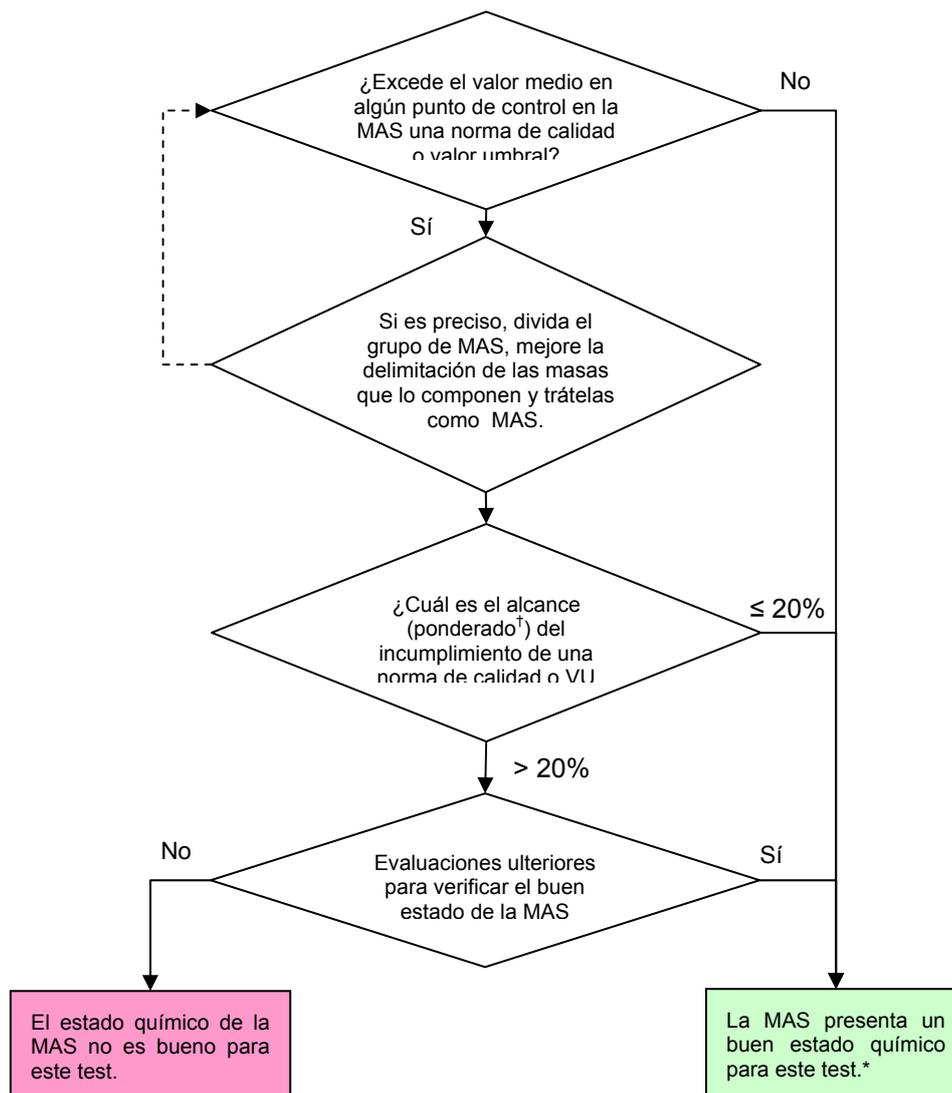
- Paso 4 (confianza): Si la porción afectada es superior al 20 % del total o si se cumplen otros criterios relevantes, una evaluación ulterior debería detectar si la masa de agua subterránea está o no en buen estado. La evaluación en cuestión podría apoyarse en un análisis de la fiabilidad, de modo que pudiera distinguir si el alcance del exceso identificado es aceptable. Una evaluación de fiabilidad de este tipo podría tener en cuenta la incertidumbre analítica, la incertidumbre producida por la red de control y la incertidumbre producida por la variación de las concentraciones. En caso de que los datos sean insuficientes, podría adoptarse un enfoque determinista, evaluando las presiones y los impactos con más detalle.

Algunos métodos estadísticos apuntan a aspectos del diseño de las redes de control -por ej. la distribución de los puntos de control- que hay que considerar de antemano. Algunos métodos de integración -por ej. kriging- ya toman en consideración una distribución heterogénea de los emplazamientos usando índices ponderados.

Si no se cumplen las precondiciones sobre diseño de la red en la totalidad de la masa de agua subterránea, puede ser de ayuda el procedimiento de agregación, la delimitación de las sub-masas de agua subterránea y/o la ponderación de los puntos de control individuales.

Cuando se trate de sub-masas de agua subterránea adecuadamente delimitadas, se propone que la evaluación se lleve a cabo para cada sub-masa de agua subterránea, procediendo a la agregación de cada uno de los resultados de cada sub-masa para dar un resultado relativo a la totalidad de la masa de agua subterránea.

Una aproximación de ponderación de este tipo puede servir para considerar la variabilidad en el seno de la masa de agua subterránea que se ha identificado a través del modelo conceptual -presiones, vulnerabilidad, impacto- así como en el diseño de la red de seguimiento. El método de ponderación debería adecuarse a los principios del método de clasificación.



† Un método de ponderación puede ayudar a tomar en consideración el modelo conceptual -por ej. presión, vulnerabilidad, situación del impacto- dentro de la masa de agua subterránea, así como el diseño de la red de seguimiento.

*...Actuar de conformidad con el artículo 4(5) de la DAS

Figura 5. Procedimiento propuesto para la evaluación general del estado químico de una masa de agua subterránea (MAS) considerada globalmente.

4.4.3 Test: Salinización u otras intrusiones

Este test considera la evaluación de la salinización u otras intrusiones de conformidad con el anexo V.2.3.2. de la DMA.

Los distintos tipos de intrusiones que se consideran en esta evaluación aparecen ilustrados en la figura 6 (Fuente: UKTAG). Entre ellos se encuentran:

- la intrusión marina detectada frecuentemente en los acuíferos costeros, particularmente en la cuenca Mediterránea, y
- la intrusión salina de origen natural, resultante de la influencia de aguas de formación o de una pérdida de capas salinas –caso de las evaporitas- en la masa de agua subterránea.

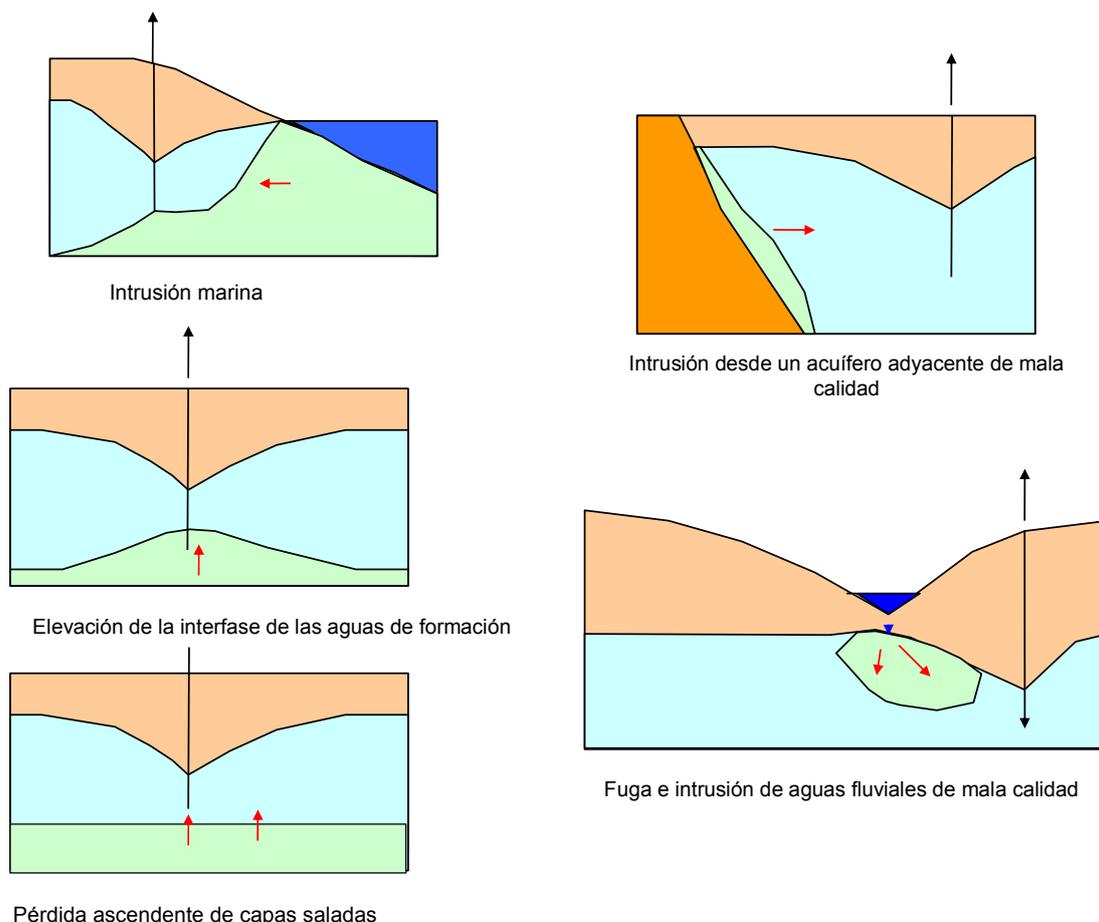


Figura 6. Diferentes tipos de intrusión

Basándose en los requisitos legales, la evaluación de la salinización u otras intrusiones considera los elementos siguientes:

- **critérios** para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas para este test (*normas de calidad del agua subterránea y valores umbral*)
- **agregación de datos**
- **alcance** del incumplimiento de las normas de calidad o valores umbral
- **localización** de los puntos donde se superan las normas de calidad o los valores umbral
- **confianza** en la evaluación.

Además, el test está vinculado con la evaluación del estado cuantitativo de la MAS, y con la evaluación de las tendencias significativas o sostenidas al aumento de la contaminación.

La evaluación del estado cuantitativo debe llevarse a cabo con carácter previo al test sobre el estado químico, que habrá identificado aquellos ámbitos en los que existe presión debida al bombeo y con ello un riesgo de salinización o de otras intrusiones.

No se alcanza un buen estado químico del agua subterránea si:

- el valor medio en un punto de control relevante supera un valor umbral **y**
- existe una tendencia significativa y sostenida al aumento en uno o más parámetros clave en uno o varios puntos de control relevantes, **o**
- hay un impacto significativo en un punto de captación como consecuencia de la intrusión.

Los valores umbral pertinentes serán el nivel de referencia para parámetros clave, es decir, Cl^- y SO_4^{2-} o conductividad eléctrica.

Algunas masas de agua subterránea tienen elevados niveles naturales de salinidad, debido a la geoquímica del acuífero o las unidades estratigráficas adyacentes que actúan como fuente. Para este test, debido a la compleja fluctuación de la calidad del agua subterránea adyacente a la interfase

entre agua dulce y salada, los valores umbral numéricos no serían determinantes por sí solos. Se propone un enfoque basado en “líneas de evidencia” para confirmar la existencia de una intrusión como la citada.

Con respecto a la intrusión de agua marina salada en una masa de agua subterránea y la situación especial del abastecimiento de agua potable en las islas, puede ser apropiado diferenciar entre la intrusión horizontal, que refleja un problema regional, y la intrusión vertical, que tiene una importancia más local y un alcance limitado. La base principal para esta diferenciación es la comprensión conceptual de la masa de agua subterránea.

Procedimiento propuesto (véase la figura 7):

- Paso 1 (evidencias):
 - identificar las zonas en las que se producen altas concentraciones salinas naturales (de procedencia marina o geológica)
 - identificar las zonas en las que existe presión provocada por el bombeo y riesgo de salinización o de otras intrusiones (*ver el capítulo 5.3.4*)
- Paso 2 (agregación y localización):
 - identificar puntos de control pertinentes donde los valores medios superan las normas de calidad relevantes y los valores umbral
 - considerar la localización de dichos puntos junto con las zonas donde se generan presiones provocadas por los bombeos y los riesgos de salinización o de otras intrusiones (identificados en el test de estado cuantitativo del agua subterránea, *ver el cap. 5.3.4*).
 - considerar el modelo conceptual de la masa de agua subterránea. La intrusión horizontal está produciendo sobre todo un problema regional, mientras que la intrusión vertical puede ser representativa de un problema puntual localizado.
- Paso 3 (tendencia): Calcular las tendencias en parámetros clave, como Cl^- y SO_4^{2-} o conductividad eléctrica, así como cualquier otra sustancia significativa que indique una expansión de las intrusiones (*véase la sección 6.3.4*).
- Paso 4 (impactos): Identificar cualquier impacto significativo en puntos de captación como consecuencia de la intrusión.

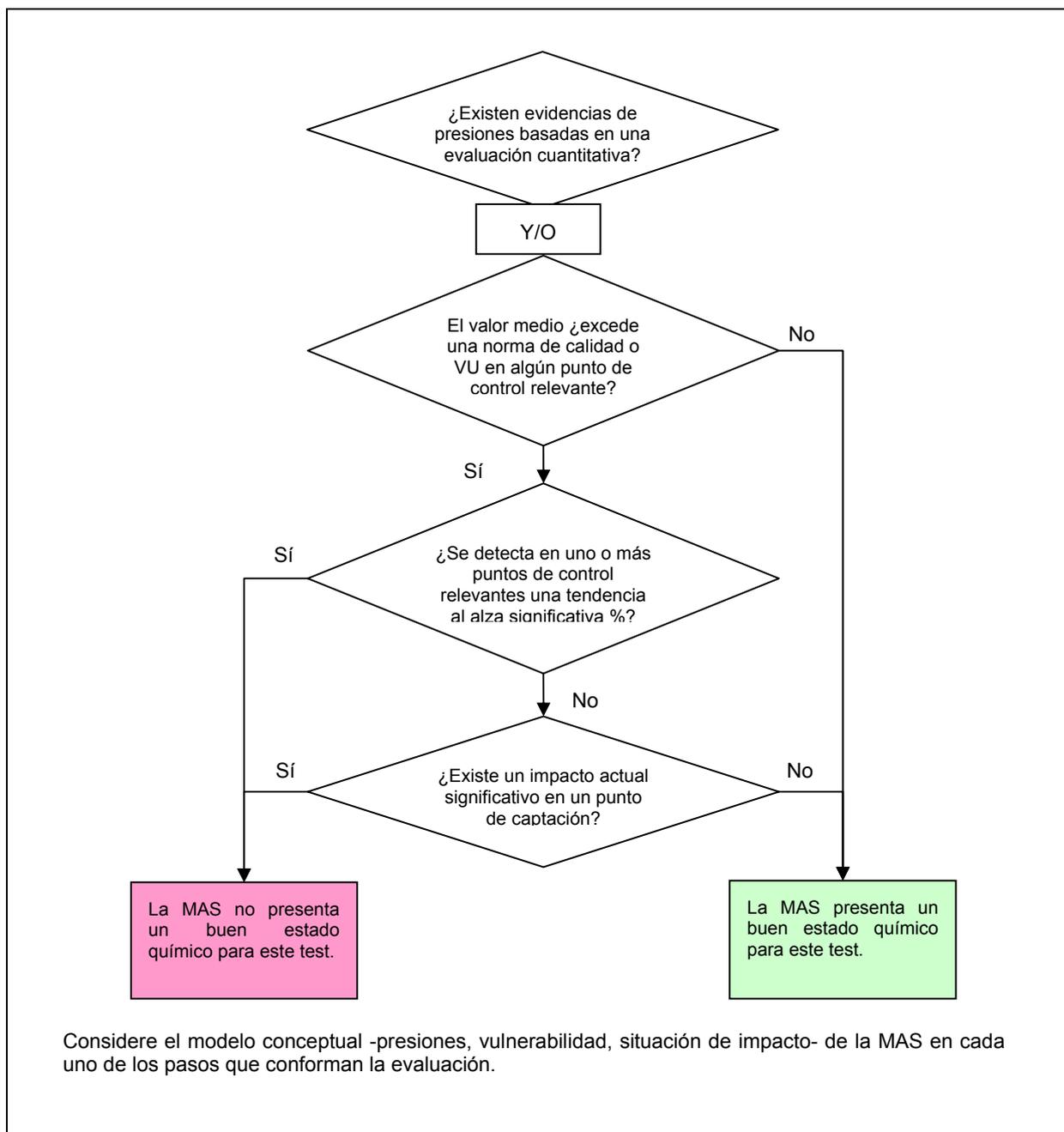


Figura 7. Procedimiento propuesto para evaluar la salinización y otras intrusiones

4.4.4 Test: Disminución significativa de la calidad química y ecológica de las masas asociadas de aguas superficiales, producida por la transferencia de contaminantes procedentes de la masa de agua subterránea

Este test considera la evaluación de:

- una disminución significativa de las condiciones ecológicas de las aguas superficiales, y
- una disminución significativa de la calidad química de las aguas superficiales.

Basándose en las exigencias legales, la evaluación considera los elementos siguientes:

- **Criterios** para la evaluación del estado químico del agua subterránea para este test (*normas de calidad de las aguas subterráneas y valores umbral*) -
- **Agregación de datos**
- **Situación** de los puntos donde se superan las normas de calidad o los valores umbral
- **Confianza** en la evaluación.

El estado se determina a través de una combinación de resultados de clasificación de las aguas superficiales y de una evaluación de las entradas de compuestos químicos (transferencia de contaminantes) procedentes de las masas de agua subterránea y que penetran en las masas de agua superficial. El test se diseñó para determinar en qué medida la transferencia de contaminantes procedentes de las aguas subterráneas hacia las aguas superficiales o cualquier otro impacto consecuente en la ecología de las aguas superficiales es suficiente para amenazar los objetivos de la DMA para las masas de aguas superficiales asociadas citadas.

El test debe llevarse a cabo en todas las masas de agua subterránea que estén vinculadas a masas de agua superficial en riesgo, considerando el modelo conceptual de cada masa de agua subterránea.

Procedimiento propuesto (véase la figura 8):

- Paso 1 (agua superficial en riesgo): ¿La masa de agua superficial no consigue alcanzar los objetivos medioambientales (está en un estado peor que bueno) y la masa de agua subterránea contribuye a ello?
- Paso 2 (Agregación de datos y localización):
 - Identificar toda superación de un valor umbral pertinente en la masa de agua subterránea en alguna de las concentraciones medias calculadas en cada punto de control pertinente.
 - Considerar si alguno de los casos en que se ha excedido un valor umbral pertinente se ha producido en una zona en la que puedan transferirse contaminantes a las aguas superficiales.

Paso 3 (transferencia de contaminantes): Efectuar una estimación de la cantidad y concentración de contaminantes que está siendo o puede ser transferida al receptor agua superficial y los posibles impactos. La carga contaminante global en las aguas superficiales procedente de las aguas subterráneas puede calcularse a partir de los factores de dilución agua subterránea-agua superficial y de los índices de atenuación. Cuando la contribución de la carga contaminante que procede de las aguas subterráneas en las aguas superficiales es significativa -mayor del 50% de la carga-, la masa de agua subterránea está en mal estado.

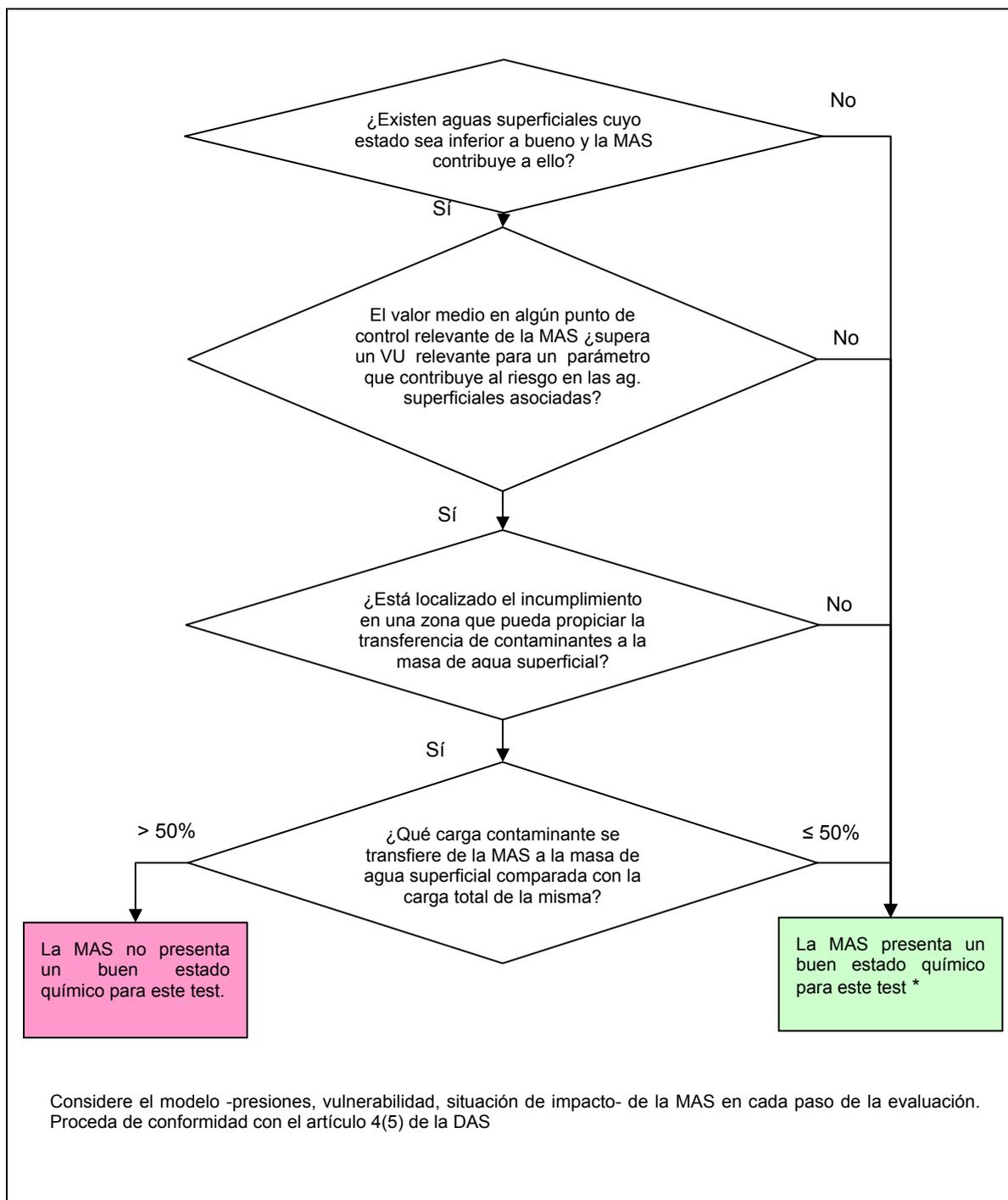


Figura 8. Procedimiento propuesto para verificar la disminución significativa de la calidad ecológica o química de las masas de agua superficial asociadas

4.4.5 Test: Daño significativo a los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas (ETDAS) producido por la transferencia de contaminantes procedentes de la masa de agua subterránea

Este test considera la evaluación de un daño significativo a los ETDAS (DMA, anexo V 2.3.2)

Basándose en los requisitos legales, la evaluación considera los elementos siguientes:

- **Criterios** para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas para este test (normas de calidad y valores umbral del agua subterránea)

- **agregación de datos**
- **situación** de los puntos en los que se hayan superado las normas de calidad o los valores umbral
- **confianza** en la evaluación.

El test debería determinar la posibilidad de que las concentraciones de contaminantes en una masa de agua subterránea conduzcan a un impacto sobre un ETDAS que sea suficiente para amenazar los objetivos de la DMA u otros objetivos relevantes para las zonas protegidas.

El test debería llevarse a cabo en todas las masas de agua subterránea que estén vinculadas a un ETDAS que haya sufrido -o esté en riesgo de sufrir- un daño significativo, considerando el modelo conceptual de cada masa de agua subterránea durante cada etapa de la evaluación.

Procedimiento propuesto (véase la figura 9):

- Paso 1 (ETDAS afectado): ¿Existe algún ETDAS afectado -o que esté en riesgo- que sea directamente dependiente de la masa de agua subterránea que está siendo evaluada?
- Paso 2 (Agregación de datos y localización):
 - identificar los casos en que se hayan superado los valores umbral pertinentes en el agua subterránea usando las concentraciones medias calculadas en cada punto de control pertinente.
 - determinar la ubicación de los puntos en los que se hayan superado los valores umbral relevantes para determinar si existe una zona en la que puedan transferirse contaminantes al ETDAS.
 - paso 3 (transferencia de contaminantes): efectuar una estimación de la cantidad y concentración de los contaminantes que se están transfiriendo -o pueden transferirse- al receptor (ETDAS) y los posibles impactos. La carga contaminante global procedente de las aguas subterráneas que desemboca en los ecosistemas terrestres dependientes puede estimarse a partir de una comprensión de los factores de dilución agua subterránea-ETDAS y de los índices de atenuación.

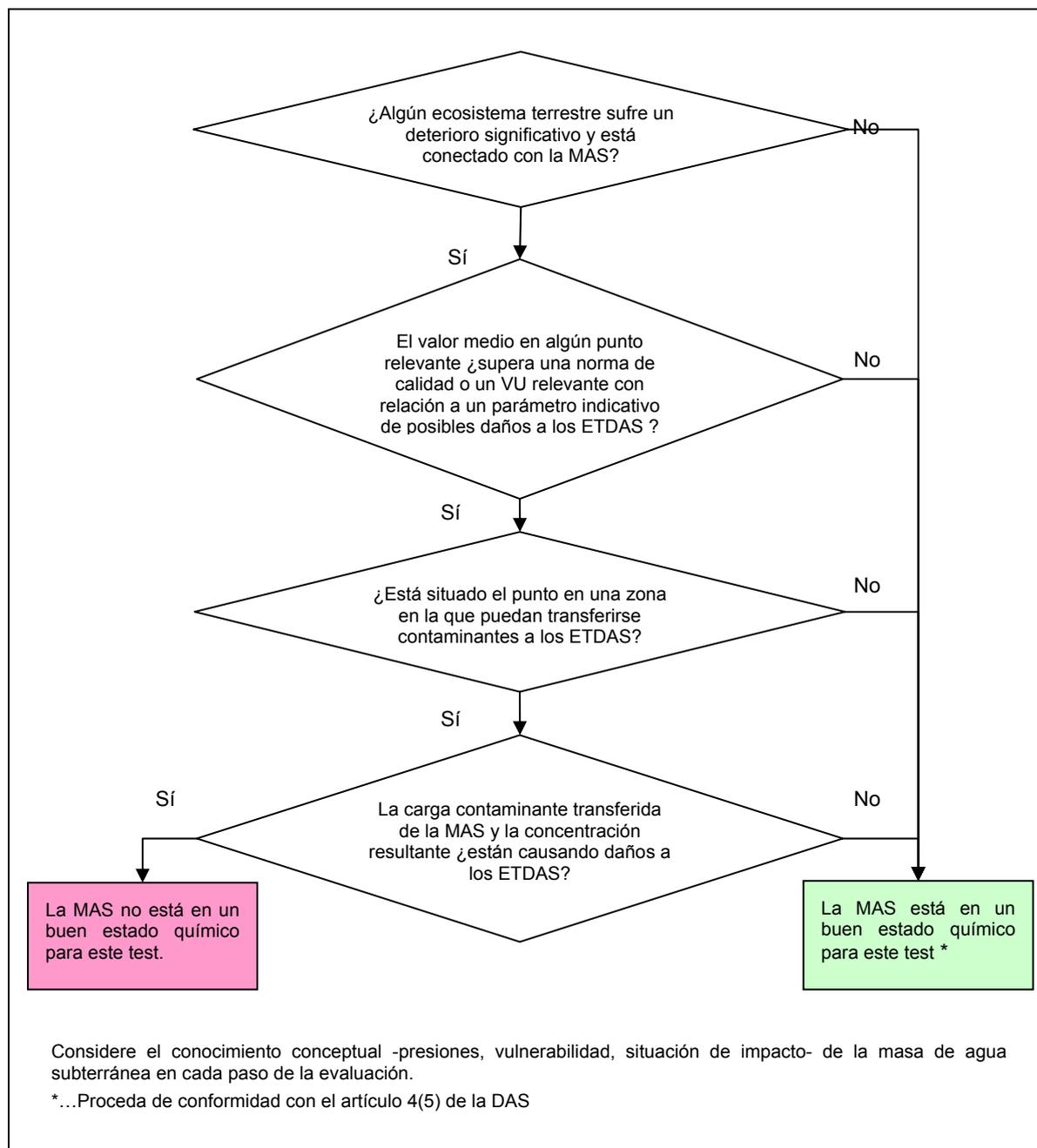


Figura 9. Procedimiento propuesto para la evaluación del daño significativo a los ecosistemas terrestres directamente dependientes de la masa de agua subterránea

4.4.6 Test: Cumplimiento de las disposiciones del artículo 7(3) de la DMA (zonas protegidas para la captación de agua potable).

Este test evalúa el deterioro de la calidad de las aguas para el consumo humano (Artículo 4(2)(c) (iii)) y Anexo III 4 de la DAS). Este capítulo debería leerse conjuntamente con las guías anteriormente publicadas, en particular la de seguimiento de las aguas subterráneas²⁵ y la relativa a las aguas subterráneas en zonas protegidas para la captación de agua potable²⁶. De conformidad con ésta última, se consideran a las ZPAP como masas de agua subterránea y las medidas de protección se centran en perímetros de protección.

²⁵ Guidance Document No. 15 Groundwater Monitoring (2007)

²⁶ Guidance Document No. 16 Groundwater in Drinking Water Protected Areas (2007)

De conformidad con el artículo 7.3 de la DMA, los Estados miembros velarán por la necesaria protección de las masas de agua especificadas “*con objeto de evitar el deterioro de su calidad, contribuyendo así a reducir el nivel del tratamiento de purificación necesario para la producción de agua potable*” [...].”

Los elementos de la guía sobre las aguas subterráneas en zonas protegidas para la captación de agua potable²⁶ que ofrecen un mayor interés para la evaluación del estado de las aguas subterráneas son los siguientes:

- se recomienda que cuando una captación sea competencia de la directiva de aguas potables²⁷, el control del agua no depurada se lleve a cabo de conformidad con los principios de vigilancia y control operativo en lo relativo a la frecuencia de las mediciones. Los Estados miembros deben garantizar previamente que el control sea representativo y suficiente para detectar los cambios significativos y sostenidos en la calidad del agua subterránea producidos por actividad humana. La guía sobre el seguimiento de las aguas subterráneas contiene recomendaciones sobre la selección de los puntos de control y sobre su agrupación.
- la evaluación del riesgo de deterioro debería llevarse a cabo para todos los parámetros individuales que se controlan de conformidad con la directiva de agua potable. Esto incluye los parámetros químicos, radiológicos y microbiológicos.
- los puntos de cumplimiento deben situarse en el punto o cerca del punto donde se capta el agua potable y antes de que se lleve a cabo ningún tratamiento de depuración.
- los datos de referencia sobre la calidad actual de las aguas subterráneas son necesarios para aquellos contaminantes que pueden plantear un riesgo de deterioro, que pueden utilizarse como referencia para evaluar el riesgo de deterioro (tendencias futuras). Cuando existan suficientes datos disponibles de la supervisión de las aguas subterráneas para definir niveles básicos²⁸, se recomienda que los puntos de partida se basen en esos datos. De otro modo, la evaluación tendría que posponerse hasta que hubiera suficientes datos disponibles.
- para las captaciones futuras, los niveles básicos de las captaciones y los niveles de tratamiento deben determinarse en el momento en que se desarrolle y se empiece a aplicar la propuesta de captación de agua potable.
- el cierre de una captación de agua potable motivado por su deterioro se considera como un indicador de violación del artículo 7(3) si el deterioro se debe a efectos humanos.
- puede ser aceptable un cierto grado de mezcla para igualar la calidad del agua sin tratar dentro de un pozo, o incluso inevitable, por la naturaleza de la infraestructura utilizada para la captación. No obstante, la mezcla de agua procedente de distintos campos de pozos podría ocultar cambios significativos y sostenidos en la calidad del agua subterránea.
- la evaluación del estado de cumplimiento debería centrarse en si se han producido cambios significativos y sostenidos en la tendencia de la calidad del agua sin tratar en el punto de captación, tal como se determina en los programas de seguimiento. A falta de cambios como los expuestos, es razonable asumir que no se necesitan cambios en los niveles de tratamiento. Si las tendencias son significativas y sostenidas y ya se ha instaurado el tratamiento, en la mayoría de los casos cualquier deterioro tendrá implicaciones que se prolongarán en el tiempo en el nivel de tratamiento. En los casos en que no se hayan superado las normas para el agua potable y el tratamiento no esté aún instaurado, deben evaluarse el potencial de deterioro futuro y sus implicaciones en el tratamiento.
- sólo si existen evidencias de cambios significativos en la calidad del agua no tratada que puedan atribuirse a un impacto humano deberá evaluarse el impacto sobre el nivel de tratamiento donde tenga lugar la captación. De este modo puede minimizarse la recogida y evaluación de datos adicionales.
- para poder evaluar los cambios en el “nivel” del tratamiento de depuración, sería necesario un conocimiento del proceso de tratamiento, que incluiría los parámetros que tenía que tratar cuando se instaló, en qué grado debía tratarlos, y el uso de materiales consumibles como productos químicos.

²⁷ Directiva comunitaria 98/83/CE

²⁸ “Nivel básico” es el valor medio medido por lo menos durante los años de referencia 2007 y 2008 sobre la base de los programas de control aplicados De conformidad con el artículo 8 de la DMA o, en el caso de sustancias identificadas después de los citados años de referencia, durante el primer período para el que se disponga de un período representativo de datos de control [artículo 2(6) DAS]

- Resulta difícil orientar sobre qué constituye una modificación en el nivel de tratamiento, pero se insta a los Estados miembros a que tomen en consideración los factores que se enumeran a continuación, con un enfoque de caso por caso:
 - si se necesita aumentar durante un cierto tiempo el nivel del tratamiento, ¿se trata de un aumento temporal o de un aumento a largo plazo?
 - ¿cuál es la tendencia general en la aplicación del tratamiento en ese emplazamiento?
 - ¿se necesitan equipos nuevos?
 - el objetivo de alguno de los cambios en el equipo o en los productos químicos ¿es aumentar el tratamiento, o simplemente hacerlo más eficaz? Un cambio en el proceso de tratamiento puede reflejar cambios tecnológicos y no un aumento del nivel de tratamiento como tal.
 - si tiene lugar la mezcla de fuentes diferentes, ¿qué fin persigue? ¿Se trata de un indicador de que existe un cambio significativo y sostenido de la calidad del agua sin tratar dentro de la ZPAP?
- Deben reseñarse las alteraciones, la clausura y el abandono de las fuentes existentes de abastecimiento de agua potable por causa de contaminación, de modo que los datos obtenidos puedan utilizarse para reforzar el sistema de control que aún con todo el empeño, puede que no siempre detecte los incidentes de contaminación. Esos datos pueden utilizarse también para evaluar en qué medida están siendo eficaces las distintas medidas de protección necesarias.
- Debe resaltarse que los cambios en la calidad de las aguas subterráneas pueden ser inducidos no sólo por la liberación directa de contaminantes, sino también por los efectos de la captación. Estos efectos también deben tenerse en cuenta.

En el ámbito de la evaluación del estado químico, los perímetros de protección no tienen una función específica. Los perímetros de protección que pueden ser delimitados por los Estados miembros de conformidad con el artículo 7(3) de la DMA se relacionan con medidas que garanticen la protección necesaria con el fin de evitar el deterioro de la calidad. Además, los perímetros de protección pueden ser útiles cuando se agrupan las captaciones con fines de seguimiento y evaluación. En los casos en que varias captaciones individuales de aguas subterráneas forman parte de un grupo de fuentes de abastecimiento dentro de un perímetro de protección y el sistema de seguimiento es consistente y representativo, es posible que sólo sea necesario someter a seguimiento y evaluación una selección representativa de las captaciones.

Procedimiento propuesto (véase la figura 10):

Además de la evaluación del cumplimiento de las exigencias de la directiva de aguas potables, que es un proceso bastante sencillo, tal como establece el artículo 7(2), el artículo 7(3) requiere un examen más cuidadoso y la elaboración de un procedimiento de test.

El procedimiento propuesto para la evaluación del estado químico de las aguas subterráneas en lo relativo al artículo 7(3) considera los requisitos legales y las recomendaciones formuladas en las guías pertinentes y puede resumirse del siguiente modo:

- el test hace referencia a los puntos de control pertinentes (ZPAP) que recomienda la guía sobre seguimiento²⁹:
- paso 1 (cambio en el nivel de tratamiento): no debe existir ninguna prueba de que se haya producido un aumento del tratamiento inducido por cambios en la calidad del agua -cantidad de agua- lo que incluye la consideración del cambio de la mezcla y el cierre de la captación.
- paso 2 (deterioro de la calidad del agua): la evaluación del deterioro de la calidad del agua se centra en la calidad del agua sin tratar en el punto de captación.
 - identificar el nivel básico con respecto a contaminantes pertinentes -químicos, radiológicos y microbiológicos- que planteen un riesgo de deterioro
 - identificar cambios significativos -evaluación de la tendencia considerando los niveles básicos y los valores medios anuales- que se atribuyan a un impacto humano
 - evaluar el impacto que tienen los cambios significativos aludidos en el nivel de tratamiento

²⁹ Guidance Document No. 15 Groundwater Monitoring (2007)

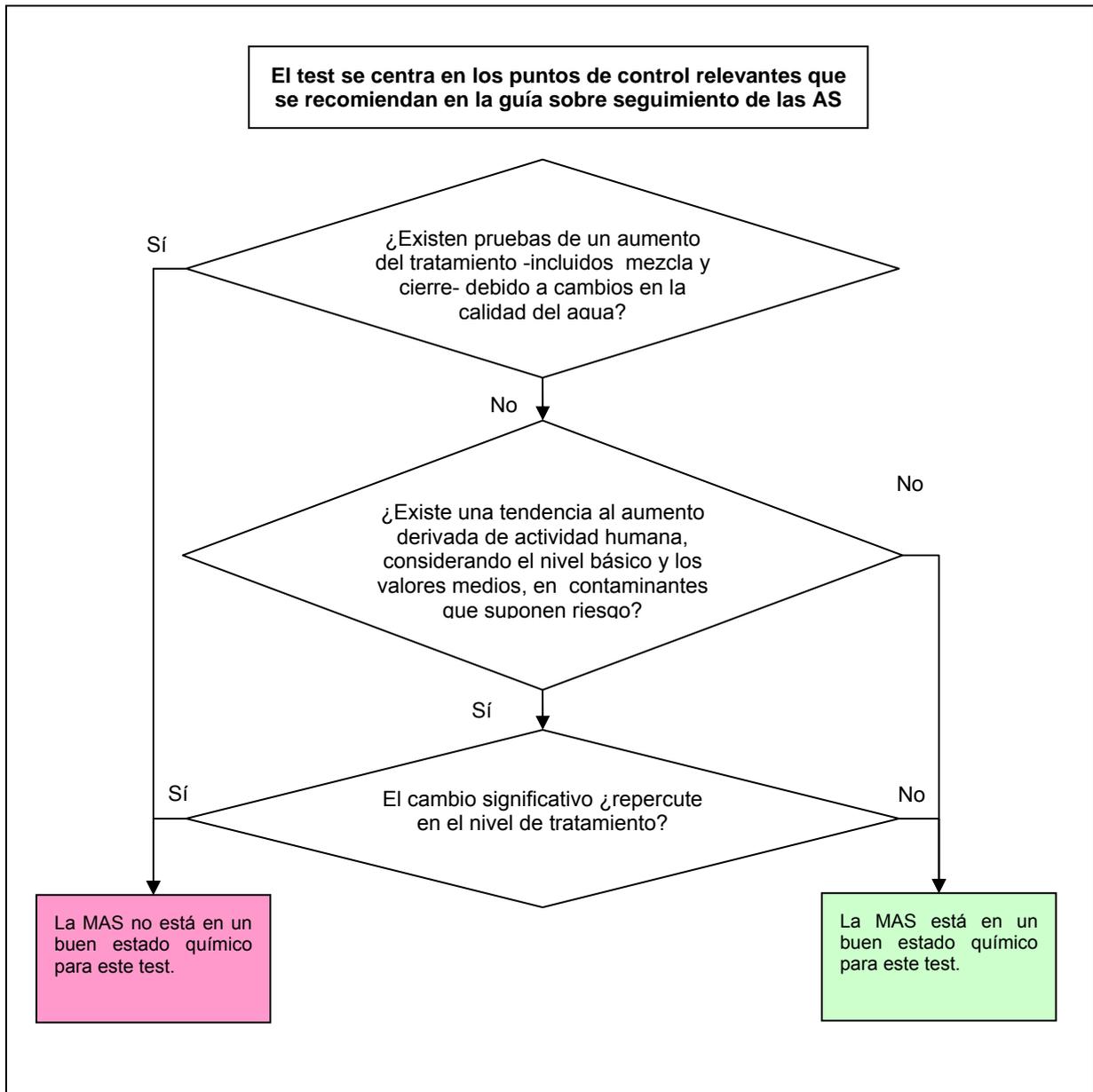


Figura 10. Procedimiento propuesto para el cumplimiento de los requisitos del artículo 7(3) de la DMA (ZPAP).

5 EVALUACIÓN DEL ESTADO CUANTITATIVO

5.1 Definición de buen estado cuantitativo

El buen estado cuantitativo se define en el anexo V 2.1.2 de la DMA. Tal como figura en este anexo, se logrará un buen estado cuantitativo de las aguas subterráneas cuando:

“El nivel del agua subterránea en la masa de agua subterránea es tal que la tasa media de extracción a largo plazo no excede del recurso disponible de agua subterránea.

Del mismo modo, el nivel de las aguas subterráneas no es sometido a alteraciones antropogénicas como las que desembocarían en:

- incapacidad de lograr los objetivos medioambientales especificados en el artículo 4 para las aguas superficiales asociadas;
- cualquier disminución significativa del estado de las aguas citadas; y
- cualquier daño significativo a los ecosistemas terrestres que dependen directamente de la masa de agua subterránea³⁰.

y alteraciones de la dirección del flujo que desembocan en posibles cambios temporales de nivel, o cambios continuos en una zona limitada espacialmente, pero cuando las inversiones citadas no causan la intrusión de agua salina ni de ningún otro tipo, y no indican una tendencia sostenida y claramente definida antropogénicamente en la dirección del flujo que pueda provocar las intrusiones citadas”.

5.2 Elementos de la evaluación del estado cuantitativo

Para que una masa de agua subterránea se encuentre en buen estado cuantitativo deberán cumplirse todos los criterios –objetivos- incluidos en la definición de buen estado (5.1). Estos objetivos son:

- la tasa media de captación a largo plazo no es superior al recurso hídrico disponible;
- no hay disminución significativa de las condiciones químicas y/o ecológicas de las aguas superficiales como resultado de una alteración antropogénica del nivel piezométrico o de un cambio de las condiciones del flujo, que conduciría a un incumplimiento de los objetivos pertinentes del artículo 4 de cualquiera de las masas de agua superficial asociadas;
- no se ha producido ningún daño significativo a los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas como resultado de una alteración antropogénica del nivel del agua;
- no existe intrusión salina ni otro tipo de intrusiones como resultado de cambios sostenidos de la dirección del flujo inducidos por la actividad humana.

Para verificar el cumplimiento de los objetivos expuestos puede adoptarse un sistema de clasificación del estado que desglose y compare uno por uno los distintos elementos de la definición de buen estado cuantitativo.

Todas las masas de agua subterránea -o grupos de masas- deberán ser sometidas a una evaluación del estado cuantitativo. No obstante, cuando existe un alto grado de confianza en que una masa de agua subterránea no está en riesgo de incumplir los objetivos de buen estado cualitativo, es razonable declarar que esa MAS se encuentra en buen estado, en consonancia con la adopción de un enfoque basado en el riesgo.

En el marco de la caracterización inicial y de la adicional, ya se habrá llevado a cabo una evaluación de presiones e impactos, para identificar las masas en riesgo de no alcanzar sus objetivos medioambientales. En este caso, las presiones se relacionarán con el estado cuantitativo. El proceso de caracterización implicará la reunión de la información especificada en el anexo II (2) tal como se precisa para apoyar la evaluación del estado, entre otros sobre la situación de las captaciones y la recarga artificial, los datos de captación/descarga, las características hidrogeológicas, las tasas de recarga, etc.

³⁰ Un ecosistema terrestre dependiente de las aguas subterráneas (ETDAS) sufrirá un daño significativo si no logra alguno de sus objetivos de conservación. Por ejemplo, cuando existen impactos antropogénicos sobre las condiciones de las aguas subterráneas, por ej. el flujo, nivel o calidad, que desembocan en que un ETDAS no logra “condición favorable”. Los objetivos de conservación pueden relacionarse con el logro de los requisitos de conformidad con la legislación comunitaria, -Directiva 92/43/CEE o cualquier otra iniciativa pertinente de los Estados miembros-.

La DMA indica que el nivel piezométrico debe ser el principal parámetro para evaluar el buen estado cualitativo, No obstante, mientras que el control de los niveles de agua es esencial para determinar los impactos e identificar tendencias prolongadas, es insuficiente por sí solo y generalmente se necesitarán otros parámetros e información adicional. En el anexo 1 se incide más sobre el uso de los niveles piezométricos. En la guía sobre seguimiento de las aguas subterráneas³¹ se apuntan otros parámetros pertinentes. Esta combinación de información, conocida como **enfoque del peso de la evidencia** (“*weight of evidence approach*”) debe garantizar la fiabilidad de la evaluación del estado.

5.3 Procedimiento para la evaluación del estado cuantitativo de las aguas subterráneas

Para determinar el estado cuantitativo global de una masa de agua subterránea deben aplicarse una serie de tests que consideren los impactos de las alteraciones a largo plazo inducidas por el hombre del nivel de las aguas subterráneas o de su flujo. Cada test evaluará si una masa de agua subterránea cumple los objetivos medioambientales pertinentes. No todos los objetivos medioambientales se aplicarán a todas las masas de agua subterránea. Por ello, sólo serán necesarios los tests pertinentes para su aplicación en caso necesario.

Algunos de los elementos del estado cuantitativo se superponen con los de la evaluación del estado químico, en particular la evaluación relativa a la intrusión salina. En este caso, las evaluaciones del estado químico y cuantitativo para ese elemento pueden combinarse y llevarse a cabo un único test. En otras circunstancias será necesario compartir la información relativa a la evaluación del estado químico y del cuantitativo.

5.3.1 Test: Balance hídrico (escala de masa de agua subterránea)

Para que una masa de agua subterránea esté en buen estado con respecto a este test, la extracción anual media de la masa de agua subterránea a largo plazo³² no debe exceder la recarga media a largo plazo, minorada por la cuantía de los caudales ecológicos a largo plazo. Este test considera los efectos acumulados por toda la masa y es un test referido a toda la masa.

Cuando existe información fiable sobre los niveles piezométricos en el conjunto de la masa de agua subterránea, dicha información pueden utilizarse para identificar la presencia de un descenso sostenido a largo plazo de los niveles provocado por la extracción de agua subterránea. La presencia de este descenso indicará que no se cumplen las condiciones de buen estado y que la masa está en mal estado. No obstante, es posible que los niveles piezométricos por sí solos no proporcionen una clasificación fiable y por ello una alternativa es la realización de una evaluación de balance hídrico.

Para el test de balance hídrico se debe evaluar la extracción media anual con respecto a un “recurso disponible de agua subterránea” en la masa de agua subterránea. El recurso disponible de agua subterránea significa la tasa media anual a largo plazo de la recarga global de la masa menos la tasa anual a largo plazo de flujo necesario para lograr la calidad ecológica para las aguas superficiales asociadas especificadas en el anexo 4, evitar cualquier disminución significativa del estado ecológico y evitar cualquier daño significativo a los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas.

El recurso de agua subterránea disponible es un valor aproximado, basado en la recarga y las necesidades de caudales para mantener las condiciones ecológicas de las masas de agua superficial y de los ecosistemas terrestres que dependen de la masa de agua subterránea. Conviene reseñar que, al tratarse de un test que se aplica a toda la masa de agua subterránea, tal vez no siempre sea posible definir claramente las necesidades locales de caudal de ríos y humedales. Además, el recurso de agua subterránea disponible para la masa de agua subterránea puede no estar enteramente disponible para su extracción debido a que las condiciones hidrogeológicas -por ej., transmisividad y almacenamiento- dificultan su explotación desde el punto de vista económico y práctico. También puede variar la distribución del “recurso de agua disponible” en la masa de agua subterránea, en relación con receptores sensibles, hecho que habrá que tener en cuenta para la evaluación del estado. En muchos casos el límite de mal estado no se encontrará simplemente allí donde la

³¹ Documento guía nº 15 Seguimiento de las aguas subterráneas (2007)

³² La consideración de las mediciones “a largo plazo” –captación, recarga, nivel del agua- pretende minimizar la influencia de los factores climáticos naturales a corto plazo y los impactos de la captación. Las mediciones a largo plazo permiten que los efectos a corto plazo puedan diferenciarse de las pautas y tendencias a largo plazo. Para los fines de la DMA, la duración necesaria de los registros dependerá de las condiciones hidrogeológicas y medioambientales asociadas a la masa de agua subterránea. Se recomienda que como mínimo sean no menos de 6 años (un ciclo de gestión de cuenca hidrográfica).

extracción supere el recurso disponible, sino que puede situarse muy por debajo. En algunas situaciones puede ser hasta de un 20% menor.

La recarga anual media debe calcularse para toda la masa de agua subterránea, incluyendo todas las entradas al acuífero -por ej. entradas laterales procedentes de estratos impermeables contiguos-. Las directrices elaboradas por la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) contienen información adicional sobre el cálculo de las recargas (Naciones Unidas, 1998).

La tasa de extracción media anual debería incluir todas las salidas de agua de la masa de agua subterránea, incluyendo todas las porciones confinadas del acuífero que estén conectadas. Puede considerarse que forma parte de las salidas la evaporación que se produce en masas de agua extensas, por ej. en graveras y en sistemas terrestres de drenaje. La decisión sobre descontar el agua captada que se ha devuelto localmente al acuífero o a un río -por ejemplo, retornos de riego o procedentes de la evacuación de agua de una cantera/mina- debe basarse en una evaluación de tipo hidrogeológico, teniendo en cuenta los impactos que afectan a la masa.

Deben determinarse tanto las necesidades de caudal ecológico de las aguas superficiales como las de los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas, así como el impacto de la captación del agua subterránea sobre flujos de baja cuantía. Dependiendo del grado en que las presiones derivadas de la captación afecten a la masa de agua subterránea podrán utilizarse unos métodos u otros. En algunos casos se pueden utilizar los conocimientos técnicos locales, herramientas simples, o modelos más sofisticados.

Cuando exista un flujo lateral o vertical entre masas de agua subterránea adyacentes y otros acuíferos, esa componente deberá tenerse en cuenta cuando se lleve a cabo el test de balance hídrico. En algunos casos los flujos pueden ser entradas -recarga- y en otros casos, salidas. También pueden agruparse las masas de agua subterránea para simplificar la evaluación del balance hídrico.

La figura 11 es un esquema de este test. Las estimaciones utilizadas para el cálculo de los distintos elementos deberían basarse en las mejores estimaciones disponibles. En algunos ambientes hidrogeológicos será difícil obtener cifras precisas -por ejemplo en acuíferos cársticos- y por ello habrá una cierta incertidumbre asociada a la evaluación. Es importante que la incertidumbre se refleje y se considere en la evaluación de la confianza asociada a los informes sobre el estado. En muchos casos, esta incertidumbre y confianza en la evaluación no podrán cuantificarse, porque pueden estar relacionadas con la incertidumbre en la comprensión del sistema físico, el modelo conceptual y otros aspectos considerados.

Cuando una masa de agua subterránea cubre zonas geográficamente extensas o comprende distintos acuíferos, puede ser apropiado subdividirla en partes más pequeñas que sean representativas para llevar a cabo este test. Cada parte debe ser adecuadamente delimitada para los objetivos de este test. Cuando las masas de agua subterránea se subdividen, el test debe aplicarse por separado a cada una de las partes. El estado global de la masa de agua subterránea para este test será entonces el menos favorable de los resultados de los distintos componentes individuales, siempre que los resultados en cuestión sean significativos.

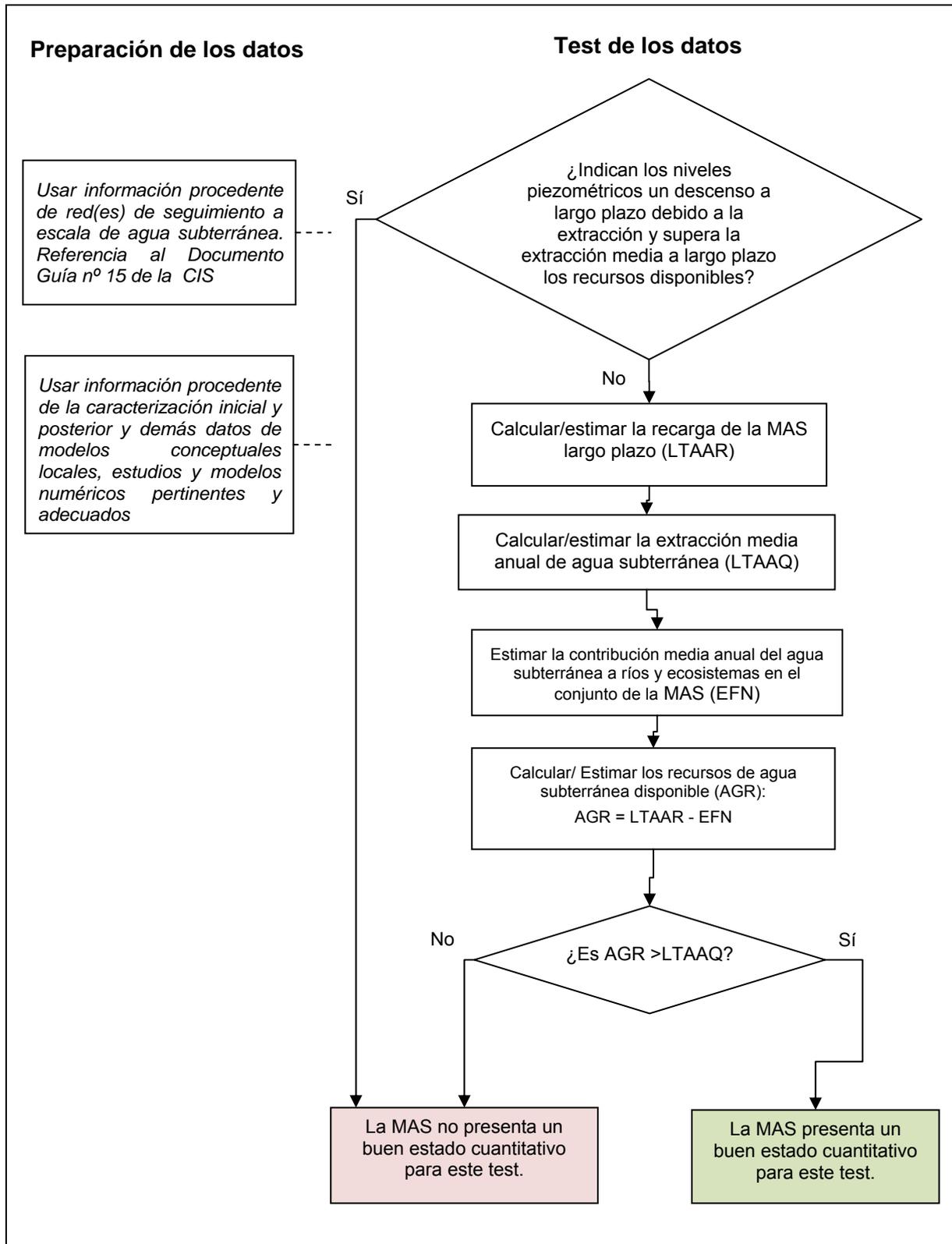


Figura 11. Esquema del procedimiento y necesidades de datos para el test de balance hídrico

LTAAQ – extracción media anual a largo plazo de agua subterránea

LTAAR – recarga media anual a largo plazo

EFN – caudales ecológicos a largo plazo

AGR – recursos de agua subterránea disponibles

5.3.2 Test: Flujo de agua superficial

Para que una masa de agua subterránea se encuentre en buen estado para este test, no debe producirse ningún deterioro significativo de las características químicas o ecológicas de las aguas superficiales que afecten al logro de los objetivos reseñados en el artículo 4 de la DMA. Este test incluye tanto ríos como otras masas de agua superficial, como lagos, a las que se aplican los objetivos para las aguas superficiales de la DMA.

A diferencia del anterior, este test (véase la figura 12) toma en consideración si a escala local las presiones de la extracción de agua subterránea tienen un efecto significativo sobre las masas de agua superficial *consideradas de manera individual*, una vez que se han tenido en cuenta las distintas presiones sobre la(s) masa(s) de agua superficial. Dependiendo de la delimitación de las masas de agua, una MAS puede contener numerosas masas de agua superficial diferentes, cada una con sus propios objetivos.

Este test exige que se determinen las necesidades de flujo o de nivel de agua de las masas de agua superficial asociadas con MAS necesarias para contribuir a la consecución y el mantenimiento de un buen estado químico y ecológico. Los efectos de la extracción de agua subterránea pueden considerarse como una reducción del caudal en los ríos, y como una reducción del nivel en las restantes masas de agua superficial.

Si no se cumple este requisito de flujo/nivel como consecuencia de los efectos significativos derivados de la extracción de agua subterránea, la MAS se encontrará en mal estado, a no ser que la masa de agua superficial mantenga un estado ecológico bueno o alto. En todas las demás circunstancias, la MAS.

Frecuentemente no es posible medir con precisión la reducción de flujo/nivel que producen las presiones sobre las aguas subterráneas, puesto que, en muchas ocasiones, entre el momento en que se ejerce la presión de la extracción y la repercusión sobre la masa de agua superficial transcurre un tiempo, debido a la variabilidad y la respuesta de los sistemas hidrogeológicos. La imposibilidad de cumplir los requisitos necesarios de flujo/nivel en cualquier masa de agua superficial puede deberse también a la extracción de agua subterránea o de agua superficial. Por ello, será necesario estimar en qué medida el incumplimiento en las aguas superficiales es atribuible a las aguas subterráneas. Se ha sugerido un posible umbral para medir su importancia cuando más del 50% de la extracción permisible dentro de toda la zona de captación aguas arriba puede atribuirse a las aguas subterráneas. No obstante, el umbral que se utilice dependerá de cada Estado miembro y deberá tener en cuenta la incertidumbre en el proceso de evaluación y la importancia socio-económica de la extracción de agua subterránea con respecto a la de agua superficial.

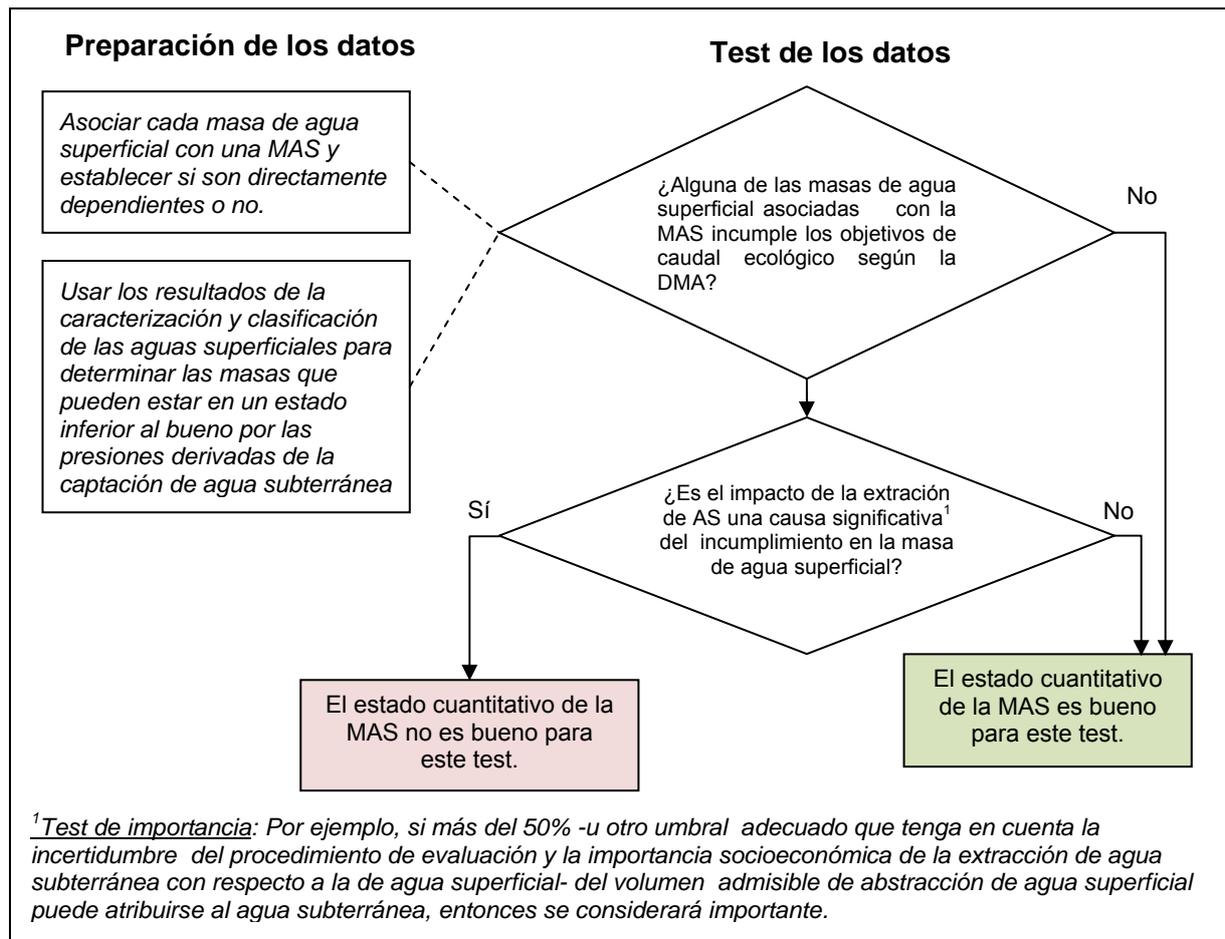


Figura 12. Esquema del procedimiento propuesto para la evaluación del estado cuantitativo del elemento agua superficial

5.3.3 Test: Ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas (ETDAS)

Para que una MAS se encuentre en buen estado no debe producirse ningún daño significativo para un ecosistema terrestre dependiente de dicha masa de agua subterránea. Los tests para evaluar el estado químico y el estado cuantitativo de ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas están estrechamente relacionados entre sí.

Para realizar este test es necesario determinar la situación medioambiental necesaria para apoyar y mantener las condiciones en un ecosistema terrestre dependiente de las aguas subterráneas, a saber, el flujo o el nivel necesario para el mantenimiento de comunidades vegetales dependientes.

Si no se cumplen las condiciones y se determina que el nivel de la masa de agua subterránea y el cambio del flujo debido a las captaciones son significativos, el estado de la masa de agua subterránea será deficiente. En todos los demás casos, la masa de agua subterránea estará en buen estado, pero potencialmente en riesgo. En la figura 13 se describe el procedimiento para este test.

En el marco de la caracterización inicial y de caracterizaciones adicionales deberá haberse realizado un ejercicio de investigación para determinar todos los ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas deteriorados, o en riesgo de estarlo, como resultado de las presiones que soporta el agua subterránea. Esta evaluación deberá haberse realizado sobre la base de criterios tales como las comunidades de indicadores ecológicos, la probable conexión con la masa de agua subterránea, la proximidad a presiones antropogénicas, acreditadas por conocimientos de ámbito local e informes sobre las condiciones del lugar. En la evaluación del estado solamente se considerarán los lugares respecto de los cuales se haya determinado que actualmente están “en riesgo”, partiendo del supuesto de que los ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas que “no están en riesgo” no provocarán el deterioro del estado de una masa de agua subterránea.

En muchos casos no será posible cuantificar con un alto grado de fiabilidad las aportaciones necesarias en este tipo de ecosistemas. Y ello se debe a que podría no existir información específica

sobre el lugar en cuestión o información suficientemente detallada sobre todos los lugares. En tales circunstancias, la masa de agua subterránea estará en buen estado para este test, y se utilizarán los resultados del examen inicial de riesgos y de cualquier otro test disponible para decidir si los lugares en cuestión deben considerarse “en riesgo”, en cuyo caso tendrán prioridad en investigaciones ulteriores.

5.3.4 Test: Intrusión salina u otras intrusiones

Para que una MAS esté en buen estado para este test no deberá existir intrusión salina prolongada ni intrusiones de otro tipo de agua de mala calidad que sea el resultado de un nivel sostenido o una presión hidrostática del agua inducidos antropogénicamente, de una reducción del flujo o de una alteración de la dirección del flujo como consecuencia de la captación. **Nota:** también podría producirse una intrusión salina prolongada incluso sin alteración de la dirección del flujo. Debido a las diferencias de densidad entre el agua salina y el agua dulce, una reducción de los niveles del agua o de la presión hidrostática provocará por sí sola la intrusión salina. Un descenso del gradiente hidráulico hacia la fuente de agua salina así como el correspondiente descenso en el flujo del agua subterránea favorecerán la intrusión salina antes de que el descenso de los niveles del agua sea suficiente para provocar un cambio en la dirección del flujo.

En este test, la intrusión se interpreta como una intrusión de agua de mala calidad en la masa de agua subterránea procedente de otra masa de agua (anexo V 2.3.2) más que el desplazamiento de un penacho de agua de mala calidad dentro de la masa. La intrusión podría provenir de una masa de agua situada más arriba, más abajo o adyacente a la masa cuyo estado se está evaluando.

Este test se combina con el test del estado químico para medir la intrusión salina, y se describe con mayor detalle en el capítulo 4.4.3 y la figura 7.

Cuando se realice la evaluación, se tendrán debidamente en cuenta los impactos históricos prolongados de la explotación, particularmente en acuíferos confinados y acuíferos con un bajo índice de recarga.³³ Los índices históricos de bombeo podrían haber provocado un descenso significativo de los niveles del agua subterránea o de los niveles piezométricos -p.ej. de centenares de metros- debido a una explotación excesiva, aun cuando desde entonces se haya reducido hasta niveles sostenibles, hasta alcanzar un equilibrio actual con los índices de recarga. En tales casos, aun cuando el balance hídrico indique que no se sobrepasan los recursos disponibles, podría estar produciéndose una intrusión continuada y la calidad del agua subterránea podría seguir deteriorándose. Cuando se produzca una intrusión en la masa de agua, deberá aplicarse el test de intrusión salina.

Cuando la alteración de origen humano de los niveles piezométricos produzca cambios geoquímicos dentro de la propia masa de agua subterránea, y estos cambios ocasionen un deterioro de la calidad del agua dentro de la masa; y cuando estos cambios sean significativos y potencialmente puedan causar que se supere un valor umbral o una norma de calidad o cualquier otro objetivo pertinente de la DMA, deberán ser tomados en consideración en los tests del estado químico, (véase el capítulo 4.4.3). Un ejemplo de este proceso podría ser la oxidación del agua subterránea u otro cambio geoquímico en un acuífero anteriormente confinado a causa de una extracción excesiva que provoque la movilización o liberación de contaminantes. La gestión de la extracción de agua subterránea para el mantenimiento de las condiciones necesarias que minimicen el potencial incumplimiento del estado debido a los cambios geoquímicos inducidos por la actividad humana formará parte de un programa de medidas para dicha masa de agua subterránea. La definición de las medidas se sale del ámbito de este documento, pero cabría prever que dichas medidas incluyan el mantenimiento de acuíferos confinados en condiciones de confinamiento mediante el establecimiento de criterios sobre el nivel mínimo del agua, para evitar un futuro deterioro de su estado.

³³ En este contexto, el bajo índice de recarga se utiliza para hacer referencia a zonas semiáridas. La definición de lo que constituye una zona semiárida es cuando la relación entre la precipitación media anual y la evapotranspiración potencial es <0,5 (UNESCO, 1979).

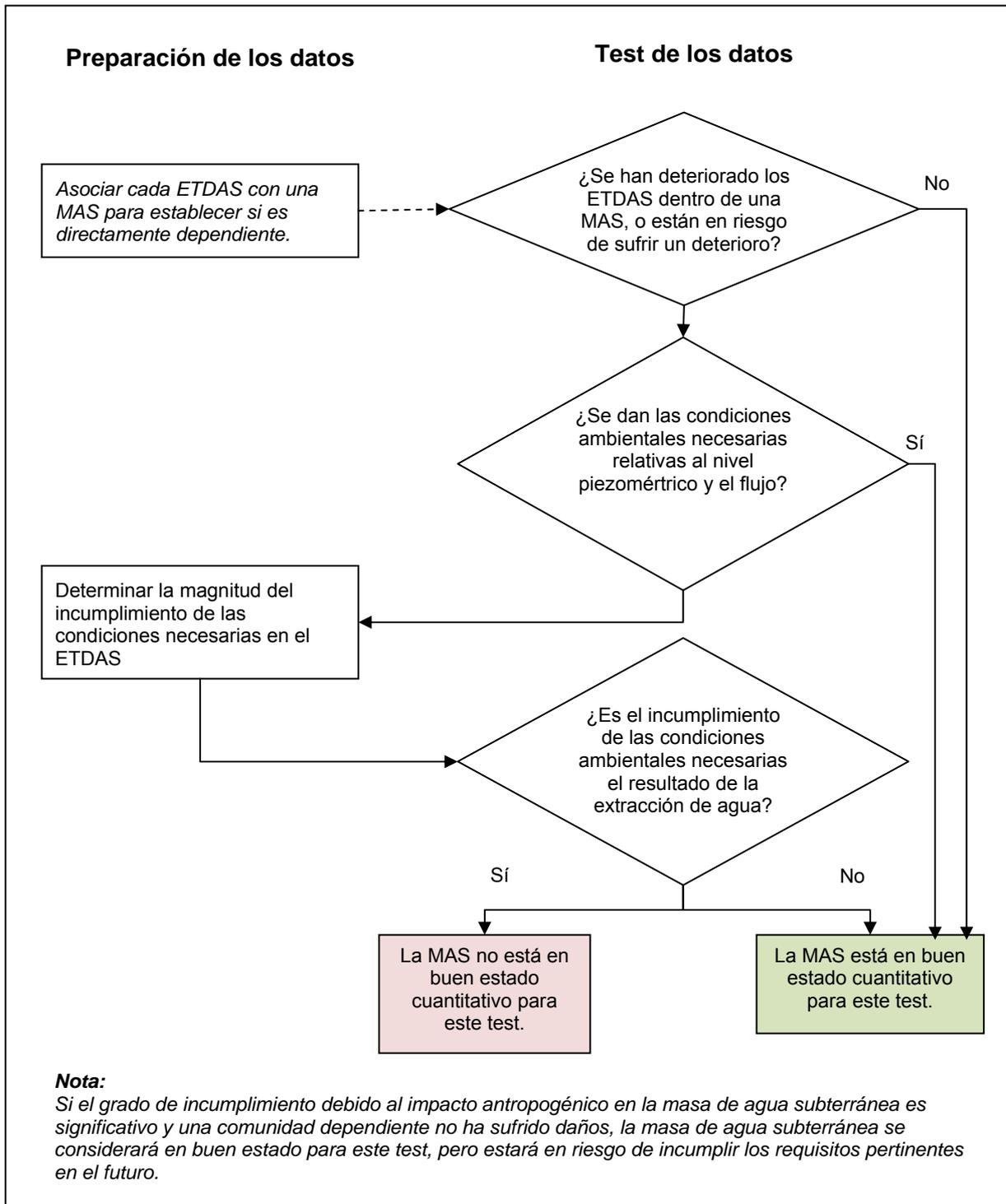


Figura 13. Esquema del procedimiento propuesto para el elemento ETDA en la evaluación del estado cuantitativo

6 EVALUACIÓN DE TENDENCIAS Y DE LA INVERSIÓN DE LAS TENDENCIAS

6.1 Definición de tendencias significativas y sostenidas al aumento de la contaminación e inversión de las tendencias

La DMA y la DAS establecen que los Estados miembros deberán determinar si existen tendencias al aumento significativo y sostenido de las concentraciones de contaminantes, grupos de contaminantes o indicadores de contaminación encontrados en las masas o grupos de masas de agua subterránea respecto de las cuales se haya determinado que están en riesgo (anexo V 2.4.4 de la DMA y artículo 5 de la DAS). Los Estados miembros deberán asimismo invertir dichas tendencias: *“los Estados miembros habrán de aplicar las medidas necesarias para invertir toda tendencia significativa y sostenida al aumento de la concentración de cualquier contaminante debida a las repercusiones de la actividad humana con el fin de reducir progresivamente la contaminación de las aguas subterráneas.”* (artículo 4.1.b)iii) de la DMA). Las medidas deben ir dirigidas a reducir progresivamente la contaminación y a impedir nuevos deterioros de las aguas subterráneas (artículo 5.2 de la DAS).

Una tendencia significativa y sostenida al aumento es *“cualquier aumento significativo desde el punto de vista estadístico y medioambiental de la concentración de un contaminante, grupo de contaminantes o indicador de contaminación en aguas subterráneas para el que se haya determinado la necesidad de una inversión de la tendencia, de conformidad con el artículo 5”* (artículo 2.3 de la DAS).

Una *tendencia significativa desde el punto de vista estadístico* es aquella que haya sido determinada utilizando una técnica reconocida de evaluación de tendencias.

Una *tendencia significativa desde el punto de vista medioambiental* es aquella estadísticamente significativa y que, de no invertirse, derivaría en el incumplimiento de uno o más de los objetivos medioambientales estipulados en la DMA.

6.2 Elementos de la evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias

La evaluación de tendencias sólo deberá realizarse en las masas de agua subterránea que estén en riesgo de incumplir los objetivos estipulados en el artículo 4 de la DMA en relación con cada uno de los contaminantes que contribuyan a que la MAS haya sido caracterizada como tal (anexo IV de la DAS). Esto no sólo incluye a las masas de agua identificadas en 2004 en cuanto al cumplimiento de los objetivos del artículo 5 de la DMA, sino también a todas las masas de agua subterránea respecto de las cuales se haya determinado que están en riesgo como resultado de una actualización de la evaluación de riesgos y/o de nuevos resultados obtenidos mediante el control de vigilancia.

También podría ser necesario iniciar una evaluación de las tendencias en las masas de agua subterránea que no estén en riesgo actualmente a fin de distinguir las tendencias prolongadas como consecuencia de cambios de las condiciones naturales y de la actividad humana (anexo V 2.4.2 de la DMA).

Los Estados miembros definirán el punto de partida de las inversiones de tendencia de manera que se puedan invertir las tendencias en el tiempo para evitar un (futuro) incumplimiento de los objetivos medioambientales pertinentes (artículo 5.3 y anexo IV, B de la DAS). Este punto de partida se definirá como porcentaje de la norma de calidad de las aguas subterráneas o del valor umbral pertinente, y se notificará en el PHC.

Los Estados miembros identificarán en los planes hidrológicos de cuenca las MAS que presenten tendencias a un aumento significativo y sostenido y, cuando proceda, aquéllas donde se hayan invertido las tendencias. El PHC explicará asimismo de manera resumida la forma en que se hayan utilizado los resultados obtenidos en los distintos puntos de control para identificar dichas tendencias (artículo 5.4 de la DAS).

Los Estados miembros podrán también realizar evaluaciones de tendencia adicionales a fin de verificar que los penachos procedentes de sitios contaminados no representan una amenaza para el logro de los objetivos del artículo 4 de la DMA; en particular, que no se expandan ni deterioren el estado químico de la masa o grupos de masas de agua subterránea, y que no supongan un riesgo para la salud humana y el medio ambiente (artículo 5.5 de la DAS).

En el marco de la evaluación de tendencias significativas y sostenidas al aumento y de la evaluación de la inversión de las tendencias deberán tomarse en consideración los siguientes elementos (véase también la figura 14):

- cuál es el método estadístico correcto para evaluar las tendencias en cada punto de control (como el análisis de regresión);
- cómo tratar los valores obtenidos mediante el seguimiento que se sitúan por debajo del límite de cuantificación;
- cuál es la duración adecuada de las series temporales;
- cómo considerar los niveles básicos de sustancias que se producen de manera natural y antropogénica;
- cuál es el grado de fiabilidad aceptable de la evaluación de las tendencias;
- cómo establecer un punto de partida de la inversión de tendencias;
- cómo demostrar estadísticamente que se ha invertido la tendencia declarando el grado de fiabilidad de la identificación.

De conformidad con el mandato recibido por el grupo de redacción de este documento, los criterios sobre la evaluación de tendencias y la evaluación de la inversión de las tendencias deben considerar como fuente básica el Informe Técnico nº 1 de la CIS³⁴. Asimismo deben tenerse en cuenta el desarrollo de nuevas metodologías y las experiencias adquiridas en los Estados miembros.

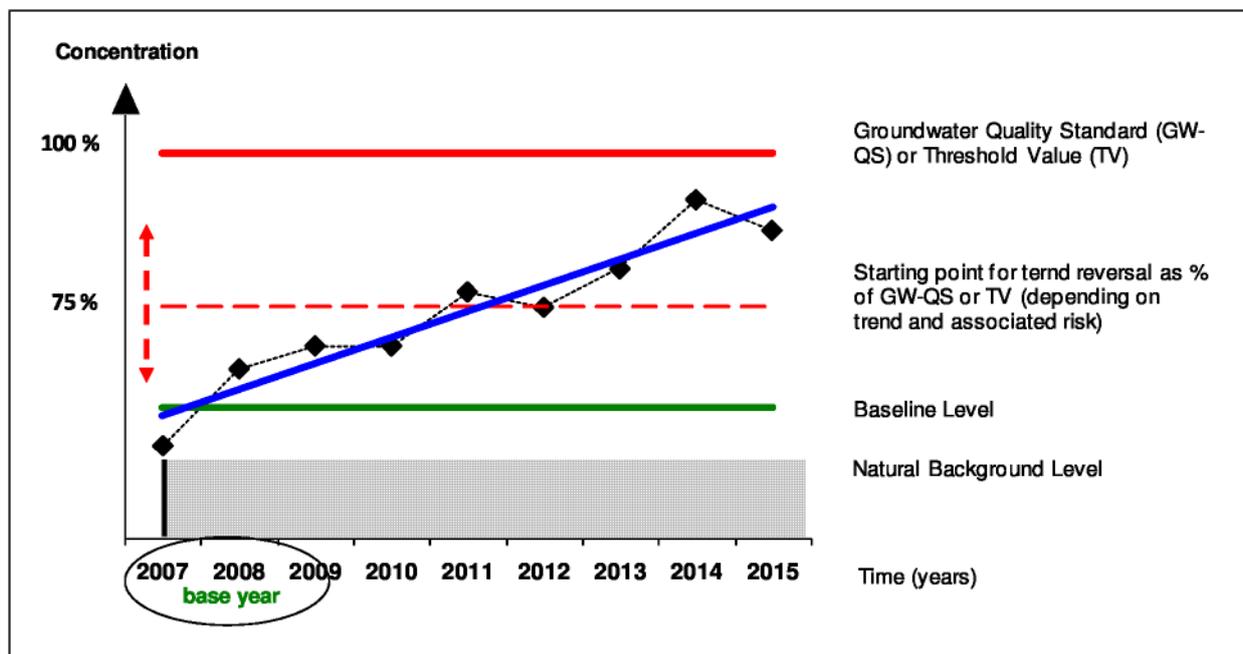


Figura 14. Elementos de la evaluación de tendencias y de inversión de las tendencias

6.2.1 Parámetros considerados

El anexo V 2.4.4 de la DMA y el artículo 5.1 de la DAS establecen que se determinará toda tendencia significativa y sostenida al aumento de las concentraciones de los contaminantes, grupos de contaminantes o indicadores de contaminación detectada en masas de agua subterránea o grupos de masas de agua subterránea en riesgo. A diferencia de la evaluación del estado químico, ninguna de las directivas establece de manera explícita qué parámetros deben someterse a esta evaluación.

El punto de partida de la inversión de las tendencias se establecerá en relación con las normas de calidad de las aguas subterráneas recogidas en el anexo I de la DAS y/o los valores umbral establecidos en el artículo 3 para parámetros que supongan un riesgo para la MAS. Se considera, por consiguiente, que debe realizarse una evaluación de las tendencias y de la inversión de éstas para los parámetros que representen un riesgo para la masa de agua subterránea.

La evaluación de tendencias podría realizarse también para cualquier otro parámetro –natural– que pueda ocurrir en cualquier punto de la masa de agua subterránea como consecuencia de la actividad humana, si los Estados miembros consideran que existe potencial para que en un futuro aparezcan tendencias significativas para el medio ambiente.

³⁴ Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results – WG 2.8 Statistics (2001).

Esta información podrá utilizarse en la caracterización y evaluación de riesgos, y constituye una alerta temprana ante posibles problemas futuros para las masas de agua subterránea que actualmente estén en riesgo, así como para aquéllas que no lo estén.

La evaluación de tendencias para comprobar que no se expanden los penachos contaminantes es muy específica de cada caso y debe centrarse en los contaminantes o indicadores de contaminación correspondientes a los respectivos tests del estado de las aguas subterráneas.

6.2.2 Diseño de la red de seguimiento

De conformidad con el anexo IV A, 2.a) de la DAS, las características de la red de seguimiento – determinación de frecuencias de medida y selección de puntos de control- deberá ser suficiente para:

- garantizar que las tendencias al aumento puedan distinguirse de las variaciones naturales con un nivel adecuado de fiabilidad y precisión;
- determinar con tiempo suficiente las tendencias al aumento para que puedan adoptarse medidas;
- tener en cuenta las características temporales, físicas y químicas, de la masa de agua subterránea, incluidas las condiciones de flujo y los índices de recarga del agua subterránea, así como el tiempo que ésta tarda en atravesar el suelo o el subsuelo.

El anexo IV A, 2.b) de la DAS establece asimismo que *“se utilizarán métodos de control y análisis acordes con los principios internacionales de control de la calidad, entre ellos, si procede, las normas CEN o los métodos nacionales normalizados, para garantizar que se proporcionen datos de calidad científica equivalente que puedan compararse”*.

6.2.3 Datos de la red de seguimiento

La evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias se basará en los datos obtenidos en los controles de vigilancia y operativo en los distintos puntos de control. Esta determinación de tendencias se llevará a cabo por primera vez en 2009, si es posible, y teniendo en cuenta los datos recopilados con anterioridad al ciclo en curso del PHC, a fin de permitir una evaluación fiable de las tendencias e informar sobre las mismas en el primer PHC (anexo IV A,2.a,ii y anexo IV A,3).

Cuando dispongan de datos de seguimiento adicionales que sean representativos, los Estados miembros tendrán libertad para incluirlos en la evaluación cuando puedan contribuir a mejorar la fiabilidad de la misma. No obstante, los datos deberán ser directamente comparables con los datos de seguimiento previstos en la DMA -p.ej. con respecto a los métodos de análisis, el muestreo y el control de calidad-.

6.2.4 Utilización de los niveles básicos

Para la determinación de tendencias en las concentraciones de sustancias que se produzcan naturalmente y como resultado de las actividades humanas se considerarán también los niveles básicos (anexo IV A,3 de la DAS).

“Nivel básico” es el valor medio medido por lo menos durante los años de referencia 2007 y 2008 sobre la base de los programas de control aplicados De conformidad con el artículo 8 de la Directiva 2000/60/CE o, en el caso de sustancias identificadas después de los citados años de referencia, durante el primer período para el que se disponga de un período representativo de datos de control” (artículo 2.6 de la DAS).

El nivel básico proporciona un punto de referencia respecto al cual puedan medirse futuros cambios -tendencias- en las concentraciones de contaminantes. Los Estados miembros podrán utilizar todos los demás datos representativos³⁵ de que puedan disponer que sean anteriores a la aplicación de los programas de seguimiento previstos en el artículo 8 de la DMA. **Atención:** el nivel básico no debe confundirse con el nivel de referencia (natural).

De conformidad con el anexo V 2.4.4 de la DMA, el año de base corresponde al año en que se midieron los niveles básicos. **Atención:** no debe confundirse el año de base de la evaluación de tendencias con el punto de partida de la inversión de tendencias.

6.2.5 Duración de las series temporales utilizadas

La duración de las series temporales que deben utilizarse en la evaluación de tendencias dependerá de cómo reacciona la masa de agua subterránea a los cambios en las prácticas que se desarrollan en la superficie del suelo -modelo conceptual-, de la capacidad del método de test de tendencias para

³⁵ Véase la guía pertinente sobre muestreo y seguimiento QA/QC en la que se encontrará una descripción completa de cómo garantizar que los datos se hayan generado utilizando métodos reproducibles y que son representativos de la MAS.

detectar las tendencias y de la calidad de los datos (véase tratamiento de valores menores que el límite de cuantificación (LC), capítulo 3.4). Los datos de calidad deficiente y los altos LC en el pasado, así como las series temporales demasiado largas, podrían tener una influencia significativa y duradera en los resultados de la evaluación de tendencias, aun cuando los datos recientes puedan ser de buena calidad.

Para evitar posibles sesgos en la evaluación global -p.ej. a escala de masa de agua subterránea o a escala regional- es preferible utilizar series temporales de datos de la red de seguimiento de una duración constante. La extensión mínima de las series temporales que deben utilizarse, en términos de número de mediciones normalizadas y del número mínimo de años considerados, dependerá de la frecuencia del seguimiento, del método estadístico, del punto de partida de la inversión de tendencias y de la potencia del método. La extensión máxima de las series temporales que deben utilizarse dependerá del modelo conceptual de la MAS, de la evolución temporal de las concentraciones y de la variabilidad de los datos. Una serie temporal demasiado larga podría dar resultados de tendencias sesgados por cambios que se hayan producido en los primeros años de la serie temporal. En consecuencia, podría ser de utilidad probar con una serie temporal larga para comprobar si se producen cambios significativos en la tendencia. Si es éste el caso, habrá que investigar utilizando solamente datos recientes, siempre que su duración sea suficiente para evaluar las tendencias. Sin embargo, se recomienda siempre cautela para garantizar que la duración de la serie temporal considerada sigue siendo coherente con el modelo conceptual de la MAS -p.ej. tasas de transferencia, tiempos de residencia, etc-. Como regla general, nunca deben descartarse datos a menos que se demuestre que son incorrectos como consecuencia de algún error cometido en el muestreo o en las determinaciones analíticas.

6.2.6 Metodología de evaluación de tendencias

La evaluación se basará en un método estadístico conocido y apropiado, como el análisis de regresión (anexo IV A,2.c)). Habida cuenta de que “significativo” se refiere a significación estadística -además de medioambiental-, el método elegido debe poder probar la significación estadística de la tendencia en cuestión.

Cuando se definan los puntos de partida de la inversión de las tendencias, el tiempo transcurrido desde el punto de partida hasta el momento en que se superan las normas de calidad de las aguas subterráneas o los valores umbral deberá ser suficiente para que la metodología de evaluación de tendencias utilizada pueda detectar una tendencia significativa, es decir, que el tiempo transcurrido sea suficiente para detectar una tendencia significativa desde el punto de vista medioambiental y para adoptar medidas para invertir dicha tendencia. La capacidad de un método para detectar un aumento determinado en las concentraciones de contaminantes con una probabilidad determinada se denomina “potencia” del método³⁶.

A fin de distinguir con un grado adecuado de fiabilidad y precisión entre variación natural y tendencias, la metodología para evaluar la tendencia también debe incluir, cuando proceda, un test de estacionalidad, es decir, cuando en las concentraciones se produzcan variaciones significativas dentro de un mismo año.

6.2.7 Confianza en la evaluación

El grado de fiabilidad asociado a cualquier tendencia identificada o inversión de tendencia deberá demostrarse y registrarse (anexo V 2.4.4 de la DMA y anexo IV B,3. de la DAS).

Para que una tendencia sea estadísticamente significativa se recomienda como norma que la fiabilidad de la evaluación sea de un 95%.

6.2.8 Punto de partida de la inversión de tendencias

La DAS establece en su artículo 5.3 que los Estados miembros definirán puntos de partida para la implantación de medidas destinadas a invertir las tendencias, y el anexo IV, parte B de la DAS especifica los criterios para el establecimiento de dichos puntos de partida. El punto de partida debe tener en cuenta el riesgo o los riesgos medioambientales asociados a la masa de agua subterránea, los objetivos medioambientales y las normas de calidad de las aguas subterráneas y/o los valores umbral que se hayan establecido para la masa de agua. El punto de partida será un porcentaje de dichas normas de calidad o valores umbral.

³⁶ Informe Técnico nº 1: Aspectos estadísticos de la identificación de las tendencias contaminantes de aguas subterráneas y agregación de los resultados del seguimiento – GT 2.8 Statistics (2001).

Como norma general, el punto de partida será el momento en el cual la concentración del contaminante alcance el 75% de los valores paramétricos de las normas de calidad las aguas subterráneas y de los valores umbral pertinentes, a menos que:

- a) sea necesario un punto de partida anterior para permitir que las medidas de inversión impidan del modo más rentable, o al menos mitiguen en la medida de lo posible, cualquier cambio adverso significativo en la calidad del agua subterránea;
- b) se justifique un punto de partida distinto si el límite de detección -o el límite de cuantificación- no permite establecer la presencia de una tendencia cifrada en el 75% de los valores paramétricos; o
- c) la tasa de aumento y la reversibilidad de la tendencia sean tales que, de tomarse un punto de partida posterior para aplicar medidas de inversión de la tendencia, éste seguiría permitiendo que dichas medidas impidan del modo más rentable, o al menos mitiguen en la medida de lo posible, cualquier cambio adverso significativo desde el punto de vista medioambiental en la calidad del agua subterránea. Este punto de partida posterior no podrá suponer retraso alguno en el cumplimiento de los plazos para el logro de los objetivos medioambientales.

Un punto de partida diferente podría estar justificado también cuando las concentraciones de referencia naturales y los valores umbral estén muy cerca unas de otros o sean los mismos (caso 2 en el apartado 4.3.3).

El punto de partida para aplicar medidas encaminadas a invertir las tendencias depende principalmente de las características de la MAS -según definición en el modelo conceptual- y de su capacidad de responder a dichas medidas. El punto de partida elegido debe permitir a los Estados miembros invertir estas tendencias de la manera más rentable antes de que las concentraciones de contaminantes causen cambios adversos significativos en la calidad del agua subterránea. En MAS que reaccionen muy lentamente a los cambios podría ser necesario un punto de partida anterior; para las masas de agua subterránea que responden con rapidez podría justificarse un punto de partida posterior.

Una vez establecido un punto de partida para una tendencia, éste no se modificará durante el ciclo de seis años del plan hidrológico de cuenca (anexo V, B, 2 de la DAS).

6.2.9 Metodología de evaluación de la inversión de las tendencias

Tal como establece la DAS (anexo IV B, 3), deberá demostrarse la inversión de tendencias.

En el Informe Técnico nº 1³⁷ se describe una metodología de evaluación de la inversión de tendencias, que esté basada en un análisis de regresión, en el que se analiza cada serie temporal para determinar si se ha producido un cambio en la tendencia. Esto ocurre cuando una tendencia sostenida y significativa al aumento va seguida de una tendencia significativa al descenso.

6.2.10 Calendario de la evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias

La determinación de tendencias se llevará a cabo por primera vez en 2009, si es posible, y en lo sucesivo, una vez cada seis años como mínimo (anexo IV A, 2. ii) de la DAS), teniendo en cuenta los datos existentes obtenidos en el control de vigilancia y el control operativo, así como los datos de seguimiento recopilados antes del comienzo del programa de seguimiento. Esto permitirá informar sobre las tendencias en el primer PHC (anexo IV A, 2. a), ii) y anexo IV A, 3).

Habida cuenta de que el proyecto de PHC se someterá a la participación pública un año antes de su entrada en vigor, se recomienda que, si es posible, los Estados miembros evalúen las tendencias y la inversión de tendencias antes de presentar el proyecto de PHC.

6.3 Tests para evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias

Para cumplir los requisitos previstos en la DMA y la DAS, la evaluación de tendencias deberá:

- determinar si una masa de agua subterránea en riesgo está sometida a una tendencia significativa y sostenida al aumento que de conformidad con el artículo 5.1 y 5.2 deba invertirse; estas tendencias entran dentro de dos categorías generales (véase la tabla 3):
 - *“que presenten un riesgo para los usos legítimos, reales o potenciales, del medio acuático”*

³⁷ Informe Técnico nº 1: Aspectos estadísticos de la identificación de las tendencias contaminantes en aguas subterráneas y agregación de los resultados de seguimiento – GT 2.8 Statistics (2001)

– “que representen un riesgo para la calidad de los ecosistemas acuáticos” o “para los ecosistemas terrestres”

- en el marco de la evaluación del estado químico (evaluación de la intrusión salina y objetivos para zonas protegidas para la captación de agua potable) (véase la tabla);
- evaluar, cuando corresponda, el impacto de penachos de contaminación procedentes de fuentes contaminantes y lugares contaminados que puedan comprometer el cumplimiento de los objetivos especificados en la DMA y la DAS (artículo 5.5 de la DAS) (véase la tabla 4).

La evaluación de la inversión de las tendencias es necesaria si una MAS está sometida a una tendencia significativa y sostenida al aumento que, de conformidad con el artículo 5.1 y 5.2 deba invertirse.

Tabla 3. Evaluación de tendencias (artículo 5.1 y 5.2 de la DAS). Resumen de elementos y tests correspondientes

Evaluación de tendencias (artículo 5.1 y 5.2 de la DAS)	Test	Evaluación de tendencias	Evaluación de la inversión de tendencias	Determ. a nivel de la MAS	Puntos de control pertinentes
Determinar e invertir tendencias que supongan un riesgo significativo para los usos reales o potenciales del medio acuático	Ningún daño a los usos legítimos.	X	X	X	X
Determinar e invertir tendencias que supongan un riesgo significativo para la calidad de los ecosistemas acuáticos	Ningún daño a los ecosistemas acuáticos.	X	X	X	X
Determinar e invertir tendencias que supongan un riesgo significativo para los ecosistemas terrestres	Ningún daño a los ecosistemas terrestres.	X	X	X	X

Tabla 4. Evaluación adicional de tendencias. Resumen de elementos y tests correspondientes

Nueva evaluación de tendencias	Test	Evaluación de tendencias	Evaluación de inversión de tendencia	Determ. a nivel de la MAS	Puntos de control pertinentes
Evaluación de penachos (artículo 5.5 de la DAS)					
Se considerará una evaluación de tendencias para comprobar que los penachos resultantes de lugares contaminados no se expanden, no deterioran el estado químico de la masa o grupo de masas de agua subterránea y no suponen un riesgo para la salud humana ni para el medio ambiente (DAS, art. 5.5).	No hay expansión de penachos que supongan deterioro del estado químico ni riesgo para la salud humana ni el medio ambiente.	X			X
Evaluación del estado					
En la masa de agua subterránea no hay entradas ni conato de entrada de agua de mar ni de agua de una composición química sustancialmente diferente de otras masas de agua subterránea o aguas superficiales que pueda causar contaminación (DMA, anexo V 2.3.2).	No hay intrusión salina ni de otro tipo.	X			X
No hay deterioro de la calidad de las aguas para el consumo humano (DAS, artículo 4.2.c, iii) y anexo III 4)	Cumple los requisitos del artículo 7.3 de la DMA Zonas protegidas de captación de agua potable	X			X

6.3.1 **Determinación de tendencias significativas desde el punto de vista medioambiental y escala de la evaluación (artículo 5.1 de la DAS)**

La DAS establece en su artículo 5.1 que los Estados miembros determinarán si la *masa de agua subterránea* está afectada por una tendencia significativa y sostenida al aumento desde el punto de vista medioambiental inducida antropogénicamente.

Habida cuenta de que la evaluación de tendencias se basa en los datos procedentes del seguimiento individual o de los puntos de control operativo, será necesario un procedimiento para combinar los resultados de las distintas evaluaciones de tendencias y de inversión de tendencias en los puntos de control a fin de medir la tendencia a nivel de la masa de agua subterránea (artículo 5.4.a) de la DAS).

Para determinar si una tendencia es significativa desde el punto de vista medioambiental pueden aplicarse los mismos principios que para evaluar el estado químico. Esto significa que la evaluación de tendencias deberá aplicarse a la misma escala que se utilice para medir la magnitud de la tendencia, es decir, podría ser necesario realizar la evaluación de tendencias en los puntos de control individuales, en los grupos de puntos de control o agregando los resultados obtenidos en toda la MAS. Por ejemplo, cuando se examine la importancia medioambiental de un riesgo medioambiental extenso procedente de los contaminantes -p.ej. como consecuencia de fuentes de contaminación difusa-, deben agregarse los datos de la tendencia en la MAS porque todos los puntos de control podrían considerarse importantes. Cuando el riesgo afecte a un ecosistema específico -acuático o terrestre- que dependa del agua subterránea, lo importante podrían ser las tendencias en los puntos de control individuales o en los grupos de puntos de control por su relevancia en que la MAS no alcance los objetivos medioambientales.

6.3.2 **Test: “Riesgo para los usos existentes, reales o potenciales del medio acuático” (DAS, artículo 5.1 y 5.2)**

Este test permite determinar las tendencias de relevancia medioambiental causadas por la extensión del impacto o por el riesgo procedente de contaminantes -por ej. de fuentes de contaminación difusas que afecten a toda la MAS-. Para poder realizar la evaluación deberán agregarse los datos sobre las tendencias procedentes de toda la MAS y, en consecuencia, todos los puntos de control podrían considerarse importantes. Si la evaluación general de tendencias a escala de MAS detecta una tendencia sostenida al aumento, una evaluación específica en los puntos de control podría ayudar a centrar, de una manera más eficaz, las medidas encaminadas a invertir dichas tendencias.

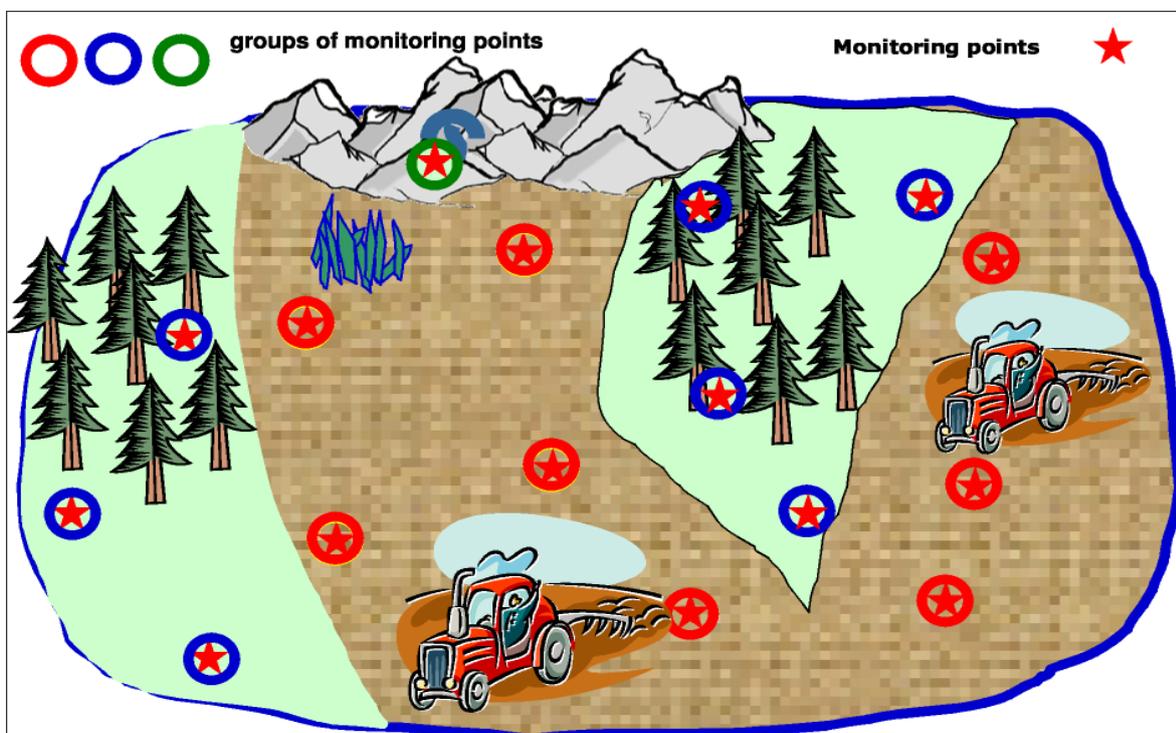


Figura 15. Selección de todos los puntos de control que se consideran pertinentes para el test de riesgo para usos legítimos. Agrupación opcional de puntos de control según modelo conceptual.

La evaluación de impactos de ámbito más local -por ej. fuentes de contaminación difusas regionales o fuentes de contaminación puntuales- exige que se agrupen los puntos de control en la masa de agua subterránea. Según el modelo conceptual -presiones pertinentes, vulnerabilidad del acuífero, etc.-, solamente deben utilizarse los “grupos” de puntos de control pertinentes.

6.3.3 Test: “Riesgo para ecosistemas acuáticos” y “Riesgo para ecosistemas terrestres” (DAS, artículo 5.1 y 5.2)

El test de riesgo para ecosistemas acuáticos y terrestres es comparable a la evaluación mencionada anteriormente, relativa a los impactos de ámbito más local. Es similar a la evaluación del estado que sólo utiliza los puntos de control pertinentes en la masa de agua subterránea -por ej. puntos de control en zonas donde los contaminantes podrían pasar a la masa de aguas superficiales o a un ecosistema terrestre dependiente-. En el caso de los ecosistemas acuáticos y terrestres, un único punto de control pertinente podría ser suficiente para indicar que en la masa de agua subterránea existe una tendencia significativa siempre que dicho punto de control pertinente indique una tendencia.

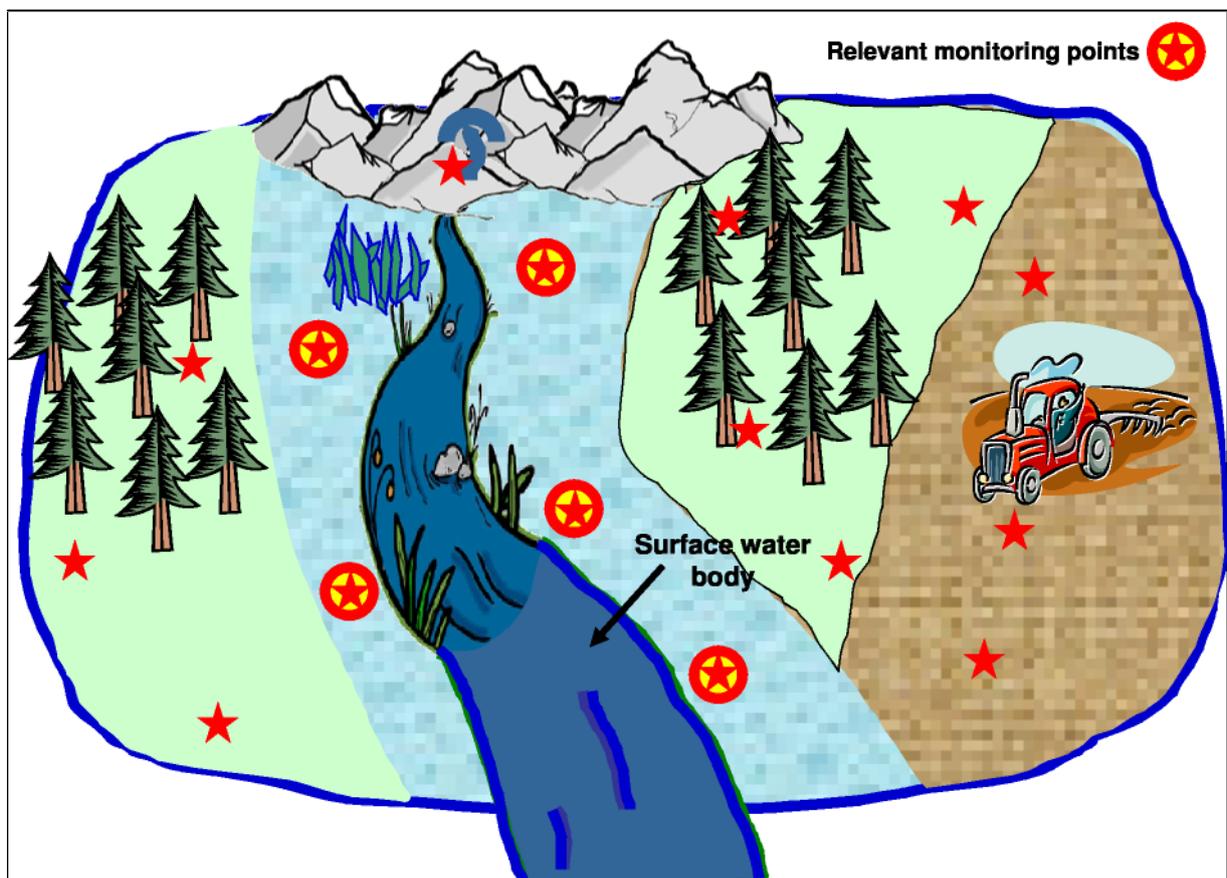


Figura 16. Selección de puntos de control considerados pertinentes para el test sobre riesgo para ecosistemas acuáticos y terrestres.

6.3.4 Evaluación de tendencias como apoyo de la evaluación del estado

La evaluación de tendencias forma parte integral del análisis del estado para detectar intrusiones salinas o de otro tipo (véase capítulo 4.4.3) y del test para determinar que el agua destinada al consumo humano no ha sufrido deterioro y cumple los requisitos especificados en el artículo 7.3 de la DMA (véase capítulo 4.4.6) (tabla 4). La evaluación de tendencias en estos casos se aplica en puntos de control que sean apropiados para los procedimientos pertinentes de evaluación del estado.

6.3.5 Evaluación de tendencias como apoyo de la caracterización de penachos de contaminación

Podría ser necesaria una evaluación de tendencias para garantizar que los penachos procedentes de lugares contaminados no se expanden (artículo 5.5 de la DAS) (tabla 4). El término “expandir” se utiliza aquí para indicar penachos en cuyo interior aumenta la masa general de contaminantes, es decir, el término indica que existe una fuente activa. La evaluación debe centrarse en los penachos pertinentes que puedan suponer un riesgo para la salud humana y el medio ambiente o deteriorar el estado químico de las masas de agua subterránea. Cuando proceda y sea necesario, se realizará una evaluación de las tendencias en los puntos de control que puedan verse afectados. Esta evaluación podría incluir puntos de control que no formen parte de la red de control de vigilancia y control operativo. La evaluación se centrará en los parámetros pertinentes dentro del penacho.

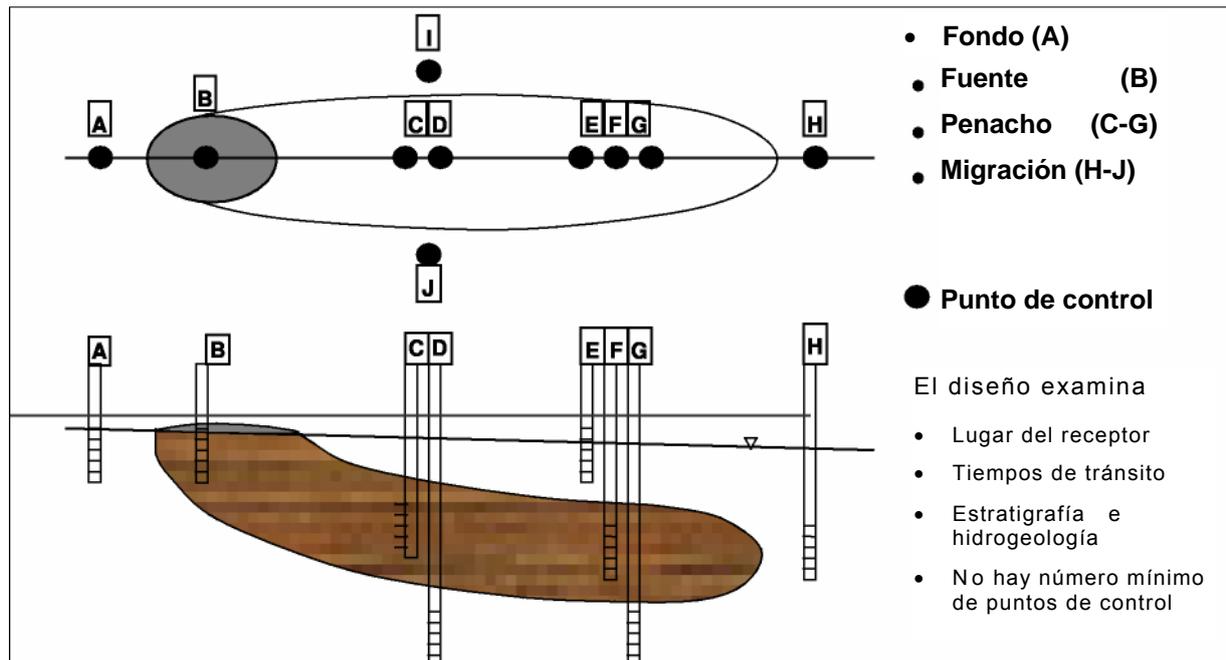


Figura 17. Red de seguimiento para comprobar que no se expanden los penachos

7 REFERENCIAS

- Edmunds et Shand (2003) – Natural baseline quality in European aquifers: a basis for aquifer management. BaSeLiNe project,
<http://www.bgs.ac.uk/hydrogeology/baseline/europe/home.htm>
- European Parliament and Council Directive 2000/60/EC of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, OJ L 327, 22.12.2000, pp1-72.
- European Parliament and Council Directive 2006/11 8/EC of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration, OJ L372, 27.12.2006, pp19-31.
- European Parliament and Council Directive on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/CE, proposal presented by the Commission, COM(2006) 398 final, SEC(2006) 947, 17th July 2006.
- European Parliament and Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption, OJ L 330, 5.12.1998, pp32-54.
- European Commission (2008) – Draft Commission Directive of [Day Month 2008] laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status. 10575/08 ENV 365.
- European Commission (2007) – Guidance on Preventing or Limiting Direct and Indirect Inputs in the context of the Groundwater Directive 2006/11 8/EC, Guidance Document No 17. Technical Report - 2007 - 012. ISBN 978-92-79-06277-3. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2007) – Guidance on Groundwater in Drinking Water Protected Areas, Guidance Document No 16. Technical Report - 2007 - 010. ISBN 978-92-79-06201-8. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2007) – Guidance on Groundwater Monitoring, Guidance Document No 15. Technical Report - 002 - 2007. ISBN 92-79-04558-X. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2006) – Mandate of the Working Group on Groundwater. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. “Work Programme 2007/2009”.
- European Commission (2003) – The Role of Wetlands in the Water Framework Directive, Guidance Document No 12. ISBN 92-894-6967-6. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Guidance on Monitoring under the Water Framework Directive – Working Group 2.7 Monitoring. Guidance Document No 7. ISBN 92-894-5127-0. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Guidance on Analysis of Impacts and Pressures – Working Group 2.1 IMPRESS. Guidance Document No 3. ISBN 92-894-5123-8. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2003) – Identification of Water Bodies. Guidance Document No 2. ISBN 92-894-51 22-X. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2001) – Statistical aspects of the identification of groundwater pollution tendencies and aggregation of monitoring results – Working Group 2.8 Statistics. Technical Report No. 1. ISBN 92-894-5639-6. European Communities, Luxembourg.
- European Commission (2007) – Draft Commission Decision adopting technical specifications for chemical monitoring. ENV-COM01 0307-7. Brussels, 23 February 2007.
- Müller D., Blum A., Hart A., Hookey J., Kunkel R., Scheidleder A., Tomlin C., Wendland F. (2006) – Final proposal for a metodología to set up groundwater valores umbral in Europe, Deliverable D18, BRIDGE project, 63 p, www.DMA-bridge.net.
- Pauwels et al. (2006) – Impact of hydrogeological conditions on pollutant behaviour in groundwater and related ecosystems, Deliverable D10, BRIDGE project, www.DMA-bridge.net.
- UNESCO (1979) – Map of the World distribution of arid regions. Man and Biosphere Technical Note - No. 7. UNESCO, Paris.
- United Nations (1998) – Crop Evapotranspiration (Guidelines for computing crop water requirements). Food and Agriculture Organisation (FAO) of the United Nations Irrigation and Drainage Paper 56. ISBN 92-5-104219-5

8 ANEXO 1: PRINCIPIOS DE APLICACIÓN DE FACTORES DE DILUCIÓN Y ATENUACIÓN

Los valores umbral tienen como finalidad última proteger receptores, como los ecosistemas de aguas superficiales, los ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas y los usos para el consumo humano. La mayor protección se logrará definiendo los valores umbral al nivel de la norma de calidad medioambiental del receptor o una norma de uso pertinente, y será necesario su cumplimiento en cada punto comprendido entre la zona de recarga y la zona de descarga de los sistemas de aguas subterráneas. No obstante, podría no ser siempre necesario fijar estos valores de una manera tan estricta porque pueden ocurrir procesos de dilución y de atenuación entre la zona de recarga y el receptor. Tanto si el receptor es una corriente de aguas superficiales, un manantial o un pozo de bombeo, el agua receptora es siempre una mezcla de aguas con diferentes tiempos de permanencia y diferente contribución de contaminantes. Los valores umbral pueden fijarse de manera que reconozcan estas distintas contribuciones desde aguas someras y más profundas, eligiendo un valor que, a largo plazo, impida suficientemente que el agua del manantial sobrepase la norma de calidad ambiental (NCA) para aguas superficiales o los ecosistemas terrestres.

Al tiempo que se tienen en cuenta la dilución y la atenuación cuando se calculan los valores umbral, es importante considerar la posición de los puntos de control en el régimen de flujo y los tiempos de tránsito hacia el receptor, tanto en dirección horizontal como vertical. Respecto de esta última, es importante recordar que la edad de las aguas subterráneas suele aumentar con la profundidad, y las aguas subterráneas jóvenes y someras se mezclan con las aguas subterráneas más antiguas al incorporarse a la corriente fluvial o al alcanzar los pozos de extracción. Dadas las diferencias que existen entre las distintas tipologías de acuíferos en los Estados miembros, podemos distinguir diferentes tipos de seguimiento, entre los que se incluyen la utilización de pozos de bombeo, sondeos específicos de seguimiento, manantiales y sondeos de observación de niveles múltiples. Estos tipos de seguimiento podrían tener una posición diferente dentro del sistema de flujo de las aguas subterráneas así como distribuciones de tiempo de permanencia distintas. La aplicación de factores de dilución y atenuación es especialmente sensible para el seguimiento en profundidades someras y en tiempos de permanencia cortos desde la zona de recarga. A fin de alcanzar un nivel adecuado de protección, los factores de dilución y atenuación deben ser adaptados a la mezcla de aguas en el receptor que se produce de forma natural con tiempos de permanencia cortos y largos.

8.1 Dilución

La dilución incluye, por lo general (véase figura 18 A):

- la extensión de las zonas donde los contaminantes entran en el sistema con respecto a toda la cuenca hidrográfica;
- la distribución de tiempos de permanencia de las aguas subterráneas que alimentan la corriente fluvial, que viene determinada por el campo de flujo tridimensional;
- el volumen de aguas subterráneas que alimentan la corriente fluvial con respecto a otras fuentes de agua, entre las que se incluyen la escorrentía superficial y el abastecimiento de aguas superficiales procedente de aguas arriba que están fuera de la masa de agua subterránea.

En la figura 18 A, cerca del 10% de la zona de recarga es contaminada por una fuente difusa, por ejemplo pesticidas en tierras de cultivo. En las tierras de cultivo próximas al curso fluvial las líneas de flujo tienen recorridos cortos hasta la corriente fluvial y contribuyen a la contaminación del río. A la corriente fluvial se incorporan también aguas no contaminadas procedentes de otras zonas, entre las que se incluyen tierras agrícolas con líneas de flujo y tiempos de tránsito demasiado largos como para que contribuyan de manera significativa. Se puede calcular el factor de dilución general considerando la distribución de tiempos de permanencia de las tierras agrícolas y la distribución de los tiempos de permanencia de otras zonas no contaminadas. Se recomienda tomar en consideración las aportaciones a largo plazo de una duración media cuando deban definirse los factores de dilución, sin olvidar las consecuencias de la rotación de cultivos y los futuros cambios en el uso del suelo.

8.2 Atenuación

Procesos reactivos como sorbción y transformación pueden reducir aún más la amenaza de contaminación de los receptores, y podrían utilizarse en el cálculo de valores umbral. La figura 18 B ilustra el efecto de la atenuación, lo que significa que los contaminantes son transformados o ralentizados con respecto al propio transporte de las aguas subterráneas. En la metodología descrita pueden utilizarse factores de atenuación adicionales. Tal como establece la DAS (anexo II.2), estos factores incluyen la “tendencia de dispersión, la persistencia y el potencial de bioacumulación” de los contaminantes.

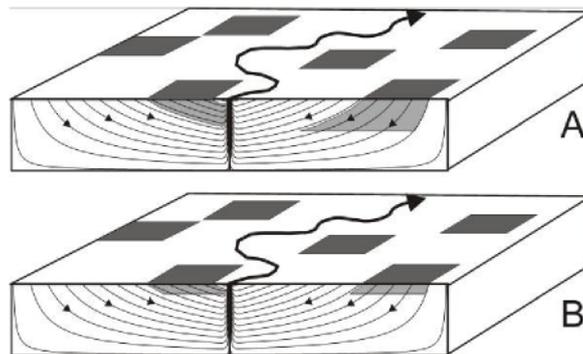


Figura 18: Ilustración de factores que determinan cómo la dilución y la atenuación pueden afectar el cálculo de valores umbral. A: sólo dilución, B: dilución y atenuación. El modelo conceptual se basará preferentemente en una comprensión tridimensional del sistema de aguas subterráneas y tomará en consideración la mezcla de aguas no contaminadas y contaminadas que descargan en el receptor.

Para el seguimiento a profundidades someras se pueden aplicar los factores de dilución y atenuación cerca de la zona de recarga, y deben ser adaptados a las profundidades del seguimiento a fin de que garanticen una protección suficiente. Para el ejemplo de la figura 18 A y un seguimiento en profundidades someras de las zonas de recarga, un factor de dilución de 0,1 parece proteger suficientemente la calidad de las aguas superficiales porque un 10% aproximadamente de la superficie del suelo que cubre la masa de agua subterránea contribuye a la contaminación de la corriente. El valor umbral pertinente se definió como: $VU = NCA \cdot FA / FD$. Esto significa que el valor umbral de las aguas subterráneas = norma de calidad ambiental de las aguas superficiales (1/0,1) en esta situación específica. Si incluimos también la atenuación, y estimamos para el ejemplo ilustrativo un factor de atenuación de 3, el valor umbral podría elevarse a $NCA \cdot 3 / 0,1$ y aún ser suficiente para proteger este receptor de aguas superficiales.

Los factores de atenuación y dilución podrán aplicarse asimismo para establecer los criterios de uso, salvo que los puntos de control donde debe medirse el cumplimiento con respecto a los valores umbral estén situados en lugares con tiempos de tránsito largos desde el punto de captación. Aquí, los factores de atenuación y dilución pueden utilizarse para atajar los efectos de la mezcla natural del agua que tiene lugar cuando se bombea desde un acuífero, y las líneas de flujo someras y profundas contribuyen a la calidad del agua que se mide en el pozo de captación o en sus inmediaciones. El proceso de mezcla es conceptualmente muy similar a la mezcla que se produce en una corriente fluvial cuando un recorrido corto y otro largo convergen en la zona de transición de aguas subterráneas y aguas superficiales. La decisión sobre si es apropiado o no utilizar factores de dilución y atenuación para establecer criterios de uso deberán tomarla los propios Estados miembros.

9 ANEXO 2: UTILIZACIÓN DEL SEGUIMIENTO DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA EVALUAR SU ESTADO

La definición de estado cuantitativo que hace la DMA está enmarcada en términos de la relación que existe entre una serie de factores a nivel de las aguas subterráneas. Sólo la utilización del nivel piezométrico de las aguas subterráneas no garantiza una clasificación fiable. Los flujos de aguas subterráneas son igualmente importantes, aunque éstos no pueden medirse directamente, sino sólo estimarse sobre la base de mediciones hidrológicas y meteorológicas. Consideramos que los niveles de las aguas subterráneas por sí solos no deben determinar el estado cuantitativo. Este anexo presenta una sugerencia de cómo podrían, en la práctica, utilizarse dichos niveles. Sobre los parámetros adicionales necesarios para evaluar el estado cuantitativo se trata en la guía de seguimiento sobre la DMA (Unión Europea, 2007).

Elemento Balance hídrico: Si los niveles piezométricos descienden de una manera sostenida y prolongada, este descenso confirmará que, durante el período del registro, el volumen de extracción es mayor que el de recarga, lo que indica un estado deficiente en relación a este factor. No obstante, unos niveles sostenidos no indican necesariamente un buen estado, puesto que el agua necesaria para mantener constante este nivel podría provenir de aguas superficiales, lo que podría causar un daño ecológico.

Elemento Aguas superficiales: Cuando existe una conexión plena -al 100%- entre aguas superficiales y aguas subterráneas, los ríos tienden a estabilizar el nivel piezométrico de manera que las variaciones son mínimas. En tales circunstancias, el nivel piezométrico no es un indicador útil de la interacción entre aguas superficiales y aguas subterráneas. Si no existe ninguna conexión entre las aguas superficiales y las aguas subterráneas, el nivel en el acuífero puede estar por encima o por debajo del nivel del río y, una vez más, nada indica acerca de la repercusión de las aguas subterráneas en el río.

Elemento Ecosistemas dependientes de aguas subterráneas: El nivel piezométrico de las aguas subterráneas en ecosistemas terrestres o sus inmediaciones es fundamental para mejorar el modelo conceptual de cómo funcionan estos ecosistemas. Es un mecanismo esencial para confirmar la conexión con aguas subterráneas, mientras que el seguimiento del nivel no aporta ni una sola señal que apunte o confirme dicha conexión. Se trata, más bien, de una combinación de mediciones del nivel absoluto, del registro de las variaciones en el acuífero, los estratos de los humedales y la zona de aguas libres. Casi con toda probabilidad incluirá algún tipo de modelo que se haya elaborado para confirmar la fiabilidad del modelo conceptual. Este modelo incluirá las aguas superficiales, las aguas subterráneas o ambas.

Elemento Intrusión: La determinación de intrusión se basará en la calidad, más que en la medición de los niveles.

En acuíferos de baja permeabilidad y acuíferos kársticos, las estaciones de la red de seguimiento podrían no reflejar fielmente la superficie piezométrica y, en algunas zonas, el concepto de superficie piezométrica carecerá por completo de importancia. En tales circunstancias, podría ser mejor utilizar otros indicadores del estado cuantitativo -y cualitativo-, como el caudal de ríos y manantiales.

Proponemos que el mejor uso que puede darse a los datos sobre niveles piezométricos es para confirmar el funcionamiento de la masa de agua subterránea y, luego, utilizar los conocimientos de cómo funciona la masa de agua subterránea para determinar si su estado es bueno o no. Las variaciones del nivel a largo plazo serán las de mayor utilidad. Si los datos que se obtienen en un punto de control son inconsistentes, ello podría servir para delimitar una zona que necesitará mayores esfuerzos para comprender el funcionamiento del sistema de circulación de las aguas subterráneas.

10 ANEXO 3. CASOS PRÁCTICOS

10.1 Caso práctico 1: Aplicación de la DMA y la DAS en Alemania

Información específica
Título/nombre: Aplicación de la Directiva Marco del Agua y de la Directiva de Aguas Subterráneas en Alemania.
Tipo:
Enlace web:
Objetivo: Aplicación del planteamiento alemán para el establecimiento de valores umbral relativos a las aguas subterráneas.
Contribución a...
Aspectos básicos: valores umbral
Contribuciones específicas
<p>Antecedentes</p> <p>La guía sobre el estado de las aguas subterráneas y la evaluación de tendencias propone una metodología para fijar valores para las masas de agua subterránea y evaluar su estado, así como para el cumplimiento, en la práctica, de los requisitos pertinentes previstos en la DMA y la DAS. Los debates en el transcurso de la elaboración del documento revelaron que las circunstancias y marcos nacionales en los Estados miembros aconsejan cierta flexibilidad en la implantación y aplicación de las disposiciones. El objetivo es obtener resultados comparables, al tiempo que se permite cierta flexibilidad en cuanto al modo de alcanzarlos.</p> <p>Antecedentes científicos</p> <p>Las aguas subterráneas son un elemento de capital importancia para el equilibrio medioambiental. Forman parte del ciclo hidrológico y desempeñan importantes funciones ecológicas. Los recursos hídricos subterráneos próximos a la superficie abastecen de agua a las plantas y constituyen biotopos húmedos de gran valor. Las aguas subterráneas descargan en manantiales y alimentan arroyos y ríos, por lo que la calidad y la cantidad de las aguas subterráneas influyen también en las aguas superficiales. Más del 70% del agua potable de Alemania procede de aguas subterráneas, lo que las convierte en el principal recurso de agua potable. Además, las aguas subterráneas son un hábitat por derecho propio y albergan una gran diversidad biológica. En consecuencia, para un desarrollo sostenible y para garantizar el abastecimiento de agua en el futuro es de suma importancia que se adopten medidas cautelares orientadas al uso que protejan todas las aguas subterráneas.</p> <p>Las aguas subterráneas como bien protegido por derecho propio</p> <p>Tomando como base la importancia particular que las aguas subterráneas tienen para el medio ambiente y para los humanos, el enfoque adoptado en Alemania consiste en considerar las aguas subterráneas en su conjunto como un bien que hay que proteger. La experiencia ha demostrado que para proteger las aguas subterráneas de una manera integral y preventiva no basta con proteger sencillamente sus usos. Las aguas subterráneas son un componente integral del ciclo hidrológico y del medio ambiente en su conjunto. Esta opinión está en consonancia con la legislación vigente y ha sido incorporada en distintas leyes y ordenanzas aprobadas a nivel federal y a nivel de los <i>Länder</i>.</p> <p>Determinación de valores umbral para las aguas subterráneas</p> <p>El artículo 3.2 de la DAS contempla la posibilidad de establecer valores umbral a nivel nacional, en las cuencas hidrográficas o en la parte de una cuenca hidrográfica internacional situada en territorio de un Estado miembro, o a escala de masa o grupo de masas de agua subterránea. En Alemania se establecerán los valores umbral a nivel nacional. Se garantiza así un procedimiento uniforme y comparable en todos los estados federales (<i>Länder</i>), que reduce la carga administrativa y permite economizar costes. Asimismo, los valores umbral constituyen la base de nuevas normas legales -p.ej. sobre gestión de residuos o conservación del suelo-.</p>

Metodología alemana para obtener los valores umbral para aguas subterráneas

La metodología alemana para obtener los valores umbral para aguas subterráneas sigue el concepto de los denominados umbrales marginales, y tiene en cuenta los requisitos en materia de protección de la salud así como aquéllos para la protección de ecosistemas acuáticos y terrestres. Los valores umbral obtenidos son aplicables, en principio, a todas las masas de agua subterránea. Se elimina así la compleja y lenta tarea de obtener valores umbral individuales para cada masa de agua subterránea.

Dicha metodología se basa en los conocimientos científicos y considera las condiciones geológicas e hidrogeológicas del territorio alemán en su conjunto. El cálculo se basa, principalmente, en los aspectos toxicológicos para la salud humana y para el medio ambiente, y fundamentalmente utiliza normas ya establecidas en directivas de la UE y en valores adoptados por organismos de la UE. En el caso de la toxicología para la salud humana, se toman en consideración los valores límite de la Directiva de Aguas Potables, salvo en lo relativo a la distribución a la población. Cuando no existan, los valores se obtendrán sobre la base de esta Directiva, en cuyo caso los criterios decisivos incluyen especialmente el olor, el sabor y el color. Para la ecotoxicología se utilizan varias fuentes de datos comparables para calcular los valores umbral en el siguiente orden:

En primer lugar se toman siempre como punto de partida las normas de calidad vinculantes en materia de ecotoxicología medioambiental para las comunidades bióticas acuáticas de aguas superficiales que incluyen, en particular, las normas de calidad medioambiental para determinar el estado químico de las aguas superficiales, Directiva 76/464/CEE relativa a la contaminación causada por el vertido de determinadas sustancias peligrosas, y las normas sobre sustancias prioritarias. Éstas no se adoptan cuando los niveles de referencia o el contenido de materia en suspensión de las aguas superficiales son importantes para calcular la norma de calidad ambiental. A tenor de los conocimientos actuales, parece estar justificado recurrir a los resultados obtenidos en las evaluaciones de ecosistemas de aguas superficiales. Los organismos que viven en aguas subterráneas reaccionan con mayor sensibilidad porque no tienen ninguna posibilidad de escapar, y los contaminantes suelen disponer de más tiempo para influir en su entorno debido a la baja velocidad a la que circulan las aguas subterráneas.

Cuando la legislación vigente no establece normas de calidad ambiental, se utilizan valores PNEC (concentración prevista sin efecto). Estos valores se han calculado sobre la base de los conocimientos más recientes y de conformidad con los principios uniformes y transparentes más estrictos aplicables a toda la UE (Documentos guía); son sometidos a examen por parte de un gran número de expertos y son conformes a las disposiciones de la legislación europea en materia de sustancias químicas y reconocidos en el "informe de evaluación de riesgos".

Si tampoco existen valores establecidos a nivel europeo, se tomarán los valores de concentración máxima admisible (MPC) o de adición máxima admisible (MPA) de un informe de Países Bajos como base para establecer los valores umbral, utilizando para ello el mismo método de extrapolación estadística que el utilizado para calcular los valores PNEC.

Los valores umbral se establecen siempre de acuerdo con los valores más bajos obtenidos mediante el cálculo toxicológico para la salud humana y el medio ambiente. Habida cuenta de que este valor puede situarse por debajo de las concentraciones naturales en aguas subterráneas, por ejemplo en el caso de metales pesados, se evaluará el valor umbral sobre la base del nivel de referencia (VU = NR). En tales casos, el valor es aplicable únicamente a esa masa de agua subterránea específica. Asimismo debe introducirse un límite mínimo de 0,01 µg/L para las sustancias orgánicas no naturales para las que se obtienen valores muy bajos mediante el tipo de cálculo ecotoxicológico, a menos que no existan resultados concretos de pruebas que justifiquen un valor inferior. Habida cuenta de que en todos los casos se utiliza el valor más estricto como valor umbral, esta metodología protege todos los receptores contemplados en la DMA y la DAS.

Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones**Accesibilidad a los resultados**

10.2 Caso práctico 2. Establecimiento de valores umbral en los Países Bajos

Información específica
Título/nombre: Establecimiento de valores umbral en los Países Bajos
Tipo:
Enlace web: http://www.kaderrichtlijnwater.nl
Objetivo: Establecimiento de los valores umbral y metodología en Países Bajos
Contribución a...
Aspectos básicos: valores umbral, niveles de referencia
<p>Contribuciones específicas</p> <p>Descripción de la metodología general para calcular los valores umbral que se describen en este documento. Desde dicha perspectiva, en los Países Bajos se hace una distinción entre los enfoques a corto y a largo plazo.</p>
<p>2. ENFOQUE A LARGO PLAZO</p> <p>2.1 Objetivo y condiciones de contorno: valores umbral como base de la calidad de las aguas subterráneas</p> <p>Debido a su peculiar situación geohidrológica, en la que no existen límites hidrogeológicos, las masas de agua subterránea en los Países Bajos son relativamente extensas. No obstante, y a pesar de su larga tradición en gestión del agua, los Países Bajos aún no han decidido cómo resolver la protección de los receptores ni qué papel desempeñan los valores umbral en esta protección. Los principales aspectos de la función que desempeñan los valores umbral en la protección de los receptores son:</p> <ul style="list-style-type: none"> - el alcance de la interacción real de aguas subterráneas con un receptor específico: el impacto de la calidad de aguas subterráneas en los receptores es a menudo limitado respecto a otros impactos; - la extensión de la zona asociada a receptores respecto de la extensión de la masa de agua subterránea; - el grado de eficacia de medidas encaminadas a mejorar la protección de los receptores: cambiar el impacto de aguas subterráneas en los receptores es una tarea onerosa y podría requerir mucho tiempo debido a los largos tiempos de tránsito de las aguas subterráneas. <p>La extensión de los receptores suele ser pequeña si se compara con la de una masa de agua subterránea. Asimismo, las escalas temporales de las masas de agua subterránea desde el punto de infiltración hasta la llegada al receptor se sitúan en torno a decenios, siglos o incluso una duración mayor, y en el transcurso de este transporte tienen lugar los procesos de atenuación y dilución. En consecuencia, los valores umbral en los Países Bajos deben guardar relación con la calidad base de las aguas que prevalece en una masa de agua subterránea. Esta calidad base garantiza la protección de los receptores pertinentes, es decir, ecosistemas terrestres y acuáticos que dependen de aguas subterráneas y de las aguas subterráneas que se destinan al consumo humano. Los problemas potenciales con estas funciones locales deben resolverse, por consiguiente, con valores umbral para toda la masa de agua subterránea. Sin embargo, la protección específica de funciones o valores específicos de aguas subterráneas debería realizarse mediante medidas específicas adicionales.</p> <p>Las medidas adicionales encaminadas a restablecer los ecosistemas terrestres y acuáticos o a proteger la calidad del agua potable serán específicas y de ámbito local. El enfoque se basa en que se indiquen los espacios protegidos de la red "Natura 2000" y se determinen por separado las zonas protegidas de aguas subterráneas como zonas distintas –especiales– con objetivos "locales" en materia de calidad de las aguas y donde, además de las medidas generales, se apliquen medidas locales adecuadas que permitan cumplir estos objetivos.</p> <p>Este enfoque se base asimismo en los siguientes razonamientos pragmáticos:</p> <ul style="list-style-type: none"> - los esfuerzos y costes administrativos para calcular valores umbral para cada receptor pertinente serán considerables; - el tiempo para calcular valores umbral de la manera ampliada que propone la guía es limitado. A final de 2007, los Países Bajos calcularon valores umbral como propone este documento con vistas a su implantación legal a finales de 2008. - la guía no tiene en cuenta las diferencias existentes entre los receptores pertinentes identificados que existen en una masa de agua subterránea.

Los valores umbral indicarán, por consiguiente, la calidad base de las aguas subterráneas regionales, en lugar de la norma de calidad ambiental (NCA) del receptor local más crítico.

Como consecuencia de las razones expuestas más arriba, el enfoque utilizado en los Países Bajos será ligeramente diferente de los de las figuras 3 y 4 de la guía. El enfoque comienza con la selección de uno o más receptores pertinentes, y se calculan los valores criterio (VC) para cada uno de estos receptores. Tras comparar los VC con el nivel de referencia, el resultado de la primera parte de la figura 4 trata sobre el cálculo de un valor umbral (VU) pertinente para cada masa de agua subterránea. Este VU se introducirá en el segundo rectángulo de la figura 3 de la guía. En la segunda parte de esta figura se llevará a cabo la “investigación adecuada” para los receptores pertinentes seleccionados.

3. ENFOQUE A CORTO PLAZO

3.1 Selección de sustancias

El procedimiento para seleccionar y establecer los valores umbral es oneroso y lento, por lo que el enfoque a corto plazo se centra en las sustancias que sean motivo de preocupación, es decir:

- sustancias cuya caracterización apunta a que no se cumplirán los objetivos medioambientales;
- los conocimientos más recientes sobre los niveles de determinadas sustancias en relación con los riesgos para la salud humana y el medio ambiente.

La necesidad de calcular valores umbral para otras sustancias se establecerá después de una nueva caracterización de las masas de agua superficial y de agua subterránea prevista entre 2008 y 2012. Se dará prioridad a las sustancias mencionadas en el anexo II, parte B de la DAS.

3.2 Establecimiento de los valores umbral

En los Países Bajos se establecen las normas medioambientales de una manera integrada para garantizar la coherencia entre las normas sobre los diferentes aspectos medioambientales. En este sentido se ha decidido fijar valores umbral siguiendo la actual versión de la guía sobre el cálculo de los límites de riesgo ambiental en el marco del proyecto “Normas internacionales y nacionales sobre calidad ambiental para sustancias en los Países Bajos” (INS: van Vlaardingen y Verbruggen, 2006). Este Documento guía fue elaborado de conformidad con la DMA y adaptado en cumplimiento de los Documentos técnicos de orientación³⁸ allí donde la DMA no era aplicable. Se propondrá como valor umbral el más bajo de los dos límites de riesgo ambiental (ERL). La concentración máxima admisible (MPC) se utilizará como valor umbral para las sustancias de origen natural que se producen en el medio ambiente, como los metales y las sales.

Con el enfoque de fijar normas para las sustancias de origen natural, es habitual calcular la MPC sumando la adición máxima admisible (MPA) al nivel de referencia (NR). La MPA puede ser una interpretación más detallada de la pequeña adición mencionada en la presente guía. En el caso de los metales, la MPC se calcula como la suma del NR y la MPA. Esta MPA para metales es un valor constante basado en el riesgo. Para los fosfatos, la MPA dependerá de los objetivos ecológicos y se determinará, por tanto, en función del receptor más importante en la masa de agua subterránea. Hasta ahora no se ha hecho ninguna diferenciación para el NR, pero los NR para las masas de agua subterránea identificadas pueden ser muy diferentes de aquéllos de las masas de agua subterránea de las inmediaciones. Se calcularán NR para cada masa de agua subterránea individual, lo que puede derivar en valores umbral para sustancias de origen natural diferentes para cada masa de agua subterránea.

Paso 1: cálculo de los límites de riesgo ambiental (ERL): calcular los $ERL_{eco, natural}$ de la adición máxima admisible (MPA) y el nivel de referencia (NR) para obtener las concentraciones máximas admisibles (MPC):

Sustancias de origen natural

- Cloro: $ERL_{eco, natural} = MPC-CI$
- Metales: $ERL_{eco, natural} = MPC-metales = MPA-metales + B_{masa de agua subterránea}$, suponiendo un valor constante de MPA para las distintas masas de agua subterránea
- Fosfatos: $ERL_{eco, natural} = MPC-P = MPA-P_{masa de agua subterránea} + B_{masa de agua subterránea}$, suponiendo una función de la MPA y el NR de la masa de agua subterránea;

³⁸ Manual sobre el marco metodológico para el cálculo de normas de calidad medioambiental para sustancias prioritarias de conformidad con el artículo 16 de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).

Agua potable

- $ERL_{\text{salud humana}} = \text{norma de calidad del agua potable}$
- Si $ERL_{\text{salud humana}} < NR_{\text{masa de agua subterránea}}$, $ERL_{\text{salud humana}} = NR_{\text{masa de agua subterránea}}$

Paso 2: cálculo de los ERL más bajos (salud humana o eco, sustancias de origen natural)

- seleccionando los receptores pertinentes
- tomando el ERL más bajo de los receptores pertinentes seleccionados (eco o agua potable)

Paso 3: cálculo del valor umbral:

- comparando el valor ERL con el nivel de referencia
- si $ERL < NR$ el valor umbral será = NR
- si $ERL > NR$ el valor umbral será = CV

3.3. Nivel de referencia

En los Países Bajos está en funcionamiento desde 1979 una red de medición de la calidad de las aguas subterráneas. La distribución de los pozos de observación por todo el país es bastante homogénea y tiene en cuenta los usos predominantes del suelo y la combinación de tipos de suelo para discernir la calidad de las aguas subterráneas y las tendencias a escala regional. Cada pozo de observación está equipado con tres filtros a profundidades de 10, 15 y 25 m respectivamente. Para calcular el nivel de referencia se han seleccionado filtros de longitudes comprendidas entre 1 y 5 m y situados en una columna de agua de 10 m en la zona saturada a una profundidad de 1 m como mínimo del suelo. La parte superior del filtro se sitúa a menos a 2 m por debajo del nivel piezométrico. Para la ubicación de los sondeos se han evitado los puntos de contaminación conocidos, aunque a estos niveles ya no existen aguas subterráneas en estado natural en los Países Bajos. Para obtener los niveles de referencia, para cada sondeo de observación y filtro se examinan las series temporales de las observaciones. En la masa de agua subterránea Central Graben (Hondonada Central) no hay ningún sondeo de observación de la red de medición. El nivel de referencia de esta masa de agua subterránea se establece con los datos de los pozos de captación de agua subterránea. Se supone que la mediana de cada serie temporal es la que mejor representa la distribución. A partir de los valores de la mediana se calcula un percentil 50 y un percentil 90, y para establecer el nivel de referencia se utilizan dos planteamientos:

- uso del percentil 50 sin ningún procedimiento de selección previa;
- uso del percentil 90 con selección previa basada en el impacto antropogénico.

Cuando las concentraciones son bajas -metales pesados, pesticidas-, el tratamiento de los valores por debajo del "Límite de Detección" (LD) que sugiere la guía puede tener una fuerte repercusión en los niveles de referencia y dar niveles de referencia artificiales. En consecuencia, es necesario considerar la posibilidad de apartarse del tratamiento de los valores LD propuesto en la guía y sustituir todos los valores LD que se produzcan en una serie temporal por los LD más bajos, excluyendo los LD menores de cero o por debajo de valores negativos.

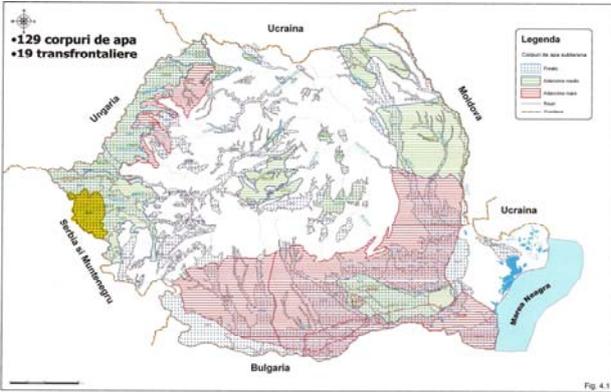
En el primer enfoque no se realiza una selección previa de las muestras. Para evitar contabilizar dos veces el impacto antropogénico se toma el nivel de referencia en el percentil 50. La ventaja de este procedimiento es que no se elimina ninguna muestra del conjunto de datos.

En el segundo enfoque, las muestras se seleccionan en función de las concentraciones de sulfatos, cloruros y nitratos para suprimir las muestras afectadas antropogénicamente. Para tener en cuenta la diferencia de las condiciones geohidrológicas y geohidroquímicas se hace una distinción entre el modo en que la presión antropogénica en el ecosistema afecta al agua salobre y al agua dulce en una masa de agua subterránea. Se aplican aquí diferentes algoritmos para establecer qué observaciones de aguas subterráneas salobres y de aguas subterráneas dulces se descartarán y cuáles no, tomando en consideración las condiciones geohidrológicas y geohidroquímicas. Tras la eliminación de las muestras afectadas antropogénicamente, se toma el nivel de referencia de la parte inferior del intervalo de fiabilidad del percentil 90.

Por último, el nivel de referencia se determina en el valor más alto de ambos enfoques.

Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones**Accesibilidad a los resultados**

10.3 Caso práctico 3. Cálculo de niveles de referencia y valores umbral en una masa de agua subterránea en Rumania

Información específica	
Título/nombre: Establecimiento de valores umbral para una masa de agua subterránea contaminada por vertidos para alcanzar los objetivos medioambientales de DMA y DAS.	
<p>Tipo: Proyecto holandés-rumano en el marco del Programa holandés de preadhesión</p> <p>– Servicio ambiental. El proyecto ha sido financiado por EVD (Agencia internacional de negocios y cooperación) y tiene dos asociados del Gobierno de Países Bajos: el Ministerio de la Vivienda, Planificación y Medio Ambiente y SenterNovem/Bodem+. Las organizaciones de la parte rumana son el Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible y la Administración Nacional “Apele Române”. El Ministerio, “Apele Române” y la Dirección General de Aguas Banat son beneficiarios.</p> <p>El proyecto lo lleva a cabo un consorcio de consultores (Grontmij Nederland bv, Witteveen+Bos, Ecorys y BDO Conti Audit) en estrecha cooperación con las partes mencionadas.</p>	
Enlace web:	
<p>Objetivo: Rumania recibió, en el marco de este proyecto asistencia técnica por parte de Países Bajos en la implantación de tres directivas europeas: la DMA, la nueva DAS y la Directiva sobre Vertidos. El proyecto tiene como principal objetivo formular medidas para restaurar aguas subterráneas contaminadas por vertidos en una zona piloto de la región de Banat (suroeste del país), donde se encuentran dos grandes vertederos, Parta y Jimbolia.</p> <p>Un programa de seguimiento especial estudió la influencia de estos vertederos en las aguas subterráneas y se elaboró un modelo de transporte. Para evaluar exactamente los resultados y formular el programa de medidas más idóneo, se calcularon, en primer lugar, niveles de referencia (NR) y valores umbral (VU) para la masa de agua subterránea situada debajo de ambos vertederos, a saber ROBA03 y Timisoara. Para calcular los NR y VU se formularon y aplicaron directrices por primera vez, de cara a su uso ulterior por parte de otras Direcciones Generales del Agua del país.</p>	
Contribución a...	
Aspectos básicos: cálculo de los niveles de referencia y valores umbral.	
Contribuciones específicas: Formular directrices y una metodología para calcular los NR y VU para Rumania, incluidas hojas de cálculo Excel para los diferentes pasos de los cálculos.	
Caracterización	
<p>Un informe sobre el artículo 5 de la DMA caracterizaba la masa de agua subterránea ROBA03 Timisoara (con una extensión de 2.577 km² en territorio rumano) en situación de riesgo porque las concentraciones de nitratos y amoníaco sobrepasan los niveles establecidos para el agua potable</p>	
 <p>Fig. 4.1</p>	
<i>Rumania y sus masas de agua subterránea delineadas (en amarillo, la masa piloto)</i>	<i>Cuenca hidrográfica del río Banat y la masa de agua subterránea piloto (ROBA03)</i>

ROBA03 está alojada en un acuífero poroso poco profundo formado por arena y grava con capas intermedias de arcilla y limo. El acuífero se explota hasta 15 m en llanuras de inundación y bancales, y hasta 30–35 m en los interfluvios. La conductividad hidráulica varía entre 10 y 50 m/día. En lugares reducidos existe una espesa capa superior de arcilla, especialmente cerca del vertedero de Jimbolia, pero las condiciones generales del flujo son las características de los acuíferos someros.

La masa de agua subterránea ROBA03 se recarga principalmente con las precipitaciones (recarga neta 15–30 mm/año) y con el agua de ríos de praderas durante las crecidas y las inundaciones. Cuando descienden los niveles, los ríos drenan la capa freática salvo en las inmediaciones del río Bega. El río Bega recarga permanentemente el acuífero porque su curso está muy encauzado en sus márgenes.

Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones

Tomando como base el Documento guía GTC “Estado químico y valores umbral de las aguas subterráneas, versión 2.0 (25.10.07)” y las recomendaciones del proyecto BRIDGE, para calcular los NR y VU para la masa de agua subterránea ROBA03 se introdujeron en una base de datos Excel todos los informes químicos desde 1976 hasta 2006 -207 pozos de observación, 3.300 muestras, 45.000 análisis-organizados en una hoja por año y una fila por muestra.

Para el cálculo de los NR y VU se dispuso de los siguientes indicadores:

- 1975 - 2008: pH, EC, Cl-, SO4²⁻, NO3⁻, NO2⁻, Alcalinidad, Ca²⁺, Mg²⁺, Fe y NH4⁻.
- 1986 - 2008: también Na⁺, K⁺, Mn²⁺
- 1993 - 2008: también Zn²⁺
- 1996 - 2008: también PO4
- 2006 - 2008: también se analizaron Cu, Ni y Pb por primera vez en 2006.

Se filtró la base de datos calculando errores en el equilibrio entre iones en todas las muestras (sin excluir ningún dato) y los parámetros estadísticos, y utilizando también la correlación entre la suma de aniones y la conductividad medida. Se eliminaron todas las muestras identificadas como no fiables. A continuación se excluyeron los pozos con influencias antropogénicas en dos fases (Cl < 200 mg/l; NO3 < 10 mg/l). Se establecieron los valores umbral comparando los niveles de referencia del agua potable con las normas de calidad de las aguas superficiales.

Los resultados finales del cálculo de los NR y VU han sido los siguientes (aunque sólo para algunas de las sustancias utilizadas en los análisis y sustancias responsables del riesgo de no cumplir el requisito de buen estado, es decir nitratos y amonio):

Cuadro 10: Resultado de los VU para la masa de agua subterránea GWB03, 2008

	NR Percentil 90 Pozos con: NO3 < 10 mg/L, Cl < 200 mg/L	Normativa rumana sobre agua potable	Normativa rumana sobre aguas superficiales	VU
Número de pozos	92			
Cl mg/L	103			
SO4 mg/L	197			
NH4 mg/L	2,11	0,50	1,0	2,11
K mg/L	11,9			
NO3 mg/L	7,7			
NO2 mg/L	0,21			
EC µS/cm	1409			
Ni µg/L	0,005			
Fe mg/L	3,43			
Mn mg/L	0,60			
Zn mg/L	0,067			

¹⁾ Directrices de la UE sobre compuestos químicos en el agua potable (Sullivan et al., 2005)

Principales conclusiones basadas en la metodología utilizada:

- La mayoría de los datos sobre la masa de agua subterránea GWB03 piloto no estaban disponibles en formato digital, por lo que hubo que realizar un gran esfuerzo para digitalizarlos. Es importante tener esto en cuenta porque es una tarea que requiere una gran capacidad y mucho tiempo. No obstante, es una tarea necesaria no sólo para esta finalidad, sino también de cara a futuras actividades relacionadas con la Directiva Marco del Agua y la Directiva de Aguas Subterráneas;
- La metodología utilizada incluye la elaboración y el tratamiento de datos utilizando MSEXcel, por lo que se deberán tener conocimientos suficientes sobre esta aplicación;
- La metodología descrita en el Documento guía de la UE exige ciertos conocimientos básicos en materia de hidrogeoquímica. Sin estos conocimientos, el cálculo de los NR y VU, aunque será posible, será más laboriosa (y el estudio de los problemas pertinentes)

Recomendaciones

- Probablemente se obtendrán los mejores resultados siguiendo un enfoque paso a paso.

Perspectivas. Sigüientes pasos y accesibilidad a los resultados

Todos los Directores Generales del Agua de Rumania están siguiendo los pasos prácticos utilizados para calcular los NR y VU, sobre la base de esta primera aplicación de las directrices de la UE, realizada por la Dirección General del Agua Banat y con la ayuda de expertos neerlandeses. El enfoque desarrollado en el marco de este proyecto y los resultados obtenidos serán publicados en la página web del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible: <http://www.mmediu.ro>. Los documentos elaborados para Rumania están basados en documentos guía de la UE, aunque han sido convertidos en instrumentos y medidas de apoyo más prácticos.

Se puede obtener información adicional sobre la implantación de los valores umbral y la estrategia rumana previa solicitud a la Sra. R. Balaet, ruxandra.balaet@mmediu.ro del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Asimismo, los interesados en obtener información sobre el proyecto podrán solicitarla a su director Sr. FJL Vliegthart (frank.vliegthart@grontmij.nl) o al Sr. P. Schipper (peter.schipper@grontmij.nl) de Grontmij Nederland B.V.

10.4 Caso práctico 4. Concentraciones naturales elevadas de sulfatos en acuíferos kársticos

Información específica			
Título/nombre: Algunas consideraciones sobre la influencia de las aguas subterráneas y superficiales con sulfatos procedentes de yesos sobre los niveles de referencia. El informe, redactado por Ingenieurbüro en diciembre de 2006, está publicado en alemán, con un sumario en inglés. El título es: "Einige Bemerkungen zur bedingten Hintergrundbelastung von Grund- und Oberfläschenwässern mit Sulfaten in Gipskartsgebieten"			
Tipo: Evaluación de la fiabilidad del parámetro sulfato en un medio kárstico. Las zonas de yesos están localizadas en Alemania.			
Enlace web: www.eurogypsum.org . Asociación Europea de Fabricantes de Yeso y Productos de Yeso			
Objetivo: Explicación de elevados contenidos de ión sulfato en acuíferos kársticos.			
Contribución a...			
Directiva Marco del Agua: niveles de referencia, valores umbral			
Contribuciones específicas: Concentraciones elevadas de sulfatos en acuíferos kársticos			
Descripción.			
Características de las aguas subterráneas con elevados contenidos de sulfatos de origen geológico.			
<p>El contacto del agua con depósitos de yeso produce elevados contenidos de sulfatos. Valores superiores a 500 mg/L indican un contacto directo del agua con el sustrato de yesos en el terreno. Debido a que el contenido de sulfatos se debe al sulfato cálcico (yeso), pueden detectarse también valores elevados de dureza del agua.</p> <p>La conductividad es un indicador adicional de utilidad para distinguir acuíferos en contacto con yesos. En este caso la influencia de otros parámetros en la conductividad deberá tomarse en cuenta, en particular los cloruros. No obstante, la conductividad es un buen indicador cuando los cloruros y otros parámetros no son relevantes. En zonas con depósitos de yesos, los autores distinguen entre cavidades con agua en el karst procedente de la infiltración de agua de lluvia y otras aguas en contacto con el sustrato de yeso.</p>			
Los valores característicos de conductividad, sulfato y dureza encontrados en una zona kárstica con yesos de 0,6 km² en Baja Sajonia son:			
	Conduct. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sulfato (mg/L)	Dureza total (mg/L)
Cavidad con manantial	1.728	1.324	67
Arroyo con manantial. Dic 2000	1.625	1.180	63
Surgencia próxima a los yesos	1.910	1.472	78
No obstante, en la misma zona hay aguas que no están en contacto con el sustrato con yesos, hecho corroborado por los siguientes valores medidos de sulfato y conductividad:			
	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sulfato (mg/L)	Dureza total (mg/L)
Flujo de drenaje en un valle con pastos	180	23	5
Arroyo con manantial fuera del contacto con los yesos	177	18	4

Ejemplos en acuíferos kársticos prácticamente saturados (Völker, 1999):

	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sulfato (mg/L)	Dureza total (mg/L)
Manantial "Kniequelle"	2.580	1.200	85
Manantial "Neuer Garten"	2.310	1.140	84
Manant. kárstico "Ufrunger See"	2.480	1.215	89
Cavidad con agua subterránea "Heimkehle"	2.028	1.490	89

Influencia sobre las aguas superficiales

Las aportaciones de agua al arroyo procedentes del drenaje del karst afectan a los acuíferos vecinos a lo largo de amplias zonas. El agua tiene una alta calidad medioambiental y ecológica. El contenido en sulfato no ha sido medido hasta la realización de este estudio.

El arroyo drena una zona del Bundsandstein y muestra valores bajos de ión sulfato -19-62 mg/L durante el periodo 26/04/2002 A 20/03/2004- en un tramo de varios kilómetros en un valle.

A partir del punto donde el arroyo entra en contacto con la zona de karst con yesos la situación cambia de manera significativa, con los aportes de sulfatos, cuyas concentraciones pasan de 91 mg/L a 472 mg/L en el punto de control 44.

La influencia de esta zona de karst se acentúa especialmente durante el estiaje, en que el caudal de los manantiales se reduce considerablemente.

El sulfato disuelto es transportado a lo largo de varios kilómetros hacia una zona sin yesos y puede ser detectado claramente a 10 km de distancia de la zona de yesos.

Las concentraciones de sulfatos se deben exclusivamente a causas geológicas y no a contaminación. No existe influencia de actividad humana. Las variaciones en las concentraciones de sulfato se explican por la dilución producida por infiltración de aportaciones estacionales.

Influencia en acuíferos con circulación muy reducida

Los acuíferos en contacto con yesos y otras formaciones –en este caso con porosidad intergranular- muestran un estado de saturación completa de sulfato. No obstante, cuando se acumula el agua subterránea a consecuencia de la infiltración de agua de lluvia, puede detectarse una cierta dilución. Una fluctuación mayor no es relevante pues el yeso se disuelve rápidamente. Como prueba de este hecho se adjunta la siguiente tabla en la que figura la evolución de la dilución del yeso en el arroyo:

Tiempo (seg.)	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
0:00	240
0:10	360
0:20	530
0:30	624
0:40	920
0:50	1.300
0:60	1.630
0:120	1.920

Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones. Las aguas subterráneas no contaminadas contienen habitualmente menos de 50 mg/L de sulfatos. Esta concentración se supera frecuentemente en zonas kársticas con yesos, donde los niveles normales están comprendidos entre 500 mg/L y 1.400 mg/L. Estas concentraciones son el resultado de la disolución de los yesos. En estas zonas el agua subterránea es poco ácida y no se produce daño ecológico. El pH es ligeramente alcalino (pH= 7.2) y el sulfato natural no produce un efecto tóxico en el medio ambiente. La disolución del sulfato en los yesos es un proceso inevitable.

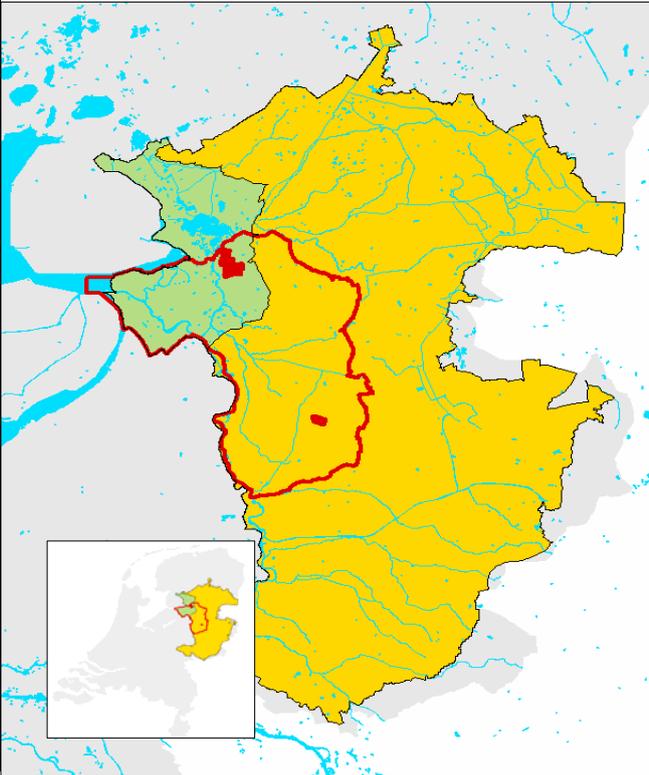
Por ello, **recomendamos** que, si se demuestra que es sulfato es exclusivamente de origen natural, sin influencia de actividad humana, no se establezca un valor umbral. Si no es ese el caso, el establecimiento del valor umbral es obligatorio, siempre que exista un riesgo de no alcanzar el buen estado. En ese caso, la investigación relativa a cationes como el Cu^{++} debería ayudar a la comprensión del proceso. La presencia de cloruros que indiquen intrusión salina y el nivel del pH para detectar oxidación de sulfuros en piritas deben ser asimismo objeto de estudios adicionales. Se recomienda asimismo que en países con depósitos de yesos o formaciones yesíferas sólo se deberían establecer valores umbral en puntos concretos y cuando haya constancia de influencia antropogénica.

Accesibilidad de los resultados. Este estudio está disponible en versión electrónica en la Secretaría de Eurogypsum: info@eurogypsum.org

Los siguientes documentos están disponibles bajo pedido en dicha dirección:

1. Karst investigation by Hydrochemical Method (North Lithuanian Karst region) Julios Taminskas, Kazimieras Dilys, Institute of Geography;
2. The geochemical behaviour and environmental effect of gypsum and gypsum board waste disposal J.M. Schmitt & P. Viennot C.I.G., Ecole des Mines de Paris. Eurogypsum Congress 1998.
3. Basic processes and mechanisms governing the evolution of karst. Wolfgang Dreybrodt and Franci Gabrovsek, 1999

10.5 Caso práctico 5: Evaluación del estado cuantitativo de las aguas subterráneas en los Países Bajos

Información específica	
Título/nombre: Evaluación del estado cuantitativo de dos masas de agua subterránea en los Países Bajos. Proyectos de restauración natural en Groot Salland (NL)	
Tipo:	
Enlace web: Boetelerveld: http://www.landschapoverijssel.nl/terreinen/boetelerveld.htm	
Olde Maten y Veerslootlanden: http://provincie.overijssel.nl/beleid/natuur_en_platteland/landinrichting/item_89390/strategisch/projectinformatie	
Objetivo: Aplicación de la evaluación del estado cuantitativo	
Contribución a...	
Aspectos básicos: evaluación del estado cuantitativo	
Contribuciones específicas: Examen de 4 tests propuestos para evaluar el estado cuantitativo.	
Caracterización	
<p>La cuenca hidrográfica "Waterschap Groot Salland" (82.000 ha) está situada en la parte holandesa del Rin. Esta zona alberga dos grandes ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas reconocidos como lugares de Natura 2000 – Boetelerveld (173 ha) y "Olde Maten y Veerslootlanden" (993 ha). Ambas zonas son los restos de zonas naturales mucho más extensas. La masa de agua subterránea situada bajo Boetelerveld (GWB B en la figura 1) es arenosa y está formada por capas de arena del Pleistoceno de unos 100 m de espesor. Las capas impermeables de arcilla y bolos dificultan el drenaje de las precipitaciones y el ecosistema natural era un humedal cubierto de brezales.</p> <p>La masa de agua subterránea bajo Olde Maten y Veerslootlanden (GWB A en la figura 1) está formada por extensas capas de arcilla y turba del Holoceno. También aquí el drenaje es escaso; el ecosistema natural eran pantanos.</p> <p>A partir de la década de 1950 una red de zanjas y canales de drenaje convirtió esta pobre zona rural en tierras de cultivo intensivo. Para la gestión del Agua se ajusta el nivel en las zanjas y se consigue optimizar los niveles del agua subterránea para la agricultura. Como resultado de este tipo de cultivo, los ecosistemas terrestres dependientes de las aguas subterráneas han desaparecido en su mayor parte. Queda un pequeño número de lugares fuertemente influenciados por el bajo nivel de las aguas subterráneas así como por las aguas del Rin, ricas en nutrientes, que en la temporada seca entran en la red de zanjas.</p> <p>La política en Países Bajos de gestión del agua y la naturaleza aspira a poder conservar y restaurar las zonas con tipos de hábitat naturales típicos del país que aún existen. En este contexto se han tomado varias medidas para elevar el nivel de las aguas subterráneas en estas zonas y mejorar su calidad.</p>	
	<p>Leyenda</p> <ul style="list-style-type: none"> Capa freática limítrofe Groot Salland Ecosistema terrestre dependiente de aguas subterráneas Masas de agua subterránea Rin-Oeste Masa de agua subterránea A (arcilla / turba sobre arena) Masa de agua subterránea B (arena)

Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones

En este caso se evalúa el estado cuantitativo de las dos masas de agua subterránea que se describen más arriba. La evaluación comprende 4 pruebas: balance hídrico, intrusión salina, ecosistemas acuáticos y ecosistemas terrestres.

Test del balance hídrico:

Debido a un excedente de precipitaciones netas, de la prueba del balance hídrico se infiere que no hay afección al buen estado de las masas de agua subterránea [capítulo 5.3.1 de la Guía].

Intrusión salina:

En este ámbito, el riesgo de elevación del interfaz de agua salada, principalmente en la captación de aguas subterráneas muy profundas, está controlado por un sistema permanente de “alerta temprana”. En consecuencia, se previenen las intrusiones salinas, y la prueba sobre este problema no afecta el buen estado de las aguas [capítulo 5.3.4 de la Guía].

Aguas superficiales (ecosistemas acuáticos):

Los cursos de agua en la cuenca de Groot Salland son casi todos artificiales y tienen por objeto drenar y prevenir inundaciones; adoptaron su forma actual en las décadas de 1960 y 1970 principalmente. Todas estas masas de aguas superficiales han sido designadas, por consiguiente, como “muy modificadas”. Los objetivos ecológicos para estas aguas -niveles máximos y buen estado- vienen determinados en parte por la calidad de las aguas del Rin que entran durante la temporada seca. El logro del buen estado no depende en gran medida de la cantidad de aguas subterráneas que se filtran en estas aguas superficiales, por lo que la prueba sobre la cantidad de agua subterránea que entra en las aguas superficiales no afecta al buen estado de la masa de agua subterránea [capítulo 5.3.2 de la Guía].

Ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas:

Las primeras medidas para elevar la capa freática del acuífero Boetelerveld se tomaron ya en la década de 1970. Las zanjas se llenaron, lo que mejoró la conservación de las precipitaciones en la zona. En 2000 se construyó un canal con un nivel de agua elevado alrededor de la zona para drenar mejor las precipitaciones y elevar el nivel de las aguas subterráneas. Una medición de las captaciones de agua potable en otras partes de la masa de agua subterránea llevó a la conclusión de que los efectos de estas captaciones son de escasa importancia para la capa freática en los dos espacios de Natura 2000. También se han adoptado medidas para elevar el nivel de las aguas subterráneas en Olde Maten y Veerslootlanden. Desde 2000, año de la entrada en vigor de la DMA, las condiciones hidrológicas en ambas zonas no han sufrido ningún deterioro. Estas condiciones son suficientemente favorables para conservar las dos zonas en su estado actual. Se considera, por tanto, que el estado de ambas masas de agua subterránea es bueno [capítulo 5.3.3 de la Guía].

Si, por el contrario, desde 2000 se hubieran deteriorado las condiciones hidrológicas, el principio de “uno fuera, todos fuera” propiciaría una valoración global del estado de ambas masas de agua subterránea en 2009 como deficiente, a pesar de que los ecosistemas terrestres dependientes de aguas subterráneas son pequeños respecto de la masa global de estas aguas (véase figura 1).

Perspectivas. Sigüientes pasos. Accesibilidad a los resultados

Como ha quedado dicho, la gestión del agua y la naturaleza en los Países Bajos aspira a restaurar y ampliar aún en los espacios de Natura 2000 los tipos de hábitat deseados. Para ello es necesario seguir mejorando las condiciones hidrológicas respecto de la situación en 2000. El objetivo es restablecer las condiciones hidrológicas necesarias a más tardar en 2015. Las medidas incluyen la mejora de la calidad de las aguas superficiales entrantes, elevar los niveles de estas aguas, cavar zanjas alrededor de la zona, además de otras medidas en los espacios de Natura 2000. No obstante, hasta qué punto son factibles estas mejoras es aún objeto de investigación y debate. Aún no ha concluido el proceso de evaluación de costes y beneficios, y la falta de aceptación social (especialmente en lo relativo a la pérdida de producción agrícola) podría impedir la entrada en vigor de determinadas medidas. Por otra parte, algunas medidas podrían no ser tan eficaces como se prevé. Por último, algunas alteraciones de las condiciones hidrológicas desde la década de 1950 son irreversibles, por ejemplo, la construcción en la parte occidental de Flevopolders ha incrementado considerablemente el flujo subterráneo hacia el oeste, a costa del agua de infiltración local. Se prevé que en el transcurso de 2009 se aprueben los objetivos y las medidas necesarias. Los objetivos fijados en el plan hidrológico de cuenca de 2009 corresponderán a la situación en 2000. El intento de alcanzar los objetivos para 2015, así como las medidas correspondientes, se mencionan en dicho plan hidrológico para 2009, al objeto de exponer claramente las aspiraciones de las actuales políticas.

10.6 Caso práctico 6. Propuesta del Grupo de Trabajo CIS 2.8 sobre la evaluación de tendencias y la inversión de tendencias

Información específica
Título/nombre: Propuesta del GT CIS 2.8 sobre metodología para evaluar las tendencias y la inversión de tendencias a escala de la masa de agua subterránea
Tipo: Conclusiones del GT CIS 2.8 “Aspectos estadísticos de la determinación de tendencias contaminantes de aguas subterráneas y agregación de los resultados del seguimiento”
Enlace web: www.DMAgw.net
Objetivo: El objetivo del GT CIS 2.8 era, entre otros, establecer un método adecuado y pragmático para evaluar las tendencias y la inversión de tendencias en toda la masa de agua, incluida la determinación de requisitos mínimos de evaluación. Los métodos debían ser adecuados para su aplicación en toda la UE sobre la base de las disposiciones de la DMA y teniendo en cuenta las fuentes de contaminación difusas y puntuales.
Contribución a...
Aspectos básicos: evaluación de tendencias y de la inversión de las tendencias
Contribuciones específicas Procedimientos para evaluar tendencias y la inversión de tendencias a nivel de la masa de agua subterránea. Tratamiento de valores por debajo del LC. Requisitos mínimos desde una perspectiva
Caracterización El GT CIS 2.8 creó en 2000 y 2001 un consorcio de 16 países de la UE -11 participantes, 5 observadores- y desarrolló una metodología para agregar datos y evaluar tendencias e inversión de tendencias. Las condiciones del método eran: un método único, estadísticamente correcto y pragmático, para todas las masas de agua subterránea, aplicable a parámetros de todo tipo. Los participantes aportaron los conjuntos de datos en 21 masas de agua y 69 parámetros así como un inventario de los métodos aplicados. El resultado del proyecto incluye un método para evaluar la red de seguimiento, las metodologías para la agregación de datos, una evaluación de tendencias y otra de inversión de las tendencias, el tratamiento de valores menores que LC, los requisitos estadísticos mínimos, documentación exhaustiva y una herramienta de <i>software</i> para prueba y verificación. Todo ello está disponible en la página web del proyecto.
Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones El procedimiento completo de evaluación de tendencias y de la inversión de tendencias comprende los siguientes pasos: 1. Tratamiento de valores menores que el LC. Regularización temporal de los datos de calidad de las aguas subterráneas en los puntos de control. 3. Agregación de los datos para la masa de agua subterránea. 4. Test de tendencias y de inversión de tendencias.
Evaluación de tendencias <i>Test de tendencias propuesto:</i> Se propone el test de regresión lineal generalizada ANOVA basado en el suavizador LOESS para medir tendencias monotónicas estadísticamente significativas a escala de masa de agua subterránea. Respecto a la extensibilidad y potencia, los métodos lineales -basados en un modelo lineal- superan los métodos no paramétricos basados en la prueba Mann-Kendall y, en consecuencia, se optó por los métodos lineales. La metodología propuesta considera los siguientes requisitos específicos: aplicabilidad a todo tipo de parámetros, extensibilidad a factores potenciales de ajuste y potencia suficiente para detectar tendencias. La robustez se consideró menos importante que la capacidad y la extensibilidad -la validación de datos es responsabilidad de los Estados miembros-. <i>Potencia del test:</i> Uno de los hallazgos durante la fase de evaluación de datos fue que una tendencia significativa al aumento debe detectarse con una potencia del 90% para la mayoría de las sustancias si el aumento en la concentración de contaminantes es al menos del 30% o incluso mayor, dependiendo del tipo de contaminante. Con el punto de partida por defecto para la inversión de tendencias del 75% de la norma de calidad o valor umbral, un aumento del 33% de la concentración de contaminantes significaría que no se alcanza el buen estado de la masa.

Se señaló la importancia de los datos procedentes del control operativo para evaluar las tendencias porque, de lo contrario, los datos serían insuficientes para detectar a tiempo la tendencia.

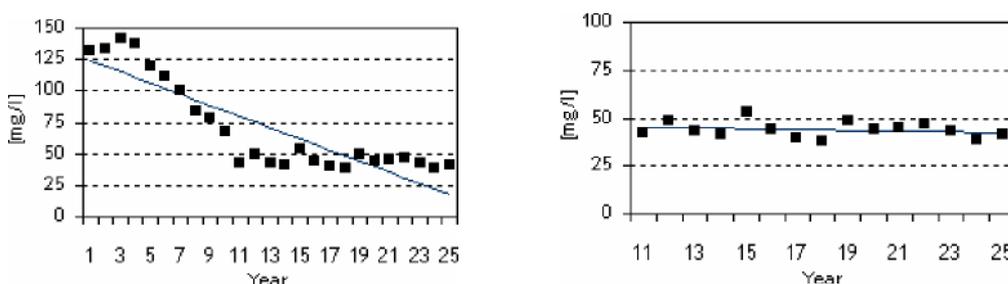
Duración mínima de la serie temporal: Para establecer la duración mínima de la serie temporal para detectar las tendencias se tuvieron en cuenta el calendario de aplicación de la DMA así como su requisito mínimo relativo a la frecuencia de seguimiento (anual). Como el seguimiento comenzó en 2007, y en 2015 está prevista una revisión y actualización de los PHC, cabe suponer que en 2015 se dispondrá de los datos recogidos entre 2007 y 2014. Esto equivale a una serie temporal de 8 años con 8 valores como mínimo.

Puesto que la evaluación de tendencias estadística con menos de 8 mediciones anuales podría ser cuestionable, se recomienda realizar análisis de tendencias con un mínimo de 8 mediciones. En el caso de mediciones semestrales, el número total de muestras no será inferior a 10, y a 15 cuando sean trimestrales. En cada caso, el periodo entre las mediciones debe ser como mínimo de 5 años, porque los cambios a corto plazo pueden distorsionar la detección de tendencias prolongadas.

Duración máxima de las series temporales: Si se evalúan series temporales largas, existe el riesgo de obtener resultados de tendencias claramente afectadas por cambios en los primeros años de las series temporales, por lo que se propone restringir estas series a los últimos 15 años.

Una alternativa sería aplicar un método flexible para comprobar si se ha producido algún cambio significativo de tendencia (lineal) -p.ej. mediante un método de inversión de tendencias de dos secciones-. Si se ha producido un cambio significativo, la sección reciente podría someterse a una evaluación de tendencias. **Observación:** Deben considerarse el modelo conceptual y el tiempo de residencia del agua subterránea.

Figura 19: Influencia de la duración de la serie temporal en la detección de una tendencia



Estacionalidad: A fin de evitar sesgos por los efectos estacionales, las muestras se tomarán en una época determinada del año. En particular, para las mediciones anuales, se procurará que las mediciones se tomen siempre en el mismo trimestre o en una época determinada del año. Los efectos de la estacionalidad pueden deberse también a frecuencias de seguimiento distintas entre los diferentes lugares. La estacionalidad causa una alta variación aleatoria que reduce la capacidad del análisis de tendencias. El método propuesto permite también medir la estacionalidad.

Falta de datos: En las series temporales pueden faltar observaciones, pero se evitará que falten dos o más valores consecutivos, porque ello causaría un sesgo debido a la extrapolación.

Evaluación de la inversión de tendencias

Test de inversión de tendencias propuesto: Para medir la inversión de tendencias se propone el modelo de dos secciones, fácil de interpretar, flexible y muy sensible para detectar cualquier inversión. Se trata de un método lineal basado en un modelo de regresión lineal ampliado, en el que encaja una tendencia lineal con un cambio en el intervalo.

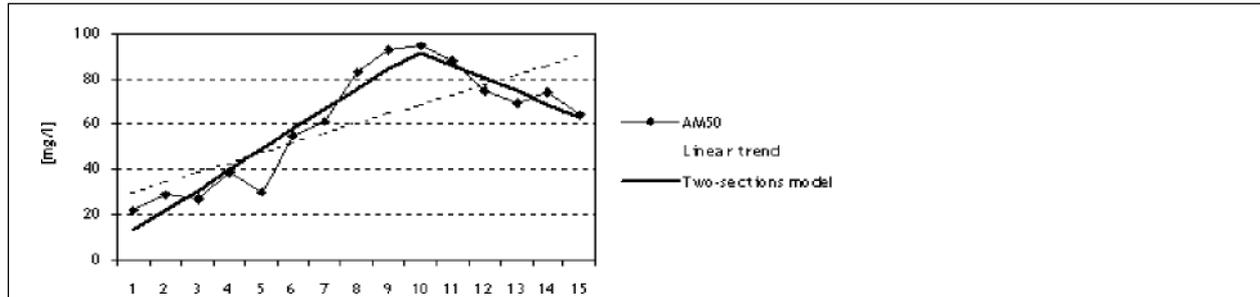


Figura 20: Modelo de dos secciones para medir la inversión de tendencias

Duración mínima de las series temporales: Para la segunda revisión y actualización de los PHC en 2021 -con datos de 2007-2020-, se recomienda realizar al menos 14 mediciones, con regularidad anual, a fin de garantizar un cierto nivel de capacidad de detección de una inversión de tendencias. Si los datos son semestrales o trimestrales, se examinarán 10 años como mínimo. Las mediciones semestrales comprenderán, al menos, 18 valores, y cuando sean trimestrales, serán necesarios 30 valores como mínimo.

Duración máxima de la serie temporal: 30 años.

Preparación de datos

Tratamiento de valores menores que el límite de cuantificación (LC): El tratamiento de datos deberá ser consistente, ya que los LC pueden cambiar en el tiempo. Para el tratamiento de medidas inferiores al LC se aplicará el “enfoque minimax” (minimizar el riesgo máximo). Para evitar sesgos -tendencias inducidas-, el análisis de tendencias se realizará con un LC_{max} constante. Se eliminarán todas las mediciones –mayores o menores que el LC- en las que el LC sobrepase el LC_{max} , y los LC que no sobrepasen el LC_{max} serán sustituidos por el LC_{max} . En el sitio web puede encontrarse una definición y ejemplos de LC_{max} .

Sustitución de valores menores que el LC: Se recomienda calcular las tendencias sobre la base de AM50 -50 significa que los valores <LC son sustituidos por un LC del 50%- siempre que $AM0/AM100 \sim 0.6$. En tales circunstancias, el sesgo máximo no sobrepasa del 25%. Si se dispone de una norma de calidad o un valor umbral, el LC no deberá superar el 60% de la norma de calidad o el valor umbral. En general, si $AM0/AM100 < 0.6$, toda evaluación de tendencias deberá basarse a nivel del lugar de muestreo siempre que existan suficientes datos disponibles.

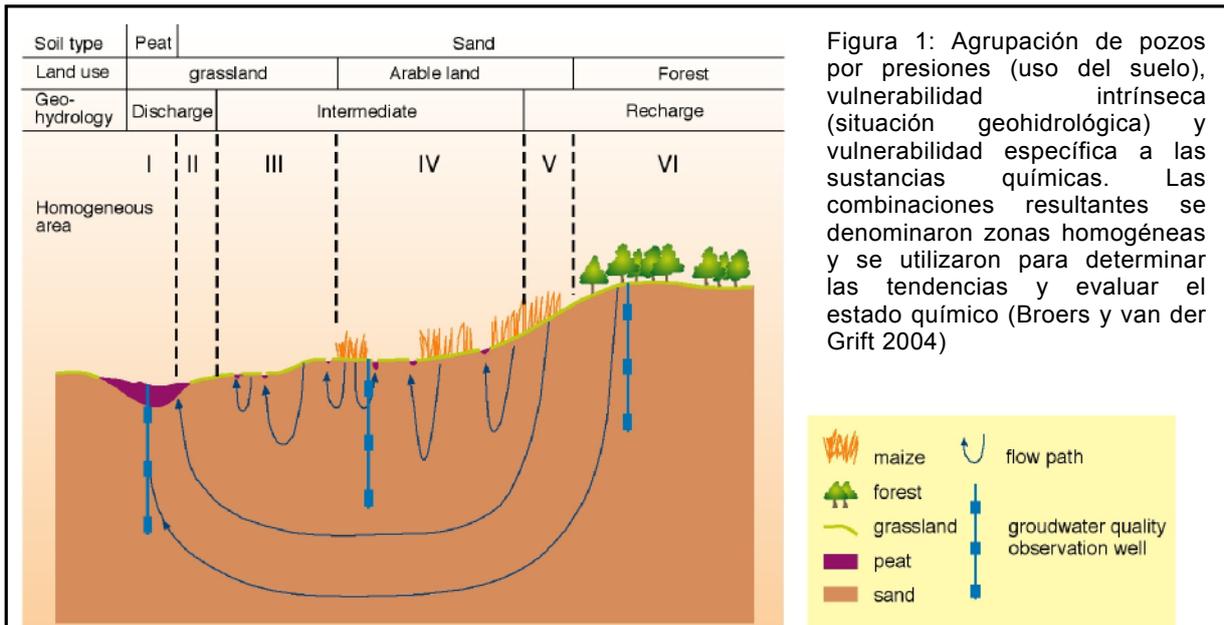
Regularización: Para cada punto de control y cada período de agregación, la media aritmética de los datos de concentraciones se calcula examinando los valores menores que el LC. Los períodos de agregación (regularización) posibles son trimestrales, semestrales o anuales y, para evitar sesgos, dichos períodos deberán ser los mismos en cada punto de control de la masa de agua subterránea que se someta a una evaluación de tendencias.

Agregación espacial: Se propone que el método de evaluación de tendencias esté basado en la media aritmética a escala de masa de agua subterránea, es decir, la media aritmética de las medias aritméticas de todos los puntos de control.

Accesibilidad a los resultados. El proyecto finalizó en diciembre de 2001. Los informes, datos y la aplicación informática están disponibles en la página web del proyecto: www.DMAgw.net El informe definitivo se ha publicado como: “*Technical Report No. 1: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends and aggregation of monitoring results. WG 2.8 Statistics (2001)*” [Informe Técnico nº 1: Aspectos estadísticos de la determinación de tendencias contaminantes en aguas subterráneas y agregación de los resultados de seguimiento – GT 2.9 Statistics (2001)]

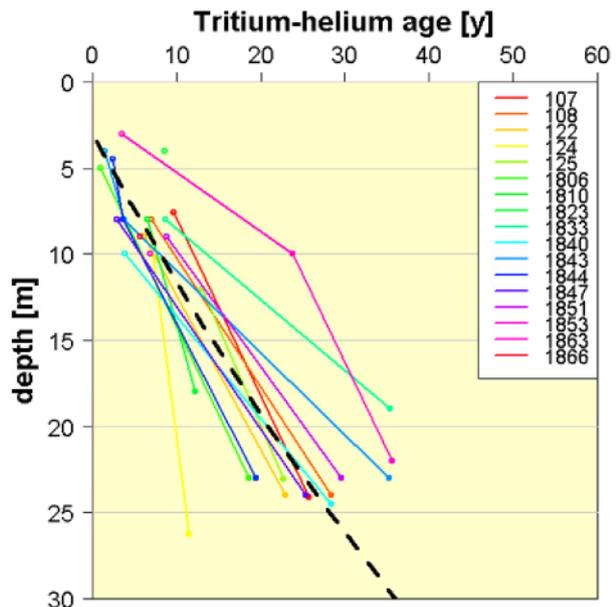
10.7 Caso práctico 7. Tendencias en relación con presiones y vulnerabilidad

Información específica
Título/nombre: Tendencias en relación con presiones, seguimiento y propiedades de los sistemas de aguas subterráneas
Tipo: Resultados del proyecto de FP6 Aquaterra, TREND2 “Tendencias”
Enlace web: http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html
Objetivo: Probar que es preferible adaptar la detección a las presiones que soporta el sistema de aguas subterráneas al seguimiento y sus propiedades hidrológicas y químicas. Ilustra asimismo cómo determinando la edad de las aguas mejora la detección de tendencias.
Contribución a...
Directiva Marco del Agua: tendencias, seguimiento, tiempos de tránsito, establecimiento de la
Contribuciones específicas: usos del suelo, presiones, tiempos de respuesta, determ. de la edad
Caracterización Aquaterra investigó con el proyecto TREND2 métodos operativos para evaluar, cuantificar y extrapolar tendencias en aguas subterráneas. Se probaron técnicas de análisis de tendencias en una gran variedad de casos europeos, como depósitos de llanura en los Países Bajos y Alemania, acuíferos de yeso en Bélgica y un acuífero fracturado con una gruesa capa no saturada en Francia. Se definió tendencia como “ <i>el cambio en la calidad de aguas subterráneas en un período de tiempo específico y una región determinada, relacionado con el uso del suelo o la gestión de la calidad del agua</i> ”. El análisis de tendencias para la DAS tiene por objeto distinguir estos cambios antropogénicos de las variaciones naturales con un nivel adecuado de fiabilidad y precisión (DAS, anexo IV, 2. a), i)). Es evidente que las variaciones temporales debidas a factores climatológicos y meteorológicos pueden complicar la detección de tendencias, al igual que el factor de la variabilidad espacial, especialmente cuando, como se exige, se agregan las tendencias a escala de la masa de agua subterránea. Las variaciones espaciales pertinentes incluyen: 1. los recorridos y tiempos de tránsito, 2. las presiones y entradas contaminantes, y 3. la reactividad química de las masas de agua subterránea. Estas variaciones se traducen en un comportamiento de tendencias muy variable, más allá de la propia masa de agua subterránea, porque podría haber pozos en el recorrido conectados a una zona con entradas significativas de contaminantes, pero también otros conectados a entradas de contaminantes de menor entidad. Las técnicas de análisis de tendencias intentan reducir la variabilidad no relacionada con los propios cambios antropogénicos, por lo que la detección de tendencias es más eficaz cuando se reduce la mencionada variabilidad espacial y temporal, teniendo en cuenta las características físicas y químicas de la masa de agua subterránea, incluidas las condiciones de flujo, los índices de recarga y el tiempo de tránsito en la zona no saturada (DAS, anexo IV, 2 a), iii)). Para el análisis de tendencias existen varias técnicas estadísticas, de simulación y combinaciones de ambas. En el marco del proyecto TREND2 se ensayaron algunas técnicas prometedoras, incluidos algunos planteamientos para determinar la edad y la función de las transferencias (Visser et al. 2008).
Resultados obtenidos. Conclusiones y recomendaciones El enfoque comparativo TREND2 reveló que no existe un único enfoque aplicable a todas las condiciones hidrogeológicas y todos los lugares de seguimiento. No obstante, la reducción de la variabilidad incluyendo información sobre presiones, hidrología e hidroquímica contribuyó a mejorar la detección de tendencias pertinentes en cada lugar hidrogeológico estudiado. Algunas conclusiones específicas son: - se recomienda la agrupación de pozos para mejorar la eficacia de la detección; - es preferible agruparlos en función de las presiones -a menudo relacionadas con el uso del suelo-, vulnerabilidad -distribución de tiempos de tránsito, profundidad de la zona no saturada- y características químicas -tipo de rocas, contenido de materia orgánica- (Figura 1);



- la agrupación de pozos para el análisis de tendencias debe considerar también la profundidad porque las aguas subterráneas envejecen en la profundidad, y los cambios pueden ser completamente diferentes a gran profundidad y a poca profundidad (figura 2);

- es fundamental distinguir entre pozos de captación y manantiales, por un lado, y sondeos de observación sin bombeo, por otro.
- Los pozos de bombeo y los manantiales contienen normalmente una mezcla de aguas de diferentes capas, y la calidad del agua resultante es la consecuencia de la mezcla de aguas con tiempos de tránsito muy diferentes. Un factor que complica las mediciones es el hecho de que los aportes a la mezcla de aguas jóvenes y aguas más antiguas pueden cambiar con el tiempo.
- La calidad del agua que suele medirse en sondeos de observación corresponde normalmente a una edad específica del agua, y una vez determinada la edad del agua se puede relacionar la serie temporal a un período de infiltración específico.
- Si se producen diferentes tipos de seguimiento en una masa de agua subterránea, el mejor modo de detectar tendencias es agrupando estos tipos por separado.



- El espesor de la zona no saturada es una de las variables de control en la elección de técnicas de análisis de tendencias. Las zonas no saturadas de gran espesor provocan largos tiempos de respuesta que dificultan la rápida detección de tendencias por cambios antropogénicos.

- Las técnicas para determinar la edad resultaron ser muy adecuadas en zonas con depósitos no consolidados y capas freáticas poco profundas (figura 3), pero se descubrió que su uso era limitado en acuíferos con porosidad dual y zonas no saturadas muy espesas.

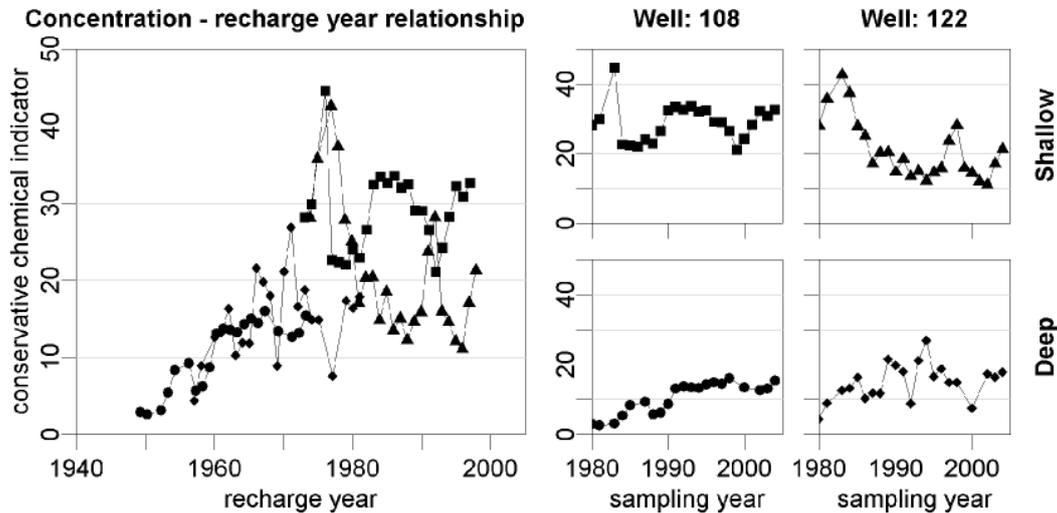


Figura 3: Conversión de la serie temporal medida en sondeos de observación individuales de capas múltiples a poca profundidad (10 m por debajo del nivel de las aguas superficiales) y a mayor profundidad (25 m por debajo del nivel de las aguas superficiales) en un gráfico de serie temporal agregada utilizando el año de recarga como eje X tras haber determinado su edad utilizando tritio-helio (Visser et al. 2007). La serie temporal agregada muestra una tendencia sostenida al aumento con mayores concentraciones a medida que crece el tiempo de recarga.

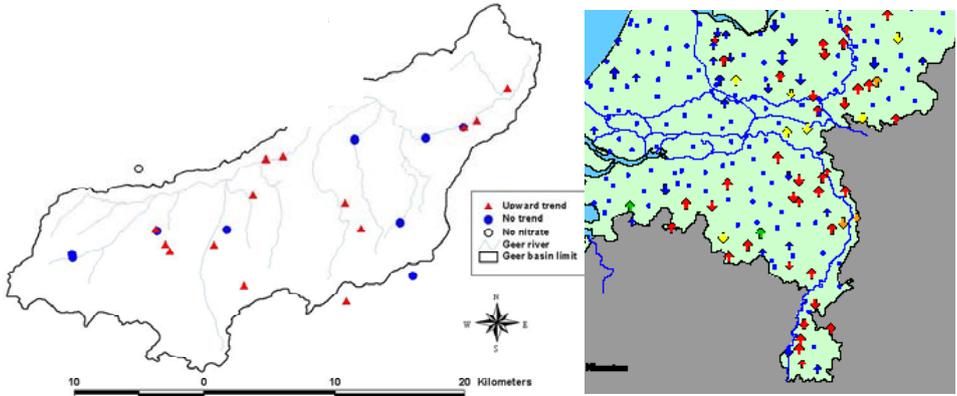
Accesibilidad a los resultados

Los datos e informes de la investigación están disponibles en el la página web: <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html>

Referencias:

- Battle Aguilar, J., Orban, P., Dassargues, A. and Brouyère, S., 2007. Identification of groundwater quality trends in a chalk aquifer threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, 15(8): 1615.
- Broers, H.P. (2002). Strategies for regional groundwater quality monitoring. Netherlands Geographical Studies no. 306, Ph.D. Thesis University of Utrecht, Países Bajos.
- Broers, H.P. and van der Grift, B., 2004. Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology*, 296(1-4): 192-220.
- Loftis, J.C., 1996. Trends in groundwater quality. *Hydrological Processes*, 10: 335-355.
- Pinault, J.L. and Dubus, I.G., 2008. Stationary and non-stationary autoregressive processes with external inputs for predicting trends in water quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, In Press, Accepted Manuscript.
- Visser, A., Broers, H.P., Van der Grift, B. and Bierkens, M.F.P., 2007b. Demonstrating Trend Reversal of Groundwater Quality in Relation to Time of Recharge determined by $^3\text{H}/^3\text{He}$. *Environmental Pollution*, 148 (3): 797-807.
- Visser, A., Broers, H.P., I.G. Dubus, J.L. Pinault, M. Korcz, Battle Aguilar, J., Orban, P., and Brouyère, S and M.F.P. Bierkens (2008) Discussion of methods for the detection and extrapolation of trends in groundwater quality. *Aquaterra deliverable T2.12*, submitted to *Journal of Hydrology*.

10.8 Caso Práctico 8. Agregación de tendencias en masas de agua subterránea

Información específica
Título/nombre: Agregación de tendencias en la masa de agua subterránea
Tipo: resultados del proyecto de Aquaterra TREND2 “Tendencias en aguas subterráneas”
Enlace web: http://www.attempto-projects.de/aquatertra/21.0.html
<p>Objetivo:</p> <p>Procedimiento de agregación de las tendencias en estaciones de seguimiento individuales en la masa de agua subterránea, incluida una evaluación del nivel de fiabilidad y el número de estaciones necesarias. Identificación de la inversión de tendencias a escala de la masa de agua subterránea.</p>
Contribución a...
Directiva Marco del Agua: tendencias, inversión de las tendencias, agregación, nivel de fiabilidad
Contribuciones específicas: procedimiento de agregación, tiempos de respuestas a los impactos, determinación de la edad
<p>Caracterización</p> <p>El proyecto de Aquaterra TREND 2 consistió en el desarrollo de métodos operativos para evaluar, cuantificar y extrapolar las tendencias en sistemas de aguas subterráneas. Las técnicas de análisis fueron ensayadas en una amplia gama de casos europeos, que incluía depósitos de llanura no consolidados en los Países Bajos y Alemania, acuíferos yesíferos en Bélgica y un acuífero fracturado con una potente zona no saturada en Francia.</p> <p>Se definió tendencia como “<i>el cambio en la calidad de aguas subterráneas en un período de tiempo específico y una región determinada, relacionado con el uso del suelo y la gestión del agua</i>”. El análisis de tendencias para la DAS tiene por objeto distinguir entre los cambios antropogénicos y las variaciones naturales con un nivel adecuado de fiabilidad y precisión (DAS, anexo IV, artículo 2.a),i)). Es evidente que las variaciones temporales causadas por factores climatológicos y meteorológicos pueden complicar la detección de tendencias, al igual que el factor de la variabilidad espacial, especialmente cuando, como se exige, se agregan las tendencias a escala de la masa de agua subterránea. Las variaciones espaciales pertinentes incluyen: 1. los recorridos y los tiempos de tránsito, 2. las presiones y entradas contaminantes, y 3. la reactividad química de las masas de agua subterránea. Estas variaciones derivan en un comportamiento muy variable de las tendencias a escala de la masa de agua subterránea, porque podría haber pozos en el recorrido conectados a una zona con fuertes entradas de contaminantes.</p>
<p>Figura 1: Variabilidad espacial de las tendencias en la cuenca del Geer, Bélgica (izquierda) y el sureste de los Países Bajos (derecha)</p> 

A pesar de que la agrupación de sondeos en función de las presiones y profundidades de seguimiento ya contribuye a determinar las tendencias (véase estudio de caso 1), a menudo se observa una gran variabilidad espacial en las direcciones que siguen las tendencias y las pendientes de la tendencia en la totalidad de una masa de agua subterránea (figura 1). La aplicación de la DAS requiere “un procedimiento en el que las evaluaciones de las tendencias individuales en las estaciones de control contribuyan a determinar una tendencia significativa y sostenida en la masa de agua subterránea. A continuación se ilustran dos modos posibles de agregar las tendencias individuales a escala de la masa de agua utilizando datos de la red de seguimiento neerlandesa en Brabante Norte. La red de seguimiento comprende sondeos normalizados con rejillas fijas a profundidades específicas. Los sondeos consisten en piezómetros agrupados de 2” de diámetro y rejillas de 2 metros de longitud a una profundidad de entre 8 y 25 metros (Broers, 2002). El subsuelo de Brabante Norte está formado por depósitos de arena y grava fluviales no consolidados procedentes del río Mosa, cubiertos de una capa de entre 2 y 5 m de espesor de depósitos fluvio-periglaciares y eólicos del Pleistoceno medio-superior de arena fina y arcilla. La provincia Brabante Norte es una zona relativamente llana con altitudes que oscilan entre 0 m sobre el nivel medio del mar (MSL) en el norte y oeste y 30 m en el sureste. Las capas freáticas son por lo general poco profundas; se sitúan entre 1 y 5 metros por debajo del suelo.

Perspectivas. Sigüientes pasos. Accesibilidad a los resultados

Como primer paso en la agregación de tendencias se recomienda agrupar los sondeos de seguimiento en función de las presiones, la vulnerabilidad y las propiedades hidrológicas, tales como la distribución probable de los tiempos de tránsito en la masa de agua subterránea (véase el otro caso práctico). Existen dos modos de agregar entre los que elegir:

1. estadístico, por ejemplo, definiendo la pendiente media de la tendencia y el correspondiente intervalo de fiabilidad; y
2. determinístico, por ejemplo, utilizando la determinación de la edad para agregar series temporales en el eje X normalizado que indique el tiempo de recarga.

Ambos enfoques se ilustran a continuación utilizando los resultados del proyecto Aquaterra.

Ejemplo 1: Agregación utilizando las pendientes medias de las tendencias

En primer lugar se determinan todas las pendientes de las tendencias de los puntos de control individuales a través de una regresión lineal o una línea sólida Kendall-Theil (Helsel y Hirsch 1992). A continuación se determinan las tendencias agregadas tomando la mediana de todas las pendientes de las tendencias y se examina si la mediana de todas estas pendientes es significativamente diferente de cero (Broers y van der Grift 2004). Se establece una tendencia agregada significativa al aumento para el grupo de pozos cuando el nivel de fiabilidad del 95% de la mediana se sitúa completamente por encima de la línea de pendiente cero (figura 2). Se determinará una tendencia a la baja cuando el intervalo completo de fiabilidad se sitúa por debajo de la línea de pendiente cero. Aquí, los intervalos de fiabilidad en torno a la pendiente media se determinaron de manera no paramétrica, de acuerdo con Helsel y Hirsch (1992, p.70), utilizando un cuadro de la distribución binomial. Conviene observar que las tendencias podrían haber cambiado de dirección a diferentes profundidades del acuífero, debido a las diferentes edades de las aguas subterráneas y a las correspondientes entradas de contaminantes durante el período de infiltración.

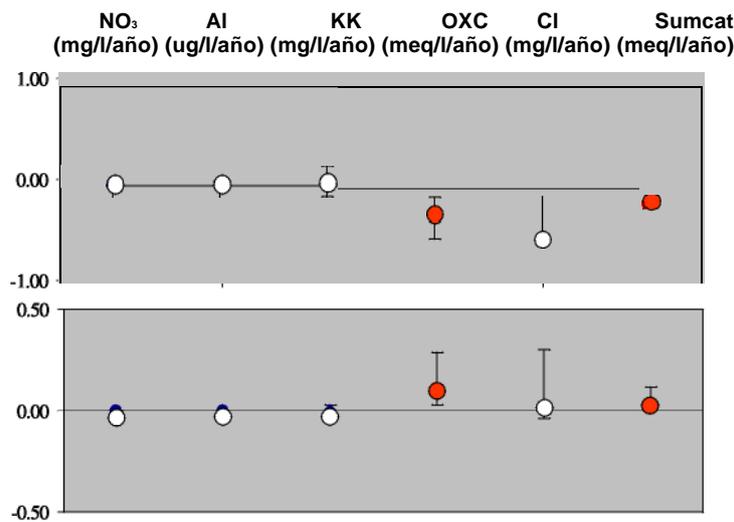


Figura 2: Pendientes de las tendencias medias agregadas de zonas de recarga agrícolas en la provincia de Brabante Norte para 6 indicadores químicos de rejillas a poca profundidad (gráfico superior) y rejillas a mayor profundidad (gráfico inferior). Fuente: Visser et al. 2005.

OXC = capacidad de oxidación. Sumcat = suma de cationes. Se detectaron tendencias significativas al aumento (símbolos rellenos) de OXC a niveles someros, y de Sumcat a mayor profundidad, y tendencias a la baja de Sumcat a niveles someros y de OXC a mayor profundidad.

Una de las conclusiones de agregar tendencias por un procedimiento estadístico es que suele ser necesario un gran número de pozos de observación -entre 20 y 40- para demostrar estadísticamente las tendencias debido a la gran variabilidad temporal y espacial observada, que es inherente a los datos sobre la calidad de las aguas subterráneas.

Ejemplo 2: Agregación basada en el tiempo de recarga utilizando la determinación de la edad

Una nueva técnica de agregación prometedora es utilizar la edad para determinar el período de recarga de las aguas subterráneas y relacionar los datos de concentración medidos con el tiempo de recarga obtenido. Esta técnica ha demostrado funcionar bien en sistemas de seguimiento basados en pozos de observación de niveles múltiples en zonas con acuíferos porosos. En el ejemplo se utilizaron las edades averiguadas con tritio-helio para determinar el tiempo de tránsito hasta las rejillas de control. En lugar del momento del muestreo, se utilizaron estos tiempos de tránsito para relacionar la serie temporal de las concentraciones medidas con el tiempo de recarga. A continuación, se agregaron los resultados de las 28 series temporales en el tipo de zona "uso del suelo: agricultura intensiva en zonas de recarga" en un gráfico y se analizaron utilizando el cálculo LOWESS de regresión lineal suavizada (Cleveland 1979) y ordinaria (figura 3). El método permitió determinar con éxito la inversión de tendencias de las concentraciones de nitratos en este tipo de zonas. La tendencia observada se puede comparar perfectamente con la historia de las entradas de contaminantes agrícolas, deducidas de una serie de datos históricos sobre producción y utilización de fertilizantes y estiércol con varios tipos de cultivos. La inversión de tendencias más fácil de demostrar fue la correspondiente a sustancias conservativas en solución y a indicadores tales como la "capacidad de oxidación" (Visser et al. 2007). Las tendencias al descenso en aguas subterráneas más recientes también pudieron demostrarse en lo relativo a solutos tales como los nitratos, que se transforman en nitrógeno cuando encuentran la desnitrificación por materia orgánica reactiva o sulfuros a cierta profundidad del subsuelo.

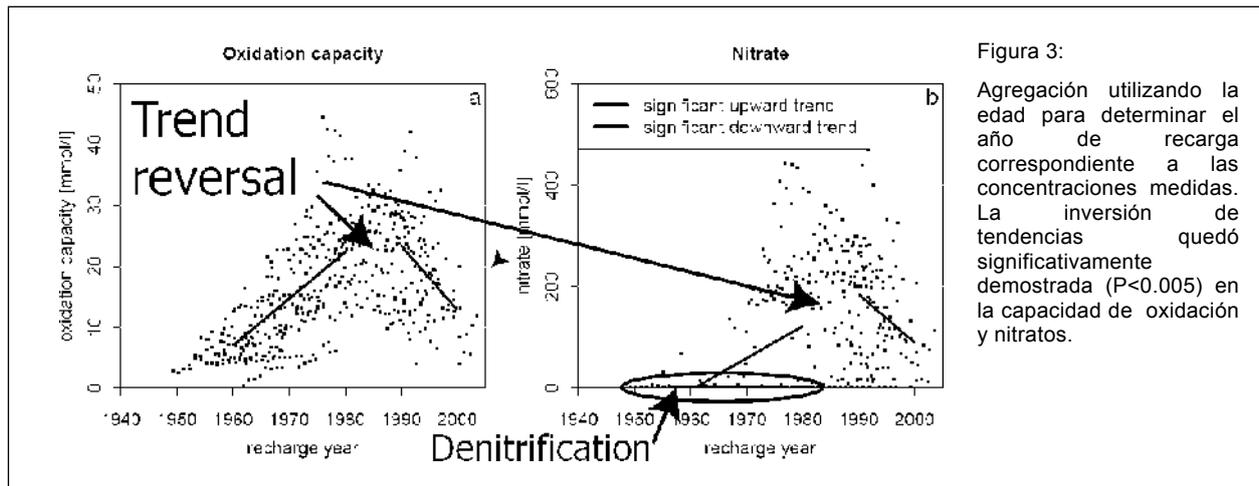


Figura 3:

Agregación utilizando la edad para determinar el año de recarga correspondiente a las concentraciones medidas. La inversión de tendencias quedó significativamente demostrada ($P < 0.005$) en la capacidad de oxidación y nitratos.

Accesibilidad a los resultados

Los datos e informes de investigación están disponibles en la página web: <http://www.attempto-projects.de/aquaterra/21.0.html>

Referencias:

- Battle Aguilar, J., Orban, P., Dassargues, A. and Brouyère, S., 2007. Identification of groundwater quality trends in a chalk acuífero threatened by intensive agriculture in Belgium. *Hydrogeology Journal*, 15(8): 1615.
- Broers, H.P. (2002). Strategies for regional groundwater quality monitoring. Netherlands Geographical Studies no. 306, Ph.D. Thesis University of Utrecht, los Países Bajos.
- Broers, H.P. and van der Grift, B., 2004. Regional monitoring of temporal changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology*, 296(1-4): 192-220.
- Broers H.P, Visser A.,(eds.), Gourcy L., Dubus I.G. Baran N., Mouvet C. & Gutierrez A.(2005). Report on concentration-depth, concentration-time and time-depth profiles in the Meuse basin and the Brévilles catchment. *Aquaterra deliverable T2.3*.
- Cleveland, W. S. (1979) Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *J. Amer. Statist. Assoc.* 74, 829-836.
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., 1992. *Statistical methods in water resources*, Studies in Environmental Science 49, Elsevier, Amsterdam.
- Loftis, J.C., 1996. Trends in groundwater quality. *Hydrological Processes*, 10: 335-355.
- Pinault, J.L. and Dubus, I.G., 2008. Stationary and non-stationary autoregressive processes with external inputs for predicting trends in water quality. *Journal of Contaminant Hydrology*, In Press, Accepted Manuscript.
- Visser, A., Broers, H.P., Van der Grift, B. and Bierkens, M.F.P., 2007b. Demonstrating Trend Reversal of Groundwater Quality in Relation to Time of Recharge determined by $3\text{H}/3\text{He}$. *Environmental Pollution*, 148 (3): 797-807.

KH-AN-09-018-EN-N

ISBN 978-92-79-11374-1



9 789279 113741