

## Capítulo 3

### LA INFLUENCIA DE LA MORFODINÁMICA EN LOS USOS Y RECURSOS COSTEROS

#### 3.1 INTRODUCCION

En este capítulo se presentan los principales resultados obtenidos en el desarrollo de la tesis. En todos los casos se trata de ilustrar la influencia que ejerce la morfodinámica sobre los usos y recursos de la zona costera. Para ello se presentan diferentes métodos de valoración de dicha influencia a la vez que se aplican a varios casos reales tomados de la costa catalana que pueden considerarse como representativos de dichas situaciones.

El capítulo se estructura a partir de una serie de artículos realizados durante el desarrollo de la tesis. Estos han sido revisados y editados específicamente a fin de actualizarlos adecuadamente y seguir una misma línea argumental: la influencia de la morfodinámica en la gestión de la zona costera.

Aunque las actividades que se desarrollan en la zona costera que pueden o deben considerarse en la gestión de la misma son muy numerosas (ver *e.g.* Clark, 1996) en este trabajo se han escogido tres casos que pueden considerarse como representativos de las principales funciones que juegan las costas sedimentarias: (i) *natural*, al actuar como soporte físico o sustrato para el desarrollo de ecosistemas costeros; (ii) *protección* como la franja que disipa la energía marina incidente evitando o mitigando su impacto en el “hinterland” y, (iii) *recreativo* al ofrecer una superficie que es utilizada por los usuarios de playa para actividades recreativa y de ocio y cuyo paradigma sería su explotación turística.

En el capítulo 3.2 se presenta el concepto de vulnerabilidad costera aplicado a un gran sistema costero, el Delta del Ebro, y donde se considera la influencia de los procesos

morfodinámicos a diferentes escalas de tiempo sobre los usos y recursos del delta. En este caso el índice de vulnerabilidad es de tipo determinista y “binario” donde un tramo se considera de forma excluyente como vulnerable o no y donde se aplica una escala de acción en términos de dominio espacial afectado (longitud de costa o superficie deltaica) según el proceso en cuestión.

El capítulo 3.3 ahonda en el mismo tipo de evaluación de la vulnerabilidad en términos de procesos y sitio de aplicación considerados. Sin embargo, en él se presenta una aproximación menos determinista introduciendo como método de valoración o cuantificación el uso de la lógica difusa para construir un conjunto de reglas o sistema de valoración. En este caso en particular la vulnerabilidad se considera especialmente tomando como valor o recurso afectado el “natural” utilizando como medida representativa de éste las zonas húmedas del delta dado que como resultado del análisis realizado en el capítulo 3.2, son los valores naturales del delta -representados por las zonas húmedas costeras- los más vulnerables a los procesos costeros.

En el capítulo 3.4 se aborda la función de protección que ejercen las playas para la zona interna de la costa. Para ello se desarrolla un método de evaluación de la vulnerabilidad de las infraestructuras localizadas en las zonas interiores o traseras de las playas a los procesos costeros. En este caso la zona de aplicación pasa de sistemas costeros más o menos naturales como podría ser el delta (independientemente de que esta característica sería muy cuestionable) a playas urbanas o semiurbanas como ejemplo típico de zonas vulnerables.

Por último en el capítulo 3.5 se aborda la influencia de la morfodinámica sobre el otro gran uso que experimenta nuestra costa, el uso recreativo. Para ello se presentan las principales implicaciones potenciales de la evolución costera sobre la explotación turística de playas mediterráneas de alto uso (urbana y semiurbanas) para posteriormente presentar un método de valoración de la vulnerabilidad de la costa –en función de este uso- a la morfodinámica y aplicarlo a una playa representativa de esta situación.

## 3.2 MORFODINÁMICA Y VULNERABILIDAD COSTERA EN EL DELTA DEL EBRO\*

### 3.2.1 Introducción

El delta del Ebro está situado en la costa mediterránea española a unos 200 km al sur de Barcelona. Tiene una superficie emergida aproximada de 320 km<sup>2</sup> y una longitud de línea de costa de unos 45 km sin incluir la costa interna de las dos bahías (figura 3.2.1). Como otros deltas, es un hábitat rico desde el punto de vista ecológico, pudiéndose encontrar hasta 311 especies de pájaros (60% de todas las especies de Europa) y alrededor de unas 515 especies diferentes de plantas (España, 1997). Asimismo, aproximadamente el 80% de su superficie es explotada por la agricultura, siendo el arroz el cultivo básico con un 66% de la superficie agrícola (Museu del Montsia, 1997). La población es de unos 50000 habitantes incluyendo aquellos que no residen en el delta propiamente dicho pero que tienen una dependencia económica directa de las actividades desarrolladas en éste. En Dolz (1997) puede encontrarse una descripción de las principales características del delta desde todos los puntos de vista (socioeconomía y medio natural).

A partir de esta descripción general y teniendo en cuenta la necesidad de infraestructuras que todas las actividades conllevan junto a la existencia de una dinámica costera que genera una remodelación continua de la costa y la presencia de una subsidencia moderada (típica de zonas deltaicas), la zona puede clasificarse como de alto valor (natural, social, cultural, económico) y a la vez como una zona muy sensible. Así, la coexistencia de unos recursos limitados junto con una explotación intensa hace que esta parte del territorio sea propensa a sufrir *conflictos*. Estos aparecen como resultado de un desequilibrio entre la cantidad de recursos disponibles y los usos que soportan. En este contexto parece lógico introducir una serie de conceptos tales como sostenibilidad, susceptibilidad, resistibilidad y vulnerabilidad.

Según Dovers y Handmer (1992) la *sostenibilidad* es la habilidad de un sistema “humano” natural o mixto, para resistir o adaptarse indefinidamente a cambios exógenos o endógenos. Estos autores definen desarrollo sostenible como el camino hacia un cambio

---

\* Versión editada y ampliada. Sánchez-Arcilla, A., Jiménez, J.A. y Valdemoro, H.I. 1998. The Ebro delta: Morphodynamics and Vulnerability. *Journal Coastal Research*, 13, 3, 754-722.

deliberado para mantener o aumentar los atributos del sistema, respondiendo al mismo tiempo a las necesidades de la población. Estas definiciones implican la necesidad de integración de todos los aspectos del sistema tanto naturales como humanos.



Figura 3.2.1. Delta del Ebro.

La aplicación de este concepto a un delta requiere necesariamente un conocimiento “adecuado” del funcionamiento del sistema deltaico tanto en su componente natural (biótica y abiótica) como humana, así como sus interacciones. Al mismo tiempo, ya que su aplicación implica definir una determinada escala temporal a la que debe implementarse un determinado esquema de gestión, los agentes que “fuerzan” el sistema deben ser definidos también utilizando la misma escala. La definición de los agentes que actuarán sobre el sistema durante dicho tiempo no es una cuestión trivial debido a su

naturaleza aleatoria, especialmente a medida que la escala temporal aumenta. Al mismo tiempo hay que considerar que en muchos casos las interacciones entre las diferentes componentes no se conocen en detalle como para valorarlas adecuadamente, por lo que nuestra capacidad predictiva es, en algunos casos, dudosa.

En este contexto aparece el concepto de *incertidumbre*. Esta puede considerarse como intrínseca al problema tanto por la limitación en la definición de las fuerzas que actuarían en el sistema deltaico, como por la limitación en la capacidad predictiva del comportamiento del sistema de manera totalmente “determinista”. La primera fuente de indeterminación se resuelve normalmente definiendo un conjunto de escenarios climáticos y, la segunda, asumiendo hipótesis simplificadoras o adoptando aproximaciones estocásticas para modelar las interacciones del sistema.

Los deltas “naturales”, *i.e.* sin interferencia humana directa, son un ejemplo típico de sistema auto-sostenible bajo la acción de las fuerzas naturales ya que son capaces, dentro de ciertos límites, de hacer frente a los cambios originados por la acción del oleaje, mareas y variaciones en el nivel del mar. Sin embargo, a medida que el sistema se va “humanizando” esta característica de sostenibilidad comienza a desaparecer. Con esta premisa parece claro que si se intentara hacer una clasificación del Delta del Ebro en cuanto a su sostenibilidad éste quedaría lejos de encontrarse en disposición de poder presentar dicha característica. Así, más que un sistema en estado natural con alguna acción humana, nos encontraríamos con un sistema altamente humanizado con algunas zonas en estado cuasi-natural.

En este caso, la aplicación del concepto de sostenibilidad implicaría que aunque la costa deltaica variara a diferentes escalas, los cambios no originarían ningún tipo de degradación del sistema en términos de pérdida de territorio, pérdida de calidad del territorio (valores ambientales) y/o del uso potencial actual. En otras palabras, en cualquier opción de gestión en la que la sostenibilidad deltaica sea un objetivo final, se debe minimizar la respuesta negativa del sistema.

El actual estado “degradación” del delta, entendiendo éste en sentido relativo, es decir, con respecto a una situación completamente natural, sugiere la necesidad de aplicar el *principio de precaución*. Este evita escudarse en la incertidumbre sobre los procesos, interacciones y/o sus implicaciones, para aplazar una formulación de políticas y/o gestión que prevengan la degradación ambiental (ver *e.g.* discusión en Dovers y Handmer, 1995). Dentro de este contexto, la principal contribución de los científicos y/o técnicos sería la de

proporcionar las herramientas necesarias (a los planificadores/gestores) para reducir tal incertidumbre y/o cuantificar, al menos parcialmente, la magnitud del problema.

Cuando el objeto de estudio es un delta, la complejidad del sistema incluso cuando se considera sólo su componente natural es tan grande que una aproximación integrada es muy difícil de implementar. Algunos trabajos sobre sostenibilidad deltaica se aproximan al problema enfocándolo en la evolución de la llanura deltaica (e.g. Day *et al.*, 1997). En ellos se analiza el “mantenimiento” del sistema deltaico en términos de elevación vertical, *i.e.*, para alcanzar la *sostenibilidad geomorfológica* la acreción vertical de la plana deltaica debe ser igual o mayor que ascenso relativo del nivel del mar (RSLR). Aunque estos estudios son valiosos ya que proporcionan al gestor recomendaciones según unos criterios específicos, están limitados a la sostenibilidad de un subsistema, la llanura o plana deltaica. Más específicamente, el delta se analiza como si fuera una zona húmeda, sin interacción con la dinámica costera, que en el caso de deltas de ríos altamente regulados como es el caso del Ebro, es el agente que aporta la mayor cantidad de energía al sistema en las condiciones actuales.

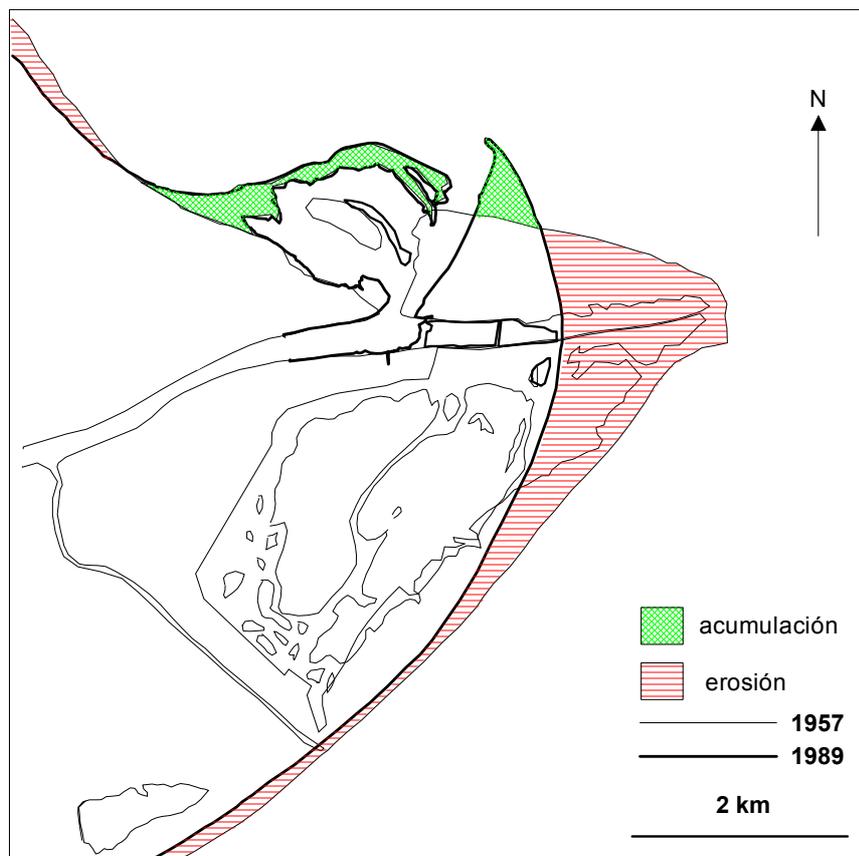


Figura 3.2.2. Cambios en la línea de orilla en el lóbulo central del delta del Ebro desde 1957 a 1989 (Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993).

La “integración” de la dinámica vertical de la llanura deltaica con la dinámica horizontal de la franja costera, aunque necesario (e.g. Boesch *et al.*, 1994) raramente se consigue. Sin embargo, es evidente que en muchas situaciones la remodelación de la línea de orilla afecta a la llanura deltaica y a las zonas húmedas. La figura 3.2.2 muestra la evolución de la zona de Cap Tortosa desde 1957 a 1989. Esta zona se caracteriza por la existencia de un gradiente en el transporte longitudinal a lo largo de la costa que induce una pérdida neta de sedimento (Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993), que ha provocado un retroceso de la línea de orilla (más de 1,700 m durante el período considerado) generando una disminución importante en la superficie del humedal interior, destacando especialmente una disminución muy significativa en la población de *Salicornia* (Generalitat de Catalunya, 1995). Esta degradación del humedal y su pérdida de superficie no se debe al balance vertical (acreción vs, hundimiento relativo) sino a las consecuencias de la dinámica costera local. Este ejemplo ilustra la necesidad de considerar de forma dinámica todos los subsistemas implicados a la hora de diseñar e implementar cualquier planificación, lo cual supone entender los procesos fundamentales y las respuestas asociadas.

Por ello, en este capítulo se analiza el sistema costero del delta del Ebro desde el punto de vista de la morfodinámica. La relevancia de la morfodinámica costera en el delta del Ebro radica en que al estar el río muy regulado, la mayor parte de la “energía” que recibe viene del mar y en consecuencia, los cambios geomorfológicos más importantes son debidos a la dinámica costera. Por otra parte, la mayoría de las áreas de alto valor natural “oficiales” (declaradas como Parque Natural por la Generalitat de Catalunya en 1983 y ampliadas en 1986) se localizan a lo largo de la costa (figura 3.2.3) y, debido a ello, cualquier modificación en la configuración de ésta implicará a su vez cambios en el área del Parque Natural.

Aunque la dinámica costera a lo largo del delta del Ebro se ha estudiado extensamente desde diferentes puntos de vista (Maldonado, 1972; Guillén, 1992; Jiménez, 1996; Serra, 1997; Jiménez *et al.*, 1997), parece existir un vacío entre el conocimiento que se tiene y su aplicación práctica. La política oficial para gestionar el territorio debería cumplir un número de criterios basados en el “mejor” conocimiento disponible (e.g. la minimización del impacto, la compatibilidad con los planes futuros y el acoplamiento entre los componentes bióticos y abióticos en la zona costera, ver e.g. Montoya y Galofré, 1997), dicho conocimiento debería ser puesto en forma de herramienta práctica para poder ser usado eficientemente por los gestores/planificadores. Recientemente este vacío se ha ido llenando con trabajos en los que se planifican o idean soluciones a los problemas utilizando la información disponible sobre el funcionamiento del sistema (e.g. Jiménez *et*

al., 2000; Servicio de Costas de Tarragona, 2004).

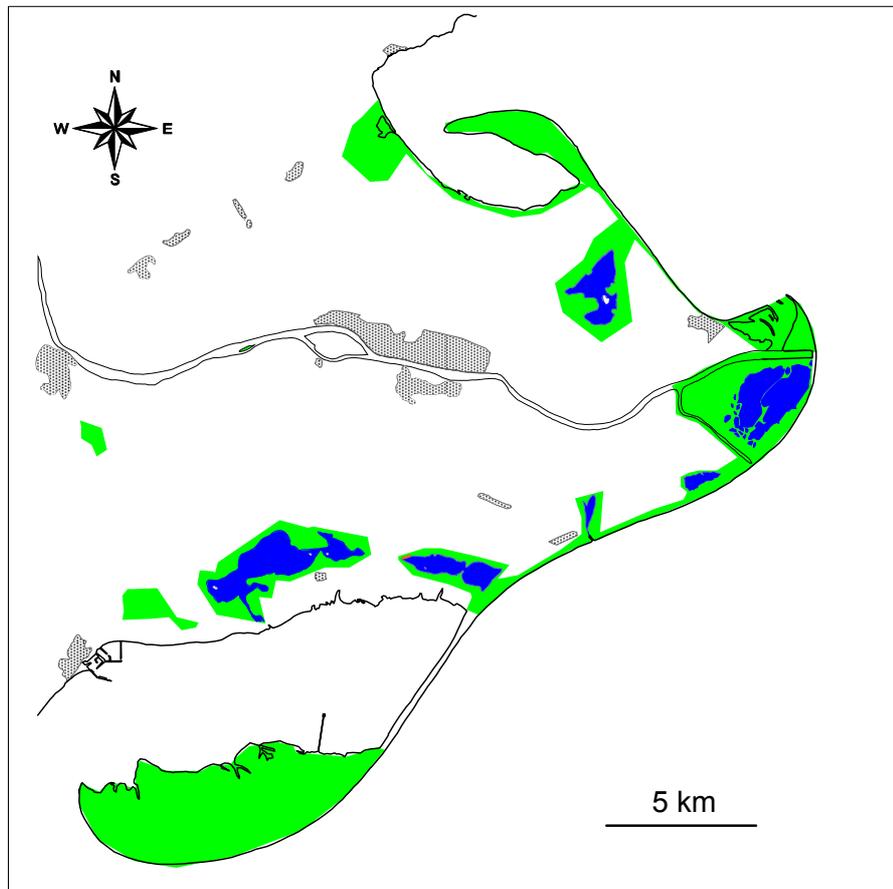


Figura 3.2.3. Parque natural del delta del Ebro.

Con estos antecedentes, el objetivo principal de este capítulo es analizar los cambios costeros a lo largo del delta a las escalas espacial y temporal más relevantes aportando en la medida de lo posible su integración (o indicando la forma en que esta debería hacerse) con la dinámica de la llanura deltaica, a fin de proporcionar una información útil que tenga en cuenta el “usuario final” (gestores costeros, agricultores, etc.).

Esto implica considerar los cambios por sí mismos pero también analizar sus consecuencias. Así, se intenta cuantificar el estado del sistema costero en término de los recursos existentes y sus variaciones futuras.

Aunque se formule desde un punto de vista de la morfodinámica costera, puede (y debe) ampliarse o acoplarse con aproximaciones similares a otros subsistemas (e.g. biótico y humano) y, particularmente, debe acoplarse a los desarrollados para la llanura deltaica (e.g. Day *et al.*, 1997). De cualquier forma, e incluso desde la limitación intrínseca de que

un análisis parcial no explica el comportamiento total del sistema, esta aproximación permitiría a los gestores prever cambios en el estado del sistema bajo las condiciones actuales y bajo escenarios climáticos y/o de gestión determinados.

### 3.2.2 La medida de la vulnerabilidad

La introducción del término *vulnerabilidad* supone asignar un valor añadido a un proceso dado en función de una serie de valores o características del sistema. Para ilustrar este concepto supongamos una costa de anchura infinita que está sometida a una erosión de 2 m/a y otra costa con un ancho de playa de 10 m sometida a la misma erosión. Aunque el proceso físico es el mismo en ambas (erosión) e incluso su tasa (2 m/a) las implicaciones serán muy diferentes. Así, en la playa infinita la erosión no supone ningún problema ya que la cantidad del recurso playa es ilimitada, mientras que en la playa estrecha si lo será ya que en muy poco tiempo (5 años) desaparecería. En este ejemplo las implicaciones se han escalado utilizando una característica física -ancho de playa- aunque sería aplicable a cualquier otra característica que tuviese la costa objeto de estudio (e.g. existencia de un recurso o uso afectado).

En este trabajo, la *vulnerabilidad* se emplea como un término que caracteriza el comportamiento costero integrado considerando las respuestas negativas y positivas, *i.e.*, la susceptibilidad y la resistibilidad, para un grupo dado de agentes impulsores y opciones de gestión determinadas. La *susceptibilidad* implica una respuesta negativa e indica una degradación del sistema y su incapacidad para hacer frente a los factores impulsores en su estado actual. Por otro lado, la *resistibilidad* (término escogido para traducir “resilience”) implica una respuesta positiva e indicaría una mejora en el sistema o, por lo menos, la capacidad del sistema para hacer frente a los factores impulsores. En Handmer y Dovers (1996) puede verse una discusión genérica sobre la resistibilidad y su aplicación a varias disciplinas.

A la hora de poner en práctica estos conceptos se necesita algún método de cuantificación no sólo para saber que la costa es vulnerable sino en que grado. Para ello se requiere cuantificar el comportamiento y los impactos. El *comportamiento* refleja los procesos (e.g. erosión) sin ninguna implicación adicional, mientras que el *impacto* implica alguna clase de valoración (e.g. pérdida de área de Parque Natural debido a la erosión). La inclusión del término valoración añade una dimensión adicional al problema ya que, indudablemente, supone cuantificar el valor de cada cosa, lo que no necesariamente

implica que sea en términos económicos. Así, mientras que determinados recursos y usos costeros podrían considerarse como fácilmente valorables (e.g. el recurso playa podría valorarse en términos de ancho de playa, volumen de sedimento, etc), otros serían más difíciles de valorar o, al menos, sería difícil escoger la unidad de medida óptima (e.g. el valor natural podría medirse en términos de superficie de zona húmedas, tipo de, calidad de, número de especies, etc.).

Para abordar esta cuestión, aquí se introduce el término *índice de vulnerabilidad*,  $VI$ , que es un parámetro cuantitativo que (i) tiene que reflejar el comportamiento y el impacto y (ii) tiene que reflejar la dinámica del sistema a la escala de tiempo considerada. El índice de vulnerabilidad,  $VI$  para un tramo costero dado se define de forma general como

$$VI = [(SI \cdot LC) + (RI \cdot LC)] \cdot QI$$

donde  $SI$  es el índice de susceptibilidad,  $RI$  es el índice de resistibilidad,  $LC$  es un factor corrector a modo de condición de contorno para tener en cuenta la posibilidad de la existencia de un comportamiento condicionado y  $QI$  es una dimensión espacial que caracteriza el “alcance” de los procesos y los comportamientos analizados, es decir, una medida de la escala espacial.

En esta aproximación, los índices  $SI$  y  $RI$  se consideran como mutuamente excluyentes, es decir, para un comportamiento o proceso específico, un tramo costero será “susceptible” o “resistente” y en aras de simplificarlo se define en forma binaria (ver tabla 3.2.1). En el capítulo siguiente esta aproximación se complementa con el uso de la lógica difusa que permite abordar la cuantificación de una forma más flexible.

Estos índices caracterizarán la respuesta del sistema para una escala considerada y se pueden obtener en términos absolutos y/o relativos. Si el objeto del análisis es el funcionamiento del sistema bajo condiciones actuales (sin expectativa de variación en las fuerzas), la respuesta del sistema se normaliza en función de los recursos existentes (*respuesta absoluta*). El ejemplo inicial de la costa erosiva de diferente anchura servirá para ilustrar un análisis absoluto. Si el comportamiento del sistema se analiza considerando una variación en las fuerzas (de origen natural o inducido por el hombre), la respuesta del sistema se puede escalar con respecto al comportamiento original, lo cual implica trabajar en términos de aceleración o de derivada de segundo orden (*respuesta relativa*). Para el ejemplo presentado, esto permitirá analizar si para el nuevo escenario

las tasas de erosión costera se incrementan o disminuyen respecto a la situación original. Esta aproximación relativa indicaría la mejora o el empeoramiento del sistema.

<i>Tipo de análisis</i>	<i>Medida</i>	<i>Respuesta</i>	<i>SI</i>	<i>RI</i>
Absoluto	cambio en el recurso/cantidad del recurso	disminución*	-1	0
		mantenimiento/aumento*	0	-1
Relativo	sistema bajo escenario/sistema de referencia	empeoramiento	-1	0
		mejora/sin cambio	0	1

Tabla 3.2.1. Índices de susceptibilidad, *SI*, y resistibilidad, *RI*, y respuesta del sistema asociada a usar en el análisis de vulnerabilidad, (\*) la disminución y/o aumento sólo se tiene en cuenta cuando son mayores de un valor umbral especificado en función del recurso analizado.

*LC* tiene en cuenta las posibles restricciones en la respuesta del sistema, debido principalmente a la acción humana. Varía de 1, lo cual significa que no existe condicionamiento alguno (contorno libre y libre comportamiento) a 0, que indicaría que aunque el tramo costero analizado es potencialmente capaz de experimentar una dinámica dada, su comportamiento estaría totalmente condicionado por la existencia de unas condiciones de contorno. Un ejemplo ilustrativo sería un tramo potencialmente inundable en el que la existencia de diques a su alrededor lo impedirían.

Finalmente, la escala espacial *QI*, es una medida cuantitativa relativa seleccionada en función de los procesos analizados, e.g. para variaciones de línea de orilla *QI* sería la longitud de línea de orilla afectada/longitud total, para una inundación *QI* podría ser la superficie afectada/superficie total, etc.

Hasta ahora se ha presentado la respuesta del sistema (cuantificación) sin hacer referencia al consumo del recurso. En otras palabras, sólo se ha considerado la cantidad sin tener en cuenta la *calidad*. La introducción de la calidad supone seleccionar alguna clase de evaluación, una cuestión lejos de ser trivial. La calidad se introduce como un peso *W*, según los recursos existentes y el uso en la zona costera, e.g. valores naturales, actividades económicas, etc. Aunque la selección es un procedimiento subjetivo y puede influir en los resultados del análisis (o por lo menos puede usarse para “modificar” los resultados según un criterio específico), es posible introducirlo de manera objetiva si todos los elementos del sistema (recursos y usos) afectados potencialmente por la

evolución costera deltaica son incluidos en el análisis para cada proceso/comportamiento.

Formalmente, esta aproximación es similar a la usada en la evaluación del impacto ambiental donde se construye una matriz de todas las posibles interacciones para un determinado escenario (ver e.g. Sorensen y West, 1992). En este capítulo se presentarán algunos ejemplos del efecto del peso en el conjunto de los resultados.

La efectividad del pesado depende exclusivamente de una selección adecuada tanto del valor a aplicar, como del conocimiento de las implicaciones sobre dicha característica del proceso analizado. Todo ello supone que a la hora de evaluar la vulnerabilidad del sistema costero de forma integrada se requiera a su vez la integración de diferentes disciplinas desde el inicio del proceso, en el que deberá haber una especie de “concertación” entre diferentes expertos a la hora de evaluar correctamente las interacciones de las diferentes componentes del sistema.

Una vez que se ha evaluado  $VI$  y  $W$  para diferentes tramos a lo largo de la costa, el *Indice de Vulnerabilidad del Sistema*,  $SVI$ , caracterizará la respuesta integrada espacialmente con respecto a un criterio específico (calidad) determinado por el uso/recurso considerado en el peso:

$$SVI = \frac{\sum VI_i W_i}{\sum QI_i W_i}$$

y donde la introducción de  $\sum QI_i W_i$  implica que sólo la parte del territorio que incluye el uso y/o recurso considerado en  $W$  están contribuyendo al valor de  $SVI$ .

Esta aproximación da un grupo de valores  $SVI$  caracterizando la vulnerabilidad según diferentes criterios. La caracterización final del funcionamiento del sistema y su evolución deberá hacerse integrando todos los valores obtenidos. La forma de integración no es un procedimiento sencillo ya que durante esta última etapa, los gestores pueden incluir una política o/y opciones de gestión según una estrategia predefinida, lo que sin duda permite incluir un peso adicional totalmente determinante. Sin embargo, el método que aquí se propone permite a los gestores valorar como se comportaría el sistema bajo su política o gestión y, cómo podría optimizarse ésta.

A partir de los resultados obtenidos por Jiménez (1996) quien analizó los cambios costeros en el delta a diferentes escalas de tiempo y espacio, el análisis de vulnerabilidad

se hará a dos escalas: a largo plazo y asociado a sucesos episódicos. A continuación se presenta cada uno de los análisis donde primero se caracterizan los procesos dominantes a cada escala y su respuesta inducida, para posteriormente evaluar la vulnerabilidad teniendo en cuenta diferentes criterios.

### 3.2.3 Vulnerabilidad a largo plazo

El análisis de la vulnerabilidad a largo plazo implica el evaluar los impactos e interacciones de la evolución costera a una escala temporal de décadas. Estos serían el resultado de la acción tanto de los agentes cuya escala intrínseca fuese esa (*i.e.* agentes que induce una respuesta morfológica lenta, solo visible cuando se integra su resultado durante un tiempo lo suficientemente largo, como podría ser el caso de la respuesta inducida por un ascenso del nivel del mar) como de la integración de la acción de agentes que actúan a una escala temporal menor cuando éstos tienen un resultado neto no nulo (es decir que no generen cambios cíclicos, siendo un ejemplo típico los cambios en planta debido a los gradientes en el transporte longitudinal neto). La escala espacial de los procesos abarca al delta en su totalidad y se traducen en cambios en el balance sedimentario deltaico, *i.e.* variaciones de volumen total de sedimento, y en la remodelación de la costa deltaica (Jiménez, 1996).

Los agentes y procesos que gobiernan la evolución a largo plazo en el Delta del Ebro y, en consecuencia, son responsables de la vulnerabilidad a esta escala son: aporte de sedimento por el río Ebro, ascenso relativo del nivel del mar (RSLR), esquema de transporte logitudinal neto, rebase del oleaje en costas barrera y transporte de sedimento asociado (Jiménez, 1996). Adicionalmente también deberían considerarse posibles variaciones en el clima marítimo de origen climático aunque está fuera de los objetivos de este trabajo (sobre todo por la no disponibilidad de series de datos lo suficientemente largas para determinar la existencia de éstas) y, en todo caso, se podría incluir dentro de un conjunto de escenarios posibles de las condiciones que rigen la evolución del sistema.

La principal relevancia de esta escala radica en que coincide con la escala “natural” de la planificación costera. Así, a la hora de desarrollar una política de gestión del territorio ésta ha de hacerse con una perspectiva temporal mínima del orden de décadas (aunque pueda ser actualizada/corregida a períodos de tiempo inferiores dependiendo tanto de los resultados de su implementación como por un cambio en la estrategia de gestión).

## **Aporte de sedimento por el río**

El río es uno de los agentes más importantes que controlan el estado evolutivo deltaico ya que es la principal fuente de suministro de agua y sedimentos al sistema y, de hecho, es la condición necesaria para el desarrollo y mantenimiento de los deltas. La disponibilidad de sedimento en el delta es el resultado del balance entre el aporte por parte de río y la redistribución del sedimento por la hidrodinámica marina, por lo que las variaciones en el suministro de sedimento afectarán al comportamiento del conjunto deltaico.

Las variaciones en el aporte de sedimento por parte del río pueden ser de dos tipos: naturales o inducidas. Las primeras serían de origen climático que producirían cambios en el régimen pluviométrico en la cuenca de drenaje, que afectarían tanto a la erosión de sedimento en la cuenca como a la descarga líquida del río, lo que se traduciría a su vez en una variación en la capacidad de transporte de sedimento. A este tipo de cambios de origen climático se les podría añadir otras variaciones tales como cambios en temperatura y la desertificación en el área de captación (ver e.g. Sánchez-Arcilla y Jiménez 1997). Todos estos cambios serían controlados principalmente por la dinámica climática regional.

Los cambios inducidos por el hombre en el suministro de sedimento por el río son principalmente debido a la construcción de presas en su curso y al descenso en los caudales circulantes debido al incremento de la demanda de agua en la cuenca para la agricultura, consumo humano y para uso industrial. Esta es la causa principal de la degradación de deltas observada a nivel mundial (e.g. Mississippi (Kesel, 1988), Nilo (Stanley y Warne, 1993)).

En este contexto general el río Ebro puede considerarse un “buen” ejemplo de los cambios inducidos por el hombre ya que a lo largo de su cuenca pueden encontrarse hasta 237 presas y/o barreras (Confederación Hidrográfica del Ebro). De entre ellas, el complejo Ribarroja-Mequinenza finalizada en los 60, se encuentra en la parte más baja del curso del río y marca el límite de la cuenca no regulada, que actualmente es alrededor del 3% de la original. Con esta descripción de la situación actual de la cuenca de drenaje del Ebro es fácil hacerse una idea de sus implicaciones.

El primer efecto a considerar es que el sedimento que sea erosionado a lo largo de toda la cuenca una vez incorporado al río se encontrará con una multitud de barreras físicas

que impedirán que se transporte aguas abajo hasta el delta. Esto es especialmente evidente para el material más grueso -fracción arena- (que es compatible con el existente en la costa,  $d_{50} \geq 150 \mu\text{m}$ ) que se depositaría en cabecera de cada una de las presas formando pequeños deltas sumergidos. El material más fino que permanece mucho más tiempo en suspensión se depositaría parcialmente en el vaso mientras que otra parte podría sobrepasar la presa viajando suspendido en el caudal circulante. Este material fino sería útil para la acreción vertical de la plana deltaica en el caso que pudiera llegar de forma más o menos libre a la misma, mientras que la fracción que llegara a la costa sería dispersada por las corrientes hacia la zona profunda. En la situación actual el efecto barrera se extendería hasta Ribarroja-Mequinzenza, por lo que sólo el sedimento erosionado aguas abajo de ésta (tanto de la cuenca como del propio lecho) podría ser potencialmente aportado al delta.

Si se observa la serie de caudales líquidos en el Ebro desde el año 50 hasta ahora (figura 3.2.4a) puede verse una más o menos clara tendencia negativa en los caudales medios (disminución progresiva). Esta tendencia debe ser considerada como el resultado de un mayor aprovechamiento hidráulico debido a una mayor demanda, un incremento en la evaporación del agua en los embalses y posibles variaciones de origen climático (ver e.g. Wigley, 1992). Sin embargo, si se analiza la serie de caudales máximos, no se observa esa tendencia de forma tan clara. La razón de esta diferencia se achaca a que al corresponder con un caudal puntual que debe ser “evacuado” de los embalses casi instantáneamente, no se vería afectado por los incrementos en la demanda de agua. Asimismo, el que no exista una tendencia definida en los canales extremos no implica que el régimen hidráulico no pueda verse afectado por variaciones climáticas, ya que éstas no tienen porque afectar de igual forma a las condiciones medias o de bajo caudal que a los sucesos extremos (ver e.g. Katz y Brown, 1992).

Con respecto a la posible influencia de cambios en el clima, aunque no hay estudios concluyentes para la región Mediterránea (ver e.g. Jeftic *et al.*, 1992), esta área suele caracterizarse como una de las zonas propicias para la aparición/incremento de la desertificación debido al cambio climático (e.g. Pautikof, 1993). Sin embargo, sea cual sea esta contribución climática parece más o menos claro que dado el nivel actual de regulación y el efecto que está ha tenido y tiene sobre los caudales sólidos y evolución costera (ver e.g. Guillén y Palanques, 1997), de producirse un cambio en la pluviometría de la zona su influencia sobre la costa del delta no sería significativa a efectos de estabilidad.

Tomando en conjunto todas las modificaciones descritas, se puede caracterizar la situación actual del río Ebro en cuanto a los aportes sólidos como delicada, ya que indican que el suministro potencial de sedimento del río al delta, tanto en la plana deltaica como a la costa ha decrecido drásticamente con respecto a la situación original, al menos potencialmente. En este sentido se destacan los resultados obtenidos por Varela *et al.*, (1986) que estimaron una reducción del orden del 96% de los sólidos transportados por el Ebro debido al complejo Mequinenza-Ribarroja (ver e.g. Guillén y Palanques, 1997).

Adicionalmente, Muñoz (1990) al hacer un balance de sedimentos en los campos de arroz en la plana deltaica en las condiciones actuales, encontró que éste era negativo, saliendo más sedimento que el que entraba por los canales de irrigación. En cuanto a la zona costera se refiere, Jiménez *et al.* (1990) estimaron en unos 30.000 m<sup>3</sup>/año la aportación de arena por parte del Ebro en condiciones medias (es decir, sin crecidas importantes).

En la figura 3.2.4b puede verse una evolución de las estimaciones de la carga sólida del río Ebro durante el último siglo. Aunque los métodos empleados en las diferentes estimaciones son diferentes, la tendencia indica una disminución “aparente” en la descarga sólida del río.

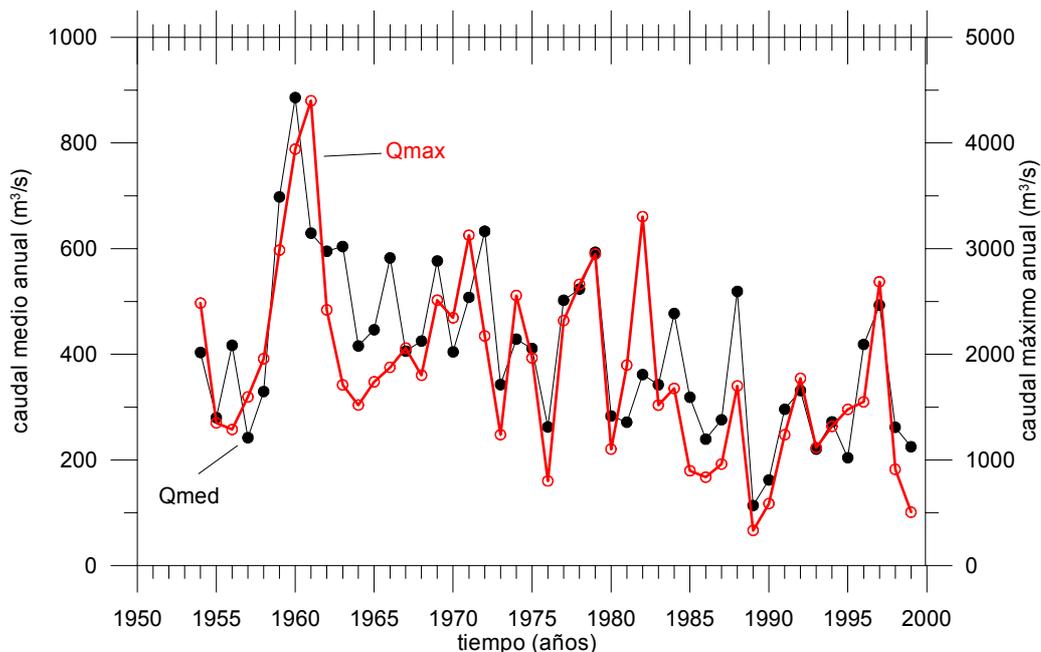


Figura 3.2.4a. Caudales medios y máximos anuales en el río Ebro desde la década de los 50.

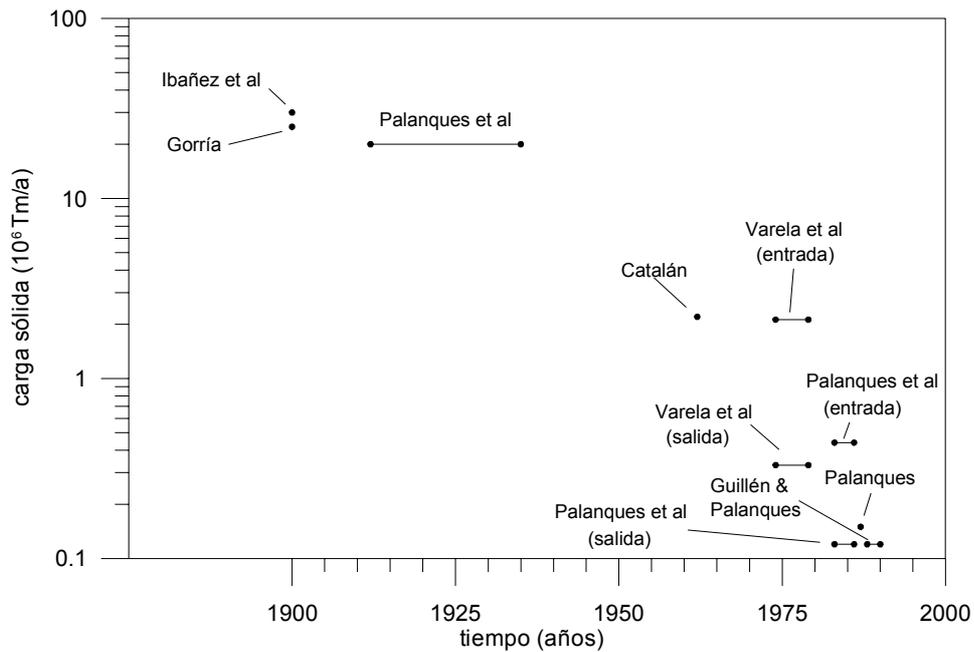


Figura 3.2.4b. Estimaciones de la carga sólida del Ebro durante el siglo XX.

### ***Subida relativa del nivel del mar***

Aunque se suele asumir que los deltas son zonas ideales para estudiar el impacto de una subida acelerada del nivel del mar sobre las costas, este hecho depende del estado evolutivo del sistema deltaico. En el caso de un delta “natural”, es decir, sin ninguna interferencia humana ni en la costa ni en su cuenca de drenaje, el delta podría “hacer frente” a la existencia de una subida relativa del nivel del mar (RSLR), ya que el aporte de sedimento por parte del río permitiría por un lado que la plana deltaica aumentara su elevación por deposición de sedimento fino y, por otro, que el material grueso que llegara a la zona costera permitiera una readaptación del perfil sin pérdida significativa de playa (figura 3.2.5a). Es decir, el delta sería “auto-sostenible” desde el punto de vista geomorfológico frente a un ascenso del nivel del mar.

Por el contrario, en el caso de deltas humanizados, en los que se ha reducido la aportación de sedimentos continentales y en los que las prácticas agrícolas han llevado a una total canalización de las aguas en la plana deltaica a través de la construcción de redes de irrigación y drenaje, el efecto del RSLR sería potencialmente muy elevado debido a la baja capacidad de respuesta de este tipo de ambientes. Bajo estas condiciones, nos encontraríamos con un delta pasivo (ya no tendría un comportamiento deltaico típico al dejar de actuar el agente principal, el río) que sería fácilmente inundable (figura 3.2.5b). Esto se traduciría en un delta muy vulnerable (en términos negativos)

desde un punto de vista geomorfológico a un ascenso del nivel del mar.

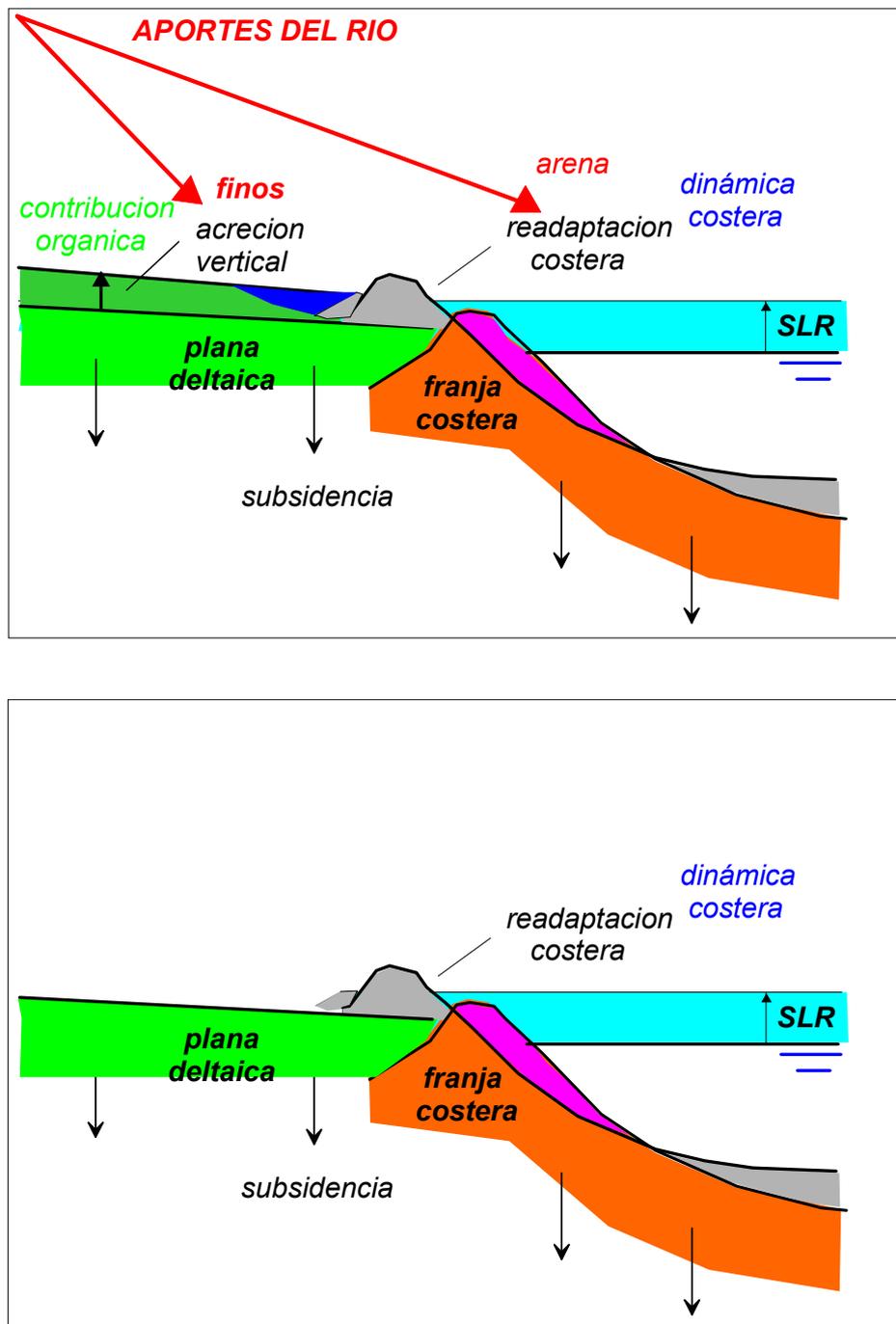


Figura 3.2.5. Respuesta dinámica (*superior*) y estática (*inferior*) de un delta a la subida relativa del nivel del mar (RSLR).

A la hora de evaluar la respuesta costera y la vulnerabilidad asociada al RSLR, habría que definir un escenario para un horizonte dado en el que se especificara tanto la

componente eustática como la local. Respecto a la primera y para dar una idea de la incertidumbre asociada no ya a la respuesta sino al propio forzamiento, la figura 3.2.6 presenta las previsiones de ascenso del nivel del mar realizadas por el IPCC en su último informe (IPCC, 2001).

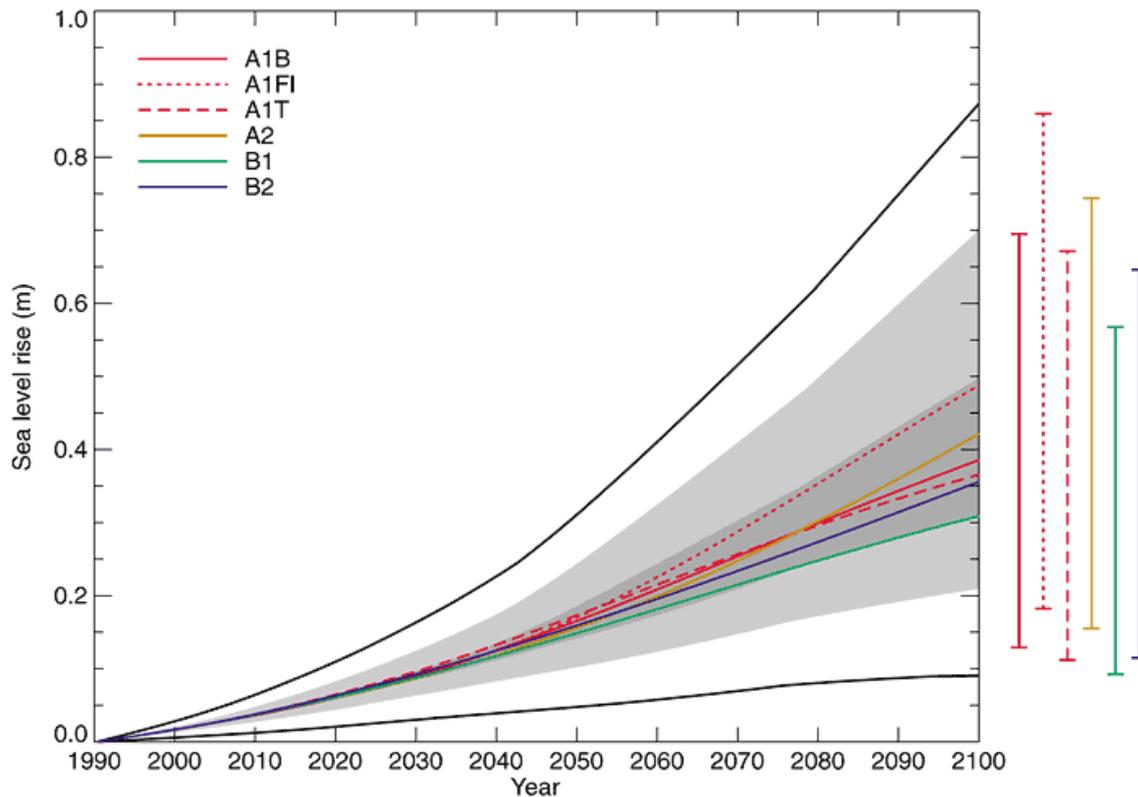


Figura 3.2.6. Elevación media del nivel del mar a escala mundial entre 1990 y 2100 en los escenarios del IE-EE. Cada una de las seis líneas que aparecen indicadas con su significado dentro de la figura representa el promedio de los resultados de los MCGAO (modelos) para cada uno de los seis escenarios ilustrativos. La zona sombreada más oscura muestra el margen de variación del valor medio proyectado por los MCGAO para los 35 escenarios del IE-EE. La parte sombreada más clara muestra el margen de variación de todos los MCGAO respecto de los 35 escenarios. El sector delimitado por las líneas exteriores muestra el margen de variación de todos los MCGAO y los escenarios que tienen en cuenta la incertidumbre relacionada con los cambios en el hielo terrestre y en la capa de permafrost y el depósito de sedimentos (IPCC, 2001).

Respecto a la componente local debida principalmente a la subsidencia, también existe una incertidumbre asociada a la inexistencia de medidas directas. Así, las estimaciones existentes van desde una tasa media de 1.75 mm/a para los últimos 7000 años (Somoza *et al.*, 1998) a valores medios del orden de 3 mm/a en las condiciones actuales (Sánchez-Arcilla *et al.*, 1993; Ibáñez *et al.*, 1997).

Adicionalmente a la inundación del delta hasta una determinada cota que será analizada de forma detallada en una sección posterior, uno de los principales impactos en la costa inducido por el RSLR es la readaptación del perfil de playa. Aunque este efecto normalmente se asume como “real”, no existe un consenso de como estimar realmente las magnitudes implicadas. Generalmente se emplea la regla de Bruun, aunque debido a sus limitaciones intrínsecas debe entenderse sólo válida para obtener un orden de magnitud de la respuesta costera (SCOR, 1991). Sin embargo, algunos autores asumen que sus limitaciones hacen que incluso no sirva ni para estimar ese orden de magnitud (e.g. List *et al.*, 1997). Recientemente, han surgido nuevas aproximaciones al problema en las cuales se considera conjuntamente el efecto de RSLR con otros procesos que actúan en la zona costera, es decir, se intenta incorporar otros agentes adicionales que actúan a la misma escala, aunque la respuesta básica al RSLR sigue estando basada en un concepto de equilibrio similar al utilizado en la regla de Bruun (e.g. Cowell *et al.*, 1995; Niedoroda *et al.*, 1995; Stive y De Vriend, 1995, Cowell *et al.*, 2003).

La aplicación de este tipo de modelos para estimar las tasas de erosión a lo largo de la costa del Ebro da una erosión media de 0.18 m/año/mm de RSLR en el caso de utilizar Bruun y de 0.15 m/año/mm de RSLR en el caso de usar el modelo de Stive y de Vriend (Jiménez, 1996). Estas se corresponden a una estimación de las tasas para un perfil con pendiente media (profundidad activa/distancia a la costa) de 1/180.

Como puede verse, estas tasas son muy pequeñas especialmente si se comparan con las que se verifican a lo largo de la costa debido a la dinámica litoral (ver e.g. Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993). No obstante, su principal implicación es que mientras la dinámica costera actual tiene por resultado una alternancia de tramos erosivos y acumulativos a lo largo de la línea de orilla, el RSLR induce un comportamiento erosivo global para toda la costa. Además, estas tasas de erosión deben añadirse a la evolución costera actual (asumiendo que ambas respuestas se puedan acoplar “linealmente”) y, en ese sentido, se comportaría como una erosión de base. Asumiendo como válidos las tasas presentadas anteriormente, el orden de magnitud del retroceso medio de línea de orilla para el año 2050 debido al RSLR estaría alrededor de 68 m aplicando la regla de Bruun y de 57 m aplicando el modelo de Stive y De Vriend.

Por último, la existencia de un RSLR induciría un efecto indirecto adicional consistente en una disminución “aparente” de los períodos de retorno de los niveles del mar asociados a la marea meteorológica. Como ejemplo en la figura 3.2.7 se presenta el clima extremal de nivel de mar en la zona del delta del Ebro en las condiciones actuales (tomado de

Jiménez *et al.*, 1997) y el que se verificaría bajo diferentes escenarios de RSLR (0.15, 0.25 y 0.4 m). Para ello se ha asumido un desplazamiento vertical del nivel de referencia equivalente al escenario de RSLR considerado. El efecto producido por el RSLR sería una disminución en el período de retorno asociado a un nivel dado. Así, por ejemplo el nivel máximo asociado a un período de retorno de 50 años en las condiciones actuales se verificaría a períodos de retorno de 22.8, 13.6 y 6.4 años para cada uno de los escenarios antes mencionados. Sin embargo, el efecto real de este descenso en los periodos de retorno dependerá de la respuesta dinámica del sistema costero.

Para un sistema costero activo, *i.e.* capaz de readaptarse al RSLR, la franja costera mantendría su elevación relativa con respecto al nivel del mar y, en consecuencia, no variaría el periodo de retorno. Por otra parte, un sistema pasivo o deficitario de arena, que no sea capaz de mantener su posición vertical relativa al nivel del mar (*e.g.* un dique), experimentaría de forma efectiva ese incremento en la probabilidad de inundación.

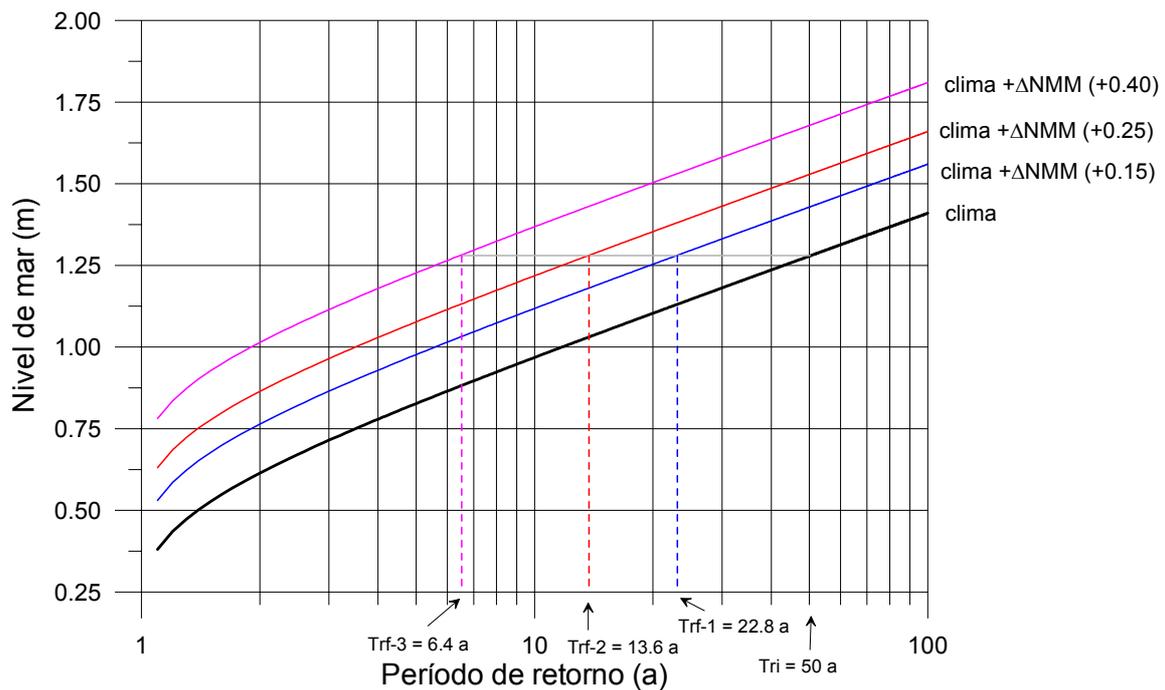


Figura 3.2.7. Clima extremal de los máximos anuales de marea meteorológica en la zona del Delta del Ebro (Jiménez *et al.*, 1997) y efecto de una subida relativa del nivel del mar.

### Remodelación costera a larga escala y largo plazo

El resultado morfológico más visible a largo plazo es la remodelación que ha experimentado la costa deltaica (figura 3.2.8). Esta es producto básicamente de los gradientes en el transporte longitudinal a lo largo de la costa del delta y de los procesos asociados al rebase a lo largo de la Barra del Trabucador.

Los cambios inducidos por los gradientes en el transporte longitudinal aunque significativos a nivel local, cuando se integran a la totalidad del delta, dan un resultado neto nulo, i.e. la superficie deltaica no ha experimentado ninguna pérdida apreciable e incluso se ha detectado un ligero aumento de la misma (e.g. Jiménez *et al.*, 1997; Rodríguez, 1999).

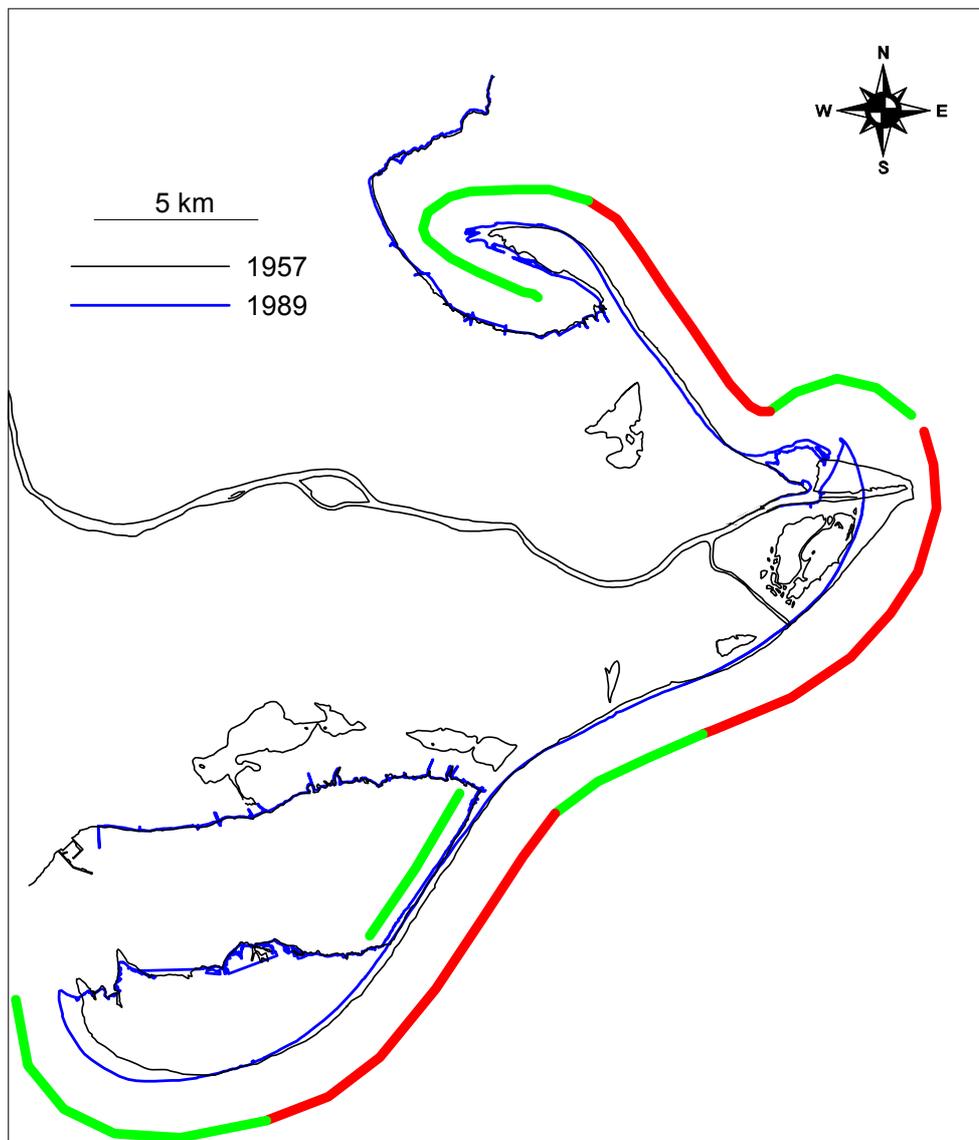


Figura 3.2.8. Variaciones de la línea de orilla en el delta del Ebro desde 1957 a 1989 (modificado de Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993).

A pesar de que el delta no experimenta un incremento de superficie esto no significa que los cambios que se verifican a nivel local no tengan implicaciones prácticas. Así desde este punto de vista, nos encontraríamos con dos tipos de cambios: los asociados a las zonas de erosión y a las zonas de acreción. Los primeros son los más evidentes ya que implican la pérdida de territorio y suelen ser los “más” percibidos tanto por los usuarios del delta como por los gestores. En cuanto a los segundos, a lo largo de la costa del delta pueden encontrarse tres zonas donde la presencia de acreción tiene una serie de implicaciones negativas potenciales: desembocadura del río, Punta del Fangar y playa de los Eucaliptos.

El sedimento erosionado a lo largo de la cara externa de Illa de Sant Antoni es depositado en forma de flecha que crece hacia el norte creando un asomeramiento de la zona de la desembocadura (ver *e.g.* Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993; Jiménez *et al.*, 1997), que sólo es eliminado bajo la acción de riadas (*e.g.* Riera, 1991). En este caso el “impacto negativo” sería si se considera la navegabilidad del área dado que los barcos que cruzaran la desembocadura se verían afectados. Sin embargo, si este uso no se considera prioritario, el proceso no tendría implicaciones negativas.

En la Punta del Fangar se deposita el sedimento erosionado a lo largo del hemidelta norte. Estos depósitos ha hecho progradar la flecha hacia la costa (figura 3.2.9) de tal forma que dada la configuración de ésta y las características hidrodinámicas de la zona, existe una alta probabilidad de que cierre la bahía caso de persistir este comportamiento. Es claro que desde un punto de vista ambiental esto supone un descenso en la calidad de las aguas del Fangar ya que habría una menor renovación de las mismas sobre todo teniendo en cuenta la existencia de desagües provenientes de los campos de arroz. Esta situación afectaría a las explotaciones de acuicultura que se desarrollan en la bahía y que se traduciría, en el peor de los casos en un cese de la actividad. Al igual que antes, este proceso tiene implicaciones negativas al considerar el uso que se hace de la zona – acuicultura-. Si éste no tuviese lugar, la evolución de la bahía hacia una laguna no sería más que un proceso evolutivo normal.

Por último, la otra zona que experimenta una acumulación significativa de material es la playa de los Eucaliptos. El avance de la playa en esta zona ha originado problemas relacionados con el acceso a la playa e infraestructuras asociadas ya que el principal uso de la zona es recreativo.

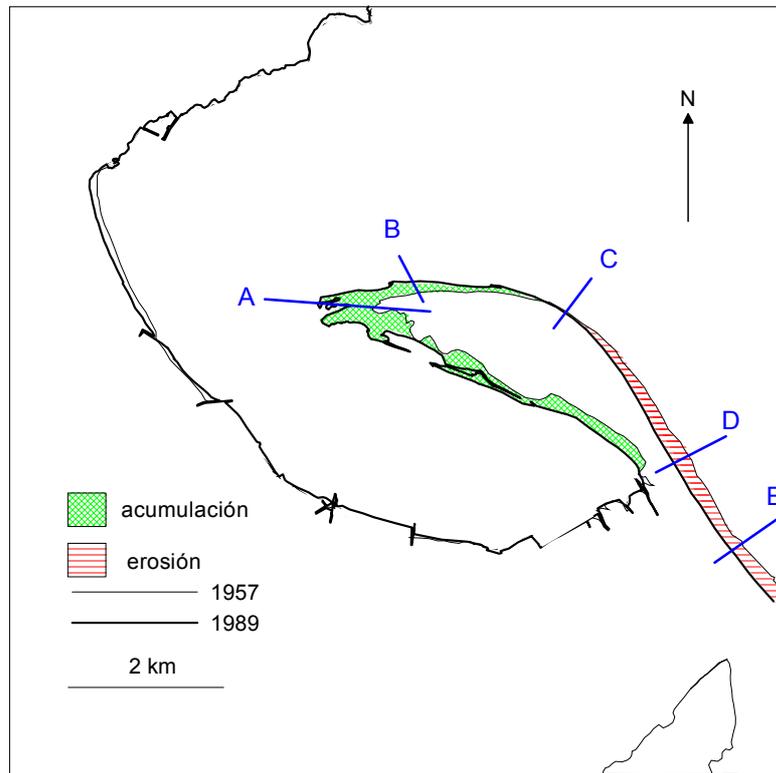


Figura 3.2.9. Evolución de la línea de costa en la zona de la Punta y Bahía del Fangar en las condiciones actuales (las tasas de variación en las zonas marcadas están en la tabla 3.2.2).

<b>período</b>	<b>A*</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>D</b>	<b>E</b>
1957/73	44	7	0	-12	-10
1973/90	8	5	1	-7	-3
1990/98	68	2	1	-2	-2

Tabla 3.2.2. Tasas de desplazamiento de la línea de orilla (m/a) representativas de la zona norte del delta (figura 3.2.8) (elaborado a partir de Jiménez, (1996); Rodríguez, (1999). (\*): la variación temporal de las tasas en el perfil A es debido al modo de crecimiento por anexión de barras).

Además del transporte longitudinal, los otros procesos relevantes en cuanto a remodelación costera se refieren son los asociados al rebase a lo largo de La Barra de Trabucador. Estos se producen durante la acción de tormentas, inducen un transporte de sedimento hacia la bahía interior cuyo efecto morfológico acumulado es una migración de la cara interna de la barra hacia la bahía. Estos cambios se incluyen en el análisis a largo plazo ya que aunque son debidos a la contribución anual de las tormentas (e.g. Jiménez *et al.*, 1997) la traslación de costas barrera es visible a una escala temporal de décadas

(e.g. Leatherman, 1987). Durante este proceso de traslación, que se observa desde la época en que el antiguo lóbulo sur del delta fue remodelado hasta formar la Barra, ésta ha mantenido su integridad y teniendo en cuenta la erosión observada a lo largo de la cara externa es el mecanismo básico que permite su subsistencia física (e.g. Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1997).

Asumiendo que el clima de oleaje y tormentas se mantendría estacionario, este comportamiento no variaría, aunque en el caso de la existencia de un RSLR, es de esperar que este se aceleraría. La principal variación de este comportamiento sería inducida por el hombre en el caso de que cualquier acción sobre la barra reduzca la contribución del transporte hacia la bahía.

En la figura 3.2.10 puede verse una estimación del efecto de alterar las tasas de transporte sobre la playa en dirección a la bahía sobre el ancho de ésta. Esta variación en las tasas de transporte sería debida e.g. a la construcción de cualquier obstáculo sobre la playa que redujese el flujo de agua y sedimento hacia la bahía.

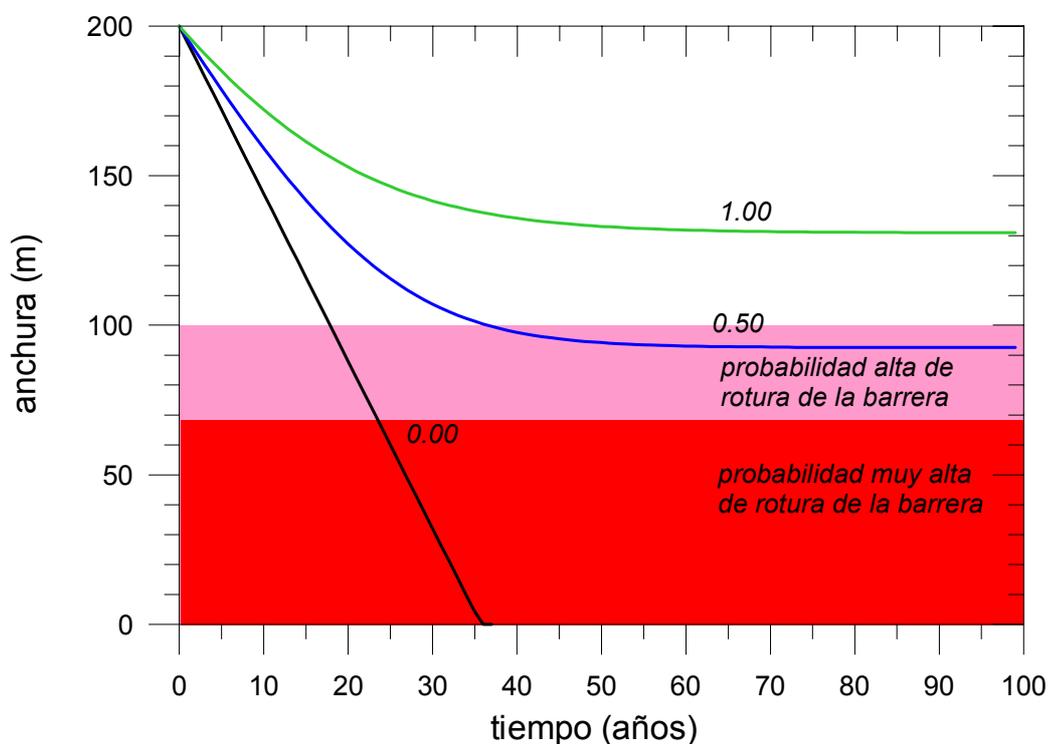


Figura 3.2.10. Predicción del ancho de equilibrio de la barra del Trabucador para diferentes escenarios de intervención del transporte de rebase (1.00: sin alterar; 0.50: tasa reducida a la mitad; 0.00: sin contribución del rebase) (modificado de Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1997).

## Vulnerabilidad

En la tabla 3.2.3 se presentan los valores de los índices de susceptibilidad y resistencia usados en el análisis para los agentes considerados a esta escala.

Las áreas vulnerables a inundaciones debido al RSLR se han determinado usando un modelo digital del terreno (DEM) realizado a partir de las medidas topográficas en la llanura del delta del Ebro presentadas por Canicio e Ibáñez (1996). Estas medidas aunque no cumplen los requerimientos estándar de precisión de un DEM, reproducen cualitativamente el relieve de la llanura deltaica en su conjunto, y sobre todo, son de las únicas disponibles a ese detalle. Estas medidas se tomaron a finales de los 60 y se usaría, en el análisis para el 2050 considerando la tasa de subsidencia media estimada (3 mm/año) un RSLR total de 0.44 m. No obstante, debido a la falta de exactitud mencionada se ha redondeado para el análisis a 0.5 m.

<i>Agente</i>	<i>SI</i>	<i>RI</i>	<i>Respuesta</i>
Aporte del río	-1	0	decrece capacidad transporte
	0	1	aumenta capacidad transporte
RSLR	-1	0	acreción vertical < RSLR
	0	1	acreción vertical ≥ RSLR
RSLR	-1	0	erosión costera
	0	1	acreción costera/estabilidad
Procesos costa barrera	-1	0	“cambio de dirección” limitado
	0	1	“cambio de dirección” favorable
Clima de oleaje (altura/dirección)	-1	0	aumenta capacidad transporte
	0	1	decrece capacidad transporte
	?	?	cambios dirección transporte

Tabla 3.2.3. Índices de susceptibilidad (*SI*) y resistibilidad (*RI*) a largo plazo para los agentes que afectan a la vulnerabilidad geomorfológica y tipo de respuesta asociada. El signo (?) significa que no se sabe a priori cual será la respuesta final y que dependerá del tipo de cambio.

Para determinar las áreas potencialmente inundables se tuvo en cuenta el rol de las estructuras existentes en la plana deltaica -tales como levees, diques y carreteras- tomándolas como barreras que limitarían o evitarían la inundación localmente. Además, las áreas no directamente conectadas al mar pero con una alta probabilidad de experimentar sucesos de roturas también se consideran como potencialmente

vulnerables a RSLR, aunque más en sentido probabilístico que determinista. En este caso se incluye en el análisis de forma diferenciada como una clase aparte.

Para analizar el efecto del RSLR habría que considerar las contribuciones positivas como es el caso de la acreción vertical en la plana deltaica. Sin embargo, los datos existentes de acreción vertical de la llanura del delta están limitados en espacio y tiempo (Ibañez *et al.*, 1997). Asumiendo que los datos fuesen representativos de las condiciones existentes, estos muestran que solo el área de la desembocadura del río es capaz de aumentar verticalmente a tasas más altas que las estimadas para RSLR. En un extremo opuesto, existen datos del balance de sedimento en los campos de cultivo de arroz que los caracterizan como zonas con un balance neto negativo, donde la salida de sedimento es más alta que la entrada correspondiente (Muñoz, 1990).

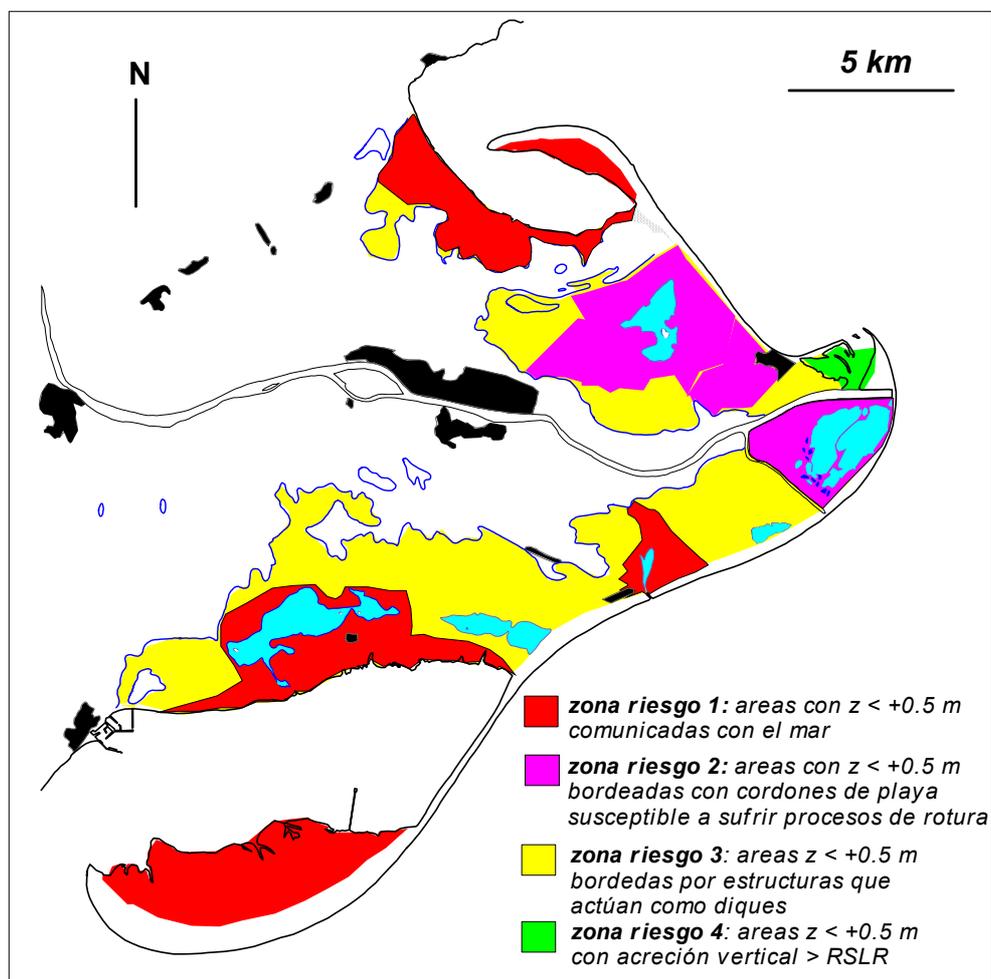


Figura 3.2.11. Mapa de riesgos frente a inundaciones en la zona costera del delta del Ebro para un RSLR de +0.5 m. La valoración de la vulnerabilidad costera incluye los procesos naturales y las acciones humanas en la zona. Para la catalogación de zona de riesgo 2, se ha considerado el clima de oleaje extremal y la respuesta local de la playa a la incidencia de las tormentas de largo período de retorno.

En la figura 3.2.11 se presentan las diferentes zonas identificadas en el análisis de vulnerabilidad a largo plazo del delta al RSLR en función de *SI* y *RI*. Las calificadas como zona de riesgo 1 considera todas las áreas con una elevación menor que el RSLR analizado y donde se asume que no existen barreras a la inundación, es decir, el peor escenario posible. La zona de riesgo 2 sería la zona de inundación efectiva, ya que sólo tiene en cuenta las áreas directamente conectadas al mar y, tiene en cuenta el efecto barrera de las infraestructuras. La zona de riesgo 3 incluye la zona 2 y las áreas con una alta probabilidad de sufrir procesos de rotura (y como resultado con una alta probabilidad de conectarse al mar durante el lapso de tiempo considerado). Por último, se ha incluido una pequeña zona catalogada como zona de riesgo 4 que incluirían las áreas en las que la acreción vertical es mayor o igual al RSLR.

En la tabla 3.2.4 se presentan los valores de la vulnerabilidad a largo plazo *SVI* con un RSLR calculados para tres pesos diferentes: (i) absoluto o neutral, en el cual el peso es el territorio físico inundable sin tener en cuenta ningún “valor” adicional y donde la escala es la proporción de superficie afectada en el conjunto de la superficie deltaica, (ii) natural, en la cual sólo se analiza la vulnerabilidad deltaica en términos naturales utilizando las zonas húmedas como representativas y donde la escala es la relación de la superficie de las zonas húmedas afectadas sobre la superficie total de zonas húmedas del delta y (iii) agrícola, en la cual la vulnerabilidad deltaica es analizada para la producción agrícola y donde es escalada a través de la relación entre la superficie productiva afectada y la superficie total dedicada a la agricultura.

	<i>Potencial</i>	<i>Directo</i>	<i>Tormentas</i>
<b><i>Absoluto</i></b>	-0.51	-0.17	-0.25
<b><i>Zonas húmedas</i></b>	-0.90	-0.36	-0.76
<b><i>Agricultura</i></b>	-0.42	-0.11	-0.19

Tabla 3.2.4. Índice de vulnerabilidad del sistema (*SVI*) delta del Ebro para el RSLR (dado para una subida de 0.5 m) considerando solo el efecto de la inundación.

Según los resultados obtenidos para los tres “valores” analizados (superficie subaérea o absoluta, natural y agrícola), la vulnerabilidad a largo plazo para el delta del Ebro para un RSLR (dado por el escenario considerado de +0.5 m) puede considerarse como alta (sólo teniendo en cuenta el efecto de inundación sin ninguna interacción tal como por e.g. la salinización asociada). Así, en el caso de la vulnerabilidad potencial del delta al RSLR (zonas de riesgo 1 en la figura 3.2.11) si se considera en términos absolutos, la mayor vulnerabilidad estaría asociada a las zonas húmedas con un valor de -0.90, mientras que

las zonas agrícolas aún siendo muy vulnerables (-0.42) estarían significativamente menos en peligro que los valores naturales. De forma global la vulnerabilidad del delta en este escenario potencial sería de -0.5.

Si en cambio también se tiene en cuenta el efecto barrera de las infraestructuras, la vulnerabilidad del delta disminuiría. Esta disminución no sería debido a una mayor capacidad de respuesta o adaptación del sistema a las nuevas condiciones, sino a la condición de contorno que supondrían estas infraestructuras. De alguna manera, esto representaría una “polderización” a pequeña escala. En estas condiciones la vulnerabilidad disminuiría aproximadamente un tercio del valor inicialmente calculado con un valor máximo de -0.36 para las zonas húmedas y uno mínimo de -0.11 para las agrícolas.

Finalmente, al considerar un escenario para 2050 sería realista incluir la posibilidad de que se produjese una conexión entre la plana deltaica y la costa debido a eventos de rotura de cordones de playa originalmente aisladas del mar. En este caso la vulnerabilidad aumentaría respecto a la evaluada anteriormente con un valor máximo teórico igual al calculado inicialmente (aunque para que fuese igual no debería existir ninguna barrera artificial). Así, viendo los valores calculados la vulnerabilidad que aumentaría más significativamente sería la “natural” -zonas húmedas- que llegaría a un valor de -0.76. Con respecto a la función agrícola, aunque en términos relativos aumenta la vulnerabilidad en un 73%, en realidad el valor pasa de -0.11 a -0.19, por lo que la vulnerabilidad seguiría siendo baja.

Como resumen final, si se considera sólo el efecto del RSLR para el análisis de vulnerabilidad (por inundación), sea cual sea el escenario considerado (en función de la conectividad de la plana deltaica con la costa) el valor o función más afectada es la natural dado que las zonas húmedas existentes en el delta se sitúan muy próximas a la costa y en las partes más bajas. Por contra, aunque la mayor parte de la superficie del delta se dedica a la producción agrícola, la vulnerabilidad del delta considerando esta función es relativamente baja, dado que por un lado estas áreas se encuentran también en zonas alejadas de la costa y más altas y, al mismo tiempo, son las zonas más “protegidas” por el efecto barrera de las infraestructuras.

Para complementar este análisis, se debería incluir también la regresión costera debido al RSLR, lo cual afectaría principalmente a las zonas cercanas al mar, *i.e.* otra vez principalmente a los humedales. Sin embargo, dadas las tasas de erosión estimadas para

este agente, su contribución con respecto a la de la inundación sería secundaria.

### **3.2.4 Vulnerabilidad a sucesos episódicos**

Los sucesos episódicos son aquellos debidos a la acción de agentes impulsores con un periodo de retorno largo y que, generalmente, producen una respuesta impulsiva de la llanura deltaica y de la franja costera. Los cambios de este tipo que se producen en el Delta están asociados a la acción de dos agentes principales: las avenidas en el río y las tormentas de origen marino.

#### ***Avenidas***

Las grandes riadas (con un período de retorno muy largo) afectarían a la evolución del delta del Ebro mediante dos mecanismos principales (i) cambios en el curso del río y (ii) suministrando una gran cantidad de sedimento en un corto periodo de tiempo. Los cambios en el curso fluvial durante las avenidas se producen por la apertura de un nuevo cauce más favorable hidráulicamente capaz de “desaguar” el caudal circulante durante la avenida. La apertura de una nueva boca, junto al gran aporte de material que se produce, puede generar la aparición de nuevos lóbulos deltaicos dependiendo del mantenimiento del nuevo curso.

Este proceso es intrínseco a la mayor parte de los sistemas deltaicos y sus efectos son visibles en casi todos los grandes deltas, e.g. Mississippi (Coleman y Roberts, 1989), Delta del Ebro (Maldonado, 1986). La descarga extremadamente alta de sedimento durante las avenidas se entiende fácilmente considerando que la relación entre la descarga líquida y sólida es no lineal, *i.e.* el transporte de fondo tiene una dependencia cúbica con la velocidad y, para el transporte en suspensión también se puede encontrar una relación no lineal (e.g. Van Rijn, 1993). Como ejemplo del incremento del transporte durante avenidas, Hensel *et al.*, (1998) presentan datos de variaciones de concentración de sedimento en suspensión (SSC) en el río Ródano donde en condiciones normales la SSC oscilaba de 6 a 53 mg/l mientras que durante una avenida con un periodo de retorno de 100 años ascendía a 3612 mg/l.

Actualmente el río Ebro todavía puede sufrir avenidas de diferente intensidad (figura 3.2.4) aunque las presas existentes limitan la intensidad de las avenidas regulando y

laminando el flujo aguas abajo. La última y gran avenida, al menos atendiendo a sus consecuencias geomorfológicas ocurrieron en 1937, durante la cual se abrieron tres pequeñas desembocaduras orientadas hacia el norte (Maldonado, 1972). Durante un período de unos 15 años fueron operativas dos desembocaduras (la más “antigua” hacia el este y la más “nueva” hacia el norte), cerrándose posteriormente la primera con los sedimentos marinos y fluviales y consolidándose la segunda como la desembocadura actual.

Aunque los cambios en el curso fluvial normalmente se consideran como un proceso que contribuye a la formación deltaica, hay que tener en cuenta que una vez que se abandona el curso original, los lóbulos deltaicos comienzan a erosionarse y en consecuencia tienden a desaparecer. Si tiene o no que ser considerado como una “pérdida significativa” depende de las características tierra adentro y de la escala de tiempo del análisis. En este sentido, Coleman y Roberts (1989) han enfatizado el papel que juegan los cambios en los cursos fluviales en la degradación de las marismas costeras en el lóbulo abandonado. Así, dependiendo de la morfología deltaica y del clima de oleaje dominante, la generación de nuevos lóbulos puede influenciar la evolución de determinados tramos costeros si el sedimento aportado con la nueva orientación de la desembocadura es transportado en una dirección predominante diferente. Como ejemplo en el delta del Ebro, la desembocadura Este (Cap Tortosa) alimentaba las playas al norte y sur de la misma, mientras que la desembocadura actual sólo suministra sedimento, cuando lo hace, al hemidelta norte (ver e.g. Guillén y Jiménez, 1995).

El efecto actual de las avenidas en el Ebro es limitado debido a que: (i) las presas regulan las puntas de caudal evitando una avenida “descontrolada”, lo que reduce en gran parte la posibilidad de un cambio en el curso salvo bajo la presentación de una avenida excepcional; (ii) el sedimento grueso erosionado de la cuenca de drenaje durante la avenida quedará atrapado por la presa de tal forma que sólo el sedimento arrancado aguas abajo de las presas podrá contribuir al balance sedimentario costero y (iii) la inundación de la plana deltaica durante la avenida raramente se producirá salvo para avenidas excepcionales. Por ello, la sedimentación de una gran cantidad de sedimento fino se produciría bajo esas condiciones y que permitiría su acreción vertical raramente sucederá, sobre todo debido a la red de canales y otras estructuras tales como carreteras y/o diques. La importancia de la inundación de la plana deltaica durante avenidas puede verse claramente si se tiene en cuenta que en el caso de la avenida en el Ródano antes citada, en una zona donde se rompió un levee se registró una acreción vertical de 2.4 cm (ver detalles en Hensel *et al.*, 1998) que sería suficiente para contrarrestar el efecto

acumulado de un RSLR de 2.4 mm/a durante 10 años.

En el Ebro, Varela observó visualmente en 1982 tras una avenida superior a 3000 m<sup>3</sup>/s que al desbordarse el río, en la zona de la Cava se produjo una sedimentación de pocos cm (Varela, 1986). Independientemente que desde el punto de vista geomorfológico las avenidas puedan jugar un papel importante en el desarrollo deltaico, las implicaciones de una inundación de la plana deltaica dependerán del desarrollo de ésta, i.e. poblaciones, agricultura, etc. y, bajo el escenario actual de uso y explotación en la plana deltaica así como la política de gestión hidráulica del río no parece probable que estas puedan ocurrir (a no ser que sea una situación catastrófica que exceda la capacidad de regulación del río). Es decir, el uso actual y/o la gestión que se hace de la plana deltaica previene la acción del único agente que podría contribuir a mantener la elevación relativa del delta respecto al nivel del mar.

### **Las tormentas**

Los impactos de las tormentas en la costa del delta del Ebro normalmente ocurren bajo la acción combinada de mareas meteorológicas debido al paso de sistemas de bajas presiones a lo largo de la costa del delta y a temporales de Llevant (Jiménez *et al.*, 1997b). Bajo estas condiciones el oleaje es capaz de actuar en la parte normalmente no expuesta de la costa y producir una erosión muy intensa en un corto período de tiempo. Aunque toda la costa deltaica está sujeta a la acción de tales sucesos, los tramos más sensibles son aquellos con playas estrechas, siendo en este caso un paradigma las costas barreras como la Barra del Trabucador. En algunos ambientes deltaicos tales como el delta del Mississippi, la acción de las tormentas normalmente incluye una componente del balance de sedimento positiva, ya que la acción de las tormentas de alta intensidad -e.g. tipo huracanes- removiliza el sedimento fangoso de las aguas someras de la bahía y lo transporta hacia la llanura deltaica donde contribuye a la “alimentación” de las marismas (e.g. Day *et al.*, 1995). No obstante, también habría que considerar que las tormentas producen una extensa erosión/deterioro en las islas barreras y en las playas en general (e.g. Stone *et al.*, 1997), ya que genera una exposición directa de las marismas al ataque del oleaje (e.g. Van Heerden y Derouen, 1997). Es decir, para evaluar la contribución neta de las tormentas a la vulnerabilidad del sistema habría que considerar ambos efectos.

Esta última contribución positiva de las tormentas no existe en la costa del delta, ya que

es difícil hacer una analogía entre su intensidad y la de los huracanes o ciclones en el Mississippi. Al contrario, los datos existentes aunque limitados (Palanques *et al.*, 1990; Jiménez *et al.*, 1999) caracterizan estos eventos mediante una situación típica en la costa en la que el sedimento es removilizado desde el fondo en grandes cantidades y transportado mar adentro por las corrientes generadas durante el paso de la tormenta.

Como ejemplo de la magnitud de la respuesta inducida, una de las mayores tormentas registradas en el área (Octubre de 1990) produjo importantes modificaciones costeras que no se pueden clasificar como positivas respecto al balance de sedimento (Sánchez-Arcilla y Jiménez, 1994). Durante esa tormenta tuvo lugar una extensa erosión a lo largo de toda la costa deltaica, siendo los tramos más afectados la Barra del Trabucador y Cap Tortosa. La Barra del Trabucador se rompió y, alrededor de 70,000 m<sup>3</sup> de sedimento fueron eliminados de la costa externa y transportados hacia la bahía (ver Sánchez-Arcilla y Jiménez, 1994). Aunque esto contribuye a la traslación de la barra hacia tierra, también constituye un sumidero sedimentario para el sedimento que se mueve a lo largo de la costa externa. En el área de Cap Tortosa la tormenta produjo casi la desaparición casi total de algunos tramos de playa emergida produciendo la aparición de pequeñas brechas conectando el mar con las lagunas internas (Sánchez-Arcilla y Jiménez, 1994; Jiménez *et al.*, 1997).

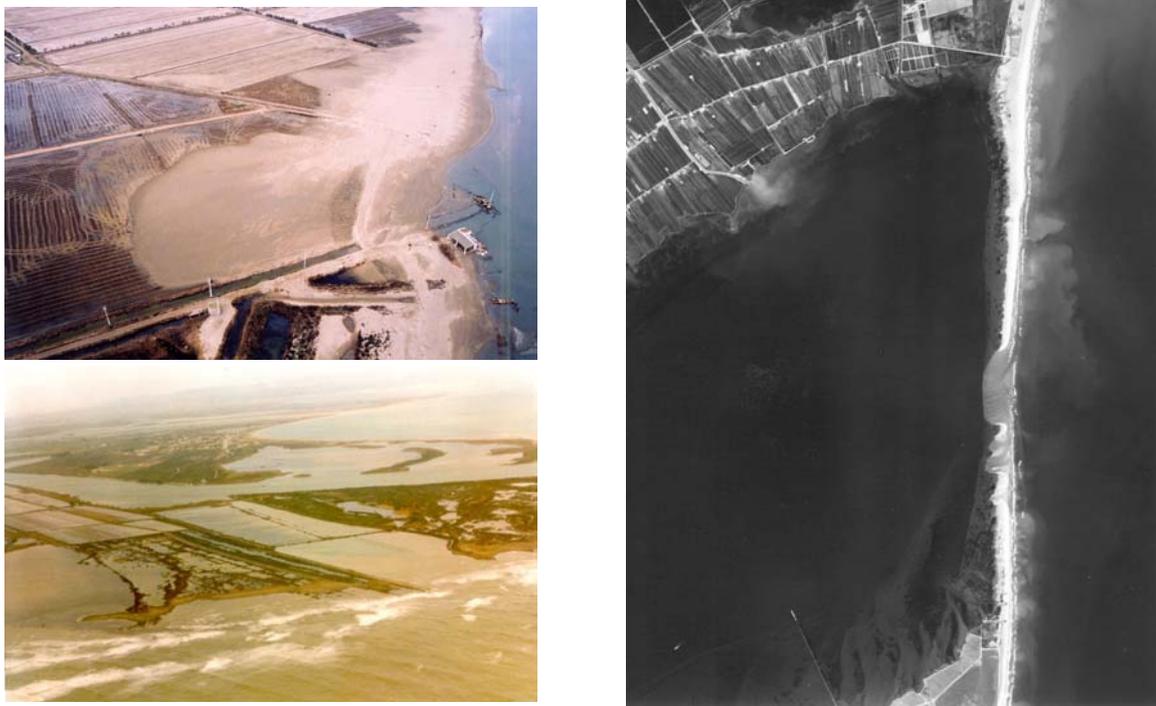


Figura 3.2.12. Efecto de tormentas en las zonas más vulnerables del delta. (*Superior izquierda*: Playa de la Marquesa (Noviembre 2001); *Inferior izquierda*: Cap Tortosa (Octubre, 1997); *Derecha*: Trabucador (Octubre, 1990).

En fechas más recientes (1996, 2001 y 2003) se han producido otros eventos de este tipo, estando casi siempre localizados en las mismas áreas (Trabucador, Cap Tortosa, La Marquesa). En algunos casos, durante la acción de las tormentas, al ser las playas del delta de cota muy baja serían fácilmente rebasables, por lo que sobre todo cuando se verifican con un nivel de mar elevado se produce un transporte de sedimento hacia tierra. Este sedimento es erosionado de la propia playa y transportado hacia la plana deltaica por lo que a efectos del delta consiste en una redistribución de material más que una “importación”. En la figura 3.2.12 puede verse algunos ejemplos de esta situación.

### **Vulnerabilidad**

Siguiendo todos los procesos analizados y las respuestas asociadas a una escala episódica, la tabla 3.2.5 resume los índices de vulnerabilidad geomorfológica del delta a esta escala. Estos índices estarían asociados en algunos casos con una significancia estadística relativamente baja dado que estos cambios ocurrirían bajo la acción de agentes con un período de retorno largo, lo cual implica que para caracterizar adecuadamente las acciones se necesitarían largas series temporales de datos (de las que normalmente se carecen).

<b>Agente</b>	<b>SI</b>	<b>RI</b>	<b>Respuesta</b>
Cambio de curso del río	-1	0	Lóbulo abandonado
	0	1	Creación nuevo lóbulo
Cambio de curso del río	-1	0	Protegido de los aportes de sedimento
	0	1	Expuesto a los aportes de sedimento
Riadas	-1	0	Lavado de sedimento
	0	1	Aporte de sedimento
Tormentas	-1	0	Erosión costera extensiva/rotura-desaparición de playa
	0	1	Aporte de sedimento en la parte interior de la costa

Tabla 3.2.5. Índice de susceptibilidad (SI) y resistibilidad (RI) a escala episódica para los agentes que afectan a la vulnerabilidad geomorfológica y tipo de respuesta asociada.

Estudiando la respuesta de estos procesos episódicos en el delta del Ebro bajo las condiciones actuales, sólo los asociados a tormentas podrían considerarse como que actúan “libremente”. Los sucesos episódicos asociados al río están controlados por la política de explotación/gestión de las presas y debido a esto, se podrían considerar más

como “una condición límite” que como un proceso posible en sí mismo.

Aunque toda la costa del delta estaría sometida al impacto de tormentas, se han identificado tres tramos como los más sensibles en base a la respuesta observada en las últimas décadas: la Barra del Trabucador, Cap Tortosa-Isla de Buda y la playa de la Marquesa (figura 3.2.13). Todos ellos han experimentado y experimentan problemas de diferente tipo bajo la acción de tormentas energéticas/episódicas que básicamente consisten en la rotura de los cordones de playa e inundaciones de las partes interiores (junto a la erosión de la playa).

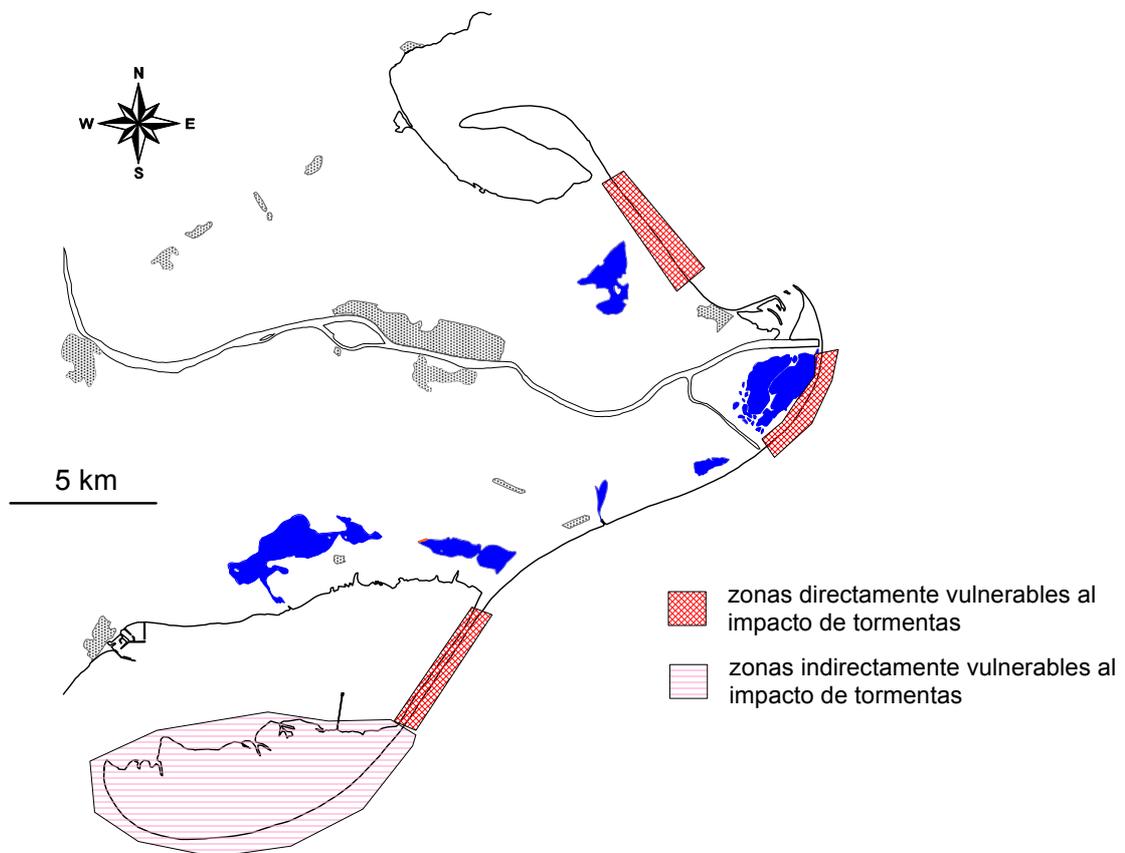


Figura 3.2.13. Vulnerabilidad por tormentas en la zona costera del delta del Ebro.

De acuerdo con el inventario de actuaciones de emergencia realizado por el Departament de Medi Ambient i Habitatge (Generalitat de Catalunya, 2004) durante los últimos años se ha incrementado el número de actuaciones relacionadas con obras de reparación/mitigación de los efectos de temporales. Esto podría achacarse tanto al efecto acumulativo de los temporales en la costa sobre todo al actuar en zonas sometidas a erosión que va reduciendo el ancho de playa progresivamente como el aumento puntual

en estos últimos años de la frecuencia y/o intensidad de las tormentas (figura 3.2.14).

Adicionalmente a estas zonas, la Punta de la Banya aunque directamente no es tan vulnerable al impacto de las tormentas, puede estar condicionada indirectamente por los daños provocados por las tormentas en la Barra del Trabucador. Bajo un escenario hipotético de rotura del Trabucador quedando separada del cuerpo principal del delta, si tales condiciones de “rotura” se mantienen durante bastante tiempo, la “flecha-isla” puede evolucionar hacia un banco de arena como ha ocurrido en las islas barreras a lo largo de la costa delta del Mississippi (McBride *et al.*, 1995). Esto sería el peor escenario posible, ya que el transporte longitudinal de sedimento a lo largo de la Barra del Trabucador es de una magnitud suficiente para que de forma natural produjese el cierre de la brecha (Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1993; Sánchez-Arcilla, y Jiménez, 1994). Sin embargo, una combinación del aumento de las tormentas y la influencia del hombre en la evolución de la barra podría conducir a esta situación hipotética (ver figura 3.2.10) (e.g. Jiménez y Sánchez-Arcilla, 1997b).

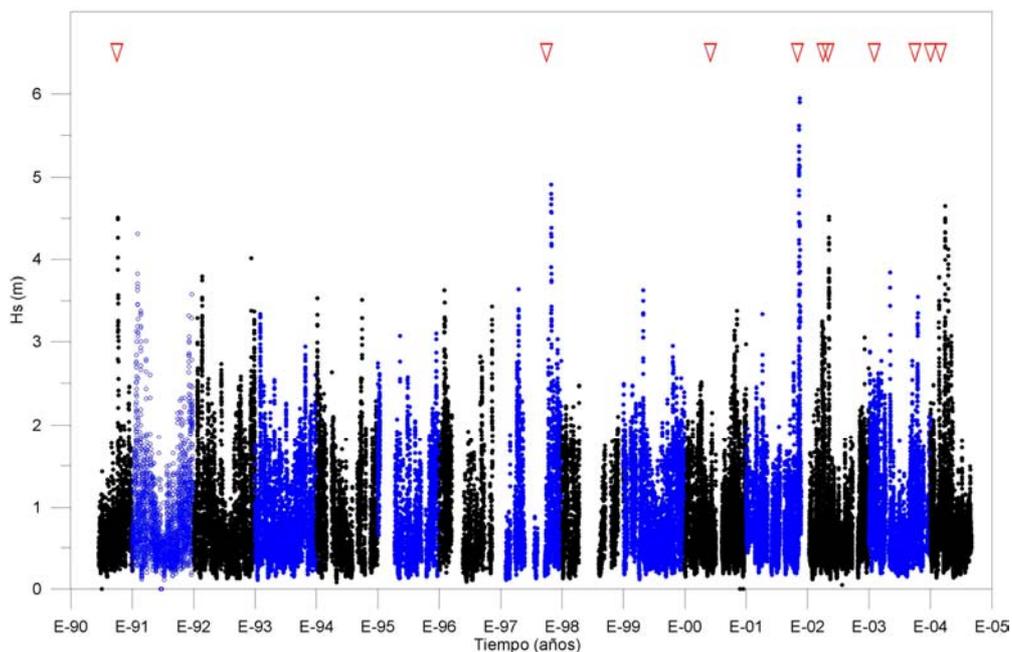


Figura 3.2.14.  $H_s$  registrada en el Delta del Ebro por la boya de Cap Tortosa desde 1990 hasta 2004 e identificación de eventos en los que se han producido daños importantes en la costa del delta (triángulos) de acuerdo con el inventario de actuaciones de emergencia realizado por el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.

Del mismo modo que se hizo para el análisis de vulnerabilidad a largo plazo, se han analizado tres valoraciones diferentes: (i) *absoluta*, en este caso normalizando la relación

entre la longitud de línea de costa afectada y la longitud de la línea de costa en su conjunto; (ii) *natural* y (iii) *agrícola*, siendo esta última escalada como la anterior.

La tabla 3.2.6 muestra los valores de vulnerabilidad del delta (para cada función) al impacto de tormentas para los dos “casos” considerados: (i) *vulnerabilidad directa*, considerando la longitud de los tramos costeros directamente vulnerable al impacto de las tormentas y, (ii) *vulnerabilidad directa más indirecta*, donde se incluye también las áreas indirectamente vulnerables tales como la Punta de la Banya.

	<b>Directo</b>	<b>Indirecto</b>
Absoluto	-0.18	-0.40
Humedales	-0.25	-0.25*
Agricultura	<-0.004	<-0.004

Tabla 3.2.6. Índice de vulnerabilidad del sistema (SVI) ante el impacto de tormentas en el delta del Ebro (\*) no se han considerado las marismas en la Punta de la Banya.

Según los resultados obtenidos para los tres “valores o funciones” analizadas, la vulnerabilidad a los sucesos episódicos del delta del Ebro (sólo incluyendo los efectos “directos”) es relativamente baja en conjunto aunque algunos tramos son altamente vulnerables (figura 3.2.13).

Al igual que ocurría anteriormente, la función natural es la potencialmente más afectada por lo que la vulnerabilidad del delta a esta escala vuelve a ser más importante para los humedales, con un valor de -0.25. Esto se asociaría al igual que antes a la localización de las zonas húmedas en las proximidades de la línea de orilla. Además y también de acuerdo con el análisis anterior, la vulnerabilidad teniendo en cuenta el caso agrícola es muy pequeña, dado que en las zonas sometidas de forma importante al impacto de tormentas este uso es secundario.

Si incluimos los llamados “efectos indirectos” (como por ejemplo la Punta de la Banya) la línea de costa afectada se incrementa significativamente llegando la vulnerabilidad hasta un valor de -0.4 aunque en términos de zonas húmedas y suelo agrícola continua siendo la misma. Hay que puntualizar que aunque en la vulnerabilidad indirecta para las zonas húmedas no se ha considerado la Punta de la Banya ésta es un área con un importante valor ecológico porque es ampliamente usada en la nidificación de aves, por lo que si en vez de utilizar sólo superficie de lagunas costeras incluyéramos cualquier tipo de suelo

con un valor natural, esta vulnerabilidad se incrementaría significativamente.

Por último, habría que considerar la posibilidad de incluir dentro del análisis de vulnerabilidad al impacto de tormentas la acción sinérgica con otros procesos como el incluido en el análisis a largo plazo con la inundación. En ese caso en particular, la vulnerabilidad del sistema aumentaba al considerar la posibilidad de la acción de tormentas, por lo que si se aplica la reciprocidad al analizar la vulnerabilidad a tormentas, ésta aumentaría significativamente si entre los efectos indirectos se incluyese la inundación de las zonas interiores. Sin embargo, se ha optado por no incluirla en los resultados para no contar dos veces un mismo efecto en el análisis de la vulnerabilidad del sistema.

Como conclusión del análisis de vulnerabilidad realizado en el Delta del Ebro a los procesos costeros a largo plazo y a escala episódica cabe destacar que aunque la mayor parte de la superficie deltaica se dedica al cultivo de arroz, la función más vulnerable es la “natural” donde los humedales costeros serían los valores más susceptibles de degradarse bajo la acción de los agentes considerados. Este es debido tanto a la localización de estas zonas, en las inmediaciones de la línea de orilla, como por su poca capacidad de respuesta (resistibilidad) en las condiciones actuales. Si a estos valores naturales le asociamos un valor monetario -o equivalente a éste- como han hecho Cardoch y Day (2002) tendríamos que esta vulnerabilidad natural también sería “económica” o, que al menos, podría convertirse en valores monetarios equivalentes al de actividades productivas como la agricultura.

### 3.3 LA INFLUENCIA DE LA MORFODINAMICA EN LA FUNCION NATURAL. VULNERABILIDAD DE HUMEDALES COSTEROS EN EL DELTA DEL EBRO\*

#### 3.3.1 Introducción

Una de las principales cuestiones con la que se encuentra el gestor/planificador costero cuando elabora un plan de gestión específico para una costa determinada, es prever los efectos de tal política en el funcionamiento del sistema y como se verán afectados sus valores y funciones. En esencia, se trata de determinar la evolución del sistema costero y como ésta afectará a los usos y recursos existentes. Todo esto sugiere que para gestionar de forma adecuada la zona costera hay que considerarla como un sistema multicomponente donde las acciones se propagan dentro del sistema de tal forma que las variaciones y/o modificaciones en el estado de una de sus componentes (e.g. la física) hace variar y/o modificar otra de ellas (e.g. la ecológica). Es decir, las componentes del sistema están inter-relacionadas estableciéndose entre ellas mecanismos de retro-alimentación (feedback).

Esta necesidad es más evidente cuando el objeto de análisis se trata de costas bajas (e.g. deltas) dada la confluencia de características tales como: (i) una economía basada en el uso y explotación de los recursos locales (e.g. agricultura, pesca turismo); (ii) zonas con recursos de alto valor natural ecológico (entre los que destacan humedales y/o lagunas costeras) y, (iii) son generalmente zonas altamente dinámicas que responden rápidamente a cualquier acción climática (e.g al oleaje). Por tanto en este tipo de ambientes, la evolución costera jugará un papel importante dado que la evolución o los cambios que sufra el sustrato físico -la costa- se propagarán (o podrán propagar) rápidamente a los otros elementos/componentes del sistema.

Dentro de este contexto, el gestor y/o planificador está o estará interesado en conocer/cuantificar la morfodinámica costera en la medida que ésta suponga una transformación o modificación de algún valor existente en la zona (natural, económico,

---

\* Versión editada y ampliada. Valdemoro, H.I., Jiménez, J.A. y Sánchez-Arcilla, A. 1999. Vulnerability: Evaluating the consequences of coastal changes. An application to deltaic coasts. *Coastal Sediments'99*, ASCE, 1450-1461.

Valdemoro, H.I., Jiménez, J.A. y Sánchez-Arcilla, A. 2001. Vulnerability of wetlands to coastal changes. A methodological approach with application to the Ebro delta. En: Villacampa, Y., Brebbia, C.A. y Usó J.L. (eds.), *Ecosystems and Sustainable Development III*. WIT press, 595-604.

social). En esencia, esta es una aproximación de “mercado” en el sentido de que se asume que los procesos morfodinámicos de erosión y acreción costera –con independencia que sean naturales o inducidos por el hombre- no necesariamente suponen cambios en el estado del sistema costero que puedan calificarse como problemas o como beneficios. Solo cuando éstos son visibles y/o perceptibles por el gestor, bien sea directamente (e.g. pérdida de un recurso por erosión del sustrato, costa) o bien indirectamente (e.g. pérdida de la calidad del agua en una bahía por cierre progresivo de ésta), la morfodinámica pasa a ser un elemento a considerar en las tareas de planificación. Adicionalmente hay que considerar que cuando hablamos de evolución costera nos referimos a la respuesta integrada de la costa ante la acción de diferentes procesos que actúan a diferentes escalas de tiempo y espacio. Esto determina que a la hora de valorar la contribución o el condicionamiento que la evolución costera/ morfodinámica hará en la gestión del territorio haya que valorarla en su correcta escala temporal y espacial.

Considerando estos antecedentes, en este capítulo se presenta un método para cuantificar las implicaciones de la morfodinámica sobre los valores naturales de la costa, es decir sobre la componente ecológica. Aunque el método se ha desarrollado a partir del caso del Delta del Ebro es lo suficientemente general para ser aplicado a cualquier zona de características generales a la vez que la aproximación utilizada podría ser adaptada a otras zonas no necesariamente similares. Dada la multiplicidad de elementos que contribuyen al valor natural de la costa, lo que haría extremadamente ambicioso un método que tuviese en cuenta todas las interacciones posibles, en este trabajo se ha escogido como valor natural representativo o como “unidad de medida del valor natural” las lagunas costeras y/o humedales.

En términos generales, los humedales costeros son unidades fisiográficas de un valor medioambiental muy alto que se localizan normalmente en costas bajas. Son el hábitat de numerosas especies vegetales y animales, destacando en este último caso su papel como zona de descanso y/o hibernación para aves migratorias. Estos ecosistemas basan su funcionamiento en la existencia de agua, que en el caso de lagunas costeras en la desembocadura de ríos son el resultado de un balance entre las entradas y salidas de agua dulce y salada y que determinarán el tipo de especies o su distribución en la unidad. A pesar de esta importancia, la actividad humana ha contribuido (y contribuye) significativamente a su degradación y reducción, lo que ha generado una pérdida de su atributo característico, la biodiversidad (ver e.g. Costanza *et al.*, 1990).

En la figura 3.3.1 puede verse las zonas del delta del Ebro que tienen algún tipo de figura administrativa de protección del medio natural. Indirectamente, esta zonificación permite valorar la importancia de las diferentes partes del territorio de tal forma que se puede asumir en primera aproximación que aquellas áreas que están protegidas son zonas de alto valor natural.



Figura 3.3.1. Zonas de protección de valores naturales en el delta del Ebro (Departament de Medi Ambient).

Adicionalmente, hay que tener en cuenta que la existencia de una zona protegida significa no sólo que tiene un determinado valor sino que necesita de esa figura para ser preservada. Es decir, es un indicador de la sensibilidad o fragilidad del medio aunque también podría ser utilizado para indicar la existencia de una presión sobre éste (al menos potencial). Estas áreas protegidas se encuentran fundamentalmente a lo largo de

la franja costera por lo que es fácil identificar la influencia potencial de la morfodinámica costera en los valores naturales del delta: la evolución costera implica una modificación de la parte del territorio donde se desarrollan los principales ecosistemas de interés.

Desde el punto de vista práctico, la evaluación y cuantificación de la influencia de la morfodinámica costera en la componente ecológica/natural se aborda a través de la determinación de la vulnerabilidad del sistema. Así, partiendo de la metodología presentada en el capítulo anterior se modifica para pasar de una aproximación binaria (algo es vulnerable o no) a una aproximación de valores múltiples (hay diferentes grados de pertenencia de la categoría de vulnerable) mediante la utilización de fuzzy logic.

### **3.3.2 Zonas húmedas costeras y morfodinámica**

Como se ha introducido anteriormente, a lo largo de la franja costera del delta del Ebro se encuentra una gran extensión de zonas húmedas de alto valor natural (figura 3.3.1). Además del valor absoluto intrínseco que tienen estas zonas (ver *e.g.* Espanya, 1997), hay que tener en cuenta también su valor relativo dado que esta extensión de humedales es la mayor existente en Cataluña (figura 3.3.2). Por ello, una degradación o pérdida de estos ambientes además de suponer una pérdida de una determinada “cantidad de valor natural”, cuando es escalada a nivel de Cataluña adquiere una importancia mayor dado lo limitado de los recursos existentes.

A la hora de analizar la evolución y/o estabilidad física de los humedales costeros en costas bajas, la mayor parte de los estudios lo hacen a una escala a largo plazo considerando que el mecanismo principal existente que determina la supervivencia del humedal es el balance vertical entre la acreción vertical y la subsidencia (*e.g.* Baumann *et al.*, 1984; Day *et al.*, 1997). En esencia, se asume que ante un escenario de subida relativa del nivel del mar (RSLR) –ya sea de origen global (eustático) y/o local (subsidencia y compactación) y al cual se le considera intrínsecamente como el principal agente que alteraría el equilibrio– la subsistencia física del humedal viene dada por su capacidad de mantener su elevación relativa, por lo que la condición necesaria es que la acreción vertical sea mayor o igual al RSLR (ver figura 3.2.5).

Aunque estos procesos controlan de forma determinante la estabilidad a largo plazo, sobre todo en un escenario de cambio climático y la correspondiente aceleración en la subida del nivel del mar, cuando los humedales se encuentran próximos a la línea de

orilla se podrán ver afectados por la dinámica costera a una escala de tiempo inferior. A pesar de ello, son pocos los trabajos que analizan y/o simulan la dinámica o evolución de humedales que consideren explícitamente el efecto de la dinámica costera (e.g. Ruth y Pieper, 1994).

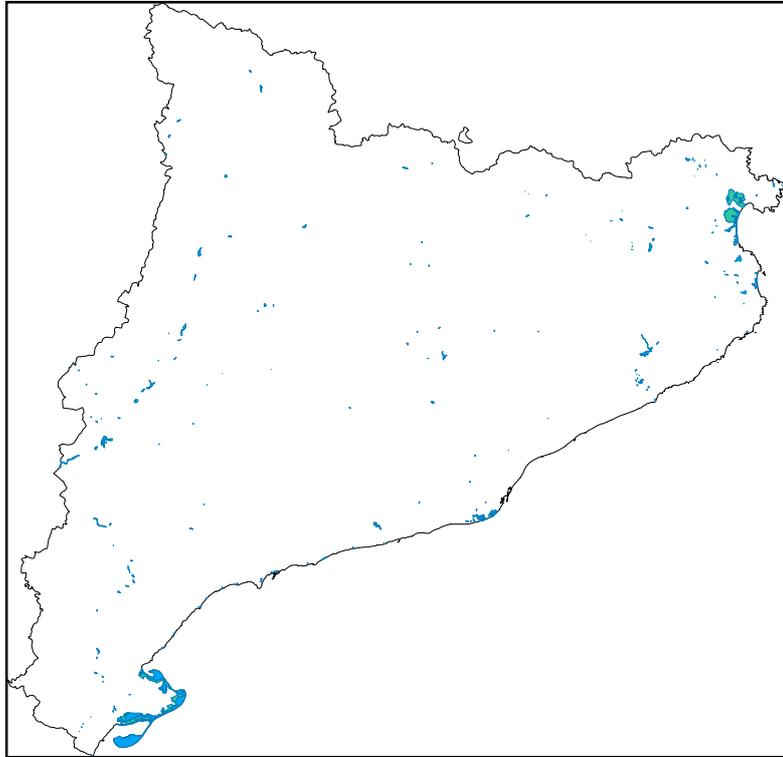


Figura 3.3.2. Zonas húmedas en Catalunya (Departament de Medi Ambient).

En este capítulo se analiza la vulnerabilidad de los humedales considerando su afectación debido a la evolución de la línea de costa a una escala temporal de décadas. Aunque se trata de analizar/cuantificar la pérdida de valor natural, ésta se hace cuantificando un cambio geomorfológico, de tal forma que dicha pérdida se parametriza en función de una pérdida de superficie de ecosistema.

Este tipo de interacción de la dinámica costera con zonas húmedas queda ilustrada claramente en la figura 3.3.3 para el lóbulo central del delta. En ella se representa la evolución de la costa en la zona de la Illa de Buda desde 1957 a 1989. Este tramo es el que ha experimentado las tasas más altas de erosión a lo largo de la costa del delta durante las últimas décadas, llegando a alcanzar un retroceso máximo en la zona de Cap Tortosa de unos 1700 m en el período 1957-1998. En la zona interior se encuentran los “Calaixos”, unas 880 Ha de humedales de importantes valores naturales que fueron incorporados al Parque Natural del Delta del Ebro en 1986 (Generalitat de Catalunya, 1995).

Es evidente al observar la figura 3.3.3 que la dinámica costera en la zona no sólo ha generado un retroceso de la línea de orilla sino que al mismo tiempo se ha perdido una superficie de territorio que al estar “ocupado” por un humedal ha supuesto una pérdida de valor natural. Cuantificando esta pérdida en términos de superficie se tiene que la erosión desde 1957 a 1996 ha generado una pérdida de unas 98 Ha de zonas húmedas (un 11%). Adicionalmente a esta pérdida, las especies vegetales de playa también se han visto claramente afectadas dado que al erosionarse la costa, las comunidades de playa han ido disminuyendo en extensión destacando sobretodo la pérdida en la comunidad de *Salicornia* (Generalitat de Catalunya, 1995). Además de la pérdida que supone esto a escala local, hay que añadir que éstos hábitats dada la importancia de sus especies han sido declaradas por la Unión Europea como hábitats de interés europeo por lo que supone que la escala/valor de la pérdida es mayor que el inicialmente supuesto.

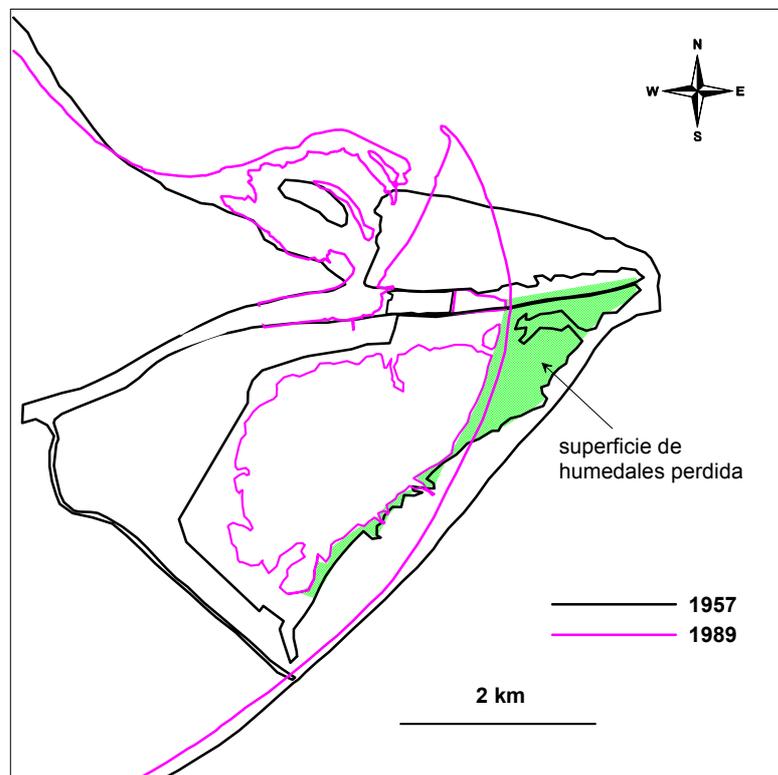


Figura 3.3.3. Pérdida de humedales debido a la erosión de la línea de orilla de la isla de Buda (delta del Ebro) desde 1957 a 1989.

Aparte de esta interacción directa, también se pueden considerar otros procesos en la medida que afecten a las condiciones del humedal y que determinen las características de los ecosistemas soportados. Un ejemplo típico sería el de la alteración de las propiedades físico-químicas de la zona que haría que los ecosistemas tendiesen a evolucionar hacia otro tipo (en el caso que tuviesen capacidad y tiempo para ello).

En este contexto hay que tener en cuenta que las lagunas y humedales costeros son zonas en la que los organismos están sometidos a un alto estrés ambiental. Este es producto tanto de la alternancia de las entradas de agua dulce y salada como de los inputs elevados de nutrientes producto de las actividades humanas (e.g. Valiela *et al.*, 1992; Taylor *et al.*, 1995; Menéndez *et al.*, 2002).

En el caso de Els Calaixos en la Illa de Buda, la laguna recibe entradas de agua dulce desde los campos de arroz principalmente en el período Mayo-Octubre, mientras que en invierno recibe las principales entradas de agua de mar durante la acción de los temporales. Este régimen ha creado dos cuencas diferenciadas: una interna en el extremo W influenciada principalmente por las entradas de agua dulce y una externa al E influenciada por la entrada de agua de mar (Comín *et al.*, 1987). Este gradiente de salinidades ha permitido que ésta sea la única laguna del delta donde coexisten especies de macrófitos como *Ruppia*, *Cirrosa*, *Potamogeton pectinatus* y *Zoostera noltii* que tienen requerimientos físico-químicos tan diferentes (Menéndez *et al.*, 2002).

Estos autores han desarrollado un modelo de funcionamiento de los productores primarios de la laguna en función de los cambios en su hidrología. Así, en los extremos del rango de cambios posibles establecen que un aumento de las entradas de agua dulce junto con una disminución de las entradas de nutrientes producirían un aumento de la distribución espacial de *P. pectinatus*. Por contra, un aumento en la influencia del agua de mar produciría un aumento en la distribución de *R. cirrosa* junto a *Z. noltii* sobre todo en el extremo E de la laguna. Por ello y sin valorar cual sería el estado ideal de la laguna en términos de ecosistema dominante, es cierto que la dominancia de una especie u otra depende del balance entre las dos entradas de agua.

Menéndez *et al.* (2002) identifican como factores que pueden hacer aumentar la influencia del agua de mar tanto la regresión costera que experimenta la zona como la disminución de caudales de agua dulce. Según estos autores, en esas condiciones sólo las algas resistentes a la acción del oleaje (o sus efectos) como *Z. noltii* o *Cymodocea nodosa* serían capaces de sobrevivir en la parte más externa de la laguna.

Ante esta situación, se pueden identificar dos estrategias a la hora de cuantificar o valorar la vulnerabilidad de los humedales a la dinámica costera: (i) analizar el sistema en su totalidad intentando simular todos los procesos que lo componen y estimar como éstos se verán influenciados por la dinámica litoral y, (ii) utilizar alguna parametrización en la que

mediante un número reducido de variables y procesos se reproduzca la parte principal de la interacción considerada.

Dada la multiplicidad de interacciones posibles y, la dificultad intrínseca que supondría reproducir todas ellas por separado y, mucho más en su conjunto en este trabajo sigue la segunda aproximación para lo cual la vulnerabilidad del ecosistema de interés, *i.e* humedales costeros, se ha parametrizado asumiendo que la exposición de éstos a la acción directa del oleaje afectaría a su funcionamiento e integridad. De forma práctica esto se implementa utilizando como variable de control la distancia entre el límite exterior (en el lado del mar) del humedal y la línea de orilla. Así, cuanto más pequeña sea esta distancia mayor será la vulnerabilidad del sistema ante los efectos de la dinámica litoral.

En este tipo de parametrización se integra tanto el efecto de pérdida directa de superficie de humedal como el de cambio en las comunidades existentes debido a cambios físico-químicos inducidos por una variación en el balance agua dulce-salada de origen marino.

En el primer caso, se asume que el humedal no tiene capacidad de migración en su extremo interior por lo que la afectación en su borde extremo por la regresión costera llevaría a su desaparición progresiva. Este es el caso de humedales limitados físicamente en su interior por obstáculos rígidos como es el caso de Els Calaixos en la Illa de Buda (ver figura 3.3.4).



Figura 3.3.4. Els Calaixos y la Illa de Buda.

En el segundo caso se asume que cuanto más cerca se encuentre el borde de la laguna de la línea de costa mayor será la probabilidad de que sea afectado por el oleaje durante temporales. Aunque en esencia esto no supondría la pérdida de la laguna sino un cambio en su ecosistema, lo cierto es que la estructura actual que puede definirse como singular cambiaría. Aunque probablemente sea más fácil (y controlable) cambiar la estructura del ecosistema actuando sobre las entradas de agua dulce aquí nos centramos en la posibilidad de que sean los procesos costeros los responsables de dicho cambio.

Al mismo tiempo, la parametrización escogida implica asumir de una hipótesis de “estacionaridad” a largo plazo en el clima de oleaje o, dicho de otra manera, a la escala temporal considerada no existe una variación significativa en el clima de temporales. Por ello las fluctuaciones interanuales existentes en el régimen de tormentas se consideran como “normales” y el estado actual del ecosistema estaría en equilibrio con el valor promediado de dichas fluctuaciones.

Asimismo, hay que remarcar que si la playa frente a la laguna creciera significativamente se produciría un aumento en la estabilidad física (frente al caso de erosión) mientras que al mismo tiempo disminuiría la entrada de agua salada. Este último efecto produciría o favorecería un cambio en los ecosistemas (de agua salada a dulce) lo que implicaría una variación que también podría considerarse como negativa por la disminución de la diversidad actual. Sin embargo, dado que el proceso más frecuente es la erosión sobre todo en la Illa de Buda, no se considera este efecto negativo (por poco probable).

Esta distancia entre la laguna y la línea de orilla aunque iría disminuyendo a medida que la costa se fuese erosionando, llegaría un momento a partir del cual permanecería constante dado que si hubiese sedimento disponible (y lo hay), la playa se iría reconstruyendo hacia el interior resultando en una playa barrera que migraría hacia tierra (figura 3.3.5). Esa configuración que alcanza la playa a partir de la cual se produce una migración manteniendo el ancho es equivalente al concepto de ancho crítico introducido por Leatherman (1979) para islas barrera y que en la zona del delta ha sido ya usado por Jiménez y Sánchez-Arcilla (1997, 1999, 2004) en un modelo de evolución para la Playa del Trabucador.

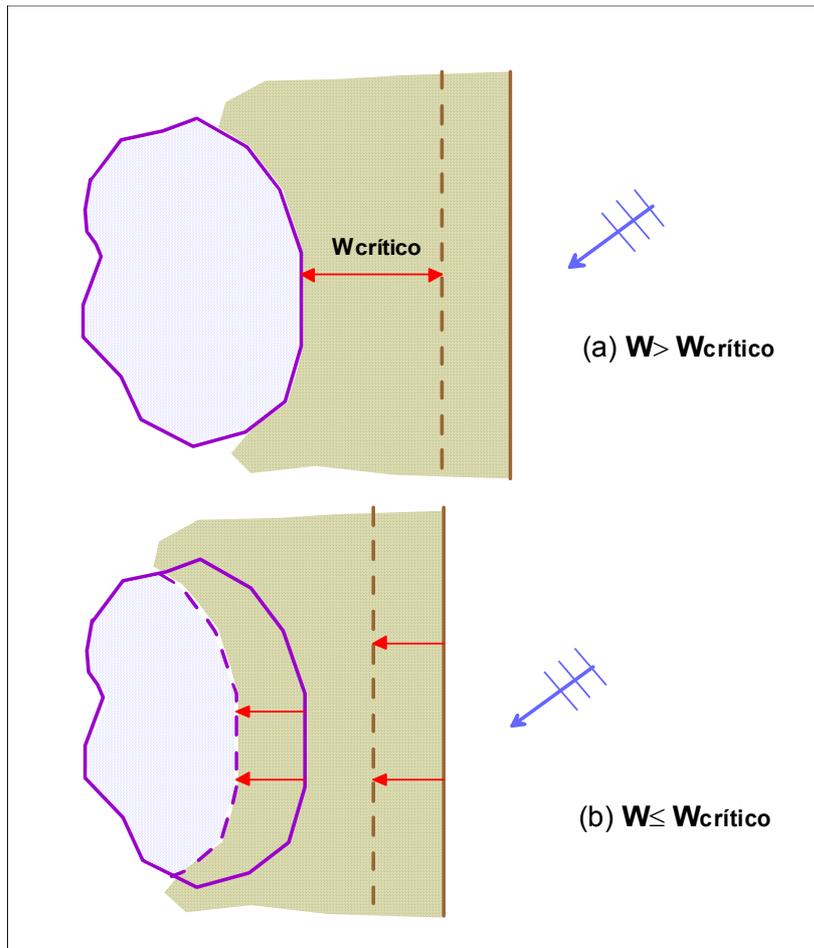


Figura 3.3.5. Modelo de afectación de la superficie del humedal en costa erosiva en función del ancho de playa.

Si se observa la evolución de la zona de Cap Tortosa desde 1957 a 1989 se ve como a pesar de la erosión sufrida se mantiene un cordón de playa (figura 3.3.3). El valor de este ancho de playa en equilibrio es de unos 150 m que es del mismo orden de magnitud del ancho estimado para la Barra del Trabucador por Jiménez y Sánchez Arcilla (1999). Una vez que la playa alcanza este valor crítico, la influencia del rebase del oleaje es mucho mayor que cuando la playa es ancha aunque el clima de tormentas no varíe dado que es una situación límite en la que la parte interna de la barrera recibe continuamente (a una escala promedio anual) dicha influencia.

### 3.3.3 Estimación de la vulnerabilidad mediante fuzzy logic

Como se introdujo anteriormente en este capítulo se ha adoptado una aproximación basada en la utilización de la fuzzy logic para cuantificar/evaluar la vulnerabilidad de los

humedales costeros a la dinámica litoral. Esto nos permitirá determinar si una zona húmeda es vulnerable y, sobretodo a diferencia del capítulo anterior, en que grado.

La fuzzy logic es una lógica de valores múltiples que admite valores intermedios frente a la lógica booleana, convencional que hace uso de un código tipo binario (e.g. si/no, verdadero/falso, corto/largo, etc.). Fue introducida por Zadeh (1965) y desde entonces ha sido muy usado para modelar sistemas no lineales complejos especialmente en el área de la ingeniería, así como para el diseño de sistemas expertos o de decisión.

En Cox (1994) y McNeill y Thro (1994) entre otros pueden verse los principales aspectos de la fuzzy logic con énfasis en su aplicación práctica. Desde la perspectiva costera McGlade *et al.* (1996) han utilizado esta técnica para desarrollar un sistema de apoyo para la toma de decisiones en la gestión costera. Otras aplicaciones en el ámbito costero o de recursos naturales son las presentadas por Silvert, (2000), Chang *et al.*, (2001), Enea y Salemi, (2001) y Ioannidou *et al.*, (2003) entre otros.

Para evaluar la vulnerabilidad se define un índice de la vulnerabilidad de las zonas húmedas, *PVI*, mediante la construcción de un sistema de evaluación de forma análoga a un controlador fuzzy. Un controlador fuzzy no es más que un sistema input-output en el que el output sería el índice de vulnerabilidad y el input el conjunto de variables identificadas como relevantes en el problema (figura 3.3.6).



Figura 3.3.6. Sistema input/output para la evaluación de la vulnerabilidad de los humedales.

Para crear un controlador fuzzy se siguen fundamentalmente tres pasos:

- Fuzzificación
- Diseño de las reglas fuzzy
- Defuzzificación

A continuación se detalla cada uno de los pasos seguidos para la construcción del controlador para este caso.

## Fuzzificación

Como se comentó anteriormente esta aproximación permite adoptar valores intermedios a algo o, asignar diferentes grados de pertenencia a una clase. Veamos un ejemplo de definición fuzzy aplicada a la valoración natural de una zona costera usando la superficie de humedales.

Supongamos que se establece un criterio para ver si una zona tiene un valor apreciable o no en términos de la superficie de humedal contenida y, que éste se fija en un mínimo de 50 Ha. Utilizando una evaluación o clasificación binaria una costa con 49.9 Ha de humedales no tendría un valor apreciable mientras que una con 50.1 Ha si (figura 3.3.7).

Por contra, una aproximación fuzzy daría un valor natural a la costa con 49.9 así como a la de 50.1 asignándole este en función de una ley dada (figura 3.3.7).

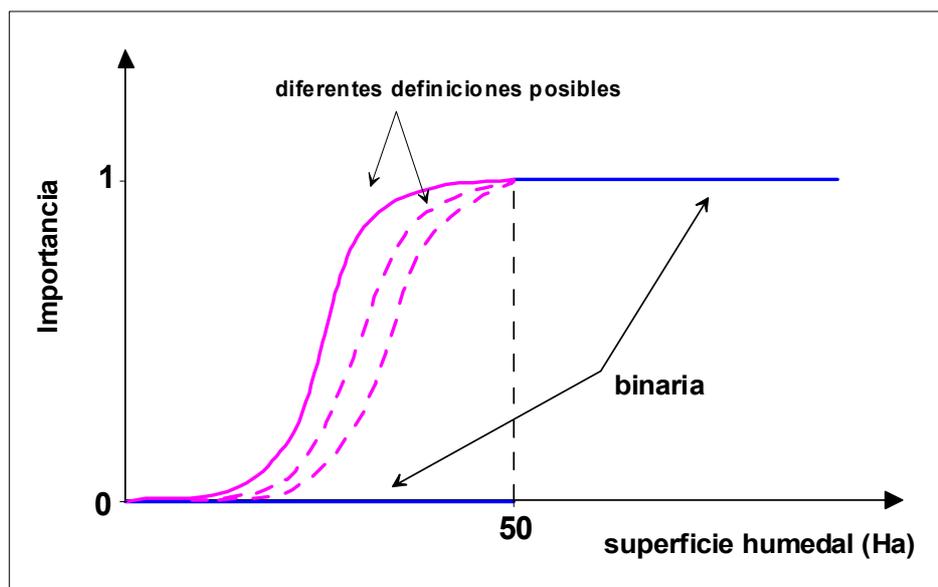


Figura 3.3.7. Diferencia entre una variable fuzzy y una binaria.

Por tanto, el primer paso consiste en definir las variables fuzzy que forman parte del controlador, tanto las de entrada (input) como las de salida (output).

En este caso, el input del sistema consiste en dos variables: la tasa de desplazamiento de línea de orilla (en m/a), *SR*, y la distancia del humedal a la línea de orilla (en m), *WD*, mientras que el output es la vulnerabilidad de las zonas húmedas, *PVI*.

Cada variable de control se caracteriza mediante términos lingüísticos, para especificar

su relación en función de su valor físico real.

La tasa de evolución de la línea de orilla,  $SR$ , se ha clasificado en siete grupos (figura 3.3.8): muy erosivo (EH), erosivo medio (EM), erosivo bajo (EL), equilibrio (EQ), acumulativo bajo (AL), acumulativo medio (AM), y muy acumulativo (AH). Los límites de cada uno de los grupos se han establecido en función de los valores típicos del área y de la dinámica de la zona. Esta variable de entrada serviría para “medir” la intensidad de la dinámica costera.

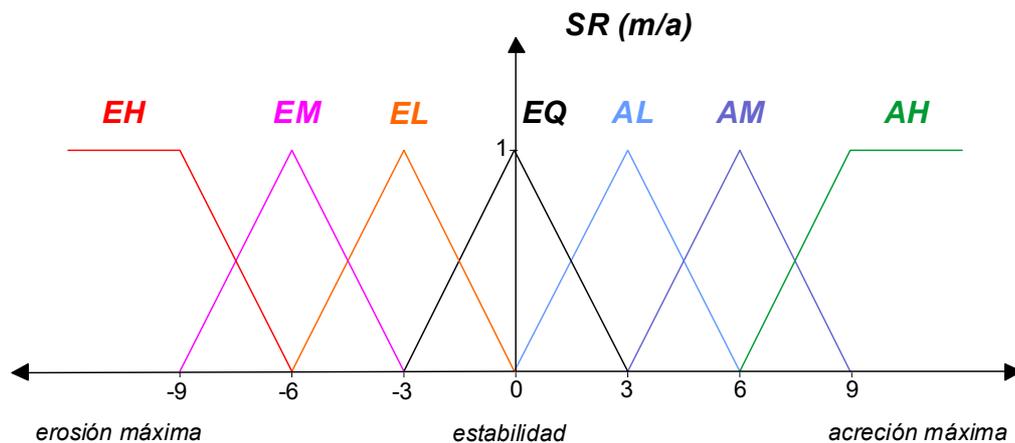


Figura 3.3.8. Clasificación fuzzy de la variable evolución de la línea de orilla ( $SR$ ).

La distancia del borde externo de los humedales a la línea de orilla,  $WD$ , se ha clasificado en cuatro grupos (figura 3.3.9): corta (S), relativamente corta (FS), relativamente larga (FL) y larga (L). Los límites de cada uno de los grupos se han establecido en función de los valores típicos de las lagunas costeras de la zona así como del conocimiento de la dinámica en la zona.

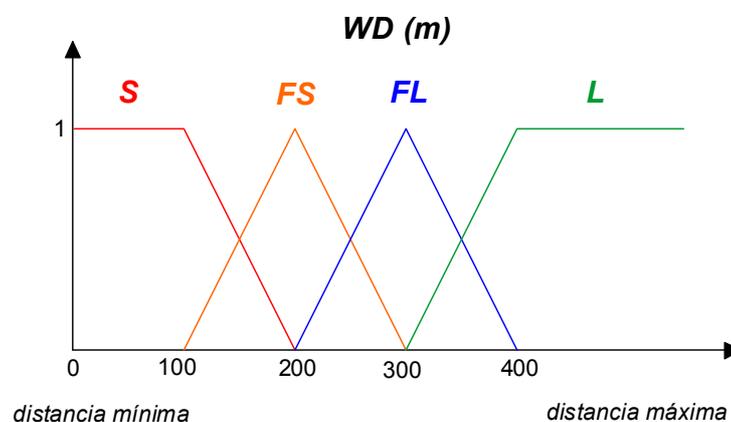


Figura 3.3.9. Clasificación fuzzy de la variable distancia de la laguna a la línea de orilla ( $WD$ ).

Por último, el output del sistema, la vulnerabilidad de las zonas húmedas *PVI*, se ha clasificado en cinco grupos (figura 3.3.10): muy negativo (NH), negativo bajo (NL), cero (Z), positivo bajo (PL), y muy positivo (AH). Estos valores están limitados en el intervalo  $[-1,1]$  y donde un valor de *PVI* de -1 significa que el sistema costero para las variables consideradas es muy vulnerable, por lo que la dinámica costera tendrá consecuencias negativas importantes para la supervivencia de los humedales. Por contra, un valor de *PVI* de 1 implicaría un sistema nada vulnerable al proceso considerado sino que es muy “resistente”.

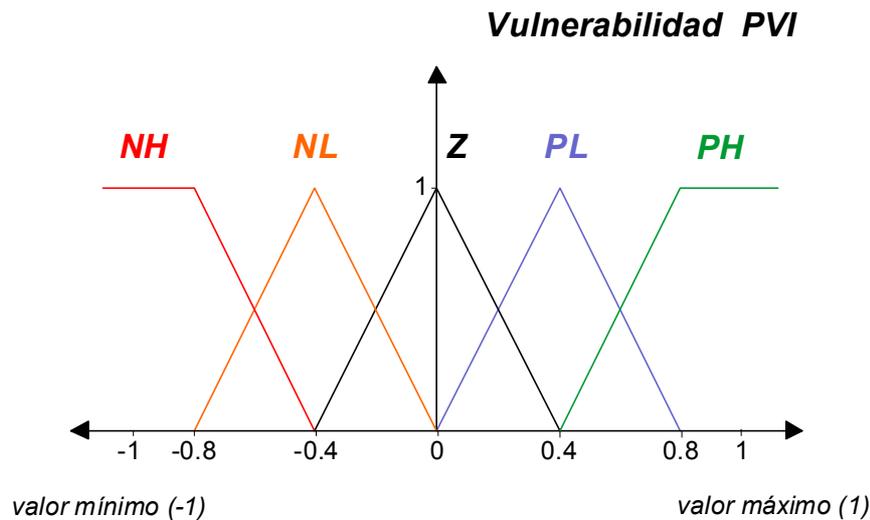


Figura 3.3.10. Clasificación fuzzy de la vulnerabilidad salida del sistema (*PVI*).

### **Diseño de las reglas fuzzy**

Una vez definidas las variables el siguiente paso es construir las reglas que definirán el funcionamiento del controlador. Por supuesto que para que las reglas funcionen con el propósito que se quiera, se necesita conocer el funcionamiento del sistema de tal manera que las reglas definidas “simulen” adecuadamente éste.

En esencia, se trata de construir una especie de modelo conceptual que de hecho es uno de los métodos más utilizados y recomendados para la agregación de indicadores ambientales (ver e.g. Andreasen *et al.*, 2001).

Estas reglas fuzzy relacionan las variables implicadas (*WD*, *SR*) utilizando el operador fuzzy, AND, de forma que la evaluación de la vulnerabilidad, *PVI*, se realiza a partir de una respuesta especificada (tabla 3.3.1) mediante un conjunto de sentencias IF-THEN, (si-entonces)

*If < SR es ... > and < WD es ... > then < PVI es ... >*

Este conjunto de reglas que representan el funcionamiento del sistema está basado en el modelo de interacción introducido en el apartado anterior y que se resume en la tabla 3.3.1.

		<b>SR</b>						
<b>WD</b>		<i>EH</i>	<i>EM</i>	<i>EL</i>	<i>EQ</i>	<i>AL</i>	<i>AM</i>	<i>AH</i>
<i>S</i>		NH	NH	NH	NL	Z	PL	PH
<i>FS</i>		NH	NH	NL	Z	PL	PL	PH
<i>FL</i>		NH	NH	NL	Z	PL	PH	PH
<i>L</i>		NL	NL	Z	Z	PL	PH	PH

Tabla 3.3.1. Conjunto de reglas que definen el índice de vulnerabilidad.

Con el fin de ilustrar adecuadamente el método veamos un ejemplo concreto. Supongamos que queremos aplicar el método en una zona donde el borde del humedal (*WD*) está a 160 m de la orilla y que la zona está sometida a una erosión (*SR*) de 2 m/a. Si introducimos ambos valores en cada una de las definiciones fuzzy de las variables (figura 3.3.11) se observa como en cada caso el valor pertenece a dos clases. Así, el valor de *SR* (-2) pertenece a las clases *EL* y *EQ* de acuerdo en la definición hecha para esta variable. Por otro lado, el valor de *WD* (160) pertenece a su vez a las clases *S* y *FS*, por lo que para cada par de valores de las dos variables de entrada se tendrán cuatro combinaciones posibles a las cuales se les deberá aplicar las reglas que rigen el funcionamiento del sistema (tabla 3.3.1).

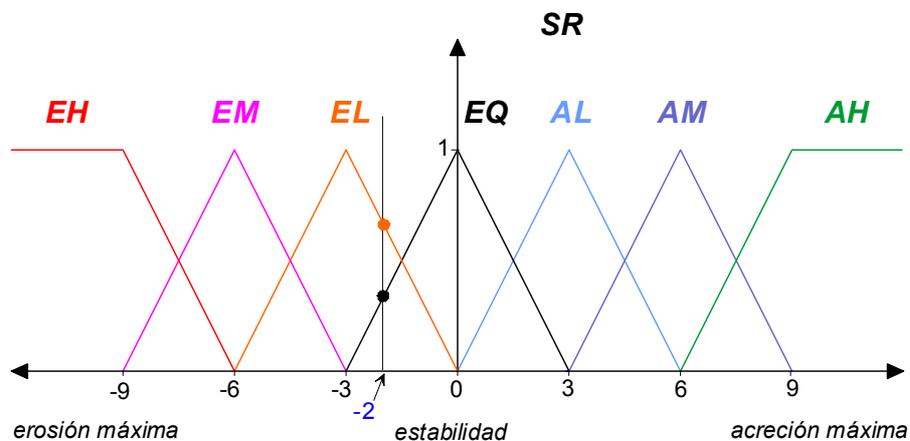


Figura 3.3.11. Pertenencia a las diferentes clases de las variables *SR* y *WD* para un caso concreto.

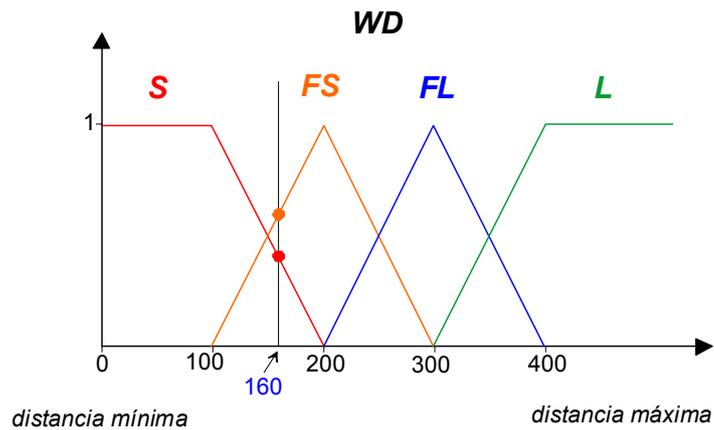


Figura 3.3.11 (continuación). Pertinencia a las diferentes clases de las variables SR y WD.

Supongamos la combinación de SR que pertenece a la clase EL y WD que pertenece a la de FS, la regla dada por el conjunto de decisiones impuesto se formaliza en

$$\text{If } \langle SR \text{ es EL} \rangle \text{ and } \langle WD \text{ es FS} \rangle \text{ then } \langle PVI \text{ es EL} \rangle$$

Numéricamente, esta regla se aplica de la siguiente forma (figura 3.3.12): el valor de SR (-2) pertenece a la clase fuzzy, EL, con un valor de 0.7 y el valor (160) de WD pertenece a la clase FS con un valor de 0.57 (figura 3.3.12). Por lo tanto, al aplicar el operador AND, el cual da como resultado el valor mínimo de las dos variables, se obtiene un valor de la vulnerabilidad PVI, en la clase NL de 0.57.

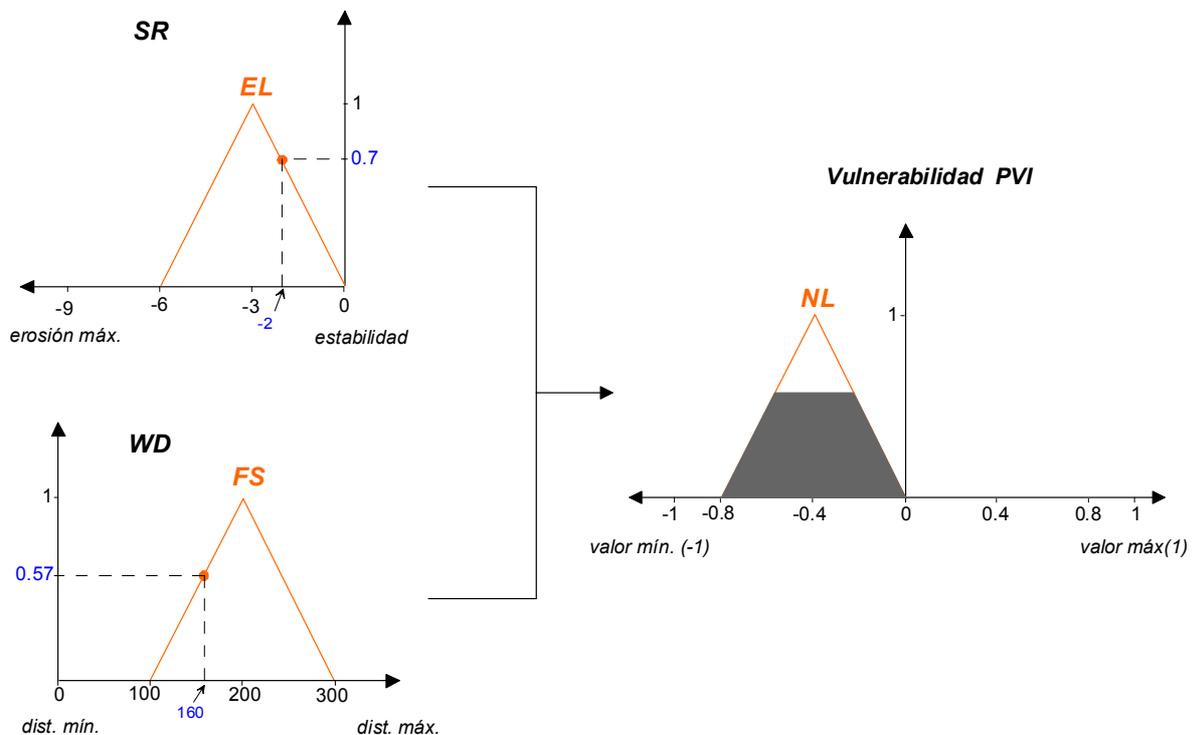


Figura 3.3.12. Ejemplo de aplicación del operador AND.

Esta operación se deberá aplicar al resto de combinaciones (tabla 3.3.2) y una vez unidos todos ellos se obtiene el resultado que se presenta en la figura 3.3.13.

<b>SR</b>	<b>WD</b>	<b>PVI</b>
EL	FS	NL
EL	S	NH
EQ	FS	Z
EQ	S	NL

Tabla 3.3.2. Combinaciones posibles para el caso práctico escogido.

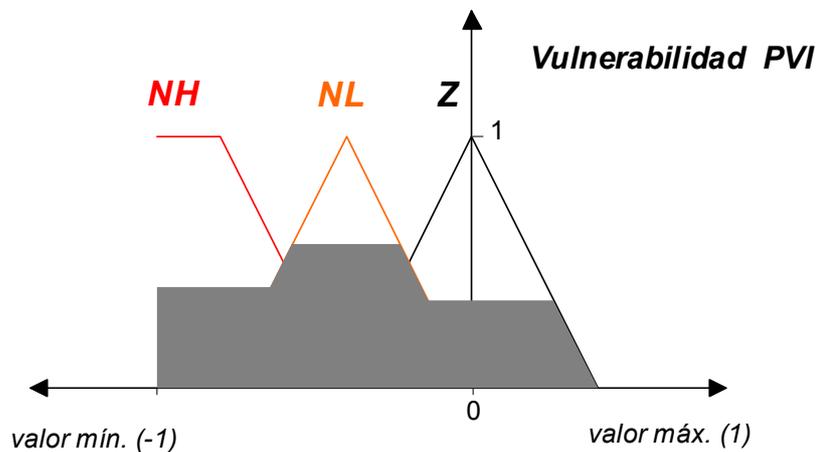


Figura 3.3.13. Resultado final de la PVI para el caso práctico escogido.

### **Defuzzificación**

El resultado final del controlador fuzzy hasta ahora es la vulnerabilidad de los humedales en forma de serie fuzzy. El último paso del controlador es el proceso de defuzzificación en el cual se convierte el valor fuzzy obtenido en un valor discreto (crisp) representativo del output. Existen diferentes maneras de obtener este valor (e.g. Cox, 1994) aunque en este caso se ha escogido el centro de gravedad de output calculado.

Retomando el ejemplo que nos ocupa este valor del output final nos indica que el índice de vulnerabilidad de los humedales para esta combinación de tasa de evolución, *SR*, y distancia del humedal, *WD*, es -0.44.

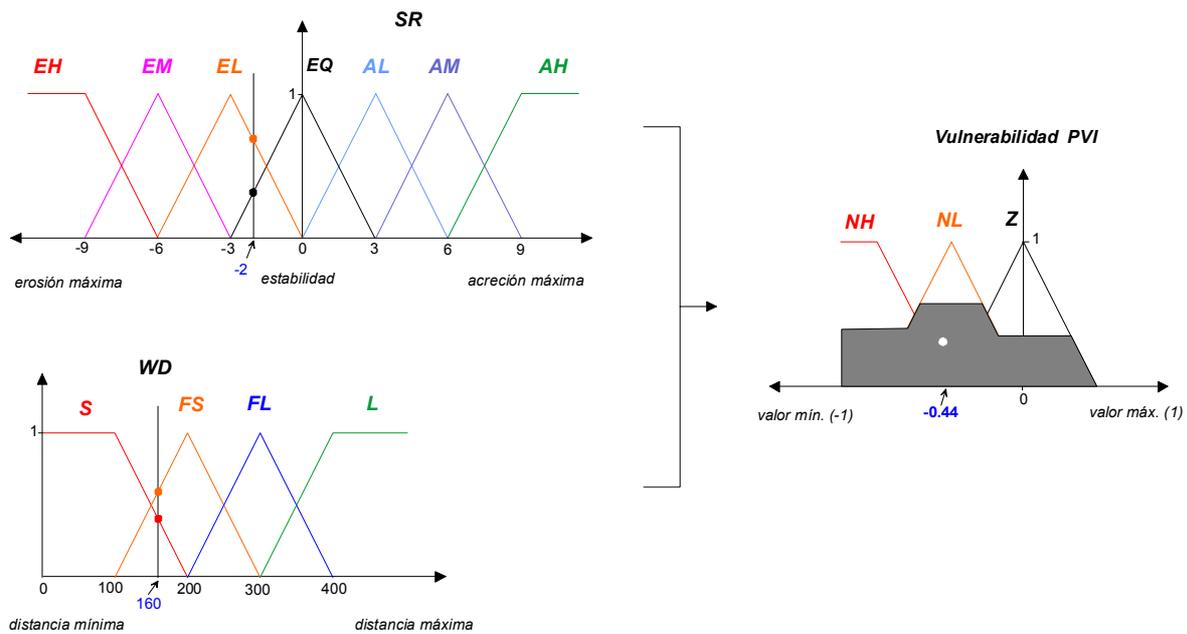


Figura 3.3.14. Evaluación del PVI mediante un controlador fuzzy.

### 3.3.4 Estimación de la vulnerabilidad en la Isla de Buda

Antes de evaluar la vulnerabilidad en el caso de estudio conviene poner de relieve una serie de precisiones sobre el controlador desarrollado. En primer lugar los límites que determinan la pertenencia a una clase dada de cada una de las variables de entrada son estrictamente válidos para este caso ya que han sido escogidos en base al conocimiento que se tiene de la zona y en el caso de que el método se quisiera aplicar a otra área habría que analizar su validez. En segundo y último lugar, el modelo conceptual que rige el controlador fuzzy también está diseñado ad-hoc y aunque sería extrapolable a situaciones o ambientes similares, en otras lagunas costeras donde se verifiquen procesos diferentes el controlador debería ser adaptado.

A la hora de evaluar la vulnerabilidad de los humedales en la costa del delta se construyó lo que aquí se denomina mapa de PVI que consiste en calcular los valores de PVI asociados a las diferentes combinaciones posibles de distancia del humedal a la costa, WD, y de tendencia evolutiva de la línea de orilla, SR. La figura 3.3.15 muestra el rango total de valores de PVI correspondientes a los humedales existentes a lo largo de la costa del delta del Ebro. Para aplicarlo, sólo se necesita saber cual es la distancia del humedal

al mar y la tasa local de desplazamiento de la línea de orilla y entrando los valores en el mapa se obtiene la *PVI* respectiva. Extendiendo el análisis a lo largo de toda la línea de costa es posible obtener una distribución espacial de la vulnerabilidad de las zonas húmedas.

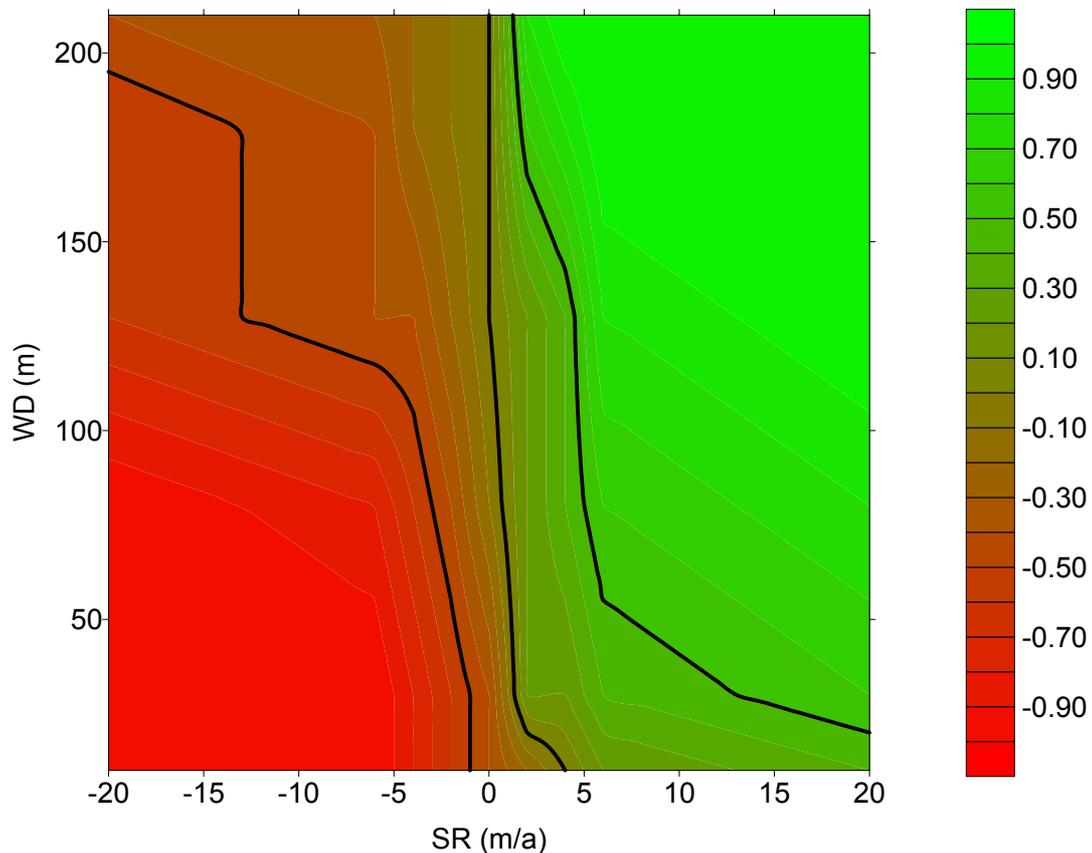


Figura 3.3.15. Mapa de valores potenciales de *PVI* representativo de los humedales a lo largo de la costa del delta del Ebro (las líneas representan los contornos de *PVI* -0.5, 0 y 0.5).

En la figura 3.3.16 se presentan los valores de vulnerabilidad de los humedales en la Illa de Buda obtenidos a partir de la configuración de la zona en 1957. Para ello se ha determinado la distancia del borde extremo de la zona húmeda (definida a través de fotointerpretación de una foto aérea vertical) a la línea de orilla, mientras que para las tasas de evolución costera se tomaron como valores representativos los calculados para el período 1957-1973.

Como puede observarse, para la configuración de 1957 la distribución espacial de los índices está de acuerdo con la reducción observada en la superficie del humedal (ver figura 3.3.3). Así, las zonas más vulnerables (para las variables y procesos estudiados) se localizan en la parte nordeste del tramo costero analizado, en las inmediaciones de

Cap Tortosa, donde las tasas de erosión son más altas y el límite del humedal está más próximo al mar. Este resultado aunque esperable dada la lógica utilizada en el desarrollo del controlador/sistema sirve para poner de manifiesto la validez del método para indicar y valorar las zonas más vulnerables.

Las zonas menos vulnerables se verifican en la parte sur de la Illa de Buda en la zona más próxima a la gola de Migjorn donde coincide una playa emergida frente a la laguna muy ancha y un decrecimiento de las tasas de erosión.

En la figura 3.3.16 puede verse también la estimación de la vulnerabilidad en la zona para el año 1996 donde el ancho de la playa frente a la laguna se ha medido a partir de una foto aérea vertical y, como tasas de evolución representativas, se han tomado las estimadas para el período 1973-1990 por Jiménez (1996).

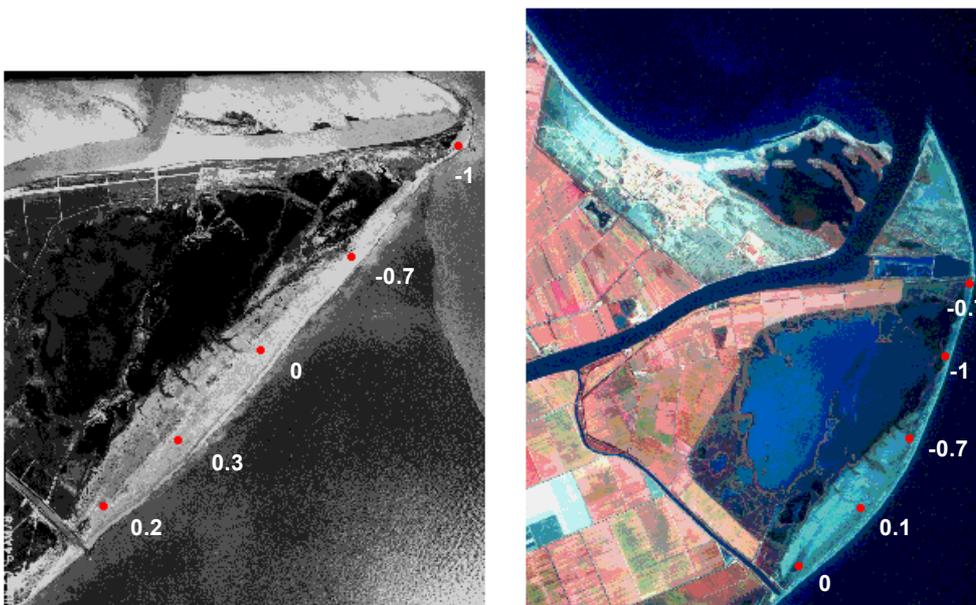


Figura 3.3.16. Índices de vulnerabilidad de las zonas húmedas debido a la evolución costera en la Illa de Buda en 1957 (*izquierda*) y en 1996 (*derecha*).

Como puede verse, la distribución espacial de la vulnerabilidad muestra un patrón similar al caso de 1957 aunque con algunas diferencias debidas a la configuración del delta en la zona y a la variación en las tasas evolutivas. Así, aunque se mantiene la zona nordeste (Cap Tortosa) como la más vulnerable, se detecta un incremento de la vulnerabilidad hacia el sur. En este sentido cabe destacar la parte central de la Illa de Buda donde la vulnerabilidad aumenta desde un valor neutro (0) en 1957 a un valor indicativo de zonas muy vulnerables (-0.7) en 1996. Este aumento tan drástico en los valores de la

vulnerabilidad local se debe al efecto conjunto de la disminución del ancho de playa en período anterior y al aumento de las tasas de erosión. Esta variación temporal en las tasas evolutivas (figura 3.3.17) también tiene su efecto en la parte sur de la zona, la cual muestra una disminución de los valores positivos calculados para 1957.

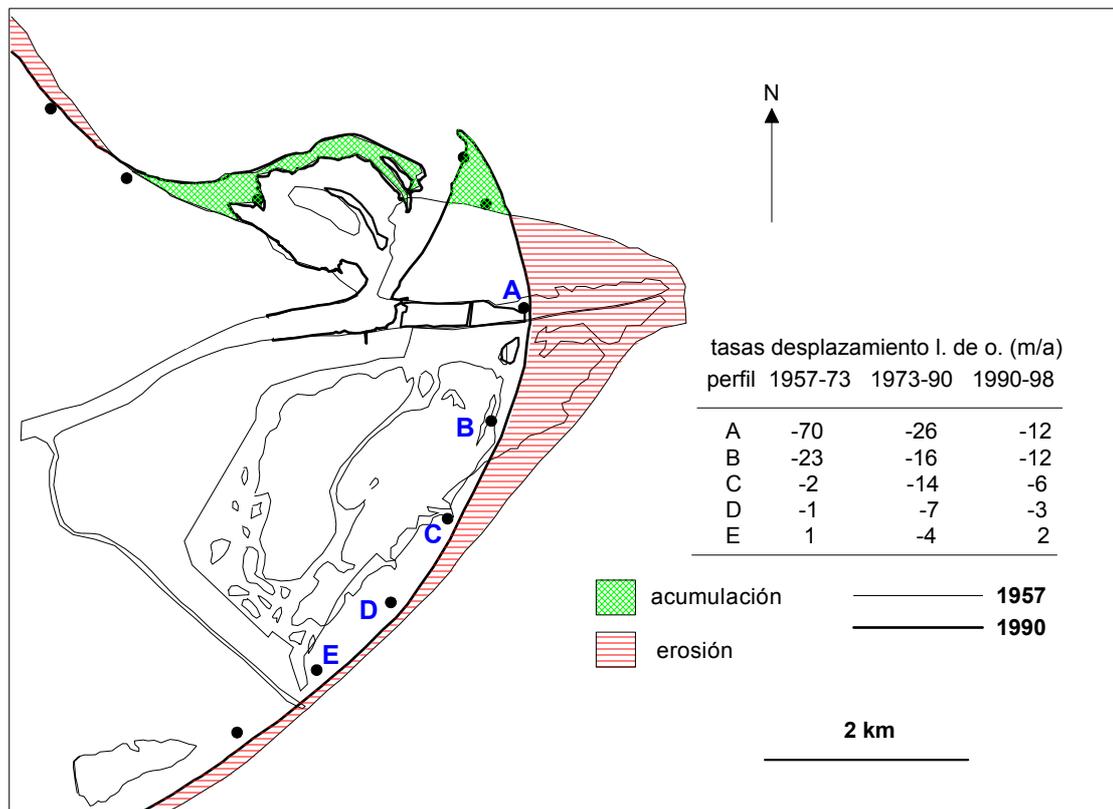


Figura 3.3.17. Tasas evolutivas de línea de orilla en la Isla de Buda durante el período 1957-1998.

Esta dependencia directa de la vulnerabilidad de las lagunas costeras con las tasas de evolución de la línea de orilla a largo plazo y el control que éstas ejercen sobre el ancho de playa frente a las lagunas, hace que para una evaluación correcta de la vulnerabilidad de una zona así como para el control de las variaciones temporales que ésta pueda sufrir, se necesite actualizar de forma continuada la evolución costera.

Esta necesidad es especialmente evidente en costas que experimentan una reorientación significativa durante su evolución que hace que las tasas vayan cambiando a medida que el sistema costero se modifica sin necesidad de que exista un cambio en las condiciones de oleaje.

En el caso de Els Calaixos en la Illa de Buda se tendría la siguiente situación:

- En la zona N la playa ya habría llegado a su ancho crítico por lo que su contribución a la vulnerabilidad sería estacionaria, mientras que la disminución de las tasas evolutivas a lo largo del tiempo haría disminuir en términos relativos sus valores de vulnerabilidad. Sin embargo, a menos que la evolución costera cambiase de signo (pasase a comportarse como un tramo en equilibrio o en acreción) la zona seguiría teniendo una vulnerabilidad alta (muy negativa).
- En la zona central, la vulnerabilidad aumenta progresivamente con el tiempo debido al efecto combinado de la disminución de la playa frente a la laguna y el aumento de las tasas de erosión.
- En la zona sur, el ancho de playa existente es lo suficientemente grande como para a una escala de décadas y asumiendo la estacionalidad de los agentes actuantes, la vulnerabilidad es baja aunque la zona sea erosiva.

Esta zonificación espacial de la vulnerabilidad nos permite identificar aquellas zonas donde se esperaría una degradación de los humedales sobre todo en términos de pérdida de superficie.

Asimismo, con respecto al efecto del incremento en la entrada de agua de mar aunque es esperable una mezcla del agua dentro de la laguna, también indicaría las zonas donde la salinidad sería mayor -o su efecto sobre los ecosistemas- que de hecho ya se observa en la "cuenca externa" -a parte más al E-.

Si consideramos conjuntamente estos resultados con los presentados en el capítulo anterior tendríamos que clasificar esta zona del delta como extremadamente vulnerable dado que prácticamente todos los procesos costeros actuando a todas las escalas temporales (medio plazo -erosión debido a un gradiente de transporte longitudinal-, largo plazo -inundación- y episódico -impacto de tormentas-) contribuirían sinérgicamente a la degradación potencial de la zona.

### 3.4 LA INFLUENCIA DE LA MORFODINAMICA EN LA FUNCION DE PROTECCION. VULNERABILIDAD DE INFRAESTRUCTURAS EN PLAYAS URBANAS\*

#### 3.4.1 Introducción

Durante las últimas décadas los indicadores se han convertido en una herramienta común en la toma de decisiones y gestión en temas tales como evaluación ambiental, economía, desarrollo sostenible, etc. De forma general, un indicador puede definirse como un “valor” que reproduce un mensaje complejo de forma simple y que tiene tres funciones principales: simplificación, cuantificación y comunicación (ver capítulo 2). Estas tres funciones han servido para que se hayan convertido en una parte esencial del proceso de comunicación entre los técnicos/científicos y los gestores.

La mayoría de los estudios sobre indicadores relacionados con cuestiones costeras se han desarrollado para análisis muy agregados y a larga escala como la valoración de la vulnerabilidad (e.g. Kaly *et al.*, 1998). A pequeña escala y considerando las componentes físicas del sistema costero, la mayoría de las aproximaciones existentes se basan en el uso de geoindicadores (e.g. Berger, 1997; Bush *et al.*, 1999; Morton, 2002). En algunos casos, estas aproximaciones se basan en aspectos más o menos cualitativos de tal forma que aunque no incluyen explícitamente datos sobre dinámica y evolución costera permiten hacer una primera estimación del estado del sistema (e.g. Malvarez-García *et al.*, 2000).

Cuando los indicadores son desarrollados y aplicados a problemas costeros, éstos deben ayudar al gestor en la toma de decisiones con respecto a una o varias “funciones” costeras a través de una simplificación de la dinámica del sistema con respecto a la función de interés (Jiménez y van Koningsveld, 2002; Cáceres, 2002). El gestor costero espera un valor que tenga en cuenta la agregación de diferentes indicadores con los mismos *impactos*. Este “valor” obtenido por la agregación de un conjunto de indicadores se llama generalmente *índice*. Idealmente, el modo de agregación de los indicadores debería basarse en el conocimiento del papel desempeñado por cada indicador dentro de

---

\* Versión editada y ampliada. Valdemoro, H.I., Jiménez, J.A., Cáceres, A. y Gracia, V. 2003. Utilización de indicadores en gestión de costas. Aplicación a la evaluación de riesgos de infraestructuras en playas urbanas. *VII Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos*, Almería.  
Valdemoro, H.I. y Jiménez, J.A. Measuring the coastal protection function of beaches using indicators (en preparación).

la función objetivo. De todos los métodos de agregación, uno de los más “realistas” es el desarrollo de modelos conceptuales, en los cuales la función costera de interés es modelada de manera simple relacionando los diferentes indicadores implicados a través de relaciones que simulen las interacciones que presentan en la realidad.

Aquí se aborda la función que juegan las playas en la absorción/disipación de la energía suministrada por las tormentas que controlará el grado de protección de los usos y recursos situados en la trasplaya. Esto implica que para cuantificar o medir correctamente esta función hay que tener en cuenta dos aspectos: (i) la erosión potencial inducida por la tormenta y (ii) la capacidad de protección de la playa.

Con respecto a esta función, la mayoría de los indicadores existentes se ocupan principalmente de cuantificar la erosión potencial de la playa o la vulnerabilidad al impacto de tormentas sin considerar como se ven afectadas las zonas del interior. Algunos ejemplos de estos indicadores han sido desarrollados para costas barrera (*e.g.* Morgan y Stone, 1985; Sánchez-Arcilla y Jiménez, 1994; Morton, 2002), vulnerabilidad de dunas (*e.g.* Sallenger, 2000; Judge *et al.*, 2003) y los riesgos de línea de orilla derivados para tramos de costa específicos (*e.g.* Kriebel *et al.*, 1997; Zhang *et al.*, 2001). Recientemente Ruggiero *et al.*, (2001) proponen un método simple para cuantificar la susceptibilidad de las zonas interiores en playas al impacto de temporales considerando básicamente el nivel de mar que se verifica durante el temporal.

En este capítulo se presentará un índice desarrollado para cuantificar el papel que juegan las playas en la protección costera poniendo especial énfasis en la estimación de la vulnerabilidad y el riesgo de las infraestructuras costeras (*e.g.* paseos marítimos) en playas de arena. El índice se ha obtenido a partir de un modelo conceptual que reproduce de forma simple las interacciones entre las variables y los procesos principales que controlan la respuesta costera bajo el impacto de tormentas y que determinarán la integridad de infraestructuras existentes en la playa.

### **3.4.2 El problema**

Durante las últimas décadas, los daños ocasionados en las infraestructuras en las playas sedimentarias de España han sido relativamente frecuentes (ver *e.g.* Jiménez, 2001). En la mayoría de los casos estas infraestructuras (principalmente paseos marítimos) fueron construidas a finales de los años 60 y principios de los 70 cuando las playas todavía

tenían un ancho considerable y la industria turística comenzaba a desarrollarse. Durante ese período, la existencia de playas con un ancho apreciable junto a una visión estática de la playa (al menos implícitamente) hizo que la mayor parte de los paseos marítimos fueran construidos sin tener en cuenta que el oleaje pudiera impactar sobre su estructura, por lo que estos frecuentemente carecían de las propiedades estructurales de las obras costeras (diques o muros). En la actualidad, el comportamiento erosivo de la mayoría de las costas españolas facilita que el oleaje pueda impactar directamente sobre estas estructuras durante temporales dañándolas y, eventualmente produciendo su colapso, dado que el ancho de las playas va decreciendo y siendo cada vez menos efectivo para proteger la zona interior.

La figura 3.4.1 muestra distintos ejemplos de paseos afectados por las tormentas en playas españolas. Aunque estos paseos presentan características estructurales diferentes, tienen en común que no se han diseñado para resistir los impactos del oleaje y que el ancho de playa frente al paseo es (o era) insuficiente para protegerlo adecuadamente. En los diferentes ejemplos la playa frente a la estructura ha ido decreciendo en anchura a lo largo del tiempo por lo que las condiciones que determinan uno de los aspectos citados anteriormente que controlan la seguridad de la infraestructura, *i.e.* capacidad de protección de la playa, ha variado a lo largo del tiempo.

Dentro de este contexto, el interés del gestor costero es saber si las infraestructuras que se encuentran a lo largo de “su” costa son seguras. Para dar una respuesta cuantitativa, que le sirva para la posterior toma de decisiones referentes a la seguridad de las infraestructuras en la costa, se puede formular el problema de la forma siguiente:

¿Es la playa en el punto  $x$  y en el tiempo  $t$  lo suficientemente ancha como para jugar apropiadamente la función de protección bajo el impacto de una tormenta de un período de retorno de  $\tau$  años?

Esta cuestión operativa presenta de forma explícita algunas de las características del índice a desarrollar: debe tener una determinada resolución espacial (ser capaz de discriminar como varía la función de protección a lo largo de la playa), resolución temporal (ser capaz de cuantificar la función en un instante dado) y considerar la naturaleza estocástica del oleaje (tormenta con una probabilidad dada).

Aunque el método a desarrollar es aplicable a cualquier tipo de playa y con cualquier tipo de infraestructuras que soporten, en este caso el tipo de playas consideradas son

urbanas o semiurbanas con un ancho de playa limitado y con un paseo marítimo en su parte trasera.



Figura 3.4.1. Paseos marítimos afectados por el impacto de temporales (*superior*: Matalascañas, Huelva; *medio*: Lloret de Mar, Girona; *inferior*: Segur de Calafell, Tarragona).

### 3.4.3 Un índice para medir el estado de la playa

Para definir el índice se parte de un modelo conceptual simple: la playa emergida debe tener el ancho suficiente antes del impacto del temporal para tras la erosión inducida quede una franja de playa que proteja la infraestructura de interés (figura 3.4.2). En el caso de que durante el temporal esto no ocurra haciendo una analogía con el comportamiento de estructuras costeras podemos decir que se produce el fallo de la playa.

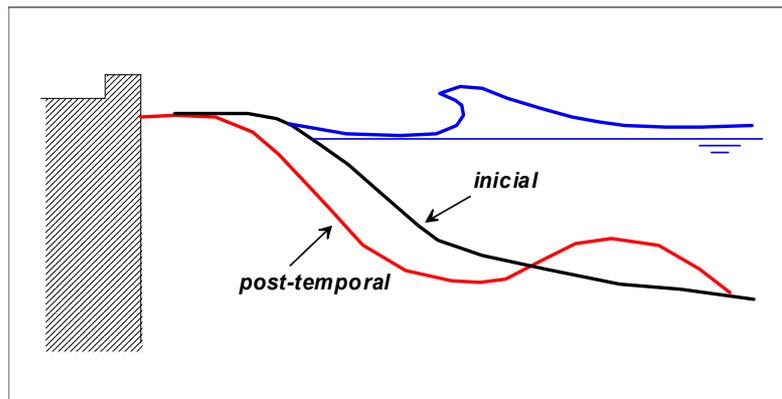


Figura 3.4.2. Esquematización de la función de protección de la playa durante temporales.

El índice de vulnerabilidad de las infraestructuras en la playa se obtendrá utilizando una serie de variables o indicadores de diferente tipo. Así, usando la terminología introducida en el capítulo 2 este índice incluye o agrega indicadores de los tres tipos: de primer orden –directamente medido–, de segundo orden –obtenidos a partir del análisis de datos– y de tercer orden –derivados a partir del uso de modelos predictivos–. A continuación se describen los indicadores o variables utilizadas (figura 3.4.3 y tabla 3.4.1).



Figura 3.4.3. Representación de las variables utilizadas en la playa de Sant Vicenç de Montalt, (Barcelona).

<b>Variable</b>	<b>Símbolo</b>	<b>Tipo</b>	<b>Escala temporal</b>
Ancho de playa efectivo	<i>EBW</i>	Datos medidos	Instantáneos
Tendencia evolutiva de la playa	<i>BWT</i>	Datos analizados	Largo plazo
Fluctuación del ancho de playa	<i>BWF</i>	Datos analizados	Corto plazo
Alcance de las tormentas	<i>SR</i>	Derivado de modelo	Episódico
Anchura mínima de playa	<i>MBW</i>	Elección del gestor	Estacionaria

Tabla 3.4.1. Principales variables utilizadas en el desarrollo de un índice de vulnerabilidad en infraestructura en playas de arena.

*Ancho de playa efectivo, EBW.* Este es un indicador de primer orden que se define como la distancia entre la infraestructura de interés y la línea de orilla. Para ser considerado de forma precisa en el análisis, debe ser medido a una escala espacial y temporal apropiada, de tal forma que cuanto mayor sea su frecuencia de medida, mejor será su capacidad de alarma a la vez que permitirá evaluar adecuadamente los indicadores de segundo orden basados en su análisis.

*Tendencia evolutiva de la playa, BWT.* Este indicador de segundo orden se obtiene del análisis del indicador anterior, *i.e.* de los datos del ancho de la playa, y en consecuencia, depende de la calidad de tales datos. Este indicador servirá para caracterizar la dimensión temporal del análisis ya que será utilizado para estimar el ancho medio de la playa en el tiempo de interés.

De forma general se consideran dos tipos evolutivos principales que determinan la forma de evaluar el indicador: para playas abiertas y para playas encajadas. En playas abiertas, *BWT* se deriva calculando la tasa de evolución a largo plazo de la línea de orilla –o ancho de la playa- con cualquiera de las técnicas existentes en el estado del arte (ver *e.g.* Dolan *et al.*, 1991; Fenster *et al.*, 1993; Crowell *et al.*, 1993, 1997).

En playas encajadas donde el comportamiento típico es un basculamiento de la línea de orilla en función de la dirección de procedencia del oleaje, no tiene sentido obtener una tendencia a largo plazo, *i.e.* idealmente en playas cerradas esta tendencia sería cero. En este caso, *BWT* se caracterizaría mediante la amplitud de la basculación de la línea de orilla durante un año normal. Por último, en aquellos casos donde se haya realizado alguna actuación costera en la zona de interés (o se haya producido algún cambio en las

condiciones ambientales) modificando la tendencia evolutiva existente, este indicador podría/debería estimarse usando un modelo evolutivo como por e.g. un modelo de línea de orilla, y entonces pasaría a ser un indicador de tercer orden.

*Fluctuación del ancho de la playa, BWF.* Este indicador de segundo orden se obtiene a partir del análisis de datos de anchos de playa y, por lo tanto, también es altamente dependiente de la calidad de los datos. Se obtiene estimando la media de la diferencia del avance y retroceso de las posiciones de línea de orilla para los diferentes ciclos de erosión-acreción que se verifican en un año “normal” debido al transporte transversal (inducidos por los cambios estacionales en las condiciones del oleaje). Para estimarse se usaría alguna técnica de filtrado que aislase dichos cambios. Este indicador representaría un ancho o banda de fluctuación donde se encontraría la línea de orilla en un instante determinado con respecto a su posición media (controlada por el indicador anterior).

*Alcance de las tormentas, SR.* Este indicador de tercer orden caracteriza el ancho de playa potencialmente erosionable bajo el impacto de una tormenta determinada. Es el indicador que introduce la aproximación probabilística dado que se obtiene para una tormenta asociada a un período de retorno prefijado. Al ser un indicador de tercer orden es muy dependiente de la robustez del modelo empleado.

Aunque existen numerosos modelos de evolución del perfil de playa (ver e.g. Roelvink y Brøker, 1993; van Rijn *et al.*, 2003) aquí se utiliza el modelo Sbeach (Larson y Kraus, 1989) dado su robustez para predecir la erosión de un perfil de playa en condiciones reales (ver e.g. Wise *et al.*, 1996; Franceschini *et al.*, 1999). En el Anejo A1 se describen los aspectos básicos del modelo.

*Anchura de playa mínima, MBW.* Este indicador mide el ancho de playa que debería quedar delante de la infraestructura después del impacto de una tormenta. Esta variable es seleccionada por el gestor con el asesoramiento de los científicos/técnicos considerando los servicios/funciones que proporciona la playa y que determinaría que ésta fuese aun operativa. Alternativamente también podría ser utilizado para definir el nivel de seguridad deseado en el análisis.

Así, en el caso de que la infraestructura de interés tuviese un valor elevado (o fuese muy susceptible de ser dañada dadas sus características) este valor podría ser utilizado para tener en cuenta el impacto de tormentas sucesivas. Un ejemplo sería la posibilidad de fijarlo considerando que tras el impacto de una tormenta el ancho de playa que debería

quedar frente a la infraestructura debiera sea como mínimo igual al erosionado para prevenir el impacto de otra tormenta similar.

*Variación del oleaje a lo largo de la costa, AWV.* Esta variable o indicador se incluye normalmente cuando existen irregularidades significativas en la batimetría a lo largo de la costa de interés que determinan que las características del oleaje a lo largo de la playa varíen. Como resultado de esta variación se produciría una modulación espacial de la erosión potencial de la playa -SR- de tal forma que, aunque se estimase para un perfil medio o representativo de la playa, se pudiera tener en cuenta su variabilidad espacial por aumento o disminución local de la altura de ola incidente. En el caso de playas encajadas este indicador cuantificaría el efecto de protección de los promontorios (o barreras laterales) en la propagación del oleaje para ciertas direcciones. Normalmente este indicador sería de tercer orden, al ser derivado habitualmente mediante la utilización de modelos de propagación de oleaje.

*Características estructurales de la infraestructura, SPI.* Este indicador representa una condición de contorno o, un factor corrector del índice obtenido. Caracterizaría el diseño estructural de la infraestructura, sobretodo en cuanto a su robustez frente a las acciones del oleaje. Así, el índice sería cero para un paseo marítimo diseñado como una obra marítima capaz de resistir el impacto del oleaje porque, aunque la vulnerabilidad sea alta, en el peor de los casos, el paseo resistiría el impacto directo del oleaje. Por contra sería uno en el caso de que no tuviese la suficiente resistencia estructural para las acciones marítimas quedando en ese caso su vulnerabilidad definida o controlada unicamente por el estado de la playa.

Una vez que se han identificado las diferentes variables o indicadores así como su forma de evaluación, falta definir cómo se agregaran para construir el índice. En términos formales el problema radica en encontrar la relación

$$IVI = f(EBW, BWT, BWF, SR, MBW) g(AWV) h(SPI)$$

Donde *IVI* es el índice de vulnerabilidad de las infraestructuras y *f*, *g* y *h* son funciones a determinar.

A la hora de determinar la forma de evaluación del índice hay que definir la escala temporal de análisis  $\tau$ , siendo éste el valor del período para el cual se quiere evaluar la función de protección de la playa. Asimismo también hay que fijar el período de retorno

de la tormenta de cálculo,  $Tr$ , el cual controlará la magnitud de  $SR$  y dependerá del interés de las infraestructuras existentes o del grado de seguridad que quiera imponer el gestor (cuanto más restrictivo quiera que sea el análisis mayor debería ser  $Tr$ ).

En primer lugar se define una variable intermedia,  $CIVI$ , como la relación entre el ancho de playa erosionable por la tormenta del período de retorno deseado,  $SR$ , y el ancho efectivo de la playa previsto para el tiempo  $\tau$ ,

$$CIVI = SR / (EBW + BWT \cdot \tau)$$

En el caso de que se quiera incluir las fluctuaciones estacionales además del efecto de la tormenta de cálculo el ancho efectivo de la playa se vería modificado –reducido–.

$$CIVI = SR / (EBW + BWT \cdot \tau - BWT)$$

El índice de vulnerabilidad de infraestructuras,  $IVI$ , vendría dado por la función que se presenta en la figura 3.4.4 que varía en una escala de 0 (no vulnerable) a 1 (muy vulnerable).

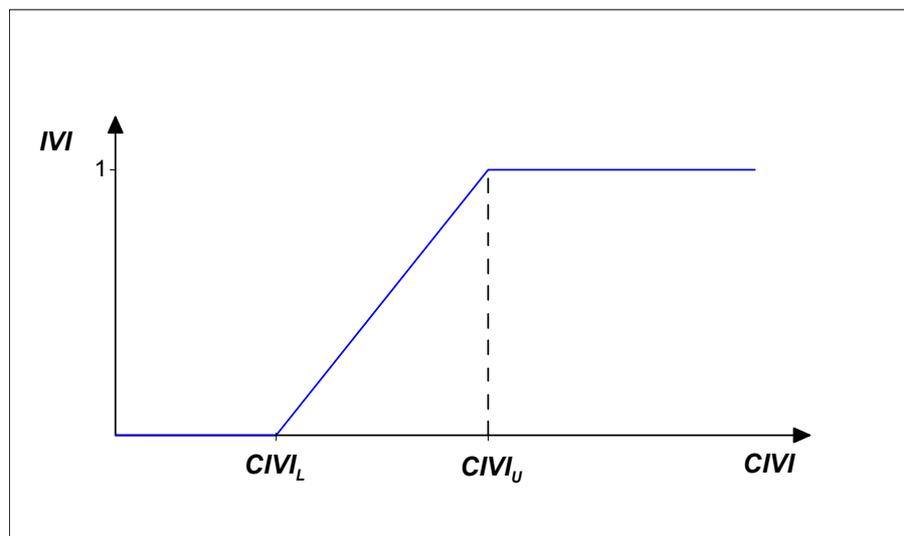


Figura 3.4.4. Relación funcional que define el Índice de Vulnerabilidad de Infraestructuras.

$CIVI_U$  es el valor superior de la variable intermedia  $CIVI$  a partir de la cual el índice de vulnerabilidad tomará su valor máximo (1).  $CIVI_L$  es el límite inferior que marca la

“seguridad” de la playa y donde cualquier valor de *CIVI* inferior a éste determina un *IVI* igual al valor mínimo (0). Estos dos límites vienen dado por

$$CIVI_U = SR / (SR + MBW)$$

$$CIVI_L = SR / (\alpha SR + MBW)$$

Donde  $\alpha > 1$  y su valor se fija en función de cuan conservador se quiere que sea el análisis y de hecho podría considerarse como el número de tormentas que consideraríamos que sería probable que se presentasen en el período de análisis.

Para cualquier *CIVI* con un valor entre estos límites el valor de *IVI* variaría linealmente entre 0 y 1. Formalmente quedaría como

$$\forall CIVI \geq CIVI_U \quad IVI = 1$$

$$\forall CIVI \leq CIVI_L \quad IVI = 0$$

$$\forall CIVI_L < CIVI < CIVI_U \quad IVI = (CIVI - CIVI_L) / (CIVI_U - CIVI_L)$$

A partir de esta función ya se puede obtener en cualquier parte de la playa cual sería la vulnerabilidad de las infraestructuras bajo el impacto de una tormenta determinada.

Puesto que la evaluación de la respuesta del perfil se hace para un perfil medio representativo de la playa una posible forma de introducir las posibles variaciones de la respuesta en la playa sería estimar a lo largo de ésta la distribución espacial de las características del oleaje de la tormenta y modular los valores calculados.

### 3.4.4 Aplicación

#### **Zona de estudio**

La zona donde se aplicará el índice de vulnerabilidad desarrollado es la playa de s'Abanell (Blanes, Girona) que se extiende desde la desembocadura del Tordera en su extremo sur hasta sa Palomera en su parte norte (figura 3.4.5). Esta playa ha sido tradicionalmente una zona progradante dado el avance experimentado por la línea de costa durante el período 1957 a 1977 (CEDEX, 1979). Este avance de la línea de costa

se ha asociado a los posibles aportes de sedimento del río Tordera durante esa época y al retrabajamiento de los depósitos de sedimento del delta. Aunque la dinámica litoral inducida por el oleaje dominante del E determinaría que la mayor parte del volumen fuese transportado hacia el Sur –alimentando la costa del Maresme–, también alimentarían la costa situada al Norte aunque en una fracción mucho menor. Sin embargo, a partir de finales de los años 70, la evolución del tramo ha cambiado de tendencia mostrando una regresión continuada por la progresiva erosión y desmantelamiento del apoyo que para la playa representaba el frente deltaico (Jiménez *et al.*, 1999, 2002; Janer, 2004).



Figura 3.4.5. Playa de s'Abanell, Blanes (Institut Cartogràfic de Catalunya).

Como consecuencia de esta erosión y la disminución del ancho de la playa desde finales de los años 80 el paseo marítimo se ha visto sometido a la acción directa de algunos temporales que han producido diferentes daños estructurales en algunas zonas del paseo (figura 3.4.6) (Jiménez *et al.*, 1999, 2002; Pérez, 2002).

En este apartado se aplicará el índice presentado anteriormente en la playa de s'Abanell a fin de evaluar su capacidad predictiva de la vulnerabilidad de las infraestructuras existentes en la parte interna de la playa. Para ello se calculan las diferentes variables involucradas y posteriormente se integrarán en el índice.



Figura 3.4.6. Daños en el paseo marítimo de la playa de s'Abanell bajo el impacto de tormentas.

### ***Datos disponibles***

Los datos utilizados en este caso para evaluar el índice de vulnerabilidad de la playa son un conjunto de líneas de orillas tomadas durante un período de unos 45 años. Por ello, los datos pueden considerarse como representativos de la aplicación del método utilizando datos de baja frecuencia (tomados con un gran espaciamiento temporal) que, de hecho, son los más frecuentes (disponibles) en la mayor parte de nuestras playas.

A partir de estas líneas de costa se seleccionaron una serie de puntos de control a lo largo de la playa con un espaciamiento de 100 m en los que se evaluaron los parámetros necesarios para el cálculo del índice (figura 3.4.7).

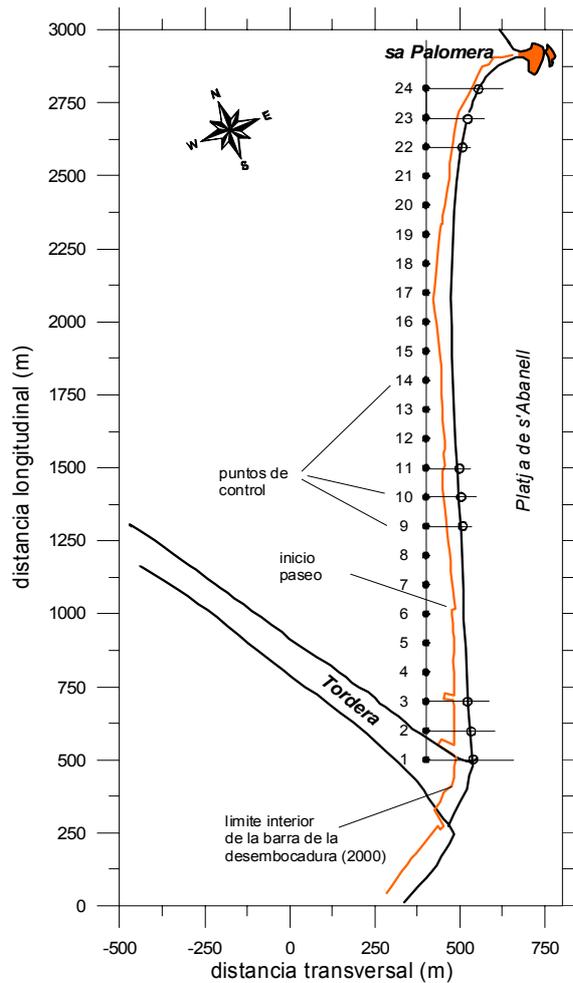


Figura 3.4.7. Puntos de control para evaluar la tasa de migración de la línea de orilla (Jiménez *et al.*, 1999).

En la tabla 3.4.2 aparecen los datos utilizados así como sus principales características.

<b>Año</b>	<b>Escala</b>	<b>Fuente</b>
1957	1:3000	CEDEX (restitución)
1965	1:3000	CEDEX (restitución)
1973	1:3000	CEDEX (restitución)
1977	1:3000	CEDEX (restitución)
1986	1:5000	ICC (ortofotomapa.)
1995	-	Hidrocarsa (topo-batimetría)
1997	-	Hidrocarsa (topo-batimetría)
2000	1:5000	ICC (ortofotomapa)
2004	-	LIM (datos GPS)

Tabla 3.4.2. Líneas de costas utilizadas para la caracterización costera de la zona.

### Ancho de playa efectiva

La figura 3.4.8 muestra las principales variaciones en el ancho efectivo de la playa durante el período controlado. Este ancho efectivo se ha medido desde la línea de orilla en cada momento disponible hasta la posición actual del paseo marítimo aunque éste no existiese en los primeros años dado que el paseo se construyó en los años 80.

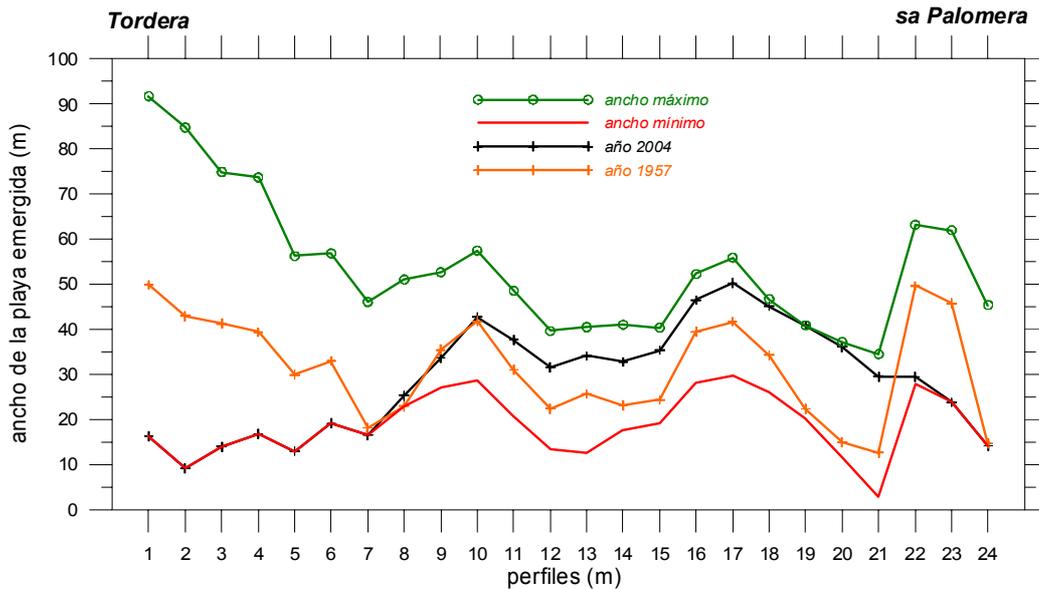


Figura 3.4.8. Variación del ancho de playa emergida desde el año 1957 al 2004.

Como puede apreciarse a partir de la envolvente de las posiciones de las líneas de orilla el ancho de playa ha fluctuado significativamente, especialmente en el tramo más al sur en las inmediaciones de la Tordera, donde las variaciones en la configuración del delta en las fases de avance y retroceso se reflejan en variaciones máximas en la anchura de la playa del orden de 70 m. En el resto de la playa (desde el perfil 7 hasta el perfil 24) la variación media en el ancho de la playa ha sido alrededor de los 30 m.

En la configuración actual de la playa (2004) pueden definirse dos zonas, una zona que va desde la parte central al N con un ancho medio de 38 m y el extremo S con un ancho del orden de 15 m. En esta zona la playa alcanza su posición más retranqueada del período controlado.

### Tendencia evolutiva de la playa

La tendencia evolutiva de la playa se ha calculado mediante una regresión lineal a través de un ajuste por mínimos cuadrados (e.g. Dolan *et al.*, 1991). Dado que el comportamiento del tramo de costa no ha sido homogéneo en el tiempo sino que pueden detectarse claramente dos fases evolutivas (figura 3.4.9) se ha caracterizado la tendencia representativa para cada periodo: (i) el período 1957/1973 en el que domina el avance de la línea de costa indicando una ganancia de sedimento en el tramo y (ii) el período 1973/2004 en el que la costa experimenta una regresión más o menos generalizada indicando un balance sedimentario negativo. Adicionalmente para tener una estima del comportamiento más reciente de la playa se obtuvo también la tendencia evolutiva durante la última década (1995-2004).

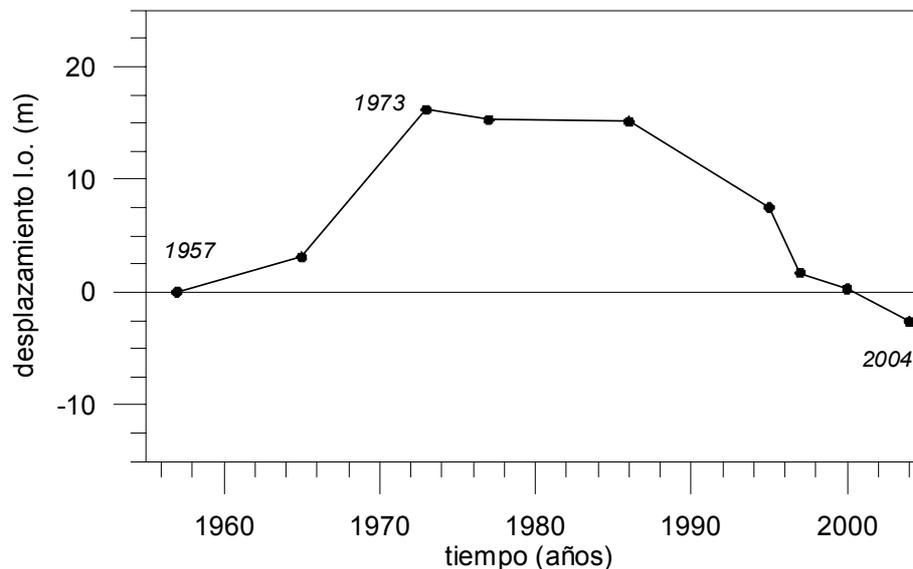


Figura 3.4.9. Desplazamiento medio de la línea de orilla en el tramo durante el período analizado.

Los desplazamientos registrados durante la totalidad del período para cada uno de los puntos de control seleccionados a lo largo de la playa pueden verse en el Anejo A2.

En tabla 3.4.3 y la figura 3.4.10 se presentan las tasas evolutivas calculadas para cada uno de los períodos que, dada su duración, pueden considerarse como representativas del comportamiento del tramo a escala “decadal”.

<i>P.control</i>	<i>1957/73</i>	<i>1973/04</i>	<i>1994/04</i>	<i>Incr. net</i>
1	2.61	-1.77	-4.33	-33.65
2	2.61	-1.91	-4.31	-33.79
3	2.11	-1.81	-3.24	-27.29
4	2.15	-1.70	-3.13	-22.52
5	1.64	-1.38	-2.46	-16.98
6	1.49	-1.16	-2.02	-13.85
7	1.74	-0.87	-1.79	-1.58
8	1.76	-0.81	-1.32	2.39
9	1.05	-0.69	-0.87	-1.83
10	0.75	-0.53	-0.19	0.96
11	0.80	-0.44	-0.02	6.66
12	0.73	-0.27	0.09	9.15
13	0.63	-0.15	0.24	8.46
14	0.47	-0.06	0.25	9.62
15	0.77	-0.19	0.23	11.05
16	0.41	-0.14	0.42	7.04
17	0.36	-0.07	0.38	8.54
18	0.37	0.05	0.34	10.87
19	0.76	0.13	0.19	18.61
20	0.36	0.35	0.16	21.12
21	0.07	0.45	-0.19	16.88
22	-0.19	-0.76	-0.58	-20.17
23	-0.20	-0.78	-0.95	-21.92
24	1.02	-0.70	-1.01	-0.52

Tabla 3.4.3. Tasas de desplazamiento de línea de orilla (m/a) durante los periodos 1957/1973, 1973/2004 y 1994-2004 e incremento neto del ancho de playa (m).

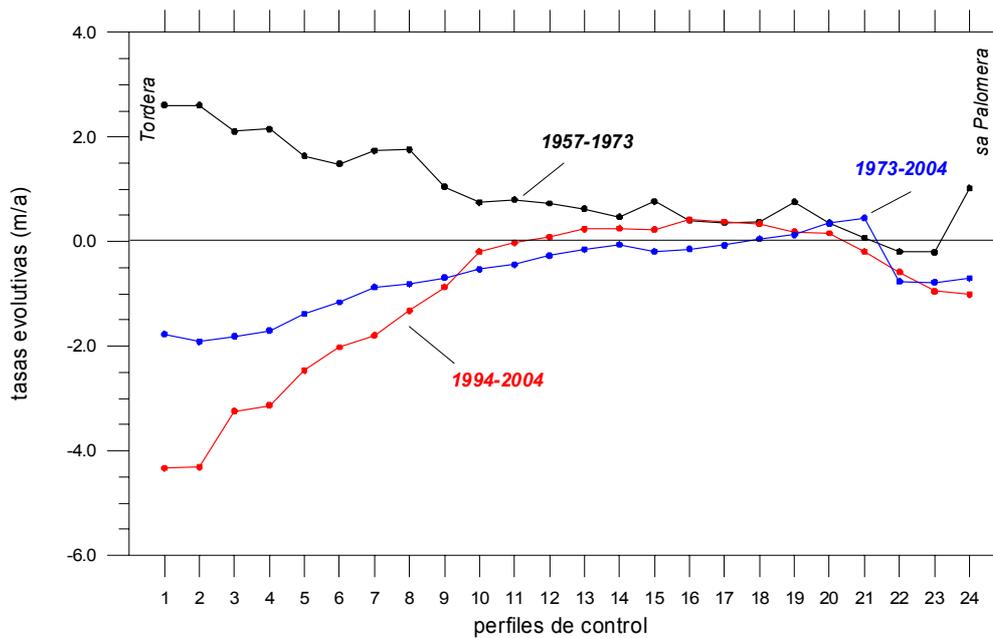


Figura 3.4.10. Tasas de desplazamiento de la línea de orilla para los distintos periodos de control.

A partir del comportamiento observado, se puede caracterizar la zona como un tramo que en las condiciones actuales experimenta un retroceso generalizado de la línea de orilla, aunque pueden detectarse tres zonas en función de la magnitud: (i) una zona sur muy erosiva con tasas de erosión superiores a los 2 m/a; (ii) una zona central que es estable y que incluso experimenta un ligero crecimiento en los últimos años y, (iii) la zona más al norte que experimenta una erosión de poca magnitud.

### ***Fluctuación del ancho de playa***

Las características de los datos disponibles no permiten evaluar esta variable ya que para que esto fuese posible se necesitaría que hubiesen sido tomados a una frecuencia mucho más alta que pudieran reflejar las variaciones estacionales en la configuración de la playa. Sin embargo, dado que el análisis a realizar se centra en eventos extremos y puesto que los cambios inducidos por éstos son significativamente mayores que los cambios estacionales “normales”, no es esperable que su no consideración tenga un impacto grande en los resultados.

### ***Alcance de las tormentas***

El ancho de playa afectada por el impacto de la tormenta es calculado como se comentó anteriormente, mediante la utilización del modelo de evolución del perfil Sbeach (una descripción del mismo se presenta en el Anejo A1).

A la hora de determinar esta variable, lo primero que hay que hacer es fijar la tormenta para la cual hacer el cálculo. Dada la naturaleza estocástica del oleaje no podemos saber de forma determinista cual es la tormenta que va a impactar en una costa determinada en un instante dado aunque si que se puede conocer la probabilidad de presentación de la misma. En la tabla 3.4.4 se esquematiza el clima extremal de oleaje representativo en la zona de interés obtenido a partir de los datos de la boya del Tordera (XIOM) durante el período 1984-1997 (Jiménez *et al.*, 2002).

El clima extremal viene dado como la altura de ola significativa asociada del oleaje a un período de retorno, el cual se define como el intervalo medio de tiempo entre eventos sucesivos con una altura de ola igual o superior a la altura de ola significativa dada (así por ejemplo, una altura de ola con período de retorno de 25 años es esperable que sea igualada o excedida una media de una vez cada 25 años).

Para cada período de retorno se tiene una  $H_s$  a la que se le asigna un período representativo (tabla 3.4.4). Además que definir la duración de la tormenta y la dirección del oleaje. Las tormentas más importantes en la zona son tormentas de levant -E- (García *et al.*, 1993; Jiménez *et al.*, 1997) y esa será la dirección asumida por el oleaje.

	<i>T</i> retorno (años)			
	5	10	50	100
<b><i>H<sub>s</sub></i> (m)</b>	4.89	5.35	6.52	7.07
<b><i>H<sub>max</sub></i> (m)</b>	8.0	8.77	10.73	11.64
<b><i>T<sub>p</sub></i> (s)</b>	13.15	13.39	13.91	14.12

Tabla 3.4.4. Clima extremal de oleaje (Jiménez *et al.*, 2002).

La duración de estos eventos en la costa catalana varía entre 24 y 80 horas (Jiménez *et al.*, 1997; Mendoza y Jiménez, 2004). A efectos del cálculo de la erosión se ha tomado una duración de 24 horas. En cualquier caso ha de tenerse en cuenta que al definir las características de la tormenta a partir de un clima extremal se obtiene finalmente un evento con  $H, T, y \theta$  constantes durante la totalidad de la tormenta. Es decir se asocia a esa duración una altura de ola que, realmente, se correspondería a la  $H_s$  del pico de la tormenta. Por ello, aunque puedan haber tormentas con duraciones mayores, la menor duración asumida sería compensada con una altura mayor.

Un vez definida la tormenta se evalúa para un perfil representativo de la playa (tomado en su zona sur –perfil 6 en la figura 3.4.7-) la erosión inducida (hay que tener en cuenta que sólo se evalúa la erosión asociada al transporte transversal).

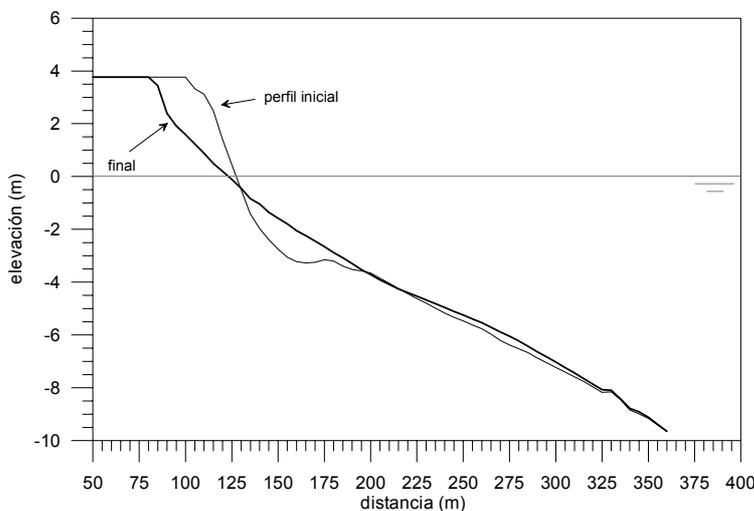


Figura 3.4.11. Erosión del perfil calculada con el modelo Sbeach para una tormenta.

En la figura 3.4.11 puede verse un ejemplo de la erosión calculada para el perfil de playa mientras que la figura 3.4.12 se presentan las erosiones asociadas a cada periodo de retorno.

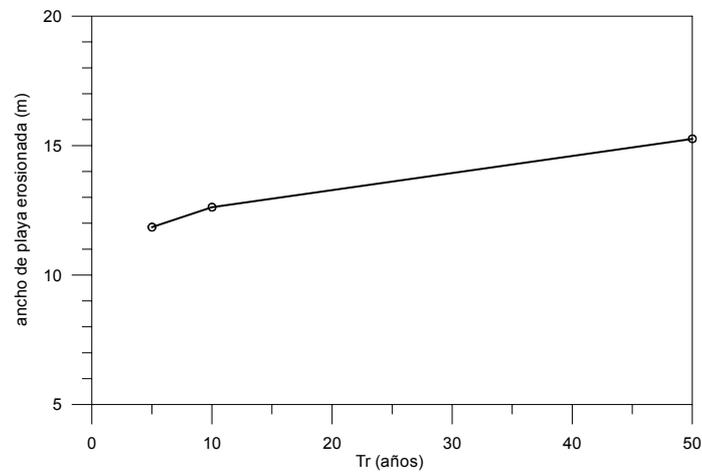


Figura 3.4.12. Ancho de playa erosionado para tormentas asociadas a un periodo de retorno.

Por último, otra variable a considerar a la hora de definir la tormenta sería la marea meteorológica. En este caso se ha optado por una sobreelevación nula dado que aunque en grandes tormentas del E puede presentarse una marea meteorológica significativa, cuando esto ocurre, uno de los fenómenos más habituales es el rebase de la playa con lo que la respuesta de la playa sería diferente con gran parte del sedimento siendo transportado tierra adentro (figura 3.4.13).

Independientemente de ello y si no consideramos este efecto del rebase, la presencia de una marea meteorológica de +0.5 m durante la tormenta produciría para las tormentas analizadas un exceso de erosión sobre el valor calculado de unos 5 m.



Figura 3.4.13. Paseo marítimo de Lloret de Mar durante una tormenta del E (Noviembre de 2001).

### Variación del oleaje a lo largo de la costa

El “alcance de las tormentas” ha sido obtenido para un perfil medio y para unas condiciones medias de oleaje de tal forma que ambas representan la respuesta representativa de la playa para una tormenta dada. Por ello es necesario considerar la posible variabilidad en la respuesta debido a variaciones en las características del oleaje a lo largo de la playa. Aunque la zona de aplicación es una playa rectilínea y se pudiera pensar en una uniformidad longitudinal del oleaje, lo cierto es que la batimetría frente a la playa no es uniforme sino que presenta una zona norte de pendiente baja y una zona sur en las inmediaciones del delta con una pendiente mayor (figura 3.4.14).

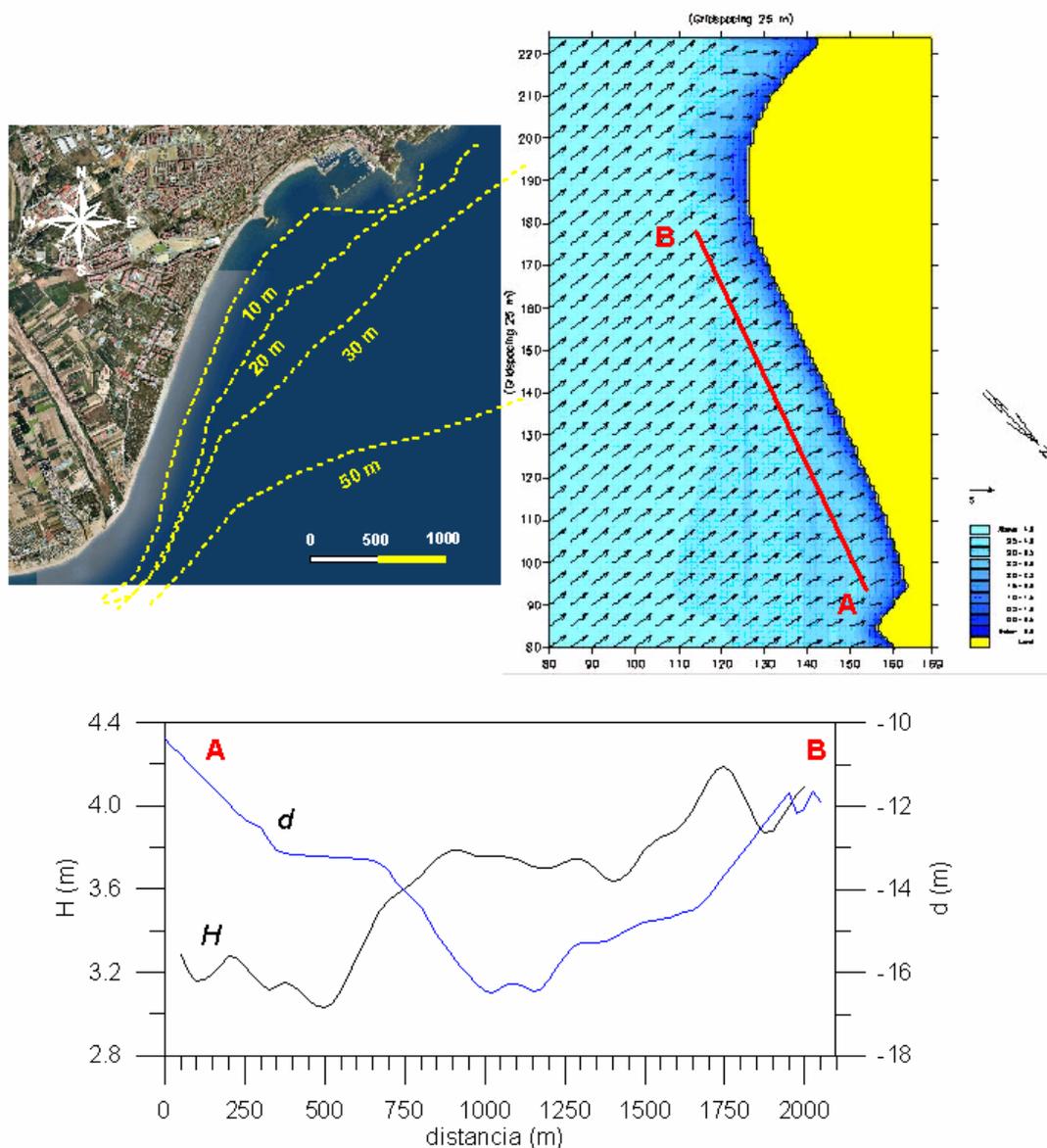


Figura 3.4.14. *Superior izquierda*: batimetría frente a la playa de s'Abanell. *Superior derecha*: campo de altura y dirección del oleaje para una tormenta del E con  $H=4$  m y  $T=7$  s. *Inferior*: distribución a lo largo de la playa de la altura de ola ( $H$ ) a lo largo del transecto AB y profundidad de referencia ( $d$ ).

Esta variación en la profundidad se ve reflejada a su vez en la altura de ola la cual se ha calculado mediante la utilización del modelo MiKe 21-PMS (DHI, 1998). En la figura 3.4.14 puede verse la distribución a lo largo de la playa de la altura de ola a unos 13 m de profundidad para una tormenta del E con  $H= 4$  m y  $T= 7$  s. En ella se detecta un incremento de las alturas de ola hacia el S, lo que indicaría un mayor impacto de los temporales y, al mismo tiempo sería consistente con el aumento en las tasas de erosión de la línea de orilla observadas anteriormente a lo largo de este sector S. La consecuencia de este aumento en la altura de ola sería que una vez estimado el impacto de la tormenta este de vería modulado por esta distribución, de tal forma que el impacto previsible en la zona sur sería mayor que en la parte norte de la playa.

### ***Evaluación del IVI***

A partir de estos valores se ha determinado el índice de vulnerabilidad de infraestructuras para la playa de s'Abanell para diferentes escenarios. Así, en primer lugar se ha partido de la configuración de la playa de 1977 que es la que se correspondería con un mayor ancho promedio y teóricamente la de menor vulnerabilidad asociada.

En la figura 3.4.15 se representa la evaluación del indicador *IVI* para diferentes períodos de proyección: 0 (situación estática o de partida), 1, 10 y 25 años. En todos los casos la tormenta considerada tiene un período de retorno de 10 años y el valor de  $\alpha$ , para considerar la “seguridad” de la evaluación es de 3. Se ha considerado como tendencia evolutiva representativa de la playa la evaluada para el período 1973-2004.

En la figura puede verse claramente la variabilidad espacial y temporal de la vulnerabilidad a lo largo de la playa. Así, para períodos de proyección pequeños, los mayores valores de la vulnerabilidad están asociados a aquellas zonas de la playa donde el ancho es más pequeño *i.e* zona norte próxima a sa Palomera y zona central donde el paseo se acerca a la línea de orilla (perfiles 12 a 14).

A medida que aumenta el período de proyección la distribución de la vulnerabilidad cambia a lo largo de la playa. Así, en aquellas zonas donde el comportamiento es claramente erosivo la vulnerabilidad aumenta drásticamente lo cual pone de manifiesto la necesidad de considerar el comportamiento futuro de la playa para poder planificar adecuadamente las infraestructuras y usos o servicios a situar en la costa. En este caso es la zona próxima a la Tordera (los últimos 800-900 m de la playa) la que se convertirá en la parte más vulnerable.

Por contra, en aquellas zonas con un comportamiento ligeramente erosivo o acumulativo la vulnerabilidad aumentará ligeramente o incluso disminuiría respectivamente a lo largo del tiempo con respecto a la situación de partida.

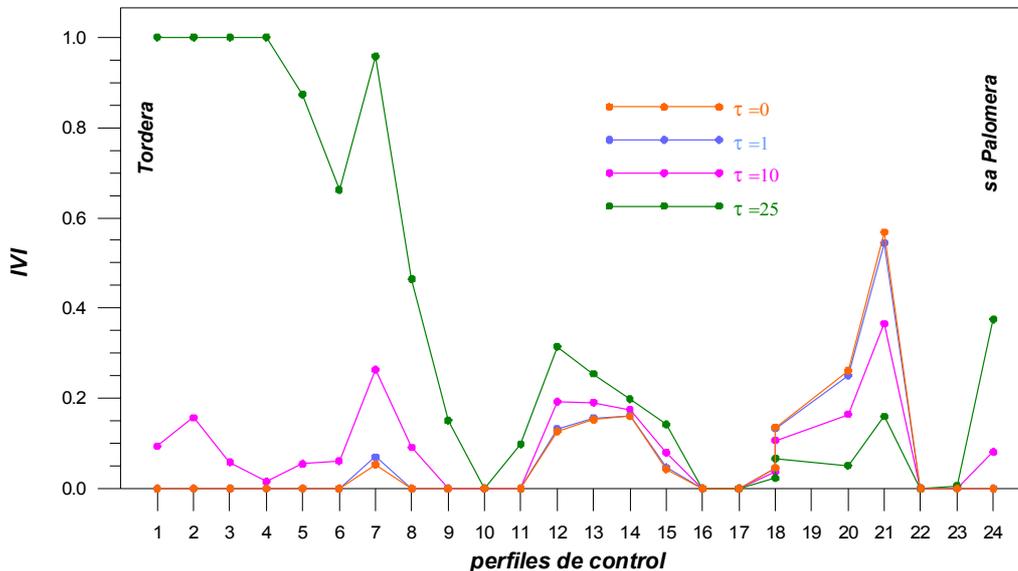


Figura 3.4.15. Evaluación de la vulnerabilidad,  $VI$ , en la playa de s'Abanell para la configuración de 1977.

Como se vió anteriormente la elección del límite inferior de la variable intermedia  $CVI$  se hacía en función de un valor  $\alpha$ , que indicaba “cuántas tormentas se tenían en cuenta en el análisis” que controlaba el “nivel de seguridad” del análisis o que en otras palabras indicaría cuan “conservador” es el gestor.

A efectos prácticos si  $\alpha=2$  se asumiría que para que las infraestructuras estuviesen “seguras” el ancho de la playa debería ser superior al doble de la erosión de la tormenta en cualquier momento. Para ver la influencia del valor de  $\alpha$  seleccionado en el análisis, en la figura 3.4.16 se presenta el caso visto anteriormente tomando diferentes valores de  $\alpha$  (2, 2.5, 3).

Como puede verse y, como era esperable, cuanto mayor es  $\alpha$ , mayor sería la vulnerabilidad puesto como se ha dicho antes implicaría la “posibilidad” del impacto de más tormentas. Por ello, desde el punto de vista del gestor cuanto más conservador (más seguridad) se quiera ser en el análisis mayor deberá ser  $\alpha$ . A la hora de seleccionar este valor de  $\alpha$  se debería analizar el clima de oleaje a ver la frecuencia del impacto de tormentas de una clase determinada durante la época de invierno.

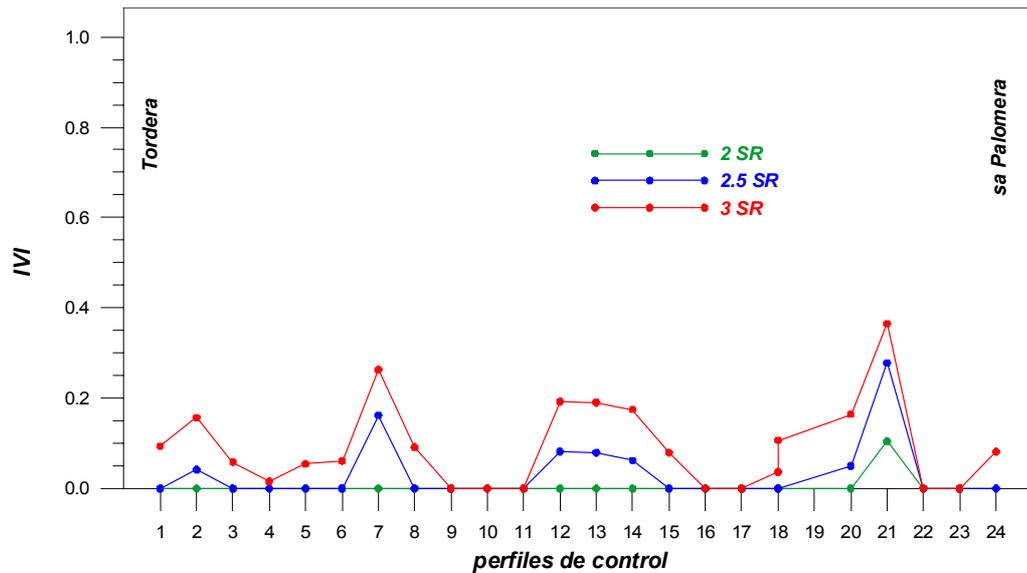


Figura 3.4.16. Efecto de  $\alpha$  en la evaluación de la vulnerabilidad,  $IVI$ , en la playa de s'Abanell (año 1977,  $\tau=10$  años, tendencia 1973-2004).

En la figura 3.4.17 se presenta el efecto del valor de  $\alpha$  en la evaluación de la vulnerabilidad,  $IVI$ , de la playa utilizando la configuración actual de la playa a 10 años vista. De la figura 3.4.17 se desprende que la playa tiene un comportamiento similar para los tres casos, presentando un ligero aumento de la vulnerabilidad en la parte central de la playa a medida que aumenta  $\alpha$ . En la actualidad y a diferencia del análisis realizado para 1977 (figura 3.4.16), la playa presenta los valores máximos de la vulnerabilidad en ambos extremos tanto en la zona sur (Tordera), perfiles del 1 al 8, y en la zona más próxima a sa Palomera.

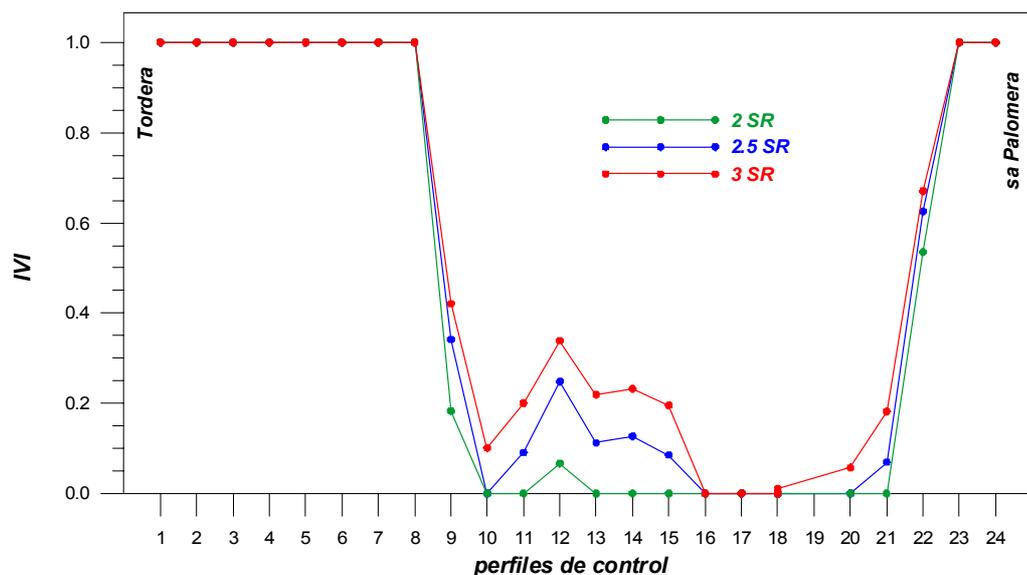


Figura 3.4.17. Efecto de  $\alpha$  en la evaluación de la vulnerabilidad,  $IVI$ , en la playa de s'Abanell (año 2004,  $\tau=10$  años, tendencia 1973-2004).

Por último, se ha evaluado la vulnerabilidad,  $IVI$ , a lo largo de la playa de s'Abanell partiendo de la configuración de 2004 para diferentes períodos de tiempo (figura 3.4.18). El análisis es análogo al realizado para 1977, es decir, con un valor de  $\alpha=3$ , una tormenta de período de retorno de 10 años y la tendencia evolutiva dada por la calculada para el período 1973-2004.

Si comparamos los valores de vulnerabilidad,  $IVI$ , obtenidos para la configuración de la playa de 2004 para la situación actual ( $\tau=0$ ) con los obtenidos para la playa en 1977 con un período de 25 años vemos que son casi coincidentes lo que refleja la representatividad de las tasas evolutivas calculadas.

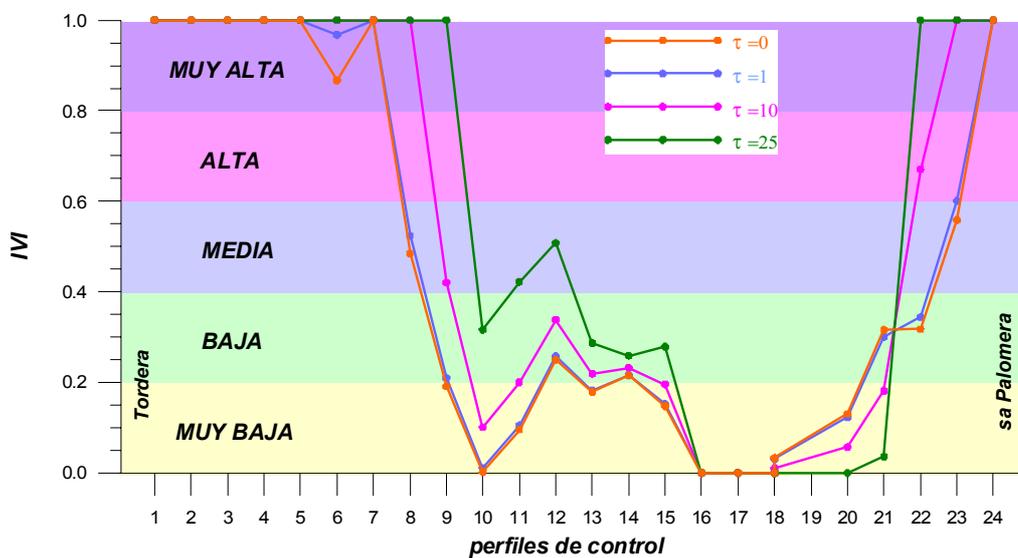


Figura 3.4.18. Evaluación de la vulnerabilidad,  $IVI$ , en la playa de s'Abanell para la configuración de 2004.

Como puede verse, la playa presenta la vulnerabilidad máxima en todas las proyecciones en ambos extremos de la playa siendo especialmente vulnerable el extremo sur. Esta distribución de la vulnerabilidad indica claramente que de mantenerse la tendencia evolutiva actual la zona sur de la playa de s'Abanell y la más próxima a sa Palomera son muy susceptibles a ser afectadas.

A fin de introducir una escala cualitativa de la vulnerabilidad se ha calificado los valores de  $IVI$  en una escala de cinco valores (muy baja, baja, media, alta y muy alta) que cambian para incrementos de 0.2 en el valor de  $IVI$  en la escala de 0 a 1.

En el extremo Sur los valores de vulnerabilidad indicarían que a efectos prácticos las implicaciones principales serían sobre todo en el límite externo de los campings y las infraestructuras de la desaladora (conducciones y pozos de registros situados a lo largo de la playa). En el Norte de la playa, dado el refuerzo que se ha hecho en el muro del paseo, las posibles afectaciones serían principalmente por rebase del oleaje e inundaciones de la parte superior (figura 3.4.19). Dado que en la zona Sur los valores del índice de vulnerabilidad alcanzan el máximo posible (1.0) no hace falta considerar la modulación inducida por la existencia de una mayor altura de ola, que en el tramo Norte dado que ya no puede aumentar más.

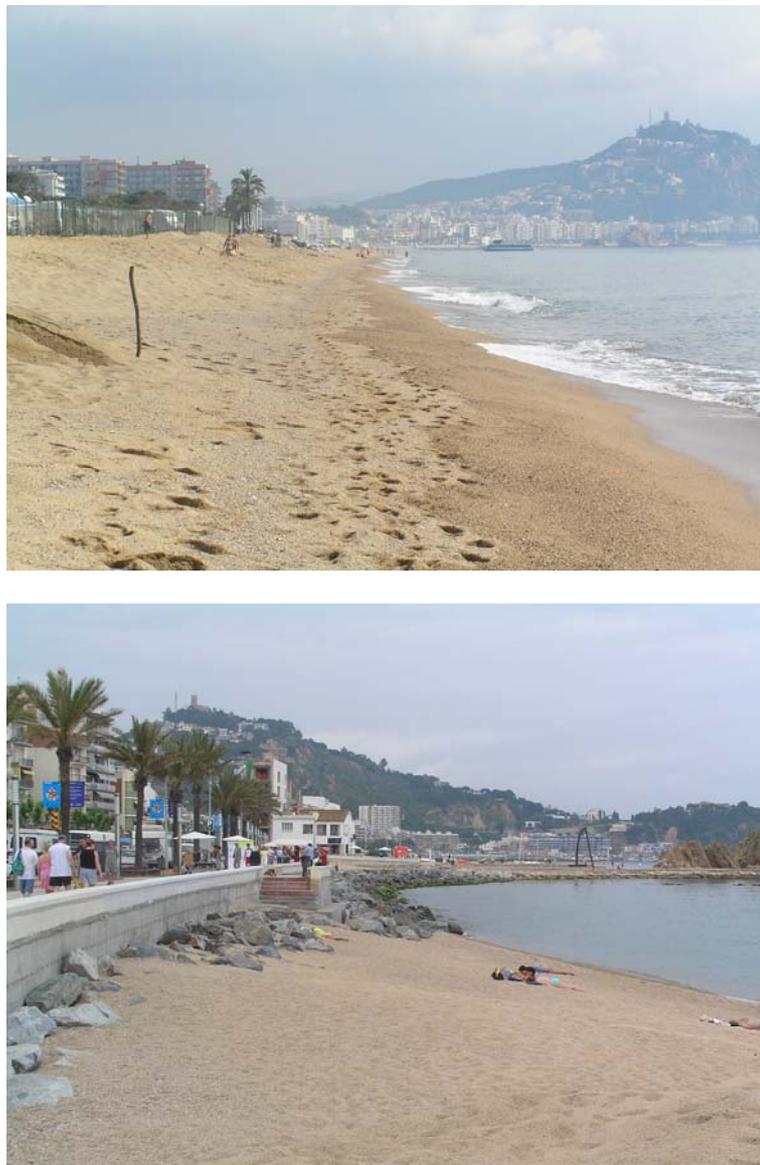


Figura 3.4.19. Configuración actual de la playa de s'Abanell (Junio de 2004). *Superior*: zona de campings -Tordera-. *Inferior*: zona de sa Palomera.

Como puede verse a partir de este análisis es posible identificar las zonas más vulnerables a lo largo de la playa a partir del conocimiento de la configuración actual e imponiendo un escenario evolutivo.

Esta estimación se puede realizar desde una perspectiva probabilística a través de la elección de la tormenta de cálculo, lo cual permite al gestor elegir o decidir el grado de "seguridad" que quiere para su análisis (cuanto mayor sea el período de retorno de la tormenta seleccionada mayor será la seguridad del análisis, dado que la respuesta de la playa será mayor).

Como conclusión específica de la zona de estudio hay que remarcar la alta vulnerabilidad al impacto de tormentas sobre todo en su extremo Sur. En el caso de que la tendencia evolutiva actual se mantenga, las infraestructuras localizadas en esa zona estarían en serio peligro de ser dañadas.

## **3.5 LA INFLUENCIA DE LA MORFODINAMICA COSTERA EN LA FUNCION RECREATIVA. PLAYAS DE USO TURISTICO\***

### **3.5.1 Introducción**

España y en concreto Cataluña es uno de los destinos turísticos tradicionales para el resto de Europa. La importancia de este sector en la economía se refleja claramente en su contribución al PIB, que en el caso de Cataluña fue del 10.5% en el año 2003 (Generalitat de Catalunya, 2004) estando la mayor parte de esta contribución relacionada con el “turismo costero”, ya que la mayoría de los turistas se concentraron en la franja costera. Así, durante el 2003 el 73.6% de las pernoctaciones de los turistas extranjeros que llegaron a Cataluña se produjeron en las “marcas turísticas” asociadas a las áreas costeras (Costa Brava, Maresme, Garraf y Costa Dorada), sin incluir la ciudad de Barcelona donde se produjo el 22.3% de pernoctaciones (Generalitat de Catalunya, 2004).

Esta actividad turística concentrada en la franja costera se ha traducido a su vez en una ocupación muy intensa del territorio. Este desarrollo urbanístico y la ocupación del litoral comienzan en los años 60 durante el llamado boom turístico, alcanzando las mayores tasas de crecimiento durante la década de los 70. La intensidad de este proceso ha generado que en algunas zonas, los niveles de ocupación del territorio y el propio negocio turístico hayan alcanzado el nivel de saturación produciendo un estancamiento en la evolución del mercado turístico llegando a los niveles máximos y/o críticos de algunas variables involucradas que definen el problema en cuestión (e.g. Priestley y Mundet, 1998).

Este nivel de desarrollo, con la construcción de complejos turísticos e infraestructuras asociadas se ha identificado como uno de los responsables directos que afectan a la calidad ambiental de las costas y, en consecuencia, se asume que es uno de los factores principales que han contribuido significativamente a la degradación costera (e.g. Smith, 1991; Wong, 1998; Sardá y Fluviá, 1999).

---

\* Versión. Jiménez, J.A. y Valdemoro, H.I. 2003. La influencia de la dinámica costera en la explotación turística de las playas (I). Erosión a largo plazo. *Equipamiento y Servicios Municipales*, 109, 28-37.

Valdemoro, H.I. y Jiménez, J.A. (en revisión). The Influence of Shoreline Dynamics on the Use and Exploitation of Mediterranean Tourist Beaches.

Un orden de magnitud del alcance de la presión ejercida sobre la zonas costeras se obtiene estimando el porcentaje de superficie urbanizada en relación a la superficie total del terreno (MMA, 2001). En la costa catalana, Martí y Pintó, (2004) estimaron que el porcentaje de superficie urbanizada en los municipios costeros en la Costa Brava se había incrementado aproximadamente en un 769% entre 1957 y 2003 (ver figura 2.1.1).

En los inicios del desarrollo turístico el principal recurso explotado, las playas, no sufrían problemas significativos desde el punto de vista físico (o por lo menos no eran visibles), presentando en general un estado adecuado para soportar tal uso. A su vez, una de las normas habituales -a tenor del comportamiento observado- por aquel entonces era la de adoptar una visión estática de la franja costera (al menos implícitamente y no necesariamente de forma premeditada), de modo que a efectos prácticos la planificación turística (capacidad, infraestructuras y servicios) se hacía sin considerar la posible evolución del recurso (playa) hacia una situación menos favorable. En otras palabras, en general no se consideraba la dinámica costera mientras ésta no afectara al negocio turístico. Sólo cuando dichos procesos comenzaron a afectar la explotación de las playas surge la necesidad de ser tenidos en cuenta ya que implicaban una pérdida de la capacidad de la carga de la playa.

De forma genérica, la capacidad de carga recreativa de una playa se refiere a la cantidad y tipo de usuarios que puede soportar una playa sin que produzcan un impacto inaceptable desde el punto de vista ambiental y social (adaptado de Manning y Lawson, 2002). A la hora de evaluar esta capacidad de carga se consideran dos aspectos fundamentales: la componente *biofísica* que se refiere a la integridad del recurso-base (en este caso la playa) y la componente asociada a la *percepción*, la cual tiene en cuenta el grado de satisfacción del usuario (ver e.g. Sowman, 1987; Saveriades, 2000).

Esta aproximación es radicalmente diferente a la evaluación de la capacidad de carga en zonas costeras más vírgenes donde ésta se define en base a la conservación de los valores naturales (ver e.g. Arisci *et al.*, 2003).

En playas sujetas a un uso intensivo (e.g. playas urbanas y semi-urbanas) la componente biofísica se restringe básicamente a los aspectos físicos ya que normalmente los valores ambientales de este tipo de playas son bajos, a excepción de aquellos relacionados con el paisaje. En cualquier caso esto no presupone que dicho tipo de playas no tengan valores ambientales/naturales sino habitualmente no son considerados o, ni siquiera se evalúan para ver si existen. Por otro lado, los aspectos que afectan o pueden afectar a la

percepción del usuario son menos restrictivos que en playas más naturales ya que se limitan básicamente a la limpieza de las playas (agua y sedimento), los servicios, los accesos y la superficie de playa disponible (ver e.g. Pereira *et al.*, 2003). Es decir, para este tipo de playas, criterios de tipo Bandera Azul (FEE, 2004) son “suficientes” para valorar la calidad de la mayor parte de los aspectos de la playa.

En estas playas, la función recreativa (aparte de la calidad del agua y del sedimento) depende de las dimensiones de la playa ya que éstas determinarán la superficie disponible para el usuario y los servicios que se les puede proporcionar. Convirtiéndose por tanto en la principal variable que afecta a la percepción del usuario sobre la aglomeración. En este sentido, la dinámica costera juega un papel principal en la determinación del uso y la explotación de las playas ya que la superficie emergida de la playa reacciona continuamente a la acción de los agentes marinos y, en consecuencia, las fluctuaciones en la superficie disponible para los usuarios quedarán básicamente controladas por ésta.

Dentro de este contexto, el objetivo de este capítulo es analizar las principales interacciones de la morfodinámica costera con el uso y explotación de las playas con fines recreativos. Los aspectos de la morfodinámica costera considerados aquí se restringen a los cambios en la planta de la playa dado que aunque los cambios en perfil pueden afectar el uso de la playa (un ejemplo claro sería el cambio en la pendiente del perfil de playa tras obras de alimentación artificial con sedimento más grueso), son las variaciones en la superficie, las que afectarán directamente a la capacidad de la playa para soportar el uso turístico.

Aunque aquí se analiza la problemática para las playas del litoral catalán, los procesos aquí analizados se pueden extrapolar a playas con características semejantes considerando como tales las sometidas a una dinámica similar y sujetas a un uso intensivo, es decir, la mayor parte de las playas Mediterráneas.

### **3.5.2 Playas Mediterráneas de uso intensivo**

#### ***Tipos de playas***

El área de estudio seleccionada en este trabajo para ilustrar los efectos de la dinámica costera sobre el uso de las playas es la costa catalana (figura 3.5.1). Cataluña está

localizada al nordeste del Mediterráneo español, con aproximadamente unos 820 Km de línea de costa formada por una gran diversidad geomorfológica, incluyendo acantilados, playas encajadas, playas rectas y largas y deltas. Estos ambientes tienen más o menos una distribución espacial bien definida de modo que, cada provincia presenta una playa tipo dominante. Así de Norte a Sur se identifican seis zonas principales:

- Costa Brava (Girona). Es una costa muy accidentada y rocosa donde predominan los acantilados sobre todo en la parte situada más al norte y, donde el tipo de playa dominante es la encajada o de bahía, compuesta normalmente por sedimentos medios y gruesos.
- Maresme (Barcelona). Se extiende desde el delta del Tordera en el Norte hasta Mongat, al norte de la ciudad de Barcelona en el Sur. Originalmente, era una costa recta continua de arena gruesa. Actualmente está artificialmente segmentada en seis celdas costeras debido a la construcción de cinco puertos. (En la fecha de redacción de este documento se ha terminado la construcción del Puerto de Sant Adrià al Sur de la desembocadura del Besós y está en fase de construcción un Puerto en Badalona, ambos en el extremo Sur de este tramo).
- La costa sur de Barcelona. Se localiza al sur del puerto de Barcelona y comprende el delta del Llobregat y las playas adyacentes, que se extienden desde el río Llobregat hasta el Garraf formando una costa arenosa ininterrumpida de arena fina de unos 19 km de longitud (desde la desembocadura del Llobregat hasta Port Ginesta).
- La costa del Garraf, que es una zona de acantilados bajos con playas encajadas (algunas artificialmente) que actúa como transición desde la costa del Baix Llobregat a la costa Dorada. El sedimento dominante en estas playas es fino.
- La costa Dorada (Tarragona). Es un tramo con diferentes tipos de playas variando desde playas rectas y largas a playas encajadas. Todas ellas están compuestas principalmente de arena fina.
- El delta del Ebro. Se localiza al sur de Tarragona y está formado por los depósitos sedimentarios del río Ebro. Presenta unos 50 km de longitud de línea de costa compuesta de arena fina.

Además de estas áreas, a lo largo de la costa se encuentran tramos altamente artificializados que normalmente se localizan en zonas erosionadas en los que la tipología del borde costero es producto de la influencia humana y no de su localización. Un ejemplo de la modificación del borde costero es el experimentado por el frente marítimo de la ciudad de Barcelona, el cual está formado por una serie de playas artificiales

creadas para las Olimpiadas de 1992 (ver e.g. Novoa, 1990; Peña y Covarsi, 1994), y que actualmente está en fase de ampliación hacia el norte con más playas y una marina dentro de las obras del Forum Internacional de las Culturas Barcelona 2004. En este caso, la creación de las playas fue y es una parte de un ambicioso plan urbanístico para la ciudad.



Figura 3.5.1. Costa Catalana y playas típicas de uso intensivo (*arriba derecha*: playa encajada en la costa Brava (Tossa, Girona) (Institut Cartogràfic de Catalunya); *abajo izquierda*: playa abierta y estrecha en la costa del Maresme (Malgrat, Barcelona), *abajo derecha*: playa artificial (Calonge, Girona) (Ministerio de Medioambiente)).

De todos estos ambientes costeros, en este estudio, se consideran las playas más intensamente utilizadas y explotadas, desde el punto de vista turístico. Estas playas tienen el siguiente perfil:

- Su uso principal es de tipo estacional y son principalmente utilizadas durante la temporada de baño (verano).
- Se localizan en zonas con buenos accesos y, en la mayoría de los casos, son playas urbanas o semiurbanas.
- Normalmente, son relativamente estrechas y están limitadas interiormente por paseos

marítimos.

- Poseen los servicios requeridos por los usuarios.
- Son necesarias para la economía local (relacionada con el turismo o segunda residencia).

Estas playas se caracterizan por tener una superficie útil limitada de tal forma que en algunos períodos, están cerca del nivel de saturación sobre todo en los picos de temporada turística. Este nivel de saturación se ha establecido en una superficie disponible de entre 4 m<sup>2</sup>/usuario (MOP, 1970) y 5 m<sup>2</sup>/usuario (Centre d'Estudis de Planificació, 1984). Dicho valor se acepta que pueda ser superado de forma puntual en varios momentos durante los períodos de mayor uso. Yepes (1998; 1999) da valores de densidades para playas mediterráneas turísticas (de uso masivo) donde considera que estas playas son sólo confortables con densidades por encima de 4-5 m<sup>2</sup>/usuario considerando únicamente las zonas activa y de reposo de la playa (ver próximo apartado).

En otros análisis de la capacidad de carga de las playas de la costa Mediterránea se pueden encontrar valores potenciales de superficie de playa por usuario que van desde 6 m<sup>2</sup>/usuario (e.g. de Ruyck et al., 1997; PAP, 1997) para playas utilizadas intensamente hasta 25 m<sup>2</sup>/usuario en casos de zonas turísticas de muy alta calidad (PAP, 1997). En cualquier caso, hay que tener en cuenta que la disponibilidad de superficie de playa normalmente está directamente relacionada con la calidad (y precio) del área, siendo típico que las playas con muy poca superficie disponible por usuario se correspondan con zonas con un turismo masivo y, en las condiciones actuales, de baja capacidad adquisitiva y de gasto.

En la costa catalana, CEP (1984) analizan la capacidad de carga de las playas así como su estado de utilización encontrando una densidad media de 7.7 m<sup>2</sup>/usuario (se excluyen las playas del delta del Ebro), donde dicha densidad no considera toda la superficie disponible sino sólo la útil. A la hora de valorar esta densidad media hay que tener en cuenta que la variabilidad observada fue alta sobre todo al incluir también playas rurales o naturales.

Recientemente, Mora (2004) analiza la frecuentación y densidad de uso de algunas playas de la Selva Marítima encontrando valores de carga similares, que van desde valores medios de 3.5 m<sup>2</sup>/usuario en Canyelles hasta 19 m<sup>2</sup>/usuario en Santa Cristina.

## Zonificación de la playa

Considerando el uso recreativo, las playas se pueden dividir transversalmente en cuatro zonas principales, (MOP, 1970) (figura 3.5.2):

- La *zona activa o de inmersión*, es el área en las inmediaciones de la línea de orilla. Debe y suele estar libre de elementos estáticos, aunque en algunas áreas se permite de forma temporal el material requerido para deportes náuticos. Esta es la zona de transición entre la playa emergida y la sumergida.
- La *zona de descanso*, es el área donde se instalan la mayoría de los usuarios y, en consecuencia, donde están normalmente instaladas las sombrillas y hamacas. En esta zona no se localizan los servicios para los usuarios a menos que la playa sea demasiado estrecha.
- La *zona de servicio*, es la zona más interna de la playa y es donde se sitúan los servicios e instalaciones para los usuarios tales como, duchas, parques infantiles, vestuarios, bares, etc.

En playas anchas se puede considerar un área adicional, la *zona de seguridad*, que actúa como buffer o transición entre las zonas de descanso y servicio. Esta área sirve para acomodar a usuarios en el caso de que la zona de descanso sea insuficiente.

Polette y Raucci (2003) siguieron una zonificación similar en un análisis de capacidad de carga en playas brasileñas, aunque adaptada a las especificidades locales de uso de playa.

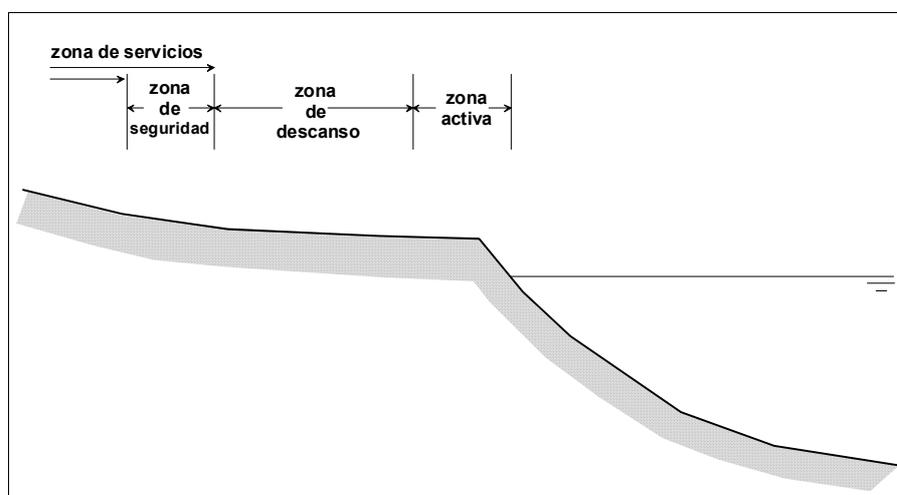


Figura 3.5.2. Zonación transversal del perfil de playa desde una perspectiva recreativa.

La dimensión de cada una de estas zonas depende del ancho de la playa. Así en la tabla 3.5.1, se presentan algunos valores orientativos para playas anchas (más de 50 m) y estrechas (menos de 50 m). Este valor de 50 m que separa el tipo de playas en función de su anchura ha sido usado tradicionalmente en análisis de uso recreativo en playas españolas (e.g. MOP, 1970; CEDEX, 2000).

Aunque teóricamente el ancho de la zona de descanso podría incrementarse tanto como fuese necesario para acomodar a los usuarios a medida que aumentase su número lo cierto es que éstos prefieren concentrarse cerca de la orilla antes que dispersarse por toda la playa. Como ejemplo de este comportamiento preferencial en la figura 3.5.3 puede verse la playa de sa Riera (Costa Brava, Girona) donde se observa que aunque la playa es muy ancha los usuarios se concentran en la zona de descanso mientras que la mayor parte de la superficie disponible no se utiliza, sirviendo básicamente como zona de acceso.

<b>Zonas</b>	<b>Playas anchas (&gt; 50 m)</b>	<b>Playas estrechas (&lt; 50 m)</b>
Activa	15	10
Descanso	25	20
Seguridad	10	10
Servicio	Variable	Resto

Tabla 3.5.1. Dimensiones orientativas (m) de las zonas en que se puede dividir una playa desde el punto de vista de su uso recreativo (adaptado de MOP, 1970).

Este comportamiento generalizado de los usuarios se justifica debido al hecho de que, en días muy soleados la arena está muy caliente lo que dificulta transitar y/o permanecer en dicha zona. Esta preferencia de los usuarios fue detectada por Villares (1999) en un estudio de percepción de usuarios de playas de Cataluña. Así, ella encontró que uno de los aspectos peor valorados era la excesiva anchura de algunas playas tras operaciones de alimentación artificial, sobre todo cuando estos anchos de playa no se utilizaban para servicios adicionales. En un reciente estudio del CEDEX (2000), también se encontró que los usuarios de varias playas españolas daban una puntuación negativa a playas con anchos superiores a 50 m.

Esta distribución espacial de los usuarios en las playas puede verse afectada significativamente cuando la superficie de playa se explota de forma industrial. Un ejemplo típico de tal situación son los “bagnos” (baños) en muchas playas italianas. En

esencia, el “bagnó” es una concesión administrativa de una parte de la playa que proporciona a los usuarios algunos servicios que son normalmente contratados por los usuarios para toda la temporada y, que consisten principalmente en un tramo de superficie de playa con hamacas y sombrilla (además de servicios de restauración y vestuarios). Con esta perspectiva, la distribución espacial a través de la playa es casi uniforme en contra de lo anteriormente presentado y, con la excepción de las playas muy anchas, toda la superficie de playa emergida es explotada (figura 3.5.3). Nótese que en esta situación, aunque la playa es formalmente pública se convierte en una playa privada “de facto” ya que aunque se puede bañar y transitar por la orilla libremente no hay zona libre donde “descansar”.



Figura 3.5.3. Distribución de usuarios en una playa ancha en la Costa Brava -playa de sa Riera, Girona- (*arriba*) y en una playa explotada “industrialmente” en la Toscana Italiana (*abajo*).

En áreas meso y macromareales la distribución espacial de los usuarios está condicionada por la variación del nivel del mar, ya que la superficie de playa emergida varía según el estado de la marea, por lo que la zona activa puede fluctuar significativamente a lo largo del día haciendo que en algunos momentos la zona de reposo se distancie de la línea de orilla.

### 3.5.3 Interacción clima-uso

Las condiciones climáticas regionales determinan la intensidad de la interacción entre la dinámica costera y el uso de las playas en una costa determinada. En la costa Mediterránea, un año climático "normal" se caracteriza por la existencia de un desfase entre las épocas de mayor uso de la playa y mayor intensidad del oleaje. En términos prácticos, esto significa que la estación donde se produce la mayor ocupación de la playa (verano, normalmente de junio a septiembre) se caracteriza por la existencia de un oleaje de bajo contenido energético mientras que los meses de mayor contenido energético del oleaje se caracterizan por un uso de la playa muy bajo. Esto se ilustra en la figura 3.5.4, utilizando como indicador del uso de la playa el número de turistas por mes durante el año 2001 en la costa Catalana y la media de la altura de ola al cuadrado como representativa de las condiciones energéticas del oleaje.

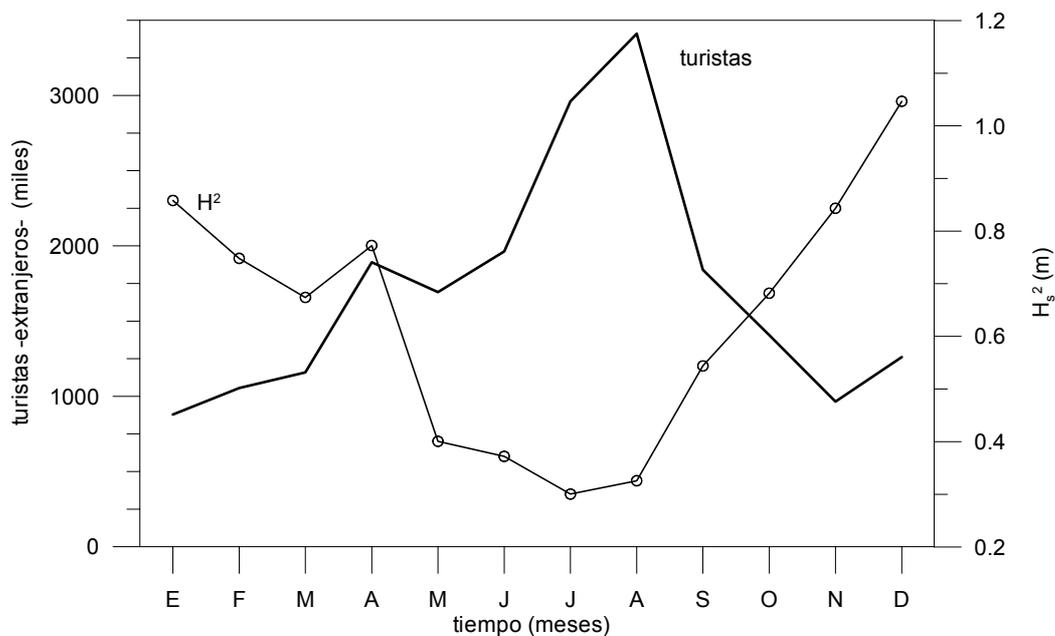


Figura 3.5.4. Distribución estacional del contenido energético medio del oleaje y del número de turistas no españoles durante el año 2001 en Cataluña.

Así, si se considera sólo la función recreativa de las playas, el verano es la época del año donde debería verificarse la configuración óptima de la playa (cualquiera que sea ésta), ya que es el periodo de mayor uso. De hecho, esta configuración óptima debería verificarse antes del inicio de la temporada para poder planificar y preparar de forma adecuada los servicios requeridos tales como hamacas, sombrillas, WC, duchas, bares. La mayor parte de estos servicios son temporales y, solo algunos servicios como duchas son permanentes. Estos servicios junto con las actividades que tienen lugar durante todo el año en la playa, están reglamentados anualmente por las autoridades municipales a través de los Planes de Usos, estando sujetos a la aprobación de la Dirección General de Costas. Los servicios incluidos en el Plan de Usos se proyectan para una superficie determinada de la playa, por lo que si ésta se ve afectada, los servicios también se verán afectados, sobre todo cuando la superficie real es inferior a la considerada.

Por otro lado, si la prioridad principal es asegurar la protección y seguridad de la playa o de las infraestructuras existentes, entonces la playa estaría en su óptimo durante los meses en el que oleaje incide mayor contenido energético. La forma de evaluar la configuración óptima o, como valorar la existente en un momento dado frente a lo considerado como óptimo desde este punto de vista ha sido tratado en el capítulo anterior.

Este desfase temporal entre el uso de la playa y la energía incidente modula los efectos potenciales de la dinámica costera sobre el uso de la playa. Así, si consideramos la disminución de superficie disponible debido a los impactos de las tormentas, esta se verifica “normalmente” varios meses antes del tiempo en el que se necesita la situación óptima de la playa desde el punto de vista recreativo. Esto implicaría que en “condiciones normales” los procesos de recuperación natural tendrán tiempo para reconstruir la playa o, en el caso de que esto no se produzca, hay algo de “tiempo” para gestionar y actuar sobre la playa. Por supuesto, esto se refiere a condiciones climáticas medias y no a eventos singulares o extraordinarios.

### **3.5.4 La influencia de la erosión a largo plazo**

El efecto más directo y obvio de la dinámica costera se producirá cuando ésta induzca la erosión de la playa. En este caso, nos referimos específicamente a la existencia de una tendencia erosiva en la playa debido a algún proceso a largo plazo, tales como el

gradiente en el transporte longitudinal de sedimento inducido por la existencia de barreras (marinas, diques, etc.). Sin valorar la pérdida de playa en sí misma, esta situación afectará a la percepción de los usuarios y, en consecuencia, a la capacidad de carga recreativa de tal forma que la afluencia de usuarios a la playa puede verse afectada. En este sentido cabe destacar los resultados obtenidos por el CEDEX (2000) en los que tras analizar la percepción de usuarios de playas, éstos puntuaban negativamente las playas muy estrechas –menores de 20 m-.

Este aspecto se incluye normalmente a la hora de analizar la necesidad de actuaciones de protección costera en playas erosionadas evaluando explícitamente los aspectos recreativos (e.g. Silberman y Klock, 1988; Kline y Swalow, 1998; Withmarsh *et al.*, 1999). Así, por ejemplo, Withmarsh *et al.* (1999) encontraron que los usuarios de playas asignaban un “valor monetario” positivo a su disfrute recreativo, considerando que este valor podría reducirse como consecuencia de la existencia de erosión. Sin embargo, en un análisis similar, Silberman y Klock (1988) encontraron que cuando los usuarios disponían, dentro de la zona, de playas alternativas a las erosionadas, las medidas de protección costera tomadas en las playas erosionadas, no eran necesariamente percibidas como beneficiosas.

En cualquier caso, cuando la intensidad de la erosión es tal que impide la existencia una playa con anchura necesaria (considerando tanto los aspectos recreativos como de protección) el desarrollo urbanístico de la zona y su grado de utilización pueden verse claramente afectados (e.g. Valdemoro *et al.*, 2002). Esto queda reflejado en el trabajo de Pompe y Rinehart (1994) quienes analizaron los precios de las casas en dos zonas costeras del Sur de Carolina, relacionando los precios con el ancho de la playa. Según ellos, los precios más altos para las casas situadas frente a playas anchas serían un indicador de la capacidad de protección ante temporales así como de los beneficios recreativos producidos por las playas.

### ***Modelo conceptual***

Teniendo en cuenta todos estos aspectos, se puede plantear un modelo conceptual de la influencia de la erosión costera –con su consiguiente disminución de la superficie de playa– sobre el uso turístico de la superficie de playa en términos de capacidad de carga. Este modelo conceptual queda esquematizado en la figura 3.5.5 utilizando la superficie

de playa disponible por usuario como variable para caracterizar la influencia de la erosión a largo plazo en el uso recreativo de la playa.

A modo de simplificación, en la figura 3.5.5 se asume que el número de visitantes es constante en el tiempo. Se consideran dos casos en función de la anchura inicial de la playa: playas anchas y estrechas. Las playas anchas son aquellas que tienen un ancho superior a un *ancho óptimo*,  $A_0$ , el cual corresponde al ancho que abarcarían las zonas activa, de descanso y de seguridad cuando no existen restricciones espaciales (tabla 3.5.1). Por otro lado, el límite inferior es el llamado *ancho de saturación*,  $A_s$ , que es la superficie de playa para la que la densidad de usuarios alcanza el nivel de saturación, e.g. 5-4 m<sup>2</sup>/ usuario, (pudiendo variar dependiendo del sitio).

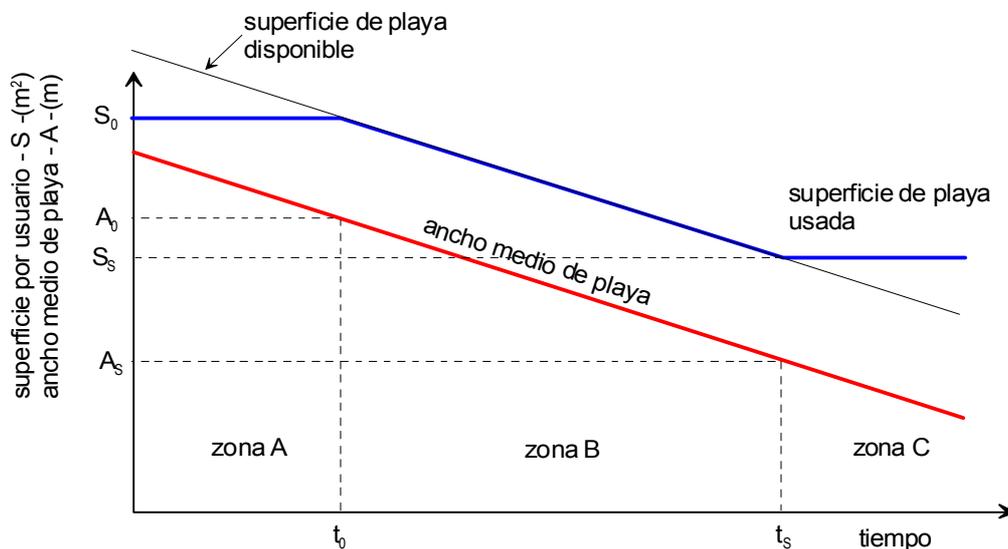


Figura 3.5.5. Esquemización de la relación entre la evolución del ancho de playa en costas erosivas y superficie de playa por usuario.

En playas anchas, aunque la erosión reduce el ancho de playa disponible, el tramo utilizado por los usuarios no se ve afectado ya que la zona de uso preferencial se desplazaría hacia el interior junto con la línea de orilla de tal manera que, permanecería constante siempre que la playa tenga un ancho superior al ancho óptimo (zona A en la figura 3.5.5). Una vez el ancho de playa decrece por debajo del valor óptimo, el retroceso de la línea de orilla se ve acompañado por una disminución de la superficie útil de la playa provocando un incremento en la densidad de usuarios (zona B en la figura 3.5.5). Esto normalmente ocurre en playas anchas después de un largo período erosivo o, en playas estrechas desde la aparición de la erosión. Desde el punto de vista recreativo el estado final se correspondería con una situación en la cual la playa alcanza el nivel de saturación. Aunque la superficie de playa siga reduciéndose por la erosión, la densidad

de usuarios no se verá afectada ya que la playa habrá alcanzado “físicamente” la densidad máxima posible (zona C en la figura 3.5.5). Esta densidad límite o de saturación sólo puede mantenerse a través de una disminución del número de usuarios ya que, en esta situación, es imposible pensar en una afluencia constante y, desde el punto de vista práctico, supondrá el colapso de la playa desde el punto de vista recreativo.

Este proceso tiene diferentes implicaciones para la explotación de las playas. En un estado inicial, el retroceso de la línea de orilla a largo plazo afecta a la superficie de playa disponible pero en términos prácticos, la densidad de usuarios no se verá afectada por lo que consecuentemente, la percepción de los usuarios sobre la calidad de la playa no se vería afectada. De hecho, en algunos casos se podría dar la situación de que ésta mejorara ya que como se ha mencionado anteriormente, una anchura de playa excesiva es vista negativamente por los usuarios. En la fase intermedia, el descenso en la anchura de la playa y el incremento de la densidad de usuarios afectará a la percepción y a la valoración de las condiciones de la playa.

En términos de planificación turística, este proceso erosivo afecta o puede afectar a la explotación del área ya que hay una relación entre la calidad del turismo y la superficie de playa requerida por usuario. Para estimar la influencia en el perfil del turismo se debería asumir o establecer una relación entre el tipo de usuario y las características de la playa (que entre otros factores controlan la satisfacción del turista).

Un ejemplo de esto, es el rango de superficies de playa requeridas por usuarios dependiendo de la calidad turística del área presentada por PAP (1997). Así, si la erosión de la playa produce un aumento de la densidad de usuarios por encima del valor estándar asociado a un “tipo de usuario” dado, esto podría inducir un cambio en el tipo de visitantes y, como consecuencia, la industria turística local se vería afectada.

Uno de los principales problemas que este tipo de interacciones representa para el planificador es que los procesos erosivos a largo plazo normalmente aparecen una vez el perfil turístico de la zona ha sido ya fijado y/o en playas con un nivel de uso bien establecido.

Un ejemplo drástico de este tipo de interacción entre la dinámica costera y el uso de playa se encuentra en varios lugares a lo largo de la costa del Maresme. Este tramo costero puede catalogarse como formado por las playas metropolitanas donde los

usuarios son locales o tienen segunda residencia en esta área (la mayoría de ellos son de la ciudad de Barcelona) (ver e.g. Breton *et al.* 1996).

Como se ha mencionado anteriormente, el transporte longitudinal de sedimento a lo largo de esta costa se ha interrumpido debido a la construcción de varios puertos. Debido a esto, la situación típica de los tramos costeros aguas abajo (hacia el sur) de estas instalaciones es la de experimentar una intensa erosión que, en algunos casos ha provocado la completa desaparición de la playa (figura 3.5.6).

La resolución de este problema ha sido abordada tradicionalmente – en algunos tramos - mediante grandes operaciones de alimentación artificial (ver Novoa, 1990; Peña, *et al.*, 1992) aunque el esquema de transporte longitudinal de sedimento en la zona determina la necesidad de hacer operaciones de re-alimentación para mantener las playas dentro de una anchura aceptable. Dado que dichas operaciones de recarga no siempre se realizan, esto ha llevado a que en muchos tramos del Maresme se carezca de playa de forma casi permanente (e.g. tramos inmediatamente aguas debajo de los puertos del Masnou, Premiá, Mataró, Cabrera de Mar y Vilassar de Mar).



Figura 3.5.6. Playa erosionada en la costa del Maresme (Masnou, Barcelona) (Institut Cartogràfic de Catalunya).

Actualmente, la Generalitat de Catalunya ha redactado un plan de actuaciones para la gestión de sedimento en los puertos catalanes (Servei de Dragatge de Catalunya) en el que, entre otros objetivos, se plantea actuar para eliminar el efecto barrera de estos puertos en el litoral del Maresme acometiendo actuaciones de by-pass hacia las zonas erosionadas aguas abajo.

En este caso queda claro la influencia de estos procesos, en el sentido de que si no hay superficie de playa disponible no existirán usuarios. Así, en este área la mayoría de los usuarios se concentran en los tramos de costa aguas arriba de los puertos donde si existe playa que en algunos casos es tan ancha como para albergar una piscina olímpica (figura 3.5.7).



Figura 3.5.7. Vista de la costa en las inmediaciones del Puerto del Masnou mirando hacia el Sur (Ministerio de Medioambiente).

Un caso que puede considerarse como representativo para aplicar el modelo conceptual antes introducido es el de la playa de s'Abanell en Blanes (Girona). Esta playa ya fue utilizada como caso de estudio en el análisis de vulnerabilidad de infraestructuras (capítulo 3.4) y, como ya se introdujo, experimenta desde los años 70 una reducción progresiva de su ancho después de un período de crecimiento (ver figura 3.4.9).

Esta playa puede zonificarse en dos partes principales en función de su grado de urbanización en la parte interna y/o accesibilidad: (i) un tramo urbano situado en el propio pueblo y que se encuentra limitado en su parte interior por el paseo marítimo y, (ii) un tramo semi-urbano situado en su extremo sur en las inmediaciones de la Tordera donde no existe paseo y que está ocupado en su zona interior por cámpings. Esta diferencia en la zona interior y en la accesibilidad se ve reflejada a su vez en el nivel de uso de la playa, destacando claramente una zona de uso intenso en la parte más urbana y una zona de bajo uso en las proximidades de la Tordera (ver figura 3.5.8).



Figura 3.5.8. Distribución de usuarios a lo largo de la playa de s'Abanell (verano de 2000, Institut Cartogràfic de Catalunya).

De cara a aplicar el modelo conceptual antes presentado, se necesita caracterizar el comportamiento dinámico de la playa y su uso o carga recreativa. En el primer caso, se conoce la dinámica de la zona desde finales de los años 50 hasta la actualidad (2004) se ha obtenido a partir del análisis ya presentado en el capítulo 3.4 donde se analizaban los cambios en planta sufridos por la playa.

Con respecto a la carga recreativa de la playa, se utilizarán los datos del estudio realizado por el Centre d'Estudis de Planificació (1984). En este estudio se analizaba el

grado de utilización de las playas del litoral catalán mediante el recuento de usuarios a partir de una colección de fotografías aéreas tomadas el 1 de Agosto de 1982. Esta fecha puede considerarse representativa de la afluencia media de usuarios en verano, mientras que los valores máximos y la menor disponibilidad de superficie de playa se verificarían durante la segunda semana de Agosto, entre los días 10 y 17, al menos en las condiciones actuales (Mora, 2004).

A partir de dichas fotos se seleccionaba en la playa sectores de 400 m<sup>2</sup> y tramos de 300 m de longitud y en ellas se contaba el número de usuarios. A posteriori este valor se extendía a la totalidad de la playa para lo cual se consideraba –a partir de las observaciones realizadas– que el área de ocupación preferente era una franja de anchura de 30 m a lo largo de toda ella (figura 3.5.9). Para tener en cuenta las diferencias en el número de usuarios a lo largo de las diferentes horas del día, se realizó adicionalmente un estudio de campo en tres playas representativas en las que se contaban los usuarios a diferentes horas del día, así como el porcentaje de usuarios que estaba en el agua. A partir de los valores medidos se obtuvieron una serie de factores o coeficientes correctores a aplicar a los datos obtenidos de las fotos.

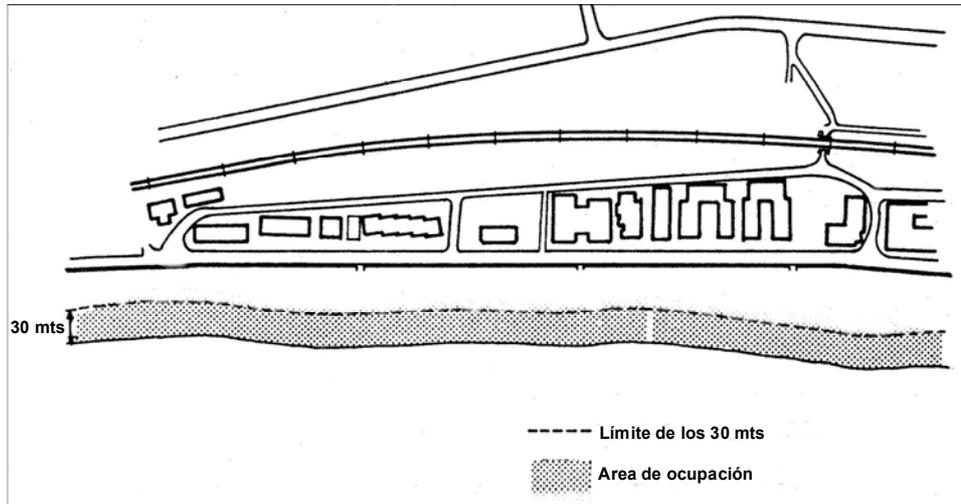


Figura 3.5.9. Representación del área de ocupación de los usuarios en la playa en el estudio de la capacidad de carga de las playas catalanas (CEP, 1984).

Una vez aplicados estos factores correctores y extendiendo los recuentos a la totalidad de la playa, CEP (1984) da como valor representativo de la carga soportada por la playa de s'Abanell de 8.7 m<sup>2</sup>/usuario (calculado únicamente sobre la franja de 30 m). Mora (2004) en el año 2000 en la misma playa obtiene una carga del orden de 13 m<sup>2</sup>/usuario a

inicios de Agosto hasta  $9 \text{ m}^2/\text{usuario}$  en las fechas de mayor afluencia, aunque el método de medida no era el mismo.

A fin de aplicar el modelo de interacción morfodinámica-uso recreativo (figura 3.5.5) a la playa de s'Abanell se parte de la configuración de la playa en 1983 y se estima la carga de uso soportada hasta la actualidad (2004). Para ello se asume que la afluencia de visitantes a la playa se ha mantenido estacionaria (es decir, sería equivalente a asumir que la zona habría alcanzado la fase de estancamiento en el desarrollo turístico o bien que aunque el número total de turistas en la zona hubiese aumentado éstos se hubiesen repartido a playas con menor carga).

Además de esta hipótesis se sigue también la misma aproximación tomada en CEP (1984) sobre el ancho de playa útil. Así, sólo se considera que el ancho de la playa afectará a los usuarios cuando éste sea menor de 30 m (para ser consistente con el mencionado estudio). En el caso de que en cualquier zona de la playa el ancho fuese superior a dicho valor, la carga se calcularía igualmente sobre los 30 m mencionados. Además, esto implicaría que la disminución del ancho de playa en la zona por debajo de los 30 m no se compensa con un aumento proporcional en una zona adyacente.

En la tabla 3.5.2 pueden verse los valores obtenidos y, donde, a efectos de comparación se incluye también el ancho medio real de la playa y el ancho medio recreativo o efectivo (truncando a 30 m).

<i>Tiempo (año)</i>	<i>Ancho medio (m)</i>	<i>Ancho efectivo (m)</i>	<i>Densidad (<math>\text{m}^2/\text{u}</math>)</i>
1983	60.0 (*)	30.0 (*)	8.7 (*)
1986	46.7	29.2	8.5
1995	39.0	29.9	8.7
1997	33.2	28.6	8.3
2000	31.8	27.8	8.1
2004	28.9	24.5	7.1
2014 <sub>(1)</sub>	23.3	19.3	5.6
2014 <sub>(2)</sub>	23.4	18.2	5.3

Tabla 3.5.2. Evolución en el tiempo del ancho medio, ancho efectivo y la densidad de usuarios para la playa de s'Abanell: (1) valores calculados con la tendencia evolutiva del período 1973-2004, (2) con la tendencia evolutiva del período 1994-2004, (\*) datos obtenidos de CEP (1984).

En la figura 3.5.10 puede verse la evolución de la carga de la playa donde se observa una disminución de la superficie de playa usada por cada visitante en un 7% desde 1983

a 2004. Esta disminución no se produce de forma uniforme, sino que se detecta un período en el que la carga se mantendría aproximadamente constante (1983-1995) y un período reciente en el que se verificaría la totalidad de la pérdida.

Esta variación en la carga no es debido a que sólo se verifique la erosión tras 1977 dado que este proceso comienza a detectarse a partir de finales de los años 70 (ver figura 3.4.9), sino lo que refleja es el carácter acumulativo del proceso. En los instantes iniciales las fluctuaciones en el ancho no son suficientes para producir un cambio significativo de la superficie de la playa ni de su capacidad de carga. A medida que el proceso continúa el nivel de carga de la playa se ve afectado disminuyendo progresivamente (período posterior a 1997 que es cuando de hecho se producen las mayores tasas de erosión, ver capítulo 3.4).

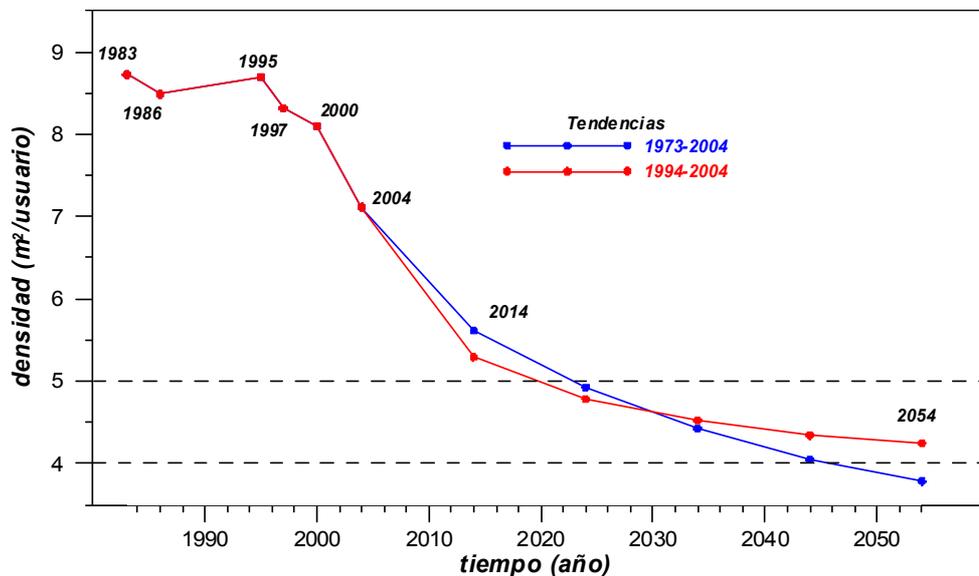


Figura 3.5.10. Evolución a largo plazo de la superficie disponible por usuario en la playa de s'Abanell.

Con el fin de analizar la evolución de la playa en términos de uso recreativo se ha realizado una proyección de las tasas evolutivas a largo plazo calculadas para la playa (capítulo 3.4) para determinar su ancho a 10 años vista (2014). Con el fin de considerar la posible variación en las tasas evolutivas, en la figura 3.5.10 se presentan los resultados obtenidos aplicando las tasas evolutivas calculadas para el período 1973-2004 y para el período 1994-2004, que aceptando la hipótesis anterior (afluencia estacionaria y ancho óptimo de 30 m) resultan en una carga potencial de usuarios entre 5.6 m²/usuario y 5.3 m²/usuario respectivamente. La menor superficie disponible calculada para 2014 con las

tasas evolutivas del período 1994-2004 es debido a que en ese período la erosión en la zona sur de la playa era mucho más rápida que la evaluada en el período 1973-2004, es decir se habría acelerado el proceso. Desde el punto de vista de la planificación de la playa este hecho pone de manifiesto la necesidad de ir actualizando de forma continua los datos sobre el comportamiento de la playa para poder prever adecuadamente los efectos del mismo sobre cualquier uso o recurso costero, que en este caso es el recreativo.

Este efecto de la variación de comportamiento en la playa se observa también en la figura 3.5.10 en la intersección que presentan ambas curvas entorno al año 2030. Esto es debido al hecho de que la playa en la zona sur (Tordera) ya habría alcanzado su límite erosivo (la playa no podría perder más superficie en esa zona ya que se habría erosionado totalmente) y por lo tanto no afectaría más a la superficie disponible de la playa. Por otro lado, en la parte central de la playa la tendencia 1994-2004 es ligeramente acumulativa mientras que la tendencia evolutiva durante el período 1973-2004 es ligeramente erosiva (ver figura 3.4.10). Esta ligera diferencia de comportamiento en la parte central de la playa que inicialmente tenía muy poca influencia sobre la superficie va aumentando de importancia a medida que pasa el tiempo.

Con el fin de determinar la fecha a partir de la cual, la playa se encontraría en su nivel de saturación 5-4 m<sup>2</sup>/usuario. Se ha extendido la evolución de la playa en el tiempo aplicando ambas tasas.

El nivel de saturación de la playa (4 m<sup>2</sup>/usuario) se alcanzaría en torno al año 2021 (5 m<sup>2</sup>/u) o 2054 (4 m<sup>2</sup>/u) si se considera la tasa 1973-2004 mientras que en el caso de usar la tendencia 1994-2004 se produciría en el 2020 para 5 m<sup>2</sup>/u y no ocurriría para 4 m<sup>2</sup>/u. En cualquier caso esta proyección del nivel de saturación hay que enmarcarla dentro de las hipótesis asumidas y considerando que los valores de partida de la carga de la playa son realmente representativos de la situación actual y que el comportamiento a largo plazo de la playa viene determinado por las tasas evolutivas calculadas.

Respecto a este último punto, la proyección a tan largo plazo de un comportamiento observado probablemente no sea muy realista, aunque si se establece un sistema de control del ancho de la playa sería muy fácil ir actualizando los datos.

Además aunque sabemos que la distribución de usuarios en la playa varía a lo largo de ésta, se ha asumido que puede representarse por un valor medio global. Esta hipótesis

se ha aplicado debido a que los datos de partida en cuanto a su uso de la playa dan un valor medio sin discriminar por zonas.

En cualquier caso, los resultados indican que para optimizar el uso recreativo mediante una repartición de la carga de la playa, es necesario promover un aumento en el uso de la parte Sur, probablemente mejorando el acceso a la zona.

### **3.5.5 La influencia de las tormentas**

Aunque como ya se introdujo anteriormente, las playas Mediterráneas durante un año climático "normal" presentan un desfase entre el período de mayor uso de la playa y mayor contenido energético del oleaje (ver figura 3.5.7), existen situaciones en que este desfase disminuye o incluso desaparece.

Este sería el caso en que las tormentas en una zona se presenten al comienzo o durante la temporada turística afectando a la propia explotación de la playa. De hecho, lo ideal desde el punto vista del gestor sería disponer de la configuración óptima de la playa antes del inicio de la temporada para poder planificar adecuadamente los servicios (redacción y aprobación del Plan de Usos de la playa).

Sin embargo, una variación en el clima del oleaje podría conllevar cambios o retrasos en la configuración de verano de la playa. Esto ocurriría cuando la época de mayor incidencia de tormentas es más larga de lo normal, hasta tal punto que los procesos de recuperación natural de la playa serían incapaces (o ineficientes) de reconstruir la configuración de verano de la playa (la óptima para su explotación). Un ejemplo de esta situación queda reflejada claramente en la figura 3.5.11 donde se reproduce un artículo del periódico Avui del verano 2002 en el que se informa de los impactos sucesivos de tormentas en el litoral catalán desde Noviembre 2001 hasta Mayo 2002.

El efecto acumulativo de esta presentación sucesiva de temporales se identificó como el principal factor que impidió la recuperación natural de las playas a lo largo de la costa de Barcelona. Este es solo un ejemplo de uno de los muchos artículos publicados durante ese verano que reflejaba la preocupación existente por la viabilidad de la temporada de baño. Así, en otro de los artículos publicados (Avui, 6 de Agosto 2002) se comentaba que el invierno 2001-2002 había sido el peor año desde 1945 en cuanto a la erosión de

playas causada por la incidencia de las tormentas. Esta situación "inusual" se volvió a repetir el pasado invierno (2003-2004) y, como en el 2002, muchas playas de Cataluña han sufrido de falta de sedimento justo antes del comienzo de la temporada de baño.

## L'acumulació de temporals ha impedit regenerar les platges

Sorpresa pels "set temporals en set mesos"

Joaquim Elcacho  
BARCELONA

Bona part de la costa catalana ha viscut durant els últims mesos una successió de temporals amb pocs precedents coneguts. En aquest sentit, l'acumulació de temporals és la causa principal dels problemes d'erosió de les platges que es viuen aquesta setmana, segons els experts consultats per l'AVUI. En condicions normals, les platges es regeneren de forma natural durant els mesos de calma posteriors a les tempestes. Aquesta temporada, però, des del novembre passat no hi ha hagut gaire moments de calma al litoral.

"No sé si dir extraordinari però, com a mínim, s'ha de dir que no és gens comú que hi hagi set temporals en set mesos al litoral de Barcelona i altres punts de la costa catalana", ha explicat José Antonio Jiménez, professor del laboratori d'enginyeria hidràulica, marítima i ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC).

Jorge Guillén, investigador del Consell Superior d'Investigacions Científiques (CSIC), adscrit a l'Institut de Ciències del Mar, indica que, "tot i que hi ha pocs estudis comparatius, els temporals dels últims mesos han estat molt consecutius i han anat acumulant els efectes de l'erosió a les platges de Barcelona". Guillén participa en un projecte europeu d'estudi d'algues tòxiques que ha fet possible la instal·lació de cinc càmeres de vigilància de les platges de Barcelona.

### Càmeres de vigilància

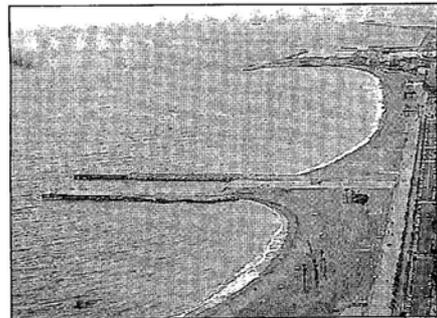
Amb l'ajut d'aquestes càmeres, l'equip de Jorge Guillén prepara un projecte per monitoritzar l'evolució de les platges i la línia de costa de Barcelona; un projecte que de moment no ha pogut formalitzar-se per falta de suport oficial.

"És massa prematur per treure'n conclusions però, de moment, hem observat que les platges de la Barceloneta i el Bogatell tenen un model

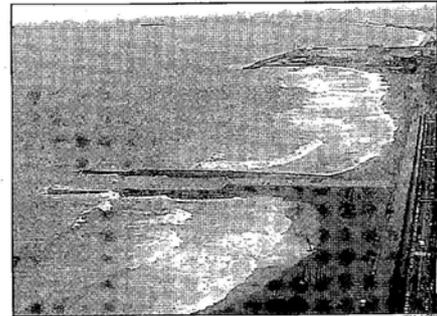
d'erosió similar, amb pèrdua de sorra al nord i acumulació de sorra al sud", indica Guillén. En canvi, indica l'expert, la platja de la Nova Icària experimenta un retrocés generalitzat. "Precisament s'observa més erosió a la platja on hi ha l'espigó submari, per això ens preguntem si aquest espigó pot dificultar la recuperació de la sorra a la platja de la Nova Icària; però de moment, aquesta és només una possibilitat, cal fer més estudis, durant un període més llarg per arribar a conclusions", indica l'expert del CSIC.

José Antonio Jiménez afirma, en canvi, que l'espigó submergit no pot tenir efectes negatius sobre la regeneració de la platja. "Al contrari, l'espigó evita que les onades arribin amb més força i, després, la sorra no es pot perdre passant per sobre de l'espigó", indica l'expert.

Jiménez i Guillén, no obstant això, coincideixen a afirmar que cal fer més estudis per conèixer a fons la dinàmica del litoral a Barcelona.



La platja de la Barceloneta l'octubre passat, abans dels temporals



Efectes del temporal en una imatge captada dimecres a la tarda

Figura 3.5.11. Recorte de un artículo del periódico Avui sobre el estado de las playas en Barcelona en Mayo 2002 justo antes de la temporada turística, cuando estaba todavía erosionada por el efecto de las sucesivas tormentas de Noviembre 2001.

En la figura 3.5.12 se presenta la serie de alturas de ola registradas por la boya de Cap Tortosa (XIOM, Generalitat de Catalunya) desde el inicio de su funcionamiento hasta Agosto de 2004. En ella puede verse las dos épocas anteriormente identificadas como causantes de problemas en la costa catalana (invierno-primavera 2001-02 e invierno-primavera 2003-04).

En la misma figura se muestra un detalle de ambos períodos registrados por otra de las boyas pertenecientes a la red XIOM de la Generalitat de Catalunya (Boya Delta del Llobregat) donde puede verse no sólo que las tormentas más grandes de ese período fueron importantes sino que el período de "actividad" se extendió hasta Mayo en ambos casos (Mayo de 2002 y Mayo de 2004 respectivamente).

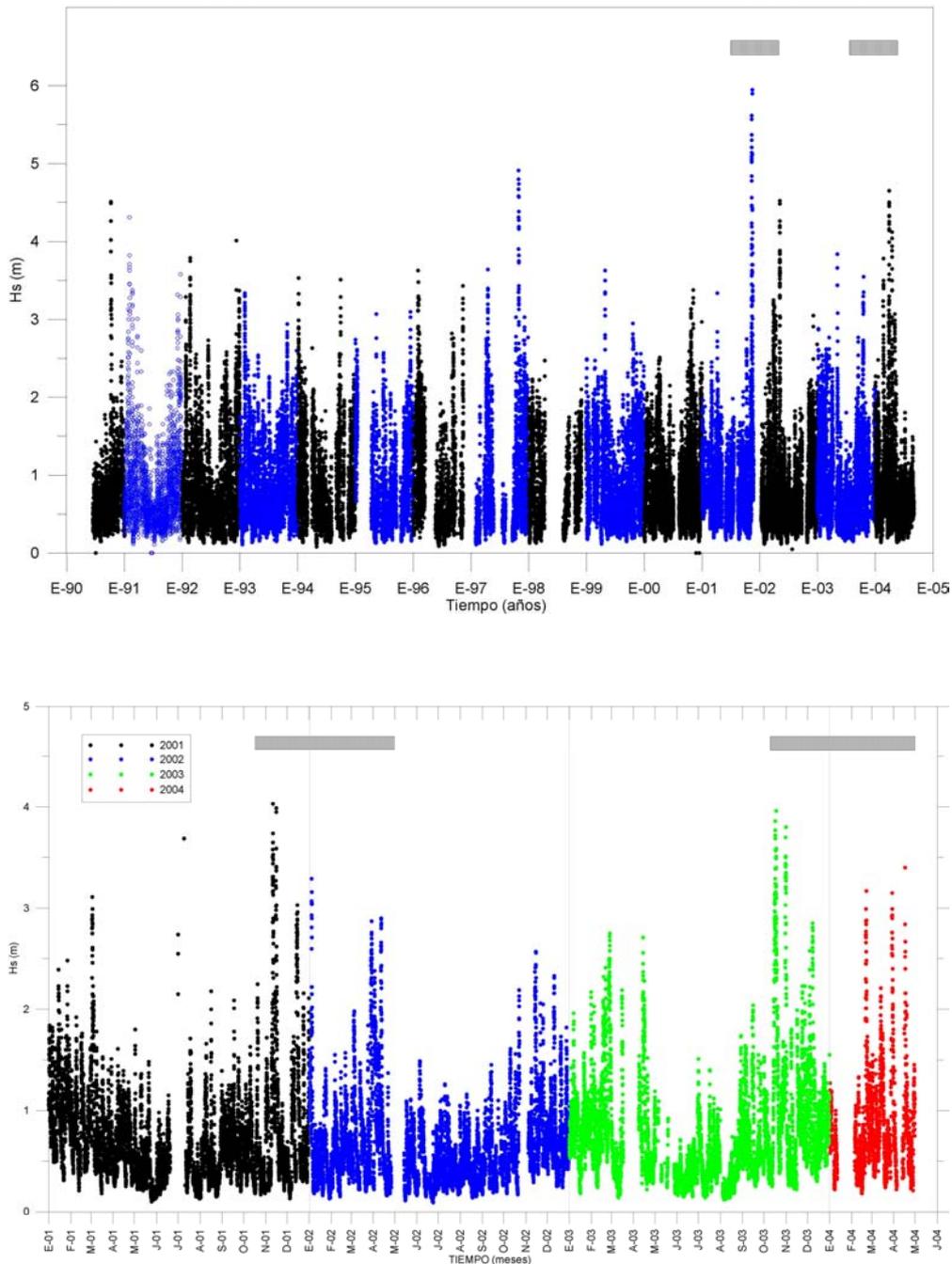


Figura 3.5.12. Altura de ola, Hs, registrada por la Boya Cap Tortosa en el período 07/90 a 08/04 (*superior*) y la Boya Llobregat en el período 01/01 a 05/04 (*inferior*).

Si utilizamos el modelo conceptual introducido anteriormente (figura 3.5.5) para analizar el efecto de este proceso sobre la capacidad de carga de la playa tendríamos una situación como la que se esquematiza en la figura 3.5.13. Así, la línea recta que representa la evolución de la superficie de la playa no es más que su posición promediada durante cada año climático, por lo que un año que se distinga del comportamiento medio debido a un aumento en la frecuencia de las tormentas o su

desplazamiento en el tiempo originaría una disminución drástica de la superficie disponible en ese año en particular.

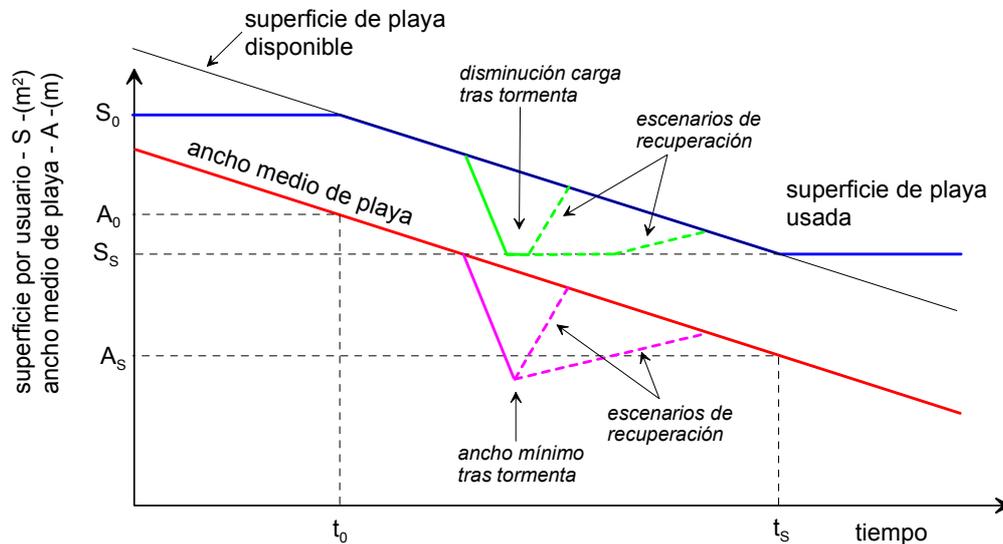


Figura 3.5.13. Efecto del aumento del efecto de temporales en el modelo conceptual de interacción evolución costera-usuarios de playa (figura 3.5.5).

Esa disminución se verá reflejada inmediatamente en la capacidad de carga de la playa disminuyendo proporcionalmente durante esa temporada. La recuperación (o grado de) de las condiciones “normales” dependerá de la eficiencia de los procesos constructivos una vez se restablece el clima “normal”. En cualquier caso hay que tener en cuenta que tanto la velocidad como la intensidad de los procesos de erosión de playas debido al impacto de tormentas es mayor que la de los de recuperación (e.g. Komar, 1998). Por ello, la presentación de diferentes eventos consecutivos puede tener un efecto acumulativo que haga difícil su recuperación a corto plazo.

Asimismo, aunque en la figura 3.5.13 se representa este efecto sobre una playa en la que ya existe una tendencia erosiva, esto es generalizable a cualquier tipo de playas. Como ejemplo, en la figura 3.5.14 puede verse el estado de la playa de la Bassa Rodona (Sitges, Barcelona) a finales de Junio de 2004. Como puede apreciarse claramente en plena temporada la playa carecía de superficie para soportar el uso habitual. Esta playa está encajada entre dos espigones y aunque ha estado experimentando una pérdida gradual de sedimento, es a partir del invierno de 2001 cuando ha sufrido una pérdida significativa de su superficie. Así, durante la temporada de verano de 2004 la playa no fue explotada (servicio de hamacas y toldos) dado que aunque originalmente el Plan de usos

de la playa si preveía tal explotación (Ayuntamiento de Sitges, 2004) la superficie existente no lo permitía.



Figura 3.5.14. Estado de la playa de la Bassa Rodona (Sitges, Barcelona) en Junio de 2004.

Este efecto era acumulativo desde la temporada 2002 de tal forma que el nivel de explotación de la playa ha decrecido del orden del 50% (Associació de platges, com. pers.).

### 3.5.6 La influencia del basculamiento en playas encajadas

Por último, el uso y explotación de las playas puede verse también afectado por procesos que no necesariamente suponen una pérdida neta de la superficie de playa. Este es el caso de playas turísticas que puedan clasificarse como playas encajadas, que en el caso de que sus apoyos laterales sean lo suficientemente largos pueden considerarse como áreas en equilibrio a largo plazo. Así, estas playas no sufrirán cambios de volumen significativos, presentando como comportamiento morfodinámico típico fluctuaciones o basculamientos de la línea de orilla inducidos por las variaciones en las características del oleaje incidente.

En el caso de la costa catalana estos basculamientos se producirían como respuesta a la dominancia relativa del oleaje de componente E o de componente S dado el clima direccional de oleaje en la zona (ver figura 3.5.15).

Aunque estos procesos son comunes en este tipo de playas, cuando las reorientaciones experimentadas por la línea de orilla son “extremas” los cambios en planta tienen por resultado la desaparición local de la playa en uno de sus extremos de tal modo que,

aunque la superficie emergida permanezca estable, ésta no se distribuye homogéneamente (e.g. Jiménez *et al.*, 2003).

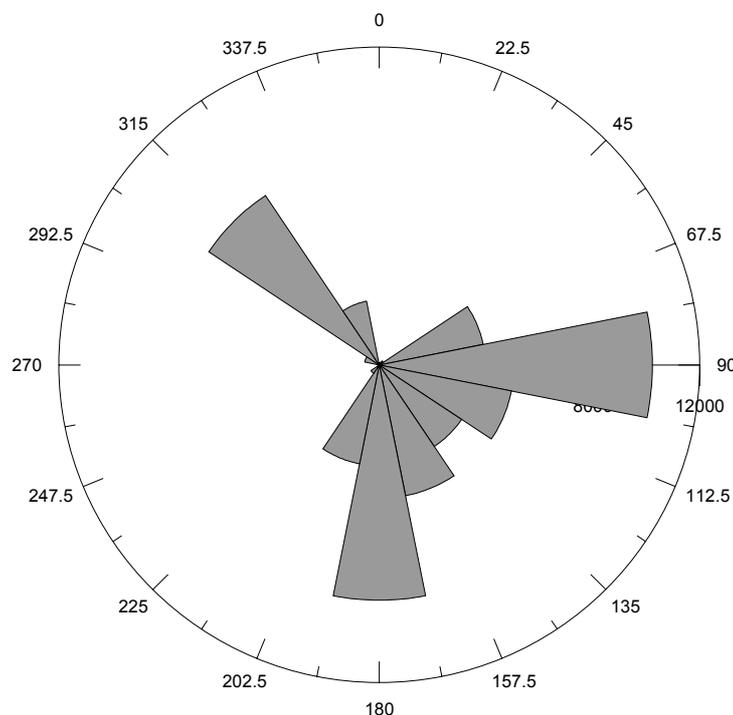


Figura 3.5.15. Clima de oleaje direccional en la costa catalana (boya de Cap Tortosa 1990-2004. El eje x representa el nº de observaciones, siendo el total igual a 52215).

Un ejemplo de este proceso se muestra en la figura 3.5.16 donde se superpone la configuración de la playa de Lloret de Mar (Costa Brava, Girona) a finales de Mayo de 2004 sobre una configuración típica de verano (2000). Como puede verse, mientras que en la configuración “normal” (2000) la playa tiene un ancho más o menos homogéneo a lo largo de toda su extensión, en el caso de la configuración de 2004 se ha perdido tal homogeneidad con el extremo Oeste presentando una gran superficie de playa mientras que en la parte Este prácticamente ha desaparecido.

En este caso específico, el basculamiento está causado por el efecto acumulativo de la incidencia de un gran número de tormentas del Este durante el período Octubre’03– Mayo’04. Debido a la ausencia de tormentas de oleaje del sur, típicas del período Febrero-Abril, no se ha producido la redistribución del sedimento desde el extremo Oeste al Este.

Dado que bajo esta situación se pueden generar problemas en la explotación de la playa por la concentración de la mayor parte de los usuarios en uno de sus extremos las

autoridades municipales realizaron actuaciones encaminadas a la reorientación de la línea de orilla. Para ello se hizo una actuación de redistribución artificial del sedimento de la playa (*backpass*) llevando el sedimento desde el extremo Oeste al Este. Esta actuación se llevó a cabo en Junio porque era el comienzo de la temporada de baño y así los gestores municipales gestionaban la configuración de la playa buscando el óptimo para el verano.



Figura 3.5.16. Basculamiento extremo de la playa de Lloret de Mar hacia el Oeste (foto: año 2000; línea: Mayo 2004) (*superior*) (foto del Institut Cartogràfic de Catalunya) y un detalle del estado de la playa en el extremo noreste (*inferior*). El círculo indica el lugar donde fue tomada la fotografía.

La hipótesis de partida a la hora de analizar este tipo de interacciones es que la configuración óptima de la playa sería aquella en la que a lo largo de toda su extensión el ancho de playa fuese superior al ancho óptimo desde el punto de explotación turística (e.g. 30 m). A medida que el basculamiento determine que en uno de sus extremos el ancho se reduzca por debajo de este valor la calidad de la playa disminuirá (al menos localmente) porque, o bien aumenta la densidad de uso de la zona, o se redistribuye hacia otras zonas incrementando la carga en esas áreas. Asimismo, dado que en este tipo de playas los servicios se distribuyen más o menos homogéneamente a lo largo de la costa, esta redistribución forzada de los usuarios obligaría a replantear la distribución de los servicios (en el caso que se pudiera) porque de lo contrario serían insuficientes.

Un indicador de la importancia de este proceso se puede formular haciendo uso del ancho óptimo antes introducido. Así, se proponen dos formas de evaluar este efecto. La primera de ellas sería mediante la evaluación del ratio entre la longitud de la línea de orilla en la que el ancho es mayor o igual al óptimo sobre la longitud total (opción 1), aquí denominado indicador de basculamiento de la playa, *IBP* (figura 3.5.17).

$$IBP = L (W \geq W_{OP}) / L_{total}$$

Cuanto más se separe el valor del indicador de 1, nos indicaría que la configuración de la playa está afectada por un basculamiento extremo alejándose del óptimo para su explotación y uso.

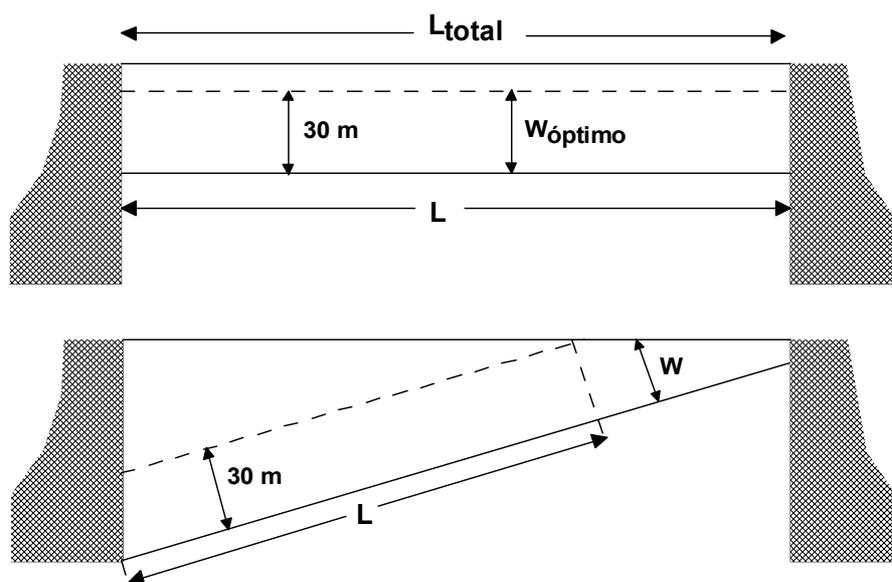


Figura 3.5.17. Evaluación del efecto del basculamiento en la explotación y uso de la playa.

La segunda opción sería a través de la evaluación del ancho efectivo de la playa. En este caso, y al igual que se hizo para la evaluación del ancho de playa en el análisis de la variación de carga por erosión, el ancho medio se calcula como el valor promedio del ancho actual a lo largo de la playa excepto en aquellas zonas donde el valor sea mayor que el ancho óptimo, en cuyo caso se trunca a dicho valor. Cuanto más se separe (disminuya) el valor del indicador del ancho óptimo seleccionado, mayor sería el efecto del basculamiento sobre el uso de la playa.

Si se aplican ambos indicadores al caso de Lloret de Mar (figura 3.5.16) se obtienen los siguientes resultados:

- El indicador de basculamiento de la playa *IBP* tendría un valor de 1 para la configuración de 2000 y un valor de 0.55 para la de 2004. Es decir, al inicio de la temporada turística de 2004 la configuración de la playa era tal que sólo un 55% de su longitud ofrecía un ancho óptimo desde el punto de vista de su uso recreativo.
- El ancho medio efectivo de la playa tendría un valor de 30 para la configuración de 2000 (dado que a lo largo de toda la playa el ancho es mayor que el óptimo, su valor se trunca hasta éste) mientras que para la configuración de 2004 el ancho medio efectivo sería 24.02 aunque su ancho medio sería de 52 m.

Como resumen, en este capítulo se ha demostrado la influencia de los cambios en planta sobre la capacidad de carga recreativa de la playa. Esta influencia se ha analizado a diferentes escalas, todas ellas representativas de los procesos actuales que experimentan las playas de nuestro entorno. Los resultados obtenidos muestran que la influencia de la morfodinámica sobre el uso y la explotación de la playa pueden ser significativa, afectando la superficie de playa disponible por usuario sin necesidad de que se produzca una variación en el número de visitantes.

Por todo ello, como principal conclusión de este análisis hay que destacar la necesidad de tener en cuenta los cambios en planta de la playa a diferentes escalas para poder planificar adecuadamente la explotación turística de las playas. Esto permitiría prever la aparición de problemas en la capacidad de carga de la playa y poder diseñar medidas con la antelación suficiente.