

**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 I

## INTRODUCCIÓN

---

### 1.1. EXPOSICIÓN DE MOTIVOS

Según las estimaciones efectuadas por la División de Población de las Naciones Unidas, la población mundial alcanzará los 9.300 millones de personas en 2050. Un 75% de ellos, con la tasa máxima de crecimiento, ocuparán una franja estrecha de unos 60 km de ancho a lo largo del litoral de los continentes (UN, 2001). En España se estima que 13.482.089 habitantes viven en los municipios costeros, lo que supone que un tercio de la población habita en el 7.2 % del territorio nacional (Pons, 2004). Esta elevada densidad de población genera una importante presión sobre el medio litoral y costero, que ya de por sí es un medio de gran fragilidad.

La conservación del medio ambiente en general y del medio marino en particular se ha convertido en un importante objetivo a nivel mundial, lo que está dando lugar a múltiples estrategias de protección ambiental. El concepto de “desarrollo sostenible” consensuado en la Conferencia Internacional de Río de Janeiro (1992) se aplicó a los sistemas litorales como consecuencia de las primeras reflexiones sobre Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC), realizadas a raíz de la redacción de la Ley de Gestión de Zonas Costeras de los Estados Unidos (1972) y la firma del Convenio de Ramsar (1971). En el marco de la Unión Europea también se ha optado por promover políticas de protección ambiental con el objeto de establecer una estrategia común de desarrollo sostenible. En este sentido, cabe destacar la importancia del proceso de Cardiff (COM(1998)333) para la integración de las cuestiones ambientales en las políticas sectoriales comunitarias y la publicación de numerosas Directivas dirigidas hacia la protección de la calidad de las aguas, como la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales, la Directiva 76/160/CEE de aguas de baño, recientemente derogada por la Directiva 2006/7/CEE, la Directiva 91/676/CEE contra la contaminación causada por nitratos de la agricultura, la Directiva 76/464/CEE de sustancias peligrosas o la Directiva 79/923/CEE relativa a la protección de las aguas

para cría de moluscos. En estas normativas se establecieron los primeros procedimientos reglamentarios para la valoración de la calidad de los sistemas acuáticos frente a diferentes fuentes de contaminación de origen antrópico.

Además de las citadas Directivas, se han suscrito diversos Convenios Internacionales destinados a conservar el medio ambiente y combatir la contaminación marina, tales como el Convenio MARPOL 73/78, para prevenir la contaminación por los buques, el Convenio Internacional OPRC sobre cooperación, preparación y lucha contra la contaminación por hidrocarburos (1990) o el Convenio OSPAR (1992), para la protección del medio ambiente marino del Nordeste Atlántico de los efectos dañinos de las actividades humanas. Este Convenio sustituye al Convenio de Oslo de 1972 y al de París de 1974 y, aunque fue creado en 1992 en París, no entró en vigor hasta 1998. Otros Convenios importantes a nivel europeo son el Convenio de Barcelona (1976) para la protección contra la contaminación del Mar Mediterráneo, o el Convenio de Helsinki (1974) sobre la protección del medio marino de la zona del Mar Báltico.

En el período más reciente, las estrategias europeas relacionadas con el medio ambiente se han centrado en la puesta en marcha de programas dirigidos a la integración de dos conceptos básicos: el desarrollo sostenible y la gestión ambiental integrada. Estos conceptos recogen la necesidad de valorar el estado global del medio ambiente a través de una perspectiva multidisciplinar, en la que se consideren aspectos sociales, económicos, culturales y ecológicos a diversas escalas temporales y espaciales. En este sentido, la publicación de la Recomendación 2002/413/CE sobre la aplicación de la Gestión Integrada de Zonas Costeras en Europa y la aprobación de la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, también conocida como **Directiva Marco del Agua (DMA)**, han supuesto un punto de inflexión en la gestión costera y en la política de aguas desarrollada por la Comunidad Europea.

Como colofón a dichas iniciativas legislativas, la reciente propuesta de Directiva sobre la Estrategia Marina Europea (COM(2005)505) y la publicación del Libro Verde de Política Marítima (COM(2006) 275 final) refuerzan aún más la necesidad y la intención de la Unión Europea de llevar a cabo políticas integradas de gestión de las actividades desarrolladas en el medio marino, que permitan el desarrollo económico y social de los estados miembros, manteniendo al mismo tiempo unos elevados niveles de protección y conservación del medio ambiente marino.

Por último, es necesario destacar la importancia de otros actos legislativos europeos relacionados con la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, entre los que se encuentra la Directiva 92/43/CEE (Directiva Hábitats). Dicha Directiva considera distintos tipos de hábitats marinos entre los hábitats naturales de interés comunitario cuya conservación requieren la designación de “Zonas de Especial Conservación” (e.g. las praderas de *Posidonia*, las lagunas costeras, los arrecifes de fondos duros, etc.) y la elaboración de Planes de gestión específicos que aseguren su “estado de conservación favorable”, aspecto que representa un nexo de relación muy importante con los objetivos de la DMA.

El objeto de la Directiva Marco del Agua consiste en llevar a cabo una gestión integral de los sistemas acuáticos que permita un uso sostenible de los mismos, protegiendo su calidad y previniendo su deterioro. Uno de los aspectos más importantes de esta Directiva es que unifica toda la legislación existente en materia de aguas y establece una serie de objetivos de calidad globales para el estado ecológico. La aplicación de esta nueva Directiva, cuya transposición al ordenamiento jurídico español se ha producido a través de la Ley 62/2003 de Medidas Fiscales y Administrativas y del Orden Social, cuyo artículo 129 modifica el texto refundido de la Ley 29/1985 de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, va a requerir de todos los Estados Miembros un gran esfuerzo, tanto desde el punto de vista científico como del punto de vista de la gestión. La reciente publicación del Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas y del Reglamento de la Planificación Hidrológica, aprobado mediante Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, constituyen sendos avances en este sentido. Además, fruto de todo ello, actualmente se está desarrollando la Instrucción de Planificación Hidrológica, en la que se describirán con mayor detalle los procedimientos técnicos a seguir para la aplicación de la DMA, de acuerdo a los últimos avances realizados.

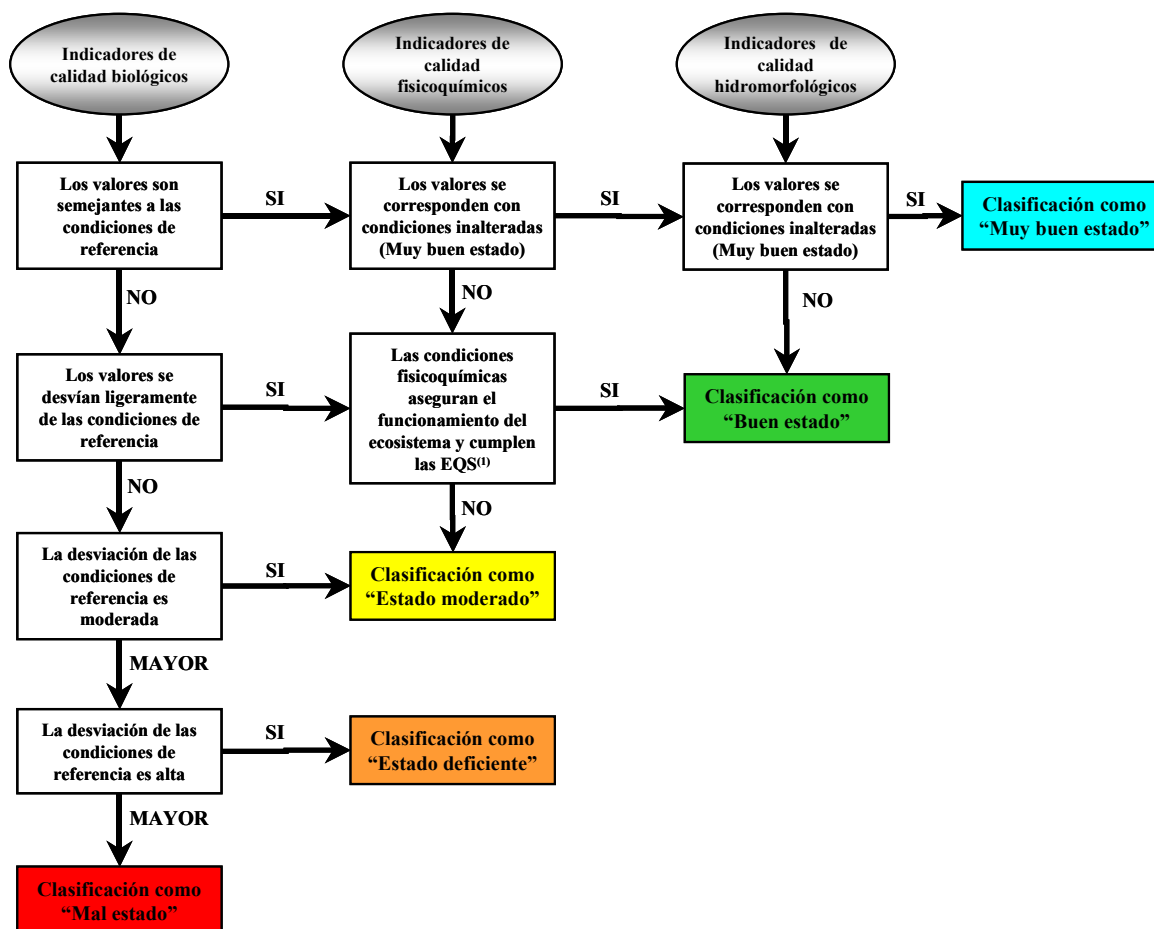
La progresiva consideración de los medios acuáticos como un sistema complejo formado por una serie de compartimentos interrelacionados y la creciente importancia adquirida por los elementos biológicos y los procesos ecológicos que en ellos se producen, han llevado a la concepción de la calidad de los sistemas acuáticos desde un punto de vista global, en el que se hace necesario evaluar la calidad ecológica del medio en general. En este sentido, respecto a las aguas superficiales, entre las que se encuentran las aguas costeras, el artículo 4 de la DMA exige a los Estados Miembros proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficiales con el fin de alcanzar al menos el “Buen estado” para el año 2015, concepto que integra una valoración conjunta tanto desde el punto de vista de su “estado químico” como de su “estado ecológico”.

La evaluación del “**estado químico**” se concreta en el cumplimiento (buen estado químico) de los criterios de calidad establecidos en la legislación comunitaria vigente. Para ello, en primer lugar se ha realizado una integración de la legislación en materia de sustancias peligrosas, incorporando los valores límite de emisión y las normas de calidad ambiental presentes en distintas normativas comunitarias, como las Directivas relativas a los vertidos de mercurio (82/176/CEE, 84/156/CEE), cadmio (83/513/CEE), hexaclorociclohexano (84/491/CEE) y otras sustancias peligrosas (86/280/CEE). Por otra parte, la publicación de la Decisión 2455/2001/CE, correspondiente al Anexo X de la DMA, y la reciente propuesta de Directiva sobre objetivos de calidad ambiental (COM(2006)397), han completado el listado de sustancias peligrosas a considerar y han establecido objetivos de calidad para muchas de ellas. Sin embargo, a pesar del esfuerzo realizado, aún quedan muchos contaminantes de las aguas por regular, por lo que, tal y como afirman diversos autores (Daughton, 2004; Borja, 2005), la incorporación de nuevas sustancias peligrosas a dicha lista (investigando sus efectos sobre los elementos biológicos) constituirá una de las principales tareas a desarrollar en los próximos años.

En cuanto al “**estado ecológico**” de las aguas costeras, en el artículo 2 de la DMA se define como “*una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales*” y viene determinado por las características de una serie de elementos de calidad agrupados en tres categorías; elementos biológicos, elementos físico-químicos y elementos hidromorfológicos (Anexo V de la DMA).

Con base en la valoración de dichos elementos, la DMA obliga a los Estados Miembros a evaluar el estado ecológico de las masas de agua y a clasificarlo en 5 niveles; “Muy bueno”, “Bueno”, “Moderado”, “Deficiente” y “Malo”. Para llevar a cabo esta clasificación, la DMA, en su Anexo V, propone una serie de indicadores para los elementos de calidad biológicos (fitoplancton, macroalgas y angiospermas e invertebrados bentónicos), físicoquímicos (nutrientes, temperatura, salinidad, oxígeno, transparencia y diversos contaminantes) e hidromorfológicos (indicadores relativos a las condiciones morfológicas y al régimen de mareas). Tal vez uno de los principales inconvenientes a la hora de llevar a cabo la evaluación del estado ecológico desde este enfoque global se deba a la dificultad que supone la integración de toda la información disponible sobre cada uno de estos elementos. Con el fin de facilitar y homogeneizar este proceso, la propia DMA marca el sistema jerárquico a seguir a la hora de integrar los distintos elementos de calidad requeridos para la evaluación del estado ecológico, de tal forma que asigna una importancia fundamental a la calidad de los elementos biológicos, mientras que los elementos físicoquímicos e hidromorfológicos adquieren

una importancia secundaria, actuando como elementos de apoyo de los primeros (Figura 1.1).



(1) EQS: Normas de calidad ambiental, para contaminantes específicos.

**Figura 1.1. Esquema del procedimiento establecido para llevar a cabo la evaluación del estado ecológico, tal y como se indica en el Documento Guía nº 5 para la aplicación de la DMA (European Commission, 2003b).**

Uno de los aspectos más interesantes del análisis conjunto de dichos elementos es que se combinan aproximaciones que abordan el estudio del medio de forma complementaria. Mientras los análisis fisicoquímicos proporcionan una información más precisa sobre aspectos relativos a la frecuencia de episodios contaminantes de las aguas relacionados con una serie de variables indicadoras, los controles biológicos proporcionan una visión integrada en el tiempo sobre la calidad del medio, actuando como “registros históricos” del pasado más reciente.

A pesar de que en la DMA se establecen los principios básicos aplicables a la evaluación del estado ecológico de las masas de agua, los aspectos técnicos concretos para su aplicación quedan en manos de los Estados Miembros, de tal forma que éstos son los encargados de desarrollar y establecer de forma consensuada los procedimientos

y criterios científico-técnicos estandarizados para la definición de las condiciones de referencia, los sistemas de valoración, los sistemas de integración de las variables analizadas y de todos aquellos aspectos necesarios para la evaluación del estado ecológico de cada una de las masas de agua, independientemente del lugar y del momento de su aplicación.

Debido a la enorme complejidad que supone el desarrollo de todos estos procedimientos estandarizados necesarios para la aplicación de la DMA, los Estados Miembros, junto con la Comisión Europea y el resto de partes implicadas en el proceso, han diseñado una estrategia común de aplicación conocida como CIS (*Common Implementation Strategy*). Esta estrategia se ha desarrollado por diversos grupos de trabajo encargados de elaborar los Documentos Guía en los que se describen los aspectos técnicos para la interpretación y la aplicación de la DMA. Además, son los encargados de aplicar, contrastar y validar los procedimientos establecidos, labor que deberá realizarse mediante la intercalibración de los resultados obtenidos. En este sentido, el grupo de trabajo 2.4 COAST, formado a su vez por grupos de investigación de los distintos Estados y partes implicadas, es el encargado de tratar los aspectos relacionados con las aguas de transición y costeras, mientras que el grupo de trabajo 2.A ECOSTAT se encarga de los aspectos relativos a la evaluación del estado ecológico.

Con el fin de que las metodologías a desarrollar para la aplicación de la DMA tengan en cuenta las diferencias biogeográficas de las distintas regiones europeas, dentro del grupo COAST se han establecido cuatro grupos de intercalibración encargados de llevar a cabo esta tarea en cada una de las biorregiones europeas: el Grupo de Intercalibración Geográfica del Mediterráneo (MED-GIG), del Báltico (BA-GIG), del Mar Negro (BS-GIG) y del Nordeste Atlántico (NEA-GIG), en el que se encuentra incluida la costa Cantábrica. Esta división de los grupos de trabajo, además de facilitar el trabajo y la toma de decisiones, permite que las metodologías a desarrollar puedan ajustarse a la realidad de cada una de las regiones costeras, evitando de esta forma posibles errores de interpretación asociados a las características intrínsecas de las diferentes zonas de aplicación. Además de la división en grandes regiones costeras, se han definido distintas tipologías de aguas costeras con el fin de ajustar aún más las metodologías a aplicar en zonas con características ambientales homogéneas. En este sentido, la costa Cantábrica se ha incluido en la tipología CW-NEA 1, correspondiente a zonas costeras expuestas, euhalinas y someras.

Sin embargo, a pesar de las divisiones realizadas, aún siguen existiendo dudas sobre la homogeneidad de las zonas establecidas, por lo que para algunos elementos de calidad, como por ejemplo el fitoplancton o las macroalgas, se están planteando realizar

subdivisiones que puedan reflejar las diferencias existentes a una escala aún menor dentro de una misma tipología, como sería el caso de las zonas de afloramiento o de las diferencias biogeográficas existentes entre los ecosistemas bentónicos rocosos del Atlántico norte y del sur, aspecto este último ya reflejado en el proyecto “Large Marine Ecosystems” (LME), en el que las aguas correspondientes al NEA se dividen en varias subregiones como la Costa Ibérica, la Plataforma Céltica-Vizcaína, o el Mar del Norte (EEA, 2006).

Es tal la complejidad del proceso de intercalibración que todavía quedan muchas cuestiones por resolver y muchas tareas por realizar, antes de que se pueda alcanzar un acuerdo definitivo sobre las metodologías a aplicar en las distintas regiones europeas para cada uno de los elementos de calidad a evaluar. Es por ello que el periodo previsto inicialmente para llevar a cabo la intercalibración (2004-2006) ha debido ampliarse, contemplando una segunda fase de trabajo para el periodo 2007-2009.

En lo que respecta al grupo de intercalibración del Nordeste Atlántico (NEA-GIG), el estado de desarrollo actual de las métricas a utilizar para la evaluación de los distintos elementos es enormemente heterogéneo. Así, mientras para el fitoplancton y los invertebrados bentónicos parecen haberse alcanzado sendos acuerdos sobre los indicadores y las métricas a utilizar, e incluso se han completado los ejercicios de intercalibración entre las métricas propuestas, los avances sobre los elementos de calidad fisicoquímicos e hidromorfológicos son prácticamente nulos, tal vez debido a su aparente carácter secundario frente a los elementos biológicos en la valoración del estado ecológico. En una situación intermedia se encontrarían las macroalgas, sobre las que se está trabajando activamente con el fin de validar e intercalibrar las métricas propuestas.

Otro aspecto necesario para la evaluación del estado ecológico lo constituye el desarrollo de los sistemas de integración que se utilizarán para unificar y valorar conjuntamente los resultados obtenidos en cada uno de los elementos de calidad, tarea que aún tardará en desarrollarse dado el retraso acumulado en las tareas actuales. En este sentido, por el momento sólo se han realizado algunas propuestas metodológicas de integración parcial que contemplan la valoración conjunta de varios de los elementos exigidos en la DMA (Borja *et al.*, 2004b; GESHA, 2005b; Simboura *et al.*, 2005).

Siguiendo los planes marcados por la Directiva y de forma simultánea al proceso de intercalibración europeo, a nivel nacional se está llevando a cabo un proceso de coordinación entre técnicos de las distintas comunidades autónomas con el fin de comprobar la aplicabilidad y la validez de las métricas propuestas y decidir cuáles serán



y cómo se aplicarán los métodos nacionales que deberán adoptar las demarcaciones hidrográficas para la aplicación de la DMA en las diferentes regiones costeras españolas.

De lo expuesto hasta el momento se deduce que el proceso de implementación de las metodologías y los sistemas de valoración a utilizar para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras se encuentra aún inmerso en la fase de debate científico-técnico para algunos de sus elementos. Es por ello que, en relación a estos elementos, se mantiene la necesidad de desarrollar, contrastar, validar y adoptar metodologías que se adapten a las condiciones ambientales características de las aguas costeras del Cantábrico y que permitan realizar evaluaciones del estado ecológico ajustadas a su realidad ambiental, pero que al mismo tiempo puedan servir para su aplicación en otras regiones costeras dentro de la región biogeográfica Atlántica, como las correspondientes a las zonas del NW Atlántico (Galicia), SW Atlántico (Golfo de Cádiz) y región macaronésica (Islas Canarias).

### **1.2. ESTADO DEL CONOCIMIENTO**

Desde los primeros procedimientos utilizados para la valoración de la calidad de las aguas, basados en métodos simples puramente subjetivos tales como el aspecto o el olor (Kiely, 1999), la necesidad de valorar la calidad de los sistemas acuáticos ha dado lugar al desarrollo de innumerables metodologías destinadas a conocer su “estado de salud” de forma objetiva y comparable. El concepto de la salud del ecosistema surgió a raíz de la Declaración de Río (1992) y de la Convención sobre la diversidad biológica (1992), y se basa en el principio de precaución y en la aplicación de una aproximación ecosistémica a la gestión integrada de los impactos de las actividades humanas en los ecosistemas, con el fin lograr su uso sostenible y de mantener su estructura, funcionalidad e integridad (Hopkins, 2005). Hoy por hoy, el establecimiento de metodologías de valoración de dicho estado sigue siendo un objetivo prioritario para técnicos y gestores, como elementos imprescindibles para su vigilancia y gestión.

Generalmente, la evaluación de los distintos elementos ambientales del ecosistema se lleva a cabo mediante la valoración de determinadas variables indicadoras o “**indicadores**” que permiten simplificar el estudio de un medio complejo a partir del análisis del estado de algunos de sus elementos clave. Así, un indicador se podría definir como *“una variable que ha sido dotada de un significado añadido al derivado*

*de su propia naturaleza, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla en el proceso de toma de decisiones”* (MMA, 1996a). En la mayoría de los casos, la valoración de un solo indicador no es suficiente para obtener una idea general del sistema a valorar, por lo que se suelen utilizar combinaciones de indicadores cuya valoración conjunta proporciona una visión más completa y precisa de la realidad. En este caso estaríamos hablando de **“índices”**, que se podrían definir como *“el resultado de la integración en una sola expresión numérica de la información contenida en varias variables”* (MMA, 2000). A diferencia de los indicadores, que presentan unidades de medida determinadas (concentraciones, abundancias, porcentajes, etc.), los índices proporcionan una medida adimensional de la realidad, ya que resultan de la combinación de diversos indicadores que previamente han sido homogeneizados a escalas comparables. A menudo, la terminología utilizada no diferencia entre indicadores e índices, así, se habla de indicadores en un sentido más amplio, considerando a los índices como un tipo de indicadores más complejos.

La elevada capacidad de síntesis que presentan y su facilidad de manejo ha convertido a los indicadores e índices en herramientas fundamentales en los procesos de toma de decisiones, hasta el punto que las líneas de trabajo de diversos organismos e instituciones comunitarias en materia de estadística e información ambiental (Agencia Europea de Medio Ambiente, OCDE, EUROSTAT, Naciones Unidas, etc.) han dado una gran importancia al desarrollo de indicadores ambientales que permitan evaluar la situación del medio ambiente así como las posibles consecuencias de las medidas adoptadas (OCDE, 1994; EUROSTAT, 1999; EEA, 2000, 2003). En contrapartida, el principal inconveniente de los índices deriva de una de sus mejores cualidades, ya que, debido a su capacidad integradora, en su aplicación se puede perder información.

La necesidad de desarrollar indicadores e índices ambientales útiles para el desarrollo de la política ambiental a nivel nacional ha sido recogida por el Ministerio de Medio Ambiente (MMA). Tras la publicación de una monografía inicial dedicada a los indicadores ambientales (MMA, 1996a) y de diversos informes parciales sobre indicadores destinados a la valoración de distintas subáreas ambientales (MMA, 1996b, 1998, 1999), el MMA se planteó la conveniencia de disponer de un documento con información sobre el estado del medio ambiente basada en indicadores, que diera una idea del estado ambiental del país y permitiera fundamentar la toma de decisiones, así como evaluar la integración del medio ambiente en los distintos sectores de actividad (MMA, 2000). El desarrollo de indicadores aplicados al medio marino se aborda de forma posterior con la publicación del informe sobre indicadores relativos a la subárea de costas y medio marino (MMA, 2001b).

En una revisión sobre indicadores de biodiversidad realizada en Europa en el año 2002 se identificaron 655 indicadores relativos a 12 sectores diferentes, de los cuales el 58 % correspondían a la protección de la naturaleza (EEA, 2003). Ante estos datos se podría afirmar que no hay una escasez de indicadores para el estudio del medio, sino que el problema estriba en la aplicabilidad y la utilidad de los indicadores e índices existentes.

El proceso de desarrollo de un índice podría dividirse en tres etapas consecutivas. Una primera etapa de **definición del ámbito de estudio**, una segunda etapa de **selección y parametrización de los indicadores** a utilizar y una tercera etapa de **formulación y validación del índice** desarrollado.

En la primera etapa se establece el **marco básico de aplicación**, delimitando los ámbitos espacial y temporal y definiendo las características de homogeneidad exigibles a las unidades de valoración. Además, al evaluar un sistema, la mera aplicación de determinados indicadores no es suficiente. Es importante que éstos conformen un sistema que sea capaz de ofrecer un valor añadido, derivado de la integración, complementario al asociado a cada uno de los indicadores individuales. Para ello es necesario establecer previamente el objetivo a alcanzar y el marco de análisis en el que se va a trabajar.

De acuerdo con lo establecido por el MMA (2000), existen varios tipos de marcos de análisis, entre los que se podrían destacar los siguientes:

- Marco temático: En éste, el criterio diferenciador para el análisis del medio son los problemas ambientales globales, como por ejemplo el cambio climático, la pérdida de biodiversidad o la eutrofización de las aguas.
- Marco de evaluación por medios: El medio ambiente se divide en grandes medios, tales como el aire, el agua, la tierra y la biota, que constituyen los compartimentos básicos de análisis.
- Marco sectorial: En este caso, se considera al medio como fuente de recursos biológicos y minerales, adjudicando a sectores económicos la explotación de cada uno de ellos. Comprende sectores tales como la agricultura, la silvicultura, la pesca, la minería y la energía.
- Marco causal: Éste se deriva del proceso de toma de decisiones en materia de medio ambiente. El marco basado en la causalidad supone que las actividades humanas ejercen una presión sobre el medio, que pueden repercutir en la

modificación de su estado de conservación, frente a los cuales la sociedad responde mediante políticas y actuaciones.

- Marco espacial: El análisis del medio se realiza según la escala o el ámbito de actuación, como pueden ser la escala local, nacional, regional o global.
- Marco ecosistémico: la información se presenta en unidades territoriales con características ecológicas distintivas (costas, estuarios, ríos, bosques, etc.).

Uno de los marcos de análisis más utilizados actualmente es el marco causal, basado en el modelo “Presión – Estado – Respuesta” (PSR), propuesto por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE). Este modelo se ha consolidado como un instrumento eficaz en el ámbito internacional, sin embargo, se observa una progresiva tendencia a la utilización de un modelo derivado del anterior que incluye “Fuerzas motrices – Presión – Estado – Impacto – Respuesta” (DPSIR), el cual ha sido adoptado por la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA). Más recientemente, se está hablando de un nuevo modelo causal mejorado (el eDPSIR) en el que, en lugar de considerar una relación causal en cadena entre los distintos elementos del modelo, se considera una relación reticular, de forma que se producen interrelaciones entre todos los elementos del sistema (Niemeijer y de Groot, 2008).

A modo de ejemplo, entre los aspectos propuestos por la EEA para la evaluación ambiental en el marco de la gestión integrada de zonas costeras se podrían citar los siguientes indicadores:

- Indicadores de fuerzas motrices: las pesquerías, el turismo o la urbanización.
- Indicadores de presión: los vertidos o las intervenciones que afectan al aporte de sedimentos y agua.
- Indicadores de estado: los cambios en las comunidades biológicas o la fragmentación de áreas naturales.
- Indicadores del impacto: los problemas relacionados con la salud humana o la pérdida del patrimonio y la erosión costera.
- Indicadores de respuestas: el tratamiento de aguas residuales, la construcción de defensas o la gestión de cuencas fluviales y marinas.

Una de las ventajas de la utilización de este tipo de marcos de análisis es que consiguen relacionar las actividades humanas y sus impactos sobre el medio con las políticas a

seguir para contrarrestarlos, lo que favorece la comunicación entre el enfoque científico y la gestión. Además, al disponer de indicadores para los distintos elementos del sistema (indicadores de presión, de estado, de respuesta, etc.), facilitan la localización de las causas de los problemas, lo que permite actuar directamente sobre ellas, mejorando la eficiencia en su resolución. Sin embargo, es fundamental que la selección de los indicadores a utilizar se realice siguiendo unas pautas claras y en base a unos criterios adecuados, ya que los resultados y las conclusiones obtenidas dependerán en gran medida de los indicadores seleccionados y de su forma de aplicación.

La segunda etapa, dedicada a la **selección y parametrización de los indicadores**, constituye el cuerpo del proceso de desarrollo del índice. En esta etapa se procede, en primer lugar, a seleccionar aquellas variables que se consideren más adecuadas de acuerdo a los objetivos de la evaluación, convirtiéndose en los indicadores del índice. Diversos autores e instituciones han tratado de enumerar los requisitos que deben cumplir los indicadores ecológicos (NRC, 2000; Dale y Beyeler, 2001; OCDE, 2001; EEA, 2003; Caeiro *et al.*, 2005b), que se podrían resumir en una serie de características clave:

- Sensibilidad: Deben ser capaces de proporcionar una respuesta cuantificable frente a perturbaciones específicas del medio y distinguible de los rangos de variabilidad natural.
- Selectividad: Deben ser lo más específicos que sea posible frente a las respuestas que se analizan.
- Validez científica: Las respuestas deben estar basadas en un conocimiento científico consistente y validadas en términos estadísticos.
- Fiabilidad: Deben presentar unos niveles de incertidumbre conocidos y aceptables.
- Rentabilidad: Deben ofrecer la máxima información con el menor esfuerzo (económico, temporal, personal, etc.) posible.
- Simplicidad: Deben ser fácilmente aplicables e interpretables con el fin de facilitar su uso generalizado y estandarizado.
- Comparabilidad: Deben permitir comparaciones interterritoriales.
- Capacidad de detección: Deben permitir la identificación de los problemas en los rangos de perturbación previstos.
- Capacidad de predicción: Deben permitir establecer modelos predictivos.

A continuación, se deberá analizar la variabilidad específica de cada uno de los indicadores considerados, con el fin de poder llevar a cabo su parametrización, mediante el establecimiento de los rangos o umbrales que permitirán la clasificación de diferentes niveles de calidad. Esta parametrización podrá basarse en objetivos de calidad existentes cuando hayan sido establecidos en determinadas propuestas o en la legislación vigente. En caso contrario, será necesario disponer de un profundo conocimiento del medio que permita diferenciar entre sus rangos de variabilidad natural y los efectos debidos a distintos tipos de presiones antropogénicas (fuentes contaminantes, sobreexplotación de recursos naturales, alteraciones hidromorfológicas, etc.). En este sentido, el análisis de la contaminación natural de fondo en el medio o la elaboración de cartografías detalladas de las comunidades biológicas pueden constituir aspectos necesarios a estudiar si se quieren desarrollar índices adecuados para la evaluación del estado de conservación del medio.

Finalmente, en la tercera etapa se realiza la **formulación del índice** y se valida mediante la comparación entre los resultados obtenidos y los resultados esperados según el conocimiento disponible del medio.

Mallarach i Carrera (1999) distingue distintos tipos de modelos de evaluación, entre los que cabría citar los modelos de criterios múltiples, los índices cuantitativos compuestos, los basados en Sistemas de Información Geográfica y los modelos mixtos. Entre los primeros se encuentran los modelos compensadores (aditivos o ponderados), que clasifican los elementos evaluados según la suma o el producto de los valores individuales de cada uno de los criterios evaluados, y los disyuntivos, cuyos criterios evaluados no son comparables entre sí, por lo que deben analizarse independientemente uno a uno. Los índices cuantitativos compuestos se basan en la formulación de ecuaciones formadas por diversos indicadores característicos del fenómeno a evaluar. Los modelos basados en Sistemas de Información Geográfica utilizan datos georreferenciados para realizar análisis espaciales según la distribución de valores de los elementos evaluados. Finalmente, los modelos mixtos son aquellos que combinan dos o más tipos de modelos de evaluación.

A pesar de que no existe un método mejor que los demás, sino que cada uno tiene aspectos positivos y negativos que los hace recomendables en determinadas situaciones, los modelos basados en índices compuestos presentan una aplicabilidad bien definida y muy extendida en la evaluación de los sistemas acuáticos, por lo que han sido utilizados en numerosos trabajos. No obstante, uno de los inconvenientes que presentan los índices compuestos es que, aunque su desarrollo se haya basado en unos criterios científicos adecuados, disfrazan juicios de valor subjetivos bajo un lenguaje matemático, por lo que

parecen más objetivos de lo que son en realidad. En este sentido es fundamental la consideración de las incertidumbres que pueden afectar a los modelos de evaluación, que tal y como sugiere Kates (1987) podrían agruparse en cuatro tipos; los errores sistemáticos y de juicio subjetivo, la imprecisión lingüística, las incertidumbres inherentes al modelo de evaluación utilizado y el desacuerdo entre expertos.

A pesar de la gran variedad de indicadores e índices existentes, se podrían agrupar en unas pocas tipologías, dependiendo de la información que contienen y de su complejidad. Así, de forma similar a lo que sugieren Caeiro *et al.* (2005a) para el caso de las comunidades bentónicas, se podría realizar una clasificación en tres tipos: a) los indicadores o índices que miden atributos *simples*, b) los índices *multimétricos* que combinan múltiples respuestas del sistema y c) los métodos *multivariantes* que integran la información referente al sistema en un espacio multidimensional.

En general, los indicadores e **índices simples** serían aquellos basados en la medida individual de las características de las comunidades o de las características ambientales del medio. Este tipo de índices pueden aportar información general sobre el estado de las comunidades o detectar alteraciones concretas en la calidad del medio, sin embargo, debido a la enorme variabilidad y complejidad que pueden presentar los medios naturales, pueden resultar algo limitados de cara a obtener una valoración precisa del estado de las comunidades o una valoración integrada de las condiciones ambientales del medio. Entre los indicadores biológicos sencillos, los más habituales suelen ser la Riqueza (S), la diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (Shannon y Weaver, 1963) o la uniformidad de Pielou ( $J'$ ) (Pielou, 1969), que dan una idea de la cantidad de especies presentes en el medio así como de la uniformidad o dominancia de sus distribuciones. En cuanto a los indicadores ambientales simples, suelen estar dirigidos a detectar de forma precoz alteraciones globales en la calidad del medio, como por ejemplo, en el caso de las aguas, la eutrofización (detectada mediante la concentración de nutrientes o de clorofila), el enriquecimiento orgánico (estimado mediante medidas de DBO, oxígeno disuelto, etc.) o la contaminación bacteriológica (coliformes, estreptococos, etc.). La evaluación de la calidad de las aguas mediante este tipo de índices se basa en la superación de unos determinados valores límite. La relación entre los valores obtenidos y los umbrales establecidos indican el grado de alteración de las aguas analizadas.

Otro tipo de índices simples serían aquellos que valoran la calidad de las aguas en función de la presencia de especies sensibles o tolerantes a la contaminación. Entre los primeros índices bióticos de este tipo se podrían citar el *Índice de Saprobios* (Pantle y Buck, 1955) o el *Índice BMWP* de macroinvertebrados (NWC, 1981). Este concepto ha sido utilizado posteriormente para el desarrollo de nuevos índices bióticos como el *Azti*

*Marine Biotic Index* (AMBI) de Borja *et al.* (2000) y el *Biotic Index* (BENTIX) de Simboura y Zenetos (2002), basándose, entre otros, en los trabajos de Pearson y Rosenberg (1978) y de Grall y Glémarec (1997).

Los **índices multimétricos** son más complejos que los anteriores, ya que están compuestos por una combinación de variables que miden diferentes aspectos de las comunidades o del medio. Al integrar diferentes indicadores en un sólo índice, éstos son capaces de detectar distintos tipos de respuestas ante diferentes situaciones de estrés, sin embargo, esta integración puede llegar a enmascarar las singularidades o excepcionalidades del sistema. Este tipo de índices han sido ampliamente utilizados debido, por una parte, a su sencillez de aplicación e interpretación, y por otra, a su eficacia a la hora de valorar el estado de las comunidades o la calidad del medio mediante la integración y simplificación de un elevado número de variables indicadoras. El rigor científico y la manejabilidad de este tipo de índices los convierte en un buen instrumento de comunicación entre el científico y el gestor.

Al margen de sus inconvenientes y respaldados por su gran utilidad práctica, se han desarrollado un gran número de índices multimétricos para la evaluación de la calidad del medio. Algunos de estos índices, como el *Benthic Index of Biotic Integrity* (B-IBI) (Weisberg *et al.*, 1997), incorporan hasta 15 métricas (diversidad, productividad, profundidad de distribución, composición trófica, etc.) para analizar el efecto de las alteraciones antropogénicas sobre las comunidades de invertebrados bentónicos. Otro tipo de índices multimétricos serían aquellos compuestos por variables abióticas, como por ejemplo, el *Trophic Index* (TRIX) desarrollado por Vollenweider (1998) para evaluar el estado trófico de las aguas.

Los **métodos multivariantes** se basan en la ordenación de los elementos del sistema en un espacio multidimensional. La comparación entre distintas muestras se realiza a partir de la similitud o disimilitud entre sus componentes (bióticos o abióticos), por lo que, explícita o implícitamente, todos ellos utilizan coeficientes de similaridad calculados entre cada par de muestras (Clarke y Warwick, 1994). Existen diversos tipos de análisis multivariantes, como el de clasificación en clusters (Everitt, 1980), el escalado multidimensional (MDS) (Kruskal y Wish, 1978) o el análisis de componentes principales (PCA) (Chatfield y Collins, 1980). Una de las propuestas más recientes para el uso de este tipo de técnicas en la evaluación del estado ecológico según la DMA lo constituyen las propuestas de Bald *et al.* (2005) y Muxika *et al.* (2007) para la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas y de las comunidades de invertebrados bentónicos respectivamente.



Los índices basados en métodos multivariantes pueden proporcionar una mayor sensibilidad a la hora de caracterizar los patrones de distribución, sin embargo, su evaluación e interpretación son más complejos, lo que puede suponer una limitación para su utilización en labores de gestión (Clarke, 1993).

A pesar de las ventajas que puede aportar la utilización de índices, Vollenweider (1998) menciona tres consideraciones que es necesario tener en cuenta respecto al uso de índices en general y a su aplicación en el medio marino en particular:

- Ningún índice es un sustituto perfecto de los datos originales y del minucioso conocimiento de las propiedades y del funcionamiento del sistema al que representa el índice.
- Cuanto más complejo sea el sistema, menos puede ser descrito mediante unos pocos números o palabras clave.
- Los ecosistemas marinos son realmente complejos.

Desde esta perspectiva, parece claro que para poder llevar a cabo una gestión eficaz de los ecosistemas, resulta necesario combinar los conocimientos adquiridos en estudios sobre aspectos básicos de la estructura y funciones de los ecosistemas marinos, con aquellos derivados de las necesidades de obtener sistemas de evaluación ambiental que representen aplicaciones de los “conocimientos básicos”. La primera aproximación supone el contraste de hipótesis concretas mediante la aplicación del método científico. El segundo tipo de aproximación se refiere al estudio de los ecosistemas desde el punto de vista de su gestión, tratando de alcanzar un grado de comprensión lo suficientemente preciso que permita tomar las decisiones adecuadas en todas aquellas cuestiones que puedan afectar al ecosistema.

Diversos autores han considerado las relaciones existentes entre ambos tipos de aproximaciones, sugiriendo o incluso afirmando que la investigación a desarrollar en el marco de la DMA debe ser pragmática y de fácil aplicación (Underwood, 1998; Mostert, 2003; Borja *et al.*, 2004b; Heiskanen, 2004; Caeiro *et al.*, 2005a; Casazza *et al.*, 2005). En este sentido, Borja (2005) afirma que, para la aplicación de la DMA es necesario desarrollar metodologías apropiadas, contrastadas, revisadas e intercalibradas, que puedan ser aplicadas a las diferentes eco-regiones Europeas y que, además de tener una buena base científica, presenten una relación costes-beneficios efectiva. Para ello defiende que las soluciones propuestas deben ser lo más sencillas, realistas y prácticas posibles, sin perder su base científica.

A pesar de la gran importancia que tienen todos los elementos de calidad a valorar para la evaluación del estado ecológico (biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos), el grado de desarrollo de las metodologías a utilizar para su valoración difiere mucho de unos elementos a otros, siendo esta situación la que debe tomarse como referencia para el planteamiento de los estudios que deben plantearse a corto-medio plazo en este campo. Por ello, a continuación se realiza un análisis de la evolución y del grado de desarrollo actual de los conocimientos científico-técnicos y los avances realizados en relación con cada uno de estos elementos, tanto en lo que respecta a las metodologías para su valoración, como en las metodologías propuestas para su integración.

### **1.2.1. Elementos de calidad fisicoquímicos**

El agua constituye un elemento esencial para el desarrollo de la vida. Además, representa el medio o el soporte básico que sustenta o envuelve a las diferentes comunidades biológicas. Por estas razones, la consecución de una buena calidad de las aguas constituye uno de los pilares fundamentales de la DMA y, por ello, de toda la política de aguas a nivel de la Unión Europea.

Entre los propósitos de la DMA en relación a la calidad físico-química de las aguas se encuentran la reducción progresiva de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias, así como la supresión gradual de las sustancias peligrosas prioritarias, con el objetivo último de lograr la eliminación total de éstas últimas, así como la reducción de las primeras hasta valores basales para las sustancias de origen natural. Además, la DMA debe contribuir a alcanzar los objetivos de los acuerdos internacionales pertinentes, incluidos aquellos cuya finalidad es prevenir y erradicar la contaminación del medio ambiente marino (OSPAR, HELCOM, MARPOL, etc.).

En general, la mayor parte de los contaminantes presentes en el medio marino alcanzan este medio a través de los aportes fluviales o mediante el vertido directo al litoral, aunque la vía atmosférica y las actividades marinas también suponen una importante fuente de contaminación. En el caso de los aportes fluviales, aunque hay una parte de contaminación de origen natural proveniente del lavado de la cuenca fluvial, la contaminación antropogénica procedente de vertidos puntuales de origen urbano e industrial y de vertidos difusos asociados a explotaciones ganaderas y agrícolas es muy importante. A pesar de la elevada capacidad de retención y autodepuración de contaminantes que presentan los ríos y los estuarios, muchos de éstos alcanzan el medio marino incrementando sus concentraciones en torno a las desembocaduras.

Por otra parte, los vertidos directos al litoral suelen ser de naturaleza urbana e industrial y pueden producirse de forma controlada, a través de sistemas de saneamientos bien planificados, o de modo incontrolado, mediante el vertido directo de efluentes no tratados. Los vertidos de aguas residuales urbanas, además de aguas residuales domésticas, incorporan aguas residuales de pequeñas industrias o talleres urbanos, así como aguas procedentes de la escorrentía urbana generada en momentos de lluvia. Dada la procedencia de las aguas residuales urbanas, los principales contaminantes presentes en las mismas suelen ser la materia orgánica, aceites y grasas, detergentes, nutrientes inorgánicos, sólidos en suspensión, microorganismos entéricos y diversos compuestos tóxicos, entre los que destacan los metales pesados y compuestos orgánicos persistentes (COPs) como los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y los policlorobifenilos (PCBs) (Henry y Heinke, 1999; Echavarrí, 2007). En cuanto a los vertidos industriales, los contaminantes presentes pueden ser muy variados dependiendo de la actividad industrial desarrollada, aunque los compuestos tóxicos pueden llegar a ser los contaminantes mayoritarios.

La presencia de todos estos contaminantes en el medio marino pueden dar lugar a fenómenos de eutrofización, contaminación química, contaminación bacteriológica u otro tipo de alteraciones en el medio, pudiendo afectar tanto a las comunidades biológicas como al propio ser humano. La eutrofización se produce como consecuencia de un aporte excesivo de nutrientes inorgánicos al medio, principalmente nitrogenados y fosfatados (Vollenweider, 1968), especialmente en zonas con baja renovación. En tal caso y si las condiciones ambientales son favorables, se produce un crecimiento desmesurado de los productores primarios, que pueden dar lugar a una sucesión de graves alteraciones en el medio, tales como proliferaciones masivas de algas, algunas de ellas tóxicas, acumulaciones excesivas de materia orgánica en descomposición, problemas de anoxia en agua y sedimentos, formación de compuestos reducidos, como el sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ), y, como consecuencia de los anteriores, mortandades masivas de invertebrados y peces.

La contaminación química puede ser muy variada dependiendo del tipo de sustancias implicadas. Entre las más perjudiciales se encuentran los metales pesados y los COPs, que suelen ser sustancias tóxicas, difícilmente biodegradables y a menudo bioacumulables, por lo que su eliminación de forma natural resulta muy compleja. Dependiendo del tipo de contaminante, de su disponibilidad y de la sensibilidad de los organismos, pueden dar lugar a una gran variedad de efectos subletales e incluso letales en los organismos. Además, su capacidad de bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de la cadena trófica puede llegar a afectar al ser humano especialmente en aquellas poblaciones donde es habitual el consumo de pescados y mariscos. Además, existen otra

serie de contaminantes químicos como los detergentes o los aceites y las grasas, que además de afectar a los organismos de forma directa, pueden modificar las condiciones del medio (disminuyendo la tensión superficial, dificultando el intercambio gaseoso o reduciendo la transmisión de la luz) afectándoles también de forma indirecta.

En cuanto a la contaminación bacteriológica, se debe a la presencia de microorganismos, en su mayoría de origen fecal, en el medio marino. Entre estos microorganismos abundan los coliformes fecales (e.g. *Escherichia coli*) y los enterococos (e.g. *Streptococcus faecalis*), que actúan como indicadores de contaminación bacteriológica y son utilizados para evaluar la probabilidad de ocurrencia de otra serie de microorganismos patógenos como *Salmonella Typhi*, *Staphylococcus aureus*, *Vibrio cholerae*, *Candida* spp., *Aspergillus* spp., protozoos y metazoos parásitos por ejemplo.

Por todo ello, en mayor o menor medida, cualquiera de los contaminantes mencionados podrían ser utilizados como indicadores de la calidad de las aguas y de la influencia de las presiones antropogénicas sobre el medio marino. No obstante, la DMA considera dos grupos de elementos fisicoquímicos para la valoración de la calidad de las aguas (Anexo V, apartado 1.1.4.): Un primer grupo que integra indicadores generales que deben contemplar la transparencia, las condiciones térmicas y de oxigenación, la salinidad y las condiciones relativas a los nutrientes, y 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. Si bien es cierto que todas estas variables pueden afectar a los elementos biológicos, algunas de ellas (e.g. la transparencia, las condiciones térmicas y la salinidad) pueden presentar en costa unas variaciones naturales superiores a las variaciones debidas a factores antropogénicos, por lo que, tal y como se indica en el apartado 1.3 del Anexo II de la DMA, podrían excluirse de la evaluación del estado ecológico.

Así, en el caso de la temperatura, las variaciones estacionales constituyen el principal factor de variación a gran escala, sin embargo, pueden producirse alteraciones puntuales de las condiciones térmicas asociadas a factores antropogénicos, como por ejemplo en el caso de vertidos térmicos de aguas de refrigeración industriales. En el caso de la salinidad, la influencia de los aportes fluviales, especialmente en épocas de elevada pluviosidad o de deshielo, constituyen su principal causa de variación, produciendo descensos de salinidad superficial especialmente asociadas a las desembocaduras de los ríos. Sin embargo, al igual que en el caso de las condiciones térmicas, pueden producirse alteraciones antropogénicas de la salinidad especialmente asociadas al

vertido de salmueras procedentes de plantas desaladoras industriales. Finalmente, la transparencia de las aguas puede verse afectada por una gran variedad de factores, tanto naturales como antrópicos, pero es tal la influencia de los primeros que su utilidad como indicador de alteraciones antropogénicas puede ser cuestionable. Una de las principales causas de variación natural en las condiciones de transparencia de las aguas se debe a fenómenos meteorológicos que producen una elevada pluviosidad y un elevado hidrodinamismo costero. Esto se debe a que el incremento de los caudales fluviales moviliza los sedimentos depositados en el lecho fluvial transportándolos hacia la costa, donde, en condiciones de elevado hidrodinamismo, además de impedirse su deposición se contribuye a incrementar la turbidez mediante la resuspensión de los sedimentos depositados en el lecho marino.

La presencia de nutrientes y las condiciones de oxigenación podrían relacionarse con los fenómenos de eutrofización y de contaminación orgánica. En un modelo causal de tipo DPSIR, los primeros podrían constituir un buen indicador del estado del medio en relación a las presiones antropogénicas derivadas del uso intensivo de fertilizantes en la agricultura o del vertido de aguas residuales urbanas o industriales, dando una idea del grado de eutrofia de las aguas y del consiguiente riesgo de producirse proliferaciones de productores primarios (fitoplancton, algas verdes oportunistas). Por otro lado, el grado de saturación de oxígeno en la columna de agua podría ser un buen indicador del impacto indirecto ocasionado en el medio como consecuencia de la descomposición de la materia orgánica independientemente de su origen “natural” (proliferaciones algales) o antrópico (vertidos urbanos o industriales). Sin embargo, faltaría un indicador de impacto directo que proporcionara una medida del grado de desarrollo de estos productores primarios en el medio, lo que habitualmente se realiza mediante la medida de la concentración de clorofila en el agua, en el caso de las microalgas, o de la biomasa acumulada, en los casos de proliferaciones de macroalgas verdes. En el caso de la DMA este tipo de indicadores de eutrofización quedan descartados de la valoración de la calidad de las aguas ya que su evaluación se lleva a cabo en la valoración de los elementos biológicos.

Otro tipo de indicadores de la calidad de las aguas no mencionados en la DMA son los microorganismos entéricos. En este caso, a pesar de su indudable utilidad como indicadores de contaminación antrópica asociada a vertidos de aguas residuales urbanas o procedentes de la ganadería intensiva, su valoración no se contempla en ninguno de los elementos de calidad establecidos. Sin embargo, tal vez podrían incluirse en la valoración de las “otras sustancias” mencionadas en el apartado de contaminantes específicos, en el que se incluye la valoración de otras sustancias contaminantes vertidas al medio en cantidades significativas.

La mayoría de las sustancias que podrían incluirse dentro de los contaminantes específicos (detergentes, metales pesados, COPs, etc.) constituyen buenos indicadores de presiones antropogénicas, sin embargo, su gran variedad, las pequeñas concentraciones en las que se encuentran y los elevados costes que supone su medición, hacen que su análisis se limite a determinados estudios específicos donde se sospeche que existe un elevado riesgo de su presencia.

Como se ha mencionado anteriormente, la utilidad de cada uno de estos indicadores por separado limita mucho su capacidad para detectar distintos tipos de eventos contaminantes. Es por ello que, por lo general, las evaluaciones de la calidad de las aguas se realicen aplicando metodologías que integran aquellas variables indicadoras consideradas más adecuadas en cada caso. En lo que respecta a la aplicación de la DMA, a pesar de la gran cantidad de metodologías existentes para la valoración de la calidad de las aguas, los esfuerzos dedicados al desarrollo de metodologías para la valoración de este elemento de calidad han sido escasos, por lo que, por el momento, no se dispone de ninguna metodología comúnmente aceptada que cumpla con los requisitos exigidos por la Directiva.

Al objeto de analizar las diferentes metodologías existentes para la valoración de la calidad de las aguas, éstas podrían agruparse en tres grandes tipos: a) las que emplean índices multimétricos rígidos, b) las que utilizan índices multimétricos flexibles y c) aquéllas basadas en métodos multivariantes.

Los índices multimétricos rígidos englobarían a aquellos que se componen de una serie de variables definidas y preestablecidas. A este grupo pertenecerían, por ejemplo, el *Trophic Index* (TRIX) desarrollado por Vollenweider *et al.* (1998) o el Índice de calidad de las aguas de transición y marinas (ICATYM) desarrollado por la Universidad de Cantabria (GESHA, 2001), aunque el proceso de formulación del primero permite la modificación de algunos parámetros, por lo que podría calificarse como flexible. Ambos índices comparten algunos indicadores comunes, como la clorofila y la saturación de oxígeno, pero difieren en otros, como la turbidez, los detergentes y los aceites y grasas, presentes en el ICATYM, o los nutrientes (nitrógeno y fósforo disueltos y totales) presentes en el TRIX, especialmente diseñado para detectar fenómenos de eutrofización. No obstante, el TRIX se puede combinar con un índice de turbidez (TRBIX), que considera la transparencia mediante la profundidad del disco de Secchi, para obtener un nuevo índice general de la calidad de las aguas (GWQI) (Vollenweider *et al.*, 1998). La ventaja principal de este tipo de índices es que facilitan la comparación de los resultados obtenidos en todas las aplicaciones realizadas, ya que siempre tienen en cuenta los

mismos parámetros. Sin embargo, su rigidez puede suponer un problema al aplicarlos en condiciones diferentes a las que fueron creados, ya que las variables que los componen o los criterios establecidos pueden no resultar adecuados ante nuevas situaciones.

Entre los índices multimétricos flexibles podrían citarse el Índice de Calidad de las Aguas (ICA) propuesto por Martínez de Bascarán (Martínez de Bascarán, 1979; Conesa Fdez-Vitoria, 1995), el *Water Quality Index* (WQI) de la *National Sanitation Foundation* (NSF) de los Estados Unidos (Ott, 1978; Canter, 1997) y el *Canadian Council of Ministres of the Environment Water Quality Index* (CCME WQI) (CCME, 2001a, 2001b), que se caracterizan porque su configuración puede ser modificada de acuerdo con los criterios del usuario. En este tipo de índices las variables a considerar no vienen predeterminadas en la formulación, sino que su configuración permite que sea el propio usuario el que seleccione las variables a tener en cuenta. A la inversa de lo que sucede con los índices multimétricos rígidos, la principal ventaja de este tipo de índices radica en su adaptabilidad a las distintas condiciones de aplicación, mientras que su principal desventaja es que sólo pueden realizarse comparaciones cuando su aplicación se ha realizado con la misma configuración de variables y con los mismos criterios de valoración en cuanto a los objetivos de calidad.

Finalmente, entre los métodos multivariantes se podría citar el Método Factorial, recientemente propuesto por Bald *et al.*(2005) para su aplicación en la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas en el marco de la DMA. Este método incluye dos tipos de análisis estadísticos multivariantes realizados en dos etapas consecutivas: un análisis factorial y un análisis discriminante. La aplicación del análisis factorial facilita el estudio de las interrelaciones entre un elevado número de variables mediante la creación de un reducido número de nuevas variables (factores), que son combinación lineal de las originales. Esta transformación facilita la interpretación de los resultados gracias a la reducción en la dimensionalidad del conjunto de variables. El análisis discriminante, a su vez, permite clasificar en distintos grupos cualitativos las estaciones estudiadas en base a los valores de sus variables. Una de las principales ventajas de este tipo de métodos es que facilitan la interpretación de los datos cuando hay un elevado número de variables, identificando además cuáles de ellas son las que más influyen en la variabilidad del sistema. Sin embargo, las sucesivas transformaciones sufridas por las variables originales pueden dificultar la identificación de las causas que produjeron los resultados obtenidos. Este motivo, junto a la mayor complejidad de manejo que presentan este tipo de métodos, pueden suponer un obstáculo para su utilización en las labores de gestión, que requieren métodos sencillos y de fácil interpretación.

La gran variedad de contaminantes que pueden afectar al medio hacen que los distintos tipos de aproximaciones existentes para la valoración de la calidad de las aguas puedan dar lugar a resultados muy heterogéneos en función de las variables consideradas o dependiendo de los rangos de valoración y de los objetivos de calidad establecidos en cada uno de ellos. Además, los distintos procedimientos de cálculo utilizados en cada metodología pueden suponer una importante fuente de variación en los resultados obtenidos. Por todo ello, y con el fin de estudiar el efecto aislado de los procedimientos de cálculo empleados por los distintos métodos planteados, sería de gran interés contrastar la validez de distintos tipos de metodologías mediante la aplicación simultánea de varias de ellas, utilizando las mismas combinaciones de variables y con los mismos rangos de valoración y objetivos de calidad.

### **1.2.2. Elementos de calidad biológicos**

Los elementos de calidad biológicos constituyen la parte principal del proceso de evaluación del estado ecológico. En el caso de las masas de agua costeras, los elementos biológicos a evaluar son a) el fitoplancton, b) las macroalgas y angiospermas y c) los invertebrados bentónicos. No obstante, debido a la ausencia de angiospermas en las zonas costeras del Cantábrico, este elemento no es de aplicación en este entorno.

#### **1.2.2.1. Fitoplancton**

El fitoplancton es un elemento clave en los sistemas acuáticos ya que constituye la base de la cadena trófica. A su vez, tiene una gran importancia en los ciclos biogeoquímicos de elementos como el nitrógeno y el fósforo, cuyas formas inorgánicas son utilizadas por el fitoplancton como nutrientes para su crecimiento. Debido a su carácter de organismos autótrofos y a su amplia distribución espacial, tienen también una gran importancia en los procesos de producción de los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, como contrapartida de todas estas funciones, su crecimiento descontrolado, como consecuencia de la eutrofización de las aguas, puede dar lugar a graves alteraciones en las condiciones del medio (exceso de materia orgánica, turbidez, anoxia, producción de toxinas, etc.), pudiendo afectar al resto de comunidades biológicas.

El problema de la eutrofización está siempre presente cuando se tratan aspectos relativos a la contaminación de las aguas, hasta el punto que ha sido reconocido como uno de los principales problemas en las aguas costeras europeas (EEA, 2006). Sin embargo, a pesar de la mejora de la situación lograda como consecuencia de la firma de



diversos convenios internacionales (OSPAR, Helcom, Barcelona, etc.) o la entrada en vigor de Directivas tales como la de nitratos (91/676/CEE) o la de aguas residuales urbanas (91/271/CEE), en lo que respecta a las aguas costeras las concentraciones de nitratos se mantienen o aumentan, ya que sus fuentes son difíciles de controlar. Por el contrario, las concentraciones de fosfatos han disminuido o se han mantenido, entre otras cosas gracias a su eliminación de los detergentes y a la depuración de las aguas residuales (EEA, 2000, 2005). El fitoplancton marino presenta una proporción media de nitrógeno y fósforo de 16:1 (Redfield, 1958), lo que en situaciones normales hace que el nitrógeno sea el elemento limitante para su desarrollo. Sin embargo, las recientes reducciones en los aportes de fósforo han dado lugar a condiciones de limitación de fósforo y exceso de nitrógeno en algunas áreas costeras, lo que puede dar lugar a alteraciones en la composición de las especies fitoplanctónicas y al incremento de especies nocivas (ICES, 2003).

Debido a la estrecha relación existente entre el fitoplancton y los procesos de eutrofización, la mayoría de las evaluaciones del fitoplancton se llevan a cabo junto a evaluaciones de nutrientes, oxígeno disuelto o medidas de transparencia de las aguas (Vollenweider *et al.*, 1998; Nielsen *et al.*, 2002b; Bricker *et al.*, 2003; Nielsen *et al.*, 2003; Ferreira *et al.*, 2007). Así, en la comisión OSPAR (2005) se han seleccionado 5 elementos para la evaluación del grado de enriquecimiento de las aguas y los efectos potenciales de la eutrofización. Estos cinco elementos forman un bloque integrado de indicadores que están estrechamente interrelacionados mediante un modelo causal que abarca desde el enriquecimiento por nutrientes, hasta los efectos directos (incremento de clorofila y de especies nocivas) e indirectos (deficiencia de oxígeno y mortalidad de organismos bentónicos) de la eutrofización. Los objetivos de calidad planteados para estos cinco elementos son los siguientes:

- a. Las concentraciones de DIN y/o DIP en invierno deben permanecer bajo niveles “elevados”, definidos como concentraciones superiores al 50% sobre los niveles de fondo correspondientes a la región específica y/o a la salinidad.
- b. Las concentraciones máximas y medias de clorofila *a* durante el periodo de crecimiento deben permanecer bajo niveles “elevados”, definidos como concentraciones superiores al 50% sobre los niveles de fondo correspondientes a la región específica.
- c. Los niveles de especies fitoplanctónicas indicadoras de eutrofización características de la región deben permanecer por debajo de los niveles

- correspondientes a las especies nocivas y/o tóxicas (y no deben incrementarse las duraciones de los blooms).
- d. La concentración de oxígeno, reducida como efecto indirecto del enriquecimiento por nutrientes, debe permanecer por encima de los 4-6 mg/l dependiendo del área específica.
  - e. No deben producirse mortalidades de organismos bentónicos como resultado de deficiencias de oxígeno y/o presencia de especies fitoplanctónicas tóxicas.

De todos estos elementos, los más adecuados según Painting *et al.* (2005) para detectar fenómenos de eutrofización, de acuerdo a los criterios establecidos por el ICES (2001a), serían la concentración de nutrientes y la clorofila *a*. En el caso de la aplicación de la DMA, la separación entre elementos de calidad biológicos y fisicoquímicos ha dado lugar a que la clorofila se considere en la valoración de los primeros, mientras que los nutrientes se incluyen en la valoración de los segundos. Sin embargo, la condición de la clorofila como variable indicadora de los fenómenos de eutrofización complementando a los nutrientes abre la posibilidad de utilizar este parámetro en la valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas.

Una de las primeras consecuencias del enriquecimiento por nutrientes en las aguas marinas es el incremento en la producción primaria, lo que se produce mediante una reacción habitualmente rápida (Smayda, 2004). Por esta razón, la producción primaria se considera un indicador sensible del estado de alteración del fitoplancton, aunque no suele incluirse en los programas de vigilancia debido, entre otros motivos, a la complejidad que supone su medición. Por el contrario, la biomasa fitoplanctónica, que es el resultado del balance entre la producción primaria y procesos de pérdida tales como el consumo o la dispersión hidrodinámica, constituye el principal aspecto analizado en la evaluación del fitoplancton.

En este sentido, el indicador más habitualmente utilizado en los programas de vigilancia para la estimación de la biomasa fitoplanctónica es la **clorofila *a***, a pesar de que la relación entre ambos parámetros no es constante (REBECCA, 2005). El uso extendido de este indicador se debe, por una parte, a que existe una relación positiva y predecible entre la clorofila y el enriquecimiento por nutrientes (Nielsen *et al.*, 2002b; Puigserver *et al.*, 2002) y, por otra, a que los métodos utilizados para su medición son sencillos y de bajo coste. La medición habitual de la clorofila en los programas de vigilancia ha dado lugar a grandes series de datos temporales a lo largo de todo el mundo, lo que a su vez facilita la intercomparación de resultados en distintas áreas geográficas.

El carbono fitoplanctónico puede proporcionar también una medida precisa de la biomasa y suele medirse conjuntamente con la composición específica, lo que a su vez proporciona información sobre la estructura de la comunidad planctónica. Sin embargo, la experiencia y la elevada cantidad de tiempo necesarias pueden ser las causas por las que no suelen ser incluidas en los programas de vigilancia (REBECCA, 2005).

En cuanto a las especies fitoplanctónicas indicadoras, constituyen un elemento relativamente sencillo de analizar y, en aquellos casos en los que hay una elevada actividad humana, puede establecerse una relación entre las presiones antropogénicas y la proliferación de especies nocivas y/o tóxicas. Sin embargo, esto no se considera factible a mayor escala (regional) y además hay pocos datos disponibles, por lo que no se considera un buen indicador de acuerdo a los criterios del ICES (Painting *et al.*, 2005). Por otro lado, la gravedad de las consecuencias que pueden generar las proliferaciones de algas nocivas y/o tóxicas, tanto desde el punto de vista ambiental como del punto de vista económico y de la salud humana, justifican el análisis de este tipo de algas, especialmente en aquellas zonas donde existe una gran producción de organismos filtradores destinados al consumo humano.

Considerando lo descrito hasta el momento y en cumplimiento de los requisitos exigidos por la DMA, en el grupo de intercalibración geográfica del nordeste Atlántico (NEA-GIG) se han seleccionado los siguientes indicadores para la valoración del fitoplancton en las aguas costeras:

- La biomasa de fitoplancton
- La abundancia de células
- La abundancia de *Phaeocystis*

Para la valoración de la biomasa de fitoplancton se utiliza la medida de concentración de clorofila *a* y su evaluación se lleva a cabo mediante la comparación entre el valor del percentil 90 del conjunto de datos medidos y los umbrales establecidos para las distintas clases de calidad, que varían dependiendo de las características de la zona de aplicación. La abundancia de células considera la frecuencia de ocurrencia de blooms de distintas especies de algas y se evalúa en función del porcentaje de veces que se supera un determinado umbral considerado como bloom, que depende de la zona de aplicación y del tamaño de las células consideradas. La abundancia de *Phaeocystis*, considerada como una especie nociva (OSPAR, 2005), se evalúa en función del porcentaje de veces que se superan las 10<sup>6</sup> células/litro. Esta última métrica no es aplicable en las costas atlánticas españolas debido a la escasa presencia de esta especie.

Es importante destacar que los umbrales establecidos para las distintas regiones geográficas dependen de las características naturales de dichas zonas, lo que puede dar lugar a grandes variaciones en la composición y la abundancia del fitoplancton asociadas a causas naturales. Por ello, a la hora de establecer los umbrales que determinan las diferentes clases de calidad, se han tenido en cuenta aspectos como la magnitud de las descargas fluviales o la ocurrencia de fenómenos de afloramiento en las distintas zonas de aplicación.

Como resultado del proceso paralelo de desarrollo de las métricas aplicables al fitoplancton llevado a cabo a nivel nacional, en el caso de España se han definido cinco subáreas diferenciadas con el fin de reflejar la gran variabilidad natural existente en los factores abióticos que influyen en las comunidades fitoplanctónicas a lo largo de las costas atlánticas españolas. Cada una de estas subáreas tienen asignados distintos umbrales para cada uno de los indicadores evaluados, en función de las características naturales de la zona. Las cinco subáreas definidas son las siguientes:

- Este de la plataforma Cantábrica.
- Oeste de la plataforma Cantábrica.
- La costa noroeste ibérica.
- El golfo de Cádiz.
- Las Islas Canarias.

Debido al avanzado estado de desarrollo y al elevado grado de aceptación alcanzado a nivel europeo en la selección de las métricas a utilizar para la valoración del fitoplancton, parece lógico adoptar las mismas métricas y los umbrales establecidos actualmente en las correspondientes zonas de aplicación.

#### **1.2.2.2. Macroalgas**

Además de su importancia como productores primarios, las macroalgas bentónicas marinas forman la base estructural de los arrecifes de sustratos rocosos submareales e intermareales. Estos hábitats, que generalmente presentan una zonación ininterrumpida de comunidades vegetales y animales, están recogidos en la Directiva 92/43/CEE del consejo de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva “Hábitats”), bajo el Código 1170, por lo que

constituyen zonas cuya conservación requiere la designación de Áreas de Especial Conservación en el seno de la Unión Europea.

Al ser organismos sésiles, las macroalgas responden directamente a las características bióticas y abióticas del medio acuático de su entorno, y por lo tanto, pueden considerarse como bioindicadores sensibles de sus cambios (Orfanidis *et al.*, 2001a). Además, debido a su condición sedentaria, integran los efectos a largo plazo de las exposiciones a los contaminantes, resultando en una disminución o incluso en la desaparición de las especies más sensibles, que son reemplazadas por otras más tolerantes o resistentes (Murray y Littler, 1978). Por todo ello, el estudio de las comunidades de macroalgas ha sido considerado de gran utilidad para analizar cambios en la calidad de las aguas (Fairweather, 1990).

Las macroalgas constituyen un elemento de calidad biológico fundamental en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras, tal y como establece la DMA. Sin embargo, a pesar de su gran importancia y su utilidad como indicadores de la calidad de las aguas, ampliamente demostrada por diversos autores (Borowitzka, 1972; Munda, 1974; Littler y Murray, 1975; Levine, 1984; Gorostiaga y Díez, 1996; Díez *et al.*, 1999; Orfanidis *et al.*, 2001a; Orfanidis *et al.*, 2001b; Arévalo *et al.*, 2007; Ballesteros *et al.*, 2007; Pinedo *et al.*, 2007), hasta el momento no se les ha prestado tanta atención como a los macroinvertebrados bentónicos, mucho más habituales en la evaluación del estado ecológico y el estudio de los efectos de las alteraciones antropogénicas sobre las comunidades bentónicas (Pearson y Rosenberg, 1978; Rygg, 1985; Warwick, 1986; Majeed, 1987; Dauer, 1993; Warwick y Clarke, 1994; Grall y Glemarec, 1997; Borja *et al.*, 2000; Simboura y Zenetos, 2002; Rosenberg, 2004).

Para la valoración de la calidad de las macroalgas, la DMA establece que deberá tenerse en cuenta tanto la composición como la abundancia de sus comunidades. En base a estos criterios, en el seno de la Unión Europea se han planteado diversas metodologías para la valoración de las macroalgas. La mayoría de estas propuestas metodológicas incluyen tanto el aspecto de la composición, en la que se valora positivamente la presencia de especies sensibles a las perturbaciones y negativamente la presencia de especies oportunistas, como el aspecto de la abundancia, que considera positiva la mayor abundancia de especies sensibles mientras que en el caso de las oportunistas la mayor abundancia es síntoma de mala calidad y de eutrofización (Orfanidis *et al.*, 2001a; Torras *et al.*, 2003; Wells, 2004; Pinedo *et al.*, 2007; Wells *et al.*, 2007).

Muchas de estas propuestas se basan en el criterio establecido por Orfanidis (2001a) para la clasificación de la sensibilidad de los macrófitos bentónicos marinos, a su vez

basado en la clasificación de grupos funcionales establecida por Littler y Littler (1980; 1984), en la que las especies sensibles estarían representadas por las especies más especializadas, formadas por talos gruesos o calcáreos, con bajas tasas de crecimiento y ciclos de vida largos (algas perennes), mientras que las oportunistas estarían representadas por especies filamentosas o foliosas poco especializadas, con elevadas tasas de crecimiento y ciclos de vida cortos (algas anuales). De esta forma, Orfanidis (2001a) clasifica a las primeras en el Grupo de Estado Ecológico I (ESG I) y a las segundas en el Grupo de Estado Ecológico II (ESG II).

Una de las primeras métricas propuestas para la valoración de las macroalgas en el NEA-GIG, concretamente para el tipo de aguas costeras CW-NEA 1/26, fue el índice RSL (*Reduced Species List*) propuesto por el Reino Unido (Wells, 2004, 2006; Wells *et al.*, 2007). Esta métrica, basada en una lista reducida de especies, compuesta por unas 70 especies comunes y de fácil identificación, considera seis aspectos o indicadores: la riqueza de especies, la proporción de clorofitas, la proporción de rodofitas, la proporción de especies oportunistas, la relación entre los grupos de estado ecológico (ESG I/ESG II) y una valoración detallada de la tipología costera. Para ello se parte de un listado de especies acorde a la zona objeto de estudio, a las que se asigna el grupo de estado ecológico al que pertenecen, así como su carácter oportunista, en un sentido similar al descrito por Orfanidis (2001a). Sin embargo, a pesar de las exigencias de la DMA, el índice RSL no tiene en cuenta los aspectos cuantitativos de las comunidades, ya que no considera parámetros como la cobertura o la biomasa de las poblaciones.

A pesar de que esta métrica ya ha sido adoptada por el Reino Unido, Irlanda y Noruega, aún no se dispone de una versión definitiva ya que han sido varias las sugerencias de modificación de algunos de sus aspectos. Así por ejemplo, Pedersen (comunicación personal al NEA-GIG) ha sugerido la incorporación de aspectos cuantitativos como la abundancia de algas oportunistas verdes, pardas y rojas, en una escala semicuantitativa del 0 al 5 que puede ser traducida a porcentaje de cobertura o viceversa. Este mismo autor plantea algunas dudas sobre la idoneidad de la clasificación de determinadas especies de algas en los diferentes ESG y propone algunas modificaciones en este sentido.

La aplicación de este índice a las costas españolas como parte del ejercicio de intercalibración ha requerido también una modificación tanto de los listados de especies, como de los ESGs asignados inicialmente por Wells (2004), de forma que fueran más adecuados a las diferentes zonas costeras de la Península Ibérica (MMA, 2006). Sin embargo, a pesar de las modificaciones realizadas, los resultados de la aplicación del RSL en distintas zonas de las costas españolas y portuguesas siguen sin ajustarse a los

valores esperados. Estos desajustes podrían deberse a que los rangos establecidos en la formulación del índice no recogen las diferencias biogeográficas existentes en la composición de las comunidades de algas intermareales entre las aguas frías del norte, donde predominan las algas pardas, y las aguas templadas del sur, donde predominan las algas rojas (Fischer-Piette, 1963; Lüning, 1990; Boaventura *et al.*, 2002), por lo que su adaptación a las aguas costeras del Cantábrico requeriría un cambio en los indicadores que componen dicho índice, en los umbrales de calidad correspondientes o en ambos.

En este sentido, en el seno del NEA-GIG existen dos propuestas en desarrollo para la adaptación del índice RSL. La primera de ellas, denominada “P-marMAT” está siendo desarrollada por Portugal (CW-NEA 1/26) y, además de establecer unos rangos de valoración más adecuados a las comunidades que colonizan la zona intermareal en las aguas templadas del sur de Europa, también incluye una estimación del grado de cobertura de las especies oportunistas, ajustándose de este modo a las exigencias de la DMA en cuanto a la necesidad de considerar la abundancia de macroalgas. La segunda propuesta, denominada “*Composite macroalgal index*”, está siendo elaborada por los estados cuyas aguas se incluyen en los tipos CW-NEA 8/9/10 (Noruega, Suecia y Dinamarca). Este índice, además de incluir una estimación de la cobertura de macroalgas, también considera los límites de distribución en profundidad de determinadas especies perennes, por lo que su aplicación no se limita a la zona intermareal sino que se extiende también al submareal.

Cabe destacar, por otra parte, que la profundidad límite de distribución de *Fucus* spp. también se utiliza como métrica en el grupo de intercalibración del Báltico (BA-GIG). La consideración de este último aspecto se basa en diversos estudios realizados en dicho mar, que indican que los límites de distribución en profundidad de las macroalgas, tanto como grupo, como de determinadas especies, responden a variaciones en las concentraciones de nutrientes y de claridad de las aguas, de forma que a mayor calidad de las aguas mayor es la profundidad de distribución (Kautsky *et al.*, 1986; Nielsen *et al.*, 2002a).

Al igual que ocurre en el Grupo del Atlántico, tampoco existe una homogeneidad metodológica en el grupo de intercalibración del Mediterráneo (MED-GIG), en el que se están intercalibrando tres metodologías: El “*Ecological Evaluation Index*” (EEI) (Orfanidis *et al.*, 2001a; 2003), el método CARLIT (Ballesteros *et al.*, 2007) y el método BENTHOS (Pinedo *et al.*, 2007).

El concepto básico sobre el que se apoya el EEI consiste en que las presiones antropogénicas producen una deriva en el ecosistema acuático desde las condiciones pristinas, con especies más evolucionadas (ESG I), hacia el estado degradado, con especies oportunistas (ESG II). Para ello se estima la cobertura de todas las especies pertenecientes a cada uno de los dos grupos de estado ecológico (ESG I y II) y se calcula el porcentaje de cobertura total de cada uno de ellos. A partir de los porcentajes obtenidos en cada ESG se determina el estado ecológico en una escala de cinco categorías de calidad.

La metodología CARLIT consiste en la aplicación de un índice de calidad que considera tanto la sensibilidad de las comunidades más representativas de macroalgas y algunos macroinvertebrados bentónicos, como la longitud de costa ocupada por cada una de las comunidades identificadas. Los valores de sensibilidad asignados a las diferentes categorías, en una escala de 1 (baja sensibilidad) a 20 (alta sensibilidad), dependen de la tolerancia que presentan frente al estrés asociado a la calidad de las aguas y el valor final del índice viene determinado por la longitud relativa de costa ocupada por cada una de estas comunidades, estandarizado frente a un valor de referencia preestablecido. Además de estos aspectos, el índice CARLIT considera también factores geomorfológicos, como la morfología costera, la naturalidad, la pendiente, la orientación, la exposición o el tipo de sustrato.

Por último, el método BENTHOS se desarrolló simultáneamente al CARLIT y ambos presentan una gran similitud en cuanto a las categorías de comunidades de macroalgas consideradas y a los valores de sensibilidad asignados a cada una de ellas, sin embargo, difieren en la metodología de aplicación, ya que el método BENTHOS se basa en la aplicación de técnicas de análisis multivariantes (análisis de correspondencias sin tendencias) para la evaluación del estado ecológico de las estaciones.

Lógicamente, la creación y aplicación de los diversos índices planteados requiere conocer a fondo la estructura y composición de las comunidades de macroalgas en las zonas de estudio, de tal forma que se conozcan las especies características que habitan en cada lugar, así como su variabilidad y sus patrones de distribución y respuesta frente a las diversas condiciones ambientales. Por esta razón, la mayor parte de los índices mencionados parten de estudios previos en los que se estudian las características de las comunidades presentes en las zonas objeto de estudio (Wilkinson y Tittley, 1979; Orfanidis *et al.*, 2001b; Garrabou *et al.*, 2002; Torras *et al.*, 2003; Wells y Wilkinson, 2003; Ballesteros *et al.*, 2007). En este sentido, el cartografiado de las comunidades bentónicas podría considerarse como un aspecto fundamental a la hora de llevar a cabo este tipo de estudios en el medio marino. Por eso, debido a la dificultad y al elevado



coste que supone la realización de trabajos en el medio submareal, es comprensible que la mayor parte de los índices desarrollados se hayan centrado exclusivamente en el medio litoral.

La importancia de extender la valoración a las zonas submareales se justifica por tres motivos principales. Primero, porque la extensión de las zonas rocosas submareales en la mayoría de masas de agua costeras definidas para la aplicación de la DMA es mucho mayor que la extensión de las zonas rocosas intermareales. Segundo, porque los “arrecifes costeros” constituyen una unidad ecológica, cuya conservación ha motivado su designación como hábitat de interés comunitario, tanto en su parte intermareal como en la submareal (Código 1170 de la Directiva Hábitats). Y tercero, porque las especies intermareales están adaptadas a un medio estresado por sus propias condiciones naturales, por lo que presentan una mayor resiliencia frente a distintos tipos de impactos, lo que las convierte en organismos más resistentes frente a las posibles perturbaciones antrópicas.

Ballesteros *et al.* (2007) exponen las razones para el uso exclusivo de las comunidades intermareales como elemento de evaluación en relación a los efectos de contaminantes asociados a plumas de agua desalinizada que fluyen por la superficie, en una zona costera sin corrientes de marea significativas. Sin embargo, los vertidos urbanos e industriales realizados en aguas profundas a través de emisarios submarinos son comunes en todas las costas, lo que afecta principalmente a las comunidades submareales. Además, el estado ecológico también se refiere a otro tipo de presiones antropogénicas, tan importantes como los vertidos de materiales de dragado, que deberían tenerse en cuenta ya que pueden afectar principalmente a las comunidades submareales (Bolam *et al.*, 2006).

Recientemente, el uso del video y la fotografía submarina, obtenidos mediante escafandra autónoma o mediante vehículos operados a distancia (ROVs), las técnicas hidroacústicas o el modelado a partir de las condiciones ambientales, han abierto nuevos caminos para el conocimiento y cartografiado de los fondos submareales (Zacharias *et al.*, 1999; Parry *et al.*, 2003; Stevens y Connolly, 2004; Tkachenko, 2005; Valley *et al.*, 2005; Bakran-Petricioli *et al.*, 2006), permitiendo a su vez el desarrollo de metodologías para la evaluación de las comunidades de macroalgas más allá de las zonas intermareales (Juanes *et al.*, 2008).

Tal y como se ha mencionado en apartados anteriores, para la aplicación de la DMA es necesario desarrollar metodologías que, además de tener una buena base científica, sean pragmáticas y presenten una relación costes-beneficios efectiva. La utilización de

técnicas de muestreo no destructivas, incluidas entre las recomendaciones del *International Council for the Exploration of the Sea* (ICES, 2001b), además de ser más acordes con los principios de conservación de la DMA, suponen la eliminación del trabajo de laboratorio, lo que agiliza el procesado de los datos y reduce los costes totales de los programas de evaluación y seguimiento (DEFRA, 2004; Ballesteros *et al.*, 2007). En este sentido, la mayoría de las metodologías desarrolladas, y actualmente en desarrollo, para la evaluación de este elemento biológico tienden a basarse en distintos tipos de técnicas de muestreo no destructivas.

Por todo lo expuesto hasta el momento y ante la ausencia de una métrica definitiva para la valoración de la calidad de las macroalgas en la costa Atlántica española, sería necesario disponer de una metodología que permita, por una parte, conocer la variabilidad y los patrones de distribución de las comunidades bentónicas de los fondos rocosos de la costa de Cantabria, y por otra, desarrollar una métrica para la valoración de la calidad de las comunidades de macroalgas, que permita identificar de forma sencilla pero precisa los efectos de las alteraciones antropogénicas sobre las mismas.

### **1.2.2.3. Invertebrados bentónicos**

Fuera de las zonas de arrecifes rocosos, la evaluación de la calidad en los cambios ecológicos puede realizarse mediante el estudio de los hábitats sedimentarios y de la fauna bentónica asociada, como compartimento donde se concentran gran parte de los impactos derivados de la contaminación (Rosenberg, 2004).

Los invertebrados bentónicos constituyen un elemento fundamental de los ecosistemas de fondos sedimentarios, jugando un papel vital en los procesos de descomposición de los materiales detríticos, en el reciclado de los nutrientes y como fuente de alimento para los niveles tróficos superiores. Debido a su reducida movilidad y, por lo tanto, a su incapacidad para evitar condiciones desfavorables, los macroinvertebrados bentónicos son buenos indicadores de los cambios que se producen en el medio marino causados por alteraciones naturales o antropogénicas (Reiss, 2005). Los efectos de las alteraciones incluyen cambios en la diversidad, la biomasa, la abundancia de especies tolerantes o sensibles, e incluso en la estructura trófica o funcional de la comunidad bentónica (Pearson y Rosenberg, 1978; Warwick, 1986; Warwick y Clarke, 1994). Todas estas características, unidas a la disponibilidad de diversas técnicas estandarizadas que posibilitan la realización de muestreos cuantitativos de los macroinvertebrados bentónicos de fondo blando, convierte a estos organismos

probablemente en los componentes biológicos más utilizados en los estudios de alteraciones ambientales en el medio marino (Clarke y Warwick, 1994).

Existe un gran número de métodos numéricos para la cuantificación y valoración del grado de alteración ambiental basados en el estado de las comunidades de invertebrados bentónicos. Entre los métodos más sencillos se encuentran los métodos gráficos, como las curvas de rarefacción (Sanders, 1968; Hulbert, 1971), las curvas de  $k$ -dominancia (Lambshead *et al.*, 1983) o las curvas de abundancia/biomasa (Warwick, 1986), que dan una idea del grado de alteración de las comunidades a partir de las relaciones entre distintos aspectos de las comunidades (número de especies, número de individuos, biomasa de las especies). Otro tipo de métodos sencillos son los que se basan en medidas univariantes como la riqueza (S), la diversidad ( $H'$ ), la uniformidad ( $J'$ ) o la dominancia.

Los índices de diversidad como el de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963), fueron los más usados en el pasado, pero en estudios más recientes se han desarrollado índices más complejos con el fin de disponer de herramientas más sensibles para la evaluación de la calidad ecológica de los ecosistemas bentónicos (Reiss, 2005). Muchos de estos índices se basan en el modelo de Pearson y Rosenberg (1978), que analiza las relaciones existentes entre la magnitud de las alteraciones y los cambios espacio-temporales en la composición de las comunidades de fauna bentónicas, permitiendo la identificación de especies indicadoras capaces de soportar distintos grados de alteraciones ambientales. Así, Grall y Glémarec (1997) clasificaron las especies bentónicas en cinco grupos ecológicos, de acuerdo a su sensibilidad o tolerancia al estrés, y desarrollaron el *Benthic Index* (BI), que fue utilizado para la evaluación de la calidad del medio bentónico en la bahía de Brest.

Tomando como referencia dichos planteamientos (Pearson y Rosenberg, 1978; Grall y Glemarec, 1997), han surgido otras propuestas, como por ejemplo, el *Azti Marine Biotic Index* (AMBI) de Borja *et al.* (2000) y el *Biotic Index* (BENTIX) de Simboura y Zenetos (2002). En éstos las especies se distribuyen en distintos grupos ecológicos (5 grupos en el AMBI y 3 en el BENTIX) y se calculan los porcentajes de abundancia de los individuos presentes en cada uno de estos grupos, con el fin de introducir los valores obtenidos en las ecuaciones correspondientes a cada uno de los dos métodos. Cuanto mayor es la abundancia de especies oportunistas y tolerantes frente a la abundancia de especies sensibles, el valor del índice indica una peor calidad del medio.

El índice AMBI se ha aplicado en varias regiones geográficas y ante una gran diversidad de fuentes contaminantes (Borja *et al.*, 2000; Borja *et al.*, 2003; Salas *et al.*,

2004; GESHA, 2005b; Muxika, 2005; Reiss, 2005; Simboura *et al.*, 2005; Labrune, 2006; Quintino *et al.*, 2006; Salas *et al.*, 2006; Simboura y Reizopoulou, 2007) mostrando su validez, por lo que se ha adoptado como un método de referencia en la valoración del estado ecológico de este elemento en las aguas costeras del Atlántico.

No obstante, cabe mencionar que, tal y como indican Quintino *et al.* (2006), a pesar de que el uso y la interpretación de los índices bióticos requieren un buen conocimiento de la biología de las especies y de sus respuestas al estrés, este conocimiento no está disponible para muchas especies. Además, muchos de los índices existentes dependen del modelo de Pearson y Rosenberg (1978), que considera el estrés debido al enriquecimiento orgánico, por lo que deberían ser validados frente a otro tipo de alteraciones físicas o químicas. Estas lagunas del conocimiento científico se suman a las incertidumbres inherentes a la propia clasificación de los invertebrados al nivel de especie, cuya falta de estandarización representa una fuente de variación que no ha sido aún convenientemente evaluada (Dauvin, 2005).

Como alternativas a dichos planteamientos, el *Indicator Species Index* (ISI) de Rygg (2002) y el *Benthic Quality Index* (BQI) de Rosenberg *et al.* (2004) son dos tipos de índices multimétricos que, a pesar de utilizar la abundancia relativa de especies tolerantes y sensibles, no realizan la clasificación de las especies según el modelo de Pearson y Rosenberg (1978), sino que se obtiene mediante la aplicación del método de rarefacción de Hulbert (1971), calculando el  $ES_{100min_5}$  y el  $ES_{50_{0,05}}$ , respectivamente, como valores indicativos de la tolerancia de cada una de las especies. Estos valores representan el número de especies esperadas entre 100 ( $ES_{100}$ ) o 50 ( $ES_{50}$ ) individuos, de los cuales se seleccionan los cinco valores mínimos, en el primer caso, y el 5% de los valores inferiores en el segundo. Se podría decir, por tanto, que se trata de un método objetivo para establecer los niveles de tolerancia de las diferentes especies. Además de las proporciones de especies tolerantes y sensibles, ambos métodos tienen en cuenta la riqueza específica en su formulación.

Como contrapartida a dichos planteamientos, el *Benthic Index of Biotic Integrity* (B-IBI) de Weisberg *et al.* (1997) es otro tipo de índice multimétrico en cuya formulación se tienen en cuenta distintos atributos de las comunidades bentónicas, como la diversidad (evaluada mediante el índice de Shannon-Wiener), la productividad (abundancia y biomasa), la composición específica (porcentaje de taxones sensibles e indicadores), la composición trófica (porcentaje de carnívoros, suspensívoros, etc.) o la distribución de los organismos en profundidad (porcentajes de riqueza, abundancia y biomasa en los 5 y los 10 primeros centímetros de sedimento). Su evaluación se lleva a cabo promediando

los valores obtenidos para cada uno de los componentes analizados frente a sus valores de referencia correspondientes.

Entre los métodos multimétricos desarrollados más recientemente de cara a su aplicación en la DMA se encuentran el índice DKI propuesto por Dinamarca y un índice propuesto por el Reino Unido e Irlanda (Borja *et al.*, 2007). Ambos métodos consisten en sendas ecuaciones multiparamétricas con distinta formulación, que comparten el índice AMBI, la riqueza y el número de individuos como indicadores comunes, pero difieren en la consideración de la diversidad de Shannon-Wiener en el método danés, frente a la inclusión de la diversidad de Simpson en el método inglés, así como en la formulación definitiva empleada para su cálculo.

Finalmente, como ejemplos de métodos multivariantes, se podrían citar el *Benthic Response Index* (BRI) de Smith *et al.* (2001) y el Método Factorial (M-AMBI) de Muxika *et al.* (2007). El primero utiliza la abundancia ponderada de las especies presentes en la muestra, a las que se les asigna un valor de tolerancia que ha sido calculado mediante un análisis multivariante basado en la ordenación de las especies a lo largo de un gradiente de contaminación. El segundo se basa en la aplicación de un Análisis Factorial y un Análisis Discriminante a los valores de AMBI, riqueza y diversidad obtenidos en las muestras. Previamente se definen las condiciones de referencia de muy buena y muy mala calidad que se usarán para la valoración de cada uno de estos tres indicadores. A pesar de la comprobada utilidad del índice AMBI, el M-AMBI incorpora la valoración de la riqueza y la diversidad como elementos de apoyo al método con el fin de resolver algunas inconsistencias detectadas al aplicar el índice AMBI de forma aislada (Simboura, 2004; Muxika, 2005; Labrune, 2006).

Recientemente se ha realizado un primer ejercicio de intercalibración a nivel europeo entre diversas metodologías planteadas en la región del NE Atlántico (Borja *et al.*, 2007). Las métricas analizadas han sido el índice DKI propuesto por Dinamarca, el índice ISI propuesto por Noruega, el método M-AMBI propuesto en España y un índice multimétrico propuesto por el Reino Unido e Irlanda. Los resultados obtenidos han sido muy satisfactorios, alcanzando porcentajes de acuerdo de un 77-86%, por lo que cualquiera de estas cuatro metodologías podría ser adecuada para la aplicación de la DMA en las aguas costeras.

Por tanto, puesto que se trata de un método ampliamente utilizado y contrastado, relativamente sencillo de aplicar y que ha sido intercalibrado con éxito con el resto de métricas desarrolladas en Europa, el método M-AMBI ha sido seleccionado para la

valoración del estado de las comunidades bentónicas en el ámbito español de la región correspondiente al NE Atlántico.

### **1.2.3. Elementos hidromorfológicos**

Junto a los elementos biológicos y fisicoquímicos, el tercer y último elemento de calidad necesario para la evaluación del estado ecológico de las aguas superficiales lo constituyen los elementos hidromorfológicos. Mientras para la valoración de los dos primeros existe una gran variedad de índices e indicadores, los indicadores hidromorfológicos apenas han sido tratados en la literatura científica. Esto puede ser debido a la escasa importancia que tienen estos factores en la evaluación del estado ecológico, ya que únicamente tienen la capacidad de hacer bajar su calidad del estado muy bueno al bueno.

Además, la gran extensión y la elevada tasa de renovación de las aguas costeras disminuyen la influencia que ejercen este tipo de factores sobre los elementos de calidad biológicos, cosa que no sucede en las aguas continentales, donde las alteraciones morfológicas e hidrodinámicas pueden tener una influencia fundamental en los indicadores de calidad biológicos. Por ello, es comprensible que la mayoría de los artículos que tratan sobre aspectos hidromorfológicos se centren en este último tipo de aguas (Feld, 2002; Eisele, 2003; Lautenschläger, 2005), aunque también se pueden encontrar algunos artículos que tratan los aspectos hidromorfológicos en estuarios o en zonas costeras (Gilvear, 2004; Aubry y Elliott, 2006).

Las diferencias existentes entre los distintos tipos de aguas (ríos, estuarios, costa) hacen que los indicadores de calidad hidromorfológicos a considerar en cada uno de ellos sean muy diferentes. Así, mientras en los ríos se analizan aspectos relacionados con el régimen hidrológico (caudal, hidrodinámica) y la continuidad de las aguas, en las aguas de transición y costeras son los aspectos relacionados con las mareas, los flujos de agua dulce, las corrientes dominantes y la exposición al oleaje, los elementos analizados. En cuanto a las condiciones morfológicas, los aspectos analizados en los distintos tipos de aguas son similares, ya que están relacionados con las variaciones en la profundidad, la estructura y el sustrato del lecho, así como con las condiciones de las zonas ribereñas y de oscilación de la marea.

En el Documento Guía nº 3 relativo al análisis de presiones e impactos (European Commission, 2003a) se identifican distintos tipos de presiones hidrodinámicas y morfológicas presentes en las aguas de transición y costeras, tales como alteraciones en

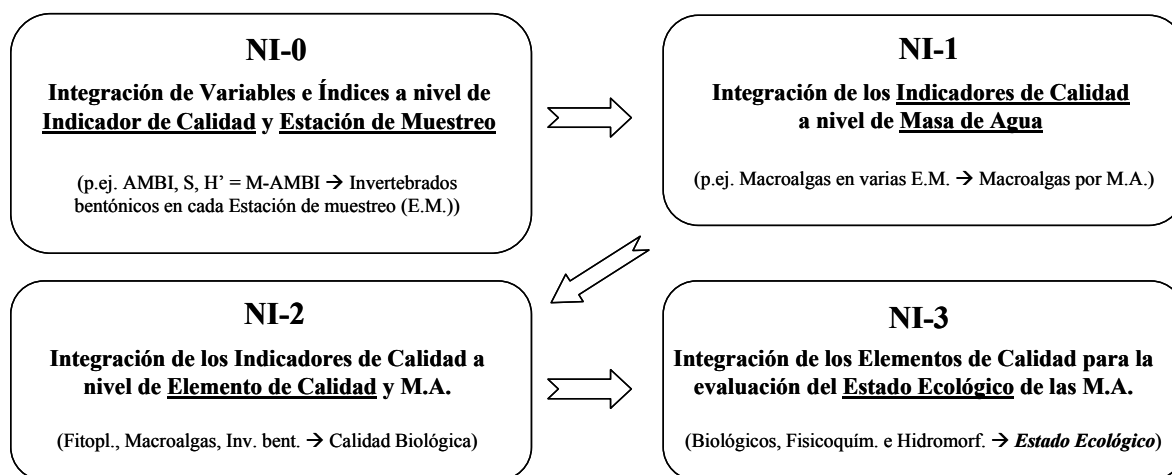
el régimen de mareas, en las corrientes de deriva o en los flujos de agua, modificaciones del lecho o de la línea de costa, artificialización de la costa, etc. Sin embargo, también se menciona la inexistencia de herramientas disponibles e implementadas para evaluar la significación real de este tipo de presiones, por lo que se requieren trabajos más específicos en este campo.

### **1.2.4. Metodologías de Integración**

Tal y como se ha descrito en la exposición de motivos, la evaluación del estado ecológico de las masas de agua debe realizarse en función de la calidad de sus elementos biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos, siguiendo el esquema general establecido en la Figura 1.1. Para la aplicación de este procedimiento, es necesario, en primer lugar, desarrollar las métricas que van a ser utilizadas para la valoración de cada uno de estos elementos de calidad y, en segundo lugar, deberá establecerse un sistema de integración de dichos elementos, que permita realizar la evaluación del estado ecológico a nivel de masa de agua. Hasta el momento, la mayor parte de los esfuerzos realizados se han centrado casi exclusivamente en el primero de estos aspectos, si bien en el Documento Guía nº 13 (European Commission, 2003c) se hace un análisis general de los aspectos relativos a los procedimientos de integración a seguir para la evaluación del estado ecológico.

El proceso de integración presenta una gran complejidad, ya que, tanto los aspectos a integrar, como los niveles a los que se produce dicha integración, son muy variados, lo que a su vez conlleva la utilización de distintos sistemas o criterios de agregación en cada caso.

En la Figura 1.2 se muestra un esquema general en el que se resumen las principales características de los distintos niveles de integración que componen el proceso.



**Figura 1.2. Niveles de Integración (NI) que componen el proceso de integración para la evaluación del estado ecológico.**

Como puede observarse en esta figura, el proceso de integración seguido para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua podría dividirse en cuatro niveles consecutivos:

El **Nivel de Integración 0 (NI-0)** constituye una etapa preliminar del proceso. En esta etapa se llevaría a cabo la agregación de las variables y los índices que componen las distintas métricas utilizadas para la valoración de cada uno de los indicadores de calidad (fitoplancton, macroalgas, invertebrados bentónicos, etc.) en cada una de las estaciones de muestreo analizadas. Por ejemplo, los valores de AMBI, riqueza (S) y diversidad (H') de una estación de muestreo permitirían obtener el valor del M-AMBI y, por lo tanto, la calidad de los invertebrados bentónicos en esa estación.

El **Nivel de Integración 1 (NI-1)** constituye la primera etapa del proceso de integración propiamente dicho. En esta etapa se integraría la información procedente de las distintas campañas de muestreo realizadas en todas las estaciones correspondientes a cada una de las masas de agua, con el fin conocer el estado de cada uno de los indicadores de calidad a nivel de masa de agua.

Debido a la gran cantidad de datos disponibles y a los distintos aspectos a integrar (variabilidad espacio-temporal, diversidad de métricas, etc.), se podría decir que estas dos primeras etapas constituyen los niveles de integración más complejos. Los resultados obtenidos a este nivel de integración dependerán del orden y el modo en el que se produzcan dichas agregaciones y, a su vez, influirán enormemente en los resultados de los sucesivos niveles de integración (Latour, 2007). La aplicación de unos criterios de agregación demasiado exigentes a estos niveles podrían dar lugar a una penalización excesiva en las sucesivas etapas, por lo que, en principio, los criterios de



agregación más adecuados podrían ser la aplicación de distintos criterios de valoración (formulaciones particulares, ponderaciones, etc.), en el caso de las métricas individuales, y la obtención de valores promediados o ponderados, en el caso de las agregaciones espacio-temporales a nivel de masa de agua y periodo de evaluación. No obstante, resultaría muy interesante conocer las implicaciones derivadas de la aplicación de distintos tipos de sistemas de agregación.

El **Nivel de Integración 2 (NI-2)** correspondería a la agregación de los resultados obtenidos en los distintos indicadores de calidad, con el fin de obtener la valoración de cada uno de los elementos de calidad (biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos) a nivel de masa de agua. Así, por ejemplo, en el caso de los elementos de calidad biológicos, deberán integrarse los resultados obtenidos en la valoración del fitoplancton, las macroalgas y los invertebrados bentónicos.

En este caso, el sistema de agregación establecido en la DMA consiste en la aplicación del criterio de exclusión basado en el principio de “uno fuera, todos fuera”, por lo que, en el caso de los elementos de calidad biológicos, la obtención de una calidad “Mala” en la valoración de cualquiera de los indicadores de calidad biológicos resultaría en una Mala calidad biológica para esa masa de agua. No obstante, hay autores que plantean la posibilidad de realizar una valoración ponderada con el fin de obtener unos resultados más ajustados a la realidad. Así, por ejemplo, Borja *et al.* (2004b) plantean un procedimiento en el que los invertebrados bentónicos presentan un mayor peso en la valoración, justificándolo en base a que, por una parte, existe un consenso general que afirma que las comunidades bentónicas son buenas indicadoras de la salud del ecosistema (Grall y Glemarec, 1997) y, por otra parte, la disponibilidad de datos referente al bentos blando es muy superior a la de otros indicadores biológicos. Sin embargo, dicho planteamiento no sería aplicable en costas donde se registra una dominancia de fondos rocosos, poniendo en evidencia la necesidad de establecer un sistema flexible y adaptativo a las características de las diferentes masas de agua.

El **Nivel de Integración 3 (NI-3)** corresponde a la evaluación del estado ecológico a partir de los resultados obtenidos en los elementos de calidad biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos. En este caso, el sistema de agregación establecido en la DMA consiste en aplicar el esquema de la Figura 1.1, tal y como se menciona en el Documento Guía nº 5 (European Commission, 2003b). Este procedimiento da prioridad a los elementos de calidad biológicos frente a los otros dos, ya que los indicadores fisicoquímicos únicamente tendrían capacidad para penalizar los resultados obtenidos por los indicadores biológicos para pasar del estado Muy bueno al Bueno o al

Moderado, mientras que los hidromorfológicos lo harían únicamente entre las dos clases superiores.

Este procedimiento parece contradecir, tanto el principio de “*uno fuera, todos fuera*”, como lo mencionado en el apartado 1.4.2.i del Anexo V, en el que se dice que “*la clasificación del estado ecológico de la masa de agua estará representada por el menor de los valores de los resultados del control biológico y fisicoquímico de los correspondientes indicadores de calidad*”, según los cuales se podría justificar que la importancia de la calidad fisicoquímica de la masa de agua se equiparase a la importancia de la calidad biológica y, por lo tanto, se clasificase en 5 grupos. Sin embargo, tal y como se menciona en el apartado 2.6 del Documento Guía nº 13 relativo a la evaluación del estado ecológico (European Commission, 2003c), la asignación de los estados ecológicos moderados, deficientes o malos se podrá realizar en base a los resultados de los elementos de calidad biológicos, ya que, por definición, si los elementos biológicos obtienen dichas clasificaciones, las condiciones de los elementos fisicoquímicos deberían ser consistentes con las mismas. Por lo tanto, no sería necesario clasificar la calidad fisicoquímica e hidromorfológica de las masas de agua en 5 grupos, sino que sería suficiente con una clasificación en 3 grupos para los elementos de calidad fisicoquímicos (Muy bueno, Bueno y Moderado) y en 2 grupos para los hidromorfológicos (Muy bueno y Bueno).

Las propuestas realizadas hasta el momento para la integración total o parcial de los elementos utilizados en la evaluación del estado ecológico de las masas de agua han sido escasas y de carácter preliminar (Borja *et al.*, 2004b; GESHA, 2005b; Simboura *et al.*, 2005). Además, el esfuerzo realizado en el desarrollo de métricas para la valoración de los elementos biológicos ha sido muy superior al realizado para la valoración de los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos.

Unos de los primeros estudios integrales de evaluación del estado ecológico ha sido el realizado en las aguas litorales del País Vasco (Borja *et al.*, 2004b). En este caso, la evaluación se llevó a cabo mediante la integración, tanto de los elementos biológicos, en los que se da una importancia especial al bentos, como de las condiciones fisicoquímicas e hidromorfológicas, consideradas como elementos de apoyo en la valoración. Por otra parte, la evaluación del estado ecológico realizada por Simboura *et al.* (2005) en aguas costeras del Mediterráneo se limita a la integración de los elementos biológicos (fitoplancton, macroalgas y macroinvertebrados) mediante la aplicación del principio “*uno fuera, todos fuera*” en igualdad de condiciones, si bien el resultado final obtenido viene determinado por la calidad de los macroinvertebrados, ya que son éstos los que obtienen la peor calidad de entre los tres indicadores biológicos estudiados. La

explicación dada a este hecho se refiere a que el macrozoobentos constituye el elemento biológico más directamente afectado por los efectos acumulados de la contaminación, corroborando la afirmación expresada por Grall y Glemarec (1997) de que las comunidades bentónicas son buenos indicadores de la calidad del ecosistema.

Uno de los sistemas de integración más restrictivos utilizados ha sido el aplicado en las aguas costeras de Cantabria (GESHA, 2005b). En este caso, la evaluación del estado ecológico se ha realizado mediante la integración de los elementos biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos, siguiendo el principio de “uno fuera, todos fuera” tanto para la valoración individual de cada uno de los elementos de calidad, como a la hora de obtener el valor final del estado ecológico.

A pesar de que las metodologías de integración seguidas en las distintas propuestas son similares, las métricas utilizadas para la valoración de los diferentes elementos de calidad varían enormemente de unas propuestas a otras. Así por ejemplo, mientras las propuestas del País Vasco (Borja *et al.*, 2004b) y Cantabria (GESHA, 2005b) utilizan el índice AMBI para la valoración de los invertebrados bentónicos, la propuesta de Grecia (Simboura *et al.*, 2005) utiliza el índice BENTIX para su valoración. En otros indicadores, como las macroalgas, cada una de las propuestas utiliza una métrica diferente, mientras que en el caso del fitoplancton las tres propuestas utilizan un mismo elemento indicador (clorofila *a*), aunque con distintos rangos de valoración debido a que se trata de distintas regiones ecológicas con diferentes condiciones de referencia.

Debido a que el desarrollo de los procedimientos a seguir en la aplicación de la DMA constituye un proceso en continua evolución, algunos de los aspectos metodológicos utilizados en estas aplicaciones preliminares han quedado ya obsoletos, por lo que deberán ser actualizados una vez se hayan establecido los procedimientos de aplicación definitivos.

En este sentido, sería de gran interés analizar los efectos de la aplicación de diferentes procedimientos de integración, de forma que se pueda establecer un procedimiento definitivo que proporcione unos resultados adecuados a la realidad de las masas de agua analizadas.

### 1.3. SÍNTESIS

Las nuevas necesidades de gestión derivadas de la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/CEE) exigen a los Estados Miembros un importante esfuerzo en el desarrollo de protocolos de actuación, entre los que se incluyen nuevas metodologías de evaluación del estado ecológico de las aguas superficiales en general y de las aguas costeras en particular.

Estas metodologías deben ser útiles y realistas, en el sentido de que deben tratar de reflejar la realidad de la situación de las aguas de una manera fiel y eficaz. Además, deben ser fáciles de aplicar y de interpretar por los encargados de llevar a cabo su gestión, deben estar basadas en sólidos principios comunes que garanticen su intercomparabilidad, deben ser adaptativas y flexibles en cuanto a la incorporación de nuevas modificaciones destinadas a la mejora de sus características y, finalmente, su coste no debe ser desproporcionado. Con todo ello, se podría conseguir que el seguimiento abarque la mayor extensión espacio-temporal posible, incrementando las frecuencias de análisis y disminuyendo las distancias entre los distintos puntos de evaluación, lo que daría lugar a una reducción de las incertidumbres, mejorando el nivel de confianza y la precisión de las evaluaciones realizadas.

La situación actual no ha cambiado mucho con respecto a lo expresado por Borja (2005) en un artículo en el que hace un análisis de los desafíos de la DMA. En este artículo se hace evidente la necesidad de desarrollar nuevas metodologías para la aplicación de la DMA, y en especial para las aguas costeras, ya que en el periodo 1999-2005 únicamente un 10 % de los artículos publicados sobre la DMA se referían a aspectos marinos, incluyendo en éstos a las aguas de transición. Además, son minoritarios los trabajos que proponen metodologías de valoración en las que se integran los distintos elementos de calidad biológicos necesarios para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua (Borja *et al.*, 2004b; Franco, 2004; GESHA, 2005b; Simboura *et al.*, 2005).

El grado de desarrollo actual de las metodologías propuestas para la valoración de los distintos elementos de calidad difiere mucho de unos elementos a otros. Los hidromorfológicos, probablemente debido a su limitada influencia en la evaluación del estado ecológico, constituyen los elementos más olvidados, por lo que no se dispone de ninguna metodología para su evaluación de cara a la aplicación de la DMA. Los elementos fisicoquímicos presentan *a priori* una importancia secundaria en el proceso de evaluación, por lo que, al igual que en el caso de los hidromorfológicos, apenas han

sido considerados. En el caso de los elementos biológicos la situación también varía de unos indicadores a otros, así, mientras para el fitoplancton y los invertebrados bentónicos se dispone de métricas comúnmente aceptadas e intercalibradas, en el caso de las macroalgas aún no se dispone de ninguna métrica que se ajuste a los requisitos exigidos por la DMA y que pueda ser de utilidad para su aplicación en las aguas costeras del Cantábrico.

En definitiva, ante las exigencias impuestas por el proceso de implementación de la DMA, se considera que es necesario terminar de definir, contrastar y validar una metodología práctica y estandarizada para la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras de esta región.

Por todo ello, en esta tesis doctoral se trata de dar respuesta a esta necesidad, mediante el desarrollo y el análisis de una serie de procedimientos metodológicos relacionados con todos estos aspectos y en los que se haga especial hincapié en aquellos elementos de mayor relevancia que presentan un menor grado de desarrollo, como son la valoración físicoquímica, la valoración de las macroalgas y la integración de los distintos elementos de calidad.

Los planteamientos y los resultados de este estudio podrían constituir una aportación importante al debate científico-técnico que se está llevando a cabo en los distintos grupos de intercalibración europeos.

#### **1.4. OBJETIVOS DE LA TESIS**

El objetivo general de esta tesis consiste en desarrollar una serie de procedimientos aplicables a la evaluación del estado ecológico de las masas de agua costeras en el sentido que establece la DMA, que puedan ser de utilidad para la valoración de las aguas costeras del Golfo de Vizcaya, y más concretamente, de las aguas costeras de Cantabria.

Dado que en la actualidad ya se dispone de diversas metodologías desarrolladas y contrastadas para la valoración de algunos elementos (fitoplancton e invertebrados bentónicos), mientras que otros aspectos de gran importancia aún requieren un mayor nivel de conocimiento (fisiología, macroalgas e integración de los sistemas de valoración), los objetivos específicos de esta tesis se van a centrar en los siguientes aspectos:

- Desarrollar y contrastar diferentes procedimientos metodológicos aplicables a la propuesta de un sistema de valoración de la calidad fisicoquímica de las aguas costeras.
- Desarrollar una metodología para la valoración de las comunidades de macroalgas y comprobar su aplicabilidad en las aguas costeras de Cantabria.
- Contrastar las implicaciones derivadas de la aplicación de distintos procedimientos de integración de los sistemas de valoración en el proceso de evaluación del estado ecológico de las masas de agua, a través de su aplicación a las aguas costeras de Cantabria.

Cada uno de estos tres objetivos específicos se desarrollan en los capítulos III, IV y V de la tesis, respectivamente, donde se detallarán las cuestiones relativas a cada uno de ellos.

