

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



E.T.S. INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

DPTO. DE CIENCIAS Y TÉCNICAS DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE

GRUPO DE EMISARIOS SUBMARINOS E HIDRÁULICA AMBIENTAL

T E S I S D O C T O R A L

**DESARROLLO DE PROCEDIMIENTOS APLICABLES A LA
EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS MASAS DE
AGUA COSTERAS, *SENSU* DIRECTIVA MARCO DEL AGUA**

Presentada por: XABIER GUINDA SALSAMENDI

Dirigida por: JOSÉ A. JUANES DE LA PEÑA
JOSÉ A. REVILLA CORTEZÓN

Santander, Febrero de 2008

CAPÍTULO III

CALIDAD FISICOQUÍMICA DE LAS AGUAS

3.1. INTRODUCCIÓN

Al evaluar la calidad fisicoquímica de las masas de agua es fundamental tener en cuenta que la calificación obtenida variará dependiendo de numerosos factores, tales como la localización de los puntos de muestreo, la frecuencia de muestreo, las variables analizadas, los umbrales de calidad aplicados o los métodos de valoración empleados. Algunos de estos aspectos, como la frecuencia o la localización de los puntos de muestreo, se establecerán en cada caso dependiendo del criterio del organismo encargado de implementar los controles operativos y de vigilancia. Sin embargo, con el fin de que los resultados obtenidos puedan ser comparados con los obtenidos en diferentes áreas geográficas, los procedimientos de valoración utilizados deben estar basados en los mismos principios y deben seguir unas metodologías estandarizadas.

En este sentido, las variables analizadas, los umbrales de calidad aplicados o los métodos de valoración utilizados constituyen aspectos fundamentales que forman parte de los procedimientos metodológicos adoptados para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas en el marco de la DMA.

Selección de variables

La gran cantidad de variables que pueden medirse en el medio acuático es tan elevada que es necesario seleccionar aquellas que, por sus características o disponibilidad de datos, sean más adecuadas para alcanzar los objetivos planteados. De este modo, las variables seleccionadas se convertirán en los indicadores ambientales del sistema y, por lo tanto, la valoración de la calidad de las aguas dependerá de los valores obtenidos para cada una de ellas.

Aunque la DMA establece una serie de indicadores que hay que considerar para valorar la calidad fisicoquímica de las aguas, aún no se dispone de un listado definitivo de las variables que deberán utilizarse para llevar a cabo dicha valoración, por lo que su selección constituye una labor fundamental para la aplicación de la DMA.

Uno de los primeros estudios realizados de cara a identificar las variables más adecuadas para la valoración de la calidad de las aguas lo llevó a cabo la *National Sanitation Foundation* (NSF) de los Estados Unidos, en 1970. Para ello se realizó una consulta, siguiendo el método Delphi, a un panel de 142 expertos en diversos aspectos relacionados con la gestión de la calidad de las aguas (Ott, 1978; Canter, 1997). En esta consulta se proponían 35 variables (Tabla 3.1) y se pedía a los participantes que indicaran cuáles de ellas eran las más adecuadas para la valoración de la calidad de las aguas. Los expertos podían añadir nuevas variables si lo consideraban necesario. Los resultados de este estudio se utilizaron posteriormente para desarrollar un índice de calidad del agua conocido como el “Water Quality Index” (WQI).

• Oxígeno disuelto	• Fenoles	• Manganeso
• Coliformes fecales	• DQO	• Fluoruros
• pH	• Extracto de	• Cobre
• DBO ₅	cloroformo de carbono	• Sulfato
• Coliformes totales	• Amoniaco	• Calcio
• Herbicidas	• Sólidos totales	• Dureza
• Temperatura	• Aceites y grasas	• Sodio y potasio
• Pesticidas	• Turbidez	• Acidez
• Fosfatos	• Cloruros	• Bicarbonatos
• Nitratos	• Alcalinidad	• Magnesio
• Sólidos disueltos	• Hierro	• Aluminio
• Radioactividad	• Color	• Sílice

Tabla 3. 1. Variables propuestas para la elaboración del índice WQI de la NSF.

La conclusión del panel de expertos fue que las variables más importantes para la valoración de la calidad de las aguas eran, en orden de importancia (Ott, 1978; Canter, 1997):

- Oxígeno disuelto
- Coliformes fecales
- pH
- DBO₅
- Nitratos
- Fosfatos
- Desviación de la temperatura

- Turbidez
- Sólidos totales

Como puede observarse, las variables seleccionadas corresponden a las habitualmente utilizadas en programas de vigilancia de la calidad de las aguas (e.g. IFREMER, 1993; HELCOM, 1994; Borja *et al.*, 1999; Boyer *et al.*, 2000; Izquierdo *et al.*, 2000), siendo los indicadores “convencionales” y no los tóxicos (metales, COPs, radioactividad, etc.) los considerados como más útiles para su valoración. Entre las razones para la exclusión de estos últimos podrían citarse la gran variedad de sustancias tóxicas existentes, su especificidad en relación a determinadas actividades industriales y el elevado coste que supone su medición generalizada dentro de un programa de seguimiento rutinario. Por estos motivos, la medición de estas variables suele limitarse a aquellos lugares o momentos en los que se sospeche la existencia de actividades que puedan generar y verter al medio acuático alguna de estas sustancias.

Los resultados obtenidos por la NSF constituyen un buen punto de partida para realizar una preselección de las variables más adecuadas para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas. No obstante, en cada caso particular, las variables seleccionadas deberían cumplir los requisitos establecidos por distintos autores e instituciones para la selección de indicadores ecológicos (NRC, 2000; Dale y Beyeler, 2001; OCDE, 2001; EEA, 2003; Caeiro *et al.*, 2005b), entre los que se incluyen la sensibilidad, la selectividad, la validez científica, la fiabilidad, la rentabilidad, la simplicidad, la comparabilidad, la capacidad de detección y la capacidad de predicción, tal y como se menciona en la introducción de esta tesis. Pero además, las variables seleccionadas deberían ser acordes a los requisitos de la propia DMA, la cual establece dos grupos de indicadores de calidad fisicoquímicos (Anexo V, apartado 1.1.4.):

- Un primer grupo que integra **indicadores generales**, entre los que deben contemplarse la transparencia, las condiciones térmicas y de oxigenación, la salinidad y las condiciones relativas a los nutrientes.
- Un segundo grupo en el que se incluyen **contaminantes específicos** tales como las sustancias prioritarias (en su mayoría COPs y metales pesados) y “**otras sustancias**” que se viertan al medio en cantidades significativas.

De los nueve parámetros seleccionados por la NSF, el oxígeno, los nitratos, los fosfatos, las desviaciones de temperatura, la turbidez y los sólidos totales están incluidos entre los indicadores generales propuestos en la DMA para la valoración de la calidad de las aguas costeras, faltando únicamente la salinidad. Otra variable no incluida en esta selección, aunque muy habitual en los programas de vigilancia de la calidad de las

aguas debido a su estrecha relación con los fenómenos de eutrofización, sería la clorofila.

Unas condiciones de oxigenación adecuadas son fundamentales para que el ecosistema goce de buena salud, sin embargo, un aporte excesivo de materia orgánica biodegradable puede dar lugar a fenómenos de hipoxia o incluso anoxia como consecuencia del consumo de oxígeno empleado en su degradación (Diaz y Rosenberg, 1995). Respecto a las características de este parámetro de cara a su utilización en la valoración de la calidad de las aguas, se podría decir que cumple todos los requisitos establecidos, por lo que se considera una variable adecuada para ello. No obstante, la dependencia de esta variable de las condiciones térmicas y de salinidad aconsejan la utilización de un valor estandarizado, como el porcentaje de saturación de este gas en el agua (% Saturación O₂), indicador de los posibles déficits o superávits de oxígeno relacionados con los procesos de producción-degradación.

El aporte excesivo de nutrientes al medio puede dar lugar a una progresiva eutrofización del medio acuático, con los consiguientes efectos perjudiciales sobre los ecosistemas ampliamente referidos en la literatura científica (Valiela *et al.*, 1992; Turner y Rabalais, 1994; Jørgensen y Richardson, 1996; Lacaze, 1996; Anderson *et al.*, 2002; Karlson *et al.*, 2002; Smith, 2003; Kemp *et al.*, 2005). Además, se podría decir que las variables asociadas a este grupo (nitratos, amonio, fosfatos...) cumplen con el resto de criterios establecidos para ser considerados de utilidad en la valoración de la calidad de las aguas, por lo que su análisis resulta fundamental.

La turbidez y los sólidos en suspensión son parámetros habituales en la medición de las condiciones de transparencia de las aguas. Sin embargo, la gran variabilidad natural que pueden presentar en diferentes zonas costeras reduce su utilidad como parámetros indicadores de la calidad de las aguas asociadas a presiones antropogénicas. No obstante, puesto que la DMA exige la valoración de la transparencia de las aguas, la inclusión de alguno de estos parámetros resulta fundamental para su aplicación.

Las condiciones de temperatura y salinidad en las aguas costeras presentan, por lo general, unas variaciones naturales de mucha mayor magnitud que las debidas a presiones antropogénicas. En este sentido, a pesar de que son parámetros exigidos en la DMA, su valoración en las aguas costeras de Cantabria no sería necesaria ya que, salvo algún caso aislado con una afección muy local (e.g. vertido térmico de Usgo), no hay alteraciones antropogénicas significativas en relación a estos dos parámetros.

Además de los indicadores establecidos en la DMA, en la selección realizada por los expertos consultados por el NSF aparecen también los coliformes fecales, el pH y la DBO₅ entre las variables más importantes, si bien las dos últimas representan opciones raramente empleadas en los sistemas de valoración de las masas de agua costeras. Así, el pH puede tener una gran importancia en la valoración de las aguas dulces, ya que constituye un buen indicador de su estado de acidificación, de ahí su consideración como indicador de calidad de las aguas continentales en la propia DMA. Sin embargo, debido a la capacidad de amortiguación del sistema carbónico-carbonatos en el medio marino, las variaciones de esta variable en las masas de agua costeras son muy reducidas, poniendo en entredicho su utilidad como indicador de la calidad de este medio. Por otra parte, la DBO₅ es un buen indicador de la contaminación orgánica biodegradable asociada a sistemas acuáticos con una influencia muy significativa de aguas residuales, en las que presenta una evolución inversa a la del oxígeno disuelto en la masa de agua. No obstante, la selectividad de esta variable en aguas marinas es reducida, presentando, además, una sensibilidad baja en los rangos de variación de esta variable en un medio donde los volúmenes de dilución representan una proporción varios órdenes de magnitud superior a los posibles vertidos. Todo ello justifica la no inclusión de ambos indicadores en los sistemas de evaluación de la calidad litoral.

Un caso diferente es el correspondiente a los coliformes fecales, ya que la contaminación bacteriológica constituye un problema ambiental significativo que puede afectar tanto al ser humano como a la integridad de los ecosistemas acuáticos (Tyagi *et al.*, 2007). Por este motivo su análisis suele ser habitual en las valoraciones de la calidad de las aguas, generalmente llevada a cabo mediante el recuento de los coliformes y los estreptococos fecales. Estos últimos son más específicos de la contaminación de origen animal, por lo que la relación CF/EF se utiliza para determinar la fuente predominante de contaminación (Henry y Heinke, 1999; Kiely, 1999). Estos microorganismos son buenos indicadores de la presencia de aguas residuales urbanas y agropecuarias y, por lo tanto, de la posible presencia de otros microorganismos y sustancias contaminantes. Por esta razón, a pesar de que la DMA no menciona de forma explícita la necesidad de valorar este tipo de indicadores, salvo en zonas protegidas como las aguas de baño o las destinadas a la cría de moluscos, se podría asumir que puedan ser considerados entre las “otras sustancias” incluidas en el apartado de contaminantes específicos.

Finalmente, la clorofila constituye uno de los parámetros más habituales en la valoración de la calidad de las aguas, como indicador derivado de los efectos más inmediatos de la eutrofización, las floraciones de fitoplancton. En este sentido, la DMA establece que entre los elementos biológicos deberá valorarse el fitoplancton, para lo cual se emplea la clorofila como indicador de su abundancia. Además, esta Directiva

también incluye la medida de los nutrientes como indicadores de eutrofización, por lo que la clorofila podría ser descartada de la valoración de la calidad de las aguas. Sin embargo, diversos estudios (Canteras *et al.*, 1995; Painting *et al.*, 2005) han detectado relaciones inversas entre la clorofila y los nutrientes, con máximos de clorofila asociados a mínimos de nutrientes, debido a fenómenos de consumo de los mismos, por lo que la sola medida de los nutrientes podría no ser suficiente para detectar fenómenos de eutrofización.

En definitiva, podría decirse que la mayoría de las variables analizadas serían adecuadas para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas, de acuerdo a los requisitos establecidos en la DMA.

Establecimiento de las condiciones de referencia y los umbrales de calidad

Uno de los aspectos más importantes y más complicados de abordar en los procesos de valoración lo constituye el establecimiento de las condiciones de referencia. Éstas representan el estado de calidad de un sistema en condiciones inalteradas y son fundamentales para establecer un punto de partida en la valoración. Las desviaciones respecto a estos niveles básicos darán una idea del grado de alteración que presenta el sistema analizado.

A la hora de establecer las condiciones de referencia de un sistema es necesario tener en cuenta la variabilidad natural del mismo, ya que unas condiciones de referencia excesivamente exigentes podrían dar lugar a valoraciones negativas de su calidad, incluso en ocasiones en las que las desviaciones producidas se deben exclusivamente a causas naturales. Del mismo modo, unas condiciones de referencia excesivamente permisivas darían lugar a valoraciones positivas en sistemas realmente alterados.

En el caso de la DMA, las condiciones de referencia son necesarias para poder establecer los distintos umbrales de calidad (Ecological Quality Ratio - EQR) a partir de los cuales se determinarán las categorías de calidad de los distintos elementos evaluados. Para determinar las condiciones de referencia aplicables a las distintas tipologías de masas de agua, la DMA (Anexo V, 1.3 iii) propone cuatro métodos posibles que podrán aplicarse en el siguiente orden de preferencia (European Commission, 2003b):

- Los valores correspondientes a lugares con un grado de alteración mínima o inexistente
- Datos e información histórica

- Modelos
- Juicio de experto

La utilización de algunos de estos métodos dependerá fundamentalmente de los datos disponibles. Así, según señalan Borja *et al.* (2004b) refiriéndose al caso del País Vasco, uno de los mayores problemas en el establecimiento de las condiciones de referencia en algunas regiones Europeas reside en la ausencia de zonas inalteradas. En tales casos, el uso de datos históricos o el modelado han sido aplicados por algunos autores (Nielsen *et al.*, 2003). En otros casos, el problema no sería éste sino la escasez de datos con los que calcular unas condiciones de referencia con un nivel de confianza suficiente, de forma que contemplen la variabilidad natural del medio y, al mismo tiempo, sean de utilidad para la valoración de la calidad de las aguas. Este sería, por ejemplo, el caso de Cantabria, donde los datos históricos disponibles sobre la calidad de las aguas costeras proceden de escasos estudios, no sistematizados y muchos de ellos localizados en zonas muy concretas, lo que dificulta la determinación de las condiciones de referencia y la valoración de la calidad de las aguas a gran escala. Para hacer frente a esta escasez de datos y poder llevar a cabo el proceso de implementación de la DMA, el Gobierno de Cantabria puso en marcha la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2005a), cuyos datos están permitiendo la aplicación de esta Directiva en las aguas costeras de Cantabria.

Un segundo aspecto de gran trascendencia en la definición de las condiciones de referencia se refiere a la parametrización de los diferentes indicadores, entendiéndose por ello el establecimiento de los “valores representativos” de situaciones sometidas a distintos niveles de perturbación. Uno de los procedimientos utilizados para la identificación de dichos valores en un conjunto de datos, especialmente cuando éstos tienden a distribuirse asimétricamente, es aquél basado en el cálculo del **percentil 90** (Atchinson, 1986; Clarke y Warwick, 1994). Muchas variables ambientales presentan este tipo de comportamiento, en el que la distribución de valores muestra la concentración de la gran mayoría de registros en un rango significativamente distinto al de algunos registros asociados a fenómenos naturales cíclicos (e.g. clorofila) u ocasionales (e.g. turbidez), por lo que este parámetro podría considerarse como un valor adecuado para el cálculo de las condiciones de referencia. Un claro ejemplo de este tipo de comportamiento sería la abundancia fitoplanctónica, con proliferaciones masivas en momentos favorables de irradiancia, nutrientes, etc. y valores reducidos durante el resto del tiempo. Es por ello que diversos autores (Bricker *et al.*, 2003; Devlin *et al.*, 2007a; Ferreira *et al.*, 2007) han utilizado los valores del percentil 90 para valorar el grado de eutrofización de las aguas, basándose a su vez en los procedimientos descritos en las guías OSPAR sobre eutrofización (OSPAR, 2005; ver Painting *et al.*, 2005).

En estas guías se establece, además, que las concentraciones máximas y medias de clorofila durante el periodo de crecimiento deben permanecer por debajo de “valores elevados”, definidos como concentraciones con desviaciones superiores al 50 % respecto a las condiciones de referencia. De este modo se introduce el concepto de los umbrales de calidad en el proceso de valoración, ya que para la clasificación de la calidad en distintas categorías no es suficiente con disponer de unos valores de referencia, sino que, además, es necesario determinar qué grado de desviación, respecto a los valores de referencia, corresponde a cada categoría de calidad. Así, Devlin *et al.* (2007a) utilizan el criterio de la desviación del 50 % para definir las distintas clases de calidad, estableciendo los umbrales de calidad en sucesivas desviaciones del 50 % respecto a las condiciones de referencia. Otros autores (Andersen *et al.*, 2004) consideran que esta desviación es excesivamente permisiva, por lo que sugieren que las desviaciones aceptables no deberían ser superiores al 25 % respecto a las condiciones de referencia.

En cualquier caso, es importante destacar que, debido a las diferencias existentes en los rangos de variación de las distintas variables que van a ser utilizadas para determinar la calidad de las aguas, no es posible establecer un criterio único para todas ellas, ya que lo que puede ser adecuado para unas variables, puede ser excesivo o insuficiente para otras. Así, por ejemplo, aunque una desviación del 50 % podría resultar adecuada para la valoración de la clorofila o los nutrientes, tal y como sugieren Devlin *et al.* (2007b), probablemente resultaría demasiado permisiva en el caso de la concentración de oxígeno, en la que una desviación del 50 % respecto a los niveles de referencia del oxígeno disuelto podría tener graves consecuencias, por lo que sería más adecuado reducir el porcentaje de desviación, estableciendo así unos umbrales más restrictivos. Por el contrario, en el caso de los contaminantes bacteriológicos, cuyos valores suelen seguir distribuciones exponenciales (Henry y Heinke, 1999), una desviación del 50 % resultaría excesivamente permisiva, siendo más adecuado el establecimiento de umbrales basados en desviaciones exponenciales.

Un aspecto complementario relativo a los contaminantes bacteriológicos tiene que ver con la variación en los indicadores utilizados en diferentes normativas relativas a la calidad de las aguas (coliformes fecales, *Escherichia coli*, estreptococos fecales, enterococos intestinales), así como los posibles umbrales establecidos para proteger determinados usos (aguas de baño, aguas de abastecimiento, aguas de cría de moluscos). En relación con el primer aspecto, los indicadores, parece, no obstante, que existe una equivalencia importante entre algunos de los más utilizados (e.g. coliformes fecales – *E. coli*, estreptococos fecales - enterococos intestinales) (Hamilton, 2005; López, 2006b),

hecho que permitiría aplicar umbrales semejantes en cada caso. Por otro lado, se podría asumir que el uso más extendido en la franja costera que puede verse afectado por los episodios de contaminación bacteriológica es el relacionado con las actividades recreativas que impliquen un contacto directo con el agua, por lo que debería primarse la consideración de los umbrales establecidos en las normativas de aguas de baño (Directiva 2006/7/CE).

Aplicación de distintos métodos de valoración

En el capítulo introductorio de esta tesis se hace un análisis detallado de los distintos tipos de métodos existentes para la valoración de la calidad de las aguas, distinguiendo tres grandes grupos: a) los que utilizan índices multimétricos rígidos, b) los que utilizan índices multimétricos flexibles y c) los basados en métodos multivariantes.

El planteamiento fundamental de la DMA a este respecto facilita la utilización de los métodos que, en cada caso, se consideren los más apropiados para evaluar la calidad de las masas de agua, siempre y cuando se asegure que el resultado último esté intercalibrado. Esto es, que la evaluación final no varíe. Este hecho justificaría por sí mismo la necesidad de contrastar la validez de diferentes métodos que implicaran diferentes niveles de complejidad, sensibilidad y/o selectividad, de cara a su utilización en diferentes situaciones (e.g. redes de seguimiento sistemático, redes de vigilancia operativa, etc.).

De forma adicional, algunos de los métodos propuestos en la literatura han sido utilizados con anterioridad en la evaluación de la calidad de las aguas en diferentes áreas geográficas (Borja *et al.*, 2005; GESHA, 2005b; Borja *et al.*, 2006; Lumb *et al.*, 2006), información que, ante la escasez de datos en este medio, representa un elemento a “preservar”. Es, por ello, muy importante evaluar la posibilidad y, en su caso, plantear la intercalibración de aquellos métodos candidatos a formar parte de las métricas adoptadas y validadas para la evaluación de este elemento de la calidad.

3.2. OBJETIVOS

Tal y como se planteó en el apartado 1.4, el primer objetivo de esta tesis consiste en desarrollar y contrastar la validez de diferentes procedimientos metodológicos aplicables a la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas costeras del Cantábrico.

En consecuencia, asumiendo los razonamientos expuestos en la introducción previa (apartado 3.1), el desarrollo de dicho objetivo partirá de la hipótesis de que las principales fuentes de variación en la evaluación de la calidad fisicoquímica de las aguas están asociadas a:

- La selección de variables utilizada
- Las condiciones de referencia y los umbrales de calidad establecidos
- Los métodos de valoración empleados

El análisis de los resultados obtenidos permitirá evaluar la eficacia y la utilidad de los distintos procedimientos metodológicos contrastados, de cara a la propuesta de un sistema de valoración que sea adecuado a las aguas costeras de Cantabria y extensible al resto del Cantábrico.

3.3. METODOLOGÍA

La metodología seguida para la consecución del objetivo propuesto se desglosa en los siguientes subapartados:

- Datos de partida
- Diseño experimental
- Factor 1: Variables
- Factor 2: Condiciones de referencia y umbrales de calidad
- Factor 3: Métodos de valoración
- Análisis estadísticos

3.3.1. Datos de partida

Los datos que se han utilizado proceden de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria (GESHA, 2005a, 2006), en adelante RCCLC, recopilados durante cuatro campañas de campo (agosto 2005, diciembre 2005, junio 2006 y septiembre 2006), en 21 estaciones de muestreo y a 3 niveles de profundidad diferentes (superficie, medio y fondo).

Puesto que el diseño de la RCCLC se realizó en base a las necesidades de aplicación de la DMA, la localización de los puntos de muestreo se distribuyó homogéneamente entre las 7 masas de agua costeras identificadas en Cantabria (GESHA, 2005b), estableciéndose 3 estaciones de muestreo en cada una de ellas. Con el objeto de estandarizar sus características, las estaciones se situaron en lugares con una profundidad de 25-30 m y a una distancia aproximada de una milla náutica desde la línea de costa (Figura 3.1).

La recogida de muestras se realizó desde el Barco Oceanográfico “José Rioja”, del Instituto Español de Oceanografía, tomando tanto medidas en continuo mediante un CTD Sea-Bird SBE 19, como muestras puntuales utilizando botellas Niskin de 5 litros de capacidad. Todas las muestras fueron analizadas en laboratorio mediante metodologías estandarizadas especificadas en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Eaton *et al.*, 1995), de acuerdo a lo indicado en la Tabla 3.2.

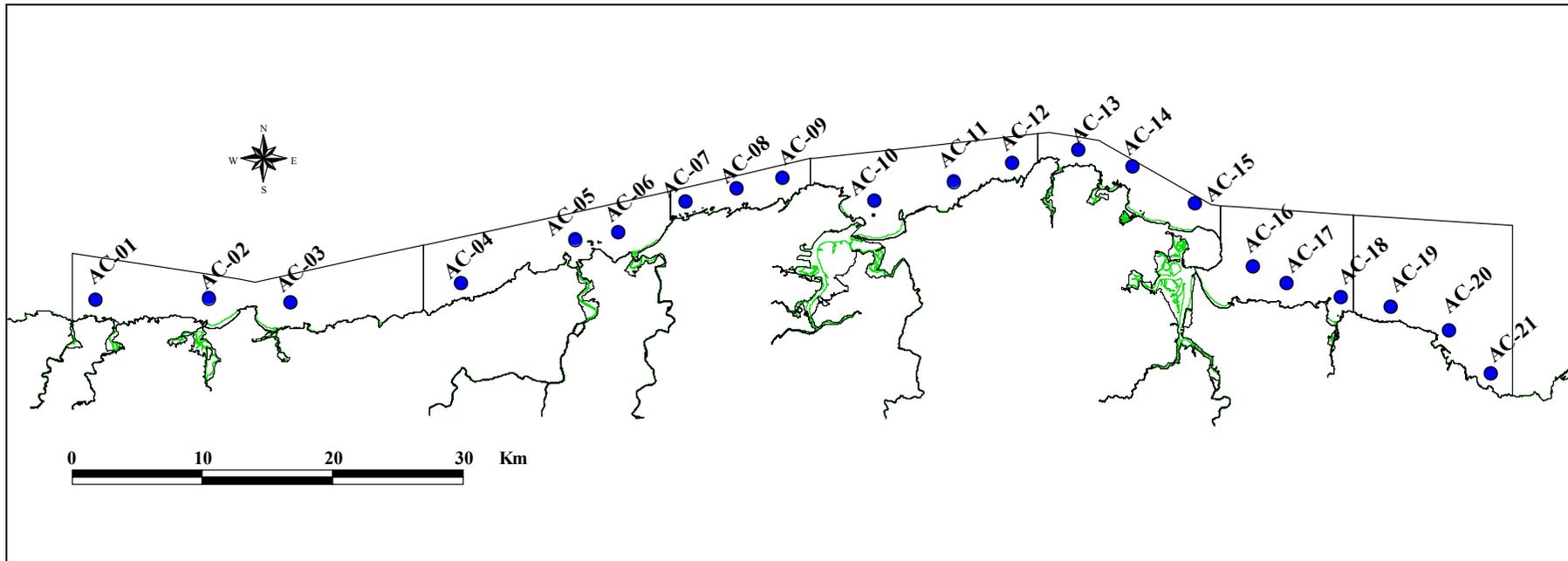


Figura 3. 1. Localización de las estaciones de muestreo de la RCCLC en la costa de Cantabria (GESHA, 2005a, 2006).

Variables	Unidades	Toma muestra	Técnica analítica	Método analítico	Rango med./Lím. detección	Tipo sensor / Instrumento	Precisión
Oxígeno disuelto ⁽¹⁾	ml/l	CTD	Electrometría	APHA-4500 G Oxígeno	0 - 15	Electr. Membrana SBE-23y	0.1
Temperatura	°C	CTD	Electrometría	APHA-2550 Temperatura	-5 - 35	Termistor SBE-3	0.01
Conductividad	S/m	CTD	Electrometría	APHA-2520 B Salinidad	0 - 7	Conductímetro SBE-4	0.001
Turbidez	NTU	CTD	Nefelometría	APHA-2130 B Turbidez	0 - 750	Turbidímetro Seapoint	<2%
Clorofila <i>a</i>	µg/l	CTD	Fluorimetría	APHA-10200 H Clorofila	0.03 - 75	Fluorómetro WETstar	0.03
Amonio (N-NH ₄)	µg/l	Niskin	Espectrofotometría Visible	APHA-4500- N-NH ₃ ⁻ H	0.1	Autoanalizador Bran+Luebbe AA3	0.1
Nitratos (N-NO ₃)	µg/l	Niskin	Espectrofotometría Visible	APHA-4500- N-NO ₃ ⁻ F	1	Autoanalizador Bran+Luebbe AA3	1
Fosfatos (P-PO ₄)	µg/l	Niskin	Espectrofotometría Visible	APHA-4500 P F	1	Autoanalizador Bran+Luebbe AA3	1
Coliformes fecales	UFC/100 ml	Niskin	Filtración por membrana	APHA-9222 D	--	--	--
Estreptococos fecales	UFC/100 ml	Niskin	Filtración por membrana	APHA- 9223 C	--	--	--

(1) El porcentaje de saturación de oxígeno se calculó a partir de los valores de concentración de oxígeno disuelto, utilizando la ecuación de transformación propuesta por el Instituto de Hidráulica Danés (DHI, 1995) que tiene en cuenta la salinidad y la temperatura de las aguas.

Tabla 3. 2. Variables utilizadas para la valoración de la calidad de las aguas, unidades de medida, modo de toma de las muestras, técnicas y métodos analíticos empleados, límites de detección, sensores e instrumentación utilizada y precisión de los mismos.

3.3.2. Diseño experimental

Para la consecución del objetivo establecido se ha planteado un estudio multifactorial consistente en aplicar, a los mismos datos, varios procedimientos de valoración, mediante la combinación de tres factores:

- Factor 1: Variables
- Factor 2: Condiciones de referencia y umbrales de calidad
- Factor 3: Métodos de valoración

El primer factor (F1) considera 2 grupos de variables; uno compuesto exclusivamente por variables generales propuestas en la DMA (5 variables) y otro ampliado que representa la suma de las variables generales y determinados contaminantes específicos (8 variables), tal y como se describe en el apartado 3.3.3.

El segundo factor (F2) considera 2 criterios de valoración diferentes correspondientes a dos niveles de exigencia (CR MB y MB-B), tal y como se describe en el apartado 3.3.4.

El tercer factor (F3) considera 4 métodos de valoración; uno basado en un índice multimétrico rígido (ICATYM2), otro basado en un índice multimétrico flexible (CCME WQI), otro basado en técnicas de análisis multivariante (AF-AD) y otro basado en la aplicación del principio “uno fuera, todos fuera” (CV), de acuerdo con lo establecido en el apartado 3.3.5.

La combinación de estos tres factores ha dado lugar a 16 procedimientos metodológicos (tratamientos) diferentes (A81-D52), tal y como se muestra en la Figura 3.2.

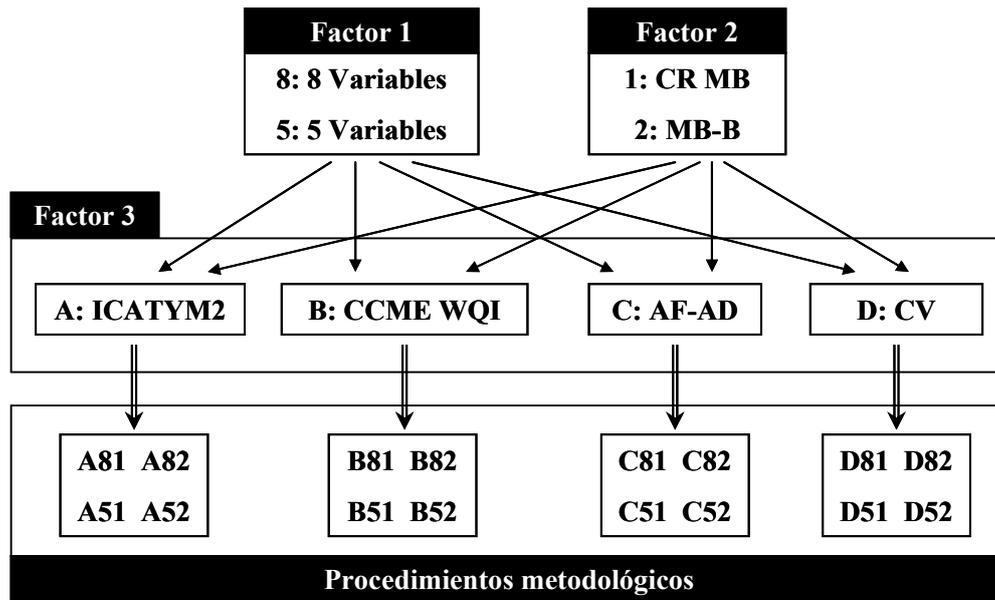


Figura 3. 2. Diagrama de síntesis del diseño factorial seguido, en el que se detallan los procedimientos metodológicos aplicados, derivados de la combinación de los diferentes factores: 1) los grupos de variables (8: 8 Variables, 5: 5 variables), 2) los umbrales de calidad (1: CR MB, 2: MB-B) y 3) los métodos de valoración (A: ICATYM2, B: CCME WQI, C: AF-AD, D: CV) utilizados.

3.3.3. Factor 1: Variables

A partir de lo expuesto en la introducción y en consonancia con los requisitos establecidos en la DMA, se ha aplicado el criterio de experto para seleccionar dos combinaciones de variables. La primera combinación, correspondiente a las variables generales de la DMA, incluye 5 variables, mientras que la segunda combinación complementa las primeras con otras 3 variables, que pueden formar parte del grupo de contaminantes específicos: los coliformes fecales, los estreptococos fecales y la clorofila, englobando en total 8 variables.

En la Tabla 3.3 se muestra la composición de los dos conjuntos de variables (**5 variables** y **8 variables**) que componen los niveles de tratamiento de este primer factor.

5 Variables	8 Variables
Saturación de Oxígeno (%)	Saturación de Oxígeno (%)
Turbidez (NTU)	Turbidez (NTU)
Amonio (µMol/l)	Amonio (µMol/l)
Nitrato (µMol/l)	Nitrato (µMol/l)
Fosfato (µMol/l)	Fosfato (µMol/l)
	Coliformes fecales (UFC/100 ml)
	Estreptococos fecales (UFC/100 ml)
	Clorofila a (µg/l)

Tabla 3. 3. Combinaciones de variables seleccionadas para la aplicación de los distintos métodos.

3.3.4. Factor 2: Condiciones de referencia y umbrales de calidad

Aunque en el Anexo V (apartado 1.2.6) de la DMA se establecen los procedimientos a seguir para el establecimiento de las normas de calidad medioambiental (EQS) de los contaminantes específicos propuestos para la valoración de la calidad físicoquímica de las aguas, estos procedimientos sólo se refieren a los grupos de contaminantes que figuran en los puntos 1 a 9 del Anexo VIII de la misma Directiva (metales, cianuros, biocidas, organohalogenados, etc.), entre los que no se incluye ninguna de las variables seleccionadas en este capítulo. Es por ello que, a falta de un procedimiento aceptado para el establecimiento de las condiciones de referencia y los umbrales de calidad de las distintas variables seleccionadas en este capítulo, a continuación se describe el procedimiento adoptado para ello y se aplica a las variables mencionadas en el apartado anterior, con el fin de establecer unas condiciones de referencia y unos umbrales de calidad adecuados a las características ambientales de las aguas costeras de Cantabria.

Para ello, se calculó el valor del **percentil 90** de todos los datos tomados en estaciones situadas en zonas inalteradas, como una primera aproximación de lo que podrían ser las condiciones de referencia de las distintas variables en la costa de Cantabria. Este criterio genérico presenta dos excepciones. Así, en el caso del oxígeno, cuyos efectos perjudiciales se producen por debajo de un determinado umbral, el percentil utilizado como referencia fue el **P10**, tal y como han propuesto diversos autores (Bricker *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2007). En segundo lugar, en el caso de los coliformes y estreptococos fecales, puesto que su origen es fundamentalmente antropogénico (humano o agropecuario), se consideró que las condiciones de referencia deberían corresponder a la **ausencia** de estos microorganismos.

En cuanto al establecimiento de los umbrales que determinarán las distintas categorías de calidad, se ha utilizado un criterio basado en sucesivas desviaciones respecto a las condiciones de referencia, si bien el porcentaje de desviación aplicado en cada caso se estableció mediante juicio de experto, a partir de la observación de la totalidad de los datos disponibles y de los resultados obtenidos en otros estudios llevados a cabo en zonas costeras próximas.

Los datos utilizados para el cálculo de las condiciones de referencia han sido aquéllos correspondientes a estaciones no sometidas a presiones antrópicas, procedentes de la RCCLC (GESHA, 2005a, 2006) mencionadas anteriormente. Además, con el fin de disponer de una mayor cantidad de datos para los análisis, también se utilizaron los datos correspondientes a dos estaciones de control procedentes de los estudios de vigilancia del emisario de Santander (GESHA, 2003). En este caso se dispuso de datos

tomados en dos estaciones de muestreo (C1 y C2), durante seis campañas (junio 2001, diciembre 2001, abril 2002, julio 2002, abril 2003 y julio 2003). Todos los registros corresponden a mediciones realizadas a tres profundidades diferentes (superficie, medio y fondo).

En la Tabla 3.4 se muestran, para cada una de las variables seleccionadas, los valores máximos, mínimos y el percentil 90 (P10 en el caso del oxígeno) de los datos utilizados para el establecimiento de las condiciones de referencia.

	Sat.Ox. (%)	Turb. (NTU)	Amonio (μ Mol/l)	Nitratos (μ Mol/l)	Fosfatos (μ Mol/l)	Cla (μ g/l)	CF (UFC/100 ml)	EF (UFC/100 ml)
Máximo	104	8.1	13.6	50.9	0.22	7.6	440	1100
P90 (P10*)	96.4*	4.9	5.6	3.9	0.17	1.03	90	191
Mínimo	88	0.2	0	0.1	0	0.2	0	0

* Valor correspondiente al percentil 10

Tabla 3. 4. Valores máximos, mínimos y percentil 90 (P10 en el caso del oxígeno) de los datos utilizados para cada una de las variables.

Las condiciones de referencia establecidas de este modo para las aguas costeras de Cantabria corresponden a los valores de los percentiles 90 (P10 en el oxígeno), salvo en el caso de los CF y EF, para los que las condiciones de referencia se establecen en 0 UFC/100ml.

A partir de las condiciones de referencia obtenidas, el criterio seguido para establecer el porcentaje de desviación aplicable a cada variable para la obtención de los distintos umbrales de calidad, ha sido diferente en cada caso:

- **Nutrientes:** De forma similar a lo que sugieren Devlin *et al.* (2007b), en este caso la desviación adoptada ha sido del 50 % respecto de las condiciones de referencia.
- **Clorofila:** Debido a los elevados valores de este indicador observados en la costa de Cantabria durante los blooms estacionales, que pueden superar fácilmente los 5 μ g/l (Canteras *et al.*, 1995; Pérez García *et al.*, 1995), en este caso se ha adoptado una desviación del 100 % respecto a las condiciones de referencia.
- **Turbidez:** Al igual que sucede con la clorofila, los elevados valores de turbidez que pueden registrarse en determinados momentos debidos a causas naturales (e.g. escorrentía fluvial o resuspensión de sedimentos durante episodios

tormentosos), hacen necesario establecer unos umbrales amplios que eviten una excesiva penalización de la calidad de las aguas. Por este motivo, también se ha establecido una desviación del 100 % para esta variable.

- **Oxígeno:** En este caso, se ha partido de una condición de referencia correspondiente al percentil 10 de la distribución de los datos y los umbrales correspondientes a las distintas clases de calidad se han establecido mediante disminuciones sucesivas del 5% de saturación. Esta escala ha sido adaptada a partir de los rangos propuestos para las aguas costeras del País Vasco (Borja *et al.*, 2005) y responden a una baja variabilidad de los valores correspondientes a esta variable en las aguas costeras del Cantábrico.
- **Contaminantes bacteriológicos:** Finalmente, en el caso de los contaminantes bacteriológicos, los valores establecidos para fijar los límites entre las clases de calidad Muy buena-Buena y Buena-Moderada, han sido adoptados de los valores límite de *E. coli* y Enterococos intestinales establecidos en la Directiva 2006/7/CE para la obtención de las calidades Excelente (250 y 100 UFC/100ml) y Buena (500 y 200 UFC/100ml) respectivamente. Puesto que el incremento en el número de estos microorganismos aumenta exponencialmente con el grado de contaminación de las aguas (Henry y Heinke, 1999), los umbrales adoptados para la asignación de las subsiguientes categorías de calidad han sido establecidos siguiendo una progresión exponencial geométrica.

En la Tabla 3.5 se muestran las condiciones de referencia y los umbrales de calidad obtenidos de esta manera para cada una de las variables analizadas.

	CR Muy Buena	MB-B	B-Mod	Mod-D	D-M	CR Mala
Sat. Oxígeno (%)	95	90	85	80	75	70
Turbidez (NTU)	5	10	15	20	25	30
Amonio (µMol/l)	6	9	12	15	18	21
Nitratos (µMol/l)	4	6	8	10	12	14
Fosfatos (µMol/l)	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7
Clorofila (µg/l)	1	2	3	4	5	6
Colif. Fecales (UFC/100 ml)	0	250	500	1000	2000	4000
Estrept. Fecales (UFC/100 ml)	0	100	200	400	800	1600

Tabla 3. 5. Condiciones de referencia (CR) y umbrales de calidad establecidos para cada una de las variables. MB: Muy buena, B: Buena, Mod: Moderada, D: Deficiente, M: Mala.

Tal y como se estableció en el planteamiento general del diseño experimental, para analizar el posible efecto derivado de este factor se ha optado por utilizar dos criterios de valoración con diferentes niveles de exigencia. Cada uno de estos criterios toma como base para la evaluación los siguientes valores:

1. La condición de referencia de Muy buena calidad (**CR MB**).
2. El umbral de calidad entre las clases Muy buena y Buena (**MB-B**).

Cabe destacar, no obstante, que cada uno de los métodos de valoración que se van a aplicar integran de modo distinto dichos umbrales, por lo que la descripción detallada del modo en que se aplican en cada caso se expone en el subapartado correspondiente a los métodos de valoración.

3.3.5. Factor 3: Métodos de valoración

Con el fin de analizar el efecto de la utilización de distintos tipos de métodos de valoración se han seleccionado los siguientes métodos:

- El índice multimétrico **ICATYM2**, que constituye una versión modificada del Índice de Calidad de las Aguas de Transición y Marinas (ICATYM) propuesto por la Universidad de Cantabria (UC) (GESHA, 2001).
- El índice multimétrico CCME Water Quality Index (**CCME WQI**) propuesto por el Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001a, 2001c).
- El Método Factorial (**AF-AD**) propuesto por la Fundación AZTI (Borja *et al.*, 2004b; Bald, 2005; Bald *et al.*, 2005), basado en la aplicación combinada de técnicas de Análisis Factorial y Discriminante.
- El método del Valor Crítico (**CV**), propuesto en este trabajo y basado en la aplicación del principio “uno fuera, todos fuera”.

A continuación se describen los conceptos básicos de estos cuatro métodos de valoración.

3.3.5.1. Índice ICATYM2

El índice ICATYM2 constituye una modificación del índice ICATYM o “Índice de calidad de las aguas de transición y marinas”, desarrollado por la Universidad de Cantabria (GESHA, 2001), que ha sido adaptado a las variables y umbrales de calidad establecidos en este trabajo. El índice ICATYM2R es, a su vez, una versión reducida del ICATYM2, adaptada a la combinación de 5 variables.

Al igual que el índice original, el ICATYM2 también está compuesto por dos tipos de indicadores: un primer grupo de indicadores correspondientes al estado de conservación del medio (porcentaje de saturación de oxígeno, turbidez y clorofila *a*) y un segundo grupo de indicadores representativos del grado de presión antrópica a la que está sometido (nutrientes y contaminantes bacteriológicos, en sustitución de los detergentes y los aceites y grasas del método original). Cada uno de estos indicadores se valora mediante una serie de índices parciales (índice de turbidez, de clorofila, etc.) tal y como se indica en las Ecuaciones 3.1 y 3.2 para las versiones normal y reducida respectivamente.

$$ICATYM2 = \left(\frac{7}{2} I_{SAT2} + 3I_{TURB2} + \frac{7}{2} I_{CLa2} \right) \cdot I_{NUTR2} \cdot I_{BACT2} \quad (3.1)$$

$$ICATYM2R = (5I_{SAT2} + 5I_{TURB2}) \cdot I_{NUTR2} \quad (3.2)$$

donde:

ICATYM2: Índice de calidad de las aguas de transición y marinas modificado

ICATYM2R: ICATYM2 en su versión reducida (5 variables)

I_{SAT2} : Índice de saturación de oxígeno

I_{TURB2} : Índice de turbidez

I_{CLa2} : Índice de la clorofila *a*

I_{NUTR2} : Índice de nutrientes (nitratos, amonio, fosfatos)

I_{BACT2} : Índice de contaminantes bacteriológicos (CF, EF)

Para implementar estos índices parciales en la formulación general se han establecido tablas de parametrización en las que se asignan puntuaciones a los distintos rangos de concentraciones o valores correspondientes a cada una de las variables utilizadas (Tablas 3.6 a 3.11). La parametrización se ha realizado en base a los resultados obtenidos en el apartado correspondiente al establecimiento de condiciones de referencia y umbrales de calidad, asignando las mayores puntuaciones a los valores correspondientes a las condiciones de referencia de Muy buena calidad y disminuyendo

las puntuaciones al empeorar la calidad. Así, se han establecido dos criterios diferentes: uno más restrictivo cuyo rango de valoración parte de las condiciones de referencia como umbral inicial (CR MB), y otro menos restrictivo que parte del valor correspondiente al límite entre las clases de calidad Muy buena y Buena (MB-B). Los valores establecidos, tanto para el ICATYM2 como para la versión reducida, se muestran en las Tablas 3.6 a 3.11.

Saturación de oxígeno (%)		I _{SAT2}
CR MB	MB-B	
$x > 95$	$x > 90$	10
$90 < x \leq 95$	$85 < x \leq 90$	8
$85 < x \leq 90$	$80 < x \leq 85$	5
$80 < x \leq 85$	$75 < x \leq 80$	2
$x \leq 80$	$x \leq 75$	0

Tabla 3. 6. Parametrización de la saturación de oxígeno, donde “x” representa el % medido en la muestra.

Turbidez (NTU)		I _{TURB2}
CR MB	MB-B	
$x < 5$	$x < 10$	10
$5 \leq x < 10$	$10 \leq x < 15$	8
$10 \leq x < 15$	$15 \leq x < 20$	5
$15 \leq x < 20$	$20 \leq x < 25$	2
$x \geq 20$	$x \geq 25$	0

Tabla 3. 7. Parametrización de la turbidez, donde “x” representa la turbidez medida en la muestra.

Clorofila <i>a</i> (µg/L)		I _{CLa2}
CR MB	MB-B	
$x < 1$	$x < 2$	10
$1 \leq x < 2$	$2 \leq x < 3$	8
$2 \leq x < 3$	$3 \leq x < 4$	5
$3 \leq x < 4$	$4 \leq x < 5$	2
$x \geq 4$	$x \geq 5$	0

Tabla 3. 8. Parametrización de la concentración de clorofila *a*, donde “x” representa la concentración medida en la muestra.

La sustitución de los indicadores de presión originales (aceites y grasas y detergentes) por unos nuevos, entre los que se incluyen la valoración de nutrientes (amonio, nitratos y fosfatos) y contaminantes bacteriológicos (coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF)), ha requerido una modificación en los criterios de ponderación. Así, se ha establecido que el valor obtenido para cada uno de estos índices parciales sea el correspondiente al de la variable peor valorada en cada caso. Al igual que para el resto de variables, en el caso de los nutrientes se han establecido dos criterios de valoración partiendo de los umbrales correspondientes a las condiciones de referencia (CR MB) (Tabla 3.9) o al límite entre las clases de calidad Muy buena y Buena (MB-B) (Tabla

3.10). Para los contaminantes bacteriológicos únicamente se ha considerado el umbral MB-B (Tabla 3.11) ya que en caso de considerarse el umbral establecido como condición de referencia (0 UFC/100ml), cualquier tipo de contaminación residual daría lugar a incumplimientos en los objetivos.

NUTRIENTES ($\mu\text{Mol/l}$) -- CR MB --			I_{NUTR2}
NH_4	NO_3	PO_4	
$x < 6$	$x < 4$	$x < 0.2$	1
$6 \leq x < 9$	$4 \leq x < 6$	$0.2 \leq x < 0.3$	0.8
$9 \leq x < 12$	$6 \leq x < 8$	$0.3 \leq x < 0.4$	0.6
$12 \leq x < 15$	$8 \leq x < 10$	$0.4 \leq x < 0.5$	0.4
$x \geq 15$	$x \geq 10$	$x \geq 0.5$	0.2

Tabla 3. 9. Parametrización de la concentración de nutrientes según el criterio CR MB, donde “x” representa la concentración medida en la muestra. El valor de I_{NUTR2} corresponde al del peor de los tres elementos (amonio, nitratos o fosfatos).

NUTRIENTES ($\mu\text{Mol/l}$) -- MB-B --			I_{NUTR2}
NH_4	NO_3	PO_4	
$x < 9$	$x < 6$	$x < 0.3$	1
$9 \leq x < 12$	$6 \leq x < 8$	$0.3 \leq x < 0.4$	0.8
$12 \leq x < 15$	$8 \leq x < 10$	$0.4 \leq x < 0.5$	0.6
$15 \leq x < 18$	$10 \leq x < 12$	$0.5 \leq x < 0.6$	0.4
$x \geq 18$	$x \geq 12$	$x \geq 0.6$	0.2

Tabla 3. 10. Parametrización de la concentración de nutrientes según el criterio MB-B, donde “x” representa la concentración medida en la muestra. El valor de I_{NUTR2} corresponde al del peor de los tres elementos (amonio, nitratos o fosfatos).

BACTERIOLOGÍA (UFC/100ml)		I_{BACT2}
CF	EF	
$x < 250$	$x < 100$	1
$250 \leq x < 500$	$100 \leq x < 200$	0.8
$500 \leq x < 1000$	$200 \leq x < 400$	0.6
$1000 \leq x < 2000$	$400 \leq x < 800$	0.4
$x \geq 2000$	$x \geq 800$	0.2

Tabla 3. 11. Parametrización de los contaminantes bacteriológicos, donde “x” representa la abundancia medida en la muestra. El valor de I_{BACT2} corresponde al peor de los dos elementos (CF o EF).

El valor del índice ICATYM2 y del ICATYM2R se calcula sustituyendo, en las Ecuaciones 3.1 y 3.2, los valores obtenidos en cada uno de los índices parciales, extraídos a su vez de las correspondientes tablas de parametrización. El resultado de dicha aplicación da un valor comprendido entre 0 y 100 unidades de calidad para cada uno de los puntos muestreados.

Con el fin de poder realizar comparaciones entre los distintos métodos analizados en este capítulo, la clasificación de las distintas categorías de calidad se realizará en base a

los rangos del Ecological Quality Ratio (EQR) propuestos por el grupo de trabajo 2.3-REFCOND, encargado de los aspectos relativos al establecimiento de las condiciones de referencia para la implementación de la Directiva Marco del Agua (REFCOND, 2003), tal y como se muestra en la Tabla 3.12. Para que el resultado del índice se encuentre en el rango de 0 a 1 establecido en la DMA para el EQR, bastará con dividir el valor obtenido entre 100.

Valor del índice ICATYM2	EQR	Calidad
83-100	0.83-1	Muy Buena
62-82	0.62-0.82	Buena
41-61	0.41-0.61	Moderada
20-40	0.20-0.40	Deficiente
0-19	0-0.19	Mala

Tabla 3. 12. Escala de calidad establecida para el Índice ICATYM2, de acuerdo a los rangos propuestos por el REFCOND (2003).

3.3.5.2. Índice CCME WQI

El Índice CCME WQI o “Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index” (CCME, 2001a, 2001c), cuya documentación y programa de cálculo están disponibles en la página web <http://www.ccme.ca>, proporciona un punto de vista diferente, ya que no sólo considera las concentraciones de determinadas variables respecto a sus objetivos de calidad, sino que además considera el número de variables que superan dichos objetivos, el número de veces que se superan y la amplitud por la que se superan, mediante la incorporación de tres elementos de valoración o factores:

- *F1*: El alcance, o número de variables que superan los objetivos de calidad
- *F2*: La frecuencia, o número de veces que se superan los objetivos de calidad
- *F3*: La amplitud, o magnitud en la que se superan los objetivos de calidad

El *F1* (alcance) representa el porcentaje de variables que no cumplen sus objetivos de calidad (“variables fallidas”) durante el período de estudio y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$F1 = \left(\frac{\text{Número de variables fallidas}}{\text{Número total de variables}} \right) \times 100 \quad (3.3)$$

El *F2* (frecuencia) representa el porcentaje de registros individuales que no cumplen los objetivos de calidad (“registros fallidos”) y se obtiene mediante la siguiente ecuación:

$$F2 = \left(\frac{\text{Número de registros fallidos}}{\text{Número total de registros}} \right) \times 100 \quad (3.4)$$

El F3 (amplitud) representa la magnitud por la que los registros fallidos incumplen los objetivos de calidad y se calcula en tres etapas sucesivas:

- i) El número de veces en las que una concentración es superior (o inferior, cuando el objetivo es un mínimo) al objetivo de calidad se denomina “desviación” y se expresa de la siguiente manera:

Cuando el valor del registro no debe superar el objetivo:

$$\text{Desviación } i = \left(\frac{\text{Valor del registro fallido } i}{\text{Objetivo } j} \right) - 1 \quad (3.5a)$$

Cuando el valor del registro no debe estar por debajo del objetivo:

$$\text{Desviación } i = \left(\frac{\text{Objetivo } j}{\text{Valor del registro fallido } i} \right) - 1 \quad (3.5b)$$

- ii) La cantidad total de incumplimientos se calcula sumando las desviaciones de los registros individuales y dividiendo el resultado por el número total de registros (incluyendo tanto los que cumplen como los que no cumplen los objetivos de calidad). A esta nueva variable se le denomina “suma normalizada de desviaciones”, o *nse*, y se calcula como:

$$\text{nse} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Desviación } i}{\text{N}^{\circ} \text{ total de tests}} \quad (3.6)$$

- iii) El F3 se calcula mediante una función asintótica que escala la suma normalizada de las desviaciones a un rango comprendido entre 0 y 100:

$$F3 = \left(\frac{\text{nse}}{0.01 \cdot \text{nse} + 0.01} \right) \quad (3.7)$$

Una vez calculados los valores de estos tres factores, el índice CCME WQI se obtiene sumándolos vectorialmente y aplicando la siguiente ecuación:

$$CCME \quad WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (3.8)$$

El divisor 1.732 normaliza el resultado a un rango comprendido entre 0 y 100, y al restar sobre el valor de 100 se invierte la escala, de forma que valores próximos a 0 representan una mala calidad, mientras que los valores próximos a 100 representan una buena calidad. Para que el resultado del índice se encuentre en el rango de 0 a 1 establecido en la DMA, bastará con dividir el valor obtenido entre 100.

Con el fin de poder realizar comparaciones entre los distintos métodos analizados en este capítulo, se utilizarán los rangos propuestos por el REFCOND (2003), dando lugar a los siguientes rangos de clasificación (Tabla 3.13):

Valor del índice CCME WQI	EQR	Calidad
83-100	0.83-1	Muy Buena
62-82	0.62-0.82	Buena
41-61	0.41-0.61	Moderada
20-40	0.20-0.40	Deficiente
0-19	0-0.19	Mala

Tabla 3. 13. Escala de calidad establecida para el Índice CCME WQI, según rangos del REFCOND (2003).

Siguiendo el diseño experimental establecido, este método se ha aplicado utilizando los dos grupos de variables seleccionadas en el apartado anterior (Tabla 3.3) y los dos niveles de objetivos de calidad correspondientes a los umbrales de CR MB y MB-B. Al igual que en el ICATYM2, para los contaminantes bacteriológicos se utilizará el mismo umbral (MB-B) en ambos casos (Tabla 3.14).

CRITERIO	% Satur. Oxígeno	Turbidez (NTU)	Amonio (µMol/l)	Nitrato (µMol/l)	Fosfato (µMol/l)	Clorofila (µg/l)	C.F. (UFC/100 ml)	S.F. (UFC/100 ml)
CR MB	95	5	6	4	0.2	1	250	100
MB-B	90	10	9	6	0.3	2	250	100

Tabla 3. 14. Valores de los objetivos de calidad para cada una de las variables, según los límites correspondientes a las condiciones de referencia de Muy buena calidad (CR MB) y a la clase de calidad Muy Buena-Buena (MB-B).

3.3.5.3. Método AF-AD

Este método, basado en la propuesta realizada por la Fundación AZTI (Borja *et al.*, 2004b; Bald, 2005; Bald *et al.*, 2005), incluye dos pasos consecutivos. En primer lugar, aplica un Análisis Factorial (AF) y, en segundo lugar, aplica un Análisis Discriminante (AD). Para la realización de ambos tipos de análisis multivariantes se ha utilizado el programa estadístico STATISTICA versión 6 (StatSoft, 2001).

El AF es un tipo de análisis multivariante que permite sintetizar la información proporcionada por un elevado número de variables correlacionadas entre sí, mediante la creación de unas nuevas variables no correlacionadas (ortogonales) denominadas factores o componentes principales, que son combinación lineal de las variables originales. Los factores creados permiten a su vez ordenar las muestras en un nuevo espacio N-dimensional más sencillo de interpretar, ya que cada uno de los ejes de este nuevo espacio aglutina la información de varias de las variables originales que lo componen. Este análisis permite además determinar cuáles de las variables originales son las que más información aportan a la variabilidad total del sistema y en qué sentido influye cada una de ellas sobre los factores creados.

El AD es otra técnica de análisis multivariante que permite clasificar en distintos grupos cualitativos, correspondientes a cada una de las clases de calidad preestablecidas, las muestras estudiadas. El procedimiento seguido para ello consiste en minimizar la distancia entre las muestras de un mismo grupo y maximizarla respecto a las muestras del resto de los grupos, dando lugar a agrupaciones con muestras lo más homogéneas posibles dentro de cada grupo y lo más heterogéneas posibles respecto al resto de grupos. La asignación de las muestras a los diferentes grupos de calidad se lleva a cabo mediante la aplicación de una serie de funciones de clasificación que son combinación lineal de las variables originales.

Tal y como proponen los autores de esta propuesta, el AF se ha llevado a cabo mediante el método de las Componentes Principales como método de extracción, con los datos originales previamente transformados, mediante la transformación logarítmica ($\log(1+X)$), y estandarizados, restándoles la media y dividiéndolos por la desviación estándar. Asimismo, los resultados del AF han sido rotados mediante el método “varimax”.

Para la clasificación de las muestras en función de su calidad, deben establecerse las condiciones de referencia de Muy buena y Mala calidad para las variables utilizadas en el análisis y, a partir de éstas, crear los puntos de referencia en el nuevo espacio

vectorial definido (Figura 3.3). A continuación se traza una recta teórica de unión entre ambas referencias y se divide en 5 tramos correspondientes a los 5 niveles de calidad que exige la DMA. A la distancia máxima entre ambas condiciones de referencia se le asigna el valor de 1 y la distancia entre cada una de las divisiones de calidad, correspondientes a los EQRs (Ecological Quality Ratios), se realiza en base a las recomendaciones del REFCOND (2003), tal y como se indica en la Tabla 3.15.

Finalmente, para obtener el valor de calidad correspondiente a cada muestra se calcula su proyección sobre la recta teórica, obteniéndose el valor de calidad correspondiente al tramo del EQR sobre el que se produzca dicha proyección. En el caso de que la proyección se produzca fuera de los límites marcados por las muestras de referencia, la calidad asignada corresponde a la de la estación de referencia más próxima (Figura 3.3).

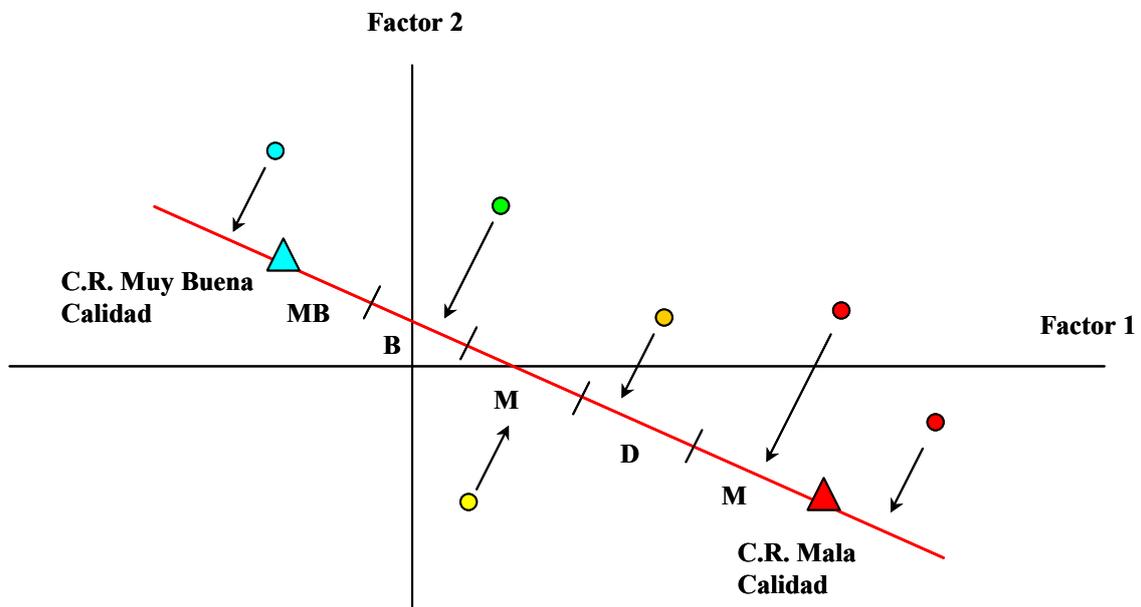


Figura 3. 3. Ilustración gráfica del esquema seguido para la clasificación de las muestras.

Distancia Vectorial - EQR	Calidad
0.83-1	Muy Buena
0.62-0.82	Buena
0.41-0.61	Moderada
0.20-0.40	Deficiente
0-0.19	Mala

Tabla 3. 15. Escala de calidad establecida para la aplicación del método AF-AD, según rangos del REFCOND (2003).

Para comprobar la eficacia del Análisis Discriminante a la hora de clasificar las muestras mediante las funciones de clasificación creadas, se plantea realizar un cálculo

del índice Kappa (K) y Kappa ponderado (K_w), propuestos por Cohen (1960; 1968) y Fleiss y Cohen (1973), entre la clasificación obtenida mediante el Análisis Factorial y la clasificación predicha por el Análisis Discriminante.

El valor definitivo del índice Kappa (K) ó del Kappa ponderado (K_w) es un número real adimensional comprendido entre -1 y 1 . El grado de acuerdo entre lo observado y lo predicho será mayor cuanto mayor sea el valor de Kappa. En la Tabla 3.16 se muestran las correspondencias establecidas por Monserud y Leemans (1992), y adaptadas por Bald (2005), entre el valor de K ó K_w y el grado de acuerdo entre lo observado y lo predicho.

Valor de K ó K_w	Grado de acuerdo
≤ 0.05	Nulo
(0.05 - 0.2]	Muy bajo
(0.20 - 0.4]	Bajo
(0.40 - 0.55]	Moderado
(0.55 - 0.7]	Bueno
(0.70 - 0.85]	Muy bueno
(0.85 - 0.99]	Prácticamente perfecto
(0.99 - 1]	Perfecto

Tabla 3. 16. Correspondencias entre el valor de Kappa (K ó K_w) y el grado de acuerdo entre lo observado y lo predicho.

En todo este proceso, el establecimiento de las condiciones de referencia juega un papel fundamental, ya que su ubicación en el espacio vectorial definido va a condicionar la asignación de la calidad de las muestras analizadas así como la creación posterior de las funciones de clasificación mediante el AD.

La aplicación de este método se llevará a cabo considerando las mismas combinaciones de variables que en los otros métodos (Tabla 3.3) y con dos criterios para los umbrales de calidad (CR MB y MB-B). No obstante, el propio método exige el establecimiento simultáneo de las condiciones de referencia de lo que se considera como Mala calidad. Por ello, en este caso, los dos umbrales evaluados en el diseño (CR MB y MB-B) se han complementado con su correspondiente “nivel pésimo”, generando los siguientes rangos de calidad (Tabla 3.17).

- Criterio 1 – Que incluye los umbrales **CR MB** (óptimo) y CR M (pésimo).
- Criterio 2 – Que incluye los umbrales **MB-B** (óptimo) y D-M (pésimo)

CRITERIO	% Satur. Oxígeno	Turbidez (NTU)	Amonio (μMol/l)	Nitrato (μMol/l)	Fosfato (μMol/l)	Clorofila (μg/l)	C.F. (UFC/100 ml)	S.F. (UFC/100 ml)
CR MB – CR M	95-70	5-30	6-21	4-14	0.2-0.7	1-6	0-4000	0-1600
MB-B – D-M	90-75	10-25	9-18	6-12	0.3-0.6	2-5	0*-2000	0*-800

* Valores correspondientes a las condiciones de referencia de Muy buena calidad.

Tabla 3. 17. Valores de las variables para cada una de las condiciones de referencia de calidad óptima y pésima utilizadas en los dos criterios ensayados (CR MB y MB-B).

3.3.5.4. Método CV

El último método planteado está basado en el principio “uno fuera, todos fuera” y consiste en la aplicación de un criterio directo de asignación de la calidad a partir de la comparación entre los datos obtenidos por cada una de las variables consideradas en la valoración y una serie de umbrales de calidad establecidos para cada una de ellas. Por tanto, la calidad de cada muestra vendrá determinada por el peor de los valores obtenidos entre todas las variables analizadas, el cual constituirá el “*Valor Crítico*” de la valoración. Es decir, si la variable “V” de la muestra “M” presenta unos niveles correspondientes a una calidad Buena, aunque el resto de las variables presenten una calidad Muy buena, la muestra tendrá una calidad Buena y si alguna de las variables obtiene una calidad Mala, la muestra tendrá una calidad Mala independientemente de las calidades obtenidas por el resto de las variables (ver ejemplo en la Tabla 3.18).

Muestra	Variables						Calidad Asignada
	V1	V2	V3	V4	V...	Vm	
M1	MB	MB	MB	MB	MB	MB	MB
M2	MB	MB	B	MB	MB	B	B
M...	B	Mod	MB	B	D	MB	D
Mn	MB	B	D	MB	M	MB	M

Tabla 3. 18. Ejemplo de aplicación del criterio seguido en el método CV. MB: Muy Buena, B: Buena, Mod: Moderada, D: Deficiente, M: Mala.

Para poder aplicar este procedimiento es necesario establecer los límites correspondientes a las distintas clases de calidad para cada una de las variables consideradas, lo que se hará de acuerdo a los umbrales establecidos en la Tabla 3.5.

En este método también se van a probar las dos combinaciones de variables seleccionadas (Tabla 3.3) y los dos criterios para los umbrales de calidad (CR MB y MB-B). Si bien en este caso, para la utilización del criterio CR MB, la clasificación de la calidad comenzará a penalizar a partir del valor correspondiente a la CR MB de la

CAPÍTULO III

Tabla 3.5. En la Tabla 3.19 se muestran los umbrales correspondientes a las distintas clases de calidad, para cada una de las variables, según los dos criterios establecidos. Al igual que en el ICATYM2 y en el CCME WQI, la valoración de los contaminantes bacteriológicos se realizará en base a una escala única, según el criterio MB-B.

		MB	B	Mod	D	M
Sat. Oxígeno (%)	CR MB	> 95	95-90	90-85	85-80	≤ 80
	MB-B	> 90	90-85	85-80	80-75	≤ 75
Turbidez (NTU)	CR MB	< 5	5-10	10-15	15-20	≥ 20
	MB-B	< 10	10-15	15-20	20-25	≥ 25
Amonio (μMol/l)	CR MB	< 6	6-9	9-12	12-15	≥ 15
	MB-B	< 9	9-12	12-15	15-18	≥ 18
Nitrato (μMol/l)	CR MB	< 4	4-6	6-8	8-10	≥ 10
	MB-B	< 6	6-8	8-10	10-12	≥ 12
Fosfato (μMol/l)	CR MB	< 0,2	0,2-0,3	0,3-0,4	0,4-0,5	≥ 0,5
	MB-B	< 0,3	0,3-0,4	0,4-0,5	0,5-0,6	≥ 0,6
Clorofila (μg/l)	CR MB	< 1	1-2	2-3	3-4	≥ 4
	MB-B	< 2	2-3	3-4	4-5	≥ 5
<i>Colif. Fecales (UFC/100 ml)</i>	MB-B*	< 250	250-500	500-1000	1000-2000	≥ 2000
<i>Strept. Fecales (UFC/100 ml)</i>	MB-B*	< 100	100-200	200-400	400-800	≥ 800

* Valores según el criterio MB-B en ambos casos.

Tabla 3. 19. Valores de las variables correspondientes a las distintas clases de calidad, según los criterios CR MB y MB-B. Los valores marcados en negrita, correspondientes al criterio MB-B, constituyen los rangos originales establecidos en la Tabla 3.5. Los valores compartidos entre límites corresponden al de la clase de calidad inferior.

Con el fin de poder realizar cálculos numéricos a partir de las categorías de calidad obtenidas, como por ejemplo calcular los valores medios entre varias muestras (ver capítulo V), se asignará a cada muestra un valor numérico correspondiente a dicha calidad según lo establecido en la Tabla 3.20:

Calidad obtenida	Valor asignado
Muy Buena	1
Buena	0.75
Moderada	0.5
Deficiente	0.25
Mala	0

Tabla 3. 20. Valores numéricos asignados a las muestras en función de las clases de calidad obtenidas según el método CV.

Aunque no es necesario definir límites entre las distintas clases de calidad, ya que los valores asignados son fijos, estos límites seguirían el mismo criterio establecido para el resto de métodos, basado en los rangos establecidos por el REFCOND (2003) (Tabla 3.21).

CV	Calidad
0.83-1	Muy Buena
0.62-0.82	Buena
0.41-0.61	Moderada
0.20-0.40	Deficiente
0-0.19	Mala

Tabla 3. 21. Escala de calidad establecida para la aplicación del método CV, según rangos del REFCOND (2003).

3.3.6. Procesado de datos

Puesto que el objetivo planteado consiste en evaluar la capacidad de los distintos procedimientos metodológicos para detectar alteraciones antropogénicas, todos los análisis se han realizado sobre dos grupos de datos:

- Grupo 1: En el que se consideran todos los datos disponibles de todas las campañas y muestras (4032 datos).
- Grupo 2: En el que se han eliminado los datos de aquellas muestras cuya totalidad de variables obtuvieron valores mejores que las condiciones de referencia establecidas, manteniendo únicamente los datos de las muestras en las que al menos una variable hubiera registrado valores peores a las condiciones de referencia (1168 datos).

Con el fin de disponer de una visión general sobre la respuesta de los distintos procedimientos metodológicos empleados, se ha realizado, en primer lugar, un análisis descriptivo de los resultados obtenidos, para lo cual se han calculado los porcentajes de resultados correspondientes a las distintas clases de calidad obtenidos en cada caso. Por otro lado, para identificar aquellas variables que más han influido en las valoraciones de calidad, se han calculado los porcentajes de valoraciones inferiores a la Muy buena calidad obtenidos para cada una de ellas, mediante la comparación entre los datos de las variables y los umbrales de calidad establecidos en la Tabla 3.5.

Tras dicho análisis preliminar, se ha analizado la similaridad de los resultados obtenidos mediante los distintos procedimientos metodológicos, con el objeto de tener una primera valoración del efecto conjunto de los tres factores analizados en la evaluación de la calidad fisicoquímica. Para ello se han realizado análisis de clasificación de las muestras (clúster) y de ordenación (MDS) sobre la matriz de similaridad calculada, utilizando el método de Bray-Curtis y los datos transformados mediante la raíz

cuadrada, a partir de la matriz original compuesta por los resultados (EQRs) obtenidos en cada muestra según los 16 procedimientos metodológicos (Tabla 3.22).

Muestra	Procedimientos Metodológicos					
	A81	B81	C52	D52
M1	EQR _{1,1}	EQR _{16,1}
M2
M...
Mn	EQR _{1,n}	EQR _{16,n}

Tabla 3. 22. Matriz de resultados obtenidos en cada muestra mediante los distintos procedimientos metodológicos.

Esta aproximación indirecta constituye un anticipo al estudio de la significación estadística de los distintos factores. De este modo, para determinar si la utilización de distintas variables, umbrales de calidad y métodos han influido de manera significativa en los resultados obtenidos, se ha aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis a los resultados obtenidos mediante los distintos procedimientos metodológicos descritos, considerando; primero, la combinación total de los 4 métodos y, segundo, las distintas combinaciones posibles de 3 métodos. En los casos en los que se seguían detectando diferencias significativas se han realizado tests no paramétricos de la U de Mann-Whitney entre los distintos pares de métodos.

A continuación, se ha llevado a cabo una selección preliminar de las combinaciones de variables y umbrales más adecuados para cada uno de los métodos planteados. Con el fin de mantener la diversidad de procedimientos recogida en el propio diseño factorial, se han aplicado los siguientes criterios de selección:

- Se elegirá un procedimiento por cada uno de los 4 métodos de valoración (ICATYM2, CCME WQI, AF-AD y CV).
- Se utilizará el mismo conjunto de variables en todos los procedimientos (5 variables / 8 variables); éste se seleccionará en base a los resultados obtenidos tras la aplicación de un análisis de componentes principales (ACP) a los datos de las dos combinaciones de variables propuestas.
- En cada método se aplicará el conjunto de umbrales (CR-MB / MB-B) que se considere más adecuado en cada caso; esta selección se realizará mediante juicio de experto, en base a la comparación entre las clasificaciones obtenidas en cada caso y las clasificaciones estimadas a partir de los valores de las variables en las muestras, considerando, además, la propia concepción del funcionamiento del método.

Finalmente, para comparar el grado de ajuste entre las valoraciones realizadas mediante la aplicación de distintos procedimientos metodológicos, se ha calculado el nivel de correlación entre los valores de EQR obtenidos con cada uno de ellos, así como los porcentajes de coincidencias y los valores de Kappa ponderado entre las calidades asignadas en cada caso. No obstante, con el fin de ajustar el número de comparaciones a aquellas que puedan tener una mayor significación, éstas se han reducido a los 4 procedimientos metodológicos seleccionados en el apartado anterior. Además, para evitar el elevado número de coincidencias obtenidos en aquellas muestras con todas las variables en buen estado, únicamente se han utilizado los datos del Grupo 2.

3.4. RESULTADOS

Siguiendo el esquema de los análisis descritos en el apartado de procesado de datos, los resultados se han estructurado en cinco apartados:

- Análisis descriptivo
- Ordenación estadística de los procedimientos
- Análisis de significación de los factores
- Selección de procedimientos
- Análisis del grado de ajuste entre métodos

3.4.1. Análisis descriptivo

El primer resultado que cabe destacar es la tendencia que se observa en todos los procedimientos a clasificar las muestras con calidades Muy buenas o Buenas. Así, dependiendo del procedimiento metodológico empleado, entre un 71 % y un 100 % de las muestras han sido clasificadas como en Muy buena calidad, mientras que el porcentaje de muestras que no alcanzarían la Buena calidad exigida en la DMA no supera el 10% (Figura 3.4). Al considerar únicamente los datos de las muestras del grupo 2 (Figura 3.5), el porcentaje de calidades Buenas o Muy buenas sigue siendo mayoritario, si bien se produce una mayor dispersión de las asignaciones entre las distintas clases de calidad, especialmente en los procedimientos que utilizan el criterio 1 para las condiciones de referencia (CR MB). En este caso, el porcentaje de muestras que incumplirían la DMA se encontraría entre el 0% y el 36%, dependiendo del procedimiento metodológico empleado (Figura 3.5).

En todos los casos, el método AF-AD ha dado lugar a los mayores valores de EQR, obteniendo calidades Muy buenas en el 100 % de las muestras analizadas, independientemente de la combinación de variables y umbrales utilizados. El método CCME WQI también ha dado lugar a valores de calidad elevados, con el 99 % de los resultados superando la Buena calidad, destacando, además, que la variabilidad de los valores de EQR obtenidos ha sido la menor de entre los 4 métodos utilizados.

Por el contrario, los métodos CV e ICATYM2 han sido los más restrictivos, presentando una mayor variabilidad en los resultados y obteniendo valoraciones de calidad en todo el rango de categorías, sobre todo al utilizar las muestras del grupo 2.

En cuanto a las combinaciones de variables y umbrales de calidad, la selección de 8 variables con umbrales basados en las condiciones de referencia (CR MB) ha sido la combinación más restrictiva en cada caso (A81, B81, C81 y D81), mientras que, por el contrario, la selección de 5 variables con umbrales basados en las condiciones MB-B ha sido la más permisiva (A52, B52, C52 y D52). Entre las dos combinaciones restantes, la de 5 variables y el umbral CR MB ha sido la más restrictiva, por lo que este último factor parece ser más crítico que el número y tipo de variables utilizadas.

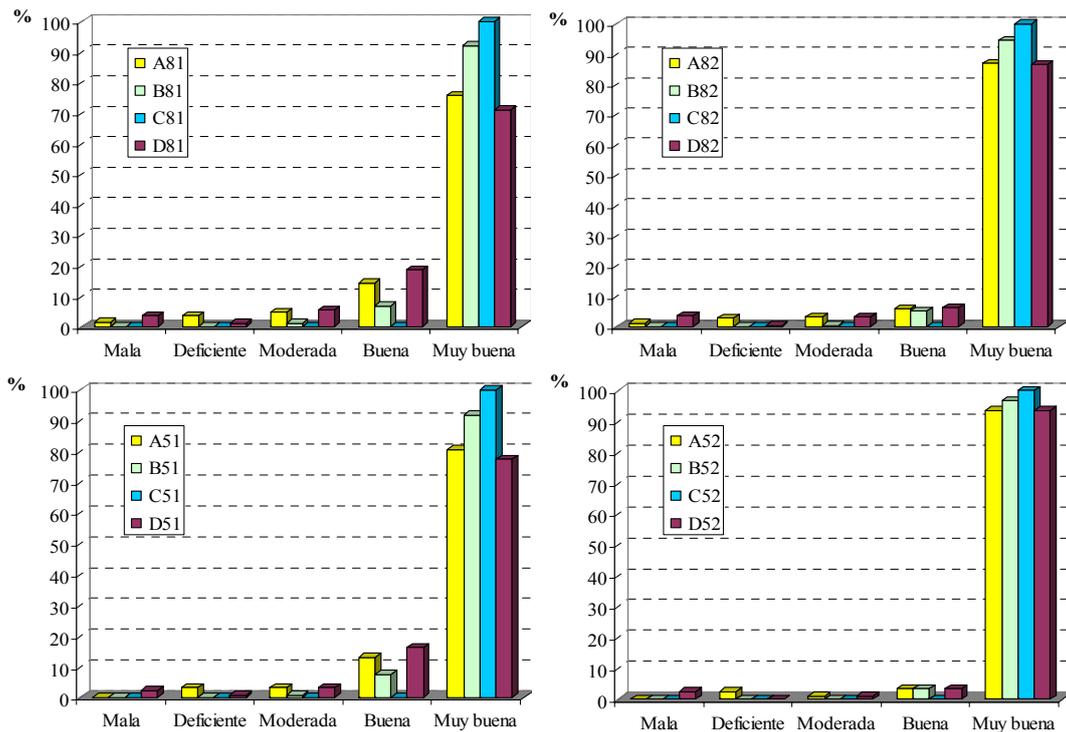


Figura 3. 4. Distribución de las clasificaciones de calidad obtenidas con la totalidad de los datos, para cada uno de los 16 procedimientos metodológicos aplicados. Codificación utilizada; A: ICATYM2, B: CCME WQI, C: AF-AD, D: CV, 8: 8 Variables, 5: 5 Variables, 1: CR MB, 2: MB-B.

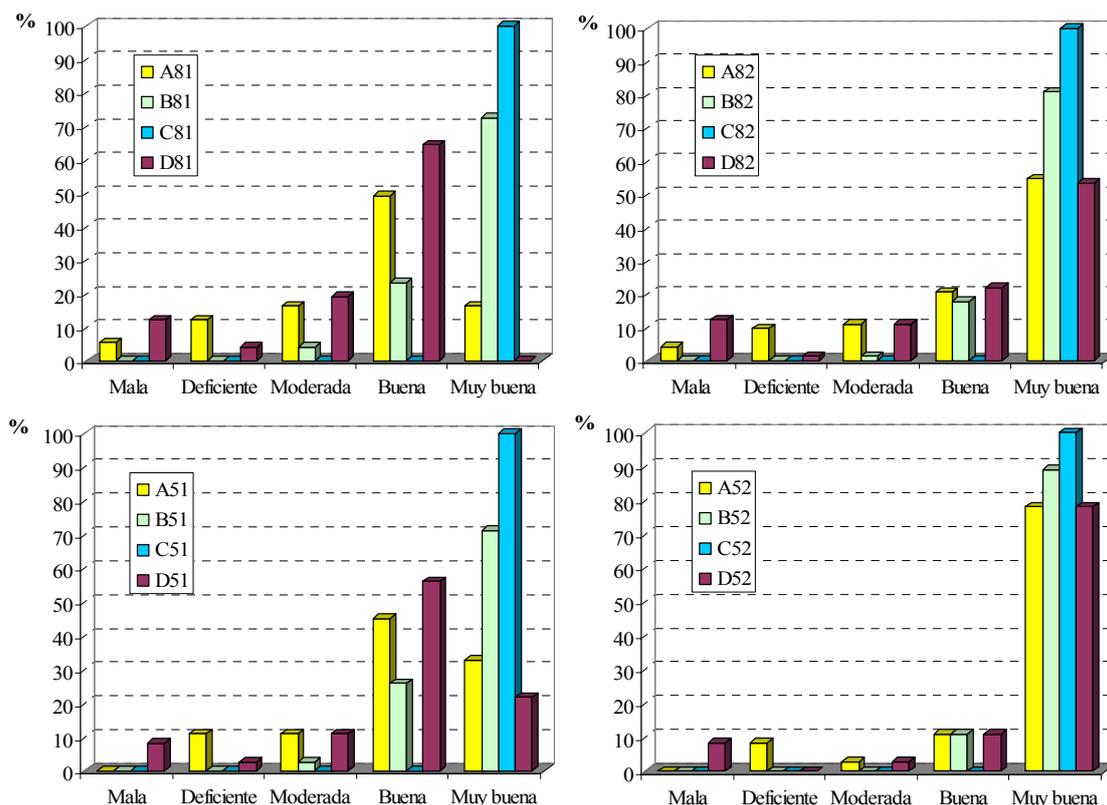


Figura 3. 5. Distribución de las clasificaciones de calidad obtenidas con los datos del grupo 2, para cada uno de los 16 procedimientos metodológicos aplicados. Codificación utilizada; A: ICATYM2, B: CCME WQL, C: AF-AD, D: CV, 8: 8 Variables, 5: 5 Variables, 1: CR MB, 2: MB-B.

Respecto a las variables utilizadas, la turbidez, el porcentaje de saturación de oxígeno y los fosfatos no han obtenido valores que difieran significativamente de las condiciones de referencia establecidas y, por lo tanto, han dado lugar a valoraciones correspondientes a la Muy buena calidad en todos los casos (Figura 3.6). Por el contrario, los contaminantes bacteriológicos (CF y EF), los nitratos, el amonio y la clorofila han obtenido valores inferiores a la Muy buena calidad en alguna de las muestras, destacando entre todas ellas los EF y los nitratos, tanto por el número de casos, como por la magnitud de dichas desviaciones, y siendo los responsables de las asignaciones de calidades Malas al 3.6% de las muestras.

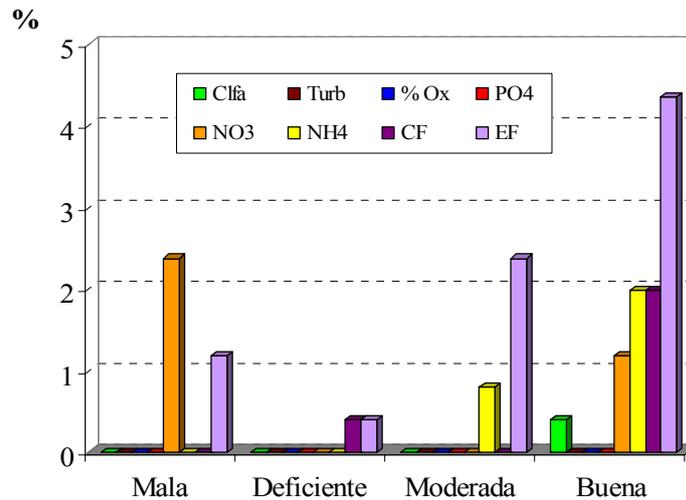


Figura 3. 6. Porcentaje de valoraciones inferiores a la Muy buena calidad obtenidas con cada una de las variables utilizadas.

3.4.2. Ordenación estadística de los procedimientos

La clasificación y ordenación de los distintos procedimientos metodológicos, mediante clúster y MDS, muestran claramente que las combinaciones del método AF-AD producen resultados que, en su conjunto, son muy diferentes a los del resto de combinaciones, tanto al utilizar la totalidad de los datos (Figura 3.7) como al utilizar los datos del grupo 2 (Figura 3.8). Como puede apreciarse en los dendogramas correspondientes de ambas figuras, los otros tres métodos forman un segundo grupo en el que las combinaciones del índice CCME WQI forman, a su vez, un subgrupo diferenciado. Respecto al ICATYM2 y al CV, las agrupaciones están influenciadas por las combinaciones de variables y umbrales utilizados, más que por los métodos en sí.

Por otro lado, si bien la similitud entre los resultados de los procedimientos metodológicos del método AF-AD permanece en torno al 90% independientemente del grupo de datos utilizado, la similitud del resto de procedimientos metodológicos desciende del 97 % al 90 % al pasar de utilizar la totalidad de los datos (Figura 3.7) a utilizar exclusivamente los datos del grupo 2 (Figura 3.8). Este distanciamiento es claramente visible en el MDS de la Figura 3.8, en el que se aprecia una mayor dispersión espacial de los procedimientos metodológicos representados.

Finalmente, cabe destacar que la ordenación de los procedimientos metodológicos mediante MDS sigue un gradiente marcado por los resultados de calidad obtenidos, de mayor EQR (AF-AD) a menor EQR (ICATYM2 y CV), confirmando lo descrito en el apartado anterior.

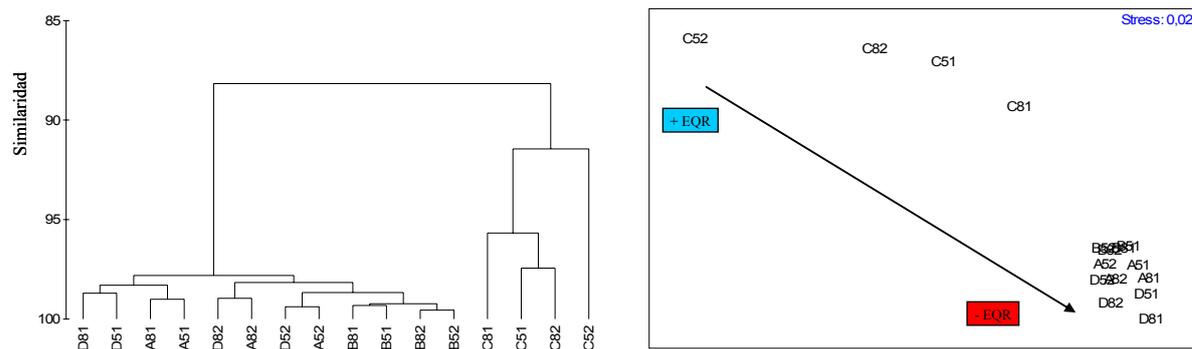


Figura 3. 7. Ordenación mediante cluster y MDS, de los distintos procedimientos metodológicos, utilizando la totalidad de los datos.

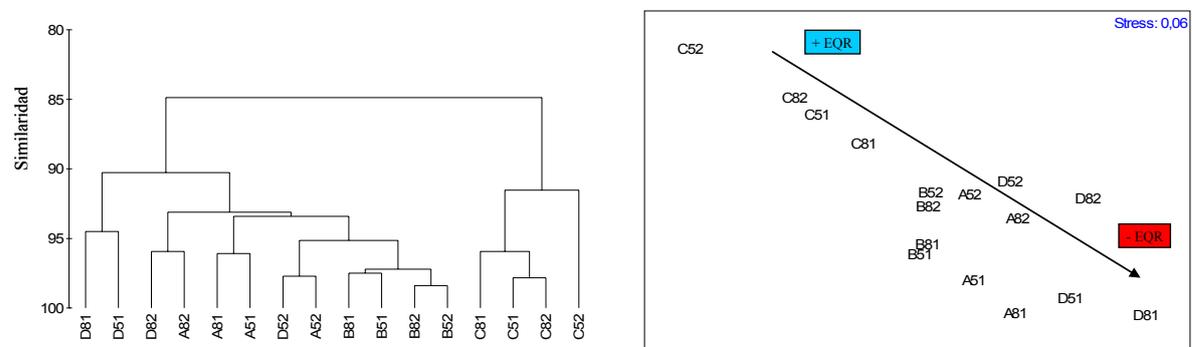


Figura 3. 8. Ordenación mediante cluster y MDS, de los distintos procedimientos metodológicos, utilizando los datos del grupo 2.

3.4.3. Análisis de significación de los Factores

Una vez realizada la descripción general de los resultados obtenidos y tras analizar las similitudes existentes entre los distintos procedimientos metodológicos, a continuación se muestran los resultados de los análisis realizados para determinar la influencia de los tres factores considerados (variables, umbrales y métodos) en las valoraciones de calidad obtenidas.

En las Tablas 3.23 y 3.24 se muestran, respectivamente, los resultados de los tests de Kruskal-Wallis aplicados sobre la totalidad de los datos (Total-G1) y sobre la selección reducida de muestras (Reducida-G2), tanto para la combinación de 4 métodos como para las distintas combinaciones de 3 métodos. Los resultados que presentan diferencias significativas ($p < 0.01$) se marcan mediante un asterisco (*).

Utilizando la totalidad de los datos y los cuatro métodos, los tests de Kruskal-Wallis han resultado ser significativos para los tres factores analizados, indicando que todos ellos influyen de manera significativa en los resultados obtenidos (Tabla 3.23). Además, al considerar las distintas combinaciones de métodos de 3 en 3, todas siguen mostrando diferencias significativas excepto la combinación de los métodos ICATYM2, CCME WQI y CV, lo que indica que las diferencias detectadas en el primer caso (4 métodos) se deben exclusivamente a los resultados obtenidos por el método AF-AD.

En cualquier caso, las diferencias debidas a las variables y a los umbrales de calidad siguen siendo significativas para cualquiera de las combinaciones de métodos analizadas. Además, los mayores valores del estadístico H obtenidos en el factor “umbrales”, respecto al factor “variables”, indican que la influencia del primero es más importante que la del segundo en las diferencias observadas, aunque mucho menor que la del factor “métodos” (salvo en la combinación ABD).

Factor	Total (G1)		
	dF	H	p
Métodos (4M)	3	2861,5	<0.001*
Variables (4M)	1	24,5	<0.001*
Umbrales (4M)	1	80,1	<0.001*
Métodos (ABC)	2	2329,5	<0.001*
Variables (ABC)	1	25	<0.001*
Umbrales (ABC)	1	74,5	<0.001*
Métodos (BCD)	2	2324,3	<0.001*
Variables (BCD)	1	24,5	<0.001*
Umbrales (BCD)	1	78,2	<0.001*
Métodos (ACD)	2	2324,3	<0.001*
Variables (ACD)	1	25,5	<0.001*
Umbrales (ACD)	1	76,9	<0.001*
Métodos (ABD)	2	4	0.138
Variables (ABD)	1	25,6	<0.001*
Umbrales (ABD)	1	108,3	<0.001*

Tabla 3. 23. Resultados de los tests de Kruskal-Wallis aplicados sobre la totalidad de los datos e incluyendo los 4 métodos (4M) y las distintas combinaciones de 3 métodos. A: ICATYM2, B: CCME WQI, C: AF-AD y D: CV.

En cuanto a la selección reducida de datos (G2), todos los factores han sido significativos, independientemente del número de métodos incluidos en el análisis (4M o 3M) (Tabla 3.24), lo que indica que también existen diferencias entre los métodos ICATYM2, CCME WQI y CV.

Al igual que en el caso anterior, los umbrales tienen una mayor influencia que las variables en las diferencias obtenidas en los resultados, siendo también superiores al efecto de los métodos en la combinación ABD.

Reducida (G2)			
Factor	dF	H	p
Métodos (4M)	3	665,22	<0.001*
Variables (4M)	1	30,15	<0.001*
Umbrales (4M)	1	95,5	<0.001*
Métodos (ABC)	2	567,65	<0.001*
Variables (ABC)	1	20,45	<0.001*
Umbrales (ABC)	1	61,03	<0.001*
Métodos (BCD)	2	581,44	<0.001*
Variables (BCD)	1	19,82	<0.001*
Umbrales (BCD)	1	69,62	<0.001*
Métodos (ACD)	2	569,13	<0.001*
Variables (ACD)	1	25,14	<0.001*
Umbrales (ACD)	1	62,45	<0.001*
Métodos (ABD)	2	52,65	<0.001*
Variables (ABD)	1	40,75	<0.001*
Umbrales (ABD)	1	151,39	<0.001*

Tabla 3. 24. Resultados de los tests de Kruskal-Wallis aplicados sobre la selección reducida de muestras e incluyendo los 4 métodos (4M) y las distintas combinaciones de 3 métodos. A: ICATYM2, B: CCME WQI, C: AF-AD y D: CV.

A tenor de los resultados anteriores, los tests de significación realizados entre cada par de métodos mediante la U de Mann-Whitney, indican que, considerando la totalidad de los datos (G1), únicamente las combinaciones que incluyen el método AF-AD presentan diferencias significativas, mientras que las combinaciones entre los métodos ICATYM2, CCME WQI y CV no muestran diferencias significativas.

Sin embargo, considerando la selección reducida de datos (G2), todas las combinaciones presentan diferencias significativas en los resultados obtenidos (Tabla 3.25). Tal y como puede observarse en los valores de U y Z, las mayores diferencias se obtienen en aquellas combinaciones en las que interviene el método AF-AD. Entre las 3 metodologías restantes, las mayores diferencias se observan entre los métodos CCME WQI y CV.

Reducida (G2)			
Métodos	U	Z	p
ICATYM2 / CCME WQI	34072	-4,36	<0.001*
ICATYM2 / CV	35380	3,69	<0.001*
CCME WQI / CV	29152	6,86	<0.001*
AF-AD / ICATYM2	1279	20,41	<0.001*
AF-AD / CCME WQI	1386	20,32	<0.001*
AF-AD / CV	1120	20,51	<0.001*

Tabla 3. 25. Resultados de los tests de la U de Mann-Whitney entre el ICATYM2, el CCME WQI, el AF-AD y el CV, aplicados sobre la selección reducida de muestras.

3.4.4. Selección de procedimientos

Tal y como se ha mencionado en el apartado 3.3.6, correspondiente al procesado de datos, tras el análisis de la significación de los factores, se plantea llevar a cabo una selección preliminar de las combinaciones de variables, umbrales y métodos más adecuadas para llevar a cabo la valoración. De este modo, se reducirán los 16 procedimientos generados inicialmente a 4 para llevar a cabo el análisis del grado de ajuste entre ellos (apartado 3.4.5.), pero manteniendo el contraste entre las cuatro aproximaciones aplicadas a la valoración de la calidad fisicoquímica (ICATYM2, CCME WQI, AF-AD y CV).

Selección del grupo de variables

El proceso seguido para la selección del conjunto de variables que se va a utilizar en el contraste final se ha basado en el análisis comparativo de la variabilidad asociada a cada indicador, mediante el Análisis de Componentes Principales (ACP), aplicado a las matrices de muestras * variables (muestras * 5 variables / muestras * 8 variables), tal y como se detalla a continuación.

En el caso de la combinación de 5 variables, el análisis de componentes principales (ACP) realizado indica que los tres primeros factores acumulan el 82% de la variabilidad del sistema. Como puede apreciarse en la Tabla 3.26 y en la Figura 3.9, las variables que explican una mayor proporción de la varianza del eje correspondiente al primer factor son la saturación de oxígeno, mostrando una correlación positiva, y los fosfatos y la turbidez, que presentan una correlación negativa. En el factor 2 las variables más significativas serían el amonio y los nitratos, variable que vuelve a ser la que aporte mayor variabilidad al tercer eje.

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Satur. de Oxíg.	0,824	0,030	-0,221
Turbidez	-0,720	0,397	-0,158
Amonio	-0,163	-0,804	0,489
Nitratos	-0,281	-0,675	-0,680
Fosfatos	-0,863	0,068	0,051

Tabla 3. 26. Pesos de las cinco variables seleccionadas sobre cada uno de los tres primeros factores del ACP.

Esta significación da lugar a una distribución espacial de las muestras en forma piramidal (Figura 3.10) en cuyo vértice central se localizarían las muestras con elevada saturación de oxígeno y bajos valores del resto de indicadores. Por el contrario, con el

incremento del resto de variables las muestras se desplazarían hacia la base de la pirámide en sus correspondientes direcciones.

Tal y como puede interpretarse a partir de la representación espacial de la Figura 3.10, los datos de las campañas de agosto y junio se corresponderían con valores de oxígeno elevados y valores bajos de nutrientes y turbidez, por lo que se encuentran localizadas próximas al vértice de la pirámide. Por otro lado, los elevados valores de nutrientes detectados en algunas muestras durante las campañas de diciembre y septiembre hacen que éstas se separen de dicho vértice, destacando el desplazamiento de las muestras de diciembre hacia el eje asociado una mayor variabilidad de los fosfatos.

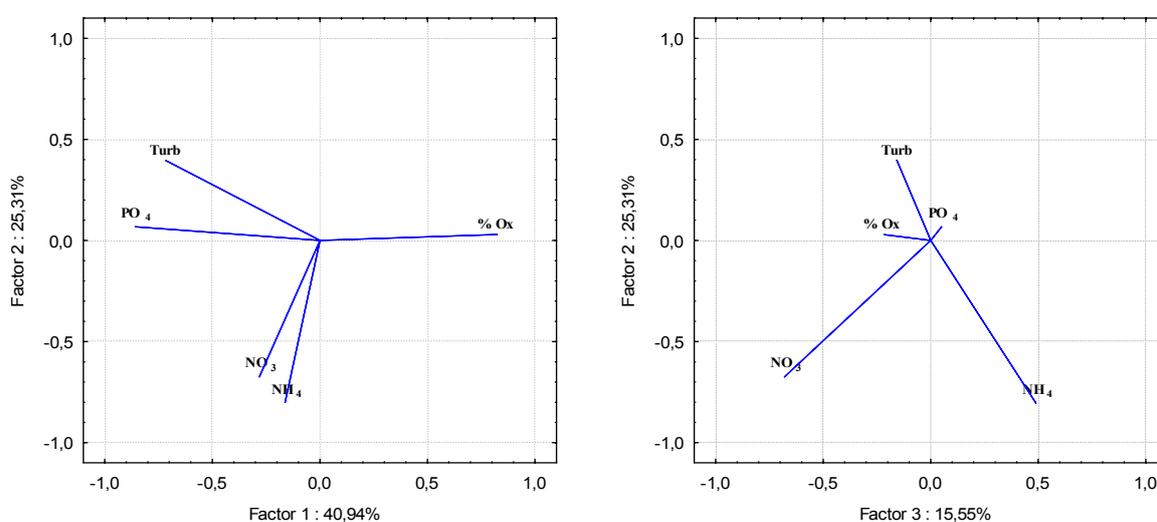


Figura 3. 9. Representación espacial de las cinco variables seleccionadas sobre los tres primeros factores del sistema.

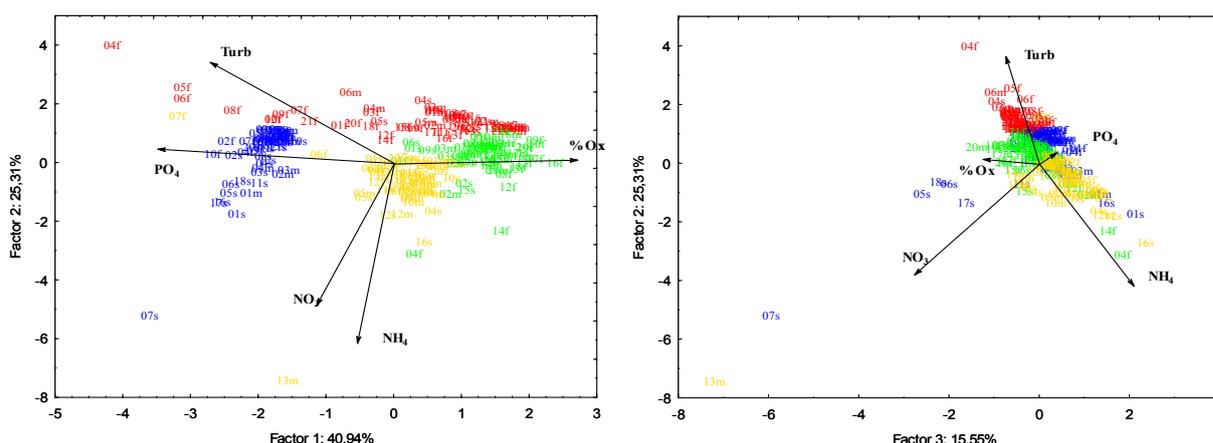


Figura 3. 10. Ordenación espacial de las muestras en función de los tres primeros factores extraídos a partir del conjunto de cinco variables. Los colores corresponden a las distintas campañas realizadas: Rojo: agosto 2005, Azul: Diciembre 2005, Verde: Junio 2006, Amarillo: Septiembre 2006.

En cuanto a la combinación de 8 variables, los tres primeros factores acumulan el 62 % de la variabilidad del sistema. Como puede apreciarse en la Tabla 3.27 y en la Figura 3.11, la disposición de las variables es similar a la descrita en el caso de las cinco variables, siendo destacable la asociación entre las tendencias espaciales de la clorofila, los coliformes fecales y los estreptococos fecales y las mostradas por la turbidez, los nitratos y el amonio, respectivamente.

Esta disposición de las variables, en ejes similares a los del caso de las cinco variables, hace que la ordenación de las muestras en el nuevo espacio sea muy similar a la anterior (Figura 3.12), aunque con diferencias apreciables en aquellas muestras con elevados valores de estas tres nuevas variables. Las diferencias son especialmente notables en algunas de las muestras correspondientes a las campañas de diciembre 2005 (rodeadas en azul) y septiembre 2006 (rodeadas en amarillo), debido a los elevados valores de contaminantes bacteriológicos detectados en las mismas, mientras que los valores de clorofila sólo producen un notable alejamiento de la estación AC-04f de agosto 2005 (rodeada en rojo).

Variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Satur. de Oxíg.	0,776	0,028	-0,365
Turbidez	-0,747	0,345	-0,047
Amonio	-0,095	-0,668	0,454
Nitratos	-0,313	-0,574	-0,439
Fosfatos	-0,810	0,000	0,113
Colif. fecales	-0,385	-0,451	-0,619
Estrept. fecales	-0,087	-0,532	0,307
Clorofila	-0,449	0,504	-0,075

Tabla 3. 27. Pesos de las ocho variables seleccionadas sobre cada uno de los factores del ACP.

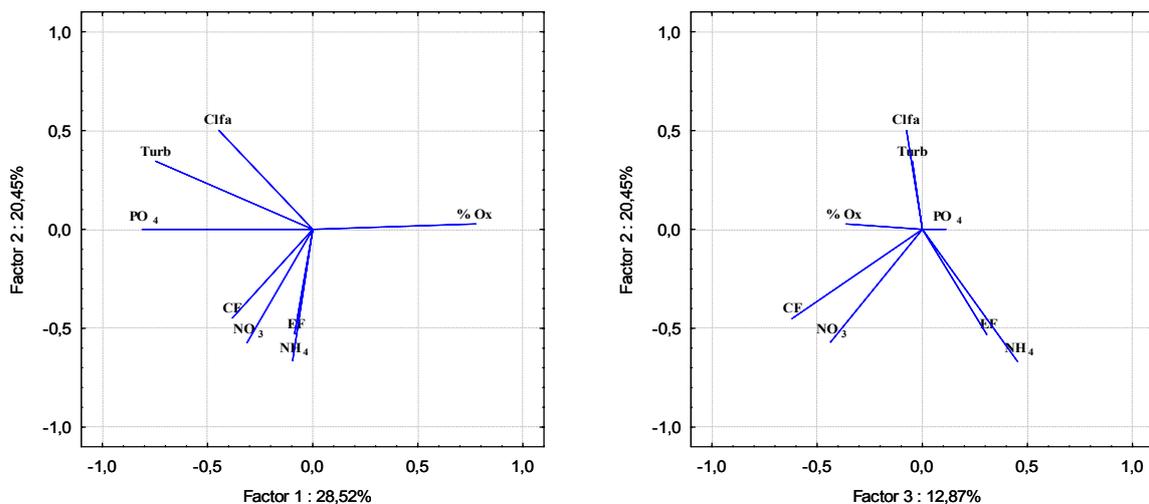


Figura 3. 11. Representación espacial de las ocho variables seleccionadas sobre los tres primeros factores del sistema.

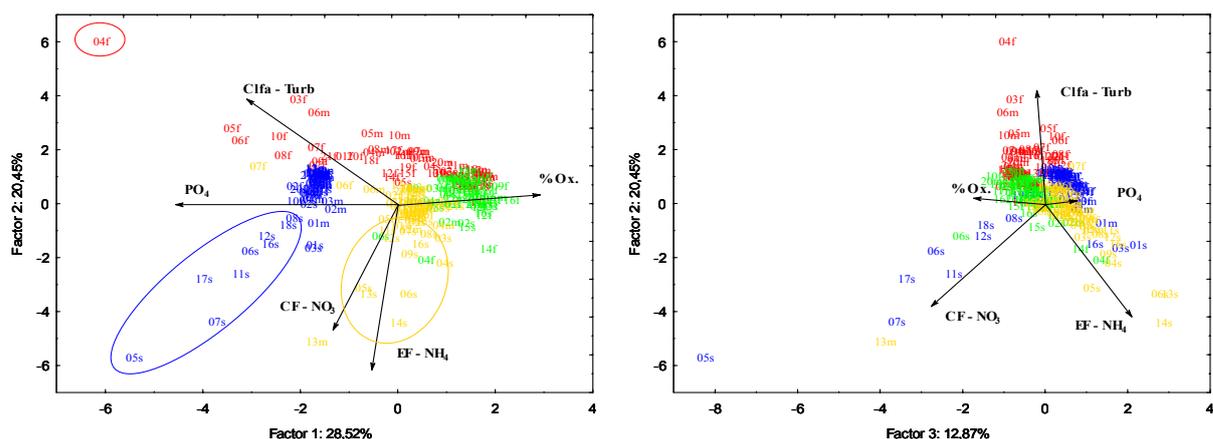


Figura 3. 12. Ordenación espacial de las muestras en función de los tres primeros factores extraídos a partir del conjunto de 8 variables. Los colores corresponden a las distintas campañas realizadas: Rojo: agosto 2005, Azul: Diciembre 2005, Verde: Junio 2006, Amarillo: Septiembre 2006.

En las dos combinaciones de variables, la distribución de los pesos de las variables en los ejes principales indica que las muestras de mejor calidad se sitúan hacia el lado positivo del eje correspondiente al Factor 1, indicativo de muestras con elevados valores de saturación de oxígeno y bajos valores de nutrientes, turbidez, clorofila y contaminantes bacteriológicos, mientras que las muestras de peor calidad se sitúan hacia el lado negativo del eje correspondiente al Factor 1 y desplazadas hacia valores positivos o negativos de los ejes correspondientes a los Factores 2 y 3, dependiendo de cuáles sean las variables con los valores más elevados.

En vista de los resultados obtenidos mediante el ACP podría decirse que la ampliación a 8 variables resulta *a priori* redundante, ya que no parece aportar demasiada variabilidad al sistema. Sin embargo, el hecho de que las dos combinaciones de variables hayan dado lugar a resultados notablemente diferentes, y de que la combinación de 8 variables haya resultado ser más eficaz en la detección de alteraciones antropogénicas, justificaría la utilización de la combinación ampliada de variables. Además, al haberse obtenido diferencias notables con combinaciones de variables muy similares, las diferencias que se obtendrían si las variables seleccionadas presentaran mayores diferencias serían aún más evidentes, lo que da una idea de la importancia de la selección de variables utilizadas en la valoración.

Selección de umbrales de calidad

En lo que respecta a los umbrales de calidad, en vista de los resultados obtenidos en los apartados anteriores, podría decirse que a cada método de valoración le corresponde un criterio de umbrales más adecuado. De este modo, en el caso del AF-AD el criterio más adecuado sería el más exigente (CR MB), ya que la permisividad del método y la propia

definición del sistema de aplicación así lo sugieren. Por el contrario, el elevado nivel de exigencia del índice ICATYM2 y del método CV, así como la propia definición de lo que representan los umbrales de calidad entre las distintas clases de calidad, sugieren que el criterio más apropiado en estos casos sea el del umbral MB-B. Finalmente, en el caso del índice CCME WQI, la permisividad del método y su independencia de los umbrales de calidad sugieren que el criterio más apropiado es aquél basado en las condiciones de referencia (CR MB) como objetivos de calidad.

Procedimientos seleccionados

En definitiva, se podría decir que las combinaciones de variables y umbrales más adecuados para cada método de valoración y, por lo tanto, los seleccionados para analizar el grado de ajuste entre procedimientos son los que se indican a continuación:

- **A82:** ICATYM2 con 8 variables y umbrales basados en el criterio MB-B
- **B81:** CCME WQI con 8 variables y criterio CR MB
- **C81:** AF-AD con 8 variables y criterio CR MB
- **D82:** CV con 8 variables y umbrales basados en el criterio MB-B

3.4.5. Análisis del grado de ajuste entre métodos

El grado de correlación entre los valores de EQR obtenidos con cada uno de los 4 procedimientos metodológicos seleccionados (A82, B81, C81 y D82), ha sido muy elevado entre el ICATYM2 y el CV ($R^2=0.98$) y algo menor entre estos dos métodos y el CCME WQI ($R^2=0.69-0.65$), siendo las correlaciones con el método AF-AD notablemente más bajas a las anteriores (Tabla 3.28).

		ICATYM2 A82	CCME WQI B81	AF-AD C81	CV D82
ICATYM2	A82	1	0,69	0,28	0,98
CCME WQI	B81	--	1	0,27	0,65
AF-AD	C81	--	--	1	0,25
CV	D82	--	--	--	1

* Todas las correlaciones son significativas con $p<0.001$

Tabla 3. 28. Correlaciones (R^2) entre los valores de EQR obtenidos mediante cada par de metodologías comparadas.

En cuanto a los porcentajes de coincidencia entre las calificaciones asignadas por cada uno de ellos (Tabla 3.29), se observa que los mayores ajustes se obtienen entre el ICATYM2 y el CV, con un 90% de coincidencias, y entre el CCME WQI y el AF-AD,

con un 73% de coincidencias, mientras que en las restantes combinaciones, el grado de ajuste disminuye notablemente, presentando unos porcentajes de coincidencia en torno al 55%.

En este sentido, cabe destacar que las coincidencias entre las metodologías B81 y C81 se deben exclusivamente a las calificaciones de Muy buena calidad obtenidas en la metodología B81, ya que la C81 únicamente ha obtenido calificaciones de esta categoría. Por el contrario, las coincidencias entre las metodologías A82 y D82 se han producido en distintas clases de calidad, lo que indica un mejor grado de ajuste entre estas metodologías.

		ICATYM2 A82	CCME WQI B81	AF-AD C81	CV D82
ICATYM2	A82	100	56,16	54,79	90,41
CCME WQI	B81	--	100	72,60	57,53
AF-AD	C81	--	--	100	53,42
CV	D82	--	--	--	100

Tabla 3. 29. Porcentajes de coincidencia entre cada par de metodologías comparadas.

Los resultados del análisis Kappa ponderado confirman el buen grado de ajuste existente entre las metodologías A82 y D82, al obtener un valor de $K(w)=0.97$, correspondiente a un nivel de ajuste “prácticamente perfecto” según Monserud y Leemans (1992) (Tabla 3.30). Por el contrario, todas las combinaciones en las que interviene la metodología C81 presentan un nivel de ajuste “nulo”, al no disponer de ninguna calificación diferente a la de Muy buena calidad. Finalmente, las combinaciones entre la metodología B81 y las metodologías A82 y D82 presentan un nivel de ajuste “moderado”, en concordancia con los porcentajes de coincidencia obtenidos.

		ICATYM2 A82	CCME WQI B81	AF-AD C81	CV D82
ICATYM2	A82	1	0,49	0	0,97
CCME WQI	B81	--	1	0	0,46
AF-AD	C81	--	--	1	0
CV	D82	--	--	--	1

Tabla 3. 30. Valores de Kappa ponderado entre cada par de metodologías comparadas.

3.5. DISCUSIÓN

Tal y como ha quedado reflejado en el presente capítulo, la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas utilizando las mismas combinaciones de variables y las mismas condiciones de referencia y umbrales de calidad da lugar a resultados muy diferentes dependiendo de los métodos de valoración empleados. Además, la utilización de distintas combinaciones de variables y umbrales de calidad también han contribuido a incrementar la variabilidad en los resultados obtenidos. Estos resultados demuestran la necesidad de tener en cuenta los tres factores analizados a la hora de establecer los procedimientos de valoración de este elemento.

Ahora bien, a raíz de los resultados obtenidos cabe plantearse una serie de preguntas, cuya respuesta permitirá precisar la definición del procedimiento que debería ser finalmente adoptado: ¿Son adecuadas las variables seleccionadas para la valoración fisicoquímica de las aguas costeras en el sentido que marca la DMA?, ¿Se ajustan los umbrales de calidad establecidos a las condiciones de las aguas costeras del Cantábrico?, ¿Qué métodos de valoración presentan una mayor sensibilidad para detectar alteraciones antropogénicas?, ¿Qué combinación de métodos de valoración, variables y umbrales de calidad sería más adecuada para la valoración fisicoquímica de las aguas costeras de Cantabria? En los siguientes subapartados de esta discusión se trata de dar respuesta a cada una de estas preguntas.

Selección de variables

Frente a la primera cuestión planteada, cabe señalar que las variables seleccionadas en este trabajo para la valoración de la calidad de las aguas constituyen parámetros habitualmente utilizados en la mayoría de los programas de vigilancia (e.g. IFREMER, 1993; HELCOM, 1994; Borja *et al.*, 1999; Boyer *et al.*, 2000; Izquierdo *et al.*, 2000). En mayor o menor grado, todas estas variables cumplen los criterios exigibles a un buen indicador (NRC, 2000; Dale y Beyeler, 2001; OCDE, 2001; EEA, 2003; Caeiro *et al.*, 2005b), ya que, además de su capacidad y sensibilidad para detectar diversos tipos de alteraciones antropogénicas, se trata de variables contrastadas científicamente, sencillas de medir y de interpretar y estandarizadas a nivel internacional. Además, los métodos analíticos necesarios para su cuantificación no son excesivamente costosos, lo que permite llevar a cabo un control permanente con una buena resolución espacio-temporal.

En cuanto a los requisitos establecidos en la DMA para los indicadores de calidad, la alternativa de 5 variables se ajusta plenamente a estos requisitos, con la salvedad de que no incluye las condiciones de temperatura y de salinidad. El motivo de esta exclusión se debe a que son variables con una variabilidad natural muy superior a la generada, salvo en áreas puntuales (e.g. “zonas de mezcla” de algunos vertidos industriales), por posibles causas antropogénicas en la costa de Cantabria, por lo que, según el apartado 1.3 (vi) del anexo II queda justificada su exclusión.

Por otra parte, la alternativa que integra 8 variables trata de ampliar el grado de respuesta frente a posibles alteraciones antropogénicas, mediante la incorporación de variables como la clorofila, indicador habitual en la detección de problemas de eutrofización, y los contaminantes bacteriológicos, como indicadores asociados a vertidos de aguas residuales urbanas o agropecuarias. No obstante, en vista de que los datos de clorofila apenas han influido en las valoraciones de calidad y teniendo en cuenta que la clorofila es uno de los indicadores considerados para la valoración del fitoplancton como elemento de calidad biológico, podría proponerse el prescindir de esta variable en la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas costeras de Cantabria. Por el contrario, la influencia de los contaminantes bacteriológicos ha sido muy importante, siendo una de las principales causas de penalización de la calidad de las aguas en numerosas estaciones, junto con los nitratos y el amonio. Además, en muchas muestras se observa una clara relación entre las concentraciones de nutrientes y los contaminantes bacteriológicos, lo que podría considerarse como una clara evidencia del origen antropogénico de la mayoría de estas fuentes contaminantes, asociadas principalmente a descargas fluviales y a vertidos de aguas residuales urbanas. Por todo ello, en vista de la gran utilidad que presentan los contaminantes bacteriológicos a la hora de detectar la contaminación de origen antropogénico, se considera que estos indicadores son muy importantes para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas.

El resto de variables utilizadas (fosfatos, oxígeno y turbidez) no han dado lugar a malas valoraciones de calidad, lo que sugiere que, al igual que la clorofila, también se podría prescindir de éstas en las labores rutinarias de vigilancia, centrando las valoraciones de calidad en los nitratos, el amonio y los contaminantes bacteriológicos. Sin embargo, el oxígeno y la turbidez, además de ser variables expresamente exigidas en la DMA, pueden constituir importantes indicadores para la valoración de los procesos de degradación, en el caso del oxígeno, o de los efectos estéticos y biológicos derivados de la presencia de materiales finos en el medio, por lo que su valoración resulta fundamental. Del mismo modo, los fosfatos, además de constituir un importante complemento a las medidas de nitratos y amonio en la valoración de los nutrientes,

están expresamente especificados en el documento OSPAR contra la eutrofización (OSPAR, 2005), por lo que su medición también resulta interesante de cara a la transversalidad de las valoraciones propuestas desde diferentes foros internacionales.

En cuanto a la posibilidad de incluir otra serie de sustancias contaminantes, como los metales pesados, los COPs u otro tipo de elementos tóxicos, existen motivos tanto favorables como contrarios a su utilización. Entre las principales razones a su favor destacan la elevada sensibilidad y selectividad que supone su medición, aspectos que los convierten en buenos indicadores de determinadas alteraciones antropogénicas, especialmente de origen industrial. Además, las consecuencias ambientales que pueden producir debido a su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación, hacen que sean parámetros necesarios de controlar. Sin embargo, la gran variedad de sustancias contaminantes existentes y sus elevados costes analíticos, junto con la gran variabilidad espacio-temporal y las bajas concentraciones que suelen presentar en el medio acuático, hace inviable su control a una escala espacio-temporal detallada. Por todo ello, el control de estos indicadores suele limitarse al análisis de determinadas sustancias en aquellas zonas costeras donde se sospeche de su presencia (CEFAS, 2004). Además, debido a su condición de sustancias prioritarias, éstas deberían ser consideradas en la evaluación del estado químico una vez se hayan establecido sus correspondientes objetivos de calidad.

En este sentido, cabe mencionar que en el seno de la Unión Europea aún no se ha iniciado el debate sobre la conveniencia de complementar la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas con la de los sedimentos y la bioacumulación, tal y como sugieren algunos autores (Crane, 2003; Borja *et al.*, 2004c). La elevada capacidad de acumulación de contaminantes que presentan los sedimentos reduce los problemas de la alta variabilidad y las bajas concentraciones que se producen en el medio acuático, facilitando así la identificación de áreas en las que dicho tipo de contaminación representa un riesgo significativo. Por todo ello, los sedimentos constituyen un elemento de gran importancia para la evaluación de las presiones antropogénicas sobre el medio litoral (Ridgway y Shimmiel, 2002), que debería ser integrado de forma directa en las estimaciones del estado ecológico, principalmente en aquellas masas de agua con menor tasa de renovación o sometidas a modificaciones hidromorfológicas (e.g. aguas muy modificadas) (Revilla *et al.*, 2005).

De este modo, podría decirse que la valoración de dichas sustancias resultaría de gran interés en el control de vigilancia que se lleve a cabo en la caracterización inicial global de todas las masas de agua, así como en el control operativo de presiones específicas, pero no en aquellos casos donde se haya descartado el riesgo de su presencia.

En cualquier caso, la valoración actual de gran parte de estas sustancias parece estar más enfocada hacia su evaluación individualizada dentro del estado químico que hacia su evaluación integrada dentro del estado ecológico, para lo cual es necesario que se establezcan en primer lugar objetivos de calidad específicos, tal y como se ha hecho para alguna de ellas en la propuesta de Directiva Europea COM(2006)397. No obstante, cabría plantearse hasta qué punto la evaluación del potencial ecológico de determinadas masas de agua muy modificadas (e.g. zonas portuarias) no debería dar un mayor peso a este tipo de indicadores (Ondiviela, 2006).

Como resumen de lo mencionado en este subapartado se podría decir que la combinación de 8 variables excluyendo a la clorofila, es decir, una nueva combinación compuesta por 7 variables, constituiría una buena base para la valoración de la calidad físicoquímica de las aguas costeras de forma sencilla y eficaz, proporcionando una elevada capacidad de detección ante posibles alteraciones antropogénicas, al tiempo que cumpliría, e incluso ampliaría, los requisitos exigidos en la DMA.

Condiciones de referencia y umbrales de calidad

La segunda cuestión que surge en relación al debate sobre este elemento tiene que ver con las condiciones de referencia y los umbrales de calidad. El procedimiento empleado en este trabajo para establecer las condiciones de referencia y los umbrales de calidad de las variables que se proponen para la valoración físicoquímica de las aguas costeras del Cantábrico ha dado como resultado unos valores (Tabla 3.5) con un elevado nivel de exigencia en comparación con los propuestos por otras instituciones para esta zona costera o para zonas costeras adyacentes (Borja *et al.*, 2005; OSPAR, 2005). La única excepción ha sido la del amonio, cuyas elevadas concentraciones medidas durante la campaña de septiembre 2006 (superiores a 5 $\mu\text{Mol/l}$ en muchas de las muestras) han sido la causa de que las condiciones de referencia y los umbrales de calidad establecidos para esta variable hayan sido ligeramente superiores a los propuestos para esta zona (2 $\mu\text{Mol/l}$ según Borja *et al.*, 2005). No obstante, estos altos valores de amonio han sido también descritos para la zona costera de Cantabria por otros autores (Canteras *et al.*, 1995), que destacan la dominancia del amonio, frente a las formas oxidadas de nitrógeno, en las aguas costeras de esta región.

Respecto a las condiciones de referencia y los umbrales de calidad establecidos para el amonio y los nitratos, tal vez podría pensarse que sean excesivamente restrictivas en vista de las bajas valoraciones de calidad obtenidas para algunas muestras, más aún si se tiene en cuenta que en ninguna de las estaciones muestreadas se han detectado

proliferaciones fitoplanctónicas importantes. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, a la hora de valorar la calidad de las masas de agua, el efecto de estos valores puntuales dependerá del procedimiento de integración empleado para el conjunto de las estaciones de una misma masa de agua. Así, si el procedimiento empleado consiste en el promediado de todos los datos obtenidos, la calidad de la masa de agua mejoraría, a no ser que la mayoría de las estaciones presenten elevadas concentraciones de nutrientes, en cuyo caso estaría justificada una mala valoración de la calidad de la masa de agua en su globalidad. En todo caso, tras la comparación de los valores de nitratos establecidos en este trabajo con los valores propuestos para las zonas costeras adyacentes del País Vasco (Borja *et al.*, 2005), se observa que son algo más exigentes los de este trabajo, mientras que en el caso del amonio son ligeramente más permisivos. Respecto a los valores propuestos por la Comisión OSPAR para la costa Atlántica española (10 $\mu\text{Mol/l}$ de NID como condición de referencia y 15 $\mu\text{Mol/l}$ como límite entre MB-B calidad), serían acordes a la suma de los valores de nitratos y amonio propuestos en este trabajo.

Por el contrario, las recientes reducciones en los aportes de fósforo, debidas posiblemente a su eliminación de los detergentes y a una mayor exigencia en el cumplimiento de la normativa sobre depuración de aguas residuales (EEA, 2000, 2005), han dado lugar a condiciones de limitación de fósforo y exceso de nitrógeno en algunas áreas costeras (ICES, 2003), lo que podría explicar las bajas concentraciones de fosfatos obtenidas en las aguas costeras de Cantabria. Si se comparan los valores de fosfatos obtenidos en este trabajo con los propuestos para las zonas costeras adyacentes del País Vasco (Borja *et al.*, 2005), se puede apreciar que los obtenidos en este trabajo son algo más exigentes. Lo mismo sucede si se comparan con los valores de PID propuestos por la Comisión OSPAR para la costa atlántica francesa (0.8 $\mu\text{Mol/l}$ como CR y 1.2 $\mu\text{Mol/l}$ como límite entre MB-B). Por lo tanto, puesto que las condiciones de referencia y los umbrales de calidad obtenidos en este estudio son mucho más restrictivos que los propuestos en zonas costeras similares, no parece necesaria la modificación de los criterios para este indicador.

Las condiciones de referencia y los umbrales de calidad establecidos para los indicadores bacteriológicos (CF y EF) hacen que éstos sean otra importante causa de penalización de la calidad fisicoquímica de las muestras. En este caso, los umbrales establecidos entre las clases de calidad Muy buena-Buena y Buena-Moderada han sido adoptados de los valores definidos en la Directiva 2006/7/CE para *E. coli* y enterococos intestinales, por lo que, puesto que su abundancia relativa corresponde prácticamente a la de CF y EF, estos umbrales podrían considerarse adecuados. Sin embargo, en vista de las malas calidades obtenidas en estaciones con baja influencia de aguas residuales, tal vez podría pensarse que sean excesivamente restrictivos, más aún si se tiene en cuenta

que los criterios para estos indicadores han sido especialmente diseñados para la evaluación de zonas de baño y de producción de moluscos, las cuales se encuentran muy alejadas de las estaciones de muestreo analizadas. En este sentido surge la pregunta sobre la necesidad de integrar, dentro del estado ecológico, variables que por su relación con la contaminación antrópica nos sirvan como indicadores indirectos de posibles efectos de diferentes tipos de contaminación. Esto es, asumiendo que la presencia de CF o EF no va a tener incidencia sobre los elementos biológicos, se entiende que su persistencia en un medio en el que deberían estar ausentes represente un medio para valorar la presión urbana a la que está sometida una masa de agua.

Un caso muy distinto es el de la turbidez y la clorofila. Hay estaciones con altos valores que podrían estar asociados a fenómenos de contaminación antropogénica; sin embargo, la elevada variabilidad natural que pueden presentar estos indicadores en determinadas ocasiones (aportes fluviales, resuspensión, afloramientos costeros...) desaconseja el establecimiento de unos umbrales más restrictivos, ya que podrían producirse penalizaciones injustificadas asociadas a causas exclusivamente naturales. Este razonamiento queda justificado si se considera que las condiciones de referencia y los umbrales de calidad establecidos para estas variables en zonas costeras similares han sido menos restrictivos aún que los propuestos en este trabajo. Así, por ejemplo, los valores de turbidez correspondientes a las condiciones de referencia de Muy buena y Mala calidad establecidos para las aguas costeras del País Vasco han sido de 5 y 150 NTU respectivamente (Borja *et al.*, 2005). Del mismo modo, los valores de clorofila adoptados en el NEA-GIG para las aguas costeras del País Vasco y Cantabria han sido de 3.5* µg/l como límite entre las clases de calidad Muy buena-Buena y de 7* µg/l como límite entre las clases Buena-Moderada. Aún mayores son los valores propuestos por la Comisión OSPAR, que establece un límite de 12* µg/l para la costa Atlántica española (OSPAR, 2005).

Por el contrario, el porcentaje de saturación de oxígeno en aguas costeras con un elevado hidrodinamismo y una elevada tasa de renovación no debería presentar grandes oscilaciones, debiéndose encontrar valores cercanos al 100% de saturación, tal y como sucede en este caso. Es por ello que, aunque la escala de calidad establecida pueda parecer excesivamente permisiva, los rangos propuestos (70-95%) se encuentran muy por encima de los niveles de hipoxia (0-2 mg/l) e incluso de los niveles de estrés biológico asociado a la escasez de oxígeno (2-5/6 mg/l) (Diaz y Rosenberg, 1995; Revilla *et al.*, 1995; EPA, 2000; Bricker *et al.*, 2003; OSPAR, 2005). Por ello, al igual

* Valores de clorofila correspondientes al percentil 90 de los datos.

que en el resto de indicadores, se trata de una escala con un elevado nivel de exigencia, lo que hace pensar que la saturación de oxígeno no aporte un nivel significativo de variabilidad frente a posibles alteraciones antropogénicas que puedan afectar a los organismos marinos en este tipo de costas.

En definitiva, en vista de lo expuesto con anterioridad, podría decirse que tanto las condiciones de referencia como los umbrales de calidad establecidos para cada una de las variables son adecuadas a las aguas costeras del Cantábrico. Sin embargo, es preciso destacar que los valores obtenidos se han basado principalmente en los datos de cuatro campañas de la Red de Control de la Calidad del Litoral de Cantabria realizadas durante los años 2005 y 2006, por lo que, a medida que se disponga de un mayor volumen de datos se podrán contrastar y validar los umbrales propuestos en este trabajo. En este sentido, podría ser recomendable aumentar la frecuencia temporal de los muestreos con el fin de disponer de un conocimiento más preciso sobre la variabilidad temporal de las variables analizadas.

Métodos de valoración

Una de las respuestas más esperadas en cualquier proceso de comparación de métodos de valoración se refiere a la sensibilidad del método utilizado para realizar la evaluación de un determinado elemento, como sería el caso de la calidad fisicoquímica. Tal y como ha quedado demostrado, los métodos de valoración constituyen el principal factor de variación sobre los resultados obtenidos, superando la influencia de las variables y los umbrales de calidad aplicados. Por este motivo, la selección de un método de valoración adecuado, con una buena capacidad para detectar posibles alteraciones antropogénicas, es fundamental a la hora de valorar la calidad fisicoquímica de las aguas.

Los resultados obtenidos en este estudio han puesto en evidencia pros y contras de los diferentes métodos evaluados, que constituyen la base del proceso de selección.

El índice **ICATYM2** constituye un método sencillo de aplicar y aparentemente sensible de cara a la identificación de zonas sometidas a presiones antropogénicas. Además, al tener una formulación fija, basada en unos indicadores internacionalmente aceptados, se facilita su aplicación en distintas zonas, permitiendo la comparabilidad de resultados. Por otro lado, esta rigidez le resta capacidad de adaptación ante posibles modificaciones.

El producto entre los indicadores de presión (nutrientes y contaminantes bacteriológicos) constituye la parte más crítica del índice, por lo que será la que

determine en última instancia la valoración de la calidad fisicoquímica de la muestra. Tal y como puede observarse en los resultados obtenidos, este producto ha dado lugar a bajos valores de calidad en aquellas muestras en las que se han superado los límites para alguno de estos parámetros, al contrario de lo que sucedía con el índice ICATYM original (GESHA, 2001), en el que la utilización de los detergentes y los aceites y grasas como indicadores de presión dieron lugar a las máximas puntuaciones en todas las muestras analizadas en la primera evaluación del estado ecológico de las masas de agua de Cantabria llevada a cabo con este índice (GESHA, 2005b). Por el contrario, los indicadores de estado (turbidez, oxígeno y clorofila) apenas han aportado variabilidad al índice, ya que, además de no superar los límites establecidos, la propia formulación les da un menor peso en el resultado final, lo que queda justificado si se considera su mayor variabilidad natural.

El índice **CCME WQI** resulta un método muy interesante, ya que su formulación incorpora tres aspectos importantes en la valoración de la calidad de las aguas; el número de variables que superan unos determinados objetivos de calidad, el número de veces que se superan dichos objetivos de calidad y la amplitud por la que se superan. Sin embargo, al dejar abiertas las posibilidades de modificar tanto las variables que se pueden considerar, como los objetivos de calidad que se deben alcanzar, el índice debe ser cuidadosamente calibrado con el fin de establecer unos criterios adecuados al lugar de aplicación, de lo contrario, podrían cometerse graves errores en la interpretación de los resultados obtenidos. En este sentido, únicamente podrá realizarse la comparación de los resultados en el caso de que el índice haya sido aplicado utilizando las mismas variables con los mismos objetivos de calidad.

Un aspecto importante de este índice es que cuanto mayor sea el número de variables “inocuas”, esto es, que no aportan malos datos al análisis, como sucede con la turbidez, el oxígeno, la clorofila y los fosfatos en nuestro caso, la proporción de malos resultados se reduce, dando lugar a menores valores en los tres factores de valoración (F1: frecuencia, F2: alcance y F3: amplitud) e incrementando el valor final del índice. Esta misma problemática ha sido descrita por Morante (2006), que además plantea la conveniencia de reducir el número de variables cuando varias de ellas sean indicadoras del mismo tipo de alteraciones. Por lo tanto, para incrementar la sensibilidad del índice sería conveniente reducir la valoración a las variables más críticas. Por otro lado, este índice no tiene en cuenta la escala de variación absoluta de los distintos parámetros, por lo que una desviación de un 50% respecto a las objetivos de calidad en la concentración de oxígeno, es decir, un valor de saturación de oxígeno del 45%, daría lugar a una misma penalización que una desviación del 50% en los valores de CF, correspondiente a 500 UFC/100ml, siendo la primera situación mucho más grave que la segunda. Los

resultados obtenidos con este índice van a depender en gran medida de las decisiones tomadas en todos estos sentidos.

El método **AF-AD** ha permitido discriminar la calidad de diferentes muestras en términos relativos, sin embargo, en términos absolutos todas las muestras analizadas han obtenido valores del EQR superiores a 1, por lo que se podría decir que las combinaciones de variables y los criterios de calidad aplicados podrían haber sobrevalorado la calidad de las aguas. No obstante, debido al procedimiento de valoración seguido en este método, para la obtención de una mala calidad es necesario que varios parámetros superen los criterios de calidad exigidos. Así, si se comparan los resultados obtenidos con los datos originales de las variables, se puede observar que en numerosas ocasiones se han sobrepasado los límites correspondientes a los niveles de calidad Moderada, Deficiente, Mala e incluso las condiciones de referencia de Muy mala calidad, sin que estos malos datos de calidad hayan quedado reflejados en la valoración realizada mediante el método AF-AD. No obstante, esta metodología ha sido aplicada con éxito en el País Vasco (Bald, 2005) mediante la evaluación conjunta de las aguas estuarinas y costeras. Para ello se utilizaron distintos valores de condiciones de referencia definidos para cinco tramos salinos localizados entre las zonas oligohalinas de los estuarios y las aguas costeras.

Otro aspecto negativo de este sistema de evaluación lo constituye la excesiva complejidad del método, que requiere de varios pasos o etapas hasta llegar al resultado final de la valoración (transformación de los datos, estandarización, extracción de los factores o componentes principales, ordenación de las muestras en el nuevo espacio vectorial, proyección a la recta, determinación del EQR...). Este hecho puede producir una pérdida de la perspectiva o del hilo conductor del proceso, haciendo que la interpretación de los resultados pueda resultar poco transparente y siendo necesario recurrir al análisis de los datos brutos originales para su explicación. Finalmente, puesto que todas las muestras han sido calificadas con Muy buena calidad, no se ha podido llevar a cabo el Análisis Discriminante, por lo que la aplicación de este método ha quedado incompleta.

El método **CV** es el más sencillo de aplicar, ya que la asignación de la calidad se realiza de forma directa a partir de los datos originales de las variables. Esta característica facilita la interpretación de los resultados ya que, en caso de obtener malos resultados, la identificación de las causas se realiza de forma directa. Además, es independiente del número y del tipo de variables utilizadas ya que únicamente se tendrá en cuenta a aquella que obtenga la peor valoración de la calidad (valor crítico), aunque cuanto mayor sea el número de variables consideradas, mayor será la probabilidad de que

alguna de ellas supere los límites establecidos. En este sentido, la clave de este método reside en el adecuado establecimiento de las condiciones de referencia y los umbrales de calidad para las variables, ya que son éstos los que van a determinar la eficacia del método en la valoración.

Este sistema de valoración ha supuesto un elevado nivel de exigencia, lo que ha dado lugar a numerosas valoraciones inferiores a la Buena calidad. Su elevada capacidad de discriminación hace que sea un método muy sensible para la identificación de zonas sometidas a alteraciones antrópicas, aunque el criterio establecido tal vez pueda considerarse excesivamente exigente, especialmente en la asignación de la calidad a las muestras individuales. Sin embargo, este procedimiento es acorde a lo indicado en el Documento Guía nº 13 para la clasificación del estado ecológico (European Commission, 2003c). En este documento se menciona que, cuando una serie de parámetros son sensibles a distintos tipos de presiones, no debería realizarse una valoración promediada, sino que debería aplicarse el criterio de “uno fuera, todos fuera”, de tal forma que la clasificación asignada esté determinada por aquel parámetro que presente una mayor alteración antropogénica. Aunque esta mención hace referencia a los elementos biológicos, es perfectamente aplicable a los elementos de calidad fisicoquímicos, ya que, para poder afirmar que un sistema acuático presenta una buena calidad fisicoquímica, no es suficiente con que la evaluación global de una serie de variables presente una buena calidad, sino que bastaría con que una sola variable estuviera en mal estado para que las comunidades biológicas resultaran afectadas. Así, un sistema de evaluación en el que varias variables en buen estado puedan enmascarar los efectos de una sola variable en mal estado no parece adecuado para la evaluación de la calidad fisicoquímica global. En este sentido, la adopción de un criterio excluyente como el propuesto en el método CV quedaría plenamente justificado con el fin de garantizar una buena calidad fisicoquímica de las aguas.

Procedimientos metodológicos

Las correlaciones entre los valores de EQR obtenidos con los 4 procedimientos metodológicos aplicados (A82, B81, C81 y D82) indican que, independientemente de las calidades asignadas finalmente, los resultados obtenidos con el ICATYM2 y el CV han sido muy similares y algo diferentes a las obtenidas mediante el CCME WQI. Sin embargo, las bajas correlaciones obtenidas con el método AF-AD han puesto de manifiesto que el procedimiento seguido al aplicar esta metodología para la obtención de los valores de EQR presenta notables diferencias respecto al resto de metodologías evaluadas.

Los resultados del análisis del grado de ajuste entre los distintos procedimientos metodológicos han mostrado que, si bien los porcentajes de coincidencia entre las asignaciones de calidad han sido relativamente elevados (53-90%), éstos se han debido principalmente a las muestras clasificadas con calidades Muy buenas, siendo las muestras calificadas con peores calidades la principal causa de los desajustes observados. Estos resultados han dado lugar a la distinción de dos grupos de procedimientos; por una parte el CCME WQI y el AF-AD, con una tendencia a asignar buenas calidades, y, por otra parte, el ICATYM2 y el CV, con una tendencia a asignar calidades en todo el rango de categorías (Mala – Muy buena). Cada uno de estos grupos presentan un elevado porcentaje de coincidencias entre ellos, siendo mayor en el segundo de ellos ya que en el primero las coincidencias obtenidas se deben exclusivamente a las muestras clasificadas en Muy buena calidad con ambos métodos.

Al comparar los valores de Kappa ponderado obtenidos entre los distintos procedimientos aplicados, se ha puesto en evidencia que estos porcentajes de coincidencia no reflejan un buen grado de ajuste entre los métodos, sino que son fruto de las calificaciones Buenas o Muy buenas obtenidas en la mayoría de las estaciones. La excepción a esta afirmación sería el caso de los métodos ICATYM2 y CV, que al haber discriminado la calidad de las muestras en todo el rango de categorías han obtenido un nivel de ajuste calificado como “prácticamente perfecto” según Monserud y Leemans (1992) (Tabla 3.30).

En definitiva, el ICATYM2 (A82) y el CV (D82) han resultado ser los métodos más sensibles para la identificación de posibles alteraciones de las aguas debido a la influencia de presiones antropogénicas, por lo que, asumiendo una posición conservacionista, cualquiera de los dos sería apropiado para su aplicación dentro del proceso de implementación de la DMA. Sin embargo, la sencillez de aplicación del método CV, su adaptabilidad y la facilidad que presenta la interpretación de los resultados obtenidos, hacen que este sea el método seleccionado en este trabajo.

De cualquier forma, en futuros trabajos sería necesario analizar si la mayor o menor variabilidad registrada mediante la aplicación de las diferentes metodologías contrastadas, corresponden a alteraciones reales de la calidad fisicoquímica de las aguas, aspecto que redundaría en la validación de los resultados obtenidos en el presente estudio o en la necesidad de revisar los procedimientos establecidos.

Conclusiones

En vista de los resultados obtenidos, podría decirse que la selección de un procedimiento metodológico adecuado debe tener en cuenta la interacción de los tres factores analizados en este trabajo, es decir; las variables, los umbrales de calidad y los métodos de valoración. Así, para responder a la última cuestión planteada es necesario integrar las conclusiones parciales extraídas en cada uno de los subapartados anteriores.

En este sentido, como síntesis del proceso de análisis llevado a cabo, se podría proponer como procedimiento metodológico preliminar para la valoración fisicoquímica de las aguas costeras de Cantabria aquel basado en el método **CV**, considerando **7 variables** (nitratos, amonio, fosfatos, porcentaje de saturación de oxígeno, turbidez, coliformes fecales y estreptococos fecales) y con los umbrales de calidad basados en el criterio **MB-B**.

Este procedimiento metodológico está basado en un principio fundamental mencionado en la DMA y cumple con los requisitos establecidos en la misma para los indicadores de calidad fisicoquímica. Además, está compuesto por variables contrastadas científicamente, sencillas de medir y de interpretar y estandarizadas a nivel internacional, lo que facilita su aplicación y garantiza la validez de los resultados obtenidos. En cuanto a los umbrales de calidad utilizados como criterios para la valoración, han sido establecidos a partir de unas condiciones de referencia expresamente calculadas para las aguas costeras de Cantabria mediante una metodología con un elevado nivel de exigencia, lo que ha dado lugar a unos objetivos de calidad más precisos y exigentes que los propuestos por otras instituciones para esta zona costera o para zonas costeras adyacentes (Borja *et al.*, 2005; OSPAR, 2005), dotando al método de mayor sensibilidad para la detección de posibles alteraciones antropogénicas. Todos estos aspectos hacen que el procedimiento metodológico planteado en este trabajo pueda ser de gran utilidad para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas costeras de Cantabria.