

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



**DEPARTAMENTO DE CIENCIAS Y TÉCNICAS
DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE**

TESIS DOCTORAL

**DESARROLLO E INTEGRACIÓN DE
MODELOS NUMÉRICOS DE CALIDAD
DEL AGUA EN UN SISTEMA DE
INFORMACIÓN GEOGRÁFICA**

AUTORA

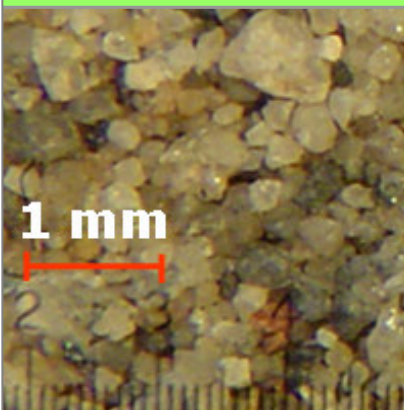
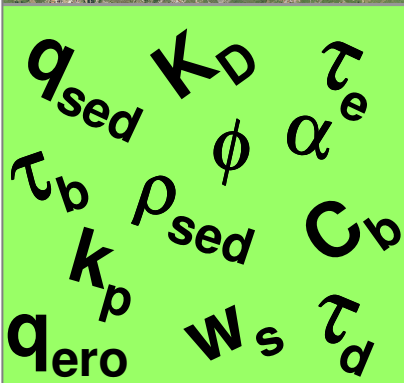
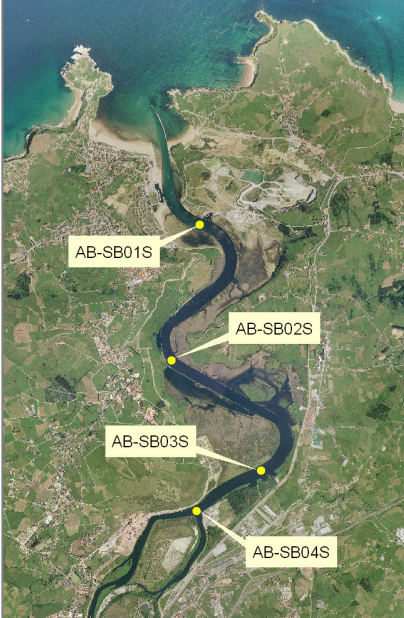
María Luisa Sámano Celorio

DIRECTORES

Andrés García Gómez

José Antonio Revilla Cortezón

Santander, 2011



1. INTRODUCCIÓN

En este primer capítulo se presenta, por un lado, la exposición de motivos que han conducido a la elaboración de esta tesis y, por otro lado, los objetivos que, tras su consecución, permitirán abordar el problema planteado de manera adecuada.

Entre los principales motivos cabe destacar la importancia de los estuarios debido a los usos y actividades ambientales, biológicas, ecológicas económicas, recreativas y culturales que albergan. No obstante, estas zonas, generadoras de múltiples beneficios, se ven constantemente amenazadas por la presencia de numerosas presiones que limitan su potencial productivo. Por tal motivo, las zonas estuarinas requieren estrategias de gestión específicas y eficaces que permitan mitigar los efectos de tales presiones.

En este sentido, el presente capítulo aborda el marco legislativo que establece las pautas generales de actuación así como la interrelación que éste presenta con la modelización numérica. Dicha interrelación es de suma importancia puesto que pone de manifiesto la posibilidad y conveniencia de utilizar modelos numéricos como herramientas que facilitan la implantación de la normativa vigente de una forma más sencilla y económica, siempre que se seleccione el modelo adecuado. En este contexto, se plantea el objetivo general de esta tesis.

Finalmente, se concluye con una breve descripción de la estructura de esta tesis a fin de facilitar su seguimiento y lectura.

1.1. EXPOSICIÓN DE MOTIVOS

Los estuarios y costas han sido puntos estratégicos para los asentamientos humanos y los recursos marinos a través de la historia. Actualmente, con el reconocimiento de su rol esencial para la vida humana y marina, estas zonas se han convertido en el centro de los esfuerzos para desarrollar una gestión basada en el ecosistema y en sus correspondientes estrategias de restauración. En particular, los estuarios son objeto de investigación y gestión ambiental debido a su alta productividad biológica, a los beneficios culturales y recreativos que aportan, a su explotación económica (cría de moluscos y actividad turística) así como a la importancia que tienen en términos de los ciclos biológicos y ecológicos de muchos seres vivos (Yassuda et al., 2000; Monte et al., 2006).

Los impactos humanos han alejado a los ecosistemas marinos y estuarinos de su estado basal histórico en cuanto a riqueza, diversidad y productividad se refiere. Además, la sobreexplotación y destrucción del hábitat han sido responsables de la gran mayoría de los cambios históricos, por tal motivo, su reducción debe ser una prioridad en la gestión (Lotze et al., 2006).

Cuando un ambiente se contamina, cambia su composición con respecto a lo que se considera normal o natural. No obstante, no resulta fácil establecer cuál es esa composición "normal", puesto que los constituyentes de dicho ambiente han cambiado, cualitativa y cuantitativamente, a lo largo del tiempo (Repetto, 1997). Actualmente, el concepto de "natural" se basa en la experiencia personal a expensas de una perspectiva histórica. Por lo tanto, "natural" significa la forma en que las cosas estaban en el primer instante en que han sido vistas y/o explotadas, siendo lo "no natural" todo cambio subsecuente. No obstante, no todos los cambios tienen una raíz antropogénica. Las condiciones naturales en los océanos fluctúan enormemente y, en ocasiones, de forma súbita, en períodos de tiempo que oscilan entre décadas y milenios. Los cambios causados por el ser humano son la señal, mientras que la variabilidad natural constituye el ruido que oscurece la huella humana. Por tal motivo, entender qué es "natural" es importante no solo por la curiosidad histórica, sino para lograr una gestión racional y la conservación de las zonas costeras de cara al futuro (Jackson, 2001).

Dentro de este contexto y, tomando en consideración que cerca de 1200 millones de personas (23% de la población mundial) vive dentro de los 100 km próximos a las costas y que el 50% se encuentra en vías de hacerlo hacia el año 2030, no resulta extraño que cada vez se requieran, con mayor énfasis, respuestas de adaptación en las zonas costeras para lidiar con muchos de los peligros que las acechan como resultado de los cambios

ambientales (Adger et al, 2005). Particularmente, las zonas estuarinas, generadoras de múltiples beneficios tanto naturales (supervivencia y reproducción de muchas especies) como culturales (recreación, navegación, turismo, natación, pesca, observación de aves, etc.), se ven continuamente amenazadas por la presencia de pesticidas, residuos urbanos y contaminantes industriales tales como metales pesados o hidrocarburos, lo cual, limita directamente su potencial productivo. Adicionalmente, estas zonas se ven afectadas por la construcción de carreteras, diques e infraestructura pública (puertos), por ejemplo.

Por tal motivo, surge la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) que establece un marco comunitario de actuación a fin de asegurar la consistencia general de toda la política Europea en materia de aguas con base en un objetivo común: el buen estado de las masas de agua. Esta Directiva Marco del Agua (en adelante DMA), que entró en vigor en Diciembre del año 2000, señala dos puntos clave: por un lado, que concierne a todas las aguas Europeas y pretende prevenir su deterioro, así como proteger y fortalecer el estado de los sistemas acuáticos; y, por otro lado, que existe un objetivo general de lograr el buen estado de las masas de agua hacia el año 2015. Esto último implica el caracterizar el estado químico y ecológico, así como desarrollar planes de medidas y de gestión para lograr el buen estado de las masas de agua.

La implantación de esta Directiva conlleva diferentes necesidades de modelización. En principio, la modelización será necesaria para la descripción y calificación de las cuencas hidrográficas debido a la recurrente carencia de datos. Adicionalmente, será especialmente útil para predecir y apreciar el impacto de cualquier descarga o cambio asociado a los usos en tierra, lo cual, será requerido en el correspondiente plan de gestión de la cuenca hidrográfica. Finalmente, una herramienta de modelización puede resultar de utilidad en el diseño de la estrategia de muestreo a nivel de cuenca hidrológica (Wasson et al., 2003).

En este sentido, cabe comentar que las herramientas de modelización han sido ampliamente utilizadas en los campos de la hidrología y de la hidráulica y, cada vez más, se han venido desarrollando modelos más complejos. El ideal de un modelo general, en paralelo con las crecientes capacidades de cálculo y proceso, continúa motivando la investigación de una representación de los fenómenos más completa y fiable. No obstante, las dificultades de implementar, manejar e interpretar tales herramientas constituyen los principales obstáculos para su rápido uso en un contexto operacional. Por lo tanto, existe también cierta tendencia hacia el regreso a modelos más sintéticos que requieren menor cantidad de información, orientados hacia una visión más global de la cuenca hidrográfica, que finalmente, de acuerdo con la DMA, es la escala correcta para la gestión integrada.

Puesto que la citada Directiva enfatiza la gestión integrada y sostenible del agua, expresa también la necesidad de tomar en cuenta, tanto la dimensión ecológica, como la económica. Considerando que el objetivo final de la investigación en el campo de la protección de la calidad del agua es encontrar las medidas óptimas para mejorar dicha calidad, se están desarrollando modelos especiales en los que se integra la simulación de varias posibles medidas junto con la evaluación económica de sus consecuencias (Rajar, 1997; Jonkman et al., 2008). En este contexto, se están llevando a cabo esfuerzos para incluir variables socioeconómicas en algunos modelos, como por ejemplo, la población (CCMCEOSB y WSTB, 2000). Este tipo de modelos está siendo usado directamente como una herramienta de gestión. Por tal motivo, para poder completar esta tarea de manera integral, es necesario lograr comunicar a las partes interesadas los resultados de la simulación de una forma fácil, no sólo como un requisito de validación, que es parte del proceso en sí, sino como una cuestión de la legitimidad de la herramienta utilizada. De este modo, las partes involucradas se encontrarán capacitadas para acordar o discordar con el modelo o con el método de validación, así como para compartir una representación común del sistema en el que interactúan (Wasson et al., 2003).

De este modo, es posible obtener un entendimiento de problemas de gestión ambiental complejos para promover la cooperación entre los modeladores y para conseguir los beneficios provenientes de las diferentes perspectivas de los modelos. Así pues, los modelos se convierten en herramientas para organizar el conocimiento disponible dentro de un marco racional. Esta aproximación facilita el aprendizaje mutuo entre los modeladores y el resto de actores implicados en los problemas de gestión ambiental. Por tal motivo, a través de la comunicación, se puede fortalecer la cooperación, incrementar la credibilidad de los modelos, así como consensuar y explotar el conocimiento disponible (Monte et al., 2006).

Tal y como puede deducirse de la información expuesta hasta ahora, resulta prácticamente imposible abarcar en una única herramienta de gestión, basada en la modelización, todos los aspectos en los que incide la DMA. Es por ello que los objetivos planteados en esta tesis pretenden abordar, específicamente, un componente basado en la afección que sufren las aguas estuarinas como consecuencia de la recepción de sustancias contaminantes a través de vertidos.

Valga recordar que, de acuerdo con esta Directiva, los Estados miembros habrán de velar por que se establezca, para cada demarcación hidrográfica, un programa de medidas que podrán derivarse de la legislación adoptada a nivel nacional y que cubran la totalidad del territorio de un Estado miembro. Bajo esta perspectiva, la DMA establece que, en términos de vertidos de fuente puntual, los programas de medidas se corresponden con un requisito

de reglamentación previa, tal como la prohibición de la entrada de contaminantes en el agua o la autorización correspondiente que establezca los controles necesarios para la emisión de los contaminantes presentes en éstos.

Concretamente, en España, la competencia en materia de vertidos al medio litoral la ostentan las Comunidades Autónomas. Algunas de ellas han promulgado leyes de calidad de sus aguas (Galicia, por ejemplo) o Reglamentos de vertido (Andalucía y Cantabria, por ejemplo) con el fin de proteger y mejorar la calidad de las aguas litorales. Dichos instrumentos permiten poner freno al progresivo deterioro del espacio litoral mediante el control y corrección de los factores y los efectos que alteran o modifican la situación ambiental de este medio, facilitando, asimismo, la aplicación y el cumplimiento de la normativa vigente al respecto.

De este modo, por ejemplo, el Reglamento de la calidad de las aguas litorales de la Comunidad Autónoma de Andalucía (Decreto 14/1996, de 16 de enero) incide en aspectos tales como: i) disposiciones generales, ii) régimen de las autorizaciones de vertido, iii) comprobación, vigilancia y control, iv) objetivos de calidad y, v) establecimiento del canon y fianza correspondientes. Dicho Reglamento se completa con tres anejos que recogen las tablas de límites para vertidos y métodos de análisis, entre otros.

Cabe destacar, asimismo, el Reglamento de la Comunidad Autónoma de Cantabria (Decreto 47/2009, de 4 de junio) mediante el cual se establece el procedimiento y condiciones que deben regir la solicitud, tramitación, otorgamiento, revisión y extinción de autorizaciones de vertido desde tierra al litoral de esta Comunidad Autónoma. Cabe destacar que en dicho Reglamento queda reconocida, como objetivo de la autorización de vertido, la compaginación del desarrollo de las actividades antrópicas con la necesaria protección de las aguas litorales, de sus hábitats, flora y fauna, así como de la salud humana.

De acuerdo con este Reglamento, se define como vertido a toda aportación de líquidos o sólidos, solubles o miscibles en el agua, que se realice, directa o indirectamente, en cualquier bien del dominio público marítimo terrestre de todo el litoral de Cantabria bajo cualquier procedimiento. Asimismo, en ella se expone que todo vertido susceptible de contaminar las aguas litorales o de degradar el dominio público marítimo terrestre, requiere de una autorización administrativa emitida por el organismo competente, en este caso, la Dirección General de Obras Hidráulicas y Ciclo Integral del Agua de la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria. En dicho Reglamento se exige el estudio de evaluación de los efectos del vertido sobre el medio receptor abordando aspectos tales como la caracterización de la hidrodinámica marina y el análisis de la evolución de

las sustancias presentes en el vertido además del establecimiento de la zona de mezcla de acuerdo con las directrices planteadas por la Directiva 2008/105/CE.

Al respecto, puesto que en las inmediaciones de vertidos de fuentes puntuales las concentraciones de contaminantes son normalmente superiores a las concentraciones de fondo en las aguas, de acuerdo con la Directiva 2008/105/CE, los Estados miembros podrán hacer uso de dichas zonas de mezcla, siempre que no afecten al cumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental (en adelante NCA) correspondientes en el resto de la masa de agua. De este modo, dentro de la zona de mezcla establecida, se podrán superar las NCA de una o más sustancias prioritarias siempre que el resto de la masa de agua superficial siga cumpliendo dichas normas. No obstante, en los planes hidrológicos de cuenca se deberán incluir, además de los enfoques y los métodos aplicados para definir dichas zonas, las medidas adoptadas con vista a reducir su extensión en el futuro. Asimismo, los Estados miembros que designen zonas de mezcla deben asegurarse de que la extensión de cada una de ellas quede limitada a las proximidades del punto de vertido y que sea proporcionada mediante autorizaciones o permisos en función de las condiciones aplicables y de las concentraciones de contaminantes en el punto de vertido.

Para satisfacer tales requerimientos de caracterización y análisis, existen tres herramientas para el estudio de los procesos de calidad de agua: por un lado, se encuentran los modelos físicos experimentales, seguidos de las determinaciones de campo, y finalmente, se cuenta con los modelos numéricos. Para los estudios de calidad de agua, la aplicación de modelos físicos experimentales es limitada puesto que, usualmente, se requiere simular los fenómenos en un dominio amplio. Además, estos modelos no permiten o son prácticamente incapaces de simular procesos biogeoquímicos. Por su parte, las determinaciones de campo son comúnmente utilizadas. No obstante, debido a las ventajas que presentan los modelos numéricos, la metodología más efectiva para estudios de calidad del agua considera la combinación de estas dos últimas herramientas.

Entre las ventajas que ofrecen los modelos numéricos cabe destacar las siguientes (Rajar, 1997):

- Permiten predecir las consecuencias futuras
- Permiten ejecutar distintos escenarios de medidas posibles para el saneamiento del agua sin quebrantar las políticas de protección ambiental y económica
- En ocasiones, resultan la única opción para simular procesos biológicos y químicos

- Son más económicos que los modelos físicos experimentales y que las determinaciones de campo. Adicionalmente, el tiempo requerido para obtener resultados a través de su uso suele ser mucho menor
- Permiten almacenar grandes cantidades de información para aplicaciones posteriores
- La correcta elección y uso de los modelos numéricos puede reducir al mínimo el número de determinaciones en campo, por lo que su uso redundaría en un beneficio económico, puesto que estas determinaciones son usualmente costosas.

Por tal motivo, dentro de las distintas actuaciones que se han venido llevando a cabo a fin de analizar, conocer, vigilar y controlar las afecciones que puede causar un vertido al medio, se apunta repetidamente hacia el modelado numérico (Francos et al., 2001; Moll y Radach, 2003; Park et al., 2005; Kashefipour et al., 2006; Suh, 2006; Violeau et al., 2007) como una herramienta capaz de proveer a la entidad gestora con un soporte sólido para la toma de mejores decisiones.

De este modo, el modelado numérico conforma una poderosa herramienta mediante la cual es posible analizar el comportamiento de una sustancia contaminante en el medio receptor a través de la caracterización de los procesos físicos de transporte y difusión, así como de los procesos de transformación que experimenta.

Partiendo de la base de que cada sustancia contaminante posee una amplia variedad de presentaciones y comportamientos, ya que puede encontrarse disuelta o en forma particulada; que puede o no, ser resultado de la actividad humana y que puede provenir de una fuente bien definida o de una fuente difusa; no resulta extraño que cada una de ellas requiera un algoritmo propio, capaz de describir su comportamiento. Además de este cúmulo de variables, es necesario añadir las condiciones del medio receptor y la respuesta que puede presentar éste frente a la introducción de una de estas sustancias. Por tal motivo, desde hace algunos años, se han venido desarrollando modelos numéricos de distintas características que utilizan diferentes métodos de cálculo.

Dentro de esta diversidad de modelos, se puede hacer una primera clasificación reconociéndolos como modelos hidrodinámicos y modelos de calidad. Los primeros, derivados de las ecuaciones de Navier-Stokes, tienen como objetivo reproducir matemáticamente las condiciones hidrodinámicas del medio acuático (viento, marea y oleaje). Por su parte, los modelos de calidad, están preparados para reproducir matemáticamente el comportamiento de una sustancia en el medio receptor a través de la resolución de la ecuación de advección – difusión o ecuación de transporte. Usualmente, estos últimos requieren como datos de entrada los resultados generados por un modelo hidrodinámico. Por tal motivo, para poder llevar a

cabo el estudio de un vertido al medio litoral resulta necesario el uso de modelos hidrodinámicos y de modelos de calidad.

A su vez, la gran diversidad de procesos de calidad del agua que pueden ser analizados mediante la utilización de modelos numéricos, conlleva que no exista un modelo único que permita considerar conjuntamente todos ellos, sino que se habla de diversos tipos de modelos en función de los parámetros que son capaces de modelar y de los elementos que los componen. Así pues, en una segunda clasificación, los modelos de calidad pueden subdividirse en modelos de contaminantes específicos (modelos de contaminación microbiológica, de sustancias consumidoras de oxígeno, de hidrocarburos, de metales pesados, de sedimentos, etc.) y modelos ecológicos (modelos integrados que incluyen ciclos biogeoquímicos con las correspondientes interacciones entre los organismos vivos y demás elementos del ecosistema).

En términos generales, los modelos utilizados para el estudio de sustancias químicas permiten distribuir los contaminantes entre el agua y el sedimento de acuerdo con las leyes químicas que los gobiernan (Azzam et al., 2005). Dentro de esta clasificación, por ejemplo, se han desarrollado modelos de transporte bidimensionales (promediados lateralmente) incorporados a módulos hidrodinámicos y de sedimentación para el estudio de metales pesados (Liu et al., 2007). Otros modelos, permiten, incluso, llevar a cabo estudios de bioacumulación de metales en moluscos como resultado de la interacción de factores fisiológicos (crecimiento, talla, peso, absorción y acumulación), químicos (concentración de metales, especiación y biodisponibilidad) y ambientales (concentración de alimento y temperatura) (Casas y Bacher, 2006). Adicionalmente, el modelado numérico puede contribuir a la gestión de la actividad marisquera y a la protección del consumidor, ya que, es capaz de indicar los periodos de riesgo de acuerdo con la normativa vigente y de prevenir la contaminación de los moluscos (Riou et al., 2007). Además, existen también, modelos de tipo biogeoquímico que han sido validados para realizar, a su vez, un modelado estadístico, capaz de comparar las concentraciones de metales predichas por los modelos con las determinadas experimentalmente. Esta técnica combinada permite el establecimiento de relaciones basales, que hacen posible la fragmentación de las concentraciones de metales en sedimentos en las dos fracciones que las componen: una natural y otra antropogénica (Hanson et al., 1993).

Por su parte, otro tipo de sustancia química comúnmente modelada son los hidrocarburos y, puesto que el uso de dispersantes como respuesta a un derrame de este tipo en aguas someras sigue siendo tema de debate, un modelo de derrames de hidrocarburos podría considerarse como una herramienta fundamental para poder evaluar tanto los impactos ambientales potenciales, como los beneficios de aplicar dispersantes en

respuesta a un episodio contaminante de esta naturaleza (Reed et al., 2004).

Además de la diversidad de sustancias contaminantes que pueden ser analizadas a través de simulaciones numéricas, debe contemplarse también, que las zonas susceptibles de secarse en un momento dado, presentan ciertas peculiaridades en términos de modelado, por lo que es necesario incluir subrutinas de cálculo que, de acuerdo con las características de nivel de la masa de agua, permitan computar adecuadamente los instantes de tiempo en que las áreas someras permanecen inundadas y aquellos en los que permanecen secas (García et al., 2002).

No obstante, con independencia de las capacidades y limitaciones, de las características y de los elementos que los conforman, los modelos numéricos pueden aportar información valiosísima para la adecuada gestión del medio estuarino, siempre y cuando, se seleccione el modelo adecuado para cada caso de estudio en particular, puesto que, alrededor de éstos coexisten un gran número de perspectivas. Algunas buscan incrementar la esquematización detallada de los fenómenos, mientras otras luchan por una aproximación más global y mejor adaptada a la escala de trabajo. Por otro lado, otras perspectivas abordan la complejidad mediante el ensamblado de módulos especializados, mientras que finalmente, algunas consideran que la vía más efectiva es el apropiado anidamiento de estas diferentes aproximaciones. Los argumentos a favor de estos distintos enfoques son suficientemente sólidos, además de que ninguno de ellos, por si mismo, es capaz de satisfacer por completo las exigencias actuales, las cuales requieren el desarrollo de metodologías y pensamiento específicos (Wasson et al., 2003).

Al respecto, cabe mencionar, por ejemplo, que existen modelos cualitativos de proceso, diseñados para mejorar el entendimiento que se tiene sobre las interacciones observadas en la naturaleza; y modelos de pronóstico, diseñados para reforzar las decisiones de gestión. Puesto que la modelización de estos sistemas continúa siendo, parcialmente, un arte, hoy por hoy, se requiere por parte del modelador pericia y experiencia (CCMCEOSB y WSTB, 2000). De hecho, la calidad de los resultados obtenidos a través de modelos matemáticos depende, por igual, tanto de la eficiencia de las técnicas y modelos numéricos empleados, como del conocimiento, y de las verdaderas capacidades y limitaciones de las formulaciones introducidas por los modeladores (Pinho et al., 2004).

Así pues, un punto crítico en la selección del modelo a utilizar queda representado por la cantidad de datos de alimentación requeridos. Generalmente, los modeladores hacen uso de datos e información experimental para desarrollar, probar y calibrar los modelos. Todo ello implica cierta dificultad para parametrizar, de forma cuantitativa y unívoca,

los procesos y mecanismos clave que regulan el valor de una variable objetivo. Es por ello que, en principio, es difícil seleccionar un modelo único y óptimo, es decir, un modelo cercano a lo ideal. Además, existen muchas otras dificultades que los modeladores deben afrontar para poder llevar a cabo la aplicación de los modelos tales como la vaguedad, ambigüedad o carencia de información (Monte et al., 2006). Por tal motivo, la tendencia que generalmente guía la decisión final sobre dicha selección, apunta hacia técnicas menos sofisticadas que requieran menor cantidad de información. De cualquier forma, una vez seleccionado un modelo, es probable que algunas opciones permanezcan limitadas y que el gestor se vea en la necesidad de suplirlas a través de "modelos caseros", que si bien resuelven problemas específicos, raramente dan lugar a un modelo de aplicación general (CCMCEOSB y WSTB, 2000).

Sin embargo, aún cuando se haya realizado una buena elección del modelo y se hayan superado los requisitos de modelización, al menos para la solución de problemas específicos, los modelos numéricos mantienen un punto débil en términos de la limitada precisión que ofrecen en cuanto a la localización de las zonas afectadas en la realidad física. No obstante, dicha limitación puede subsanarse, de forma efectiva, mediante la combinación con otro tipo de herramientas capaces de llevar a cabo análisis espaciales tales como los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Estos Sistemas surgidos a partir de los años 70, están encaminados hacia el manejo y análisis de información geográfica. El amplio desarrollo de tecnología de hardware y software durante los últimos 30 años, ha convertido a los SIG en poderosas herramientas capaces de llevar a cabo análisis espaciales complejos. No obstante, la paquetería básica de los SIG no cubre funcionalidades específicas tales como el modelado hidrológico o costero, por tal motivo, durante la última década se han desarrollado varias aplicaciones desde distintas perspectivas para resolver este problema. Ante estas circunstancias, dichas aplicaciones persiguen el objetivo de lograr la integración de la información generada tanto por los modelos numéricos como por los Sistemas de Información Geográfica. Dichos modelos simplifican los comportamientos ambientales mediante ecuaciones donde el tiempo es el elemento clave, mientras que los Sistemas de Información Geográfica reducen la realidad física a simples entidades geográficas (puntos, líneas, polígonos y píxeles) de forma estática. Por tal motivo, esta combinación puede contribuir a un mejor entendimiento del modo en que el espacio y el tiempo interactúan realmente, lo cual, permite obtener una visión más global, capaz de facilitar la labor de toma de decisiones (García et. al , 2007).

Ahora bien, para hacer posible la optimización de todas las potencialidades que ofrece la combinación de ambas herramientas de análisis en una única herramienta de gestión, es recomendable, que la aplicación desarrollada

responda a los requerimientos necesarios para gestionar el medio de forma efectiva, a través de ciertos atributos tales como: la versatilidad o una interfaz de usuario amigable.

En la recopilación integral llevada a cabo por James (2002) sobre el modelado de la dispersión de contaminantes, el ecosistema y la calidad del agua en zonas costeras, alude a tres elementos deseables en las herramientas necesarias para llevar a cabo la gestión de estas zonas de manera eficiente. El primero corresponde a la capacidad de traslado a distintas áreas, puesto que la alta resolución necesaria para las aplicaciones costeras significa que cada área de interés podrá ser anidada dentro de un modelo mayor o bien ser un área de resolución incrementada dentro de una malla variable. Para trasladar un modelo a un nuevo área se requiere no sólo de batimetría detallada, sino también de todas las condiciones iniciales y de contorno necesarias para su ejecución. En segundo lugar plantea como otra característica deseable de dichas herramientas, una interfaz de usuario capaz de lograr que este traslado se consiga fácilmente sin necesidad de una reprogramación exhaustiva. Una interfaz ideal también permite que la salida de datos sea de fácil compresión y análisis a través del uso de técnicas de visualización y de formatos de datos estándar. Por último, establece que sería altamente beneficioso que el modelo pudiera trasladarse a diferentes máquinas de tal forma que pudiera ejecutarse en cualquier sistema disponible e incluso poder tomar las ventajas de cualquier sistema paralelo.

Dentro de este contexto, García et al. (2007) han llevado a cabo una primera aproximación de una nueva herramienta basada en ArcGIS 9 (ArcMap 9.2) y modelos numéricos de calidad de agua desarrollados en FORTRAN. El resultado ha sido la herramienta numérica AQUALAB 2.0 que permite, por ahora con ciertas limitaciones, la integración de toda la información bajo un único entorno SIG. Esta herramienta actualmente es capaz de: generar ondas de marea basadas en una base de datos global de nivel del mar, corregir los niveles de referencia de las batimetrías, generar condiciones en los contornos abiertos, generar un régimen aleatorio de vientos en función de la probabilidad de ocurrencia en cada región geográfica, ejecutar modelos hidrodinámicos bidimensionales (H2D) y cuasi – tridimensionales (H2DZ) que generan corrientes de marea y de viento, respectivamente, calcular los perfiles de viento correspondientes; asimismo, permite ejecutar, visualizar y analizar un modelo tridimensional de transporte que actualmente ofrece la posibilidad de llevar a cabo estudios de sustancias conservativas, coliformes y oxígeno disuelto facilitando la visualización y manejo de los campos de corrientes obtenidos dentro de este mismo entorno. No obstante, a través de esta experiencia, ha sido posible detectar, asimismo, ciertas debilidades tales como: la rigidez absoluta con la cual maneja la información manifestada en problemas de seguimiento de rutas si el proyecto cambia de ordenador o incluso de

carpeta, la imposibilidad de trabajar con mallas que presenten cierto ángulo de inclinación con respecto al norte, la necesidad de elementos especiales de instalación y el requerimiento de programación especializada cada vez que se pretenda integrar un modelo nuevo.

A la fecha, muchas organizaciones han desarrollado o están desarrollando sistemas de modelos de calidad de aguas costeras con algunos de los atributos mencionados. Entre éstas se encuentran ASA (Applied Science Associates), DHI (Danish Hydraulics Institute), HR Wallingford, HydroQual, MUMM (Management Unit of the Mathematical Model of the North Sea, Belgium), POL (Proudman Oceanographic Laboratory), WL-Delf Hydraulics, el IST (Instituto Superior Técnico de Lisboa) y el IMCS de la Universidad de Rutgers entre otras. En este sentido, el Grupo de Emisarios Submarinos e Hidráulica Ambiental (GESHA) de la Universidad de Cantabria, ha generado una primera aproximación a través de la herramienta AQUALAB 2.0, la cual, desde su concepción ha incluido, en mayor o menor medida, atributos deseables para poder llevar a cabo una gestión eficiente de las aguas costeras y estuarinas y, que por su constitución, permite la integración de tantos modelos numéricos como sea necesario de acuerdo con el estudio específico que se quiera llevar a cabo.

La herramienta resultante de la combinación de modelos numéricos en un entorno SIG encuentra aplicaciones tan diversas como el modelado de la calidad de aguas costeras con respecto a la carga contaminante proveniente de fuentes difusas. Esto representa una herramienta para ayudar a los gestores y legisladores ambientales en la elaboración de planes de desarrollo sostenible para las regiones costeras (Yuan et al., 2007). Otra posible aplicación para esta herramienta se corresponde con el análisis y seguimiento de derrames de hidrocarburos (Li et al., 2000; Li, 2007). Asimismo, mediante herramientas que combinan modelos numéricos en un entorno SIG se han llevado a cabo completos estudios hidrodinámicos (Naoum et al., 2005), hidrológicos, químicos, de sedimentación (Francos et al., 2001), así como la construcción de sistemas dirigidos a la gestión de vertidos (Martin et al., 2004).

1.2. OBJETIVO Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

Así pues, el objetivo general de esta tesis consta de dos tareas principales: por un lado, el desarrollo de un modelo de calidad bidimensional orientado al estudio de sustancias prioritarias y peligrosas teniendo en cuenta los efectos de la dinámica sedimentaria a fin de facilitar el establecimiento de reglamentos de vertido y simplificar el análisis de las autorizaciones de

vertido tanto concedidas como solicitadas y; por otro lado, el establecimiento de los procedimientos metodológicos necesarios para poder llevar a cabo la integración del modelo desarrollado dentro de un Sistema de Información Geográfica. La conjugación de estas tareas permitirá fusionar los beneficios de ambos instrumentos bajo un único entorno a fin de obtener una herramienta de gestión de vertidos que aporte respuestas técnicas tomando en consideración las exigencias legislativas de la normativa vigente.

No obstante, tal y como se ha comentado, la gran diversidad de procesos que pueden ser objeto de análisis a través del modelado numérico y las diferencias que presenta en función de la zona afectada, obligan al establecimiento de una zona concreta y una problemática específica a fin de poder analizar, con cierto grado de precisión, el fenómeno seleccionado. En este sentido, se han seleccionado estuarios someros localizados en la franja costera española tales como la Ría de San Martín (Cantabria) y la Ría de Huelva (Andalucía) con el objeto de analizar los efectos que sufren como consecuencia de las descargas de vertidos industriales. Cabe resaltar que tanto las características de ambos estuarios, como los períodos de estudio seleccionados, permiten la utilización de modelos bidimensionales para llevar a cabo los análisis correspondientes.

Finalmente, cabe comentar que al objeto de facilitar su seguimiento y lectura, esta tesis se ha estructurado en los 8 capítulos que se mencionan a continuación:

Capítulo 1. Introducción. En este capítulo se establece la exposición de motivos, el objetivo general de la tesis y la estructura adoptada.

Capítulo 2. Estado del conocimiento. En este capítulo se presenta una profunda revisión sobre el actual estado del conocimiento en cuanto al modelado numérico de los sistemas estuarinos se refiere teniendo en consideración la teoría asociada a los fundamentos matemáticos, a las aproximaciones numéricas, a los procesos específicos relacionados con la dinámica sedimentaria y las sustancias contaminantes así como a los avances que, en este campo del conocimiento, han presentado los Sistemas de Información Geográfica. Asimismo, se plantean las principales conclusiones extraíbles de dicha revisión y, de acuerdo con ella, se establecen los objetivos específicos de la tesis.

Capítulo 3. Resolución numérica y validación teórica del modelo desarrollado. En este capítulo se describe el esquema de resolución numérica utilizado durante la ejecución de los distintos módulos programados dentro del modelo desarrollado. Además, se presenta la validación teórica del transporte de sólidos en suspensión y de la desaparición de sustancias contaminantes.

Capítulo 4. Procedimientos metodológicos para la integración del modelo desarrollado en un entorno SIG. En este capítulo se establecen todos los procedimientos de integración y visualización de resultados necesarios para el acoplamiento del modelo desarrollado dentro de un entorno SIG. Asimismo, se presenta el análisis de la interacción de ambas herramientas desde una perspectiva de gestión.

Capítulo 5. Aplicación del modelo desarrollado a la Ría de San Martín. En primer lugar, en este capítulo se describe la zona de estudio y se presenta una síntesis de las presiones existentes así como de la calidad del medio en términos generales. No obstante, se dedica una parte del mismo a la presentación de la determinación de propiedades físicas del agua y de los sedimentos de la Ría, así como de los datos de campo obtenidos como resultado de una campaña diseñada y realizada específicamente con el objeto de generar la información necesaria para llevar a cabo la calibración de los parámetros sedimentarios de este estuario. Posteriormente, se detalla el proceso de calibración y validación de dichos parámetros. Este capítulo concluye con el estudio de casos reales mediante los cuales se analiza la evolución y transporte de sustancias tales como zinc y cloroformo. Asimismo, el modelo desarrollado ha sido calibrado para ambas sustancias.

Capítulo 6. Aplicación del modelo desarrollado a la Ría de Huelva. Al igual que el capítulo anterior, en este capítulo se describe la zona de estudio y se presenta una síntesis de las presiones existentes así como de la calidad del medio en términos generales. No obstante, a diferencia del capítulo anterior, en éste, se ha llevado a cabo un análisis de la evolución y transporte del zinc desde tres perspectivas distintas considerándolo como: i) sustancia conservativa, ii) sustancia no conservativa y, iii) sustancia no conservativa que interactúa con los sedimentos.

Capítulo 7. Conclusiones y futuras líneas de trabajo. En este capítulo se recogen, por un lado, las conclusiones finales obtenidas como fruto del desarrollo de esta tesis y, por otro lado, se establecen las futuras líneas de trabajo en función de las áreas de oportunidad detectadas.

Capítulo 8. Referencias. Este último capítulo recopila las referencias bibliográficas, normativas y legislativas citadas en los capítulos precedentes.