



***Plan Hidrológico de la parte
española de la demarcación
hidrográfica del Duero.
2015-2021***

Anejo 8.2 Valoración del estado de las masas de agua
**Apéndice IV Criterios para la evaluación del estado de
las masas de agua superficiales de la categoría río**



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL DUERO

***PLAN HIDROLOGICO DE LA PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACION
HIDROGRAFICA DEL DUERO (2015-2021)***

Anejo 8.2 - VALORACIÓN DE ESTADO

***Apéndice IV - CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DEL
ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES DE
LA CATEGORIA RÍO***

Valladolid, diciembre de 2015



**DOCUMENTO TÉCNICO SOBRE
CRITERIOS PARA LA EVALUACIÓN DEL
ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA
SUPERFICIALES
DE LA CATEGORÍA RÍO
EN LA CHD**

Versión 5.1

**SERVICIO DE CONTROL DE CALIDAD
ÁREA DE CALIDAD DE LAS AGUAS
COMISARÍA DE AGUAS**



ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	2
2. PROCEDENCIA DE LA INFORMACIÓN DE PARTIDA	3
2.1. RED DE CONTROL DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES (RED CEMAS)	3
3. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS NATURALES	6
3.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA NATURALES	6
3.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO	7
3.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS	11
3.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados	11
3.3.1.1. Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)	11
3.3.1.2. Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)	13
3.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos	15
3.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS	16
3.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados	16
3.4.1.1. Condiciones generales	17
3.4.1.2. Contaminantes específicos	19
3.4.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos	21
3.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS	22
3.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos utilizados	22
3.5.1.1. Indicadores HM-IPH	22
3.5.1.1.1. Índice de vegetación de ribera (QBR)	22
3.5.1.1.2. Índice de hábitat fluvial (IHF)	23
3.5.1.1.3. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos-IPH	24
3.5.1.2. Indicadores HM-CHD	25
3.5.1.2.1. Índice de Alteración Hidrológica (IAH) anual	25
3.5.1.2.2. Índice de Compartimentación (IC)	26
3.5.1.2.3. Índice de Continuidad Lateral (ICLAT)	27
3.5.1.2.4. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos-CHD	27
4. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍOS	29
4.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS	29
4.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO	30
4.2.1. Potencial ecológico de las masas de agua artificiales	32
4.2.2. Potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas	34
5. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA ASOCIADO AL ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO	36
5.1. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA	36
5.2. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA	36
5.2.1. Nº de indicadores con datos	36
5.2.2. Actualidad de los datos	37
5.2.3. Representatividad de los indicadores biológicos	38
5.2.4. Coherencia de los datos	38
5.3. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS	38
6. EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO EN RÍOS	40
6.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO	40
6.2. NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL	41
6.2.1. Límites de cambio de clase para el estado químico	41
6.2.2. Criterios de aplicación de las normas de calidad ambiental	42
6.2.3. Criterios para el cálculo de los valores medios anuales	43
6.2.3.1. Parámetros cuyo límite de cuantificación está por debajo de la NCA-MA	44
6.2.3.2. Parámetros cuyo límite de cuantificación está por encima de la NCA-MA	44
6.2.4. Metodología para el cálculo de parámetros constituidos por una suma de sustancias	45
7. EVALUACIÓN DEL ESTADO FINAL EN RÍOS	47
7.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO	47
7.2. RESULTADOS DE LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO	48



1. INTRODUCCIÓN

La Directiva Marco del Agua, así como su transposición al ordenamiento jurídico español, exigen la clasificación del estado de las masas de agua superficiales en función del peor valor de su estado o potencial ecológico y de su estado químico.

El objeto del presente documento es especificar la metodología y criterios técnicos empleados por la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) en la evaluación del estado para cada una de las masas de agua superficial de la categoría río identificadas en la parte española de la demarcación del Duero, que suponen un total de 649 masas de agua, de las cuales 608 son naturales, 38 son muy modificadas y 3 son artificiales.

Este documento se ha utilizado como guía para obtener un diagnóstico del estado de partida para el Plan Hidrológico de Cuenca (PHC) 2009-2015. La evaluación anual del estado durante los años sucesivos se deberá ajustar, en la medida de lo posible, al contenido de este documento, con las adaptaciones y actualizaciones que sea preciso introducir en relación con fechas de muestreo y nuevos indicadores a incorporar, entre otros aspectos.

En el procedimiento seguido se han respetado en todo momento las especificaciones contenidas en el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica (RPH), en la Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica (IPH) y, en el Real Decreto 478/2013, por el que se aprueba el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero.

De acuerdo con lo anterior, el estado ecológico de las masas de agua superficiales naturales de la categoría río se ha clasificado como muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo, mientras que el potencial ecológico de las masas de agua artificiales o muy modificadas se ha clasificado como máximo, bueno, moderado, deficiente o malo. En ambos casos, la asignación a una u otra clase se basa en el peor de los valores de los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos considerados. El estado o potencial ecológico para cada una de las masas de agua se ofrece junto con una valoración del nivel de confianza asociado a los resultados obtenidos.

Por otro lado, el estado químico de las masas de agua superficial se ha clasificado como “bueno” o “peor que bueno”, en función de que se cumplan o no las normas de calidad ambiental establecidas a nivel europeo por la Directiva 2008/105/CE, de 16 de diciembre, y en su transposición, por el Real Decreto 60/2011, de 21 de enero.

Finalmente, con los resultados de estado ecológico y de estado químico de las masas de agua superficiales naturales asimilables a río se evalúa el estado final, clasificándolo como bueno o mejor, en caso de que su estado ecológico sea bueno o muy bueno y su estado químico sea bueno, o bien como peor que bueno, en el resto de los casos. Con las masas de agua artificiales o muy modificadas se procede de un modo similar, obteniéndose un estado bueno o mejor cuando el potencial ecológico es bueno o máximo y el estado químico es bueno, y un estado peor que bueno cuando no se cumplen ambas condiciones simultáneamente.



2. PROCEDENCIA DE LA INFORMACIÓN DE PARTIDA

Para la evaluación del estado/potencial ecológico de las masas de agua de la categoría río se deberá utilizar toda la información disponible a nivel de masa de agua. No obstante, tal como se explica en apartados posteriores de este documento, para realizar dicha evaluación se tendrá en cuenta la información más reciente (siempre que sea representativa) disponible en cada masa de agua. Por otro lado, la explotación de los programas de seguimiento deberá llevarse a cabo de tal forma que, cada año natural, sea posible obtener nuevos datos en aquellas masas de agua en las que la información disponible para realizar el diagnóstico sea más antigua. De este modo, una óptima explotación de los programas de seguimiento debería permitir obtener una evaluación anual del estado/potencial ecológico de todas las masas de agua de la categoría río de la cuenca del Duero integrando información procedente de un periodo no superior a 6 años, coincidente con el ámbito temporal que abarca un ciclo de Planificación Hidrológica.

La información de partida sobre los diferentes elementos de calidad considerados en la evaluación del estado ecológico y del potencial ecológico de los ríos de la CHD procede de la explotación de los diferentes programas de seguimiento para el control del estado de las masas de agua superficiales, que configura la denominada Red CEMAS.

El estado químico se deberá calcular cada año natural a partir de la información analítica procedente del año anterior.

2.1. RED DE CONTROL DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIALES (RED CEMAS)

La Red de Control del Estado de las Masas de Agua Superficiales (Red CEMAS), recoge información sobre indicadores biológicos, indicadores físico-químicos (de condiciones generales, contaminantes específicos y sustancias prioritarias) e indicadores hidromorfológicos.

Por tanto, para cada uno de los indicadores de una masa de agua, existen las siguientes posibilidades:

1. Que dispongamos de un solo dato anual.
2. Que dispongamos de varios datos tomados en un mismo año (procedentes de campañas realizadas por diferentes empresas en un mismo año o de muestreos realizados en diferentes épocas del año dentro de una campaña realizada por la misma empresa).
3. Que dispongamos de varios datos tomados en diferentes años.
4. Que no dispongamos de ningún dato (cuando no se haya recabado información sobre ese indicador a lo largo del año considerado).

Por otro lado, debido a los sucesivos cambios en el trazado y delimitación de las masas de agua superficiales desde el año 2005 (antes de esta fecha ni siquiera existían), se han identificado varios casos en los que la información disponible procede de diferentes puntos de muestreo ubicados dentro de la misma masa, que, a su vez, pueden corresponder a una misma campaña, o bien a campañas diferentes.



El proceso lógico llevado a cabo para seleccionar los datos utilizados a nivel de indicador para obtener un valor final para el cálculo del estado de una determinada masa de agua vendría condicionado por la casuística existente en cuanto a la procedencia de la información disponible, como se detalla seguidamente:

- A. Ausencia de datos→ Aquellas masas de agua en las que no se dispone de datos representativos de un determinado indicador a lo largo del periodo considerado se han evaluado con la información disponible; es decir, sin tener en cuenta dicho indicador para determinar su estado.
- B. Un solo dato tomado en un mismo año→ Si únicamente disponemos de un valor para el indicador a lo largo del año y éste se puede considerar representativo de las condiciones de esa masa de agua (ver criterios para valorar la representatividad, dentro del apartado 3.3, 3.4 y 3.5), se toma dicho valor directamente para evaluar el estado de la masa.
- C. Agregación temporal de datos intra-anales de un mismo punto de muestreo (varios datos tomados en un mismo año)→ Una vez eliminados los datos no representativos y los “outliers”, para cada punto de muestreo, se ha calculado la media de los valores del indicador obtenidos en los diferentes momentos del año. Si en la masa de agua hay un único punto de muestreo, el valor del indicador de ese año para toda la masa corresponderá con la media anual de dicho punto de muestreo.
- D. Agregación espacial de datos de una misma masa de agua (varios datos tomados en diferentes puntos de muestreo)→ Cuando nos encontramos con más de un punto de muestreo por masa de agua, se ha considerado que, salvo que sea posible demostrar lo contrario, todos tienen la misma representatividad, independientemente de su ubicación dentro de la masa, ya que cada masa de agua debería ser homogénea, por definición. En este sentido, aunque el estado que resultase en cada uno de los puntos de muestreo de la masa por separado no fuera el mismo, no se ha establecido ningún tipo de diferenciación o ponderación al respecto, puesto que se entiende que, al agregar la información, se tienden a compensar estadísticamente las posibles desviaciones en las medidas debido a la incertidumbre asociada tanto a los muestreos como a los análisis realizados en cada punto de muestreo. Por tanto, cuando existe más de un punto de muestreo en una misma masa de agua, se calcula el valor medio anual del indicador con todos los datos de los diferentes puntos de muestreo ubicados dentro de la masa de agua tomados durante ese año, dando el mismo peso a cada uno de los datos, como si todos procediesen de un único punto de muestreo, siempre que todos los datos tomados en los diferentes puntos de muestreo tengan la misma representatividad. En el caso particular de los indicadores biológicos, para los que se han diferenciado distintos grados de representatividad de los datos (alta/baja), cuando en una misma masa tenemos, para un mismo año, datos de distinta representatividad procedentes de varios puntos de muestreo, el valor anual del indicador biológico estará condicionado únicamente por los datos que lleven asociada la representatividad más alta de los disponibles, o lo que es lo mismo, para calcular la media anual no se considerarán los datos de menor representatividad.



- E. Agregación temporal de datos interanuales (varios datos tomados en diferentes años)→
Puesto que el objetivo final perseguido es el diagnóstico del estado de las masas de agua de la categoría río en un determinado año natural (o hidrológico), se ha considerado que, para cada indicador, el resultado válido es aquel calculado con los datos más recientes disponibles; una vez comprobado que sean suficientemente representativos. Según esto, para cada uno de los indicadores se ha utilizado el último valor anual disponible en la masa de agua (ya sea un dato único o la media anual). En consecuencia, los valores obtenidos en años anteriores no afectan al resultado del estado final.

Además, el estado podrá resultar de la combinación de indicadores medidos en diferentes años.



3. EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO EN RÍOS NATURALES

3.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA NATURALES

El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, y se evalúa comparando los valores de los indicadores biológicos, hidromorfológicos y físico-químicos registrados en las masas de agua con los valores que obtendrían dichos indicadores en condiciones inalteradas; es decir, en condiciones de referencia.

Las condiciones de referencia para los distintos indicadores se han definido a nivel estatal, a partir de los datos procedentes de estaciones de control situadas en áreas donde la influencia antrópica no es significativa, por lo que reflejan el estado correspondiente a niveles de presión nulos o muy bajos, sin efectos debidos a urbanización, industrialización o agricultura/ganadería intensiva y, por lo tanto, con mínimas modificaciones físico-químicas, hidromorfológicas y biológicas.

En primer lugar, para comparar la situación en la que se encuentra una masa de agua con la que tendría en condiciones naturales, es necesario asignar a cada masa de agua alguno de los 36 tipos de ríos recogidos en la Tabla 1 de la IPH. Las 649 masas de agua identificadas como río en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se han clasificado dentro de alguno de los 10 tipos siguientes:

Nº tipo	Denominación tipo	Nº masas de agua
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	81
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	158
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	103
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	72
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	45
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	15
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	22
25	Ríos de montaña húmeda silícea	101
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	12
27	Ríos de alta montaña	40
	TOTAL	649

Tabla 1. Tipos de masas de agua de la categoría río natural en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero.

Las estaciones correspondientes a la parte española de la cuenca del Duero incluidas en la red de referencia establecida por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA) en ríos están situadas en masas de agua cuyos tipos corresponden a todos los presentes en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero, excepto los tipos 16 y 17, para los cuales no ha sido posible seleccionar puntos de control con niveles de presión nulos o muy bajos.

3.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

Para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua superficiales naturales de la categoría río se consideran 5 clases, de forma que el límite entre las clases bueno y moderado vendrá determinado por el rango de valores que garantice el funcionamiento adecuado del ecosistema:

ESTADO ECOLÓGICO
Muy bueno
Bueno
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 2. Clasificación de los resultados de estado ecológico de ríos naturales y código de colores utilizado.

La clasificación del estado ecológico de cada masa de agua dentro de una categoría u otra está condicionada por los resultados obtenidos para una serie de elementos de calidad biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos. La evaluación de dichos elementos de calidad se basa en la medición de indicadores representativos de cada uno de ellos. Concretamente, los indicadores de calidad que contempla el Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Duero, recientemente aprobado, en sus anexos 2.8, 2.11 y 2.14 para la clasificación del estado ecológico en los ríos naturales son los siguientes:

GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Biológicos	Flora acuática: Organismos fitobentónicos	Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)
	Fauna bentónica de invertebrados	Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)
Hidromorfológicos	Régimen hidrológico	Caudal ecológico
		Índices de alteración hidrológica (IAH) anual
		Conexión con las aguas subterráneas
	Continuidad del río	Índice de compartimentación (IC)
		Índice de continuidad lateral (ICLAT)
	Condiciones morfológicas	Índice de vegetación de ribera (QBR)
Físico-químicos	Condiciones generales: Condiciones térmicas	Temperatura media del agua
	Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Oxígeno disuelto
		Tasa de saturación del oxígeno
		DBO ₅
	Condiciones generales: Salinidad	Conductividad eléctrica a 20°C media
		Opcional: dureza total, cloruros y sulfatos
	Condiciones generales: Estado de acidificación	pH
		Opcional: alcalinidad
		Condiciones generales: Nutrientes
Nitratos		



GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD	ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
		Fosfatos
		Opcional: Nitrógeno total y Fósforo total
	Contaminantes específicos no sintéticos vertidos en cantidades significativas	Contaminantes del anexo II del Real Decreto 60/2011 (sustancias preferentes)

Tabla 3. Indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado ecológico en ríos recogidos en el PHD.

De la tabla anterior se han extraído los indicadores utilizados para la evaluación del estado ecológico en los ríos de la cuenca del Duero y, en función de los valores de los indicadores registrados en cada masa de agua, se obtiene una clasificación por separado para cada uno de los elementos de calidad y para cada uno de los grupos de elementos de calidad. El resultado final de la valoración del estado ecológico viene definido por el peor valor obtenido para cada elemento de calidad individualmente y, por tanto, por el peor valor obtenido para el conjunto de los indicadores de los elementos de calidad de un mismo grupo (biológicos, físico-químicos o hidromorfológicos).

Tanto para los indicadores físico-químicos como para los biológicos e hidromorfológicos, cuando el valor del indicador en la masa de agua coincide con el valor de corte entre dos categorías de estado, sin que esté especificado a cuál de ellas corresponde, se ha adoptado el criterio de asignarle la clase superior.

Los indicadores de los elementos de calidad biológicos computan para la clasificación del estado ecológico como muy bueno, bueno, moderado, deficiente y malo. Por su parte, los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos y de los elementos de calidad hidromorfológicos definidos por la Confederación Hidrográfica del Duero (en adelante HM-CHD) son capaces de diferenciar entre las clases muy bueno, bueno y moderado. Por último, los indicadores hidromorfológicos recogidos en la Instrucción de Planificación Hidrológica (en adelante HM-IPH) únicamente pueden discriminar entre las clases de estado ecológico muy bueno y bueno.

La tabla y el esquema mostrados a continuación ilustran la combinación de los indicadores biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos llevada a cabo para obtener la clasificación del estado ecológico por masa de agua:



CLASIFICACIÓN SEGÚN LOS INDICADORES DE CADA GRUPO DE ELEMENTOS DE CALIDAD				ESTADO ECOLÓGICO	
BIOLÓGICOS	FÍSICO-QUÍMICOS	HM-CHD ¹	HM-IPH		
Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	Muy bueno	
		Bueno	Bueno	Bueno	
		Moderado	-	Moderado	
	Bueno	Muy bueno	Muy bueno	-	Bueno
		Bueno	Bueno	-	Bueno
		Moderado	Moderado	-	Moderado
		Moderado	-	-	Moderado
Bueno	Muy bueno	Muy bueno	-	Bueno	
		Bueno	-	Bueno	
		Moderado	-	Moderado	
	Bueno	Muy bueno	-	Bueno	
		Bueno	-	Bueno	
		Moderado	-	Moderado	
Moderado	-	-	-	Moderado	
Deficiente	-	-	-	Deficiente	
Malo	-	-	-	Malo	

Tabla 4. Combinación de los indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del estado ecológico en ríos naturales.

¹ Ver apartado 3.5.1.2.

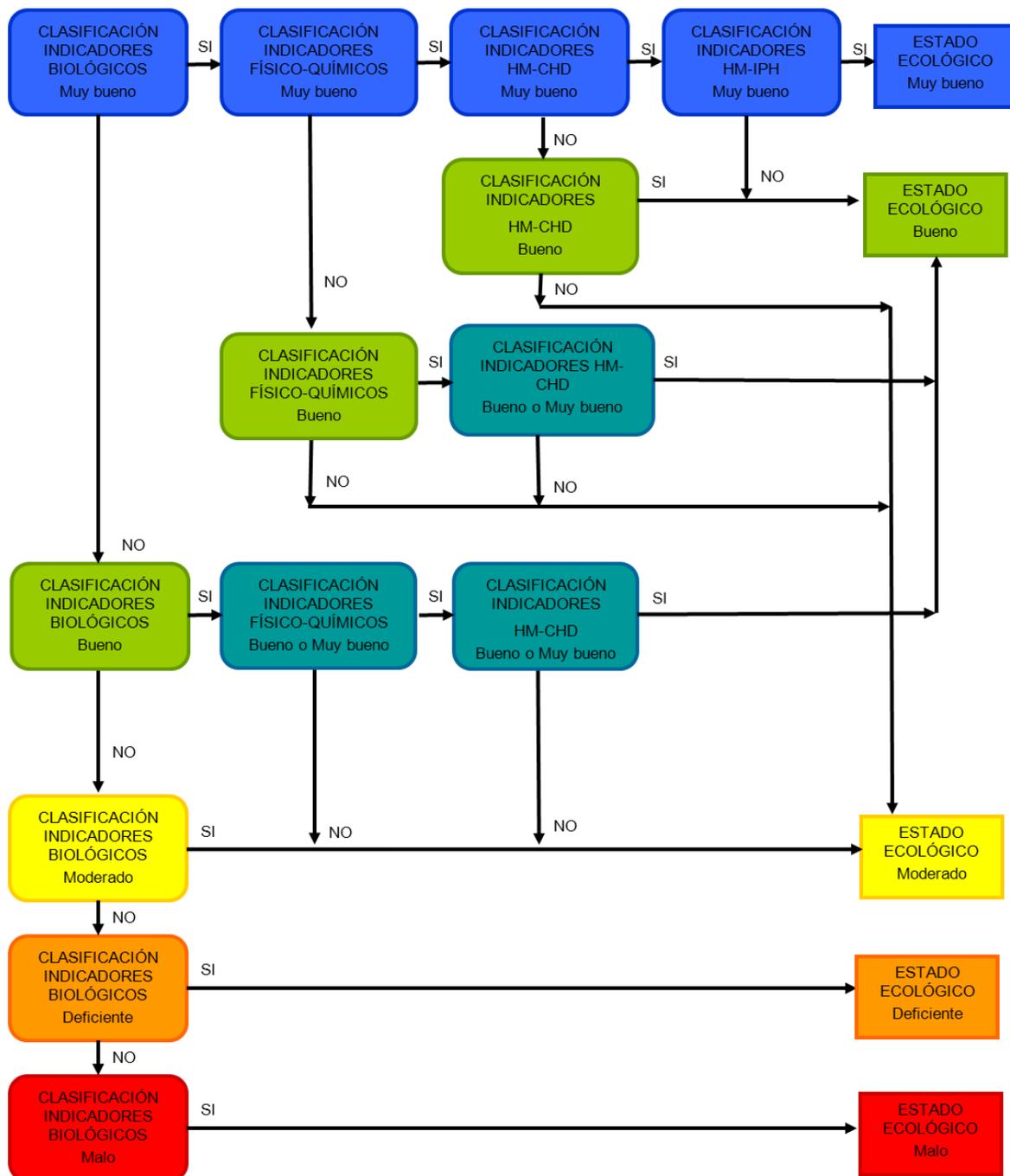


Figura 1. Esquema de clasificación del estado ecológico en ríos naturales.

3.3. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD BIOLÓGICOS

3.3.1. Indicadores de los elementos de calidad biológicos utilizados

Para evaluar el estado ecológico de las masas de agua de la categoría río se han utilizado los únicos indicadores biológicos para los que se han establecido, de momento, condiciones de referencia y límites de cambio de clase:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Flora acuática: Organismos fitobentónicos	Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)
Fauna bentónica de invertebrados	Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)

Tabla 5. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad biológicos de los ríos

3.3.1.1. Índice de Poluosensibilidad Específica (IPS)

El IPS es un índice diatomológico que se obtiene a partir de los valores de sensibilidad específica y del grado de estenoecia de cada taxón de diatomeas presente en las muestras recogidas en cada masa de agua mediante el procedimiento de raspado de sustratos con cepillo de dientes, aclarado y fijación de la muestra. La CHD utiliza este indicador de organismos fitobentónicos porque ha resultado ser el más adecuado a las características de la cuenca, ya que considera el valor autoecológico de todos los taxones presentes en cada una de las muestras.

Crterios de representatividad de los datos de IPS

Se han tenido en cuenta los condicionantes que pueden afectar al IPS para considerar como no representativos en el cálculo del estado ecológico los datos procedentes de:

- Muestreos realizados en otoño o invierno, es decir, fuera de la época de primavera-verano (floración).
- Muestras de diatomeas mal fijadas (como es el caso de las diatomeas recogidas en la campaña INFRA 2005).
- Muestras de diatomeas que presentan pocas valvas, debido a que han sido tomadas en zonas que recientemente se encontraban emergidas (poco tiempo después de una crecida) o a otras causas, de forma que, ya en el laboratorio, se comprueba que no se alcanza el número mínimo de 400 valvas necesario para la aplicación del IPS.
- Muestras recogidas en zonas de sombra, puesto que la escasez de luz afecta directamente a la proliferación de las diatomeas; bajando la puntuación del índice IPS sin que dicho descenso responda necesariamente a un empeoramiento del estado ecológico. Dicho de otro modo, el muestreo en zonas de sombra puede dar lugar a falsos positivos, a falsos incumplimientos. A estos efectos, se consideran como muestreos en zonas de sombra aquellos que así lo reflejen en sus observaciones de campo.

De entre los datos representativos de IPS, se ha priorizado la utilización de aquellos considerados de mayor representatividad en función del sustrato escogido para el muestreo de fitobentos, para lo cual se les ha asignado la codificación correspondiente:



REPRESENTATIVIDAD	DESCRIPCIÓN
Alta (A)	Muestreo realizado sobre superficies duras naturales, superficies verticales de infraestructuras artificiales o sustratos artificiales.
Baja (B)	Muestreo realizado sobre vegetación acuática (macrófitos), o muestreo realizado sobre sustrato no especificado, circunstancia que se produce en todos los muestreos realizados entre 2003 y 2006.

Tabla 6. Representatividad de los muestreos de diatomeas para la obtención del IPS en ríos.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IPS

En la tabla mostrada seguidamente se incluyen los valores de referencia y límites de cambio de clase utilizados para la valoración del IPS, según la Versión 5.2 del “Borrador de Informe sobre la Interpolación del IBMWP e IPS (Mayo de 2009)”, documento técnico elaborado por el MARM que mejora sensiblemente la calidad de los valores recogidos en la IPH y cuya utilización ha sido recomendada por el propio MARM (SGGIDPH)²:

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase			
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	18,6	17,1	12,9	8,6	4,3
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	17,4	16,0	12	8,0	4,0
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	16,5	16,2	12,2	8,1	4,1
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	17,0	16,0	11,9	8,0	3,9
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	16,4	15,1	11,3	7,6	3,8
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	15,4	14,2	10,6	7,1	3,5
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	13	11,7	8,8	5,9	3,0
25	Ríos de montaña húmeda silícea	19,8	19,4	14,5	9,7	4,7
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	17,7	16,3	12,2	8,1	4,1
27	Ríos de alta montaña	18,7	17,4	13,1	8,8	4,3

Tabla 7. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IPS en ríos naturales.

² Ver los siguientes documentos elaborados por el MARM: “DOCUMENTO DISCUSIÓN CALCULO ESTADO 280409” y “DUDAS PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO DE LAS MASAS DE AGUA_20090519”

3.3.1.2. Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP)

Como indicador de fauna bentónica de invertebrados se ha utilizado el IBMWP, que es un índice semicuantitativo que requiere el muestreo de macroinvertebrados acuáticos y su posterior identificación a nivel de familia, ya que la puntuación obtenida depende de la tolerancia a la contaminación de cada familia.

Los protocolos de muestreo seguidos para la captura de macroinvertebrados han ido variando a lo largo de las diferentes campañas en función de los criterios que se iban fijando en este sentido por parte de la actualmente denominada Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico, del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Esta circunstancia podría condicionar la valoración resultante.

CAMPAÑA	PROTOCOLO DE MUESTREO MACROINVERTEBRADOS
URS 03	IBMWP´
ULE 04	-
INFRA 04	20 Kicks
URS 04	IBMWP
INFRA 05	IBMWP
ULE 05	-
INFRA 06	IBMWP y 20 Kicks
ULE 06	5-8 minutos
INFRA 07	IBMWP y 20 Kicks
INFRA 08	20 Kicks
URS 09	20 Kicks
INFRA 09	20 Kicks
ICAOLIVO 10-13	20 Kicks

Tabla 8. Protocolos de muestreo de macroinvertebrados en las diferentes campañas realizadas en ríos hasta la fecha.

Criterios de representatividad de los datos de IBMWP

La falta de representatividad de alguno de estos datos, como consecuencia de la época de muestreo, las condiciones hidrológicas, la utilización de sustratos artificiales en tramos no vadeables y/o la dificultad de acceso a todos los hábitats presentes en el tramo a muestrear implica que no se hayan tenido en cuenta, a la hora de dar un diagnóstico de estado, los valores de IBMWP procedentes de los siguientes muestreos:

- Muestreos realizados en otoño o invierno, que podrían sesgar el resultado de estado final, al encontrarse las poblaciones de macroinvertebrados en una fase no óptima de su desarrollo. Este criterio viene establecido en el PROTOCOLO DE MUESTREO Y LABORATORIO DE FAUNA BENTÓNICA DE INVERTEBRADOS EN RÍOS VADEABLES, CÓDIGO: ML-Rv-I-2011, aprobado por Circular de la Dirección General del Agua de 12 de julio de 2011.
- Muestras de macroinvertebrados mal fijadas.
- Muestreos realizados en condiciones hidrológicas adversas y/o extraordinarias (poco tiempo después de una crecida; cauces secos o semisecos).



- Tramos no vadeables en toda su extensión, en los que sólo se han podido utilizar sustratos artificiales (cestas-trampa) y no se ha podido realizar un muestreo complementario de orillas. Se ha comprobado que los resultados no son comparables a los obtenidos siguiendo el protocolo de muestreo oficial, habiéndose encontrado una infravaloración sistemática del estado al utilizar sustratos artificiales, presumiblemente por no tener acceso a todos los hábitats existentes en el río y/o por fenómenos de competencia dentro de las cestas. Este tipo de muestreos solamente se realizó en las campañas URS 04, INFRA 05, INFRA 06 e INFRA 07.
- Tramos con hábitats vadeables y no vadeables en los que se colocaron sustratos artificiales, pero no se pudieron recoger todos, alguno no se pudo considerar como válido, o se recogieron después de más de 30 días (lo que infravaloraría el estado por la posible existencia de fenómenos de competencia dentro de las cestas).
- Muestreos incompletos, en los que no se han podido muestrear todos los hábitats presentes en el tramo por imposibilidad de acceso, aún sin utilización de sustratos artificiales.

Una vez eliminados los datos no representativos, los datos representativos obtenidos se deben ordenar en función de su mayor o menor representatividad. Los datos representativos obtenidos antes de 2007, sobre los que no tenemos información para establecer distintos grados de representatividad, se han considerado con representatividad baja (caso más desfavorable):

REPRESENTATIVIDAD	DESCRIPCIÓN
Alta (A)	En ríos vadeables, se han podido muestrear todos los hábitats presentes en el tramo y se han distribuido los <i>kicks</i> de manera proporcional a su presencia.
Baja (B)	Muestreo realizado en todos los hábitats presentes en el tramo, pero no de manera proporcional a su presencia (por imposibilidad de acceso). En ríos no vadeables, se ha podido realizar un muestreo de 20 <i>kicks</i> desde las zonas accesibles y no ha sido necesaria la utilización de cestas trampa, o bien se han colocado cestas, pudiéndose recoger todas después de mantenerlas en torno a 20 días y se ha realizado un muestreo complementario de orillas ³ . También muestreos realizados entre 2003 y 2006, para los que no se especifican las condiciones de muestreo.

Tabla 9. Representatividad de los muestreos de macroinvertebrados para la obtención del IBMWP en ríos

³ En el periodo 2003-2009 no se ha encontrado ningún caso en el que los muestreos con cestas trampa hayan cumplido todas las condiciones para considerarse representativos, ya que en ese momento no se tenía conocimiento de que mantener las cestas en el tramo durante más de 30 días puede ocasionar fenómenos de competencia entre las distintas especies de macroinvertebrados, lo que distorsionaría el resultado del IBMWP.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMWP

La evaluación del estado para el IBMWP también se basa en los valores de referencia y marcas de clase definidos en la Versión 5.2 del “Borrador de Informe sobre la Interpolación del IBMWP e IPS (Mayo de 2009)” citado anteriormente:

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase			
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado	Moderado/ Deficiente	Deficiente/ Malo
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	103	85,5	52,2	30,8	12,8
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	106	87,9	53,6	31,6	13,2
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	180	140,4	85,6	50,5	21,1
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	150	133,5	81,4	48,1	20,0
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	110	91,3	55,7	32,9	13,7
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	101	83,3	50,8	30,0	12,5
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	75	58,5	35,7	21,1	8,8
25	Ríos de montaña húmeda silícea	178	149,5	91,2	53,8	22,4
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	161	127,2	77,6	45,8	19,1
27	Ríos de alta montaña	158	135,9	82,9	48,9	20,4

Tabla 10. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IBMWP en ríos naturales.

3.3.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad biológicos

Tanto para el IPS como para el IBMWP, se considera un único valor anual por masa de agua, que se corresponde con el único dato recogido ese año (si sólo disponemos de un dato anual), o bien con la media de todos los datos recogidos ese año, siempre que todos ellos tengan la misma representatividad. Si en los diferentes puntos de muestreo de una masa de agua se obtienen durante el mismo año datos de distinta representatividad, la media anual se calcula solo con los datos de representatividad más alta de los disponibles. En ambos casos, la representatividad asociada a los valores anuales será la que corresponda a los datos de partida.

A fin de ofrecer un diagnóstico del estado ecológico en el momento de inicio del PHC, de entre los datos anuales disponibles para cada uno de los indicadores biológicos se ha seleccionado el valor anual más representativo y, a igual representatividad, el más reciente; es decir, se debe seleccionar siempre el último dato de mayor representatividad, de manera que un dato de representatividad alta (A) prevalece sobre otro de representatividad baja (B), aunque sea más antiguo.

Posteriormente, estos datos de IPS e IBMWP se comparan con los umbrales recogidos en las tablas 7 y 10 de este documento, con lo que se obtiene la clase de estado ecológico definida por cada uno de estos indicadores para las diferentes masas de agua.

El último paso necesario para obtener una clasificación de estado de la masa de agua río en función de los indicadores biológicos sería aplicar el principio “one out - all out”, según el cual se debe escoger el peor valor obtenido para cada uno de los elementos de calidad biológicos por separado; es decir, el resultado más desfavorable entre el IPS y el IBMWP. De acuerdo a lo anterior, el indicador con la valoración más baja es el que condiciona la evaluación del estado ecológico, ya que teóricamente sería aquel que mejor responde a la presión a la que está sometida la masa.

Podría darse el caso de masas de agua para las que no se disponga de ningún valor representativo del IPS ni el IBMWP, pero sí de indicadores físico-químicos; de forma que su estado ecológico final se evalúe sin tener en cuenta los indicadores biológicos. A esos resultados se les asocia directamente un bajo nivel de confianza, ya que existe cierta probabilidad de que el estado ecológico esté determinado precisamente por los elementos de calidad biológicos, de los cuales no hay información. Para distinguir estos casos, las celdas correspondientes de la tabla de evaluación se identifican con doble asterisco (estado moderado**, bueno** o muy bueno**), que señala que el estado ecológico se ha calculado sin indicadores biológicos.

En el caso de que no exista información procedente de indicadores biológicos ni físico-químicos (ni de condiciones generales, ni de contaminantes específicos) en la masa de agua, pero sí se disponga de información sobre indicadores HM-CHD, las celdas correspondientes se identifican con un signo de admiración (estado moderado!, bueno! o muy bueno!).

3.4. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD FÍSICO-QUÍMICOS

3.4.1. Indicadores de los elementos de calidad físico-químicos utilizados

Siguiendo los criterios establecidos por la normativa vigente, en la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos se han tenido en cuenta tanto las *condiciones físico-químicas generales* como los *contaminantes específicos*. En cuanto a los contaminantes específicos, se consideran como tales, a efectos de cálculo del estado ecológico, aquellas sustancias preferentes incluidas en el anexo II del RD 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.

Concretamente, los indicadores físico-químicos considerados en la evaluación del estado ecológico son los detallados a continuación:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Condiciones generales: Condiciones de oxigenación	Oxígeno disuelto (OD) Tasa de saturación de oxígeno DBO ₅
Condiciones generales: Salinidad	Conductividad eléctrica a 20°C media*
Condiciones generales: Estado de acidificación	pH*
Condiciones generales: Nutrientes	Amonio total Nitratos Fósforo total
Contaminantes específicos no sintéticos vertidos en cantidades significativas	Clorobenceno Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para) Etilbenceno



ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
	Metolaclo Terbutilazina Tolueno 1,1,1-tricloroetano Xileno (suma isómeros orto, meta y para) Cianuros totales Fluoruros Arsénico total Cobre disuelto Cromo total disuelto Cromo VI Selenio disuelto Zinc total

Tabla 11. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos de los ríos.

*Cuando existan, para un mismo muestreo, valores de campo y laboratorio de los parámetros pH y conductividad, el valor final a considerar será el resultante del cálculo de la media de ambos valores.

3.4.1.1. Condiciones generales

Los datos de los parámetros descriptores de las condiciones generales proceden de las diferentes campañas realizadas en la explotación de la Red CEMAS.

Criterios de representatividad de los datos de condiciones generales

Algunos de los datos correspondientes a indicadores físico-químicos de condiciones generales se han considerado no representativos debido a las condiciones de muestreo o análisis. Por lo tanto, no se han tenido en cuenta para la determinación del estado ecológico los siguientes indicadores:

- Muestras realizadas en condiciones hidrológicas adversas y/o extraordinarias (poco tiempo después de una crecida; cauces secos o semisecos).
- Amonio procedente de las campañas URS 03, INFRA 04, URS 04, INFRA 05, INFRA 06, ULE 06 y URS 09, que se midió con un kit de campo, mediante un método analítico no validado y, por lo tanto, cuyos resultados se consideran menos fiables que los ofrecidos por los análisis de laboratorio.
- Nitratos procedentes de las campañas INFRA 06 y ULE 06, que se midieron con kit de campo, por el mismo motivo expuesto anteriormente.
- Nitratos procedentes de la campaña URS 09, que se conservaron hasta 15 días a T^a ambiente, durante los cuales existe una alta probabilidad de ocurrencia de reacciones de oxidación, reducción, nitrificación y desnitrificación microbiana, que ponen en serio compromiso la validez del dato y, por lo tanto, su utilización en la valoración del estado.
- Oxígeno disuelto procedente de las campañas INFRA 05 e INFRA 06, en las que no se realizó una calibración diaria de la sonda de medida de este parámetro, lo que reduce significativamente la fiabilidad de los datos obtenidos.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para condiciones generales

Los datos de los indicadores de condiciones generales se deben cotejar con los límites de cambio de clase para la conductividad, oxígeno disuelto y pH incluidos en la tabla 44 del anexo III de la IPH (teniendo en cuenta las correcciones del BOE de 12 de febrero de 2009), en función del ecotipo, a fin de determinar la clasificación de la masa de agua dentro de la clase moderado, bueno o muy bueno:

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	8,2	7	6,2
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
11	Ríos de montaña mediterránea silíceas	10	8,5	7,5
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	9,7	8,2	7,2
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
25	Ríos de montaña húmeda silíceas	9,2	7,8	6,9
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	8,8	7,4	6,6
27	Ríos de alta montaña	9,4	7,9	7

Tabla 12. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Oxígeno disuelto en ríos.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	150	< 300	< 500
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
11	Ríos de montaña mediterránea silíceas	80	< 250	< 500
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	510	300 - 1000	250 - 1500
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
25	Ríos de montaña húmeda silíceas	30	< 150	< 350
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	230	200 - 400	100 - 600
27	Ríos de alta montaña	60	< 200	< 300

Tabla 13. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador Conductividad en ríos.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	6,8	6,1 - 7,5	6 - 8,2
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia



Tipo	Denominación	Condición	Límite de cambio de clase	
11	Ríos de montaña mediterránea silíceo	8,1	7,3 - 9	6,5 - 9
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	8,2	7,4 - 9	6,5 - 9
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
25	Ríos de montaña húmeda silíceo	6,5	6 - 7,2	6 - 9
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	8,2	7,4 - 9	6,5 - 9
27	Ríos de alta montaña	7,5	6,7 - 8,3	6 - 9

Tabla 14. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el indicador pH en ríos.

Para los indicadores DBO_5 , amonio, nitratos y fósforo total, no incluidos en el anexo III, se aplicarán los umbrales máximos para la consecución del buen estado definidos en la tabla 11 de la IPH. También se deberá emplear la tabla 11 para los tipos en los que la información referente a los cortes entre clases de pH y oxígeno disuelto no está recogida en la citada tabla 44. No es posible evaluar el parámetro conductividad en los tipos sin referencia en la tabla 44 de la IPH, puesto que tampoco se dispone de límite de corte en la tabla 11.

Se ha adoptado el criterio de asociar un estado moderado a las masas que no alcanzan el límite para el buen estado establecido en dicha tabla 11, y un estado muy bueno a las que sí cumplen ese requisito.

Límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado
Oxígeno disuelto ≥ 5 mg/L
$60\% < \text{Tasa de saturación de Oxígeno} < 120\%$
$6 \leq \text{pH} \leq 9$
$DBO_5 \leq 6$ mg/L O_2
Nitrato ≤ 25 mg/L NO_3
Amonio ≤ 1 mg/L NH_4
Fósforo total $\leq 0,4$ mg/L P

Tabla 15. Límites de cambio de clase de estado ecológico para algunos indicadores de condiciones físico-químicas generales en ríos naturales.

Para obtener la media anual de los parámetros del grupo de condiciones generales, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) se deberán considerar como la mitad de dicho límite, según lo establecido el anexo V del RD 60/2011.

3.4.1.2. Contaminantes específicos

Los datos de los 16 contaminantes específicos considerados proceden de los muestreos de la Red CEMAS.

Con todos los datos anuales disponibles para cada indicador se ha calculado el valor medio.



Límites de cambio de clase de estado ecológico para contaminantes específicos

El límite entre las clases de estado muy bueno y moderado para los contaminantes específicos coincide con las normas de calidad ambiental establecidas para aguas superficiales continentales en el anexo II del Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, que deroga el Real Decreto 995/2000.

En dicha norma se determina que la masa de agua cumple la norma de calidad ambiental cuando la media aritmética de las concentraciones medidas distintas veces durante el año, en cada punto de control representativo de la masa de agua, no excede los valores que se recogen en la tabla siguiente:

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS	NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL-MEDIA ANUAL ($\mu\text{g/L}$) = límite de cambio de clase Muy bueno/ Moderado	
	DUREZA (mg/l CaCO_3)	VMA
1,1,1-Tricloroetano	100	
Arsénico total	50	
Cianuros totales	40	
Clorobenceno	20	
Cobre	$\text{CaCO}_3 \leq 10$	5
	$10 < \text{CaCO}_3 \leq 50$	22
	$50 < \text{CaCO}_3 \leq 100$	40
	$\text{CaCO}_3 > 100$	120
Cromo total disuelto	50	
Cromo VI	5	
Diclorobenceno (suma isómeros orto, meta y para)	20	
Etilbenceno	30	
Fluoruros	1.700	
Metolacloro	1	
Selenio disuelto	1	
Terbutilazina	1	
Tolueno	50	
Xileno (suma isómeros orto, meta y para)	30	
Zinc	$\text{CaCO}_3 \leq 10$	30
	$10 < \text{CaCO}_3 \leq 50$	200
	$50 < \text{CaCO}_3 \leq 100$	300
	$\text{CaCO}_3 > 100$	500

Tabla 16. Límites de cambio de clase de estado ecológico para contaminantes específicos en ríos naturales.



Como se puede apreciar en la tabla anterior, el cumplimiento de los objetivos de calidad para los parámetros Cobre y Zinc está condicionado por la dureza del agua, por lo que se deben valorar en base a las mediciones de dureza más recientes registradas en la masa de agua. Cuando no se disponga de información sobre la dureza en la masa de agua, se considera que no se puede valorar (NPV) el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para el Cobre y el Zinc, dado que se desconoce cuál de los cuatro valores posibles de la NCA-MA resulta de aplicación para cada uno de estos parámetros en esa masa de agua concreta.

Para obtener la media anual de los parámetros del grupo de los contaminantes específicos, los valores que se encuentren por debajo del límite de cuantificación (LC) se deberán considerar como la mitad de dicho límite, en aplicación lo establecido en el art. 5 de la Directiva 2009/90/CE y su trasposición en el apartado 2 del anexo V del RD 60/2011⁴. Asimismo, a la hora de calcular la suma para los parámetros que estén constituidos por una suma de varias sustancias (diclorobenceno y xileno, en este caso), se han tomado los resultados inferiores al LC como cero, en aplicación de lo establecido en la citada normativa.

No todas las masas de agua cuentan con valores de contaminantes específicos; puesto que se han seleccionado para su muestreo únicamente aquellas masas de agua en las que es esperable o probable la aparición de estos contaminantes. Para realizar esta selección o “screening” se ha trabajado con la información analítica disponible en la CHD relativa a la calidad de aguas superficiales, con el inventario de emisiones PRTR y con el inventario de presiones de la CHD; en especial con el inventario de vertidos y con la capa de zonas regables de la cuenca del Duero. De este modo, y en tanto no exista algún indicio en contra, se parte de la premisa de que las masas de agua no muestreadas no contienen estos contaminantes, por lo que, a la hora de evaluar su estado ecológico, se asume indirectamente que se cumplen las NCA.

3.4.2. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos

El estudio de los indicadores de condiciones generales se realiza individualmente, asignando a cada uno de ellos la clase de estado correspondiente, de acuerdo con las tablas 12 a 14 el presente documento.

Los indicadores de contaminantes específicos, en cambio, se valoran conjuntamente, considerando que el incumplimiento de la norma de calidad ambiental (NCA) por uno de ellos supone clasificar a los contaminantes específicos en su conjunto dentro del estado moderado, y sólo cuando todos cumplen sus respectivas NCA se considera que la masa de agua se encuentra en estado muy bueno según los contaminantes específicos.

El resultado global de la evaluación de los elementos de calidad físico-químicos se ha definido en función del peor valor obtenido para cada uno de los indicadores de condiciones generales y para el conjunto de los contaminantes específicos, de forma que si alguno de ellos revela un estado moderado, la masa de agua se clasifica con estado moderado según el grupo de indicadores de los elementos de calidad físico-químicos. Si ninguno de los indicadores se encuentra en estado moderado, la masa de agua se clasificará con estado bueno o muy bueno para los indicadores físico-químicos.

⁴ La casuística en relación con el cálculo de la media anual de parámetros (suma de un grupo determinado) y del valor medio anual (V.M.A.), es similar a la que tiene lugar con las sustancias del anexo I (prioritarias) y se encuentran descritos más adelante (ver apartado 6.2. Normas de Calidad Ambiental).



Podría darse el caso de que en la masa no exista información procedente de indicadores físico-químicos (ni de condiciones generales, ni de contaminantes específicos), pero sí de indicadores biológicos. Para distinguir estos casos, las celdas correspondientes de la tabla de evaluación se identificarán con un triple asterisco (estado muy bueno***, bueno***, moderado***, deficiente*** o malo***).

3.5. INDICADORES DE LOS ELEMENTOS DE CALIDAD HIDROMORFOLÓGICOS

3.5.1. Indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos utilizados

3.5.1.1. Indicadores HM-IPH

De todos los indicadores hidromorfológicos recogidos en la IPH, únicamente se dispone de condiciones de referencia y límites de cambio de clase para los indicadores de condiciones morfológicas, tal como figura en la siguiente tabla:

ELEMENTO DE CALIDAD	INDICADOR
Condiciones morfológicas	Índice de vegetación de ribera (QBR) Índice de hábitat fluvial (IHF)

Tabla 17. Indicadores utilizados para la evaluación de los elementos de calidad hidromorfológicos en ríos.

3.5.1.1.1. *Índice de vegetación de ribera (QBR)*

El QBR es un índice para cuantificar la calidad ambiental de las riberas, que consta de 4 bloques referidos a diferentes componentes de la zona de ribera: grado de cobertura de la ribera, estructura de la cobertura, calidad de la cubierta y grado de naturalidad del canal fluvial. Cada uno de estos apartados recibe una puntuación entre 0 y 25, y con la suma de la puntuación obtenida en los 4 bloques se obtiene la puntuación final de este índice, que oscilará entre 0 (ausencia de bosque de ribera o degradación extrema) y 100 (estado óptimo de conservación de la vegetación de ribera, ausencia de alteraciones por actividad antrópica). En cada apartado, además, resta puntuación todo lo que supone un distanciamiento respecto a las condiciones naturales (distribución regular de los árboles, infraestructuras transversales, basuras, especies alóctonas...), pero la puntuación obtenida en cada bloque no puede ser negativa.

Así pues, el resultado del índice de vegetación de ribera pretende proporcionar una idea de las diferencias existentes entre lo que nos encontramos en las riberas y lo que debería existir en condiciones naturales. No obstante, este es un índice muy contestado por expertos, por su falta de adecuación para valorar la calidad ecológica de muchas riberas. Al valorar, fundamentalmente, la cobertura de la vegetación y su madurez, no tiene en cuenta el hecho de que muchas riberas en condiciones naturales (dinámica fluvial no alterada) deben estar arrasadas, con las barras desnudas o con estadíos sucesionales que no alcanzan la madurez.

Por otra parte, se da la situación paradójica de la existencia de determinadas masas de agua muy alteradas hidromorfológicamente (producto de la modificación morfológica total del río para convertirlo en un canal, e incluso situadas en tramos regulados con inversión del régimen de caudales), que presentan riberas completamente estabilizadas, puesto que en estas condiciones se favorece la fijación de la vegetación. La consecuencia es la presencia, en estos tramos alterados, de una rica vegetación de ribera, con una alta puntuación en el índice QBR. Estos son los motivos por los que, por parte de la CHD, se hayan revisado estas

cuestiones, habiendo propuesto nuevos índices y métricas que reflejan más adecuadamente las variables hidromorfológicas (IC, ICLAT, IAH).

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el QBR

Los valores empleados como umbrales entre las clases buena y muy buena para los ecotipos con referencia para el QBR se calculan a partir de los ratios de calidad ecológica (RCE) contenidos en la tabla 44 del anexo III de la IPH.

Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase
			Muy bueno/ Bueno
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	64	46,72
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	87,5	77,88
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	85	69,70
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	72,5	65,25
27	Ríos de alta montaña	94	88,36

Tabla 18. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el QBR en ríos.

3.5.1.1.2. Índice de hábitat fluvial (IHF)

El IHF proporciona una valoración de las condiciones morfológicas de la masa, complementaria a la obtenida con el QBR. En concreto, este índice evalúa la diversidad de hábitats fluviales a través de 7 ítems: inclusión rápidos – sedimentación pozas, frecuencia de rápidos, composición del substrato, regímenes de velocidad/profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos de heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática. La primera de estas características se puntúa con un máximo de 20 puntos, la última es la que más peso tiene, con hasta 30 puntos, y las 5 restantes se puntúan sobre 10. La suma de las puntuaciones obtenidas en cada bloque dará como resultado un valor de entre 0 (hábitat fluvial muy homogéneo) y 100 (gran diversidad de hábitats) para el IHF.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IHF

Al igual que para el QBR, las condiciones de referencia y los límites de cambio de clase para el IHF se han obtenido a partir de la tabla 44 del anexo III de la IPH, y, por lo tanto, este índice también es únicamente capaz de discernir entre las clases bueno y muy bueno:



Tipo	Denominación	Condición de referencia	Límite de cambio de clase
			Muy bueno/ Bueno
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	71	63,19
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	72	66,24
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	74	59,94
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
25	Ríos de montaña húmeda silícea	Ecotipo sin referencia	Ecotipo sin referencia
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	63,5	57,15
27	Ríos de alta montaña	72	68,40

Tabla 19. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IHF en ríos.

3.5.1.1.3. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos-IPH

Se deberá tener en cuenta el dato más reciente de QBR e IHF para cada masa de agua, teniendo en cuenta que, en el caso de que en el último año evaluado haya varios puntos de muestreo con datos disponibles dentro de una misma masa de agua, se agregan los datos de la masa, calculando la media para el conjunto de puntos de muestreo.

Estos indicadores hidromorfológicos se utilizan para diferenciar entre estado ecológico bueno y muy bueno, por lo que únicamente definen el estado cuando, de la evaluación de los indicadores biológicos y físico-químicos, resulta un estado muy bueno. En las demás clases de estado, las condiciones de estos indicadores habrán de ser coherentes con la evaluación de los elementos de calidad biológicos.

Como puede observarse en las tablas 18 y 19, para los tipos 4, 15, 16, 17 y 25 no están definidas las marcas de clase del IHF y el QBR. Las masas de agua con estado ecológico muy bueno en las que no se han podido evaluar los indicadores hidromorfológicos se diferenciarán con un asterisco (estado muy bueno*), si bien se deberá tener en cuenta que la evaluación de los elementos de calidad hidromorfológicos idealmente sería coherente con la de los elementos de calidad biológicos.

Para los tipos 3, 11, 12, 26 y 27, que sí disponen de condiciones de referencia, se establece la clasificación de cada masa de agua en base a los indicadores hidromorfológicos con el resultado más desfavorable de los datos más recientes de IHF y QBR, pudiendo resultar que la masa de agua se encuentre en estado muy bueno o peor que muy bueno.

3.5.1.2. Indicadores HM-CHD

Como hemos visto en el apartado anterior, los indicadores hidromorfológicos incluidos en la instrucción de planificación hidrológica (QBR e IHF) únicamente son capaces de diferenciar los estados ecológicos *bueno* y *muy bueno*, por lo que no son lo suficientemente sensibles por sí mismos para evaluar las presiones hidromorfológicas a las que están sometidos nuestros ríos. Por otro lado, teniendo en cuenta los criterios de evaluación que el Ministerio ha fijado para la determinación del estado ecológico de los ríos, se dispone de numerosos índices sensibles a la contaminación del agua, tanto físico-químicos como biológicos (IBMWP, IPS, etc.). Sin embargo, no se ha normalizado a nivel estatal ningún indicador que informe sobre las presiones hidrológicas y morfológicas, por lo que no es posible dar cumplimiento a todos los requisitos fijados por la Directiva Marco del Agua. Este déficit en la evaluación puede conducir a un diagnóstico erróneo del estado ecológico, especialmente en masas de agua limpias (sin vertidos significativos), pero muy presionadas hidrológica y/o geomorfológicamente, en las que este sistema de evaluación proporciona frecuentemente resultados de *muy buen estado ecológico*, a todas luces alejados de la realidad.

En un determinado momento del proceso de planificación hidrológica, la CHD fue consciente de esta realidad e intentó compensar este déficit en la evaluación con una solución a corto-medio plazo. De este modo, y en tanto no estuviera disponible en España un índice adecuado para introducir la fauna ictiológica en la evaluación del estado, la CHD incluyó en el recién aprobado plan hidrológico una serie de indicadores de fácil aplicación para valorar el estado hidromorfológico de los ríos: IAH (Índice de Alteración Hidrológica anual), IC (Índice de Compartimentación) e ICLAT (Índice de Continuidad Lateral del Cauce). Además, se dotó a cada uno de estos indicadores de la capacidad de diferenciar, no sólo entre las clases muy bueno/bueno, sino entre las clases bueno/moderado. Por lo tanto (y a diferencia del QBR y el IHF), estos indicadores si pueden, por sí mismo, llevar a la masa de agua a un incumplimiento del estado ecológico. A continuación se describe cada uno de estos índices:

3.5.1.2.1. *Índice de Alteración Hidrológica (IAH) anual.*

El IAH se define como el cociente, para una determinada masa de agua, entre la aportación en régimen natural (anual) y el caudal circulante (anual).

La aportación anual la obtenemos en base a las series de aportaciones naturales del modelo SIMPA, restituidas en base a la información de aforos disponible en la CHD. El caudal circulante, por otro lado, se obtiene restando las demandas (fundamentalmente agrarias, pero también abastecimiento, industria, pérdidas de embalses, etc.) y considerando los retornos (de regadío, de los vertidos, en la zona de los Arribes se han considerado aportaciones de parte portuguesa, etc.). El modelo es muy sencillo y se considera alteración tanto la detracción anual de caudales como la aportación extraordinaria a través de retornos, transferencias o trasvases.

Los datos con los que se trabaja tienen paso anual y los modelos de manejo son de raster, a través de ArcGIS (Model Builder).

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IAH (definidos con criterio de experto)



Tipo	Denominación	Condición de Referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/Bueno	Bueno/Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	1	0,9-1,1	0,5-1,5
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	1	0,9-1,1	0,5-1,5
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	1	0,9-1,1	0,5-1,5
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	1	0,9-1,1	0,5-1,5
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	1	0,9-1,1	0,5-1,5
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	1	0,9-1,1	0,5-1,5
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	1	0,9-1,1	0,5-1,5
25	Ríos de montaña húmeda silícea	1	0,9-1,1	0,5-1,5
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	1	0,9-1,1	0,5-1,5
27	Ríos de alta montaña	1	0,9-1,1	0,5-1,5

Tabla 20. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IAH en ríos.

3.5.1.2.2. Índice de Compartimentación (IC)

El IC se utiliza para analizar el grado de compartimentación o fragmentación de un curso fluvial, una cuenca, una masa de agua o un tramo determinado. Está relacionado con el índice de franqueabilidad medio (definido como el sumatorio de los valores de franqueabilidad en ascenso y descenso para cada uno de los grupos de peces) y la distancia media entre azudes.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el IC (definidos con criterio de experto)

Tipo	Denominación	Condición de Referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/Bueno	Bueno/Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	0	0	6
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	0	0	6
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	0	0	6
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	0	0	6
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0	0	6
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	0	0	6
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	0	0	6
25	Ríos de montaña húmeda silícea	0	0	6
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	0	0	6
27	Ríos de alta montaña	0	0	6

Tabla 21. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el IC en ríos.

3.5.1.2.3. Índice de Continuidad Lateral (ICLAT).

El ICLAT evalúa la alteración morfológica del cauce; en particular el grado de conectividad del mismo con su ribera. El índice de continuidad lateral expresa el porcentaje de la longitud total de una masa de agua en el que la morfología natural del cauce ha sido alterada por protecciones de márgenes, canalizaciones, motas u otras modificaciones significativas de carácter longitudinal.

Límites de cambio de clase de estado ecológico para el ICLAT (definidos con criterio de experto)

Tipo	Denominación	Condición de Referencia	Límite de cambio de clase	
			Muy bueno/ Bueno	Bueno/ Moderado
3	Ríos de las penillanuras silíceas de la Meseta Norte	0	10	60
4	Ríos mineralizados de la Meseta Norte	0	10	60
11	Ríos de montaña mediterránea silícea	0	10	60
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	0	10	60
15	Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	0	10	60
16	Ejes mediterráneo-continentales mineralizados	0	10	60
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	0	10	60
25	Ríos de montaña húmeda silícea	0	10	60
26	Ríos de montaña húmeda calcárea	0	10	60
27	Ríos de alta montaña	0	10	60

Tabla 22. Condiciones de referencia y límites de cambio de clase de estado ecológico para el ICLAT en ríos.

3.5.1.2.4. Evaluación del estado según los indicadores de los elementos de calidad hidromorfológicos-CHD.

El estudio de los indicadores HM-CHD se realiza individualmente, asignando a cada uno de ellos la clase de estado correspondiente, de acuerdo con las tablas 20, 21 y 22.

Estos indicadores hidromorfológicos se utilizan para diferenciar entre las clases de estado/potencial ecológico muy bueno/máximo, bueno y moderado. En las demás clases de estado, las condiciones de estos indicadores habrán de ser coherentes con la evaluación de los elementos de calidad biológicos.

Las masas de agua con estado ecológico muy bueno en las que no se han podido evaluar los indicadores hidromorfológicos se diferenciarán con un asterisco (estado muy bueno*), si bien se debe tener en cuenta que la evaluación de los elementos de calidad hidromorfológicos idealmente sería coherente con la de los elementos de calidad biológicos.



En el caso de que no exista información procedente de indicadores biológicos ni físico-químicos (ni de condiciones generales, ni de contaminantes específicos) en la masa de agua, pero sí se disponga de información sobre indicadores HM-CHD, las celdas correspondientes se identifican con un signo de admiración (estado moderado!, bueno! o muy bueno!).

El resultado global de la evaluación de los elementos de calidad HM-CHD se definirá en función del resultado más desfavorable de los datos más recientes de IC, ICLAT e IAH, pudiendo resultar que la masa de agua se encuentre en estado muy bueno, bueno o peor que bueno.



4. EVALUACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO EN MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS ASIMILABLES A RÍOS

4.1. CONDICIONES DE REFERENCIA Y TIPOS DE MASAS DE AGUA ARTIFICIALES Y MUY MODIFICADAS

El potencial ecológico, por analogía con el estado ecológico, expresa la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a una masa de agua artificial o muy modificada; y se valora en aquellas masas de agua que han sido designadas como muy modificadas o artificiales.

Por tanto, al igual que con el estado ecológico, es necesario establecer las condiciones de referencia para determinar en qué medida la información recabada en estas masas de agua refleja cambios en los valores de los elementos de calidad en comparación con los que presenta el máximo potencial ecológico. Sin embargo, aún no se dispone de condiciones de referencia para el máximo potencial y, en consecuencia, tampoco de valores de cambio de clase para la evaluación del potencial ecológico en las masas de agua artificiales y muy modificadas asimilables a ríos.

Según lo recogido en el punto 2.2.2.3. de la IPH, la clasificación en tipos de las masas de agua muy modificadas y artificiales ha de llevarse a cabo de conformidad con los descriptores correspondientes a la categoría de aguas superficiales a la que más se parezcan. En ausencia de tipos específicos para las masas de agua artificiales y muy modificadas, a cada una de ellas se le ha asociado el tipo que le correspondería en condiciones naturales, de entre los tipos de masas de agua de la categoría río natural.

Para las masas de agua muy modificadas, dicha asociación se ha establecido atendiendo al ecotipo asignado a la masa antes de pasar a considerarse como muy modificada. En el caso de que la masa de agua no disponga de esta información, la asociación se realiza según el ecotipo de las masas de agua situadas inmediatamente aguas abajo y aguas arriba de la masa de agua muy modificada y el ecotipo que se hubiera definido inicialmente por el CEDEX. Atendiendo a lo anterior, las diferentes masas de agua muy modificadas se han asimilado a los tipos 4, 11, 12, 15, 16, 17, 25, 26 y 27 (todos los presentes en la cuenca, excepto el 3 que no tiene ninguna masa de agua muy modificada).

En cuanto a las masas de agua artificiales, todas se han asimilado al tipo 15 (ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados), puesto que los tipos que se asemejan más a su funcionamiento son el 15 y el 16, de los cuales se seleccionó el primero debido a la baja conductividad que caracteriza a estas masas de agua.



4.2. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL POTENCIAL ECOLÓGICO

Tal y como se ha indicado anteriormente, en las masas de agua artificiales o muy modificadas asimilables a ríos, se debe evaluar su potencial ecológico de forma análoga a la evaluación del estado ecológico en ríos naturales.

El potencial ecológico se clasifica como máximo, bueno, moderado, deficiente o malo, en función del peor valor obtenido para cada uno de los elementos de calidad valorados por separado. El máximo potencial ecológico se alcanza cuando los indicadores de calidad biológicos reflejan, en la medida de lo posible, los correspondientes al tipo de masa de agua superficial más estrechamente comparable, dadas las condiciones físicas resultantes de las características artificiales o muy modificadas de la masa de agua; los indicadores hidromorfológicos son coherentes con la consecución de dichos valores y los indicadores fisicoquímicos corresponden total o casi totalmente a los de condiciones inalteradas del tipo de masa de agua más estrechamente comparable.

En el punto 5.1.2.1. de la IPH se señala que los elementos de calidad y los indicadores aplicables a las masas de agua artificiales y muy modificadas serán los que resulten de aplicación a la categoría de aguas superficiales naturales que más se parezca a la masa de agua artificial o muy modificada de que se trate. Como todas las masas de agua artificiales o muy modificadas objeto de este documento son aquellas asimilables a la categoría río, los elementos de calidad e indicadores a controlar son los mismos que para evaluar el estado ecológico de ríos naturales.

No obstante, en la valoración del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas y artificiales no se han tenido en cuenta los indicadores HM-IPH aplicables a ríos naturales (QBR e IHF), puesto que, por definición, las masas de agua muy modificadas son aquellas con alteraciones hidromorfológicas de tal calibre que las separan sensiblemente de su naturalidad y, por lo tanto, se podrían introducir distorsiones o resultados contradictorios a la hora de evaluar la vegetación de ribera o la estructura del lecho fluvial. Por ejemplo, tal y como se ha señalado en el apartado dedicado al índice de vegetación de ribera (QBR), en tramos canalizados con un estado óptimo de conservación de la vegetación de ribera resultaría un potencial ecológico bueno o máximo, que no reflejaría la alteración hidromorfológica real a la que está sometida la masa de agua.

Sin embargo, sí se han tenido en cuenta para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas los indicadores HM-CHD (IAH, IC e ICLAT). Estos indicadores se han considerado o no en función del tipo de modificación sufrida por la masa de agua. Así, en las masas de agua muy modificadas por el efecto de un gran embalse, no se aplicaría el indicador IAH. Cuando la modificación hidromorfológica es consecuencia de la canalización o de la protección de márgenes, no se aplicaría el indicador ICLAT. En el caso de que la masa de agua hubiera sido declarada como muy modificada como consecuencia de la ruptura de su continuidad longitudinal, no habría que tener en cuenta el indicador IC.

En el caso de las masas de agua artificiales, no se tiene en cuenta en la evaluación de su potencial ecológico ninguno de los indicadores hidromorfológicos. El motivo es evidente; no procede aplicar métricas elaboradas para ríos a masas de agua que no son ríos.



Dentro del mismo punto de la IPH, el subapartado 5.1.2.1.5. indica que en las masas de agua artificiales o muy modificadas asimilables a ríos, la evaluación de los indicadores seleccionados se realizará de acuerdo a las condiciones establecidas en la designación de la masa como artificial o muy modificada y en la determinación de su máximo potencial. Adicionalmente, el punto 2.2.2.3. de la IPH señala que los tipos en los que se basen los valores de los indicadores de los elementos de calidad físico-químicos y biológicos podrán corresponder a masas de agua naturales o ser específicos de masas de agua artificiales o muy modificadas. A falta de condiciones de referencia particulares que definan el máximo potencial ecológico y las marcas de clase de los diferentes elementos de calidad para las masas de agua artificiales o muy modificadas, el potencial de las masas designadas como tales en la parte española de la demarcación hidrográfica del Duero se está evaluando con criterios conservadores; es decir, adoptando los valores de corte correspondientes al tipo que tendría la masa de agua en condiciones naturales; lo cual, en principio, podría suponer que se esté infravalorando el potencial ecológico de estas masas, puesto que les estamos exigiendo lo mismo que a las naturales para cumplir los objetivos medioambientales. No obstante, y puesto que las métricas biológicas utilizadas (IBMWP e IPS) no suelen ser sensibles a presiones hidromorfológicas, sino a aquellas que tienen que ver con la calidad del agua, puede ser sensiblemente adecuado aplicar los mismos valores de corte.

Por lo tanto, y en resumen, en estas masas de agua se han utilizado los mismos límites entre clases que para evaluar el estado ecológico en ríos naturales, puesto que, en el momento actual, no se dispone de ningún criterio en contra del anteriormente expuesto.

De hecho, sin necesidad de aplicar valores de corte menos restrictivos, se da la circunstancia de que el diagnóstico obtenido para el potencial ecológico en estas masas de agua es, en muchos casos, de bueno o máximo. Esto, aparentemente, entra en contradicción con el propio proceso de verificación de las masas de agua identificadas preliminarmente como muy modificadas o artificiales, mediante el cual se debe comprobar que los valores de los indicadores de los elementos de calidad biológicos no alcanzan el buen estado. Sin embargo, no existe tal contradicción (o al menos no es posible saberlo a ciencia cierta), puesto que en ningún caso se ha tenido en cuenta la fauna ictiológica como elemento de calidad para la evaluación del potencial ecológico, siendo los peces los indicadores presuntamente más sensibles a las presiones hidromorfológicas a las que están sometidas estas masas de agua.

4.2.1. Potencial ecológico de las masas de agua artificiales

Las masas de agua artificiales se definen como masas de agua superficiales creadas por la actividad humana, en contraposición con las masas de agua naturales; es decir, previamente a la alteración humana no existía presencia física de agua sobre el terreno o, de existir, no era significativa a efectos de su consideración como masa de agua. Debido a ello, la calidad del ecosistema acuático asociado a las masas de agua artificiales se diagnostica a través del potencial ecológico, en lugar del estado ecológico.

Las masas de agua artificiales asimilables a la categoría río que se han definido en la cuenca del Duero son un total de 3, y corresponden todas ellas a diferentes tramos del Canal de Castilla.

El potencial ecológico en estas masas de agua únicamente se evalúa con indicadores físico-químicos y con el IPS, ya que el IBMWP de todas ellas se considera no representativo, por tratarse de masas de agua no vadeables, de fondo arenoso y completamente inadecuadas como hábitat para los invertebrados bentónicos. En alguna ocasión se han realizado muestreos con cestas trampa, pero los resultados no son comparables a los obtenidos mediante el protocolo oficial de muestreo de invertebrados bentónicos en base al cual se han calculado las condiciones de referencia. Además, como se ha comentado anteriormente, en las masas de agua artificiales no procede la evaluación de los indicadores hidromorfológicos.

Como se ha considerado que todas las masas de agua artificiales se asemejan al tipo 15 de ríos naturales, para la evaluación de su potencial ecológico en base al IPS se han utilizado los valores de corte definidos para ese tipo en la Versión 5.2 del “Borrador de Informe sobre la Interpolación del IBMWP e IPS (Mayo de 2009)”. Por otra parte, al no disponer el tipo 15 de condiciones de referencia para los indicadores físico-químicos de condiciones generales, se han adoptado los umbrales de corte definidos en la Tabla 11 de la IPH.

El potencial ecológico de las masas de agua artificiales se representa con franjas gris claro y del color definitorio de cada clase, agrupando bajo la misma codificación el potencial bueno y máximo:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Máximo
Bueno
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 23. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua artificiales.

Las reglas de combinación de métricas para la evaluación del potencial ecológico de las masas de agua artificiales son las mismas que las establecidas para la evaluación del estado ecológico, pero sin considerar los indicadores hidromorfológicos.

CLASIFICACIÓN SEGÚN ELEMENTOS DE CALIDAD		POTENCIAL ECOLÓGICO
BIOLÓGICOS	FÍSICO-QUÍMICOS	
Máximo	Máximo	Máximo
	Bueno	Bueno
	Moderado	Moderado
Bueno	Bueno o máximo	Bueno
	Moderado	Moderado
Moderado	-	Moderado
Deficiente	-	Deficiente
Malo	-	Malo

Tabla 24. Combinación de los indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos.

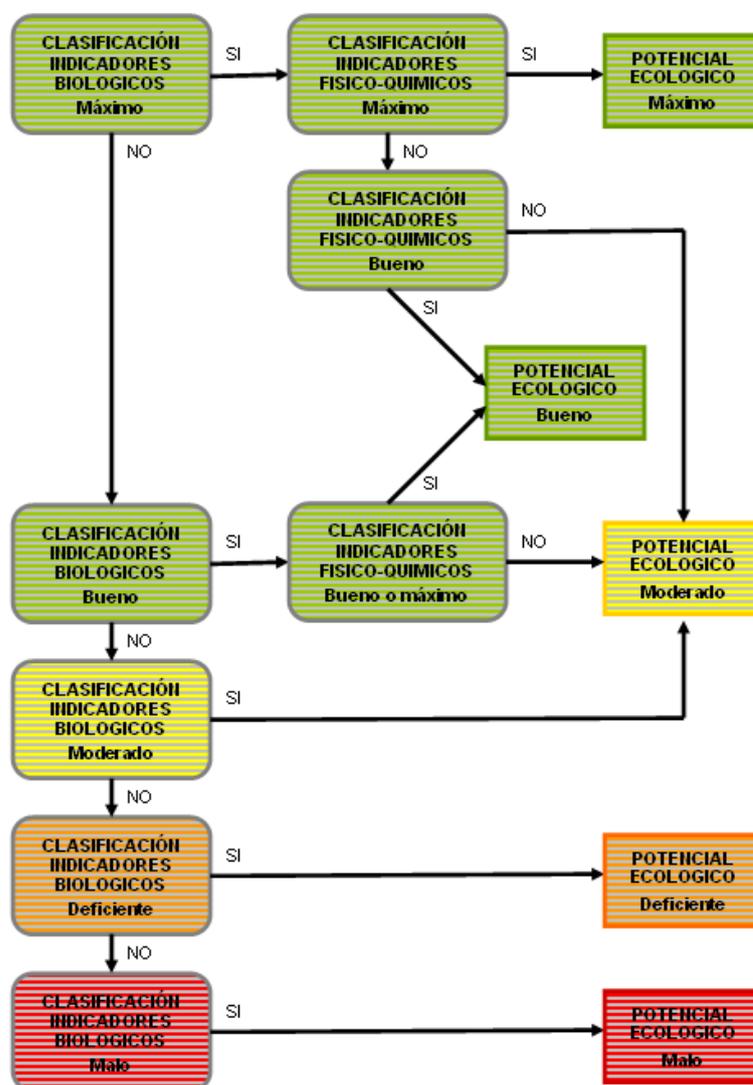


Figura 2. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua artificiales asimilables a ríos.

4.2.2. Potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas

Las masas de agua muy modificadas son aquellas masas de agua superficiales que, como consecuencia de alteraciones físicas producidas por la actividad humana, han experimentado un cambio sustancial en su naturaleza. En estas masas, la modificación de sus características hidromorfológicas es tal que impide que alcancen el buen estado ecológico, por lo que su objetivo es la consecución del buen potencial ecológico.

En la cuenca del Duero se han designado como masas de agua muy modificadas asimilables a río (excluidos los embalses) un total de 38 masas, de las cuales 31 están afectadas por efectos registrados aguas abajo de las presas y 7 sufren presión por encauzamientos.

Para la evaluación del potencial ecológico en las masas de agua muy modificadas se han considerado los valores de corte entre clases establecidos para los indicadores biológicos y físico-químicos de condiciones generales correspondientes al tipo de masa de agua río natural más similar a cada masa de agua muy modificada. Los contaminantes específicos se han valorado del mismo modo que para los ríos naturales; es decir, en función del cumplimiento o no de todas las NCA establecidas para estos indicadores en el RD 60/2011.

La clasificación del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas se representa con franjas gris oscuro y del color que corresponda a cada clase, que en el caso del potencial bueno y máximo es compartido:

POTENCIAL ECOLÓGICO
Máximo
Bueno
Moderado
Deficiente
Malo

Tabla 25. Código de colores utilizado para la presentación de los resultados del potencial ecológico de las masas de agua muy modificadas.

En cuanto a las masas de agua muy modificadas, sus reglas de combinación son las siguientes:

CLASIFICACIÓN SEGÚN ELEMENTOS DE CALIDAD			POTENCIAL ECOLÓGICO	
BIOLÓGICOS	FÍSICO-QUÍMICOS	HM-CHD		
Máximo	Máximo	Máximo	Máximo	
		Bueno	Bueno	
		Moderado	Moderado	
	Bueno	Bueno o máximo	Bueno o máximo	Bueno
			Moderado	Moderado
		Moderado	-	Moderado
Moderado	-	Bueno o máximo	Bueno	
		Moderado	Moderado	
Deficiente	-	-	Deficiente	
Malo	-	-	Malo	

Tabla 26. Combinación de los indicadores de los elementos de calidad para la evaluación del potencial ecológico en masas de agua muy modificadas asimilables a ríos.

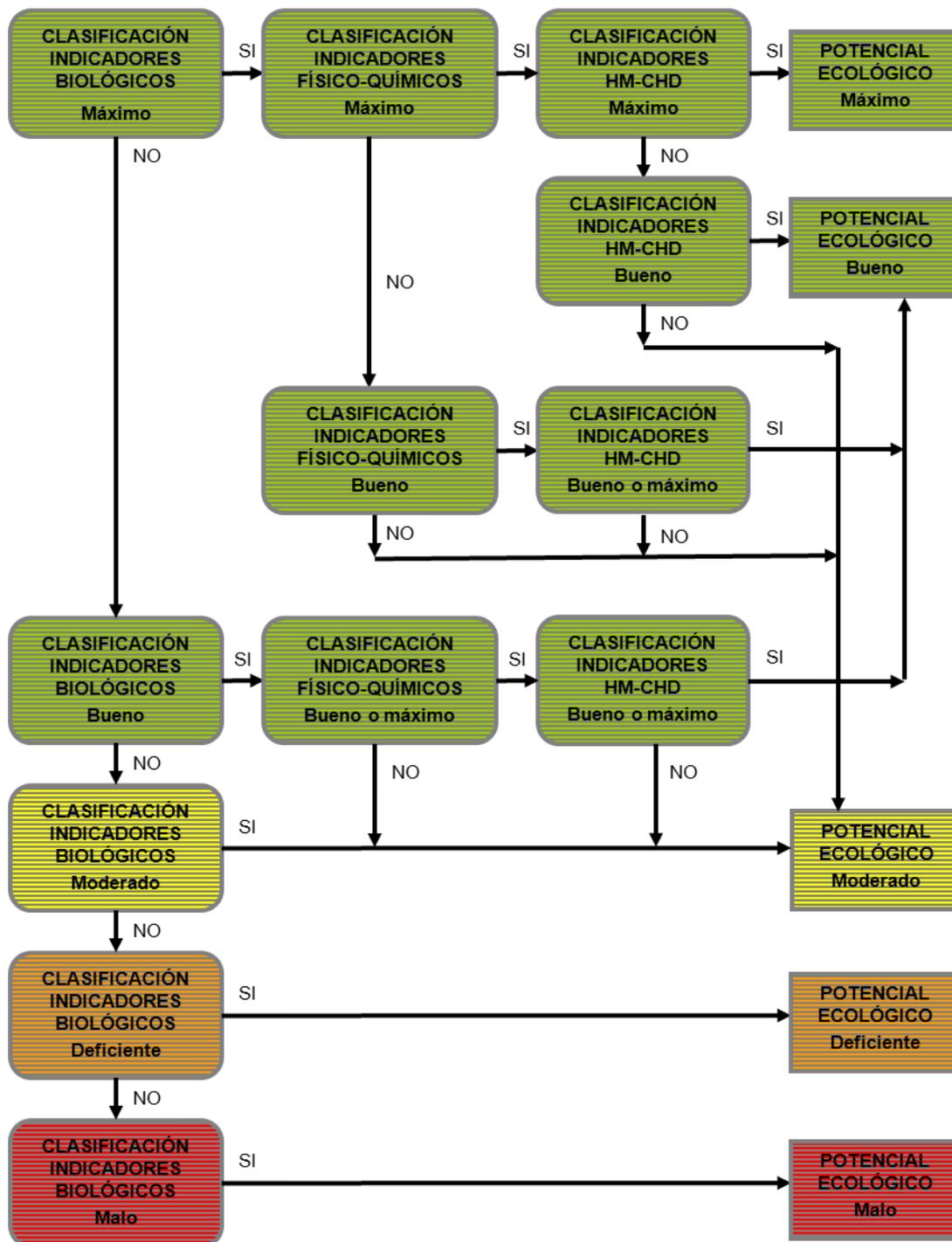


Figura 3. Esquema de clasificación del potencial ecológico en masas de agua muy modificadas asimilables a ríos.

5. ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA ASOCIADO AL ESTADO O POTENCIAL ECOLÓGICO

5.1. JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DE ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA

La IPH, en su apartado 5.1.2.1., exige que la clasificación del estado o potencial ecológico de las masas de agua incluya una valoración de la incertidumbre en su determinación. Por lo tanto, para cada masa de agua de la categoría río, tanto natural como artificial o muy modificada, se ofrece el diagnóstico de estado o potencial ecológico obtenido al aplicar el procedimiento previamente detallado, junto con la indicación del nivel de confianza asociado a dicho diagnóstico.

En consecuencia, a cada valor de estado o potencial ecológico se le debe asignar un nivel de confianza, utilizando para ello una escala de 0 a 3⁵:

CÓDIGO	CONFIANZA
0	Sin información
1	Baja
2	Media
3	Alta

Tabla 27. Clasificación del nivel de confianza del estado o potencial ecológico.

5.2. CRITERIOS ESTABLECIDOS PARA LA ESTIMACIÓN DEL NIVEL DE CONFIANZA

Ante la ausencia de criterios específicos a nivel estatal para la estimación de la confianza con que se ofrece el estado o potencial ecológico, la Confederación Hidrográfica del Duero ha establecido una metodología propia, basada en el análisis cualitativo de la información disponible para cada masa de agua.

Los criterios concretos en los que se basa la metodología propuesta para la estimación de la confianza tienen que ver con el número de indicadores con datos, la actualidad de los datos, la representatividad de los indicadores biológicos y la coherencia de los datos; de forma que si todos estos aspectos son favorables, se considera que la valoración del estado o potencial ecológico se ajusta más a la realidad y, por tanto, lleva asociado un mayor nivel de confianza.

5.2.1. Nº de indicadores con datos

Se entiende que la valoración del estado o potencial ecológico es más fiable cuanto más completa sea la información de partida y, por ello, se otorga una mayor confianza cuanto mayor sea el número de indicadores disponibles para la evaluación, según los criterios que se describen a continuación:

⁵ Escala fijada teniendo en cuenta los documentos elaborados para el *reporting* de los planes hidrológicos a la Comisión Europea (ART. 13 DMA)

Se asignará una confianza alta (3) al resultado obtenido cuando tengamos datos representativos de todos los indicadores biológicos para los que disponemos de condiciones de referencia (IPS e IBMWP) y de todos o prácticamente todos los indicadores físico-químicos considerados, que son ocho en total (OD, DBO₅, conductividad, pH, amonio, nitratos, fósforo y contaminantes específicos), admitiéndose que falten hasta dos indicadores físico-químicos, siempre que se cumpla el resto de requisitos. Además, se deberá cumplir que el resultado final no esté condicionado por un solo indicador físico-químico ni por ningún indicador hidromorfológico.

Si se dispone de datos de los dos indicadores biológicos, o de uno solo de ellos y de más de dos físico-químicos, el nivel de confianza estimado sería, en principio, medio (2).

La confianza que se asigna al estado o potencial calculado es baja (1) cuando no se cuenta con datos representativos de ningún indicador biológico, o bien se tiene información de uno de los indicadores biológicos y de menos de tres indicadores físico-químicos, o bien sólo se tiene información de alguno de los indicadores HM-CHD.

Por último, si no se ha podido recabar ningún dato representativo de ningún indicador de estado o potencial ecológico en la masa de agua, la confianza se codificará como 0, que corresponde a la confianza asociada a masas sin información.

A los efectos de contabilizar el número de indicadores con datos válidos, se consideran como tales aquellos para los que, al menos, se dispone de un dato representativo anual correspondiente al periodo de estudio y existen condiciones de referencia para transformar ese dato numérico en una clase de estado o potencial ecológico. Por tanto, se considera que un indicador no tiene datos, o que los datos que tiene no son válidos cuando se produce alguna de las siguientes circunstancias:

- Que en la masa de agua no se hayan tomado datos de ese indicador.
- Que, habiéndose tomado datos del indicador, éstos se consideran no representativos (de acuerdo con los criterios de no representatividad definidos en el presente documento).
- Que no se hayan establecido condiciones de referencia y límites entre clases para la transformación de los valores asociados al indicador a valores de estado ecológico.

En todos estos casos, por lo tanto, dicho indicador no contabiliza como indicador con datos a efectos de establecer el nivel de confianza asociado al diagnóstico de estado o potencial ecológico de la masa de agua.

5.2.2. Actualidad de los datos

Puesto que el estado es considerado como una “foto fija” de la masa de agua en un determinado momento, lo ideal es que los datos disponibles a nivel de masa de agua procedan de los muestreos más recientes de los que se disponga.

En consecuencia, se ha considerado que, cuando todos los datos de indicadores biológicos, HM y físico-químicos utilizados para evaluar el estado o potencial ecológico presentan algún diagnóstico en los 6 últimos años, la confianza asociada al resultado será mayor que cuando existan diagnósticos de años anteriores⁶.

5.2.3. Representatividad de los indicadores biológicos

Tal y como se ha comentado en apartados anteriores, a los datos biológicos se les asigna una representatividad alta (A) o baja (B), en función del sustrato de muestreo de diatomeas (para el IPS), o de las posibles desviaciones con relación al protocolo de muestreo de macroinvertebrados (*20 kicks*) como consecuencia de condiciones de muestreo no ideales en el tramo a controlar (para el IBMWP). Previamente a este análisis deber ser eliminados los datos considerados “no representativos”. Esto no sucede para los indicadores físico-químicos e hidromorfológicos, para los que se ha considerado que todos los datos válidos (es decir, aquellos que no se han eliminado por haber sido considerados “no representativos” o directamente erróneos) tienen idéntica representatividad.

Dado que una representatividad baja implica una mayor incertidumbre asociada al dato, de forma que el índice en cuestión podría estar sesgando los resultados en un sentido u otro, se ha determinado que si el IPS y/o el IBMWP son poco representativos (B), la confianza asociada al resultado de estado o potencial ecológico obtenido baja un grado.

5.2.4. Coherencia de los datos

Este último criterio resulta de aplicación en el único supuesto de que todos y cada uno de los tres criterios anteriores impliquen una confianza asociada al estado o potencial ecológico alta (3).

Se trata de valorar la coherencia de los datos, partiendo de la idea de que, si con la evaluación de los elementos de calidad biológicos se obtiene un estado bueno o muy bueno, o bien un potencial ecológico bueno o máximo, los indicadores físico-químicos deben encontrarse dentro de los rangos de valores que garantizan el funcionamiento del ecosistema y la consecución de esos valores de los indicadores biológicos. Siguiendo con este razonamiento, si el resultado viniera definido por alguno de los indicadores físico-químicos que indicase un estado o potencial ecológico moderado, la confianza asociada a ese resultado sería media (2) en lugar de alta, ya que la información proporcionada por los diferentes indicadores no es consistente⁷.

5.3. CLASIFICACIÓN DE LA CONFIANZA SEGÚN LOS CRITERIOS ESTABLECIDOS

En base a los criterios definidos, se selecciona el nivel de confianza asignado a cada resultado de estado o potencial ecológico obtenido por masa de agua.

⁶ A partir del año 2007 los procedimientos de muestreo y análisis se han estandarizado y perfeccionado, y se dispone de información más exhaustiva y sistematizada; lo cual permite, por ejemplo, discernir la representatividad de los datos biológicos.

⁷ Esto se ha considerado así para el caso particular del IPS y el IBMWP, puesto que son índices sensibles fundamentalmente a presiones relacionadas con la calidad del agua; es decir, con parámetros físico-químicos.

Así, cuando no tenemos datos de la masa de agua para ninguno de los indicadores valorados en el periodo temporal definido (incluidos los HM-CHD), se considera que el nivel de confianza es 0 (sin información).

En el caso de que contemos con pocos datos para evaluar el estado o potencial ecológico, y que esos datos no sean recientes o su representatividad sea baja, el nivel de confianza asignado es 1 (baja confianza). También tendremos este nivel de confianza cuando la masa de agua tenga únicamente información sobre indicadores HM-CHD durante el periodo de estudio.

En el resto de las masas de agua se obtendrá una confianza de 3 (alta confianza), siempre que se cumplan todos y cada uno de los condicionantes establecidos para ello; es decir, que los datos disponibles incluyan los dos indicadores biológicos y que ambos tengan una representatividad alta, que se hayan medido seis o más indicadores físico-químicos y el resultado final obtenido no venga condicionado por uno sólo de ellos ni por ningún indicador hidromorfológico, y que se tenga algún diagnóstico dentro del periodo de los 6 años anteriores al momento de la evaluación. Si falla uno solo de estos cuatro criterios, el nivel de confianza asignado será 2 (media confianza), pero en el momento en que se incumpla más de un requisito, la confianza bajará dos grados y, por tanto, se le asignará un nivel de confianza 1 (baja confianza).

A modo de resumen, se presenta en el siguiente esquema la forma en que se combinan e integran los criterios establecidos para la asignación de uno u otro nivel de confianza asociado al estado o potencial ecológico:

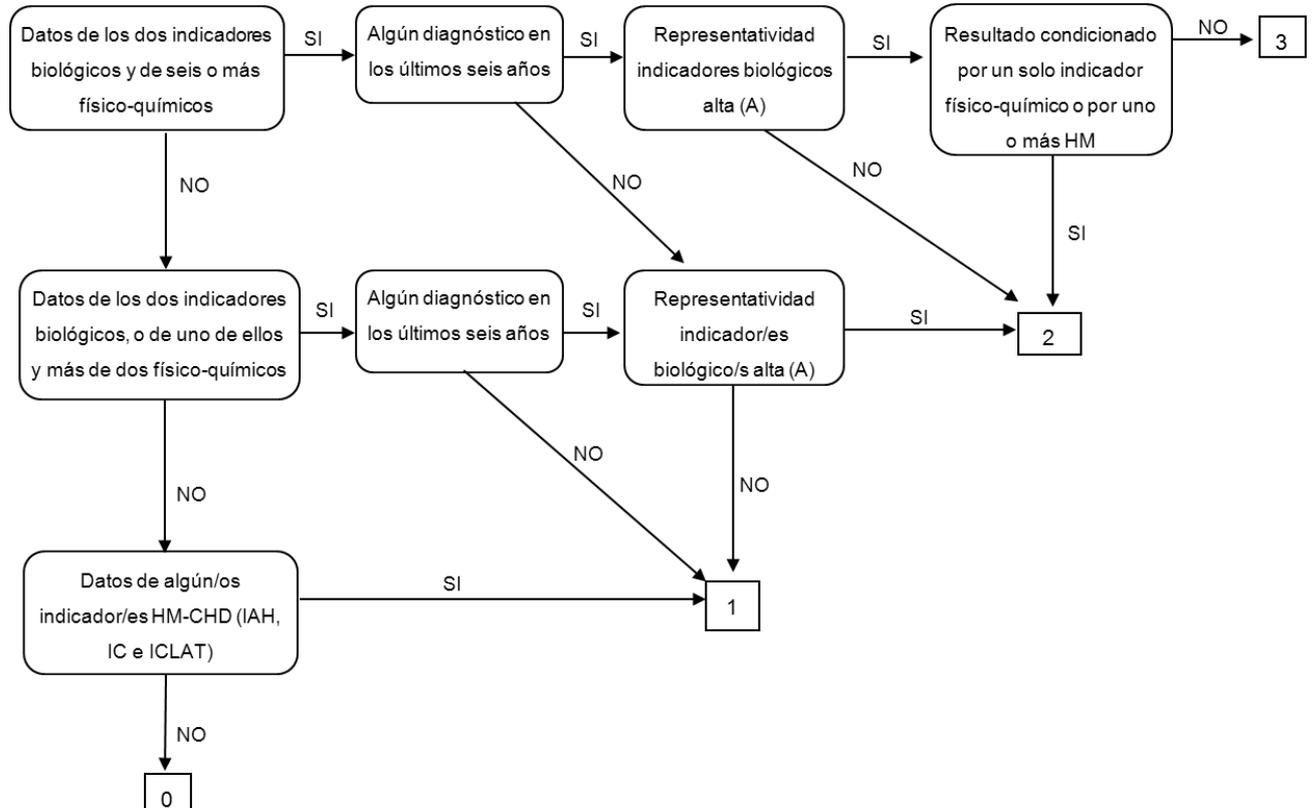


Figura 4. Esquema de estimación del nivel de confianza asociado al estado o potencial ecológico.

6. EVALUACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO EN MASAS DE AGUA SUPERFICIALES

6.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO QUÍMICO

El estado químico describe si la concentración de un contaminante excede o no las normas de calidad ambiental establecidas en la legislación europea y estatal.

Así, el estado químico de las aguas superficiales se clasifica como bueno o como que no alcanza el buen estado químico, de forma que la representación de estas dos clases se hace con arreglo a los siguientes códigos de colores:

ESTADO QUÍMICO
Bueno
No alcanza el bueno

Tabla 28. Clasificación de los resultados de estado químico y código de colores utilizado.

El buen estado químico se alcanza cuando la masa de agua cumple las normas de calidad medioambiental establecidas en el anexo I del RD 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, y otras normas comunitarias pertinentes que fijen normas de calidad ambiental, si las hubiera.

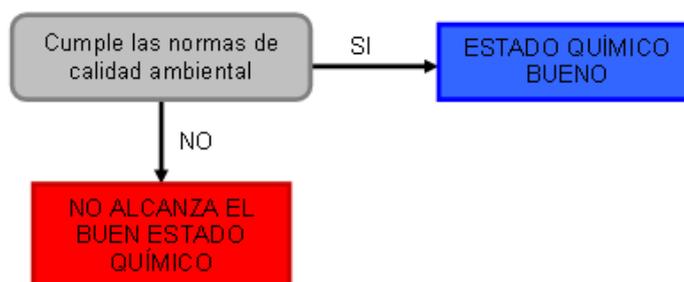


Figura 5. Esquema de clasificación del estado químico para masas de agua superficial.

La metodología aplicada para la clasificación del estado químico es la misma en todos los tipos de masas de agua superficiales, tanto naturales como artificiales y muy modificadas, ya sean de la categoría río, lago o embalse.

Para la selección de las masas de agua objeto de control, así como para determinar qué sustancias analizar en cada masa de agua, se han realizado diversos estudios de barrido o *screening*, partiendo de diferentes fuentes de información (analíticas de las diferentes redes de control, inventario de vertidos urbanos e industriales de la cuenca, inventario de zonas regables, inventario de presiones de la cuenca del Duero, Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR) etc.).



Puesto que no es viable económicamente realizar un seguimiento del estado químico de todas las masas de agua siguiendo el procedimiento descrito por la normativa vigente, en las masas de agua en las que no se ha realizado el control de sustancias prioritarias en base al *screening* previo o en base a cualquier otro motivo o indicio, se presupone su inexistencia y, por lo tanto, su buen estado químico. Es muy importante refrescar periódicamente estos estudios de barrido o *screening* para ir adecuando las redes de control a la situación en cada momento.

6.2. NORMAS DE CALIDAD AMBIENTAL

6.2.1. Límites de cambio de clase para el estado químico

El límite de cambio de clase para cada una de las sustancias prioritarias viene definido en el anexo I (apartados A y B) del RD 60/2011, donde se reflejan las normas de calidad ambiental para un total de 43 sustancias prioritarias y otros contaminantes.

SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y OTROS CONTAMINANTES		NCA-MA ($\mu\text{g/L}$)	NCA-CMA ($\mu\text{g/L}$)
Alacloro		0,3	0,7
Antraceno		0,1	0,4
Atracina		0,6	2,0
Benceno		10	50
Difeniléteres bromados (Pentabromodifeniléter; congéneres nº 28,47,99,100, 153 y 154)		0,0005	No aplicable
Cadmio y sus compuestos	DUREZA (mg/l CaCO_3)	NCA-MA	NCA-CMA
	$\text{CaCO}_3 < 50$	$\leq 0,08$	$\leq 0,45$
	$50 \leq \text{CaCO}_3 < 100$	0,09	0,6
	$100 \leq \text{CaCO}_3 < 200$	0,15	0,9
	$\text{CaCO}_3 \geq 200$	0,25	1,5
Tetracloruro de carbono		12	No aplicable
Cloroalcanos C ₁₀₋₁₃		0,4	1,4
Clorfenvinfós		0,1	0,3
Clorpirifós		0,03	0,1
Plaguicidas de tipo ciclodieno: aldrín, dieldrín, endrín e isodrín		$\Sigma = 0,01$	No aplicable
DDT total		0,025	No aplicable
p,p'- DDT		0,01	No aplicable
1,2 - Dicloroetano		10	No aplicable
Diclorometano		20	No aplicable
Di(2-etilhexil)ftalato (DEHP)		1,3	No aplicable
Diurón		0,2	1,8
Endosulfán		0,005	0,01
Fluoranteno		0,1	1
Hexaclorobenceno		0,01	0,05



SUSTANCIAS PRIORITARIAS Y OTROS CONTAMINANTES	NCA-MA ($\mu\text{g/L}$)	NCA-CMA ($\mu\text{g/L}$)
Hexaclorobutadieno	0,1	0,6
Hexaclorociclohexano (suma de isómeros)	0,02	0,04
Isoproturón	0,3	1
Plomo y sus compuestos	7,2	No aplicable
Mercurio y sus compuestos	0,05	0,07
Naftaleno	2,4	No aplicable
Níquel y sus compuestos	20	No aplicable
Nonilfenol	0,3	2
4-Nonilfenol	0,3	2
Octilfenol	0,1	No aplicable
Pentaclorobenceno	0,007	No aplicable
Pentaclorofenol	0,4	1
Hydrocarburos aromáticos policíclicos	No aplicable	No aplicable
Benzo(a)pireno	0,05	0,1
Benzo(b)fluoranteno	$\Sigma = 0,03$	No aplicable
Benzo(k)fluoranteno		
Benzo(g,h,i)perileno	$\Sigma = 0,002$	No aplicable
Indeno(1,2,3,-cd)pireno		
Simazina	1	4
Tetracloroetileno	10	No aplicable
Compuestos de tributilestaño	0,0002	0,0015
Tricloroetileno	10	No aplicable
Triclorometano	2,5	No aplicable
Triclorobencenos (suma de isómeros)	0,4	No aplicable
Trifluralina	0,03	No aplicable

Tabla 29. Límites de cambio de clase de estado químico.

6.2.2. Criterios de aplicación de las normas de calidad ambiental

Las masas de agua se clasifican en *buen estado químico* cuando para cada una de las sustancias incluidas en el listado anterior se cumplen simultáneamente las condiciones siguientes:

- La media aritmética de las concentraciones medidas durante el año en cada punto de control representativo de la masa de agua no excede el valor de la norma de calidad ambiental expresada como valor medio anual (NCA-MA).



- La concentración medida en cualquier punto de control representativo de la masa de agua a lo largo del año no excede el valor de la norma de calidad ambiental expresada como concentración máxima admisible (NCA-CMA).

Por el contrario, en el momento en que, en una masa de agua, alguna de las sustancias que computan para el estado químico incumpla sus respectivas normas de calidad ambiental, ya sea por una concentración puntual, ya sea por la media anual, se considera que la masa de agua no alcanza el buen estado químico.

Puesto que no está definido expresamente en la norma, si se da el caso de que la concentración (valor puntual o media anual) medida en una masa de agua para alguno de los contaminantes que intervienen en la evaluación del estado químico coincide exactamente con la norma de calidad ambiental (NCA-CMA o NCA-MA), se ha adoptado el criterio de considerarlo dentro de la clase superior, es decir, se ha considerado que cumple la NCA y, por tanto, el estado químico asociado a dicha masa de agua es bueno. Se debe tener en cuenta que todas las normas de calidad ambiental se refieren a concentraciones totales de los diferentes contaminantes en la muestra de agua, a excepción de los metales (cadmio, plomo, mercurio y níquel), para los cuales se refieren a concentraciones disueltas (obtenidas por filtración a través de membrana de 0,45 µm u otro pretratamiento equivalente).

En algunas ocasiones, las normas de calidad ambiental de algunos de los contaminantes que intervienen en la evaluación del estado químico están por debajo del límite de cuantificación de dichos parámetros, por lo que existe una incertidumbre sobre el cumplimiento o no de la norma de calidad ambiental. En estos casos, se considera que el estado químico para dicho parámetro *no se puede valorar*, y se codifica como NPV.

En los casos en que la evaluación del estado químico de la masa de agua proceda únicamente de parámetros considerados previamente como NPV, bien en la valoración del cumplimiento de la NCA-MA, o bien en la valoración del cumplimiento de la NCA-CMA, la valoración del estado químico para dicha masa de agua será NPV.

Al igual que sucedía con el Cobre y Zinc, utilizados para la evaluación del estado y potencial ecológicos, las normas de calidad ambiental del parámetro “Cadmio y sus compuestos” se aplican en función de la dureza del agua, obtenida a partir de los registros más recientes disponibles en la masa de agua. Por tanto, en aquellas masas de agua sin información sobre la dureza del agua, no se puede valorar el cumplimiento de las normas de calidad ambiental para el Cadmio (NPV).

En resumen, el estado químico de cada masa de agua valorada se obtiene, por un lado, comparando cada una de las mediciones puntuales de los parámetros analizados con la NCA-CMA correspondiente y, por otro, comparando el valor medio anual de cada parámetro con la NCA-MA correspondiente. Si en esta comparación se detecta algún incumplimiento, el estado químico de esa masa de agua no alcanza el bueno. Si, por el contrario, todos los contaminantes analizados cumplen tanto su NCA-CMA como su NCA-MA, la masa de agua se encuentra en estado químico bueno.

6.2.3. Criterios para el cálculo de los valores medios anuales.

Para el cálculo de los valores medios anuales (MA) de cada uno de los contaminantes, se ha tenido en cuenta lo establecido en el punto 2 del anexo V del RD 60/2011:



- a. Si las cantidades medidas de los parámetros físico-químicos o químicos de una muestra determinada son inferiores al límite de cuantificación, los resultados de la medición se fijarán en la mitad del valor del límite de cuantificación correspondiente para el cálculo de los valores medios.
- b. Si un valor medio calculado de los resultados de la medición a que se refiere el apartado a) es inferior a los límites de cuantificación, el valor se considerará "inferior al límite de cuantificación".
- c. El punto 2.a) no se aplicará a los parámetros que sean sumas totales de un grupo determinado de parámetros físico-químicos o químicos, incluidos sus productos de metabolización, degradación y reacción pertinentes. En estos casos, los resultados inferiores al límite de cuantificación de las distintas sustancias se fijarán en cero.

Como se ha hecho referencia anteriormente en el apartado de contaminantes específicos, a la hora de calcular los valores medios anuales de cada contaminante y compararlos con las correspondientes NCA-MA establecidas en el RD 60/2011 se han presentado ciertas dudas que no aparecen contempladas en la normativa; por lo que se han establecido, después de su consulta al SGGIDPH del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, los siguientes criterios, que se ilustran a través de sus correspondientes ejemplos:

6.2.3.1. Parámetros cuyo límite de cuantificación está por debajo de la NCA-MA.

- Cuando el/los LC del parámetro está/n por debajo de la NCA-MA y hay algún dato distinto a <LC, la MA se calculará siguiendo el procedimiento estándar: El/los LC se divide/n entre dos y se hace la media con el resto de valores distintos de <LC.

Ej.1.: <0.1; <0.2; 2.1

NCA= 0.5

Resultado: $(0.1/2 + 0.2/2 + 2.1)/3 = 0,75$

- Cuando el/los LC del parámetro está/n por debajo de la NCA-MA y todos los datos son <LC, la MA será igual al LC (en caso de que todos los LC sean iguales, según apartado 2b del anexo V del RD 60/2011) o el mayor LC de la serie, (en caso de que los LC no sean iguales).

Ej.2.: <0.1; <0.2; <0.3

NCA= 0.5

Resultado: <0.3

6.2.3.2. Parámetros cuyo límite de cuantificación está por encima de la NCA-MA.

- Cuando el/los LC del parámetro está/n por encima de la NCA y todos los datos son <LC: No se puede valorar el cumplimiento de la NCA-MA (NPV).



Ej.3.: 3 valores iguales para hacer la media: <0.2; <0.2; <0.2

NCA: 0.1 µg/L

Resultado: NPV.

Ej.4.: 3 valores no iguales para hacer la media: <0.2; <0.3; <0.4

NCA: 0.1 µg/L

Resultado MA: NPV.

- Cuando el/los LC del parámetro está/n por encima de la NCA y hay algún dato distinto de <LC; se resolvería bajando artificialmente los valores <LC al valor de la NCA, y realizando posteriormente la MA según la metodología establecida en el RD 60/2011 (Anexo V, punto 2, apartados a) y b).⁸

Ej.5.: <0.2; <0.2; 0.32

NCA: 0.1

Resultado: (0.1/2 + 0.1/2 + 0.32)/3 = 0.14

6.2.4. Metodología para el cálculo de parámetros constituidos por una suma de sustancias.

En aquellos casos en los que el parámetro es suma total de un grupo (Hexaclorociclohexano, Plaguicidas de tipo ciclodiendo, DDT total, Triclorobenceno, etc.) podemos diferenciar dos situaciones:

- Cuando los resultados para todas las sustancias están por debajo del LC, se toma como resultado final el LC más alto:

Ej. 6: <0.1; <0.1; <0.3

Resultado: 0+0+0 = <0,3

- Cuando el resultado de una o más sustancias está por encima del LC, los valores <LC se transforman en 0.

Ej. 7: <0.1; <0.1; 0,2

⁸ Según la SGGIDPH, estos casos se resolverían con la valoración NPV para la MA, excepto para el caso de sustancias que no tengan fijada una NCA-CMA, puesto que en esos casos sí se podrían producir falsos negativos (falsos cumplimientos a nivel de masa de agua). La CHD considera conveniente adoptar un criterio más conservador y también más homogéneo; aplicar la metodología descrita en este apartado independientemente de si la sustancia tiene fijada NCA-CMA o no.



Resultado: $0+0+0,2=0,2$

En ambos casos, una vez calculado el valor de la suma de sustancias, se calculará el valor medio anual (MA) siguiendo los mismos criterios que para el resto de parámetros, y que han sido descritos en el apartado 6.2.3. de este documento.

7. EVALUACIÓN DEL ESTADO FINAL EN RÍOS

7.1. METODOLOGÍA PARA LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO

El estado de una masa de agua superficial es la expresión general de la calidad en que se encuentra dicha masa de agua, obtenida de la combinación de su estado o potencial ecológico y de su estado químico. Según esto, el estado global tiene en cuenta conjuntamente aspectos relacionados con el funcionamiento y la estructura del ecosistema acuático por un lado, y el cumplimiento de las normas de calidad ambiental, por otro.

La clasificación del estado de las masas de agua superficiales abarca dos clases, para las que la CHD ha establecido un código de colores específico:

ESTADO
Bueno o mejor
Peor que bueno

Tabla 30. Clasificación de los resultados de estado y código de colores utilizado.

En los ríos naturales, se obtiene un estado bueno o mejor sólo cuando el estado ecológico es bueno o muy bueno y el estado químico es bueno. Cualquier otra combinación conduce a que la masa de agua se encuentre en estado peor que bueno; es decir, el estado final quedará determinado por el resultado más desfavorable entre el estado ecológico y el estado químico.



Figura 6. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial naturales.

De forma similar, el estado de las masas de agua artificiales y muy modificadas se diagnostica en función del peor valor de su potencial ecológico y su estado químico, lo que supone que para obtener un estado bueno o mejor, el potencial ecológico debe ser bueno o máximo y el estado químico debe ser bueno.



Figura 7. Esquema de clasificación del estado de las masas de agua superficial artificiales o muy modificadas.



7.2. RESULTADOS DE LA CLASIFICACIÓN DEL ESTADO

Según la metodología descrita en este documento, se debería disponer de la evaluación de todas las masas de agua de la cuenca del Duero, a excepción de aquellas en las que se dé alguno de los siguientes supuestos:

- Masas de agua que se encontraron secas o resultaron inaccesibles en todo su recorrido en todos los muestreos que han sido realizados en el periodo considerado.
- Masas de agua para las cuales todos los datos recogidos se consideran no representativos, en aplicación de los criterios de representatividad establecidos en este documento para cada uno de los indicadores.

En Valladolid, a 10 de diciembre de 2014