



UNIVERSITAT DE BARCELONA

Aplicación de herramientas de gestión por ecosistema para su uso en la gestión integrada de zonas costeras (GIZC): el caso del delta de la Tordera y la playa de S'Abanell (Blanes)

Enric Sagristà Soler

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) i a través del Dipòsit Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX ni al Dipòsit Digital de la UB. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX o al Dipòsit Digital de la UB (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) y a través del Repositorio Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR o al Repositorio Digital de la UB. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR o al Repositorio Digital de la UB (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service and by the UB Digital Repository (diposit.ub.edu) has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized nor its spreading and availability from a site foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository is not authorized (framing). Those rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.

TESIS DOCTORAL



APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS DE GESTIÓN POR ECOSISTEMA PARA SU USO EN LA GESTIÓN INTEGRADA DE ZONAS COSTERAS (GIZC): EL CASO DEL DELTA DE LA TORDERA Y LA PLAYA DE S'ABANELL (BLANES)

Enric Sagristà Soler



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

APLICACIÓN DE HERRAMIENTAS DE GESTIÓN
POR ECOSISTEMA PARA SU USO EN LA
GESTIÓN INTEGRADA DE ZONAS COSTERAS
(GIZC): EL CASO DEL DELTA DE LA TORDERA Y
LA PLAYA DE S'ABANELL (BLANES)

Estudios de Doctorado de Ciencias del Mar

Facultad de Ciencias de la Tierra

Doctorando: Enric Sagristà Soler

Director: Rafael Sardá Borroy

Tutor: Antoni Calafat Frau

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, a mi director Rafael Sardá, por brindarme la oportunidad de realizar la tesis en el marco de su proyecto de investigación y por todas las horas de trabajo y buenos momentos que me ha regalado. Puedo afirmar que además de haber tenido el placer de trabajar contigo, me llevo una amistad para siempre.

También a Jordi Serra por todas las horas que me ha dedicado, poniendo todo su conocimiento a mi disposición. Son ya muchos años trabajando contigo y solo puedo decir que ha sido un placer, desde ese primer trabajo de las playas de Sant Pol.

A mi tutor, Antoni Calafat, por toda su predisposición y ayuda para que esta tesis haya podido ser publicada. Sin él seguro que no hubiese podido conseguirlo.

Al Centro de Estudios Avanzados de Blanes y toda su gente, por haberme brindado el mejor espacio de trabajo posible para realizar la tesis. El clima familiar que se vive en él estoy seguro que es la envidia de muchos. Me siento orgulloso de haber formado parte de él. Agradecer especialmente a mi compañero de despacho, Luis Francisco Orejón, todo el soporte que me ha dado en las campañas de mi tesis, siendo siempre un punto de apoyo indispensable durante estos años.

También a Gemma Agell, con quien tuve la oportunidad de participar en numerosos actos de divulgación, dándome la oportunidad de descubrir una nueva pasión como es la de hacer llegar la ciencia a la gente. Siempre recordaré la exposición que realizamos, fueron unas semanas, incluso meses, de mucho trabajo pero que van a quedar para siempre en mi memoria.

A Xavier Romera, naturalista local de la Tordera, por brindarme todo su conocimiento, colaborar en un apartado de la tesis y haberme enseñado tantas y tantas cosas. Eres un ejemplo de persona comprometida con el territorio.

Como no, a mis padres, por haberme brindado la oportunidad de llegar a ser quien soy. Por haberme apoyado en todas las decisiones de mi vida y haberme proporcionado los valores humanos y profesionales que me han llevado hasta aquí. Todo lo que soy en ésta vida es gracias a ellos. Puedo decir, sin ningún reparo, que tengo a los mejores padres del mundo. Gràcies Papas!! También en especial a mi abuela, una madre más para mí, “avia” eres un pilar en mi vida, y los valores humanos que me han dado mis padres también me los has dado tú. También quiero agradecer al resto de mi familia, tíos y primos, por darme una familia que podría ser la envidia de cualquiera. En especial a mi tía Maria Luisa, por haberme proporcionado toda su ayuda con consejos impagables durante estos 4 años.

Finalmente, no quiero olvidarme de esos que ya no están, mi abuelo Indalecio, mi abuelo Enric, mi abuela Irene y mi tía-abuela Carmen. A todos vosotros os dedico éste trabajo. Estoy seguro que allí dónde estéis estáis orgullosos de éste trabajo. Os llevo dentro de mí y seguro que esto me ha ayudado en los momentos más difíciles de mi vida. ¡Gracias por seguir vivos en mí!

RESUMEN

Las zonas costeras, y en especial las playas, son la unión principal entre la tierra y el mar, siendo el escenario de infinidad de interacciones causadas por factores muy diversos, desde cambios producidos por la dinámica natural de la zona hasta los producidos por la creciente presión humana. Por este motivo, se trata de zonas con mucha variabilidad espacio-temporal, diversidad y funcionalidad que dan lugar a diferentes paisajes, usos y actividades. Desafortunadamente, siempre se ha gestionado la zona costera de manera desintegrada, sin considerar todos los factores e interacciones que en ella ocurren, dando lugar a importantes impactos que ponen en jaque la supervivencia de muchas zonas costeras.

En el caso de estudio del delta de la Tordera y sus playas, la erosión costera es una consecuencia de una combinación de varios factores, caracterizados por diferentes escalas temporales y espaciales así como de diferente naturaleza como son: la explotación del acuífero, la construcción de escolleras en la desembocadura, los dragados de arena tanto en el río como en el delta sumergido, los cambios en los usos del suelo, la construcción del paseo marítimo, las estructuras de defensa y artificialización de la costa, los cambios en la vegetación de ribera o la reducción del ancho efectivo del río, entre muchos otros. Estos ejemplos, muchos de los cuales son globales en todos los deltas, ponen de manifiesto el modelo de gestión tradicional de estas zonas, una gestión enfocada al aprovechamiento puntual, sin una visión global de ecosistema y, sobretudo, una gestión reactiva a las consecuencias que iban surgiendo, lo que hemos llamado una gestión desintegrada de la zona costera. Para acabar con dicha gestión desintegrada, a principios del siglo XXI, se creó lo que se conoce como la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que incluía todos los sistemas que influyen en las playas en la propia gestión costera. El principal cambio es que la GIZC fomenta la gestión proactiva en lugar de la reactiva que se ha venido usando desde hace siglos. Por este motivo, el monitoreo de los procesos costeros es un paso crucial para conseguir una buena gestión, y no solo mediante el uso de herramientas ya consolidadas sino también mediante la modificación y/o creación de nuevas herramientas que permitan mejorar la capacidad de monitoreo. En esta tesis se proporcionan y validan distintas herramientas de monitoreo, tanto existentes como otras de nuevas, para que puedan ser usadas en el futuro por los gestores del territorio con el objetivo de conseguir una gestión más efectiva y sostenible de la zona del delta de la Tordera.

En definitiva, se hace patente la necesidad de un nuevo modelo de gestión para zonas costeras que sea capaz de integrar toda la información disponible de los distintos subsistemas que conforman un ecosistema, relacionarlos entre ellos y establecer una serie de indicadores clave que sientan las bases de una planificación global e integrada por ecosistema, sin olvidar que la participación social en dicha gestión se trata de un punto clave para conseguir resultados a largo plazo. Así pues, es necesario que los gestores del territorio se muevan hacia un modelo de gestión costera por ecosistema que siga el marco y principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que permita establecer un Plan Estratégico Integral y Global a largo plazo mediante el uso de herramientas de gestión adaptadas a cada caso particular.

ABSTRACT

The coastal areas, and especially the beaches, are the main union between the land and the sea, being the scene of countless interactions caused by different factors, from changes produced by the natural dynamics of the area to those produced by the growing human pressure. Unfortunately, the coastal zone has always been managed in a disintegrated manner, without considering all the factors and interactions that occur there, resulting in significant impacts that compromises the survival of many coastal areas.

In the case of the Tordera delta and its beaches, coastal erosion is a consequence of a combination of several factors such as the aquifer exploitation, the construction of breakwaters at the mouth, the changes in land use or the reduction of the effective river width, among many others. These examples, many of which are global in all deltas, reveal the traditional management model of these areas, a management focused on timely use, that is, a disintegrated management of the coastal zone. To end with this management, at the beginning of the 21st century, what is known as Integrated Coastal Zone Management (ICZM) was created, which encourages proactive management instead of the reactive one that has been used for centuries. For this reason, monitoring of coastal processes is a crucial step to achieve good management. In this thesis different monitoring tools are provided and validated, both existing and new, so that they can be used in the future by the managers of the territory in order to achieve a more effective and sustainable management of the area of the Tordera delta.

Definitely, it is necessary that the territorial managers move towards a model of coastal management by ecosystem that follows the framework and principles of Integrated Coastal Zone Management (ICZM) and that allows to establish an Integral and Global Strategic Plan in the long term through the use of management tools adapted to each particular case.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN	13
1.2. MOTIVACIONES.....	15
1.3. OBJETIVOS.....	16
1.4. ESTRUCTURA.....	17

CAPÍTULO 2: LA GESTIÓN DE ZONAS COSTERAS

2.1. ANTECEDENTES	20
2.1.1. Introducción	20
2.1.2. Ocupación y usos de las zonas costeras.....	22
2.1.3. La unidad litoral playa	36
2.1.4. La playa como sistema socio-ecológico	39
2.2. LA GESTIÓN COSTERA	40
2.2.1. Introducción	40
2.2.2. La gestión hasta la actualidad	41
2.2.3. La Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC)	43
2.2.4. La gestión por Ecosistemas en la GIZC	48
2.2.5. Recomendaciones Unión Europea	49
2.2.6. La gestión en España.....	55
2.3. MARCO DE ANÁLISIS	58
2.3.1. Aspectos generales: La costa catalana	58
2.3.2. Ámbito de análisis: El delta de la Tordera	65
2.3.3. El ejemplo de la playa de s'Abanell	72

CAPÍTULO 3: ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LAS PLAYAS DE S'ABANELL Y LA PUNTA DE LA TORDERA EN EL CONTEXTO DELTA DE LA TORDERA.

3.1. CONSECUENCIAS A LARGO PLAZO DE LA GESTIÓN DESINTEGRADA EN ZONAS COSTERAS: EL CASO DEL DELTA DE LA TORDERA	80
3.1.1. Introducción	80
3.1.2. Evolución costera: información usada y tratamiento de datos	80
3.1.3. La acción humana: análisis de las actuaciones antrópicas.....	83
3.1.4. Evolución histórica (1956-2006) del delta de la Tordera.....	84
3.1.4.1. Período 1956-1977	87
3.1.4.2. Período 1977-1986	89
3.1.4.3. Período 1986-2000	90
3.1.4.4. Período 2000-2006	93
3.1.5. Dinámica costera y escenarios de futuro para costa del delta	94
3.1.6. Discusión	98
3.1.7. Conclusiones	102
3.2. EVOLUCIÓN RECIENTE (2006-2016) DEL BRAZO NORTE DEL DELTA DE LA TORDERA CÓMO CONSECUENCIA DE LAS PRÁCTICAS DE REGENERACIÓN DE LA LÍNEA DE COSTA	103
3.2.1. Introducción	103
3.2.2. Antecedentes	105
3.2.3. Evolución de la playa de s'Abanell: datos analizados.....	108
3.2.3.1. La anchura de playa.....	108
3.2.3.2. La función de protección de la playa	111
3.2.3.3. Datos pluviométricos.....	112
3.2.3.4. Dinámica de playa y oleaje	112
3.2.4. Resultados	113
3.2.5. Discusión	121
3.2.6. Conclusiones	125

3.3. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO DEL DELTA DE LA TORDERA ENTRE LOS AÑOS 50 Y LA ACTUALIDAD (1956-2018)	126
3.3.1. Introducción	126
3.3.2. Metodología	127
3.3.2.1. Concepto de uso del suelo	127
3.3.2.2. Definición de los usos del suelo y grupos de hábitats identificados en el delta de la Tordera.....	128
3.3.2.3. Obtención y tratamiento de datos.....	143
3.3.2.4. Obtención de resultados	145
3.3.3. Resultados	145
3.3.3.1. Mapa de hábitats y usos del suelo del delta de la Tordera 2018	145
3.3.3.2. Mapa de hábitats y usos del suelo del delta de la Tordera 1956	149
3.3.3.3. Mapas comparativos de usos entre 1956 y 2018	154
3.3.4. Discusión	171
3.3.4.1. Cambios en los usos del suelo (1956-2018).....	171
3.3.4.2. Consecuencias para el ecosistema delta de la Tordera	174
3.3.5. Conclusiones	177

CAPÍTULO 4: DIAGNÓSTICO DEL ESTADO ACTUAL DEL SISTEMA DELTA DE LA TORDERA Y LAS PLAYAS DE S'ABANELL Y LA PUNTA DE LA TORDERA

4.1. INTRODUCCIÓN	180
4.2. APORTES SEDIMENTARIOS DEL RÍO TORDERA AL SISTEMA DELTAICO “DELTA DE LA TORDERA”	182
4.2.1. Introducción	182
4.2.2. Metodología	183
4.2.2.1. Diseño del estudio.....	183
4.2.2.2. Toma y tratamiento de datos.....	184
4.2.2.3. Obtención de resultados	191
4.2.3. Resultados y discusión.....	195

4.2.3.1.	Tipología del transporte.....	195
4.2.3.2.	Estimación de los aportes hacia el mar y su distribución litoral	207
4.2.3.3.	La relación entre playa y transporte	219
4.2.4.	Conclusiones	223
4.3.	LA ESTRUCTURA GEOLOGICA DEL DELTA Y EL DESARROLLO ACUÍFERO COMO CLAVES PARA ENTENDER LA DINAMICA DEL AGUA SUBTERRANEA Y SUPERFICIAL DE LA BAJA TORDERA.....	227
4.3.1.	Introducción	227
4.3.2.	Metodología	228
4.3.2.1.	Diseño del estudio.....	228
4.3.2.2.	Toma y tratamiento de datos.....	228
4.3.2.3.	Obtención de resultados	231
4.3.3.	Resultados y discusión.....	233
4.3.3.1.	Descripción y caracterización de los acuíferos de la Tordera	233
4.3.3.2.	Como la estructura geológica (zócalo) condiciona la formación y el desarrollo deltaico y consecuencias en régimen hídrico y freático	255
4.3.3.3.	Descripción y consecuencias sobre el comportamiento fluvial del delta 268	
4.3.3.4.	Transporte sedimentario efectivo para el sistema playa	271
4.3.3.5.	El uso de las fluctuaciones mensuales del nivel del acuífero como posible indicador para predicción de sequías.	272
4.3.4.	Conclusiones	275
4.4.	ANÁLISIS FUNCIONAL DE LAS PLAYAS: APLICACIÓN DEL BEACH QUALITY INDEX	277
4.4.1.	Introducción	277
4.4.2.	Materiales y métodos	277
4.4.2.1.	Área de estudio: La playa de s'Abanell	277
4.4.2.2.	Metodología	279

4.4.3.	Resultados y discusión.....	291
4.4.4.	Conclusiones	310
4.5.	ANÁLISIS SOCIOECONÓMICO DE LAS PLAYAS: PERCEPCIÓN, FRECUENTACIÓN Y GASTO DIRECTO	313
4.5.1.	Introducción	313
4.5.2.	Material y métodos.....	314
4.5.2.1.	Área de estudio.....	314
4.5.2.2.	Frecuentación de los usuarios.....	315
4.5.2.3.	Encuesta de percepción y gastos.....	316
4.5.2.4.	Estimación del Gasto Directo de los usuarios	317
4.5.3.	Resultados.....	318
4.5.3.1.	Frecuentación de los usuarios	318
4.5.3.2.	Encuesta de percepción y gastos	326
4.5.3.3.	Estimación del Gasto Directo de los usuarios	334
4.5.4.	Discusión	336
4.5.4.1.	Evolución de la frecuentación: Una comparación entre 1982, 2000 y 2015	336
4.5.4.2.	Perfiles de usuario de playa	338
4.5.4.3.	Estado actual de la playa	340
4.5.4.4.	Propuesta de mejoras para la percepción	341
4.5.4.5.	La importancia del “Recurso Playa”: El gasto turístico directo en una playa	342
4.5.5.	Conclusiones	344
4.6.	EVALUACIÓN DE RIESGOS NATURALES DEL DELTA DE LA TORDERA .	346
4.6.1.	Introducción	346
4.6.2.	Material y métodos.....	347
4.6.2.1.	Riesgo natural: Concepto.....	347

4.6.2.2.	Peligrosidad	347
4.6.2.3.	Vulnerabilidad	348
4.6.2.4.	Exposición.....	348
4.6.2.5.	Evaluación del Riesgo.....	348
4.6.3.	Resultados	350
4.6.3.1.	Fenómenos potencialmente peligrosos	350
4.6.3.2.	Evaluación de la Peligrosidad	352
4.6.3.3.	Evaluación de la Vulnerabilidad y la Exposición	355
4.6.4.	Discusión	360
4.6.4.1.	Riesgo de Inundación Fluvial	360
4.6.4.2.	Riesgo Costero (Inundación y Erosión)	361
4.6.4.3.	Riesgo de Subsistencia	363
4.6.4.4.	Riesgo de Inundación costera asociada a fenómenos de deslizamiento gravitacional submarinos.	364
4.6.4.5.	Zonificación del Riesgo Global	367
4.6.5.	Conclusiones	370

CAPÍTULO 5: DISCUSIÓN FINAL

5.1.	PRÓLOGO	371
5.2.	MODELOS GESTIÓN: TRADICIONAL VS GIZC	371
5.3.	HACIA UN NUEVO MODELO DE GESTIÓN INTEGRADA DE PLAYAS	375
5.4.	LA CREACIÓN DE LA <i>TAULA DEL DELTA Y DE LA BAIXA TORDERA</i>	380
5.5.	LA SITUACIÓN ACTUAL EN MATERIA DE GESTIÓN EN EL DELTA DE LA TORDERA	382
5.6.	EL SIGUIENTE PASO: PLAN DE GESTIÓN PARA EL DELTA	387

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES

Conclusiones.....	391
-------------------	-----

CAPÍTULO 7: REFERENCIAS

Referencias bibliográficas.....	403
---------------------------------	-----

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

Las zonas costeras, y en especial las playas, son la unión principal entre la tierra y el mar, siendo el escenario de infinidad de interacciones causadas por factores muy diversos, desde cambios producidos por la dinámica natural de la zona hasta los producidos por la creciente presión humana. Por este motivo, se trata de zonas con mucha variabilidad espacio-temporal, diversidad y funcionalidad que dan lugar a diferentes paisajes, usos y actividades.

Al final del siglo pasado, el 60% de la población mundial vivía en los primeros 100km de tierra adyacentes a la costa (Von Bodungen & Turner 2001) y se espera que ese porcentaje siga creciendo en las próximas décadas. Las actividades humanas asociadas a dicha ocupación del litoral provocan que haya un grado de urbanización de la zona costera demasiado grande y que se degraden los recursos naturales, reduciendo los caudales fluviales y, por lo tanto, el transporte de sedimentos de éstos hacia las playas, causando el fenómeno de erosión que tantas playas sufren en la actualidad y que se recoge en el informe Euroesion, 2004 (Salman et al., 2004) sobre el estado de la erosión en las costas europeas. Sin embargo, en la costa oeste del Mediterráneo, el turismo también toma protagonismo como uno de los principales agentes de presión para la zona costera (Departament d'Indústria, Comerç i Turisme, 2002). Desgraciadamente, el atractivo principal de éstas costas ha quedado reducido a ser un espacio de ocio humano durante el verano. Sin embargo, existen o deberían existir otros atractivos en las zonas costeras como las cualidades físicas, como la geología o la geomorfología de la zona, cualidades naturales, como la flora y fauna que en ella viven, o cualidades socio-económicas como los servicios, accesos, seguridad o belleza de las playas. Desafortunadamente, siempre se ha gestionado la zona costera de manera desintegrada, sin considerar todos los factores e interacciones que en ella ocurren, dando lugar a importantes impactos que ponen en jaque la supervivencia de muchas zonas costeras. Por este motivo, una gestión integrada de todos estos factores e interacciones es imprescindible para la mayoría de zonas costeras del mundo debido a la complejidad que precisamente otorgan la gran diversidad de factores e interacciones que en ella se desarrollan.

Durante décadas e incluso siglos, la gestión costera se ha basado en una gestión exclusiva de la zona de interacción entre el mar y la tierra, es decir una gestión centrada en las playas, hecha de manera reactiva y sin tener en cuenta los otros sistemas que influyen en la costa. Canalización de ríos y rieras, urbanización de la zona de tras playa, destrucción de dunas costeras o la construcción de puertos y espigones en la costa o embalses en los ríos son solo algunos ejemplos de actuaciones humanas realizadas sin tener en cuenta sus efectos en la zona costera, es decir de forma desintegrada. En ese sentido, a principios del siglo XXI, se creó lo que se conoce como la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que incluía todos los sistemas que influyen en las playas en la propia gestión costera, por ejemplo, los sistemas fluviales o deltaicos. Sin embargo, el principal cambio es que la GIZC fomenta la gestión proactiva en lugar de la reactiva que se ha venido usando desde hace siglos. Eso significa que los objetivos deben ser establecidos de acuerdo con todas las funciones de las zonas costeras (De Groot, 2002) y el planeamiento de la zona costera debe ser adaptado a dichos objetivos. De igual manera, se fomenta la transparencia de la gestión y la participación activa de todos los agentes implicados en el territorio (Barragán, 2003) para superar la desconfianza que va ligada a la gestión de sistemas complejos. De ésta manera, la GIZC pretende transformar la gestión costera hacia una disciplina científica de naturaleza social en lugar de ser simplemente una disciplina técnica. Por este motivo, el monitoreo de los procesos costeros es un paso crucial para conseguir una gestión integrada de las zonas costeras (Pickaver et al., 2004). Y no solo el uso de herramientas ya consolidadas sino también mediante la modificación y/o creación de nuevas herramientas que permitan mejorar la capacidad de monitoreo.

Sin embargo, la Union Europea no incluyo la GIZC en la ley de costas más reciente y se limitó a dar una serie de recomendaciones (Salman et al., 2004) basadas en la Gestión Integrada de Zonas Costeras. Evidentemente, esto deja en manos de cada gobierno regional la implementación o no de la GIZC y la forma en cómo ésta se implementa. En España, la gestión costera se basó en la Ley de Costas 22/88. A pesar de ser una ley muy importante para asegurar el acceso a la costa y la protección de los valores naturales sensibles, no se implementó la GIZC (Barragán, 2003). La recomendación del Parlamento Europeo sobre la GIZC (COM 2000/545) en el año 2000 fue el principal y único factor para conducir a la implementación de una estrategia de gestión integrada en la costa española. Por consiguiente, se reduce a iniciativas regionales o locales y a la creación del Plan Director para el Desarrollo Sostenible de la Costa (PDSC) para toda la costa española. Aun así, la complejidad local de cada uno de los sistemas costeros muestra la insuficiencia de dicha estrategia que, si bien ha

solucionado parcialmente los problemas en algunas zonas, sigue siendo poco efectiva en la mayoría de los casos. Por éste motivo, y siguiendo las recomendaciones del Parlamento Europeo en materia de GIZC, nos proponemos crear una base de conocimiento amplia para nuestra zona de estudio en base al uso y creación de herramientas efectivas para el monitoreo necesario que deben conducir a la implementación de una gestión más sostenible e eficiente como es la Gestión Integrada de Zonas Costeras.

1.2. MOTIVACIONES

Las razones que otorgan una gran importancia a los sistemas costeros y, en especial, a las playas, son diversas y significativas. Son unos sistemas muy importantes social y culturalmente para una población que, desde tiempos inmemoriales, desarrolla su vida alrededor de éstas, siendo un espacio de ocio y de riqueza, tanto de alimentos como de dinero. Además, con la masificación del turismo y el boom urbanístico, son el principal motor económico de una sociedad que depende mucho del turismo de sol y playa, es decir del turismo que acude a la costa para disfrutar del sol y del mar. A pesar de la gran importancia que tienen estos sistemas, la información disponible y la base de conocimiento son muy pobres o escasas. Este hecho, a menudo, ha llevado a estos sistemas a una situación límite en la que su funcionalidad e incluso su supervivencia han quedado realmente comprometidas.

Todo esto se magnifica si consideramos zonas costeras que integren sistemas tan complejos como un delta o un río, como es el caso del delta de la Tordera. A menudo, no existe ese conocimiento necesario para poder gestionar de manera correcta estos espacios, hecho que provoca que se realicen auténticas barbaridades que ponen en jaque estas zonas costeras. Por este motivo, la motivación principal de esta tesis es recoger toda la información existente sobre el delta de la Tordera pero, sobre todo, generar una base de conocimiento amplia mediante el uso de herramientas que permitan evaluar tanto el pasado como el presente de la evolución, dinámica y gestión que se realiza en la zona del delta de la Tordera con la intención final de consolidar dicha base de conocimiento para que sirva para una futura gestión más eficiente del sistema delta de la Tordera.

1.3.OBJETIVOS

Objetivos principales

- Analizar la gestión costera del pasado en el ámbito del delta de la Tordera para correlacionar la dinámica costera, en especial la evolución de las playas, en función de las distintas actividades y usos que los humanos hemos realizado en el sistema deltaico de la Tordera.
- Analizar la gestión costera actual en España y, en concreto, en la zona deltaica de la Tordera viendo sus efectos en la dinámica costera y comparándola con las directrices europeas propuestas en el informe Eurosion (Salman et al., 2004).
- Desarrollo y uso de herramientas para la gestión por ecosistema dentro del marco de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC)
- Plantear las bases de una futura gestión más eficiente y sostenible.

Objetivos secundarios

- Mejorar las herramientas de gestión ya existentes previamente mediante la aplicación de pruebas piloto.
- Desarrollar nuevas herramientas para la gestión.
- Realizar un análisis funcional de las playas del sistema delta de la Tordera y, en especial, de la playa de s'Abanell.
- Crear una base sólida para la Taula de la Tordera.

1.4. ESTRUCTURA

La tesis se ha estructurado con la intención de cumplir con los objetivos principales definidos en el apartado anterior: Analizar la gestión costera del pasado en el ámbito del delta de la Tordera para correlacionar la dinámica costera, en especial la evolución de las playas, en función de las distintas actividades y usos que los humanos hemos realizado en el sistema deltaico de la Tordera; Analizar la gestión costera actual en España y, en concreto, en la zona deltaica de la Tordera viendo sus efectos en la dinámica costera y comparándola con las directrices europeas propuestas en el informe Eurosion; Desarrollo y uso de herramientas para la gestión por ecosistema dentro del marco de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC); y plantear las bases de una futura gestión más eficiente y sostenible.

El primer capítulo de la tesis es una introducción al contenido de la tesis y al contexto en el que se emplaza. También se muestran las motivaciones que han empujado a su realización, los objetivos planteados y la estructuración usada.

El segundo capítulo muestra los conceptos generales en materia de gestión de las zonas costeras. Hay un apartado de antecedentes dónde se analiza la ocupación y uso de las zonas costeras y, en especial, la del delta de la Tordera. Posteriormente, en el segundo apartado se analiza la gestión costera que se ha realizado desde la antigüedad hasta el pasado reciente, se habla de los principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC), de la legislación europea en materia de zonas costeras, de la situación en España de ésta y del concepto de gestión por ecosistema.

En el tercer capítulo se analiza la evolución costera del pasado (1956-2006) y reciente (2006-2016) del delta de la Tordera. En éste capítulo se analizan los efectos de la gestión desintegrada en una zona costera y el efecto de las prácticas de regeneración posteriores.

El cuarto capítulo abarca un diagnóstico pluridisciplinar del estado actual del sistema delta de la Tordera. En él se usan distintas herramientas para evaluar el estado del delta en materia de transporte de sedimento, agua subterránea, funcionalidad y socioeconomía de las playas y riesgos asociados a los procesos naturales de la zona.

En el quinto capítulo es una discusión global de los diferentes y variados trabajos realizados en esta tesis, donde se sientan las bases de una futura gestión integrada del delta de la Tordera siguiendo los principios de la gestión por ecosistema.

El capítulo seis incluye las conclusiones de la tesis donde se recogen las principales conclusiones de los capítulos anteriores.

En el capítulo siete se puede encontrar una lista ordenada alfabéticamente de todas las referencias que han sido citadas a lo largo del texto.

CAPÍTULO 2

LA GESTIÓN DE ZONAS COSTERAS

RESUMEN

En éste capítulo se pretende contextualizar los trabajos de la tesis tanto por lo que respecta a conceptos clave en un sistema deltaico como a delimitar el marco de análisis de la zona de estudio. En primer lugar, en el apartado de antecedentes, se presenta la evolución histórica a nivel global que han sufrido las playas además de proporcionar conceptos clave para entender una playa como un sistema socioeconómico. Seguidamente, se hace un repaso general de la gestión costera en el mundo y, en especial, en el mediterráneo español. En éste apartado se habla de la gestión tradicional, del concepto de Gestión Integrada en Zonas Costeras y del Ecosystem Approach así como las recomendaciones de la Comisión Europea en materia de gestión de playas, haciendo especial hincapié en la gestión en España. Finalmente, se presenta el marco de análisis de ésta tesis, dividido en 3 escalas espaciales (la costa catalana, el delta de la Tordera y la Playa de s'Abanell) para entender el contexto de los trabajos que se presentan en los próximos capítulos.

2.1. ANTECEDENTES

2.1.1. Introducción

Desde la prehistoria, los humanos hemos buscado lugares estratégicos que faciliten nuestra vida (López & Portela, 2015; Terradas 2000). En ese sentido, la protección que da una montaña, el agua que proporciona un río, las llanuras de tierra fértil que proporcionan alimentos o la proximidad al mar, entre otros, fueron las grandes premisas usadas por los primeros pobladores. Por éste motivo, encontramos emplazamientos humanos en zonas costeras desde tiempos inmemoriales, hecho que pone de manifiesto la gran importancia que han tenido siempre éstas zonas.

Con el paso de los siglos, la humanidad rápidamente empezó a ocupar/colonizar todo aquello que le rodeaba. Sin embargo, la ambición humana iba más allá y, con el desarrollo de la tecnología naval, se empezó a explorar el mundo de manera que, normalmente, el punto de destino era una zona costera. Las grandes civilizaciones del mundo antiguo, en el momento de colonizar un nuevo territorio, se caracterizaron por plantar sus campamentos militares en una zona costera con un río cerca, con el objetivo de estar cerca de sus navíos y disponer de agua dulce (Laffi, 2002; Galán 2000). Esos emplazamientos militares se acabarían convirtiendo en grandes metrópolis del mundo antiguo, las cuales muchas de ellas, hoy en día, aún lo siguen siendo. En la costa catalana tenemos grandes ejemplos en Tárraco (Tarragona), Barcino (Barcelona) o Emporion (Ampurias). Des del primer momento, las playas fueron usadas como el gran motor económico de éstas metrópolis. Así pues, las playas se usaron como puerto comercial y militar, dónde más allá de la actividad pesquera o el comercio con otros pueblos, también ofrecían una gran facilidad en el momento de enviar refuerzos o desplazar tropas.

En la época medieval, los “puertos” o ciudades costeras se establecieron como las grandes metrópolis mundiales por la masificación del transporte naval de la época y el constante descubrimiento de otros pueblos con los que comerciar. Con ello se empezó a desarrollar una economía muy potente que se centraba en la ocupación de zonas costeras. Por supuesto, esto llevó a ocupar masivamente el litoral y se llevaron a cabo las primeras construcciones y modificaciones del litoral, como por ejemplo muelles o muros de protección, entre otros (Medina, 2018). Además, la concentración de población en éstas cada vez demandaba más recursos en forma de alimentos. Por éste motivo, se empezaron a colonizar las llanuras de ríos y deltas para una agricultura cada vez más intensiva con el desarrollo de nuevas tecnologías (Ballesteros-Arias 2010).

La llegada de la industrialización supuso un antes y un después en todo el mundo, también en las zonas costeras. El continuo desarrollo de nuevas tecnologías y la industria empezaron a explotar los recursos de forma masiva. Se empezaron a extraer grandes cantidades de agua de los ríos y de sus acuíferos, pero lo peor fue que todo se hacía sin ninguna percepción de impacto ambiental. Los residuos contaminantes se tiraban a los ríos y al mar, y las playas eran el vertedero municipal.

Todo esto se extendió hasta mediados del siglo XX dónde se empezó a ejercer la presión definitiva que pondría en jaque las zonas costeras y, en especial, las zonas deltaicas. El boom turístico que vino de la mano con el urbanístico cambió para siempre éstas zonas (Mazón, 2006). Los municipios crecían cada vez más, ocupando zonas de humedales, destruyendo dunas costeras y emplazándose incluso encima de la propia playa. Obviamente, si crece la población, crece la demanda de recursos como el agua y los alimentos (Cabré & Valls 2002). Las nuevas tecnologías permitieron extraer agua en grandes cantidades de los acuíferos, tanto para abastecimiento doméstico como para la agricultura y la industria. Con ello, los ríos empezaron a reducir su caudal y a transportar menos sedimento hacia el mar. Si a ello le sumamos que, a menudo, el material sedimentario de los ríos se utilizaba para la construcción, tenemos unos ríos sin apenas caudal para transportar una cantidad de sedimentos disponibles cada vez menor debido a su gran explotación. Además, el “boom” turístico provocó la utilización de las zonas costeras cómo una zona recreativa, priorizando ésta función por encima de las demás funciones naturales de éstos espacios.

A finales del siglo XX y, sobretudo, con la llegada del nuevo milenio, se empezaron a notar los efectos nocivos de la ocupación y la “no gestión” en las zonas costeras. Las costas entraron en un proceso de erosión generalizado (Salman et al. 2004) que causaría grandes pérdidas económicas en momentos de temporal, llegando a destruir edificios del frente marítimo. En ese momento, se empieza a tomar consciencia del impacto ambiental o “huella humana” en el medioambiente (Wackernagel, 2001). La aparición de políticas respetuosas con el medioambiente tenía por objetivo acabar con los problemas que estaba sufriendo el planeta como consecuencia de las malas prácticas humanas. Sin embargo, con el paso de los años, se vio que el daño que se había hecho era tal que no bastaría con cambiar la manera de hacer, sino que hacía falta ir un paso más allá. En ese sentido, empezaron a aparecer prácticas regeneradoras del estado natural, para restablecer los valores naturales de unas zonas altamente antropizadas (Sardá et al. 2013).

Después de una década de utilizar éstas prácticas, se ve que sigue habiendo un conflicto de competencias administrativas que impide la recuperación efectiva de éstos espacios y las zonas costeras siguen en un estado crítico (Cormier et al. 2010) si bien, en muchos casos, se ha conseguido estabilizar el problema con regeneraciones artificiales de playa periódicas o escolleras de protección que, sin embargo, no dejan de ser parches en lugar de soluciones definitivas que, además, tienen un elevado coste económico e incluso ambiental (Canteras et al. 1995).

En éste capítulo, analizaremos la gestión que se ha llevado a cabo en las zonas costeras, las recomendaciones surgidas de la Unión Europea (Salman et al. 2004), la gestión actual y la que debería ser la gestión del futuro. Sin embargo, antes debemos hacer un pequeño análisis de qué es y qué funciones desarrolla una playa, así como un análisis general de cómo se han ocupado y usado las zonas costeras a lo largo de la historia.

2.1.2. Ocupación y usos de las zonas costeras

Las comunidades humanas establecen una relación con el medio natural que los envuelve. El paisaje actual de la mayoría de zonas costeras antropizadas es una construcción humana que ha estado en constante evolución desde hace siglos. Sin embargo, lo que ha determinado el origen urbano y gran parte de la identidad de estas comunidades costeras es, sin duda alguna, el hecho de estar cerca del mar. Los municipios costeros nacen y evolucionan en relación a las posibilidades que le ofrece el litoral, dónde la morfología da lugar a distintos tipos de playas, desde grandes arenales hasta pequeñas calas.

En la playa se concentran el conjunto de relaciones que a lo largo del tiempo se han generado entre estas comunidades costeras con el mar y el resto del mundo. Desde épocas antiguas, la playa y los accidentes geográficos de la costa han actuado como abrigo o puerto natural, permitiendo dar salida a la intensa actividad que se iba generando en torno a la población costera: actividades comerciales, militares o de circulación de ideas y personas.

Hay comunidades costeras que, por distintas razones o circunstancias, llegaron a dar la espalda al mar en un momento u otro. En la costa catalana hay diferentes ejemplos, como Barcelona, dónde después de la caída del comercio marítimo y la expansión de la ciudad hacia tierra, se dejó el espacio de las playas como una zona marginal dónde se empezaron a formar los suburbios de la ciudad. Sin embargo, en muchas zonas costeras, el lazo económico y social con el mar y las playas no se ha roto nunca,

teniendo a lo largo de la historia usos y percepciones diferentes, pero nunca llegando a desaparecer.

Hoy en día, las playas pertenecen a lo que llamamos Dominio Público Marítimo-Terrestre (DPTM), definiéndolas como zonas al aire libre formadas por sedimentos, naturales o artificiales, depositados en la costa y de titularidad pública, dónde su uso fundamental es el de proveer de un espacio recreativo a la sociedad humana que a su vez da lugar a un gran motor económico para la zona y el país al que pertenece.

La playa, entendida como puerto durante la época medieval, fue un punto centralizador y de interés estratégico-económico que explica gran parte del crecimiento de los municipios costeros. Esto nos aproxima a una economía marítima donde existían una serie de actividades al servicio del transporte marítimo (la navegación, la construcción naval, el transporte de mercancías, la fabricación de velas, la pesca, etc...). Esto provocó que durante siglos los ocupantes de la playa fuesen marineros, patrones, armadores, comerciantes, pescadores, coraleros, herreros de mar, pintores, escultores, entre otros, así como funcionarios de marina de diversos rangos y también contrabandistas y malhechores diversos llegados por mar. Las actividades marinas relacionadas con todos estos oficios fueron determinantes en los cambios que sufrió la sociedad litoral desde la época medieval hasta finales del siglo XX.

-El comercio marítimo: asociado a la navegación de cabotaje y de altura, fue la piedra angular de la economía litoral y uno de los principales responsables de la gran actividad que se vivió en los puertos y las playas durante siglos. Primero se basaba en el comercio de alimentos, pero con el tiempo se introdujeron otros tipos de comercio, como por ejemplo toda la economía ligada a la industrialización o el comercio de armas. Era habitual ver las mercancías en la playa, personas negociando allí mismo, barcos varado en la arena esperando a ser cargados (Fig.2.1) e incluso almacenes y puntos de venta en la playa.



Figura 2.1: Barco de mercancías en la playa en Blanes a principios del siglo XX. Fuente: AMBL

-La construcción naval: muy ligada a la demanda del transporte marítimo, tanto de mercancías como de personas, se estableció encima de las playas, es decir, los astilleros fueron ubicados en la playa y, constantemente, se podían ver barcos en construcción sobre la misma arena de la playa (Fig. 2.2). No sólo eso, sino que todo el material necesario para su construcción se podía encontrar ocupando toda la playa (madera, metal, telas, entre otros). Además, cuanto más ganaban los mercaderes y comerciantes, más dinero se destinaba a la construcción de barcos. Aun así, en algunos momentos, también estaba ligada a las necesidades de la armada marina durante la guerra y, en menor medida, a la pesca. Las personas que ejercían oficios y actividades que tenían relación con ésta industria fueron los protagonistas principales y los pobladores habituales de los espacios de playa y puerto durante muchos siglos, desde la Edad Media hasta bien entrado el siglo XX.



Figura 2.2: Astillero Bagué en la playa de Blanes. Año 1917. Fuente: AMBL

-La pesca: Las personas, actividades y espacios ligados a la pesca fueron otros protagonistas recurrentes de la ocupación de la playa. Durante siglos, el pescado tuvo mucha importancia para la alimentación de muchos sectores populares que, difícilmente, podían acceder a las proteínas de la carne, mucho más cara. En la playa, además de venderse el pescado, se hacía una actividad muy determinada: “estirar el arte”, la cual se mantuvo hasta mediados del siglo XX. Esta actividad consistía en estirar las redes de pesca en la arena de la playa para limpiarlas y repararlas (Fig. 2.3). De esta manera, la actividad pesquera representaba también la ocupación de grandes superficies de playa.



Figura 2.3: Fotografía de la bahía de Blanes con algunas redes en la playa esperando a ser reparadas (1920). Fuente: AMBL

-La urbanización de costa: Desde mediados del siglo XVIII, pero sobre todo a partir del final de la Guerra de la Independencia Española (1814), todo el antiguo espacio de playa y puerto empezó a cambiar. El derribo de las murallas que protegían el frente marítimo de muchas poblaciones permitió prolongar las calles perpendiculares al mar en dirección a la playa. Así pues, se empezó a urbanizar el espacio tras playa e incluso, se llegó a construir encima de la parte posterior de éstas. Con este proceso se formó una nueva fachada litoral compuesta por casas y pisos, habitualmente con un patio en el lado de mar. Éste fenómeno iría ocupando el espacio de playa hasta modificar para siempre su antiguo aspecto con la llegada del turismo de masas y la especulación inmobiliaria, con los que aparecieron rápidamente edificios altos, hoteles y apartamentos turísticos a primera línea de mar (Figs. 2.4-2.6) transformando la playa en una zona de paseo, baño y atracción turística, dejando la actividad costera ordenada dentro de los puertos artificiales.



Figura 2.4: La playa de s'Abanell con el Park Hotel en el fondo. Años 60 Fuente: AMBL



Figura 2.5: Fotografía desde la playa de s'Abanell dónde se observan infraestructuras turísticas. Años 60 Fuente: AMBL



Figura 2.6: Fotografía de la playa del centro de Blanes. Años 60. Fuente: AMBL

Desde finales del siglo XIX hasta finales de los años 50, la playa se transformó en uno de los sitios favoritos para el ocio de los habitantes y visitantes de las zonas costeras. Se veía como en la playa, más allá de las actividades económicas tradicionales que poco a poco iban desapareciendo, se celebraban fiestas populares (verbenas, conciertos, fuegos artificiales o fiestas religiosas) y se convertía en el espacio de baño. Así pues, la playa cada vez pasaba a tener un uso más recreativo que económico. Fue en esa época, donde tuvo lugar el gran crecimiento de población costera, periodo en que muchos municipios doblaron o triplicaron su población en muy pocos años, iniciando el gran desarrollo de las actividades relacionadas con los servicios y el turismo. El porcentaje de ocupación del sector terciario aumentó en detrimento del sector primario (agricultura y pesca). Por ejemplo, en el municipio de Blanes, el sector primario pasó de ocupar el 22% de la estructura económica de la población activa en el año 1950 al 5% en 1975, mientras que el sector terciario, en los mismos años, pasó del 17% al 30%. Se trata de un dato muy representativo que ilustra el cambio que sufrieron los municipios costeros. Con todo ello se generan nuevos usos que primero comparten y, al final, sustituyen los antiguos usos de la playa.

-Los baños: Hasta ese momento los baños recreativos se ceñían a costumbres y festividades concretas. Sin embargo, a partir del siglo XX se empezó a popularizar el baño entre la población. Se les llamaba “baños con ropa”, pues la gente quería mantener la piel bien blanca ya que era un símbolo de familia acomodada (Fig. 2.7). Con la llegada de los bañistas, llegaron las casetas de baño (Fig. 2.8), muy necesarias para usar como vestidor, pasando éstas a ocupar grandes superficies de playa, sobretodo en la parte posterior. Con la popularización entre las clases acomodadas llegaron las recomendaciones y prescripciones médicas relacionadas con el baño y sus efectos positivos en la salud que acabaron de dar popularidad a ésta forma de ocio.



Figura 2.7: Baños con ropa en los años 20 en Blanes. Fuente: AMBL

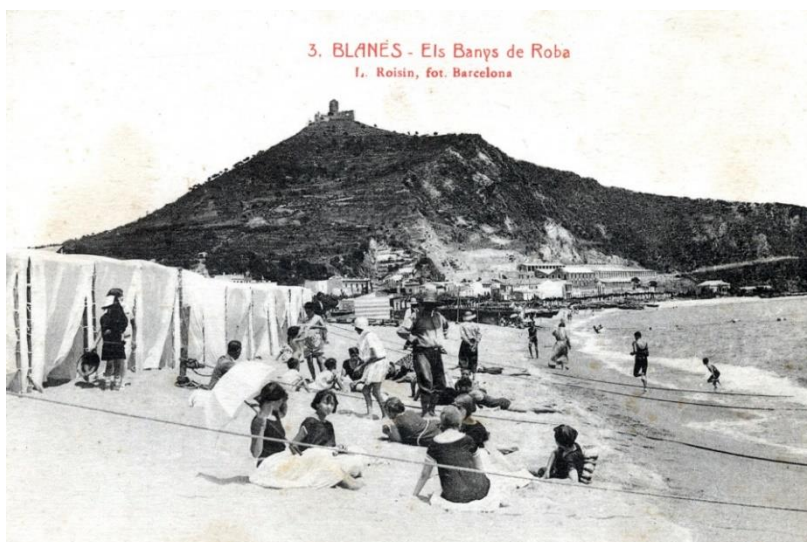


Figura 2.8: Los baños con ropa y las casetas en Blanes. Año 1920. Fuente: AMBL

-Actividades náuticas: La playa y el mar pasaron a ser escenario de múltiples actividades náuticas, tales como regatas de embarcaciones de distintos tipos. También se pone de moda la natación y se llegan a organizar competiciones en muchos sitios de la costa (Fig. 2.9). También empieza a coger popularidad la pesca recreativa, es decir, una pesca artesanal de poco volumen de captura llevada a cabo por pescadores no profesionales e incluso la pesca desde la playa (Fig. 2.10). Finalmente, también aparecieron los precursores de los cruceros, es decir pequeñas embarcaciones que llevaban a las familias ricas a dar una vuelta por el mar o los transportaban hasta otras playas inaccesibles a pie (Fig. 2.11).



Figura 2.9: Competición de natación en la playa de s'Abanell. Año 1971. Fuente: AMBL



Figura 2.10: Concurso de pesca en s'Abanell (Blanes) en 1973. Fuente: AMBL



Figura 2.11: Patín transportando gente en los años 30. Fuente: AMBL

-El paseo marítimo: Con el declive del uso de la playa como astillero, se empezaron a popularizar los paseos a pie por la playa. Cada vez más personas acudían en sus horas libres a pasear por la zona costera de los municipios. Por este motivo, se empezó a “poner bonita” la fachada litoral para que esos paseos transitaran por una zona agradable y bonita dónde todo el mundo pudiese acudir. Se empezó por compactar la arena de la parte posterior de la playa con maquinaria pesada y la introducción de vegetación arbórea que fijase los sedimentos (Fig. 2.12), para más tarde acabar ajardinando la zona (Fig. 2.13). Además, se empezaron a instalar alumbrados eléctricos, bancos para sentarse e incluso se inició la conquista del litoral por parte de establecimientos comerciales de todo tipo. En esa época empiezan a salir a prensa noticias sobre destrozos en los paseos marítimos en momentos de temporal (Fig. 2.14), un indicador de la ocupación del espacio de playa.



Figura 2.12: Paseo de la Mestrança en Blanes (1971). Fuente: AMBL



Figura 2.13: El paseo de Mar de Blanes el año 1935. Fuente: AMBL



Figura 2.14: Efectos de un temporal marítimo en el paseo de Blanes en 1944. Fuente: AMBL

-El puerto: Con la pérdida de espacio en las playas, las actividades económicas que antes se hacían en las playas tuvieron que concentrarse en los puertos artificiales (Fig. 2.15). Ello llevó a la construcción de innumerables puertos en todas las costas del mundo, muchos de ellos haciendo desaparecer playas para siempre debido a la extensión del propio puerto (Fig. 2.16). Además, la proliferación de actividades náuticas de recreo demandaba más espacio portuario, con lo que se tuvieron que construir puertos puramente recreativos en muchos puntos de la costa. En el caso de la celda litoral de la Tordera (Blanes-St. Adrià del Besós), la cual tiene unos 60km de largo, en pocos años aparecieron hasta 6 puertos, entre puertos comerciales y puertos recreativos, lo que significa que hay un puerto cada 10km de costa.



Figura 2.15: Las obras del puerto de Blanes en 1918. Fuente: AMBL



Figura 2.16: Obras de construcción del puerto de Blanes en 1918. Fuente: AMBL

-Los clubes náuticos: Con el apogeo de las actividades náuticas de recreo, también se crearon clubes náuticos en muchos municipios costeros, ocupando así superficies de playa considerables para guardar distintos tipos de embarcaciones y para la construcción de una sede del club, con servicios como restaurante, almacenes e incluso pistas deportivas (Fig. 2.17).



Figura 2.17: Instalaciones del Club de Vela de Blanes en 1967. Fuente: AMBL

-Los cruceros: Embarcaciones de tamaño medio que ofrecen excursiones náuticas de entre 1 y 6 horas. Ésta actividad, presente aún hoy en día en muchos puntos del litoral, requiere de una zona de embarque y desembarque en las playas (Fig. 2.18), así como un canal de acceso restringido donde no se permite el baño.



Figura 2.18: Cruceros en la playa de Blanes en 1972. Fuente: AMBL

-El boom turístico: Con él se empezaron a masificar las playas de gente en los meses de verano (Fig. 2.19). Además, todo ese volumen de gente debía desplazarse a la playa con algún vehículo, con lo que la parte posterior de las playas se convirtió en zona de aparcamiento (Fig. 2.20). Sin embargo, lo que más incidencia tuvo fue la proliferación de negocios, tanto temporales como permanentes, en la playa para ofrecer un sinfín de servicios a los ocupantes de la playa: alquileres de parasoles, hamacas, chiringuitos, restaurantes, campings, entre otros (Fig. 2.21).



Figura 2.19: Playa de Sant Andreu y s'Abanell, antes de construirse el paseo marítimo de Blanes (1966).

Fuente: AMBL

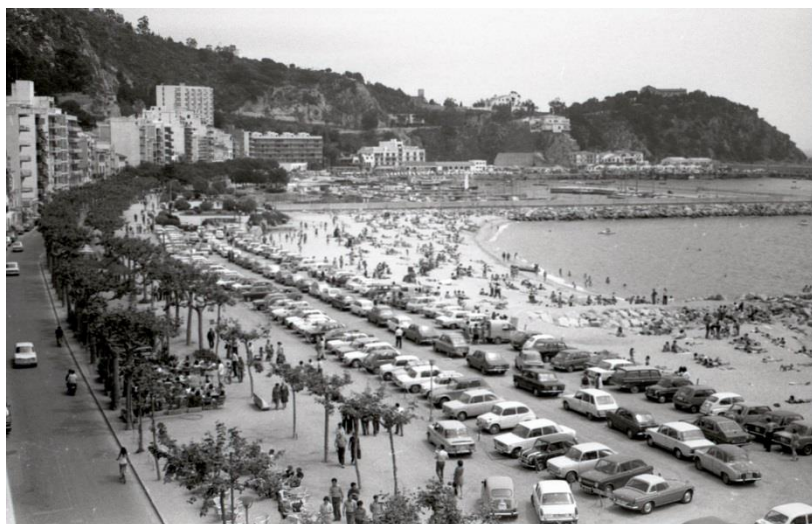


Figura 2.20: El paseo cuando hacía la función de aparcamiento de coches en 1975. Fuente: AMBL

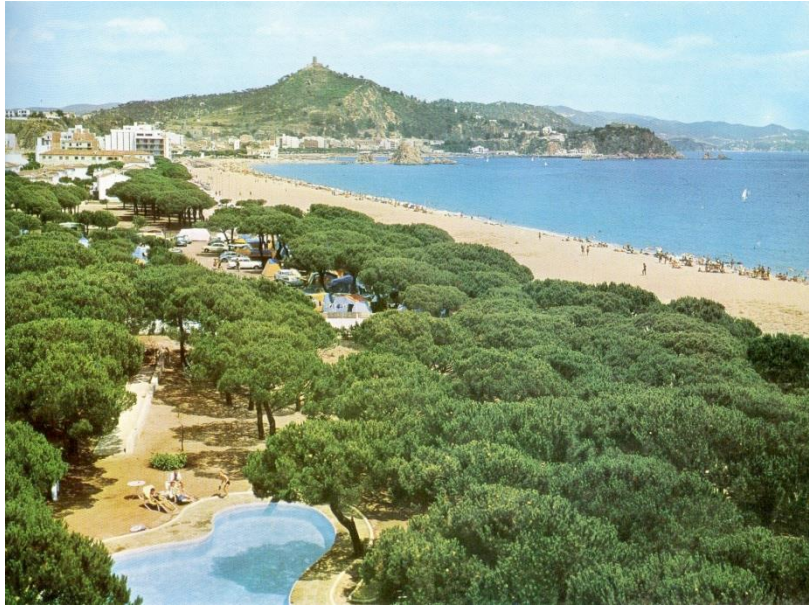


Figura 2.21: Playa de s'Abanell vista des del Park Hotel en 1964. Fuente: AMBL

-Los paseos marítimos modernos: Las playas vieron reducida su extensión considerablemente con la construcción de los paseos marítimos modernos. El motivo es que estos no vienen solos, ya que se procede a la construcción de carreteras, aceras, zonas de aparcamiento o casitas de servicios, urbanizando el paseo con cemento y muros. Todo ello se construyó ocupando terreno de la propia playa (Figs. 2.22-2.23). Se trata de uno de los usos/ocupaciones más controvertidas de la historia de nuestro frente marítimo ya que constantemente se ven afectados por los temporales marítimos (Fig. 2.24) por el hecho de estar encima de la playa.



Figura 2.22: Foto del paseo de s'Abanell en los inicios de los años 70. Fuente: AMBL



Figura 2.23: Paseo de s'Abanell en la actualidad (2016). Fuente: Enric Sagristà



Figura 2.24: Daños en el paseo de s'Abanell en 1985 después de un temporal. Fuente: AMBL

En definitiva, hemos tenido un desarrollo urbano muy notable hacia mar, es decir hacia las playas, integrándolas dentro del entramado urbano. Este hecho ha dejado las playas confinadas en un pequeño espacio entre los paseos/primeras casas y el mar, haciendo que su extensión esté muy comprometida y teniendo únicamente la función de ocio para los habitantes y turistas del municipio. Las zonas semiurbanas o naturales no se han escapado de esta dinámica. Campings con parcelas hasta la playa, restaurantes encima la playa e incluso chalets o grandes hoteles en la arena se han construido por todas las costas. Así pues, los cambios en los usos del suelo y la ocupación masiva del litoral han puesto en jaque el mayor exponente de las zonas costeras: sus playas.

2.1.3. La unidad litoral playa

Tradicionalmente (y erróneamente), se considera como playa aquel tramo de costa formado por arena y otros tipos de sedimento, delimitado en un lado por el mar y en el otro por la vegetación y/o edificios o paseos marítimos. Sin embargo, desde el punto de vista de la morfodinámica, se considera la playa como el sistema que comprende la zona de interacción entre el medio marino y el terrestre, influenciado por el oleaje y formado por una parte emergida y otra sumergida (Fig. 2.25), siendo su extensión diferente en función de las características geográficas de cada tramo costero. Además, los procesos ligados a la dinámica litoral modifican constantemente su forma y hacen que sea muy variable a corto plazo.



Figura 2.25: Esquema de una playa. Modificado de Sagristà et al. (2017).

Sin embargo, aunque estén fuera de la “Unidad Playa”, hay muchos otros procesos o sistemas que tienen incidencia en las playas. Para que una playa sea estable y pueda cumplir con sus funciones, hay que tener en cuenta que todo aquello que ocurra en los otros sistemas que intervienen en su morfodinámica tendrá un efecto directo o indirecto en ella. En ningún caso podemos menospreciar la función que hacen los ríos y rieras, que son la principal fuente de sedimentos de las playas, así como la incidencia del oleaje que se encarga de distribuirlos (Fig. 2.26). Por este motivo, hay que tener una visión global que integre todos los sistemas implicados en la gestión de una zona costera.



Figura 2.26: La relación entre los ríos y las playas. Modificado de Sagristà et al. (2017).

Desgraciadamente, los humanos ocupamos, debilitamos, presionamos, modificamos y degradamos tanto las playas como el resto de procesos que influyen en su formación y mantenimiento. En los últimos 80 años, se ha modificado el oleaje con espigones o escolleras, se han reducido los aportes fluviales con canalizaciones o embalses o se ha evitado la erosión de la costa con escolleras. Este tipo de actuaciones de protección de la costa, se han realizado principalmente con el objetivo de hacer que las playas cumplan con su función recreativa y, en ningún caso, para recuperar la función natural o de protección. Incluso, a veces, las prácticas regenerativas han ido en contra de la función natural, eliminando flora y fauna de las playas, o de la función de protección, reduciendo la altura de la playa, haciéndola menos capaz de absorber la energía de los temporales.

El ecosistema playa cumple una serie de características que hacen que su estabilidad se comprometa con mucha facilidad ya que se trata de un ecosistema:

-Variable: porque de forma natural las playas cambian mucho en función de la época del año debido a los temporales marítimos (Fig. 2.27). En invierno, cuando predominan los temporales, es frecuente que la zona emergida se reduzca, quedando la arena almacenada en la parte sumergida de la playa en forma de barra. En primavera, el oleaje volverá a colocar esa arena en la parte emergida, lo cual devuelve a la playa su perfil de estabilidad. Si modificamos la morfología de la playa o extraemos arena de la parte sumergida, impedimos que la playa se recupere de forma natural.

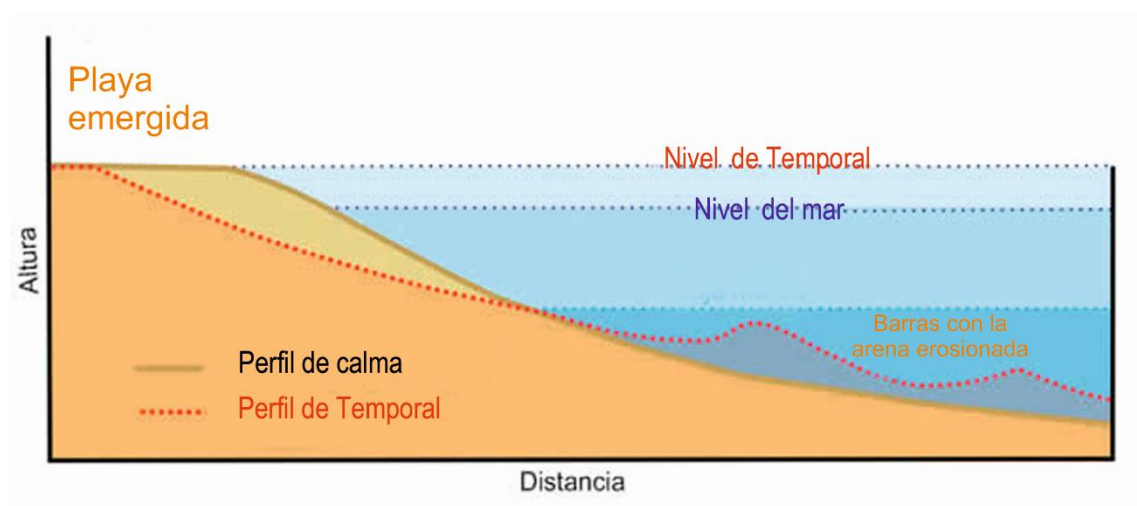


Figura 2.27: Perfil de invierno de una playa (época temporales) vs perfil de verano (época calmas).
Modificado de Sagristà et al. (2017).

-Exigido: porque se trata de una zona que ha sido utilizada con múltiples usos a lo largo de la historia. Además, en los últimos 50 años la playa ha pasado de tener unos usos puramente relacionados con el comercio, la industria y los astilleros, a tener una función básicamente recreativa. El volumen de gente (Fig. 2.28) y el nivel de exigencia han incrementado sustancialmente disminuyendo su capacidad de cumplir con la función natural y de protección.



Figura 2.28: Fotografía de la playa de s'Abanell en verano de 2015. Fuente: Enric Sagristà

-Ocupado: porque el crecimiento urbanístico ha sido el principal agente colonizador de la playa en los últimos años (Figs. 2.29-2.30), ya que se han ocupado prácticamente por completo las zonas de vegetación y/o dunas, e incluso, en algunos casos, parte de la playa seca.



Figura 2.29: Los Pinos de s'Abanell en los años 70. Fuente: AMBL



Figura 2.30: Foto tomada en el mismo punto que la anterior en 2016. Fuente: Enric Sagristà

2.1.4. La playa como sistema socio-ecológico

Des del punto de vista socio-ecològic, una playa comple 3 funcions fundamentals (Fig.2.31): la funció natural o de hàbitat de múltiples especies, ya sean animales o vegetales, los cuales tienen una gran importancia para la biodiversidad de la zona; la función de protección frente a los temporales marítimos para evitar daños en la fachada litoral, ya sea en un entorno urbano o natural; y la función recreativa o de ocio para los humanos que cada temporada disfrutan de las playas.



Figura 2.31: Funciones de una playa. Modificado de Sagristà et al. (2017).

Desgraciadamente, las modificaciones que hemos realizado los humanos en la costa y en los sistemas fluviales han puesto en jaque la funcionalidad de las playas. Se ha modificado el oleaje con la construcción de espigones o rompeolas para cambiar su incidencia en la costa y, sobretodo, se ha interrumpido el transporte longitudinal a escala

regional con la proliferación de puertos a lo largo de toda la costa; se han reducido considerablemente los aportes fluviales mediante las canalizaciones, extracciones de áridos de los cauces fluviales, explotación de aguas subterráneas y construcción de embalses; y se viene protegiendo la costa con escolleras que evitan la erosión. Además de los factores que las forman, las playas también se han visto degradadas debido a la ocupación humana, llegando a construir paseos marítimos y/o casas encima de la misma playa. Todo ello ha llevado a que la mayoría de las playas catalanas ya no sean capaces de cumplir con sus funciones. De ésta manera, las funciones natural y de protección han quedado reducidas o aniquiladas, hecho que amenaza la biodiversidad de estos ecosistemas y pone en peligro los elementos que se sitúan detrás de ellas, ya sea un entorno urbano o natural. Así pues, muchas playas ya solo cumplen con una función puramente recreativa como espacio de ocio para los humanos. Sin embargo, a veces, debido a la erosión, algunas playas han desaparecido totalmente y, por lo tanto, ya no cumplen ni con esta función.

Evidentemente, la lista de servicios ecosistémicos que se puede asociar a éstas tres funciones es muy larga. Por lo tanto, es de suma importancia gestionar las playas teniendo en cuentas todas las funciones y servicios ecológicos que ésta desarrolla y/o genera.

2.2. LA GESTIÓN COSTERA

2.2.1. Introducción

Todos los espacios del planeta que tienen una ocupación, ya sea temporal o permanente, o un uso concreto o varios, deben ser gestionados por la administración o administraciones competentes. Esa gestión debe ser la encargada de tomar todas las decisiones de gobernanza necesarias para el cumplimiento de los servicios que se espera que preste cada territorio en función de su uso y ocupación (Aguilar, 2007; Rhodes, 2005; Ruano de la Fuente, 2013). En las zonas costeras, debido a la interacción del medio marítimo con el terrestre y a la gran diversidad de dinámicas y procesos naturales que se desarrollan en ellas, se requiere especialmente de una gestión que garantice la total funcionalidad de unos sistemas que, debido a su complejidad, son especialmente sensibles a cualquier modificación (Pérez-España, 1999). Además, si añadimos el hecho de que las zonas costeras son las áreas emergidas más ocupadas y con más variedad de usos de la Tierra, aún aumenta más el grado de complejidad de estos sistemas.

La gestión costera, como tal, no es algo reciente ya que, desde la antigüedad, con los primeros usos y ocupación de la zona costera, ya se puede empezar a hablar de gestión de zonas costeras. Sin embargo, lo que sí que podremos observar es cómo esta gestión litoral ha ido cambiando con el paso de los siglos, pasando de una gestión puramente de aprovechamiento del recurso a una gestión cada vez más adaptativa y dirigida a la conservación de los espacios litorales. Para ello, en éste capítulo se hace un repaso a lo que ha sido la gestión costera desde la antigüedad, haciendo especial hincapié en la segunda mitad del siglo XX, desde la industrialización hasta el turismo de masas. Seguidamente, se explicarán las bases de la que debería ser la gestión actual de las zonas costeras de todo el mundo, es decir la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC). En este apartado se hará un repaso a las recomendaciones de la Unión Europea con el informe Eurosion (Salman et al., 2004) que se realizó en 2004 y del que salieron unas directrices/recomendaciones con las que se instaba a todos los estados miembros a adaptar su gestión costera en base a la GIZC. Seguidamente, y refiriéndonos a la zona de estudio de éste trabajo, se hace un repaso a la situación actual de España en cuanto a gestión costera, haciendo especial hincapié en la gestión del litoral Mediterráneo y en especial de la costa catalana. Finalmente, también se presentan las bases de la gestión por ecosistema (Ecosystem Approach) dentro de la Gestión Integrada de Zonas Costeras.

Lo que se pretende con éste apartado es proporcionar una idea de la gestión del pasado que nos permita aprender de los errores que se han cometido, ver cómo se encuentra la situación actual y si se vienen aplicando las recomendaciones de la Unión Europea en materia de gestión del litoral en España para, finalmente, sentar las bases de hacia dónde debería ir la gestión futura a corto plazo para conseguir una gestión más sostenible, efectiva e eficiente de nuestras zonas costeras.

2.2.2. La gestión hasta la actualidad

La gestión costera que se ha realizado durante siglos ha sido una gestión puramente de aprovechamiento del recurso (Ariza et al. 2008b; Sarda et al. 2005). De esta manera, siempre se ha pensado en la gestión como el instrumento necesario para obtener el mayor beneficio posible del sistema (en clave humana) y sin pensar en el mantenimiento de éste.

La situación, en general, era más o menos sostenible hasta el gran crecimiento demográfico y tecnológico provocado por la industrialización y, más tarde, con la llegada del turismo y la globalización. La masificación, en todos los sentidos, de los sistemas costeros y, en especial, de las playas como principal recurso de la industria turística de

todas las zonas costeras, rompió un equilibrio que ya de por sí era muy sensible. De ésta manera, los sistemas naturales costeros se empezaron a degradar debido a una gestión enfocada totalmente al aprovechamiento del recurso. Durante décadas, sólo se buscaba mejorar la función recreativa de esos espacios en detrimento de sus otras funciones, como por ejemplo la natural (Ariza et al. 2008b; Sarda et al. 2005). No había leyes que limitaran la ocupación del litoral, no existía la definición de Dominio Público Marítimo-Terrestre, no había percepción de estar causando daño, no se realizaban estudios de impacto ambiental, entre otros. A finales del siglo XX, la sociedad y las administraciones empezaron a tomar consciencia de la gestión errónea que se venía realizando en la costa al empezar a observar grandes modificaciones, como consecuencia de la mala gestión que se realizaba en las zonas costeras y que a su vez tenían un impacto directo en la sociedad como es el caso de la erosión costera (Salman et al. 2004).

Los últimos años del siglo XX y los primeros del XXI significaron el inicio de las prácticas regenerativas en la costa. Sin embargo, dichas prácticas, enfocadas al mantenimiento del espacio lúdico, siempre se realizaban de manera reactiva, es decir, una vez el daño ya estaba hecho y nunca de manera anticipada (Pérez-Cayeiro et al. 2016). Si hubo una práctica que se popularizó en especial, fue la de la construcción de espigones y escolleras en toda la costa para mantener una zona en particular. Una vez más un error que, al hacerse con estudios de impacto ambiental muy ineficientes e incluso sin ellos, trajo consigo problemas en otras zonas que se mantenían estables (Medina et al. 2016; Isla 2006). Más adelante, se popularizaron las regeneraciones artificiales de playa, también con estudios de impacto ambiental dudosos y sin tener en cuenta la afectación de la zona de extracción y/o la modificación de las características particulares de la zona a regenerar (Peterson et al. 2005; Peterson et al. 2000). De hecho, incluso hoy en día, se siguen realizando este tipo de actuaciones con el pretexto de “actuación de emergencia” hecho que, por ley, las exime de estudios de impacto ambiental profundos.

Sin embargo, fue durante esos mismos años en los que el mundo académico y científico empezó a ganar voz en las grandes instituciones gubernamentales del mundo. Este hecho acabaría desembocando en diferentes cimeras y, posteriormente, directivas y/o recomendaciones de diferentes administraciones estatales o supraestatales que significarían el inicio de una nueva Era para la gestión costera, la Era de la Gestión Integrada de las Zonas Costeras (GIZC). Sin embargo, como veremos en los próximos apartados, dicha gestión aún está lejos de ser implementada correctamente, a pesar de que poco a poco se van realizando avances en dicha dirección. Aun así, se trata de un

proceso lento y costoso debido a las enormes presiones políticas y sociales que reciben los responsables de su implementación, desarrollo y aplicación.

2.2.3. La Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC)

El conjunto de instrumentos sobre los que se trabaja actualmente se engloban dentro de un conjunto de mayor abasto que se denomina Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC). Ésta gestión se define como un proceso multidisciplinar y dinámico que promueve una gestión sostenible de las zonas litorales, cubre el ciclo completo de recolección de información, la planificación, la toma de decisiones, el seguimiento, la implementación y la ejecución. De ésta manera, la GIZC pretende, a medio y largo plazo, equilibrar los objetivos ambientales, pero también todos aquellos que establecen los límites de la dinámica litoral, es decir, los culturales, sociales, económicos o recreativos, entre otros.

Durante las últimas décadas, el cambio global impulsado y potenciado por el ser humano, ha causado una gran transformación del entorno natural (Crutzen 2002; Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015a). Por este motivo, actualmente existe la prioridad de equilibrar el desarrollo económico y la prosperidad social con la protección del medio ambiente. Desde la Cumbre de Río de Janeiro de 1992 a la de Johannesburgo 2002, a Río 2012 y más adelante, el desarrollo sostenible y el reciente paradigma socio-ecológico se han desplazado del ámbito académico al público, a las empresas y a las agendas políticas, ya que la salud del planeta nos presiona hoy para encontrar respuestas efectivas a lo que se ha descrito como la crisis ambiental más grande causada por los humanos (Fig. 2.32). En 2005, las Naciones Unidas impulsaron el informe *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) con el objetivo de dar visibilidad a dicha crisis. Este informe constituye una auditoria global de los ecosistemas del mundo y concluye que los ecosistemas se han degradado de forma más rápida y extensa en los últimos 50 años que en cualquier momento de la historia de la humanidad (la Gran Aceleración) (Steffen et al. 2015b). Las tres tendencias principales de dicha crisis son: 1) La huella humana es cada vez mayor; 2) La Tierra tiene una capacidad de carga limitada por sus recursos naturales; y 3) El capital natural se está degradando. Todo ello hace que el viejo concepto de desarrollo sostenible esté en serio peligro.

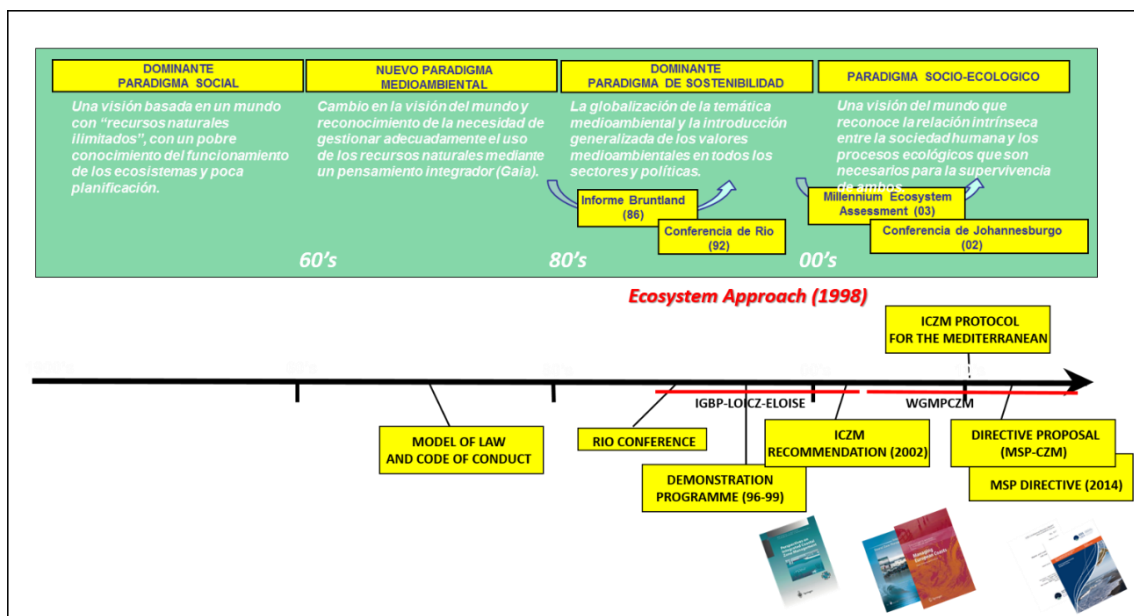


Figura 2.32: Evolución temporal del pensamiento medioambiental global en el último siglo y de las recomendaciones e instrumentos desarrollados por Europa para la introducción de la GIZC. Fuente: Rafael Sardá

En la actualidad, los recursos naturales no pueden ser tratados como entidades particulares por separado ya que dependen de los demás sistemas, tanto sociales como económicos, con los que interactúan. Con el objetivo de analizar esta complejidad, ha ganado aceptación el concepto de sistemas socioecológicos (Berkes & Folke 1998) que se definen como sistemas adaptativos complejos en los cuales el ser humano es considerado como una parte más de la naturaleza. Esta forma de analizar el medio natural ha dado lugar al paradigma socioecológico que establece la relación de los humanos con la biosfera y reconoce la interacción mutua entre las sociedades humanas y los procesos ecológicos que son necesarios para la supervivencia de las dos partes.

Existe una relación directa entre el estado de la fachada litoral y las actividades que la humanidad desarrolla en ella o en los demás sistemas que tienen una influencia en el sistema litoral. Estas actividades provocan un impacto en la condición de los sistemas socioeconómicos y naturales del territorio, siendo el principal motivador de su cambio. Así pues, el conjunto de actividades que interfieren en la evolución natural de los ecosistemas y la interfase tierra-mar, conocido como desarrollo costero, es un problema global que modifica los ecosistemas costeros de todo el planeta, afectando considerablemente los recursos que sostienen su propio funcionamiento. En este contexto, era muy importante dar una respuesta integrada a los problemas ambientales que afectan a la zona costera, definiendo acciones y políticas de intervención que se enfoquen hacia un desarrollo sostenible del territorio. En ese sentido, se formuló el

concepto de Gestión Integrada de zonas costeras (*Integrated Coastal Zone Management-ICZM* o GIZC en español).

La GIZC se basa en una serie de principios básicos definidos por la Comisión Europea en el año 2000 (European Commission, 2000) que establecen las pautas de la estrategia a seguir y son las siguientes:

- Tener una perspectiva amplia
- Entender el área dónde se realiza la gestión
- Centrarse en los procesos naturales
- Fomentar la participación pública
- Buscar la implicación de todas las administraciones
- Combinar diferentes instrumentos y enfoques de gestión
- Aplicar una gestión escalár

En definitiva, toda unidad litoral debería ser entendida como un sistema socioecológico donde confluyen dos sistemas que interactúan entre sí (Fig. 2.33). Para poder analizar estas relaciones, Cooper (2013) ha propuesto el marco conceptual *Driver-Pressure-State-Welfare-Response (DPSWR)* el cual es una evolución del marco DPSIR propuesto por la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA, 1999) con el objetivo de organizar adecuadamente la información de la interrelación entre los sistemas naturales y los sistemas humanos. Así pues, los sistemas humanos (capacidad de las personas y sus actividades) son los impulsores del cambio (D). Ellos son los que presionan, ya sea constantemente o en pulsos, a los sistemas naturales relacionados (P) los cuales pueden ver alterado su estado (S), que a su vez se traduce en la degradación de los recursos naturales fundamentales utilizados por los humanos que acaban disminuyendo el bienestar humano (W). El reconocimiento de dicha degradación debe permitir al ser humano proporcionar respuestas políticas adecuadas (R) con el objetivo de resolver dicha degradación acelerada. La información generada a través del marco DPSWR permite relacionar la información, algo muy complicado cuando se utilizan otros esquemas de indicadores por separado.

Precisamente la estrategia de la GIZC (y también la de la gestión por ecosistemas que se comenta más adelante) se puede aplicar dentro del marco de la DPSWR. Del análisis de los principios de la GIZC, comentados anteriormente, surgen los aspectos clave para entender la nueva forma de gestionar los ambientes costeros:

- La visión consensuada
- La zonificación
- La búsqueda de la excelencia socioambiental
- La adaptabilidad
- La participación
- La información

El desarrollo de estos principios en la gestión de costas debería permitirnos avanzar desde un *Gobierno de la Costa* hacia sistemas más modernos de gestión y gobernanza de los sistemas costeros. Olsen et al. (2009) definen la gobernanza de la zona costera como acuerdos formales e informales, instituciones y costumbres que estructuran e influyen a: a) cómo se utilizan los recursos públicos naturales, b) cómo se evalúan y analizan los problemas que los afectan y las oportunidades derivadas de sus usos, c) qué comportamientos deberían considerarse aceptables y cuáles prohibidos, y d) qué normas y sanciones se aplican para su distribución e utilización.

Hablar de gobernanza requiere separar claramente el término en sí del de *gobierno de la costa*. Así pues, el órgano de gobierno, como las direcciones generales de costa de las administraciones competentes, deben gobernar, es decir, deben proporcionar el liderazgo y la aplicación de la estrategia en el día a día. En cambio, la gobernanza se refiere a la planificación del marco para el trabajo, así como asegurar que éste se realice. En la medida de lo posible, el órgano de gobierno debe liderar una toma de decisiones de gestión compartida y participar en la puesta a la práctica de la estrategia. En un marco de gobernanza, el gobierno (estado) no es el único actor clave, ya que las decisiones deben estar descentralizadas, es decir con participación de otros agentes sociales (privados, sociedad, ciencia...). Se deben acordar acciones colaborativas, así como establecer responsabilidades compartidas percibiendo de esta manera una responsabilidad conjunta del estado y los actores no estatales.

Para avanzar hacia una gobernanza de la costa efectiva, el primer paso es la creación de las condiciones necesarias para su desarrollo. Gobernanza implica participación pública, que a su vez implica diálogo, el cual puede variar desde un mínimo, como la consulta de información, hasta un máximo de plena participación en la toma de

decisiones. En función de cómo se quieran enfocar estas prácticas, podremos hablar de distintos tipos de gobernanza. En ese sentido, con la intención de cumplir con uno de los principios de la GIZC, la visión compartida/consensuada y la plena participación de la parte social es mucho mejor. En definitiva, debemos conseguir un cambio de paradigma que nos permita pasar de unos gobiernos fuertemente centralizados que siguen una ordenación jerárquica vertical, hacia una devolución del poder a escala local con un enfoque horizontal en las redes de gobernanza intrincadas (Pierre & Peters 2000). La gobernanza moderna pretende crear procesos más objetivos y racionales para una mejor toma de decisiones y solución de conflictos. De esta manera, con la participación activa de las partes interesadas, se podrá enriquecer la evaluación gracias a los distintos puntos de vista y se ofrecerá una base para hacer frente a todas las cuestiones del conflicto y necesidades que ayudará a buscar soluciones *win-win*, es decir que benefician a todas las partes. Además, al generarse una discusión entre las partes, se podrá llegar a un acuerdo para designar a un tercero como evaluador objetivo de las diferentes estrategias de gestión que se decida tomar, a la vez que esas mismas partes pueden ayudar en su implementación.

El proceso participativo, que se debe basar en buenas fuentes de información, facilita el desarrollo del punto clave de la gobernanza: la obtención de una visión deseada (y consensuada) del sistema (Mee, 2005). Además, facilitan los siguientes desarrollos:

- Las personas involucradas pueden expresar su idea de cómo debería ser su entorno costero en el futuro y qué les debería ofrecer a ellos, también en el aspecto económico, definiendo así lo que conocemos como “la visión”.
- Cuando se tiene la visión de futuro consensuada, se debe definir y acordar una serie de indicadores y metodologías que permitan describir el estado actual del sistema.
- Finalmente, en base al estado actual del sistema se deberán plantear los pasos necesarios para llegar al sistema deseado y qué estructura de gobierno puede dirigirnos hacia esa dirección. A pesar de que el objetivo puede ser a largo plazo, se deben realizar pasos intermedios a corto plazo con la intención de obtener una aceptación mayoritaria entre las partes interesadas.

Evidentemente, existen muchos modelos diferentes de gobernanza de la costa, pero en todo caso es crucial disponer de las herramientas adecuadas para poder aplicar los criterios de gobernanza.

2.2.4. La gestión por Ecosistemas en la GIZC

El paradigma socioecológico da mucha importancia al capital natural por ser el proveedor de recursos para los humanos. En ese sentido, ejerce una mayor presión para definir mejor el concepto de desarrollo sostenible, es decir, “mejorar el capital social y la economía a la vez que se mantiene la integridad de los sistemas naturales y su potencial de provisión de bienes y servicios ecológicos”. Éste trajo consigo la especial relevancia de dos aspectos concretos: a) cuidar la prestación de servicios de los ecosistemas y b) una transición desde políticas reguladoras de impactos a políticas reguladoras de estado del medio.

En ese sentido, para gestionar las relaciones existentes entre las sociedades humanas y los ecosistemas que las rodean, las nuevas políticas internacionales sobre gestión del medio natural, insisten en la necesidad de desarrollar estrategias de sostenibilidad enfocadas a la gestión por ecosistemas, la conocida como “*Ecosystem Approach (EA)* o *Ecosystem-Based Approach (EBA)* o *Ecosystem-Based Management (EBM)*”, tres conceptos similares según Farmer et al. (2012). Actualmente, toda regulación internacional, incluidas las nuevas Directivas Europeas y los Protocolos de actuación, incluyen en sus preámbulos la obligación de realizar una gestión por ecosistemas en la gestión de los bienes públicos naturales, como es el caso de las zonas costeras.

Los principios básicos de la estrategia de la Gestión por Ecosistemas se definieron en la Convention Biological Diversity de 1998 y son los siguientes:

- Establecer los objetivos de la gestión en base a una visión deseada
- Gestión descentralizada
- Centrarse en los efectos ecosistémicos
- Entender el ecosistema en un contexto económico en el que:
 - I. Se reducen las distorsiones del mercado que repercuten negativamente en la biodiversidad
 - II. Se promueve la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de los recursos naturales
 - III. Se internalizan los costos y beneficios en el ecosistema
- Conservar la estructura y funcionamiento necesarios para el mantenimiento de los servicios de los ecosistemas
- Gestión variable según el funcionamiento del ecosistema
- Gestión escalar
- Reconocer la necesidad de gestionar pensando a largo plazo
- Aceptar el cambio climático global

- Equilibrio entre conservación y utilización
- Trabajar con la información disponible
- Fomentar la participación social

Diferentes documentos han trabajado en la relación existente entre la GIZC y la gestión por ecosistemas (Haines-Young & Potschin 2011). A pesar de que ambas estrategias persiguen un objetivo similar (la sostenibilidad de la zona costera) y son la esperanza para frenar los procesos actuales de degradación ambiental que comprometen nuestro futuro, su implementación se está llevando a cabo con muchas dificultades e impedimentos.

Con la intención de solucionar estos déficits, se presentó el desarrollo de un nuevo procedimiento formal para la gestión de playas, el sistema estándar EBMS-Beaches (Sarda et al. 2015) que aplica el concepto de gestión por ecosistemas en las unidades litorales de playa implementando así un sistema de gestión perfectamente compatible con los procesos de la GIZC. Este nuevo sistema se basa en 3 pilares:

- Un pilar de gestión basado en la gestión de riesgos, siendo el riesgo esos eventos y/o actividades que nos alejan o no nos permiten mantener la visión deseada del sistema.
- Un pilar de información que facilite el mejor conocimiento posible para la toma de decisiones.
- Un pilar de participación que garantice el uso de procesos de gobernanza en la gestión de playas.

2.2.5. Recomendaciones Unión Europea

La Unión Europea define la GIZC como un proceso dinámico, continuo e iterativo diseñado para promover la gestión sostenible de las zonas costeras, es decir una visión estratégica de cómo gestionar la zona costera (European Commission, 1999). De esta manera, se pretende, a largo plazo, equilibrar los beneficios del desarrollo económico y los usos humanos de la zona costera con los beneficios de la protección, preservación y restauración de las zonas costeras, siempre dentro de los límites establecidos por la dinámica natural y la capacidad de carga de los sistemas.

La visión que ha mantenido la Unión Europea (UE) sobre la GIZC está estrechamente vinculada a la Cimera de Rio de Janeiro de 1992 (Segunda Cimera de la Tierra organizada por las Naciones Unidas) que, centrada en el desarrollo sostenible, permitió

adoptar la Agenda 21, un programa de acción para el siglo XXI con 2.500 recomendaciones. Así pues, dentro de ese paquete de recomendaciones, en el número 17, se especificaba que los estados miembros debían establecer compromisos con el objetivo de ordenar su litoral e iniciar y documentar tareas conducentes en lo que luego ha sido conocido como GIZC.

La UE adoptó diversos compromisos enfocados a lo que se recomendó en Río de Janeiro. Sin embargo, fueron unos inicios muy pausados que fueron cimentándose de manera particularmente espaciada y gradual. Durante un tiempo, el principal problema fue la falta de una comunicación oficial. Muchos juristas, impacientes y desconcertados, reclamaron directivas y reglamentos, además de la suscripción a los tratados internacionales. Aun así, la UE empezó poco a poco, de forma moderada e incluso, según algunos, vacilando, aprobando tan solo una comunicación en lugar de una directiva o reglamento.

En cualquier caso, hay que destacar dicha Comunicación (COM/2000/547) de 17 de diciembre de 2000. En ella, la Comisión pone de manifiesto al Consejo y al Parlamento que se debe trabajar en la dirección de la GIZC. Ese fue el primer paso firme de la UE pues, a pesar de no establecer obligaciones concretas, la mencionada comunicación fue la precursora de otro instrumento posterior, una Recomendación sobre la Aplicación de la Gestión Integrada de las Zonas Costeras en Europa (2002/413/EC), la cual fue adoptada por el Parlamento y el Consejo en 2004. Dicha recomendación hizo que en los siguientes años se trabajase de forma más estratégica, poniendo deberes a los estados miembros, para garantizar que se trabaja en la dirección marcada. Concretamente, mediante la Recomendación de 2004, se pretende que los estados adopten un planteamiento estratégico basado en unos objetivos determinados:

- Protección de los ecosistemas costeros
- Reconocimiento de la amenaza del cambio climático global
- Creación de medidas de protección ecológicamente responsables dónde se incluyan los núcleos de población y aspectos culturales
- Búsqueda de posibilidades económicas y laborables sostenibles
- Obtención de un sistema cultural y social operativo
- Adecuar zonas para que sean accesibles al público
- Cohesión para las zonas aisladas
- Coordinación de todas las actuaciones

Para poder alcanzar dichos objetivos, la Recomendación incluyó los principios de la GIZC (Ver apartado anterior 2.2.3 donde se cita European Commission, 2000) que deben guiar las Estrategias Nacionales, así como la necesidad que los estados miembros establezcan o actualicen inventarios globales que permitan determinar cuáles son los principales agentes, normas e instituciones que intervienen en la gestión de zonas costeras.

Así pues, desde los años 90, la UE ha perseguido una mayor implicación de los agentes públicos en las prácticas de la GIZC (Fig. 2.33) e incluso ha llegado a desarrollar elementos de una nueva directiva (*Draft Directive on Maritime Spatial Planning and Coastal Management*) para introducir este tipo de gestión de forma obligatoria. Sin embargo, las presiones políticas que ejercieron los estados soberanos al ver que perdían poder de decisión como consecuencia de esta nueva legislación, obligaron a dar marcha atrás para, finalmente, dejarlo en una Directiva de Planificación Marítima (*Maritime Spatial Planning Directive, 2014/89/EU*), la cual únicamente recoge la necesidad de evaluar las relaciones entre tierra y mar en la planificación marítima, dejando a los estados soberanos una enorme libertad en la gestión de su espacio costero. Desgraciadamente, sólo en la Mediterránea se ha ratificado un protocolo vinculante de Gestión Integrada de Zonas Costeras ligado a la Convención de Barcelona (Council Decision 2010/631/EU) dónde se desarrolló un marco en el que se debería basar la gestión de las costas.

A medida que la UE iba desarrollando sus instrumentos normativos, también ha liderado la creación de redes de investigación para encontrar formas de implementación de estos nuevos instrumentos de gestión costera. Dos de estas redes de investigación dieron lugar a los proyectos PEGASO y KNOWSEAS. Evidentemente, son solo 2 ejemplos de la multitud de redes que se crearon y que finalizaron con la creación de múltiples herramientas que deberían facilitar la implementación de la GIZC en toda Europa.

El proyecto PEGASO

La UE financió el proyecto de investigación PEGASO (People for Ecosystem-based Governance in Assessing Sustainable development of Ocean and coasts – <http://www.pegasoproject.eu/>) para dar soporte a la GIZC y al protocolo GIZC para la Mediterránea. El objetivo principal de PEGASO fue la construcción de una plataforma de gobernanza compartida entre los científicos, usuarios y responsables de la toma de decisiones y relacionada con los nuevos modelos de gobernanza (PEGASO Deliverable D2.4A 2014). La intención era facilitar la futura implementación de marcos de gobernanza costera en diferentes sistemas socioecológicos.

El proyecto KNOWSEAS

La UE también financió el proyecto EU FP7 KNOWSEAS (*The Knowledge-based Sustainable Management for Europe's Seas* – <http://www.knowseas.com/>) para ayudar en la aplicación de la gestión por ecosistemas en el dominio marítimo europeo. El objetivo principal del proyecto fue la creación de una base de conocimiento científico integral, así como una guía práctica para la aplicación de la gestión por ecosistemas al desarrollo sostenible de los mares de Europa. Una de las grandes aportaciones del proyecto fue la creación del *Ecosystem-Based Management System – EBMS for Beaches* (Sarda et al. 2015), que fue diseñado con la intención de ser una metodología estándar para ayudar en la gestión de la zona costera y marítima mediante la introducción de un conjunto de herramientas y procedimientos, así como la creación de un lenguaje común que puede ser útil para facilitar la transferencia de conocimiento. Se trata de una herramienta que sirve para facilitar la evolución de procesos de GIZC que siguen la estrategia de gestión por ecosistemas.

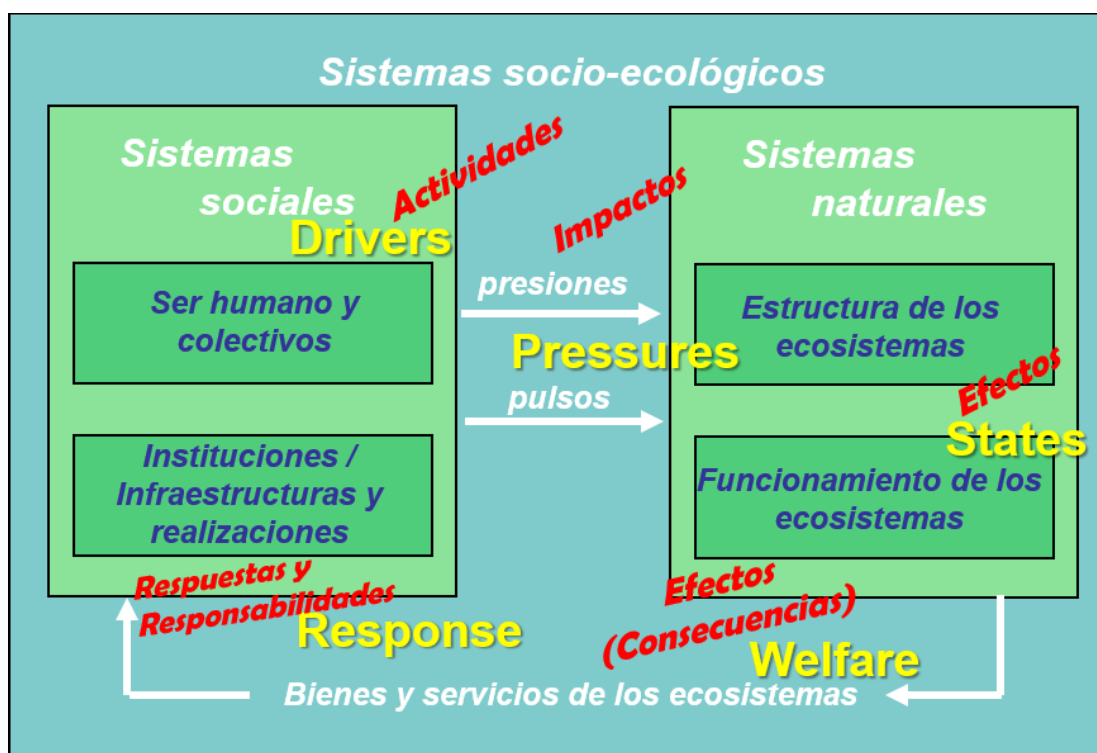


Figura 33: Representación esquemática de los diferentes componentes i relaciones de un sistema socio-ecológico. El sistema de contabilidad DPSWR (Cooper 2013) se representa en el esquema. Fuente: Rafael Sardá

Otro momento clave para la UE fue en 2004 con la realización del informe Eurosion (Salman et al. 2004). En él, el Parlamento Europeo y la Comisión Europea, emprendieron un estudio de dimensión europea encaminado a cuantificar la amplitud

del fenómeno de erosión costera y a estimar si este fenómeno tiene una intensidad creciente con el objetivo de evaluar la necesidad de intervención. Las conclusiones del informe Euroesion se publicaron en mayo de 2004 y trajeron consigo un conjunto de recomendaciones de actuación para mejorar la gestión de procesos de erosión en el futuro a nivel europeo, nacional, regional y local. Así pues, el informe Euroesion llegó a un total de 5 conclusiones respecto a la erosión costera en Europa:

1. La disminución de los sedimentos costeros y la reducción de espacio de la zona costera activa provocan una situación de “estrés costero”.

La urbanización de la costa ha hecho que la erosión costera haya pasado de ser un proceso climático y natural a un problema continuo y de intensidad creciente. Además, en muchas zonas, el retroceso de la costa se acentúa por las actividades humanas y la artificialización de costa, tanto en costas sedimentarias como en rocosas. Se observa una tendencia a la desaparición de los ecosistemas dinámicos costeros y sus paisajes naturales, siendo la falta de sedimentos el factor que más contribuye a ello. Todo ello conforma el concepto de “estrés costero”.

2. Los actuales Estudios de Impacto Ambiental (EIA) no analizan la erosión costera de forma adecuada.

Se concluye que los procedimientos de los EIA (definidos por la directiva 85/337/EC) son insuficientes para tratar el impacto de las actividades humanas. Por este motivo, los costes para intentar reducir la erosión costera han aumentado considerablemente en relación al creciente número de bienes a proteger. Así pues, se concluye que es totalmente imprescindible transferir el coste de las medidas de protección necesarias a los responsables de aquellas actividades que las ocasionan y/o amplifican.

3. La carga económica del riesgo de la erosión costera va a parar finalmente a los ciudadanos.

Actualmente, los fondos públicos nacionales y regionales absorben la mayoría de los costes destinados a reducir los riesgos generados por la erosión costera. En cambio, pocas veces se hace cargo la población afectada, casi nunca los propietarios de los bienes amenazados y aún menos los responsables de la erosión. Todo ello viene agravado por el hecho de que las evaluaciones del riesgo no se han incorporado en los procesos de toma de decisiones a escala local y la información destinada al público es insuficiente.

4. Los métodos tradicionales para luchar contra la erosión costera pueden ser contraproducentes.

El conocimiento limitado sobre los procesos de transporte sedimentario que tienen las autoridades locales ha llevado a la adopción de medidas de mitigación del riesgo costero totalmente inapropiadas. En algunos casos, a pesar de que estas prácticas han resuelto el problema localmente, los han empeorado en las zonas próximas o han dado lugar a nuevos problemas ambientales.

5. La base de conocimiento para la toma de decisiones en la gestión de la línea de costa es, en general, baja.

A pesar de que cada día existe un volumen de datos más grande, todavía existen numerosas lagunas y hay una notable falta de información. Además, la secuencia de gestión del conocimiento costero, desde la toma de datos hasta la difusión del trabajo, sufre carencias notorias que llevan a decisiones erróneas. Uno de los motivos es que, sorprendentemente, el hecho de compartir y diseminar los datos, la información y el conocimiento de la costa no se considera por los actores locales ni regionales. Se concluye que, mejorando la base de conocimiento y la transferencia de esta, se pueden reducir los costes técnicos y ambientales de las actividades humanas, además de ofrecer la posibilidad de anticiparse a ciertas tendencias y riesgos futuros.

A partir de dichas conclusiones, los responsables del informe EuroErosion redactaron un conjunto de recomendaciones clave que, una vez implementadas, harán que los problemas de la erosión costera en Europa y los riesgos asociados sean gestionables.

- Recomendación nº 1: Restablecer el equilibrio sedimentario y generar espacio para los procesos costeros.

Es necesario un enfoque más estratégico y proactivo de la erosión costera con el objetivo de conseguir un desarrollo sostenible de las zonas vulnerables y una mejor conservación de la biodiversidad costera. Se recomienda que la resiliencia costera se refuerce mediante: a) el restablecimiento del balance sedimentario, b) el hecho de dejar espacio suficiente que permita la actuación natural de los procesos costeros y de la erosión y c) la identificación de yacimientos sedimentarios estratégicos.

- Recomendación nº 2: Interiorizar el coste y el riesgo de erosión costera en los planes y en las decisiones de inversión.

El impacto, el coste y el riesgo asociados a la erosión costera provocados por el ser humano deberían controlarse mediante la interiorización de los problemas ligados a la erosión en la planificación y en las decisiones de carácter financiero. La responsabilidad pública debería limitarse, transfiriéndose directamente la parte que le corresponda a los beneficiarios e inversores directos. Así pues, los instrumentos de evaluación ambiental deberían ser utilizados con esta finalidad a la vez que los riesgos deberían ser objeto de un seguimiento, es decir, cartografiados, evaluados e integrados en los planes y políticas de inversión.

- Recomendación nº 3: Dar una respuesta fiable a la erosión costera.

Se deben dejar a un lado las soluciones parciales y adoptar un enfoque planificado en base a los principios de responsabilidad, optimización de los costes de inversión, incremento de la aceptación social y mantenimiento de la posibilidad de aplicar otras opciones en un futuro. Esta estrategia debería reflejar la necesidad de restablecer la resiliencia costera y un balance sedimentario favorable, así como ser incluida en los Planes de Gestión de los Sedimentos Costeros (PGSC).

- Recomendación nº 4: Fortalecer la base de conocimiento de la gestión de la erosión costera y de su planificación.

Se debería reforzar la base de conocimiento de la gestión y de la planificación de la erosión costera con el desarrollo de estrategias de información. En ese sentido, deberían incluir la difusión de las mejores prácticas, ofrecer un enfoque proactivo y promover el liderazgo institucional a nivel regional.

2.2.6. La gestión en España

El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, con la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y la Mar, es la autoridad máxima en materia de gestión de costas en el estado español. Tiene como principal objetivo proteger el medio costero y marino, a la vez que garantiza su uso libre, público y gratuito, apoyándose en la ley de costas (22/1988) modificada recientemente por la nueva ley 2/2013 de protección y uso sostenible del litoral. La principal limitación de estas normas es que regulan la costa como una estrecha franja de terreno, de manera que están muy lejos de ser útiles para poder llevar a cabo la estrategia de la GIZC. La excesiva fragmentación de responsabilidades, el exceso de la utilización recreativa del litoral y el alejamiento de las

recomendaciones internacionales son los tres grandes males de la gestión de las costas del estado español.

En nuestro país, las playas tienen un papel fundamental en el mantenimiento del turismo, el sector básico de la economía española que representa entre el 10 y el 15% de nuestro Producto Interior Bruto (Sardá et al., 2001). Por este motivo, las playas se consideran uno de los bienes más importantes del país, siendo mencionadas ampliamente en nuestra legislación de costas. Durante décadas, basándose en las cifras anteriores, los procesos de gestión de costas en España han estado orientados a garantizar un servicio de calidad para bañistas y usuarios, considerando el sistema natural playa de la misma manera que cualquier otro bien o servicio ofrecido por la industria turística. Sin embargo, la entrada del siglo XXI supuso el inicio del cambio en la gestión de costas en España. La recomendación 2002/413/EC sobre la GIZC provocó la creación, a finales de 2005, de la Estrategia Española de GIZC y, posteriormente, la creación de la Estrategia para la Sostenibilidad de la Costa en 2007. Al mismo tiempo, diferentes Comunidades Autónomas del estado español desarrollaron planes estratégicos, como por ejemplo el Plan Estratégico para la GIZC de Cataluña en 2004. Todos tienen en común el hecho de que en ellos aparecen instrumentos de la GIZC, intuyéndose la gestión de la costa dentro de unidades litorales y con principios más acordes a las nuevas estrategias internacionales sobre medio ambiente, hecho que se ha convertido en absolutamente primordial en la actualidad. Con todo ello, pero con el objetivo de conseguir los mejores atributos de recreación para los usuarios de la playa (arena limpia, agua limpia y los mejores servicios), se han estado usando distintas normas de calidad ambiental y sistemas de gestión ambiental en la gestión de las playas (Fig. 2.34). Aun así, a pesar de que estas herramientas han mejorado la forma de gestionar las playas, seguimos estando lejos de aplicar los nuevos principios de gestión integrada y gestión por ecosistemas, siendo tres las grandes problemáticas de la gestión actual que obligan a replantearse los procesos de gestión existentes:

- Existe una excesiva fragmentación de responsabilidades de manera que cada una de las funciones de una playa (recreativa, natural y de protección) es gestionada por administraciones diferentes con distintos objetivos y responsabilidades. Además, algunas de estas funciones, como la de protección, solo se gestionan de forma reactiva (después de un temporal) y otras, como la natural, ni tan siquiera se consideran.
- El enfoque que tiene la gestión en España, basado casi íntegramente a mantener las playas de manera adecuada para que cumplan su función recreativa, se

traduce en la carencia de procesos de gestión que consideren las playas como un sistema natural.

- La gestión está muy lejos de las prácticas recomendadas internacionalmente para las unidades litorales, la gestión por ecosistemas y la GIZC.

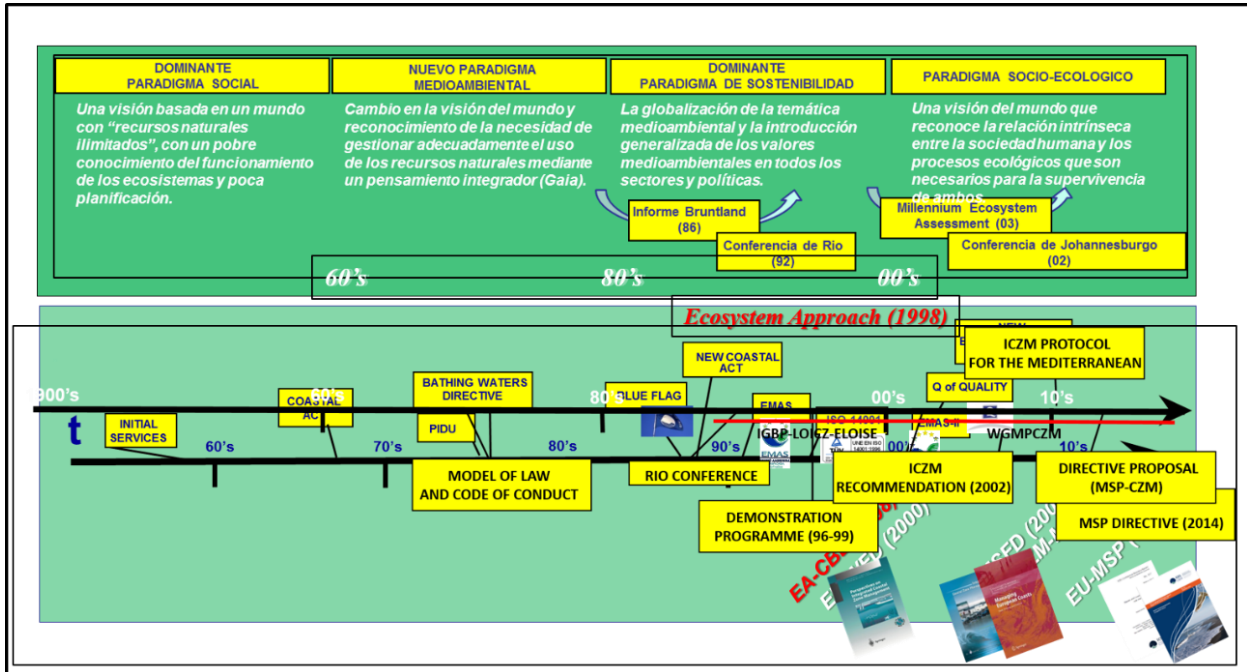


Figura 2.34: Evolución temporal de las herramientas habituales que se usan en España en la gestión de playas comparado con la aparición de los nuevos marcos reguladores en Europa. Fuente: Rafael Sardá.

2.3. MARCO DE ANÁLISIS

2.3.1. Aspectos generales: La costa catalana

La costa catalana se extiende desde la parte meridional del cabo de Cervera, en el norte, hasta el río Sènia, en el sur. Se divide en 4 grandes unidades costeras (Fig.2.35): La Costa Brava (desde el extremo norte hasta la desembocadura del río Tordera, en Blanes), La Costa del Maresme (desde la desembocadura del río Tordera hasta la del Besós, en Barcelona), La Costa del Garraf (entre la desembocadura del río Llobregat y la del río Foix, en Cubelles) y la Costa Dorada (desde la desembocadura del río Foix hasta el extremo sur de la costa catalana).



Figura 2.35: Mapa provincial de Catalunya con las 4 grandes unidades costeras: Costa Brava, Costa del Maresme, Costa Garraf y Costa Dorada. Fuente: <http://viatjarahmed.blogspot.com.es/2015/05/blog-post.html>

Aproximadamente el 60% (340km de los 580km totales) de la franja litoral catalana (hasta 100 metros tierra adentro) se encuentra altamente urbanizada (Fig.2.36) en núcleos de población compacta, como pueblos o ciudades, y difusa, como casas unifamiliares, hoteles o cámpings. Sin embargo, si no se tiene en cuenta la extensión del delta del Ebro, el cual tiene una franja litoral muy poco urbanizada desde Sant Carles de la Ràpita hasta l'Ampolla y que representa el 19% de la costa catalana; así como el cabo de Creus, desde Cala Montjoi (Roses) hasta Cala Tamariu (El Port de la Selva), que representa un 9% de la costa catalana, la proporción urbanizada del resto de la costa catalana asciende hasta el 81%.

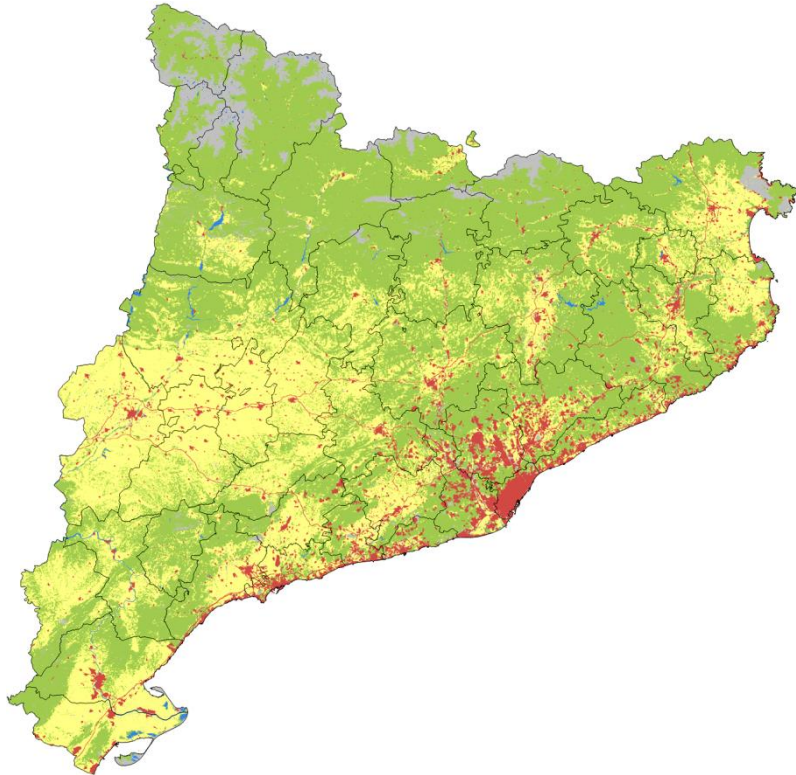


Figura 2.36: Mapa de los usos del suelo de Cataluña, con datos de 2002, según el Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalidad de Cataluña. En azul, aguas continentales; en verde, bosques, claros y vegetación húmeda; en gris, arenales, nieves y otros suelos improductivos; en rojo, núcleos urbanos, industriales y vías; y en amarillo, cultivos. Fuente: HansenBCN

La costa catalana presenta una gran cantidad de desembocaduras de ríos y rieras (Fig. 2.37) las cuales se encargan de proporcionar sedimento a las playas de arena. Las principales cuencas hidrográficas son (de norte a sur): ríos Muga, Fluvià y Ter, rieras de la Costa Brava, río Tordera, rieras del Maresme, ríos Besòs y Llobregat, rieras del Garraf, río Foix, rieras de Tarragona, río Gaià y Francolí, rieras Meridionales y ríos Ebro y Sénia.

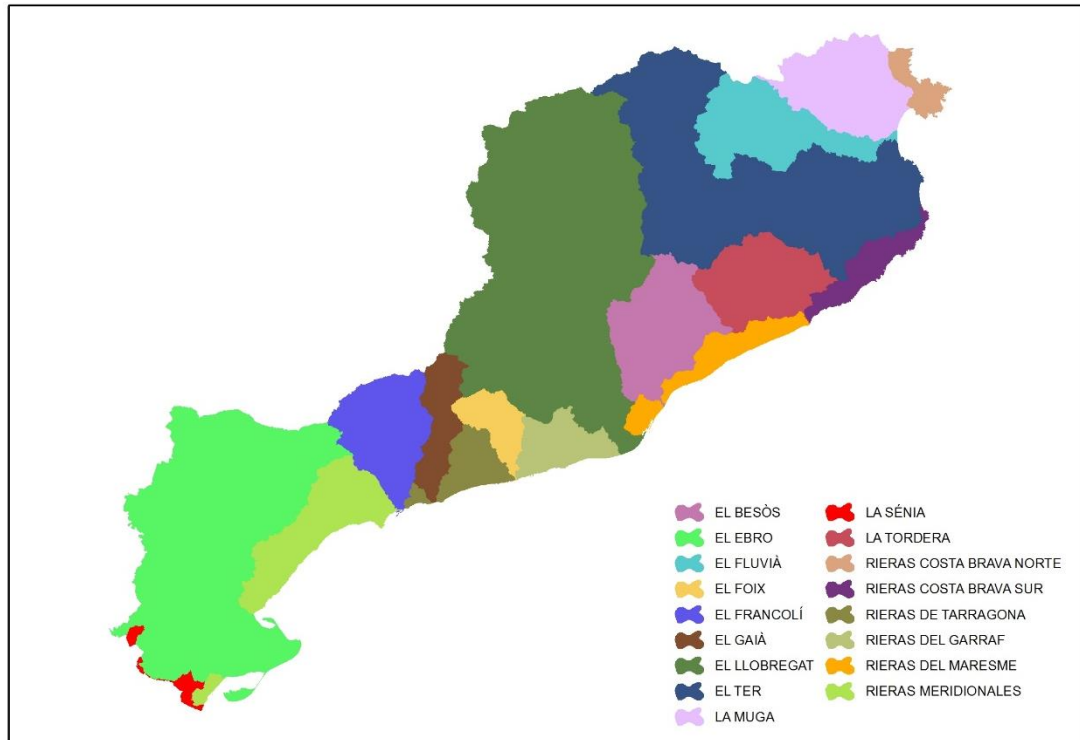


Figura 2.37: Mapa de las principales cuencas fluviales de la costa catalana. Fuente: Elaboración propia

Al ser éstos los responsables del principal aporte sedimentario para las playas de toda la costa catalana, éstas son muy sensibles a todas las modificaciones/actuaciones que se han llevado a cabo en todas las cuencas fluviales a lo largo de la historia. Así pues, las canalizaciones, las extracciones de áridos de los cauces o la construcción de embalses (Fig. 2.38) en muchas de estas cuencas, han reducido considerablemente los aportes sedimentarios de todos estos cauces fluviales, haciendo que muchas playas entren en un déficit sedimentario que a su vez se traduce en erosión.



Figura 2.38: Embalses de Catalunya. Fuente: ACA

Además, debido al gran crecimiento poblacional y urbanístico que ha experimentado Catalunya, existe también una gran demanda de agua que se satisface con la extracción de agua subterránea de los acuíferos subterráneos de éstos mismos ríos, reduciendo así su caudal y, por lo tanto, su potencial de transporte sedimentario. Si a esto le añadimos la modificación de algunas de las desembocaduras, como la del Llobregat (Fig. 2.39), o la conversión de la mayoría de rieras a simples colectores pluviales sin capacidad de transporte, como la riera de Arenys de Mar (Fig. 2.40), muchas playas han entrado en un déficit de balance sedimentario, es decir, sus pérdidas debido a los temporales marítimos y a la deriva litoral son mucho mayores a las entradas de sedimento al sistema, hecho que provoca que estén en un proceso erosivo.



Figura 2.39: Evolución de la desembocadura del río Llobregat entre 1984 y 2017. Fuente: Enric Sagristà



Figura 2.40: Riera de Arenys de Mar (Maresme). Fuente: Enric Sagristà

El Noroeste Mediterráneo, dónde se encuentra la costa de Catalunya, se caracteriza por tener una climatología de oleaje limitada por ser un sistema cerrado y de pequeñas dimensiones, dónde cabe esperar oleajes cómo mucho de categoría moderada (García et al. 1993), muy lejos del oleaje de otras costas españolas como la Atlántica. Sin embargo, eso no quiere decir que éste no modele la costa, ya que de hecho es el principal agente modelador de la costa catalana, causando grandes cambios en periodos de tiempo muy cortos (Jimenez et al. 1997).

Más allá de los temporales puntuales, la costa catalana está dominada por olas oblicuas que generan unas corrientes que dan lugar a lo que conocemos como transporte longitudinal de arena. En el caso de la costa catalana este transporte va de Norte a Sur con unas tasas aproximadas de 200.000 m³ de arena anual (Serra et al. 2006). Éste transporte es el encargado de repartir los sedimentos fluviales de todas las cuencas hidrográficas catalanas a lo largo de toda la costa. Evidentemente, si reducimos esos aportes, tal y como hemos comentado anteriormente, y además modificamos la morfología del litoral con la construcción de espigones, escolleras y, sobretodo, puertos, tenemos como resultado la interrupción de este transporte longitudinal. La principal consecuencia es la reducción de los aportes de arena a las playas hacia el sur de estas estructuras, con una reducción acumulativa que se deriva en la entrada en erosión de muchos sistemas de playa (Fig.2.41).

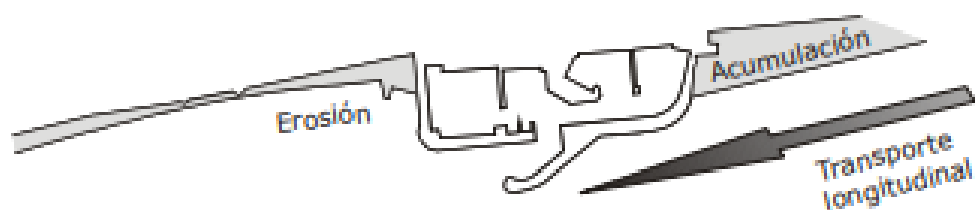


Figura 2.41: Esquema de la dinámica típica que se observa en la costa después de la construcción de un elemento como un puerto. Fuente: Durán et al. (2006)

Según datos del Centro Internacional de Investigación de los Recursos Costeros (CIIRC 2010), las playas de Catalunya se distribuyen en 22 celdas litorales, es decir, unidades fisiográficas sin intercambio de sedimento en sus contornos laterales. De acuerdo al mismo estudio, se desprende que la playa media de Catalunya es una playa de unos 37 metros de anchura, con un tamaño de grano de unos 0,7 mm y una pendiente de 1/10. La distribución espacial de los sedimentos, desde 0,2 a 1,8 mm, pone de manifiesto las diferencias en las características de los ríos y rieras que, históricamente, han actuado como las principales fuentes de sedimento para la costa. Así pues, las playas influenciadas por ríos largos y/o con grandes cuencas como el Ebro, el Llobregat o el Ter presentan un tamaño de grano más fino que las de playas originadas con sedimentos de ríos con caudales efímeros y cortos, las cuales presentan un tamaño mucho mayor como es el caso de la Tordera. La construcción de puertos y obras de defensa, juntamente con la drástica reducción de la capacidad de transporte sólido de los ríos, ha perturbado el modelo de distribución de sedimento. Este nuevo escenario ha obligado a mantener artificialmente muchas playas para dar respuesta a la demanda turística que se desarrolla en ellas. En general, la erosión costera se considera un

proceso que impide o dificulta alguna de las funciones básicas de una playa (ver capítulo 2.1.3). Por este motivo, la evolución de la línea de costa es de gran utilidad para evaluar sus impactos. Además, la anchura de playa efectiva es otra de las variables de gran interés, ya que indica el nivel de protección que puede ofrecer un tramo de costa en condiciones de gran energía de oleaje.

La erosión muestra la diferencia negativa entre los sedimentos entrantes y los salientes al sistema playa, es decir, se trata de un balance de sedimentos. En este balance hay que tener en cuenta los intervalos de tiempo y espacio para definir diferentes escalas. Según datos del CIIRC (2010), aproximadamente la mitad de las playas catalanas se encuentran en proceso de erosión, a un ritmo medio de 1,2 metros anuales, de los cuales 20 centímetros se corresponden al cambio climático global (subida del nivel del mar, temperatura, meteorología, precipitaciones, etc...) y 1 m a la mala gestión del litoral. Eso significa que en torno al 80% de la erosión costera de Catalunya está asociada a la mala gestión o gestión desintegrada de las zonas costeras. Además, en zonas sensibles como deltas o zonas topográficamente muy planas, las tasas de erosión pueden aumentar mucho, como por ejemplo hasta 4-5 metros anuales. En el caso del delta de la Tordera con picos de hasta 8 metros anuales en algunos periodos de los últimos 50 años. Considerando esta tendencia y los escenarios futuros que plantea el cambio climático global, se espera que en el año 2060 habrá unos 140km de costa muy vulnerables a los efectos de los temporales en comparación con los 60km que hay en la actualidad (Bosom 2014). El Montsiá, el Baix Ebre, el Tarragonés y el Baix Penedès son las comarcas con un aumento más significativo, además de todas las zonas deltaicas de Catalunya, las cuales se verán enormemente amenazadas de seguir con estas tendencias. Además, existen estudios (Bosom 2014; Sánchez-Arcilla et al. 2014; Sierra et al. 2014) que determinaron que en el año 2060 el 67% de la costa catalana será vulnerable o muy vulnerable a la inundación costera asociada a temporales marítimos de periodo de retorno de 50 años. Con todo esto, se estima que el 21% de las playas catalanas necesitaran medidas de actuación adicionales de cara al año 2100 para garantizar su supervivencia.

En definitiva, la costa catalana muestra una gran variedad de ambientes marinos y tipologías de playa con dinámicas muy diversas. Sin embargo, toda la costa catalana muestra una problemática general de erosión que se atribuye a la mala gestión del litoral que se ha realizado en las últimas décadas y que ha incidido negativamente en los aportes fluviales de sedimento a las playas y en cómo se distribuye este sedimento en ellas. Además, la costa catalana, a pesar de estar en el Mediterráneo, no escapa de los efectos negativos del cambio climático global. Sumando ambas tendencias, podemos

afirmar que la mitad de la costa catalana se encuentra amenazada por la erosión e inundación costera a medio plazo, siendo necesaria la corrección de muchas malas prácticas mediante sistemas de gestión que integren todos los sistemas que influyen en ella.

2.3.2. **Ámbito de análisis: El delta de la Tordera**

Un delta es una estructura geomorfológica formada por la deposición de sedimentos fluviales en su aproximación al mar, es decir, en su desembocadura. La sedimentación se produce debido a una fuerte reducción de la velocidad del corriente del río, la cual está ligada a la disminución del pendiente de la geografía de la zona. Sin embargo, no todos los ríos crean un delta en su desembocadura ya que depende mucho de la amplitud de las mareas. Así pues, cuando las mareas son muy intensas no se suele formar un delta en la desembocadura de los ríos ya que en el momento de marea alta se represan las aguas del río, produciendo una gran aceleración de la velocidad de las aguas en los momentos de marea baja, la cual impide la acumulación de sedimentos en forma de delta. Por este motivo, los deltas se forman más fácilmente en lagos o mares, dónde las aguas no sufren la acción de las mareas, mientras que, en los océanos, con gran amplitud de mareas, los ríos suelen desembocar al mar en forma de estuarios, siendo capaces de formar deltas únicamente los grandes ríos. En el caso del delta de la Tordera, nos encontramos con un río que desemboca en una gran llanura custodiada por el Mar Mediterráneo, con un régimen de mareas de muy poca amplitud e intensidad, estableciendo las condiciones perfectas para la formación de un delta. Al igual que toda estructura costera, es decir, que se encuentra en la interacción mar-tierra, un delta tiene una parte emergida (tierra) y otra sumergida (mar), dentro de las cuales hay diferentes partes o estructuras típicas (Fig. 2.42):

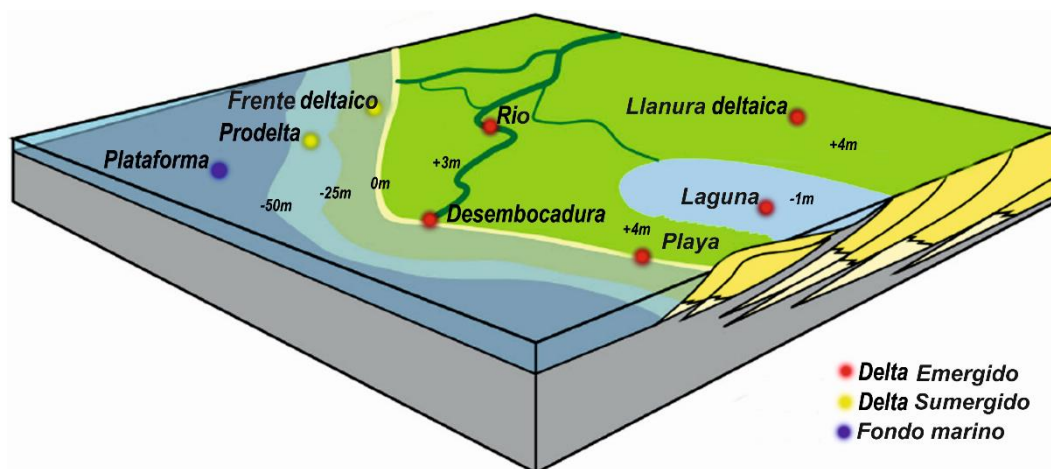


Figura 2.42: Esquema de un delta con sus partes principales. Fuente: Sagristà et al. (2017)

-La desembocadura del río: Es el lugar donde el río establece contacto con el mar, es decir, donde las aguas fluviales se mezclan con el agua marina. No debemos confundir delta con desembocadura ya que la desembocadura es simplemente una parte de un delta. En el caso del delta de la Tordera, ésta se encuentra en un punto de la costa que se adentra unos 2 km hacia mar. Además, la desembocadura de la Tordera, juntamente con el transcurso del propio río en la zona más próxima a mar, marca el límite municipal entre Blanes y Malgrat de Mar, que a su vez es el límite provincial entre las provincias de Girona y Barcelona, respectivamente.

-Punta del delta: Es el punto del delta que más se ha adentrado hacia mar. Normalmente suele coincidir con la desembocadura, aunque no es obligatorio que sea así. De hecho, en el caso de la Tordera, históricamente la punta del delta nunca ha coincidido con la desembocadura ya que la punta se encuentra más hacia el sur de ésta. Sólo en los últimos años, a raíz de la de la fuerte erosión sufrida en la punta del delta, ésta cada vez de aproxima más a la desembocadura, mostrando una tendencia a igualar la punta con la desembocadura.

-Llanura deltaica: Extensión de tierra a ambos lados del curso fluvial que delimita la propia extensión del delta. Se trata de un terreno plano formado por sedimentos fluviales en forma de aluviones depositados en momentos de grandes crecidas del río (inundaciones). Se trata de un terreno fértil donde, a menudo, se desarrolla una gran actividad agrícola. Se trata también de una zona de material poroso que actúa como una esponja, absorbiendo el agua de la lluvia y/o riego para llenar los acuíferos presentes. Por este motivo, es muy importante no impermeabilizar la llanura deltaica con la urbanización.

-Laguna: A menudo, encontramos en la llanura deltaica algunas zonas deprimidas que forman lagunas por afloramiento del nivel freático del acuífero. Las podemos encontrar a lo largo de toda la llanura, pero también en otras zonas. En el caso del delta de la Tordera, a parte de algunas pequeñas lagunas en la llanura deltaica, encontramos una gran laguna en el mismo cauce fluvial, en su desembocadura. Esta laguna se forma por una peculiaridad del río Tordera, y es que la desembocadura no siempre está abierta al mar. Debido a las características geomorfológicas y de oleaje, se forma una barra litoral en la desembocadura del río que, literalmente, se cierra haciendo que el agua del río se quede embalsada formando una laguna. Además, en esta zona, se encuentra subterráneamente el agua dulce del acuífero con la intrusión marina haciendo que aflore el nivel freático en superficie con facilidad.

-Playas: Son esas zonas donde el delta entra en contacto con el mar. Las playas de un delta están formadas por los sedimentos que transporta el río. En el caso de la Tordera por granos de cuarzo, feldespato y mica procedentes de la erosión de las montañas del Montseny, donde nace la Tordera, las cuales están formadas por granitos. Las playas son fundamentales para la estabilidad deltaica ya que son las zonas que reciben el impacto de los temporales marinos.

-Delta sumergido: El frente deltaico y el prodelta constituyen la estructura sumergida del delta, la cual se sitúa encima de la plataforma continental marina. El frente deltaico, formado también por sedimentos fluviales, se encuentra a partir del punto donde llega el nivel del mar hasta la zona de influencia del oleaje y es la principal defensa del delta frente al oleaje, al ser la primera parte del delta que recibe su impacto. Por otro lado, el prodelta, el cual se puede llamar la base del delta, se encuentra a continuación del frente deltaico, es decir, por debajo del nivel de incidencia del oleaje. Al extremo del prodelta, a profundidades de hasta 50 m en el caso del delta de la Tordera, encontramos la plataforma continental.

La extensión de un delta es muy variable y viene determinada por las características de la cuenca del río, el caudal, los accidentes geográficos de la zona y la dinámica marina, entre otros. En el caso del delta de la Tordera, hablamos de una superficie aproximada de unos 9,5 km² de parte emergida. Históricamente, las zonas deltaicas han sido de gran importancia por su biodiversidad, tanto de flora como de fauna, y de gran riqueza de recursos naturales (áridos, turba, combustibles, agua, etc...). Por este motivo, y por tratarse de superficies muy planas, la mayoría de deltas han sido fuertemente ocupados por la humanidad, desarrollándose en ellos múltiples actividades como la agricultura, la industria o el turismo, entre otros. Este hecho hace que sea imprescindible encontrar un equilibrio entre los diferentes usos con el fin de preservar el ecosistema y evitar su desaparición.

La cuenca del río Tordera, la cual tiene 894km², se encuentra en el Noreste de la Comunidad Autónoma de Cataluña (España). Se trata de uno de los cursos fluviales más importantes de ésta zona. La Tordera fluye en dirección NE desde su nacimiento hasta cruzar el sistema montañoso prelitoral, y hacia el SE en el tramo bajo mientras cruza el sistema litoral (Serra et al. 2006). Esta cuenca finaliza en lo que conocemos como delta de la Tordera, una extensión de 9,5 km² de material sedimentario depositado por el río Tordera en forma de aluviones (Fig. 2.43A). El delta de la Tordera se podría clasificar como una llanura de arena gruesa formada con sedimentos procedentes de la erosión de granitoides de las cordilleras costeras catalanas (Sorribas et al. 1993) (Fig.

2.43B). Estos sedimentos, depositados por el río Tordera (90%) y otros cursos fluviales menores (10%), se depositan encima del basamento granítico, de igual composición y edad que los del área fuente, y sobre pizarras y filitas, materiales donde se emplazó la gran intrusión del Maresme (Sorribas 1991). En cuanto a la dinámica climática y costera, el delta se encuentra en una zona de régimen fluvio-torrencial típico de la Mediterránea Occidental y con una predominancia del oleaje del Noreste (Vila & Serra 2015). La capacidad de transporte de sedimentos del río Tordera ha sido objeto de discusión a lo largo del tiempo. Durante muchos años se consideró que el rango de carga anual estaba entre 45.000 m³/año (DGPC 1986) y 60.000 m³/año (Copeiro 1982; MOPU 1979). Sin embargo, estudios más recientes estiman un potencial de transporte máximo mucho mayor, de unos 200.000 m³/año en base al estudio de cuerpos relictos en el delta sumergido de la Tordera (Serra et al. 2006). Éste transporte representa hasta un 90% de la arena de las playas del delta, siendo el 10% restante el correspondiente a rieras y arroyos que hay en la zona. De éstos cursos más pequeños, el más importante es la riera de la Vall de Burg, con una cuenca de 8 km² (DPTOP 2013), que incluso funcionaba en el pasado como un canal secundario del río Tordera en momentos de grandes crecidas, aunque en la actualidad es tan solo un colector pluvial debido a la canalización que ha sufrido en las últimas décadas.

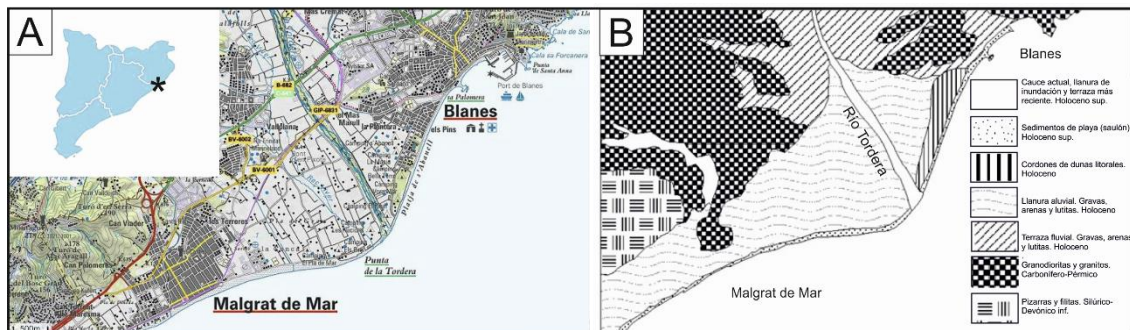


Figura 2.43: A) Situación geográfica del delta de la Tordera a escala regional y local. B) Mapa geológico del delta de la Tordera. Fuente: Elaboración propia

Durante los últimos 60 años, el tramo bajo de la cuenca del río Tordera ha sufrido grandes cambios en la dinámica fluvial, en los usos del suelo y en la gestión del recurso hídrico, como veremos en el capítulo 3. Hoy en día, es una zona con gran ocupación turística y residencial, la cual ejerce enormes presiones a sus recursos naturales (Noorloos 2011; Ariza et al. 2007; Martí 2005; Garcia & Servera 2003; Lindeboom 2002). Históricamente, el progresivo abandono de conreos seguido del aumento de la impermeabilización del suelo por la construcción, añadió más presiones al sistema fluvial que han acabado afectando también al sistema litoral debido a la reducción del caudal del río y de los aportes sedimentarios de éste (Serra & Pintó 2005).

Para la realización de los distintos trabajos asociados al delta de la Tordera hemos definido la extensión espacial de éste. Ésta definición se ha realizado en base al criterio de diferentes expertos conocedores de la zona y teniendo en cuenta muchas variables como la dinámica fluvial, la topografía, la extensión de la llanura de inundación o la situación del acuífero, entre otras. Además, ésta delimitación, ha sido aceptada por la Taula de la Tordera, una organización supramunicipal que integra todos los ayuntamientos del delta y otras instituciones, además de particulares, que deben definir un Plan Integral para el futuro del delta (Ver Capítulo 5). Así pues, definimos como delta de la Tordera (Fig. 2.44) la superficie de terreno formado por material de origen fluvial, mayoritariamente aluviones, depositados entre la roca de *Sa Palomera* en Blanes y el centro urbano de Malgrat de Mar siendo su límite inferior el mar Mediterráneo y el superior el puente de la Autopista c-32 situado en el término municipal de Tordera.



Figura 2.44: Delimitación espacial del delta de la Tordera aceptada por la Taula de la Tordera.

Así pues, la estructura definida como “Delta de la Tordera” comprende los municipios de Malgrat de Mar, Palafolls, Blanes y Tordera, siendo los dos primeros de la provincia de Barcelona y los otros de la de Girona. Se observa una gran presencia de campos de cultivo establecidos a lo largo de toda la llanura deltaica, así como una fuerte ocupación de toda la zona litoral.

Además, en la zona costera hemos diferenciado 3 estructuras diferentes (Fig. 2.45): la desembocadura, que comprende la zona donde el río desemboca al mar y las zonas adyacentes; el brazo norte, desde la anterior hasta la roca de *Sa Palomera* en Blanes;

y el brazo sur, que se extiende hasta el núcleo urbano de Malgrat de Mar. Ésta división se ha hecho para diferenciar 3 grandes zonas con una orientación muy diferente respecto al mar y, por lo tanto, con una exposición al oleaje muy diferenciada que debe dar lugar a distintas dinámicas litorales.

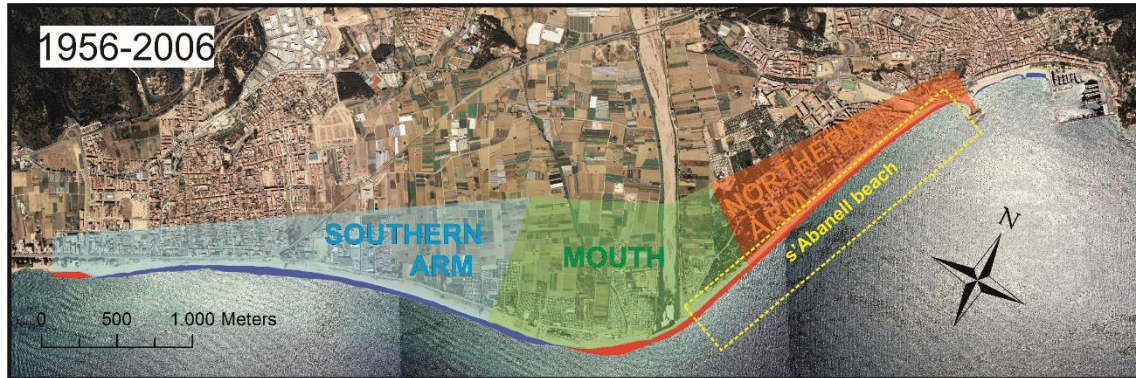


Figura 2.45: Mapa de subdivisión de la zona costera del delta con la evolución que ha seguido la costa entre 1956 y 2006 (la evolución de la costa se trata en el capítulo 3.1).

Hay que tener en cuenta que el delta de la Tordera contiene espacios protegidos por la red Natura 2000 (Fig. 2.46). Sin embargo, esta protección está sólo en el cauce fluvial, es decir, la llanura deltaica y los demás elementos del delta no tienen una figura de protección.



Figura 2.46: Situación geográfica de las zonas protegidas por la red Natura 2000 en el delta de la Tordera.

Además, más allá de ser considerado un espacio Natura 2000, la realidad pone de manifiesto que no se trata de una protección efectiva, a raíz de las múltiples actividades prohibidas que se pueden observar (Figs. 2.47-2.49). Es habitual ver circulación de quads, motocicletas y tractores, abocamientos ilegales o presencia de animales de compañía.



Figuras 2.47-2.49: Actividades ilegales en la zona protegida por XN 2000. Fuente: Enric Sagristà

Para terminar con la descripción del delta de la Tordera, hay que considerar algunas peculiaridades que hacen único y especial este espacio:

- Se trata de uno de los pocos cauces fluviales de Catalunya sin embalses que regulen su caudal, hecho que le otorga un gran potencial de renaturalización.
- Presenta una granulometría muy gruesa, la cual se clasifica como Arena Gruesa según la escala granulométrica propuesta por Wentworth en 1922, donde casi no existe material fino. Este hecho determina una morfología muy característica de sus playas, las cuales presentan un gran pendiente.
- Su régimen de caudal es muy variable, con caudales muy bajos e incluso inexistentes en los meses de verano hasta caudales que superan los 50 m³/s en invierno.
- Su desembocadura no está permanentemente abierta debido a una barra que se forma en ella y que la desconecta del mar. Sólo cuando el caudal del río está en crecida esta barra se rompe y hay conexión con el sistema litoral, lo que hace que su régimen de aporte sedimentario al sistema playa esté muy ligado al caudal superficial del río en periodos de importantes precipitaciones.
- A diferencia de la mayoría de acuíferos, la extracción de agua subterránea que se realiza es fundamentalmente para abastecimiento humano, la cual representa el 70% de las extracciones. Este hecho otorga un potencial de reducción de las extracciones muy grande solo con la mejora de las redes de abastecimiento, políticas de reducción del consumo y/o búsqueda de alternativas, como las plantas desalinizadoras.
- Existe una gran biodiversidad que le otorga el título de ser una de las mayores concentraciones de aves, anfibios y peces de todo el territorio catalán.
- A pesar de estar en riesgo por las modificaciones que se han hecho y por la erosión costera, existe un enorme potencial de recuperación como veremos a lo largo de los próximos capítulos de la tesis.

2.3.3. El ejemplo de la playa de s'Abanell

El municipio de Blanes (Cataluña), donde se emplaza la playa de s'Abanell, está situado al sur de la provincia de Girona, en la comunidad autónoma de Catalunya (Fig. 2.50). La playa de s'Abanell forma parte del término municipal de Blanes (Cataluña), ciudad de 39.000 habitantes (INDEC 2015) a los que en verano se les suman aproximadamente unos 60.000 visitantes. Es, sin lugar a dudas, uno de los destinos turísticos más importantes de la costa catalana (Sardá & Fluvià 1999). Las playas del municipio son la principal atracción para los turistas, mayoritariamente holandeses, franceses y

alemanes (IDESCAT 2015), que cada año visitan la zona, pero también lo son para los habitantes de Blanes y los municipios de los alrededores, así como un destino habitual para bañistas procedentes del Área Metropolitana de Barcelona por su relativa proximidad ($\approx 90\text{km}$).

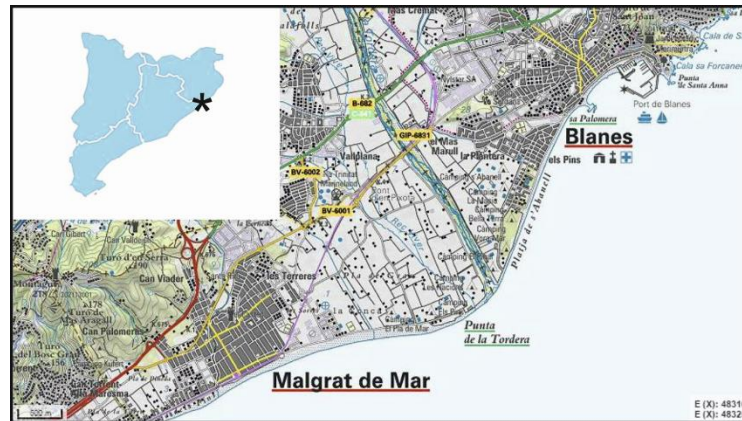


Figura 2.50: Mapa de situación del municipio de Blanes.

Se ha escogido la playa de s'Abanell de Blanes como ejemplo de estudio por los siguientes motivos:

- Debido a la presencia de una playa urbana y otra semiurbana (Ariza et al. 2010) dentro de la misma playa de s'Abanell
- Por formar parte del delta de la Tordera, principal estructura de análisis en el que se basa esta tesis.
- Por ser un destino turístico principal y representativo de la costa catalana (Sardá & Fluvià 1999).
- Por ser una zona necesitada de una gestión eficaz debido a los problemas que sufre (Salman et al. 2004).

A una escala más local, y considerando el ámbito de análisis "Delta de la Tordera" descrito en el anterior apartado, la playa de s'Abanell se encuentra en el brazo norte del delta, llegando a formar parte del extremo norte de la zona de la desembocadura. A pesar de estar considerada oficialmente como una única playa, la playa de s'Abanell es interesante dividirla en dos partes debido a la gran diferencia que existe entre su zona norte y sur en referencia a las estructuras que la rodean. Así pues, la presencia del paseo marítimo en la zona posterior de la playa junto con la presencia del entramado urbano detrás, definen una playa urbana de 32.000 m^2 de superficie que ya se ha desconectado, debido a la fijación de la orientación que ha causado el paseo marítimo, de la playa semiurbana de 21.560 m^2 a la que hemos llamado playa de la Punta de la

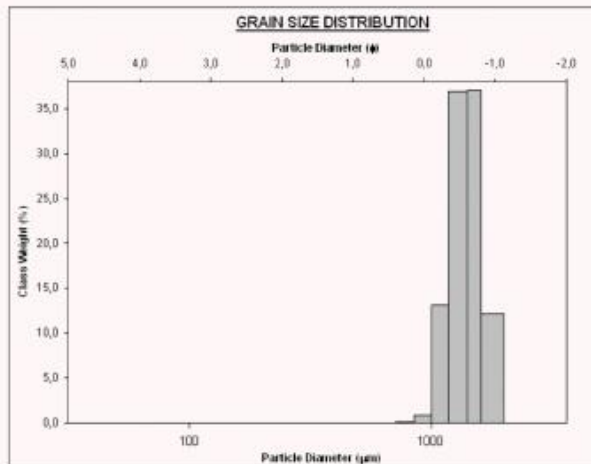
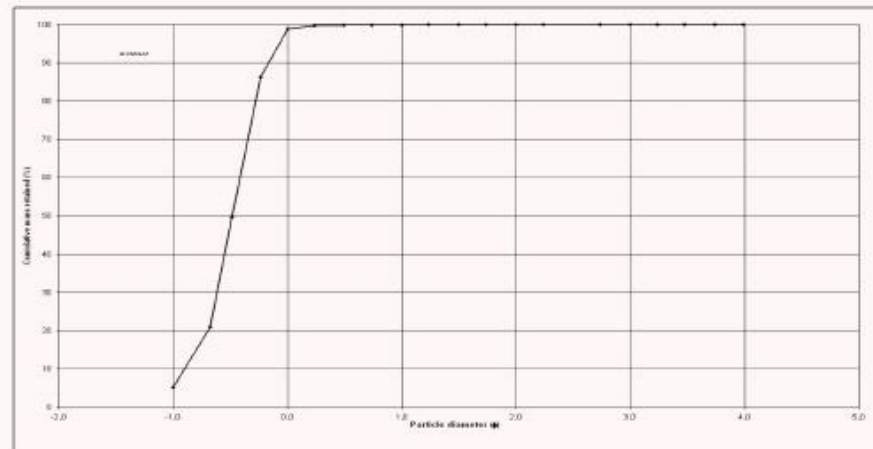
Tordera. En todos los estudios realizados en el ámbito de la playa de s'Abanell hablaremos siempre diferenciando estas dos playas y aplicando cada herramienta de evaluación separadamente para cada una de ellas. Así pues, la playa urbana se corresponde a la zona del núcleo urbano de Blanes (Fig. 2.51) y se trata de una playa totalmente urbanizada con la presencia continua de edificaciones y de un paseo marítimo construido sobre el antiguo cordón dunar (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio 2016; Sardá et al. 2013). Por otro lado, la playa semiurbana se encuentra en la desembocadura del río Tordera. Se trata de una zona protegida por la Red Natura 2000 (Íñigo 2010) en la que se asientan distintos cámpings y no hay paseo marítimo en la parte posterior de la playa (Fig. 2.51).



Figura 2.51: Mapa de situación de las dos playas estudiadas.

En cuanto a las características propias de la playa, la anchura actual es, de media, de entre 26 y 30 metros en la zona de la playa urbana y de entre 15 y 20 metros en la zona semiurbana. Ambas playas están formadas por arena gruesa de origen fluvial procedente de los aportes del río Tordera y depositados por efecto del oleaje marino, siendo el tamaño de grano medio de unos 1,4 mm (Fig. 2.52).

SIEVING ERROR: 0,1%		SAMPLE STATISTICS	
SAMPLE IDENTITY: S'abanell		ANALYST & DATE: CIRC, 28-05-07	
SAMPLE TYPE: Unimodal, Very Well Sorted		TEXTURAL GROUP: Sand	
SEDIMENT NAME: Very Well Sorted Very Coarse Sand			
	μm	ϕ	
MODE 1:	1500,0	-0,582	
MODE 2:			
MODE 3:			
D_{10} :	1124,1	-0,900	
MEDIAN or D_{50} :	1397,9	-0,483	
D_{90} :	1865,9	-0,169	
(D_{90} / D_{10}) :	1,660	0,186	
$(D_{90} - D_{10})$:	741,8	0,731	
(D_{75} / D_{25}) :	1,262	0,484	
$(D_{75} - D_{25})$:	325,8	0,236	
GRAIN SIZE DISTRIBUTION			
	GRAVEL: 0,0%	COARSE SAND: 1,0%	
	SAND: 100,0%	MEDIUM SAND: 0,0%	
	MUD: 0,0%	FINE SAND: 0,0%	
	V COARSE GRAVEL: 0,0%	V COARSE SILT: 0,0%	
	COARSE GRAVEL: 0,0%	COARSE SILT: 0,0%	
	MEDIUM GRAVEL: 0,0%	MEDIUM SILT: 0,0%	
	FINE GRAVEL: 0,0%	FINE SILT: 0,0%	
	V FINE GRAVEL: 0,0%	V FINE SILT: 0,0%	
	V COARSE SAND: 98,9%	CLAY: 0,0%	
METHOD OF MOMENTS			
	Arithmetic	Geometric	Logarithmic
	μm	μm	ϕ
MEAN (T):	1335,4	956,5	-0,443
SORTING (s):	379,4	4,952	0,286
SKEWNESS (sk):	-1,978	4,009	7,032
KURTOSIS (K):	8,295	17,27	180,3
FOLK & WARD METHOD			
	Geometric	Logarithmic	Description
	μm	ϕ	
MEAN (T):	1419,2	-0,505	Very Coarse Sand
SORTING (s):	1,205	0,269	Very Well Sorted
SKEWNESS (sk):	0,112	-0,112	Coarse Skewed
KURTOSIS (K):	1,110	1,110	Mesokurtic



Barcelona	La Selva	Blanes	Platja de s'Abanell	Tram 15	Codi: SEBL099
-----------	----------	--------	---------------------	---------	---------------

Figura 2.52: Características granulométricas medias de la arena de la playa de s'Abanell según el Llibre Verd de la costa catalana de la Generalitat de Catalunya.

Una de las principales características de estas playas es que, debido al tamaño de grano grueso, tienen un pendiente considerable en la zona de contacto con el mar, tal y como se puede observar en el perfil de playa típico para la playa de s'Abanell publicado en el Llibre Verd de l'Estat de la Zona Costanera de Catalunya en 2010 (Fig. 2.53).

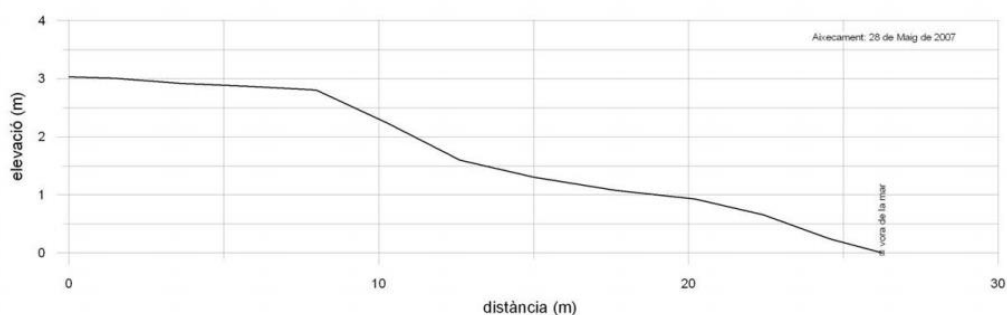


Figura 2.53: Perfil de la playa de s'Abanell Fuente: Llibre verd de la costa catalana

En cuanto a la orientación, ambas playas presentan una orientación que se podría definir como de NE hacia SW, siendo algo más marcada en la playa semiurbana con una orientación similar pero ligeramente diferente. Éste hecho, implica que estas playas estén enormemente expuestas a los temporales de levante, que generan un transporte de NE hacia SW erosionando la playa, y los de Gregal, que impactan casi perpendicularmente a la costa y causan problemas de acumulación de arena en la zona de tras playa e inundación de la fachada litoral. Sin embargo, los temporales de Garbín son beneficiosos para estas playas ya que permiten la aportación de sedimentos del río Tordera, cuya desembocadura se encuentra en el extremo Sur de éstas. Además, el hecho de existir un fuerte natural en el extremo Norte de la playa, como es la *Roca de Sa Palomera*, actúa como trampa de sedimentos durante el oleaje de garbín, proporcionando así una reserva que puede mitigar la erosión en caso de levantadas leves.

A continuación, se muestran las demás características de éstas playas que se recogieron en el análisis que se realizó para el Llibre verd de l'Estat de la Zona Costanera de Catalunya en 2010 (Tablas 2.1 y 2.2):

PLAYA DE S'ABANELL		SEBL099	
COMARCA	LA SELVA	Término Municipal	Blanes
			Localización (UTM)
			482062 4612360
DESCRIPCIÓN GENERAL		MORFODINÁMICA	
Longitud (m)	2380	Tipo de Playa	Semi-encajada
Anchura (m)		Extremo levante	Sa Palomera
media	32	Extremo poniente	-
máxima	53	Estado evolutivo	
mínima	14	Comportamiento evolutivo	ERO
Superficie (m²)	75.921	Evolución media (m/a)	-1,1
Altura berma (m)		Erosión media (m/a)	-1,5
media	2,9	Long. Zona erosión (m)	1.963
máxima	3,0	Acreción media (m/a)	+0,14
mínima	2,0	Long. Zona acreción (m)	299
Pendiente	0,15	Long. Zona equilibrio (m)	297
Sedimento		Análisis (esquema)	-
d ₅₀ (mm)	1,398	Presencia de obstáculos (S/N)	No
σ (mm)	0,379	Tipo	-
color	tostado	Nombre	-
Orientación media	50	Obras de alimentación (S/N)	Si
(º respecto el norte)		Volumen (m ³)	-
Batimetría reciente	--	Tipo de material	-
código		Última aportación	2009
año		Estado morfodinámico modal	<1
			Reflectante
		Profundidad de cierre (m)	6,9
		Tasas de transporte longitudinal	
		Neto (m ³ /a)	23.431
		Bruto (m ³ /a)	52.425
		Hacia poniente (m ³ /a)	37.928
		Clíma de oleaje	
		Cuadrante	(III) Blanes
		Hs media (m)	0,69
		Tp media (s)	6,20
		Dirección más frecuente	202 SSW 20%
		Direc. Flujo energía resultante	104
		Hs con T _R 10 años (m)	5,11
		Hs con T _R 100 años (m)	6,47
		Nivel del mar	
		Rango (m)	0,44
		Nivel con T _R 10 años (m)	0,54
		Nivel con T _R 100 años (m)	0,75
		Remonte del oleaje	
		Medio (m)	0,8
		Ru con T _R 10 años (m)	2,8
		Ru con T _R 10 años (m)	3,7
		Oleaje (esquemas)	-
		Corrientes /esquemas)	-

Tabla 2.1: Descripción general, morfodinámica e hidrodinámica de la playa de s'Abanell de Blanes. Fuente: Llibre verd de la Generalitat de Catalunya (2010)

PLAYA DE S'ABANELL		SEBL099	USO			
ASPECTOS MEDIOAMBIENTALES						
Masa de agua costera DMA (ACA)	C15 Blanes-Pineda de Mar		Uso principal	Turístico/Recreativo	Acceso	Directo
Tipo entorno	Urbano-Playas-Natural		Otros usos	Náutico	Acceso minusválidos (S/N)	S
Figuras de protección	Natura 2000 (Sep 2006) ES5110007 - Terrestre		Puerto (S/N)	N	Aparcamiento (S/N)	S
Posidonia (S/N)	Si		Zona de anclaje (S/N)	N	Tipo	Paseo marítimo
Hábitats terrestres	16a, 24a, 82a2, 86a		Grado de ocupación	Intensivo	Transporte público (S/N)	S
Hábitats de interés comunitario	3280, 6430, 92AO		Sistema de gestión/Certificación	Bandera Azul	Tipo	Tren, Bus, Bicis
Zonas húmedas catalogadas	Desembocadura río Tordera (0330500)		Uso hinterland	Núcleo urbano/Camping	Problemas acceso (S/N)	S
Zona incluida en el PDUSC	U C1, CE		Infraestructuras	S	Descripción	Algunos accesos cerrados o sin escalera
Zona incluida en el InunCat	TDBL01 (Peligro alto)		Paseo marítimo	S	Conflictos uso (S/N)	S
Presencia ríos/rietas (S/N)	Río Tordera		Long. Paseo (m)	parte de la playa	Descripción	Agua encharcada Vandalismo Irregularidades morfológicas
Dunas (S/N)	No		Otros	Emisarios/desalinizadora	Problemas infraestructuras (S/N)	S
Colectores pluviales (S/N)	Si		Plan de usos (S/N)	S	Durante temporales	
			Concesiones	12	Afectación relacionada con el deslinde del Dominio Público (S/N)	N
			Iluminación (S/N tipo)	S (4)	Otros elementos, problemas y conflictos (S/N)	S
			Sanitarios (S/N)	S		Erosión fuerte
			Servicio de limpieza (S/N)	S		
			Servicio de salvamento (S/N)	S		
			Otros servicios/instalaciones (S/N)	N		

Tabla 2.2: Aspectos medioambientales y uso de la playa de s'Abanell de Blanes. Fuente: Llibre verd de la Generalitat de Catalunya (2010)

CAPÍTULO 3

ANÁLISIS DE LA EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LAS PLAYAS DE S'ABANELL Y LA PUNTA DE LA TORDERA EN EL CONTEXTO DELTA DE LA TORDERA.

RESUMEN

En éste capítulo se hace un análisis de la evolución histórica del delta de la Tordera en base al análisis de fotografía aérea. Éste apartado busca analizar cómo ha evolucionado la franja costera del delta de la Tordera desde los años 50 hasta los primeros años de la década de los 2000, a la vez que se busca comprender la razón de dicha evolución correlacionándola con las distintas actuaciones y alteraciones antrópicas que han tenido lugar en el delta de la Tordera. En el segundo apartado, se analiza la evolución reciente (2006-2018) de las playas de s'Abanell y la Punta de la Tordera dentro del contexto del delta de la Tordera mediante el desarrollo y uso de nuevas metodologías de monitoreo de playas. En éste apartado, analizaremos la evolución de la línea de costa, en particular de éstas dos playas, para determinar qué efecto han tenido las prácticas regenerativas que se realizaron durante la primera década de los años 2000 así como la reducción o eliminación de algunas de las presiones más importantes sufridas, sobretudo, por el río Tordera. Finalmente, para entender todo esto a una escala regional, analizaremos en profundidad los cambios en los usos del suelo en todo el delta de la Tordera entre mediados del siglo XX y la actualidad. Éste último apartado permitirá comprender, cuantificar y cualificar algunas de las presiones más importantes que se han ejercido en ésta zona costera.

3.1. CONSECUENCIAS A LARGO PLAZO DE LA GESTIÓN DESINTEGRADA EN ZONAS COSTERAS: EL CASO DEL DELTA DE LA TORDERA (NORESTE ESPAÑOL)

3.1.1. Introducción

En éste apartado se muestra la evolución geomorfológica del delta de la Tordera durante un período de 50 años y se correlaciona ésta evolución con los cambios que ha sufrido la zona debido a la actividad humana, como la transformación de los usos del suelo o las interferencias con los procesos naturales. Se describe cómo la fragmentación de decisiones políticas puede conllevar a la degradación, e incluso desaparición, del activo más importante de una región costera, es decir, sus frecuentadas playas de arena (Sardá et al. 2001; Cormier et al. 2010). Estudiando la evolución del delta de la Tordera, así como los cambios en el curso bajo del río durante el período 1956-2006, alcanzaremos los principales objetivos marcados al inicio del estudio: a) describir la evolución de la línea de costa del delta durante medio siglo, b) correlacionar dicha evolución con las actividades y decisiones humanas hechas en la región, c) establecer escenarios de futuro para la costa basados en la dinámica pasada, y d) remarcar la necesidad de establecer un marco para la gestión integrada en zonas costeras para el uso sostenible de los recursos naturales a través de un marco de gobernanza efectivo que se base en los principios de la gestión por ecosistemas (*Ecosystem Approach*).

3.1.2. Evolución costera: información usada y tratamiento de datos

Para evaluar los cambios en la región del delta de la Tordera y la evolución de su línea de costa compilamos una serie de fotografías aéreas. Estas fotografías cubren el período de 50 años anteriormente comentado, siendo la más antigua de 1956 y la más moderna de 2006 (Tabla 3.1). La de 1956 se ha tomado como referencia para estimar los cambios de la costa. Estas imágenes permitieron hacer el análisis de la evolución de la región en 4 períodos distintos (1956 a 1977; 1977 a 1986; 1986 a 2000 y 2000 a 2006).

Para garantizar una superposición precisa de todas las imágenes que permitiese la comparación de la información extraída de cada una de ellas, las imágenes han sido corregidas geométricamente con la proyección UTM (*Universal Transverse Mercator*) basada en el Sistema de Referencia Terrestre Europeo (ETRS 89). Posteriormente, todas las imágenes han seguido un proceso de georreferenciación para aumentar o reducir sus dimensiones y resolución usando las herramientas de georreferenciación disponibles en el software *ArcGis 10.3* de ESRI® con el objetivo de conseguir una batería

de imágenes de iguales dimensiones que permitan compararlas adecuadamente. Después de éste proceso, la información se ha proyectado y analizado usando el mismo *ArcGis 10.3*, con el cual obtenemos las líneas de costa de cada año, así como las distintas áreas de erosión y acreción para cada uno de los períodos estudiados usando las distintas herramientas de análisis que proporciona el programa de SIG (Sistema de Información Geográfica).

Vuelo	Fuente	Obtenido en:	Escala
1956-1957	Universitat de Girona	Septiembre 1956	1/32,000
1977	Universitat de Girona	Octubre 1977	1/30,000
1986	Universitat de Girona	Agosto 1986	1/22,000
2000	Universitat de Girona	Agosto 2000	1/22,000
2006	Institut Cartogràfic de Catalunya	Junio 2006	1/38,000

Tabla 3.1: Colección de fotografías aéreas analizadas con información de fuente, época en que se tomó la foto y escala de las imágenes

Para obtener las tasas de erosión y acreción de la línea de costa (en metros por año) se crearon 24 transectos a lo largo de la zona estudiada (Fig.3.1). En el cálculo de dichas tasas se usó la herramienta *Digital Shoreline Analysis System (DSAS)* para *ArcGis* del Servicio Geológico de Estados Unidos (Thieler & Danforth 1994; Thieler et al. 2009; Sheik & Chandrasekar 2011). Finalmente, se crearon gráficos donde se representa la evolución positiva (color azul) o negativa (color rojo) de cada transecto. A partir de las tasas correspondientes al período de estudio más moderno (2000-2006) se realizará una predicción de escenarios futuros (a 5, 25 y 50 años vista) para la línea de costa con herramientas de *ArcGis 10.3*, considerando únicamente que se sigue con la tendencia más reciente. A pesar de que en ciertas zonas éstos escenarios pueden ser irreales debido a posibles actuaciones de remediación futuras, sirven para visualizar qué pasaría si no interviniésemos más y dejásemos evolucionar libremente la zona. Hay que tener en cuenta que existe una variable con gran incidencia en la evolución futura que es la variabilidad de los fenómenos naturales. En la proyección de estos escenarios de futuro no se ha considerado la posibilidad de una variación al alza de los fenómenos naturales, sino que hemos mantenido las tasas del periodo considerado. Estos escenarios futuros plantean una situación a corto plazo (2011) que ya se ha superado en la actualidad. El motivo de la inclusión de dicho escenario sirve para poder ver si las tendencias observadas en el periodo 2000-2006 siguen o no en la actualidad.

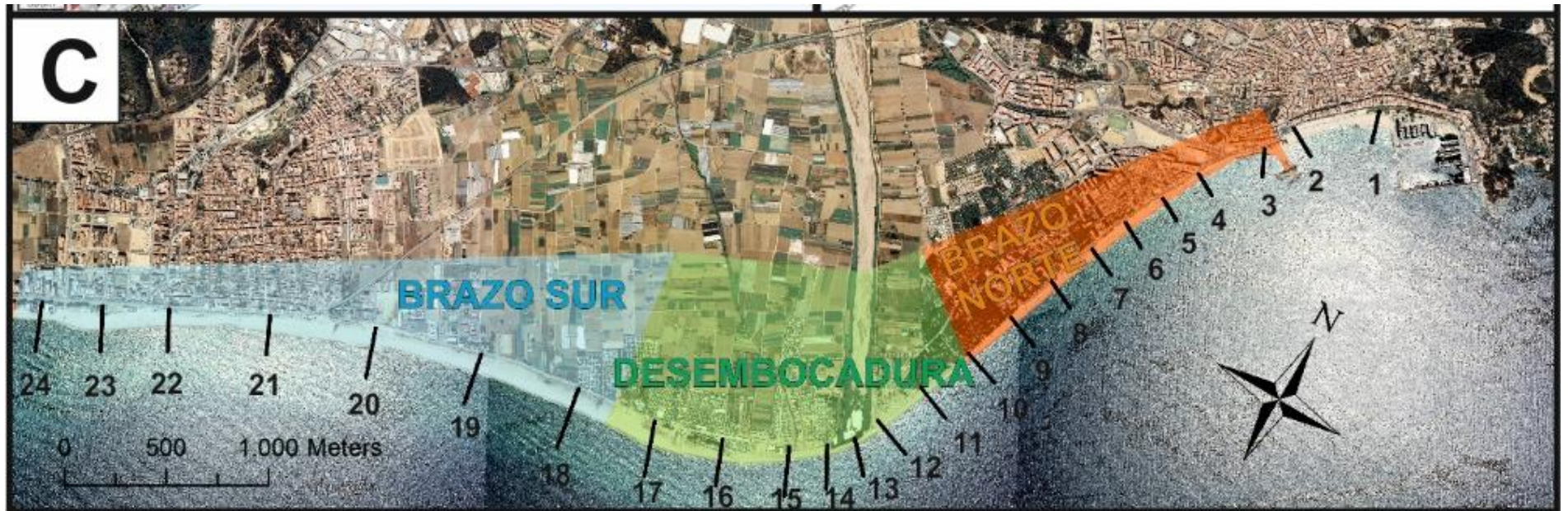


Figura 3.1: Fotografía aérea del delta de la Tordera con la delimitación de las distintas partes del delta (Brazo sur, desembocadura y brazo norte) y con la situación geográfica de los 24 transectos usado para la obtención de las tasas de erosión y acreción

La carga de sedimentos del río Tordera ha cambiado mucho a lo largo de las décadas estudiadas, así como la forma en que se reparte esa carga sedimentaria una vez llega al mar. Para interpretar esos cambios a través de los dos tipos de oleaje más frecuentes en la zona (Levante y garbín) y analizar su implicación en la evolución de la línea de costa, se realizó una estimación del clima de oleaje de la región con datos desde 1950 hasta 2006. Además, como elemento de soporte se realizó una batimetría de la zona costera sumergida más somera en enero de 2015. El mapa de batimetría que muestra la estructura submarina del delta se realizó a bordo de la embarcación Dolores, propiedad del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Se utilizó una ecosonda que recogió datos cada 5 segundos y durante unas 5 horas, hasta realizar todos los perfiles previamente diseñados para cubrir la totalidad del delta sumergido con una nube de puntos (con coordenadas XYZ) suficientemente densa como para procesar los datos de manera fiable con las herramientas de interpolación de *ArcGis 10.3*. El siguiente paso consistió en dibujar las líneas de flujo aproximadas (flujos sedimentarios, flujos erosivos y flujos mar adentro) considerando la estructura submarina, los dos tipos de oleaje y los aportes sedimentarios potenciales hacia el sistema costero. Finalmente, comparamos la situación entre 1956 y 2006 para ver las consecuencias de las actividades humanas que se han realizado en la zona y que han modificado su dinámica natural.

3.1.3. La acción humana: análisis de las actuaciones antrópicas

Partiendo de la idea de que las acciones humanas son la causa principal de la regresión de las áreas deltaicas (Syvitski et al. 2009), se hizo una recopilación de datos de las distintas actividades humanas realizadas en la zona del delta de la Tordera, incluyendo su línea de costa. Al final, se obtuvo una línea cronológica de dichas actividades a partir de los datos procedentes de diferentes fuentes de datos:

- a) Se visitó el Archivo Municipal del municipio de Blanes para descubrir y datar todas las actividades, como por ejemplo las transformaciones en los usos del suelo de la llanura deltaica. Fotografías, documentos oficiales, proyectos de urbanización, mapas o cartas son sólo algunos de los tipos de documentos que se analizaron, obteniendo una colección de más de 500 páginas de información relacionada.
- b) Paralelamente, se analizó la prensa histórica local y el conocimiento popular mediante entrevistas con personas mayores y expertos del Ayuntamiento de Blanes. Además de confirmar los datos obtenidos, las entrevistas han

proporcionado datos que no aparecían en los archivos, como por ejemplo la importancia y magnitud de las crecidas de la riera de la Vall de Burg.

- c) Finalmente, se compiló y analizó bibliografía científica y técnica (50 artículos científicos, 3 libros y 2 tesis doctorales) en busca de información útil.

El objetivo final de este estudio fue correlacionar éstas actividades humanas con la evolución geomorfológica del delta, sabiendo que los sistemas deltaicos son muy sensibles y, a menudo, capaces de desarrollar respuestas muy rápidas a corto plazo (Anthony et al. 2014; Orton & Reading 1993) además de las consecuencias esperables a largo plazo.

3.1.4. Evolución histórica (1956-2006) del delta de la Tordera

Antes de las primeras fotografías aéreas tomadas en 1956 y que permitieron evaluar los cambios desde el aire, en 1943 se produjo una gran alteración del tramo bajo del río Tordera, ensanchando los márgenes del río con arena y rocas para evitar los desbordes en episodios de grandes crecidas, que en esta zona se caracterizaban por roturas de los márgenes que hacían migrar el canal. Ésta alteración respondía a la necesidad de los municipios del delta de protegerse a sí mismos de las inundaciones que sufrían por el desbordamiento del río Tordera. La construcción de éstos muros o “*motas*” (como se les llama en la zona) causó un cambio importantísimo en la dinámica fluvial ya que, de ésta manera, se desconectó el río Tordera de sus canales secundarios, como es el caso de la riera de la Vall de Burg. Éstos canales secundarios, que recogían y canalizaban el agua y los sedimentos desbordados, tenían la función de repartir los sedimentos procedentes de la Tordera hacia distintos puntos del delta en momentos de grandes crecidas; es el caso de la riera de la Vall de Burg, la cual conducía una enorme carga de sedimentos hacia la parte norte del delta, en la playa de s’Abanell. Además, si tenemos en cuenta que las crecidas más grandes venían en momentos de grandes *llivantadas* (temporales marítimos de levante) éstos aportes de la riera de la Vall de Burg servían para amortiguar la erosión que éste tipo de oleaje causa en la playa de s’Abanell. Por otro lado, también se construyó el puerto de Blanes en 1945-46. Sin embargo, éste puerto, fue construido a cubierto de un saliente natural como es la Punta de Santa Ana, limitando su afectación a la zona más próxima a él, es decir, a la bahía de Blanes, la cual ya no está considerada como delta de la Tordera. Después de estas dos actuaciones, y ya dentro del período de tiempo en el que disponemos de fotografías aéreas, se sucedieron una gran cantidad de alteraciones antrópicas en el ámbito del delta de la Tordera, tanto en el propio río como en la fachada litoral (Fig. 3.2; Tab. 3.2).

Evento	Época	Autoridad responsable
Construcción del Puerto de Blanes	1945-46	
Extensión I del Puerto de Blanes	1977-1986	Gobierno de España
Extensión II del Puerto de Blanes	2010-2012	
Construcción de motas en los márgenes del río	1943	Junta de Motes (Ayto. de Blanes)
Espigones de la playa del centro de Blanes	1950-1960	Prefectura de Costas y Puertos de Cataluña
Pozos de abastamiento para Lloret de Mar (otros en época parecida)	1963	Confederación hidrográfica del Pirineo Oriental. Ministerio de Obras Públicas
Canalización del tramo bajo del río Tordera	1980-1990	Generalitat de Catalunya
Extracciones de áridos en el lecho del río Tordera	1960-1980	Empresas privadas del sector de la construcción
Canalización de un canal secundario de la Tordera (Riera de la Vall de Burg)	1983-1986	Junta de Aguas, Departamento de Política Territorial y Obras Públicas, Generalitat de Catalunya.
Construcción del paseo marítimo de s'Abanell	1982	Prefectura de Costas y Puertos de Cataluña
Reconstrucción y extensión del paseo marítimo de s'Abanell	1987	(Participación del Ayto. de Blanes)
Regeneración artificial en la playa del Centro de Blanes	1985	Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU) Gobierno de España
Regeneración artificial del tramo norte de la playa de s'Abanell	1986	Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU) Gobierno de España
Extracciones incontroladas de arena en la playa de la Punta de la Tordera	1990-1995	Ayto. de Blanes
Dragado submarino del frente deltaico del delta de la Tordera	1994	Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (MOPTMA) Gobierno de España
Construcción de la estructura de los pozos de captación de la desalinizadora de la Tordera en la playa de la Punta de la Tordera	2001	Agència Catalana de l'Aigua (ACA)
Escolleras para proteger los campings de la zona	Después de 2001	Desconocido

Tabla 3.2: Relación de acciones humanas en el ecosistema con la autoridad responsable. Fuente: Sagrista et al., (2019)

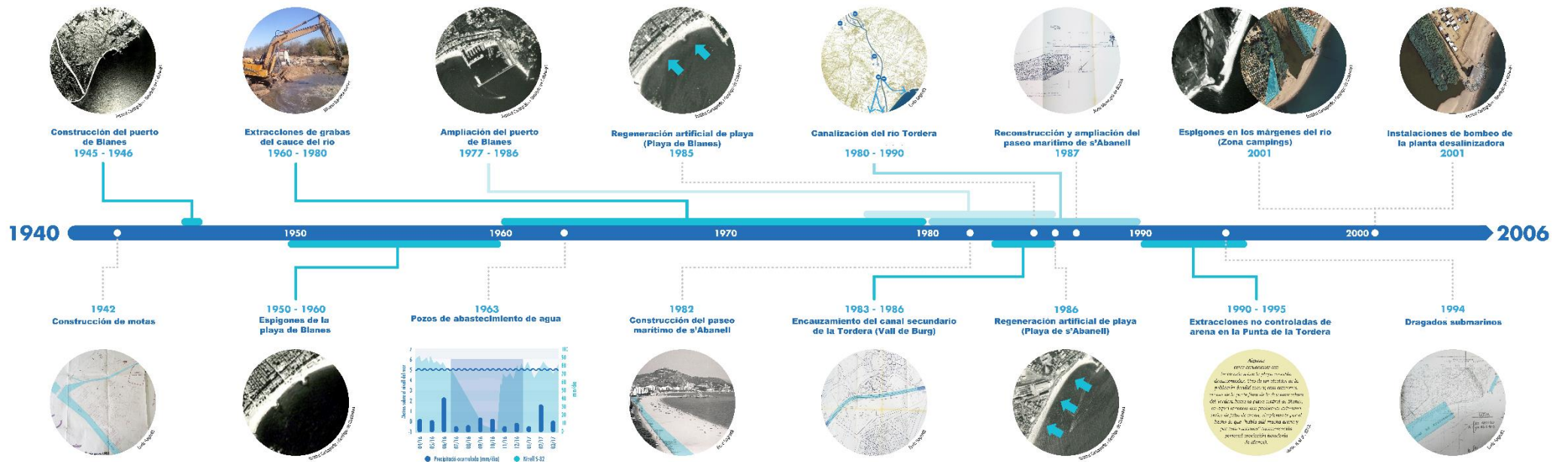


Figura 3.2: Línea cronológica de acciones humanas en el ecosistema delta de la Tordera que pueden tener una influencia en la dinámica costera. Fuente: Sagrista et al., (2019)

3.1.4.1. Período 1956-1977

- *Evolución costera*

Se trata de un período de 20 años en los que el delta de la Tordera creció en relación al mar, es decir, el delta era progradante. Se observa un gran avance de la línea de costa ($\approx 100\text{m}$), con una tasa de crecimiento de unos 5 m/año (Zonas azules en Fig.3.3) a excepción de una pequeña zona de retroceso en la parte sur del delta (Áreas rojas en la Fig.3.3). En el resto de zonas, el delta se mantuvo estable, sin cambios notables en la playa de s'Abanell (brazo norte) y tan sólo una erosión moderada en las playas de La Conca y Malgrat (brazo sur), tal como podemos observar en la figura 3.4. Con todo ello, el balance global de la superficie deltaica muestra una acreción global de unos 44.000 m².

- *Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas*

En este período se pusieron en evidencia los cambios sociales y económicos que afectaron a las poblaciones costeras y que generaron grandes transformaciones en el paisaje. Se reemplazaron las tierras agrícolas con suelos impermeables y creció el porcentaje de terreno construido que condujo rápidamente al crecimiento de los núcleos urbanos y urbanizaciones, así como al aumento de las actividades turísticas. Con ellos, la demanda de agua potable aumentó considerablemente y se procedió a la construcción de nuevos pozos de extracción de agua del acuífero de la Tordera, disminuyendo de ésta manera los niveles del acuífero, el caudal superficial y, por lo tanto, el potencial de transporte de sedimentos del río hacia el mar. Además, hay que añadir que el cauce y los márgenes del río Tordera se usaron como fuente de materiales de construcción (arena y gravas) para cubrir la demanda que exigía el *boom* urbanístico que experimentaba tanto la zona del delta de la Tordera como el resto de Catalunya. Las extracciones de gravas y arenas del río Tordera se iniciaron en 1960 y se mantuvieron hasta mediados de la década de los años 80. (Tab.3.2; Fig.3.2). A pesar de que no existen documentos oficiales de contabilidad y registro de éstas extracciones, se estima que se extrajeron del orden de 2 millones de metros cúbicos de arena y gravas (Gutiérrez 1999). Evidentemente, ésta reducción de la disponibilidad de sedimento para ser transportado, redujo los aportes de sedimento hacia el mar (y hacia las playas) a corto plazo y, sobretodo, a medio y largo plazo, haciendo necesario que el río rellenara las cavidades producidas por la extracción antes de recuperar las tasas originales de transporte, hecho que requiere de mucho tiempo (décadas) para realizarse de forma natural.

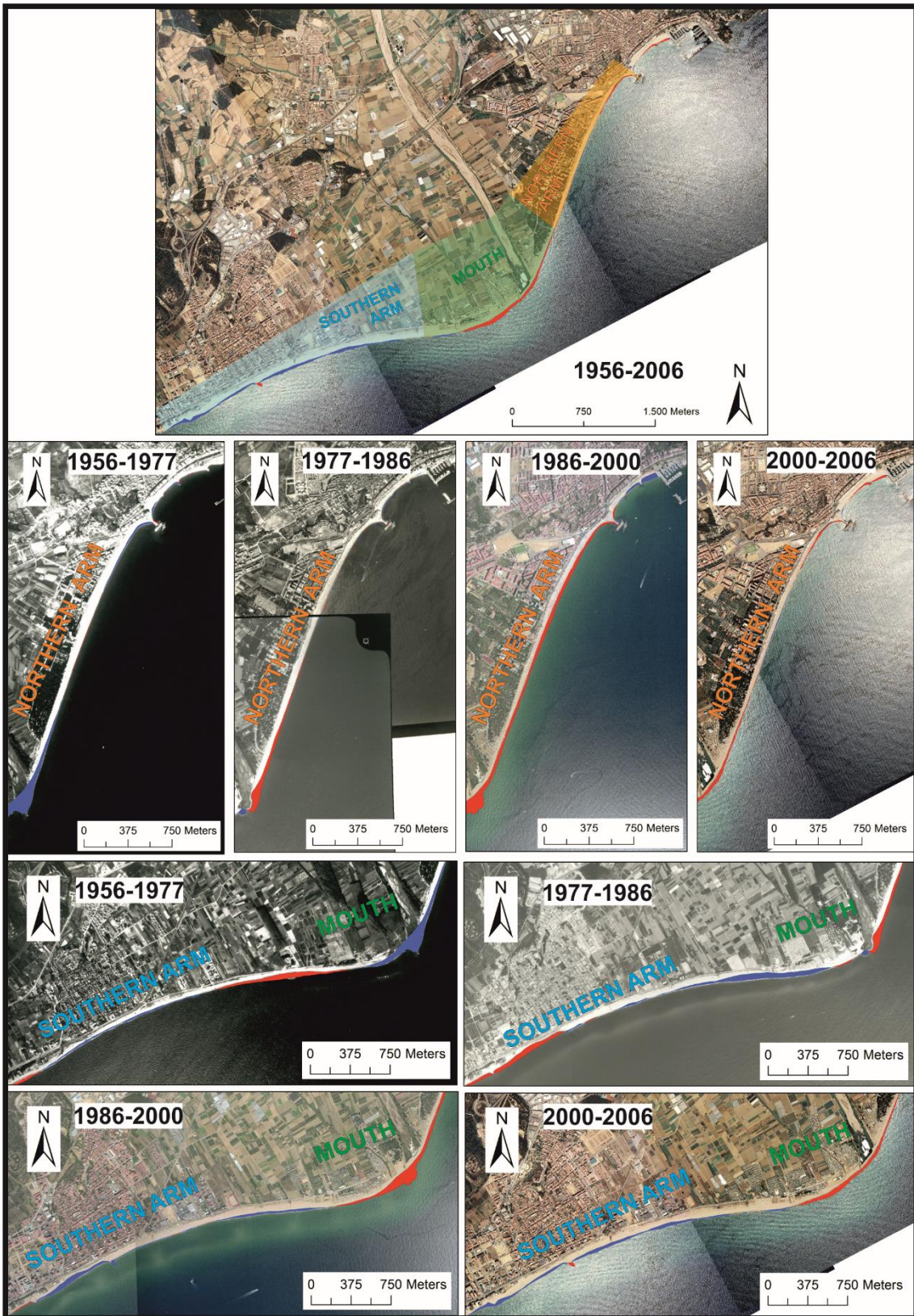


Figura 3.3: Evolución costera del delta de la Tordera en distintos períodos entre 1956 y 2006 donde las áreas pintadas en rojo representan erosión y en azul acreción. Fuente: Sagristà et al., (2019)

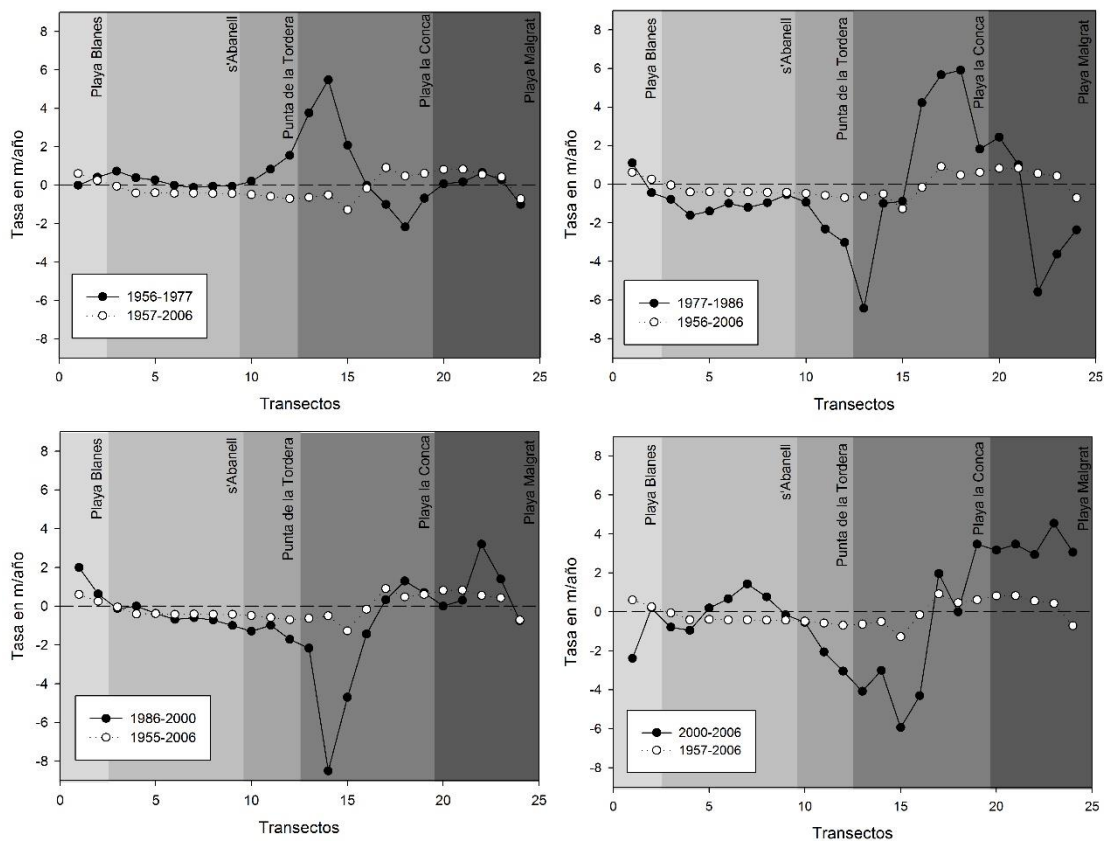


Figura 3.4: Tasas de erosión (-) y acreción (+) de la línea de costa del delta de la Tordera de Norte de Sur.

Fuente: Sagristà et al., (2019)

3.1.4.2. Período 1977-1986

- *Evolución costera*

En éste período se puede observar lo que se conoce como un giro hacia el sur de la zona central del delta (Figs.3.3 y 3.4), el cual viene representado por el inicio del retroceso de la línea de costa en el brazo norte ($\approx 25\text{m}$), la entrada en recesión de la zona de la desembocadura (alrededor de 6m anuales) y un avance generalizado en la zona sur. Sin embargo, observamos que se trata de un período de estabilidad en cuanto al balance global de sedimentos ya que la superficie erosionada (67.000m^2) y la acrecionada (67.000m^2) son equivalentes.

- *Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas*

Durante los años 80 podemos observar gran cantidad de modificaciones en la zona deltaica. El tramo bajo del río Tordera fue canalizado, con lo que se redujo la movilidad de la desembocadura y la funcionalidad de los canales secundarios, modificando la distribución de los sedimentos hacia el mar. Además, la riera de la Vall de Burg, que ya había sido desconectada del río Tordera con las “*motas*”, se enterró y se canalizó con

hormigón, dejándola como un simple colector de aguas pluviales. Ésta actuación hizo perder la poca capacidad de transportar sedimentos que le quedaba, dejando de aportar sedimentos en el extremo norte de la playa de s'Abanell (extremo norte del delta) (Fig.3.2; Tab.3.2).

Tanto Blanes como Malgrat de Mar, los dos municipios costeros del delta de la Tordera, aumentaron considerablemente el turismo. Éste hecho hizo crecer mucho el entramado urbano, dotándolo de nuevos servicios e instalaciones tales como campings adosados a las playas. Ésta expansión de la población y los nuevos desarrollos que conllevaba, demandaron la construcción de un paseo marítimo que, en el caso de Blanes, se construyó en los años 80 en la playa de s'Abanell, a lo largo de unos 1.700m de los 2.300 que tiene de largo la playa. A parte de su función recreativa, el paseo marítimo debía servir como protección para todas las nuevas construcciones realizadas a primera línea de mar. Sin embargo, fue construido sobre la playa, ocupando de esta manera una parte importante de su extensión (la parte posterior de la playa), fijando su orientación y reduciendo su capacidad de protección y respuesta dinámica frente a temporales marítimos. Además, debido a que el paseo no se extendió a lo largo de toda la playa, se perdió la continuidad de ésta, causando una desconexión entre la zona de s'Abanell con paseo marítimo y la zona de la Punta de la Tordera (extremo sur de s'Abanell) sin paseo. Junto con la construcción del paseo de s'Abanell, se realizó la primera regeneración artificial de playa para restablecer las pérdidas que ya empezaban a aparecer. Por su parte, en la zona de Malgrat de Mar se llevó a cabo una estrategia de desartificialización de la costa mediante la eliminación de espigones (MOPU 1979; DGPC 1986) que evitaban la correcta circulación de sedimentos en una zona en acreción, siendo por lo tanto totalmente ineficaces. De hecho, los espigones de Malgrat de Mar estaban provocando erosión inducida por ellos mismos en una zona que, en el momento que se desmantelaron los espigones, empezó a crecer. Por otra parte, se procedió a la construcción de escolleras de protección para evitar la erosión en la zona más próxima a la desembocadura del río, iniciando una tendencia de artificialización de la costa que aún perdura hoy en día.

3.1.4.3. Período 1986-2000

- *Evolución costera*

Se trata de un período dominado por la erosión (Figs.3.3 y 3.4). La zona central del delta presenta una tasa de erosión muy fuerte, de hasta 7 metros por año, mientras que en la zona norte la recesión no es tan marcada, siendo ésta de unos 2 metros anuales, e incluso nula en el extremo norte (Fig.3.4). La situación es bien diferente en la zona sur

del delta, donde se puede observar un ligero avance de la línea de costa. En definitiva, el balance sedimentario global muestra una erosión de unos 47.000m² de superficie deltaica.

- *Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas*

Con el objetivo de solventar los primeros problemas ligados al retroceso de la costa en el tramo más septentrional de la playa de s'Abanell, se realizaron extracciones no controladas de arena directamente de las playas más próximas a la desembocadura de la Tordera. Éstas extracciones se realizaron entre los años 1990 y 1995 con la intención de mejorar las condiciones y regenerar la playa de s'Abanell y la playa del centro de Blanes antes de las estaciones de verano. Éstas extracciones no autorizadas no fueron registradas, pero varias personas anónimas que fueron entrevistadas y expertos en la zona confirmaron ésta actuación, la cual empeoró y aceleró el retroceso de la desembocadura y sus zonas adyacentes, a la vez que tan solo consiguió reducir parcialmente y a corto plazo, solo los meses de verano, los problemas de erosión de las playas de Blanes.

La influencia de la reducción de la tasa de transporte del río Tordera no sólo la tuvo en la zona deltaica, sino que progresivamente ha tenido continuidad a lo largo de toda la costa del Maresme (o Celda Sedimentaria del mismo nombre), favorecida además por la construcción de los puertos deportivos hasta el Área Metropolitana de Barcelona. La demanda de aportes sedimentarios artificiales de todas estas playas del Maresme se incrementó con el paso de los años y muchas de ellas fueron regeneradas con sedimentos procedentes de la parte sumergida del delta de la Tordera (Fig.3.2; Tab.3.2). En 1994, se declaró una extracción de 1,5 millones de metros cúbicos de arena de la zona sumergida del delta de la Tordera creando una enorme cicatriz en el talud superior de la plataforma deltaica que ha dado lugar a procesos de desestabilización (Vila 2016; PRIDESA 2006). Precisamente, en enero de 2015, realizamos una batimetría de todo el delta sumergido para detectar, entre otros, cicatrices de esa actuación. En ella se pudo observar claramente una de esas cicatrices en forma de bañera que, a día de hoy, aún existen en la zona sumergida del delta (Fig. 3.5).

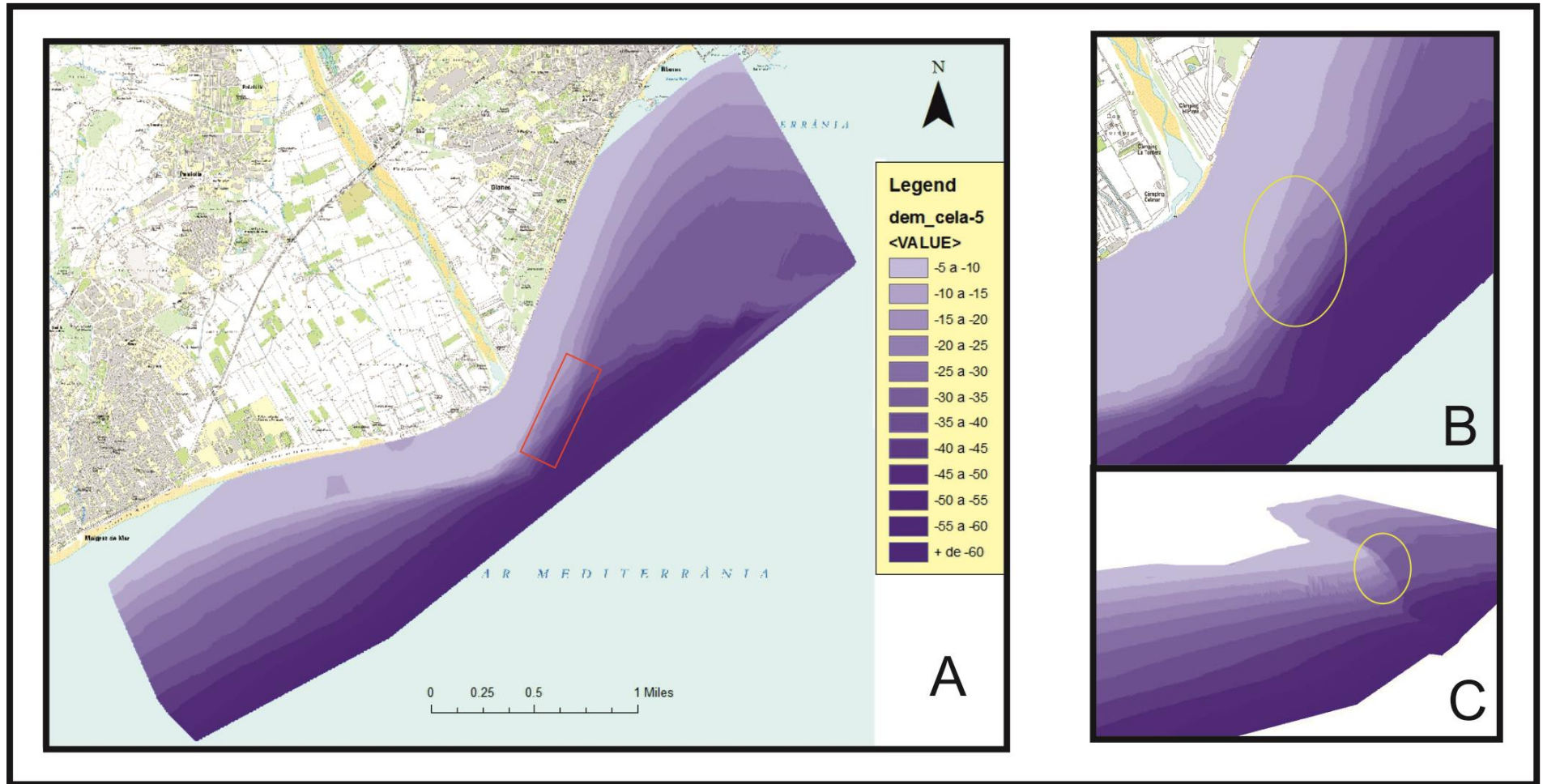


Figura 3.5: A) Mapa batimétrico general de la zona sumergida del delta de la Tordera con la zona donde se detecta una cicatriz de los dragados marcado con un cuadro rojo; B) Detalle de la zona donde se observa la cicatriz del dragado y C) Detalle en 3D del “foso” de los dragados

3.1.4.4. Período 2000-2006

- *Evolución costera*

Durante éste período la zona de la desembocadura y el brazo norte del delta sufrieron muchos problemas ligados a la erosión. La anchura de la playa se redujo de tal manera que ya no era suficiente para proteger la parte posterior de la playa y, en muchas ocasiones, durante los temporales marítimos el paseo marítimo quedaba colapsado de sedimento e incluso, a veces, se llegaba a romper la estructura del paseo, dejando al descubierto la calle y los edificios de primera línea de mar que a menudo sufrían graves desperfectos, los cuales requerían largos y costosos trabajos de reconstrucción. Igual que en el período anterior, la zona de la desembocadura presentó una tasa de erosión muy fuerte de hasta 6 metros anuales (Figs.3.3 y 3.4). Sin embargo, la tasa erosiva del brazo norte se redujo, incluso se llegó a tasas positivas en algunos puntos. Aun así, el daño ya estaba hecho y la anchura de playa en algunos tramos era muy pequeña. En el otro extremo, el brazo sur experimentó fuertes tasas de acreción de entre 2 y 4 metros anuales de avance de la línea de costa (Fig.3.4). A pesar de éste avance en la zona sur, el balance sedimentario global mostró una pérdida de 21.000 m² de superficie deltaica.

- *Cambios en los usos del suelo y actuaciones antrópicas*

La primera planta desalinizadora de Catalunya se construyó a finales del siglo XX en el delta de la Tordera e inició su actividad en el año 2001. La planta se construyó en el margen norte del río, a escasos 500 metros de su desembocadura. La desalinizadora necesitó de la construcción de pozos de extracción de agua que fueron situados en la parte posterior de la playa de la Punta de la Tordera (extremo sur de la playa de s'Abanell), en la zona de los campings. Pronto se dieron cuenta de que esos pozos, que pretendían tomar agua salada de la intrusión salina en el acuífero de la Tordera, no eran efectivos ya que el agua que bombeaban tenía una concentración muy variable de sal, llegando a bombear agua dulce en algunas ocasiones, hecho que dañaba las membranas de la planta desalinizadora. Debido a esto, se construyó un túnel en rampa para la captación directa de agua del mar a una profundidad suficiente (-35m aprox.) para evitar los cambios paramétricos del agua marina superficial (Fig.3.2; Tab.3.2). Al mismo tiempo, desde 2001 hasta 2006 observamos una aceleración en la desestabilización de la desembocadura que llegó a dejar la caseta de bombeo de agua envuelta por el mar y que causó graves problemas en la zona norte de la desembocadura. El oleaje en episodios de temporal marítimo superaba constantemente la anchura de playa y llenaba de sedimentos el paseo marítimo e inundaba infraestructuras como los campings. Como consecuencia de todo esto, hubo un período de construcción de escolleras y cordones de arena a ambos lados de la desembocadura

para evitar la inundación de los campings (Fig.3.2; Tab.3.2) que acabó con la poca movilidad que le quedaba a la desembocadura del río, dejándola con una orientación fijada perpendicular al mar y con una escollera que evita la correcta distribución de sedimentos hacia la zona norte y, sobretodo, en las zonas más próximas (tanto norte como sur) de la desembocadura. A pesar de ello, varios temporales marítimos forzaron a reconstruir frecuentemente partes del paseo marítimo, parcelas de camping o bajos de edificios debido a la ausencia de una anchura de playa suficiente para cumplir con la función de protección que debería ejercer.

3.1.5. Dinámica costera y escenarios de futuro para costa del delta

En el momento que calculamos el balance entre superficie perdida y ganada para el total de los 50 años estudiados, obtenemos una pérdida de 24.000 m² de superficie de playa del delta, lo que significa un 5% de la superficie de playa existente en el año 1956. Sin embargo, lo más destacable es el gran cambio en la dinámica deltaica observado a partir de los años 80, en los que en pocos años pasamos de un delta progradante a un delta en recesión en su zona central y norte (Fig.3.3). La línea de costa en el brazo norte del delta (playa de s'Abanell), la cual se había mantenido estable hasta mitad de los años 80, empezó a experimentar tasas erosivas de unos 2 metros anuales de media (Fig.3.4). En la zona de la desembocadura, las tasas de acreción de entre 4 y 6 m anuales se transformaron en tasas de erosión de la misma magnitud e incluso superiores (Fig.3.4) que llevaron a la desestabilización de ésta zona. Sólo el brazo sur (playas de Malgrat de Mar), el cual se había mantenido más o menos estable hasta mediados de los 80, empezó a experimentar tasas de acreción de unos 2 metros anuales (Fig.3.4). Así pues, a pesar de que la pérdida de superficie fue "sólo" del 5% del total, ésta se concentró en la parte norte y centro del delta, a la vez que empezó a crecer la parte sur, hecho que pone de manifiesto un importante cambio en la forma en cómo se reparten los sedimentos procedentes del río Tordera una vez llegan al mar, además de una obvia reducción de éstos.

El oleaje del Este (Levante) y el del Oeste (Garbín) son los que dominan la dinámica litoral en la zona del delta de la Tordera y, por lo tanto, son los que inciden en su morfología costera. La figura 3.6 muestra como se ha modificado ésta dinámica litoral en el periodo de tiempo considerado en éste estudio. Al principio del período estudiado (1950s) los aportes sedimentarios procedentes del río Tordera se distribuían también mediante otros canales secundarios, tanto en el brazo norte como en el sur del delta, especialmente a través de la riera de la Vall de Burg, la cual aportaba sedimentos al extremo norte del delta. En esa situación, la combinación de los dos oleajes dominantes

(opuestos entre ellos) redistribuía ese sedimento a lo largo de la playa de s'Abanell, generando tasas de acreción moderadas e incluso fuertes. Cincuenta años más tarde, en 2006, la riera de la Vall de Burg, así como otros canales secundarios menores, ya no eran funcionales y los sedimentos del río Tordera se canalizaban únicamente a través de su cauce principal, con una desembocadura fuertemente canalizada y con obstáculos rígidos que dificultan la aportación hacia el norte. Con ésta situación, la redistribución de sedimentos es mucho menor y la erosión domina la dinámica litoral en el brazo norte del delta, a la vez que se facilita el aporte hacia el sur donde domina la acreción por un aumento en el porcentaje de sedimentos que llegan a esa zona.

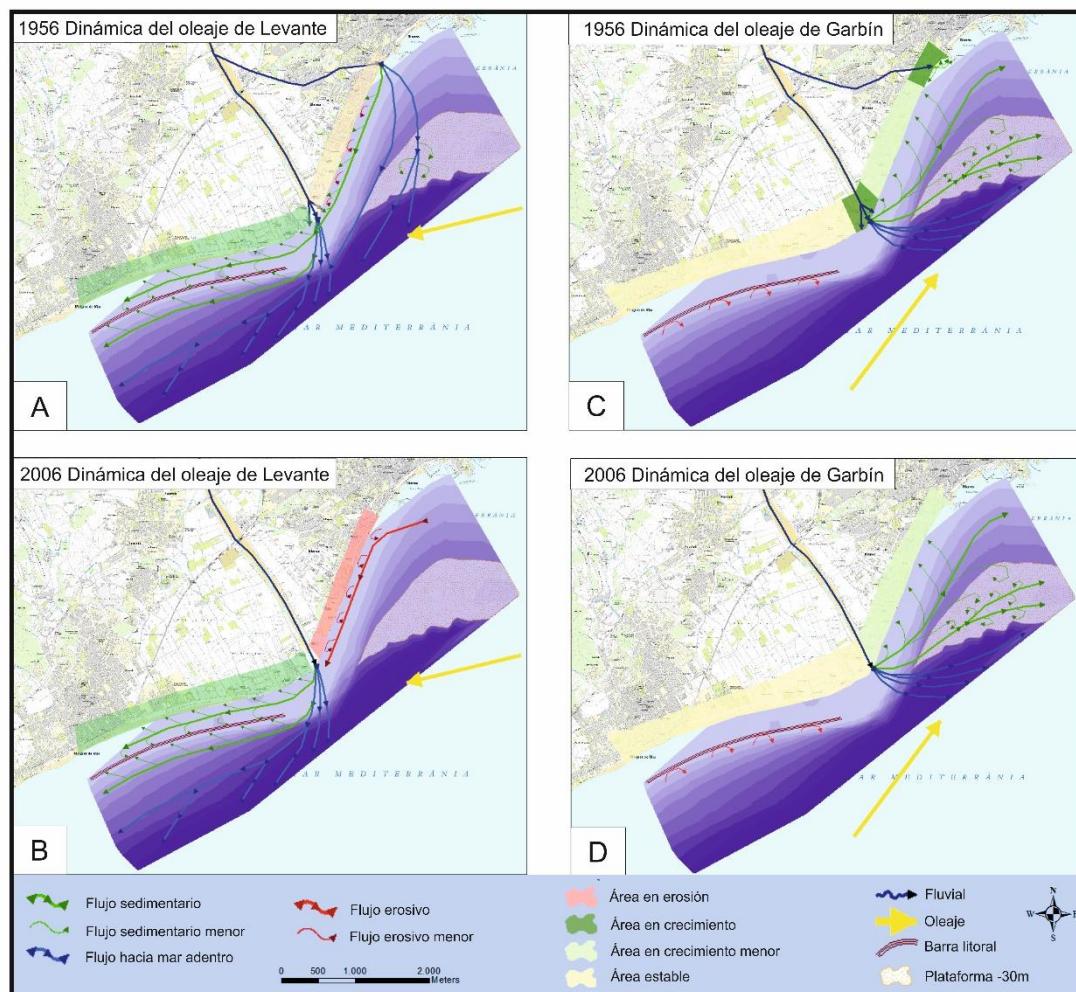


Figura 3.6: Simulación de la dinámica de transporte de sedimentos una vez estos llegan a la desembocadura del río. A) Dinámica para temporales de levante en 1950; B) Dinámica para temporales de levante en 2006; C) Dinámica para temporales de garbín en 1950 y D) Dinámica para temporales de garbín en 2006. Fuente: Sagrista et al., (2019)

Cuando extrapolamos la dinámica más reciente (2000-2006) hacia el futuro se predicen grandes procesos erosivos que afectan las zonas central y norte del delta de la Tordera. En ese sentido, dibujamos 3 escenarios a 5, 25 y 50 años vista (Fig.3.7); éstos

escenarios se han hecho con algunas asunciones irreales cómo que no habrá ninguna acción humana para parar o regenerar la erosión de la zona y teniendo únicamente en cuenta las tasas presentes en el período 2000-2006. El objetivo es ver donde se focaliza la amenaza erosiva y qué efectos podría tener en las actividades económicas de la zona cómo los campings.

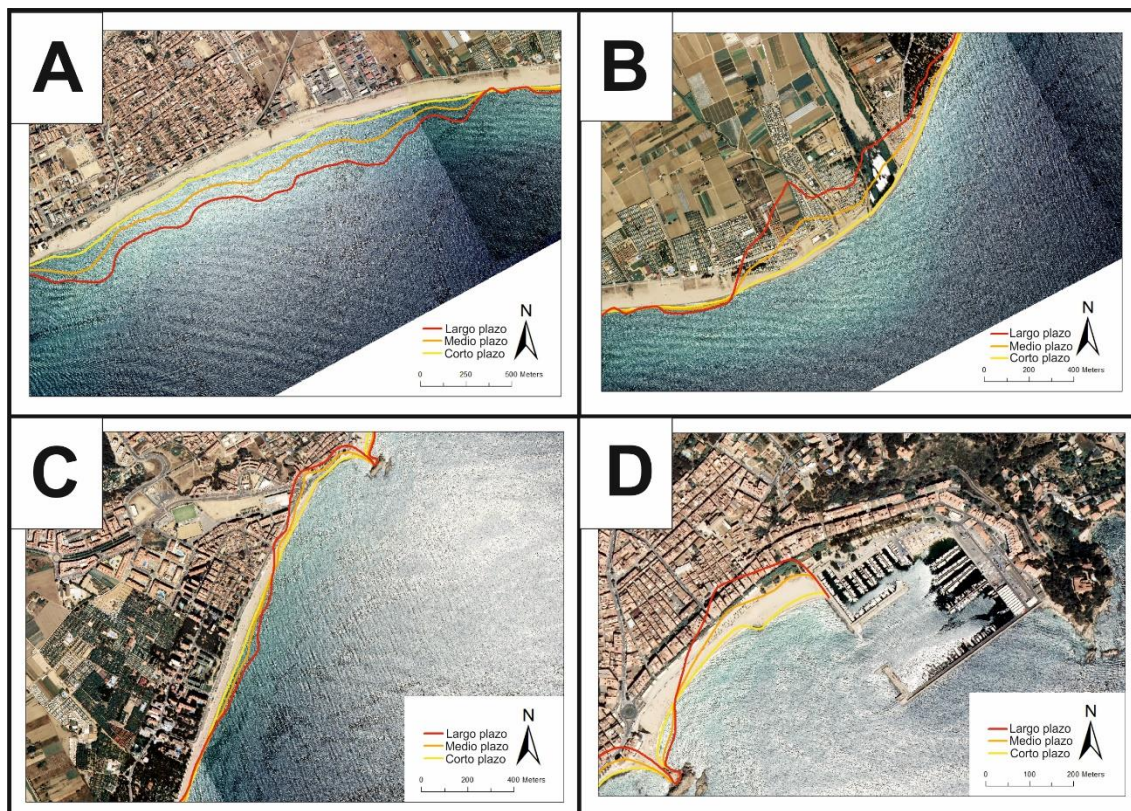


Figura 3.7: Secuencia de fotografías con los escenarios futuros de línea de costa en base a la dinámica del año 2006 proyectados para los años 2011 (amarillo), 2031 (naranja) y 2056 (rojo). De izquierda a derecha y de arriba abajo: A) Zona de Malgrat de Mar; B) Zona de la desembocadura del río (Delta y Punta de la Tordera); C) Playa de s'Abanell y D) Playa del centro de Blanes. Fuente: Sagrista et al., (2019)

- Escenario a corto plazo (5 años):

El escenario a corto plazo, proyectado para el año 2011, ya muestra cambios importantes en la línea de costa, tal y como observamos en la realidad. En el brazo sur (Fig.3.7A) del delta se esperaba que siguiera el crecimiento de la superficie de playa con un avance total de entre 10 y 20 metros en 5 años, un hecho que se cumplió en el año 2011 y que en la actualidad sigue, habiendo avanzado un total de unos 15 metros más desde 2011. Sin embargo, la zona central del delta, donde se encuentra la desembocadura del río (Fig.3.7B), muestra una importante erosión de alrededor de 10 metros a lo largo de todo el período, alcanzando un máximo de 30 metros de erosión acumulada en el lado sur de la desembocadura, si bien las defensas existentes

(escolleras discontinuas) se prevé que se mantengan efectivas. En los datos reales de 2011, se observan dichas tasas de erosión en la zona de la desembocadura, a la vez que se denota la efectividad de las defensas presentes. Sin embargo, a partir de 2015 las defensas ya no eran efectivas y fue necesario ampliarlas, enlazándolas entre si y extendiéndolas hacia el sur. En el brazo norte, en la playa de s'Abanell (Fig.3.7C), se espera una pequeña variación, exceptuando su extremo norte, en la que se prevé la pérdida total de la superficie de playa, un hecho que se cumplió ya en 2008 en el cual la playa de s'Abanell se quedó sin arena en gran parte de su extensión. Desde entonces y hasta 2009, se realizaron hasta 3 regeneraciones artificiales de playa para contrarrestar la erosión. Desde 2010, ésta playa se muestra estable e incluso, en los últimos 3 años, muestra una tendencia al crecimiento. La playa del centro de Blanes, fuera del ámbito del delta de la Tordera (Fig.3.7D), se espera que se mantenga estable a corto plazo. Dicha estabilidad se mantiene aún en 2018, habiéndose producido variaciones muy pequeñas en la playa desde 2006.

- Escenario a medio plazo (25 años):

El escenario a medio plazo proyectado para el año 2031 prevé cambios más críticos. En el brazo sur del delta (Fig.3.7A) se prevé un avance acumulado de hasta 100 metros. Por otro lado, la zona central del delta, donde se encuentra la desembocadura del río (Fig.3.7B), entraría en un profundo retroceso donde su erosión acumulada sobrepasaría las defensas existentes que ya no serían efectivas. En ésta situación, se estima que los campings situados en el lado sur de la desembocadura perderían alrededor de 60.000 m² de superficie mientras que los situados en el lado norte perderían algunas parcelas, las situadas más cerca del mar. En el brazo norte, en la playa de s'Abanell (Fig.3.7C), cabría esperar dos evoluciones diferenciadas: La zona sur y centro de la playa de s'Abanell crecerían levemente mientras que, en la zona norte, donde a corto plazo ya se habría perdido toda la superficie de playa, se espera que haya una enorme afectación del paseo marítimo y de la calle adyacente. Finalmente, incluso en la playa del centro de Blanes se prevé un importante retroceso de hasta 65 metros a lo largo de toda la playa (Fig.3.7D). Bajo éstas circunstancias, los eventos de inundación costera previstos en el Plan Regional de Inundación de la Generalitat de Catalunya (Generalitat de Catalunya 2010) tendrían importantes consecuencias negativas, especialmente en la zona de la desembocadura.

- Escenario a largo plazo (50 años):

El escenario a largo plazo proyectado para el año 2056 prevé cambios críticos en toda la morfología del delta. En el brazo sur (Fig.3.7A) se observa un avance acumulado de

hasta 200 metros en algunos tramos. Sin embargo, en la zona central, en la desembocadura del río (Fig.3.7B), se prevé un retroceso muy marcado. De hecho, se estima una pérdida de 200.000m² de superficie de camping contando ambos lados de la desembocadura, lo que significa aproximadamente la mitad de la superficie actual ocupada por campings. En el brazo norte, en la playa de s'Abanell (Fig.3.7C), cabría esperar dos evoluciones distintas: La zona sur y centro de s'Abanell acumularían un avance notable de entre 40 y 60 metros, mientras que la zona norte, donde ya hablábamos de afectación del paseo y la calle a medio plazo, se prevé que habrá afectación al entramado urbano (edificios, red eléctrica, etc...). Finalmente, la playa del centro de Blanes (Fig.3.7D) se espera que retroceda hasta el punto de perder toda su superficie de playa con la afectación del entramado urbano asociado en momentos de temporal.

Éste análisis de escenarios de futuro pone de manifiesto la necesidad urgente de tomar acciones correctivas cuanto antes incluso a corto plazo (5años), donde ya se observan puntos críticos cómo el extremo norte de s'Abanell o la zona de la desembocadura.

3.1.6. *Discusión*

El caso del delta de la Tordera sigue la narrativa actual del patrón erosivo que están sufriendo las zonas costeras debido al cambio global (UNESCO-IRTCEs 2011; Nicholls et al. 2007; Ericson et al. 2006; Valiela 2006). En áreas donde predominan los cultivos, cómo ocurría en la zona estudiada en la primera parte del S.XX, el suelo se erosiona más fácilmente y los sedimentos son arrastrados por las corrientes superficiales de ríos y rieras, progradando los deltas y las playas que los forman. Al abandonarse los cultivos, crece fuertemente el porcentaje de suelo impermeabilizado por el fenómeno de urbanización y los bosques se regeneran. Como consecuencia, se movilizan menos sedimentos en los cauces fluviales y las áreas deltaicas entran en recesión (Valiela 2006), tal y como ocurrió en la segunda mitad del S.XX en ésta región. Este patrón general se desarrolló a partir de políticas públicas fragmentadas y poco coordinadas que llevaron a la pérdida de la funcionalidad del río.

Desde 1956 hasta 2006 la línea de costa del delta de la Tordera ha retrocedido una media de 22 metros en el brazo norte, 42 metros en la zona central (desembocadura del río) y ha avanzado unos 35 metros en el brazo sur. Éste patrón general de erosión/acreción en el delta de la Tordera ha seguido un giro hacia el sur de la estructura deltaica iniciado en el período 1977-1986. El caso del delta de la Tordera no se trata de un caso aislado ya que varios deltas estudiados en el mundo sufren presiones y efectos similares (Anthony et al. 2014; Valiela 2006; Bondesanf et al. 1995; Fanos 1995; Orton

& Reading 1993). Lo que es común en todos los ejemplos es la fragmentación de responsabilidades políticas en el momento de tomar decisiones, lo que ha conducido a ésta situación. Los procesos naturales (cómo el de erosión) se desarrollaron durante millones de años de manera integrada; los humanos hemos alterado éstos procesos naturales de forma significativa.

El retroceso del delta de la Tordera se aceleró con un conjunto de acciones antrópicas (Tab.3.2). El giro hacia el sur de la zona central del delta se corresponde cronológicamente con los trabajos de canalización del tramo bajo de la Tordera, los cuales redujeron drásticamente la capacidad de transporte y la movilidad de su canal principal (Bergillos et al. 2015; Echevarria 2013; Martínez 1994) modificando los porcentajes de distribución de los sedimentos una vez llegan al mar. La canalización del río agravó una situación que ya había empezado con la construcción histórica de las “motas” en los márgenes del río en los años 40, la cual causó un primer grado de desconexión entre el canal principal y los canales secundarios que había en el delta, determinantes para la morfodinámica de las playas. Como consecuencia de todo esto, el delta de la Tordera ajustó su posición y dio lugar a sus nuevas características (Panareda y Serrano 2008) que hacían imposible que agua y sedimentos del río pudiesen ser repartidos directamente en diferentes zonas de la fachada litoral del delta, un hecho muy importante para el brazo norte debido al menor potencial de redistribución de sedimentos del oleaje del sur (Sorribas et al. 1993), que es el responsable de enviar sedimentos del río a esa zona. Las extracciones de gravas para la industria de la construcción, realizadas en el mismo cauce del río y que se iniciaron en 1960, empezaron a tener consecuencias negativas para el delta siguiendo la teoría de “las consecuencias no inmediatas” (Erskine et al. 1985). Las extracciones de agua del acuífero para satisfacer el crecimiento económico y social de los municipios de la zona afectaron los niveles de agua subterránea, los cuales a su vez redujeron el transporte de sedimentos debido a la reducción del flujo de agua superficial como consecuencia de ese descenso de niveles del acuífero.

Durante los años 80, el municipio de Blanes decidió construir un paseo marítimo. Éstas infraestructuras, construidas encima de la parte posterior de la playa, son uno de los problemas más controvertidos de la gestión de playas (Santás y de la Peña, 2009). El paseo marítimo modificó la forma de la playa y redujo la anchura de playa efectiva, reduciendo así su capacidad de disipar la energía de los temporales marítimos y disminuyendo la función de protección que ejerce la playa (Jiménez et al. 2016; Santás y de la Peña, 2009). Los últimos trabajos de canalización que modificaron la dinámica deltaica (Echevarria 2013; Martínez 1994) y la lenta recuperación de la presión ejercida

por las extracciones de gravas (Serra & Bosch 2010) contribuyeron a la aparición de los primeros problemas de erosión en el brazo norte del delta, el cual acabarían necesitando regeneraciones artificiales de playa. Las extracciones no controladas de arena del extremo sur de la playa de s'Abanell aceleraron la pérdida de sedimento en la zona de extracción y no significaron una solución efectiva para las playas que lo recibieron, más allá de los meses posteriores a la regeneración (temporada de verano). Por otro lado, el giro hacia el sur de la zona central del delta benefició al brazo sur debido a la recepción de una mayor cantidad de sedimentos procedentes del río y la dirección predominante del transporte longitudinal de sedimentos de la costa catalana que va de norte a sur (Sorribas et al. 1993; Díaz & Maldonado 1990). Las playas del municipio de Malgrat de Mar crecieron como consecuencia del aumento del porcentaje de distribución de sedimentos hacia el sur. Finalmente, en los años 90, se empezaron a popularizar en España las regeneraciones artificiales de playa para aliviar los problemas de erosión. Debido a ello, se extrajeron enormes cantidades de sedimentos del fondo marino somero. En el delta de la Tordera se extrajeron grandes cantidades de sedimento de la estructura del delta sumergido para regenerar otras playas de la costa del Maresme, situada más al sur. Sin duda, eso fue un gran error ya que se generó un agujero en el frente deltaico que desestabilizó aún más el perfil de playa, causando más erosión aún en la zona de la desembocadura de la Tordera.

Durante los primeros años del siglo XXI todas estas acciones (Tab.3.2) llevaron a las playas del delta de la Tordera al límite del colapso (Fig.3.8) debido a la acumulación de los efectos negativos de todas las modificaciones que se hicieron en el ecosistema. Consecuentemente, aparecieron varios conflictos. Entre otros, empresas privadas del sector de la construcción tenían su propio criterio para evitar los cambios hidrológicos causados por la extracción de gravas; el Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente del Gobierno de España dragó arena del delta sumergido de la Tordera siguiendo su propio estudio de impacto ambiental. El ayuntamiento de Blanes pidió permiso para hacer un paseo marítimo sobre la playa y la Agencia Catalana del Agua (ACA) realizó obras de protección para sus instalaciones en el frente deltaico. Otros propietarios privados hicieron construcciones “*alegales*” de escolleras en la playa próxima a la desembocadura del delta para evitar inundaciones en episodios de grandes crecidas fluviales. Todas estas acciones se llevaron a cabo sin ningún tipo de plan estratégico global que garantizase la funcionalidad del ecosistema delta de la Tordera y crearon una condición no resiliente en el delta que acabó con la capacidad del brazo norte y la desembocadura de proveer sus funciones y servicios ecosistémicos.

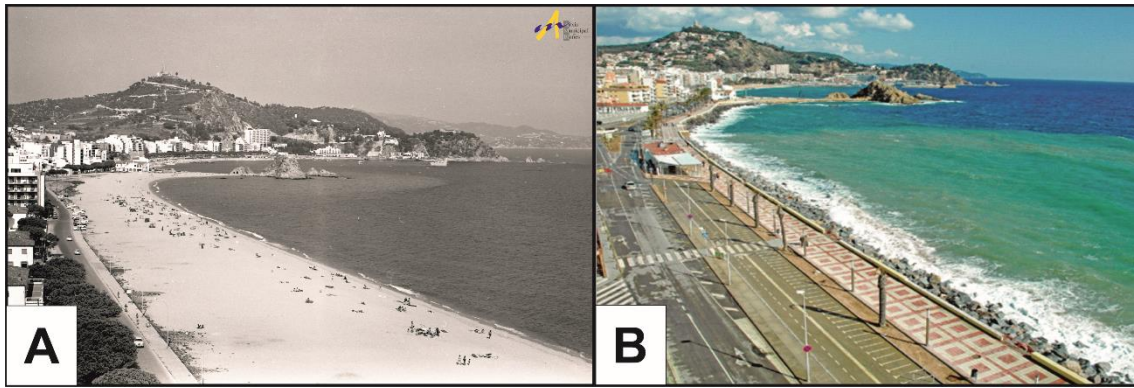


Figura 3.8: Comparación de la zona norte de la playa de s'Abanell entre A) 1968 (Foto del Archivo Municipal de Blanes) y B) 2006 (Foto adaptada de Sardá et al. 2014)

La fragmentación de competencias ha sido reconocida como un impedimento para el desarrollo sostenible de los recursos naturales (Cormier et al. 2010). Desafortunadamente, cualquier agente responsable de una acción antrópica en la costa suele operar únicamente bajo su propia política reguladora, usando las mejores prácticas de gestión sectorial en base a sus propias evaluaciones de impacto ambiental. Además, para resolver algunos de los problemas creados por este tipo de desarrollo, casi siempre se toman medidas reactivas que, en la mayoría de los casos, crean otros impactos ambientales. Éste mecanismo debe ser solventado tan pronto como sea posible, sobretodo en áreas en las que éste tipo de complejidad es amplificada por las interacciones entre los diferentes usos del suelo; el caso del delta de la Tordera no es una excepción. Sin una visión global y una política integrada, cualquier intento de solucionar los problemas será inefectivo. A pesar de que España es particularmente susceptible al reto de la fragmentación de competencias habiendo infinidad de jurisdicciones superpuestas y una falta de legislación que apoye la gestión integrada de zonas costeras, es imprescindible conseguir nuevas relaciones entre el sector público y privado para desarrollar planes para éstas zonas. Los expertos recomiendan construir instrumentos y métodos para garantizar la coherencia entre los sistemas terrestres y marinos con el objetivo de evitar la duplicación de regulaciones o la transferencia de problemas de planificación del terreno no resueltos.

3.1.7. Conclusiones

Al final del año 2006, la situación en el delta de la Tordera era crítica. Una cascada de efectos acumulativos resultantes de múltiples actividades en varios sectores industriales y otras acciones que se llevaron a cabo sin ningún plan de acción global, llevaron a la pérdida de la funcionalidad del ecosistema. Durante el período 1956-2006 la zona central del delta sufrió un giro hacia el sur, iniciado en los años 80. El brazo norte del delta y la zona de la desembocadura pierden gran parte de su superficie de playa ya que se entró en un proceso erosivo muy marcado. Sin embargo, el brazo sur, influenciado por éste giro, progradó. Como consecuencia, la mayor parte de las playas del delta, en su zona norte y central, eran incapaces de cumplir con su función natural y de protección a la vez que su función recreativa se vio enormemente comprometida. En este momento el gran reto era descubrir cómo lidiar con el problema, cómo recuperar la funcionalidad de todo el sistema (litoral y fluvial) y cómo restaurar los servicios ecosistémicos. A pesar de que, en 2007, estaba claro que cualquier tipo de solución solo sería efectiva a través de un proceso de Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que incluyese las interacciones entre todos los sistemas que influyen en la costa y usando un marco de gobernanza eficiente, se necesitaron varias actuaciones de urgencia para aliviar las consecuencias negativas observadas. En 2011, el escenario a corto plazo que proponía la dinámica 2000-2006 ya se superó y se inició una política de prácticas regenerativas y de protección que pretendía reducir la erosión y proteger las infraestructuras de la costa. Fueron necesarias varias regeneraciones artificiales de playa, así como la construcción de varias escolleras para paliar los efectos de la erosión costera. Desde 2011 a la actualidad, las tendencias observadas muestran que, en la zona de la desembocadura, se mantienen las tendencias observadas en 2006 e incluso se llegan a superar, mientras que en el brazo norte se ha estabilizado la playa, llegando incluso a mostrar cierta tendencia a la mejoría según los datos de monitoreo de la playa que tenemos desde 2009 hasta la actualidad (ver Capítulo 3.3).

3.2. EVOLUCIÓN RECIENTE (2006-2016) DEL BRAZO NORTE DEL DELTA DE LA TORDERA COMO CONSECUENCIA DE LAS PRÁCTICAS DE REGENERACIÓN DE LA LÍNEA DE COSTA

3.2.1. Introducción

El crecimiento urbano es una de las mega-tendencias más importantes de éste siglo. El ritmo y la escala del proceso global de urbanización se espera que siga tanto en mercados consolidados como en países emergentes (Ernst & Young 2015). El elevado ritmo de urbanización impone enormes exigencias a las infraestructuras, los servicios o el empleo, entre otros. Aunque incrementa el crecimiento económico a corto plazo, la transformación acelerada de los usos del suelo puede causar grandes problemas ecológicos. En los ambientes costeros del NE Mediterráneo, el crecimiento urbano y el desarrollo costero asociado han convertido el fenómeno natural de erosión costera en un problema de creciente intensidad que reduce la capacidad de los sistemas costeros de absorber las fuerzas erosivas (Salman et al. 2004). El problema de la erosión se agrava cuando otras acciones humanas se realizan en los subsistemas que tienen influencia en la zona costera, como es el caso de la reducción de los aportes sedimentarios de ríos y rieras o la alteración de la dinámica natural debido a la construcción de infraestructuras en la costa (Anthony et al. 2014; Syvitski et al. 2009; Panareda & Serrano 2008). Durante los últimos 60 años, el delta de la Tordera y su brazo norte (playa de s'Abanell) no han escapado de ésta tendencia global.

A finales del año 2006, varios tramos de la playa de s'Abanell habían perdido toda su superficie de arena emergida (Ver capítulo 3.2; Figura 56). Como consecuencia de éste retroceso tan drástico, el frente posterior a la playa quedó más expuesto y vulnerable a las condiciones climáticas extremas. Debido a la gran importancia e impacto económico en la región que tienen estas playas y las infraestructuras de la parte posterior a éstas, diferentes partes interesadas a nivel local (municipios del delta), regional (Autoridades catalanas) y nacional (Autoridades españolas) comenzaron a analizar qué se podía hacer para mitigar la erosión y restaurar éste particular ambiente. Con el cambio de siglo, la creciente sensibilización ambiental de la población y las autoridades competentes condujo a una disminución de las actividades humanas dañinas que presionan los sistemas costeros y a la implementación de medidas correctivas.

Des del principio se vio que la mayoría de soluciones para la playa de s'Abanell eran casi imposibles de llevar a cabo a corto plazo y, lamentablemente, fueron necesarias soluciones parciales mediante diferentes acciones reactivas de urgencia. Una

evaluación preliminar llevada a cabo por Jimenez et al. (2007) indicaba que, en cualquier caso, las soluciones deberían empezar con un proyecto de regeneración artificial de playas. Al mismo tiempo, también se inició un gran esfuerzo para crear las condiciones necesarias para gestionar el sistema de forma integrada, siguiendo las directrices de la gestión por ecosistemas dentro de un marco de Gestión Integrada de Zonas Costeras (Billé & Rochette 2015; Sardá et al. 2015; Sardà et al. 2014; Sardá et al. 2013). Los marcos de la GIZC se suelen usar para tratar éste tipo de situaciones (Ariza et al. 2012; Lozoya et al. 2011; Ariza et al. 2007; Sardá et al. 2005; Sciberras 2002) pero a pesar de los intentos de crear las directrices para muchas regiones y desarrollar las condiciones adecuadas de gobernanza para ello, la realidad muestra que, hoy en día, aún se infravaloran estas directrices y no se dan las condiciones para aplicar los marcos que establece la GIZC.

En 2004, el estudio *Eurosion* de la Unión Europea (Salman et al. 2004) presentó un conjunto de acciones altamente interesantes para tratar el problema de la erosión a nivel regional que dio lugar a las siguientes recomendaciones:

- a) Aumentar la resiliencia costera mediante la restauración del equilibrio sedimentario y dando espacio a los procesos costeros naturales.
- b) Internalizar el costo y el riesgo de la erosión costera en las decisiones de planificación e inversión.
- c) Hacer que las respuestas a la erosión costera sean proactivas y planificadas.
- d) Fortalecer la base de conocimiento de la gestión y planificación de la erosión costera

Siguiendo la evaluación inicial de Jimenez et al. (2007) hemos intentado aplicar éstos conceptos a la playa de s'Abanell. Empezamos por fortalecer la base de conocimiento del proceso de erosión en la zona. Luego, siguiendo lo que ha sido una regla cuando se observan éstos problemas, se realizaron regeneraciones artificiales de playa para enfocar la respuesta inicial principalmente a la reparación y restauración del sistema. Finalmente, se definieron las condiciones necesarias para aliviar la erosión general de la zona del delta buscando formas de facilitar la recuperación de los aportes sedimentarios previos, a la vez que aceleramos el desarrollo de una estructura de gobernanza efectiva en la región de cara al futuro.

En éste capítulo presentamos los resultados que han tenido las acciones iniciales (regeneraciones artificiales de playa) llevadas a cabo para lidiar con el problema de la desaparición de algunos tramos de la playa de s'Abanell a finales de 2006. El objetivo principal de éste análisis de la última década es evaluar la efectividad de las medidas

correctoras realizadas en la zona para reducir o mitigar el proceso de erosión y restaurar la playa como sistema socio-ecológico. Analizando estas medidas correctoras y su efecto en la evolución costera en el período de 2007 a 2016, obtendremos una base potente para discutir el desarrollo de las condiciones regionales que podrían restaurar la funcionalidad de la zona costera del delta de la Tordera, proporcionando un marco para desarrollar una estructura de gestión y gobernanza efectiva siguiendo las recomendaciones propuestas por Sardá et al. (2015).

3.2.2. Antecedentes

La playa de s'Abanell está formada por sedimentos procedentes del río Tordera (Vila & Serra 2015). En la situación actual, durante bastantes meses, la desembocadura del río se encuentra cerrada por una barra de sedimentos que la desconecta del mar y, por lo tanto, ni el agua del río ni los sedimentos que transporta llegan al mar (ni a las playas). Sin embargo, los episodios de lluvias torrenciales en su cuenca dan lugar a grandes avenidas de agua, cargadas de sedimentos, que son capaces de abrir la desembocadura aportando de esta manera una gran cantidad de arena al sistema litoral. Según la evolución histórica de ésta playa durante los últimos 50 años (Ver capítulo 3.2) la línea de costa de la playa de s'Abanell ha retrocedido de media 22 metros. Sin embargo, en algunos tramos se llegó a perder la totalidad de la playa durante el año 2007, hecho que tuvo consecuencias muy dañinas para el municipio de Blanes. Al final del año 2006, la playa había perdido totalmente su función de protección y se necesitaron algunas actuaciones de emergencia para aliviar los problemas que se generaron.

En noviembre de 2007, la Agencia Catalana del Agua llevó a cabo una regeneración artificial de la parte sur de la playa de s'Abanell con un volumen total de 180.000 m³ de arena repuesta (Fig.3.9). Ésta intervención se catalogó como de "emergencia" ya que se justificó como una actuación para proteger los pozos de captación de agua de la planta desalinizadora de la Tordera y, por lo tanto, no se requirió la realización de un estudio de impacto ambiental previo. La intención principal de la regeneración era restaurar la anchura necesaria en la playa para proteger las infraestructuras (nueve pozos de bombeo de agua salada y una caseta de maquinaria para el bombeo) construidas en el año 2001 en la parte posterior de la playa para captar agua salada para la planta desalinizadora, construida más hacia tierra. En el momento de su construcción, estas infraestructuras se emplazaron a unos 40 metros del mar; seis años después, tenían contacto directo con el mar. El proyecto de regeneración acabó siendo un fracaso ya que los temporales de levante que vinieron en diciembre dejaron esta

parte de la playa otra vez sin su anchura regenerada en menos de un mes. Éste episodio puso los antiguos pozos de captación de agua para la desalinizadora a primera línea de mar, los cuales fueron desmanteladas parcialmente en el año 2014 (Fig.3.9). Después de varios meses de daños considerables en el paseo marítimo y los bajos de los edificios de primera línea de mar, el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino del Gobierno de España realizó otras dos regeneraciones artificiales de playa (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente 2016). En abril de 2008, se regeneró la parte central de la playa con 150.000 m³ de arena y, en agosto de 2009, otros 250.000 m³ se depositaron en la parte norte para restaurar la anchura de playa y alejar las olas del paseo marítimo (Fig.3.9). Durante el período estudiado hubo otras acciones humanas en la zona de influencia del delta (Fig.3.9) como, por ejemplo, la ampliación del puerto de Blanes (2010-2012) que no tuvo ningún efecto nocivo para la playa de s'Abanell y afectó solo a sus inmediaciones, en la playa del centro de Blanes. Así mismo, hubo otras regeneraciones artificiales de playa en la parte sur de la desembocadura del río, en Malgrat de Mar, como por ejemplo en 2015 y 2016, para restaurar y estabilizar la playa. Paralelamente, se han hecho pruebas con otros métodos novedosos, como la construcción de dunas artificiales en la parte posterior de esas playas de Malgrat para proteger, en caso de temporal, a las infraestructuras que hay detrás. Sin embargo, estas actuaciones no se han mostrado del todo efectivas y en 2017 hemos tenido otra regeneración artificial en esa zona.



Figura 3.9: Línea cronológica de acciones humanas en el ecosistema delta de la Tordera durante el período 2007-2016

3.2.3. Evolución de la playa de s'Abanell: datos analizados

3.2.3.1. La anchura de playa

Este estudio se basó en fotografías semanales de la playa de s'Abanell tomadas desde un punto elevado conocido como “*Muntanya de Sant Joan*” (Fig.3.10A). Éste punto está situado a 180 metros sobre el nivel del mar y a 1 quilómetro de distancia del extremo norte de la playa de s'Abanell. Las fotografías se tomaron siempre con la misma cámara, desde el mismo punto y con el mismo zoom y ángulo. Tenemos datos semanales desde 2010 y con menos frecuencia, pero al menos una fotografía al mes, durante el año 2009. Realmente, la monitorización empezó a raíz de las regeneraciones de 2008 y 2009 con el objetivo de evaluar su efectividad. Para el análisis final, hemos medido la anchura de la playa a partir de datos fotográficos en los que el contacto entre mar y tierra (línea de costa) está bien definido; el resto de imágenes donde el oleaje incidente no nos permitía trazar correctamente la línea de costa, han sido descartadas.

Se monitoreó la anchura de playa en seis transectos de playa, distribuidos espacialmente a lo largo de toda la playa de s'Abanell usando un programa de procesado de imágenes, el ImageJ® (Fig.3.10B). Éste proceso incluye la toma de medidas “*in situ*” de cada transecto de playa (Fig.3.10C) para calibrar la metodología de procesado de imágenes con la anchura real de la playa. La calibración nos muestra un error máximo posible de entre +1 y +3 metros en las medidas de anchura por fotografía respecto a las reales. También se tuvo que realizar un pretratamiento de las imágenes para sobreponer los transectos en todas las imágenes obtenidas, el cual se basó en referencias visuales de edificios, muros del paseo marítimo o calles (Fig.3.10D) para cerciorarse de que siempre se mesuraba exactamente en el mismo lugar y con la misma orientación. Éste pretratamiento depende totalmente de la importancia de usar siempre el mismo zoom ya que, en el momento de poner escala en las fotografías, se obtiene una ratio de pixeles/metro (Fig.3.10E), la cual permite medir acuradamente la anchura de playa (Fig.3.10F). Con el objetivo de minimizar el error derivado de la precisión subjetiva aplicada en las medidas, la misma persona se ha encargado de realizar todo el análisis.



Figura 3.10: A) Imagen virtual en 3D de la costa de Blanes (Fuente: Google Earth). B) Fotografía desde el castillo de St. Joan con los transectos estudiados superpuestos; C1-4) Imágenes con distinto zoom para cada uno de los transectos con la medida real de calibración superpuesta; D) Imagen de Julio de 2014 con las referencias visuales (amarillo) y el transecto de referencia (negro); E) Ejemplo de cómo escalar la imagen con el software ImageJ y F) Ejemplo de una nueva medida de anchura de playa (línea amarilla) siguiendo la referencia (negro).

Ya que la anchura de playa se considera un indicador de estado clave para los procesos de gestión de playas (Sardá et al. 2015) hemos diseñado una representación gráfica que ayude a los gestores de playas. Los datos de anchura se representan sobre una capa de 4 colores distintos que cualifican la función de protección de la playa (Buen estado-color verde, anchura mayor de 30m; estado de prealerta-color naranja, entre 26 y 30 metros de anchura; estado de alerta-color rojo, entre 10 y 26 metros; y estado crítico-color negro, menos de 10 metros de anchura). Así pues, 26 metros es la anchura de playa efectiva mínima para que la playa de s'Abanell pueda cumplir su función de protección (Ariza et al. 2010; Valdemoro & Jiménez 2006). Además, se han añadido otras cuatro capas de información adicional para mejorar la representación e interpretación de los resultados:

- a) Capa de estacionalidad de la playa. La línea amarilla separa los años sin estacionalidad, en lo que se refiere a anchura, de aquellos en que la playa muestra una estacionalidad marcada, es decir, la playa tiene un pico superior de anchura en verano y un pico inferior después de los temporales de invierno. Cuando la línea amarilla es discontinua indica que hay un grado de estacionalidad bajo.
- b) Capa de dirección del oleaje. Situada encima de la serie de datos de altura significativa de oleaje mostrando los períodos de levante (oleaje del este) en color negro y los períodos de garbín (oleaje del oeste) en blanco.
- c) Capa de precipitación anual. Situada encima de la serie de datos de precipitación diaria mostrando el total de precipitación anual con un valor numérico, el cual cambia de color en función de si está por encima de la media de todos los años, en la media o por debajo de ésta (verde>600mm; naranja 400mm a 600mm; rojo<400mm).
- d) Capa de tipología de lluvia. Situada también en la serie de datos de precipitación diaria mediante líneas paralelas al eje horizontal que definen los rangos de "lluvia intensa" y "lluvia extraordinaria".

El transecto 6, situado en el extremo sur de la playa de s'Abanell quedó desconectado de la costa, perdiendo todas las referencias, debido a la fuerte erosión que sufrió esa zona. Por lo tanto, éste transecto alcanzó los 0m de anchura en 2012 y, actualmente, se encuentra dentro del mar. Esto hizo imposible mantener el monitoreo de la anchura de playa de este sector a lo largo de los años de monitoreo. Por éste motivo, desarrollamos una nueva metodología para monitorear la evolución de la playa en ésta zona concreta (Fig.3.11). La nueva metodología tiene muchos aspectos comunes con la anterior en lo que respecta a la toma y procesado de los datos (mismas fotografías,

mismo software de análisis, criterios de descarte de imágenes e implicación personal). La diferencia reside en el parámetro monitoreado, en éste caso la superficie de playa.



Figura 3.11: Ejemplo de fotografía utilizada para la nueva metodología de seguimiento de la zona sur de s'Abanell. El área verde corresponde a la medida de superficie relativa de arena que es la variable usada

Lo que hicimos fue medir la superficie de un área de arena que aparece en las fotografías delimitada por el mar y una línea bien definida (Fig.3.11). En ésta metodología no calibramos el área con la real ya que no usamos valores absolutos sino relativos, es decir, comparamos las fotografías tomando como referencia la primera para analizar la tendencia que tiene la zona. Para ello le dimos un valor de 1 a la longitud de la caseta de bombeo de agua con la intención de obtener una escala relativa que permita comparar las imágenes entre ellas.

3.2.3.2. La función de protección de la playa

Para monitorear el cumplimiento de la función de protección de la playa de s'Abanell usamos el Índice Parcial de Protección (IPP) incluido en el *Beach Quality Index* (BQI) (Ariza et al. 2010; Valdemoro & Jiménez 2006). El BQI se formuló hace años para ser usado como una herramienta de cuadro de mando para la gestión moderna de playas (Sardá et al. 2015). En ese sentido, el IPP mide la capacidad de la playa para disipar la energía de las olas y prevenir los daños en los paseos marítimos e instalaciones marítimas. El IPP incluye 3 variables: (I) la anchura de playa efectiva (EBW), que es la distancia entre la línea de costa y las infraestructuras o final de la playa; (II) El "Storm reach" (SR) que es la anchura de playa potencialmente erosionable por un temporal

marítimo de un concreto período de retorno; y (III) La anchura mínima de playa (MBW) que es la anchura mínima de playa efectiva necesaria después del temporal para poder seguir cumpliendo la función de protección. La IPP se calcula en base a las siguientes formulas:

$$IPP1 = \frac{EBW}{SR} + MBW \qquad IPP = \frac{L(IPP1 > 1)}{Ltotal}$$

Donde IPP1 es el Índice Parcial de Protección de un punto o transecto particular de la playa; IPP el Índice Parcial de Protección para toda la playa; L (IPP1 > 1) la longitud de playa en que el valor de IPP1 es 1 o mayor; y Ltotal la longitud total de la playa. Cálculos previos existentes nos permitieron saber que la función de protección de la playa de s'Abanell requiere un mínimo de anchura de playa de 26 metros (Ariza et al. 2010).

3.2.3.3. Datos pluviométricos

Los datos pluviométricos utilizados provienen de la estación meteorológica de Malgrat de Mar gestionada por el Servicio Meteorológico de Cataluña (Meteocat-XEMA). Los datos de lluvia diaria acumulada entre 2009 y 2016 nos han permitido obtener la precipitación total anual. A pesar de que la estación de Malgrat de Mar está situada en la costa y, a priori, no sería la mejor para determinar datos de cuenca, se da la casuística que la cuenca de la Tordera, al ser relativamente pequeña, no presenta grandes variaciones de pluviometría entre la costa y el resto de la cuenca, a pesar de que en la costa sean menores en cuanto a cantidad de lluvia anual. Además, era la única estación con datos suficientemente antiguos como para poder comparar los datos actuales con registros históricos para definir el régimen pluviométrico medio de la cuenca.

3.2.3.4. Dinámica de playa y oleaje

Los datos de oleaje proceden del punto 2118140 de la red SIMAR de la agencia estatal española de Puertos del Estado (Puertos del Estado 2016). Éstos datos se obtienen a partir de un modelo de predicción numérico, el modelo WAM (TW Group 1988), con una cadencia temporal de 1 hora basado en la red de boyas REDEXT, la red de mareógrafos REDMAR y datos direccionales de viento (Puertos del Estado 2016). En definitiva, estas series de datos de altura de ola significativa y dirección de oleaje, ideales para determinar regímenes de oleaje, se compilaron en una base de datos de Microsoft Excel para su uso posterior.

La relación entre la dinámica de erosión/acreción con las avenidas fluviales, las aperturas de la desembocadura y el oleaje se estudiaron al detalle desde noviembre de 2015 hasta diciembre de 2016. Los datos se han representado en un estilo de diseño

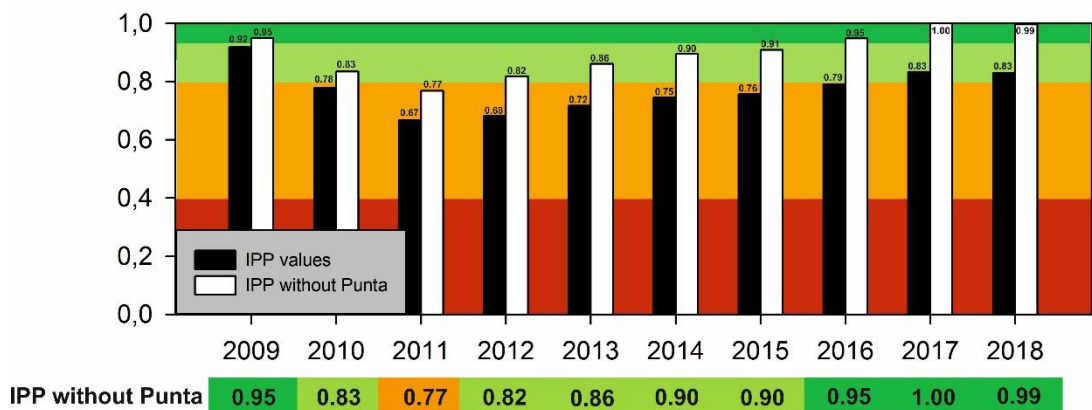
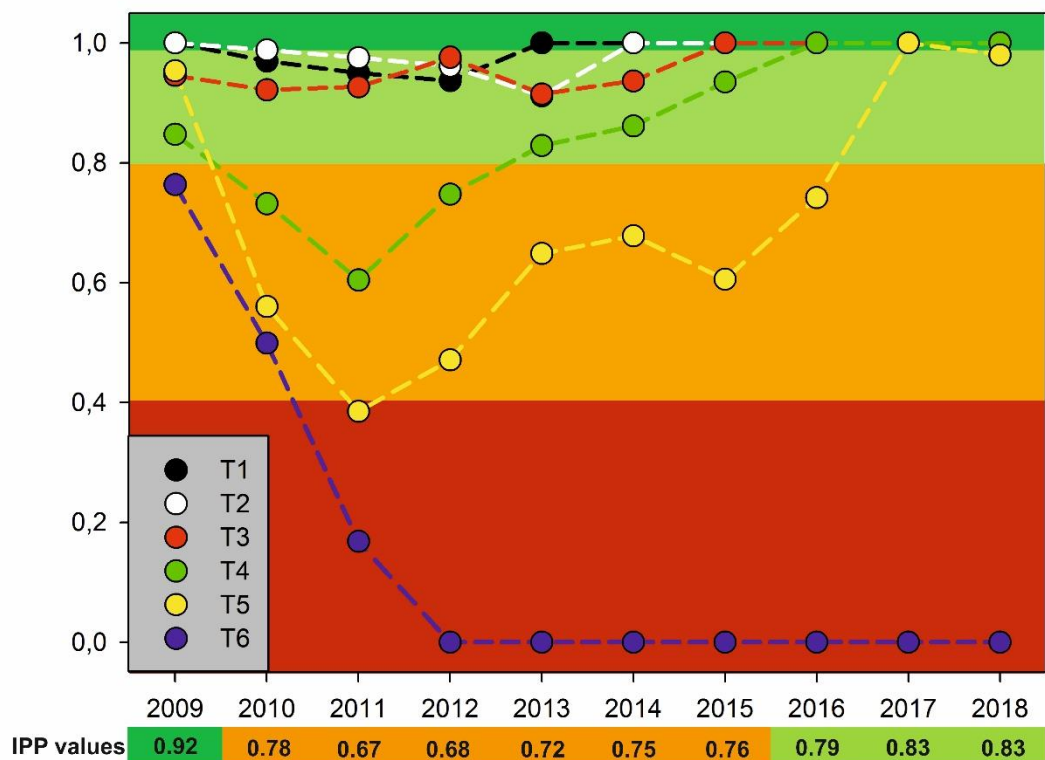
gráfico pensado para ser usado en procesos de gestión. Así pues, la anchura de los 5 transectos de playa se correlacionó con las distintas avenidas fluviales que puede haber en el delta:

- a) Tipo 1-C₁ caudal > 20 m³/s
- b) Tipo 2-C₂ caudal entre 20 y 5 m³/s
- c) Tipo 3-C₃ caudal < 5 m³/s

Además, también se correlacionaron con las aperturas de la desembocadura del río, donde se muestra en verde esos períodos en los que está abierta. Las aperturas se han monitoreado mediante una observación semanal de manera presencial y con la toma de una fotografía de testigo. Así pues, se trata de una serie de datos bimodal (Sí o No) en función del estado de la desembocadura. Finalmente, todo ello se coloca sobre un fondo que puede ser azul oscuro, en caso de acreción en la playa, o azul claro, en caso de erosión. Además, se añade información sobre el oleaje en cada momento, representado el oleaje de levante con color marrón y el de garbín con color blanco.

3.2.4. Resultados

La playa de s'Abanell muestra evoluciones diferenciadas en función de sus distintas áreas durante la última década, es decir, la playa no responde de la misma manera en su totalidad, sino que se observan diferencias según la zona de la playa (norte, centro o sur). Mientras en las zonas norte y centro la playa ha mostrado una tendencia a la mejoría, la parte de la playa más próxima a la desembocadura del río Tordera ha continuado con su tendencia a retroceder. El gráfico superior de la figura 3.12 muestra la evolución anual del Índice de Protección de Playas (IPP) para cada uno de los 6 transectos de playa analizados. Exceptuando el transecto 6, todos los otros han mostrado una mejora progresiva en su IPP que va ligado al proceso de acreción que han experimentado estas zonas de la playa en los últimos 10 años. En cambio, el transecto 6 quedó en 0 m en 2012 y, desde entonces, ese punto se encuentra bajo el agua del mar. Por otro lado, el gráfico inferior de la figura 65 muestra, separadamente, el IPP de toda la playa (color negro) y el de las partes norte y centro (transectos 1 a 5, color blanco). A finales de 2016, tres cuartas partes de la playa de s'Abanell tenían una anchura superior a 26 metros y, por lo tanto, cumplían con su función de protección frente a condiciones de temporal marítimo. Además, si nos fijamos en los 2 últimos años de muestreo (2017-2018) se observa que toda la playa de s'Abanell, a excepción de la zona de la desembocadura del río (T6), ya cumple con dicha función de protección al tener más de 26 m de anchura de playa efectiva.



*** During 2009, beach regenerations were done on this area**

Figura 3.12: Evolución del Índice de Protección de Playas (IPP) en la playa de s'Abanell. Arriba: IPP anual para cada uno de los transectos diseñados; y abajo: Comparación entre el valor del IPP para la playa entera (barras negras) con el valor de IPP de las partes norte y centro (Transectos 1 a 5, barras blancas)

La mejoría en las condiciones de la playa no se produjo de forma homogénea. La evolución semanal de los transectos de las partes norte y central, mostrada en la figura 3.13, indica que la recuperación empezó en el extremo norte y se desplazó hacia el sur con el tiempo. A pesar de que la mejoría es clara, la situación de la playa se mantiene en un estado de prealerta en toda su extensión.

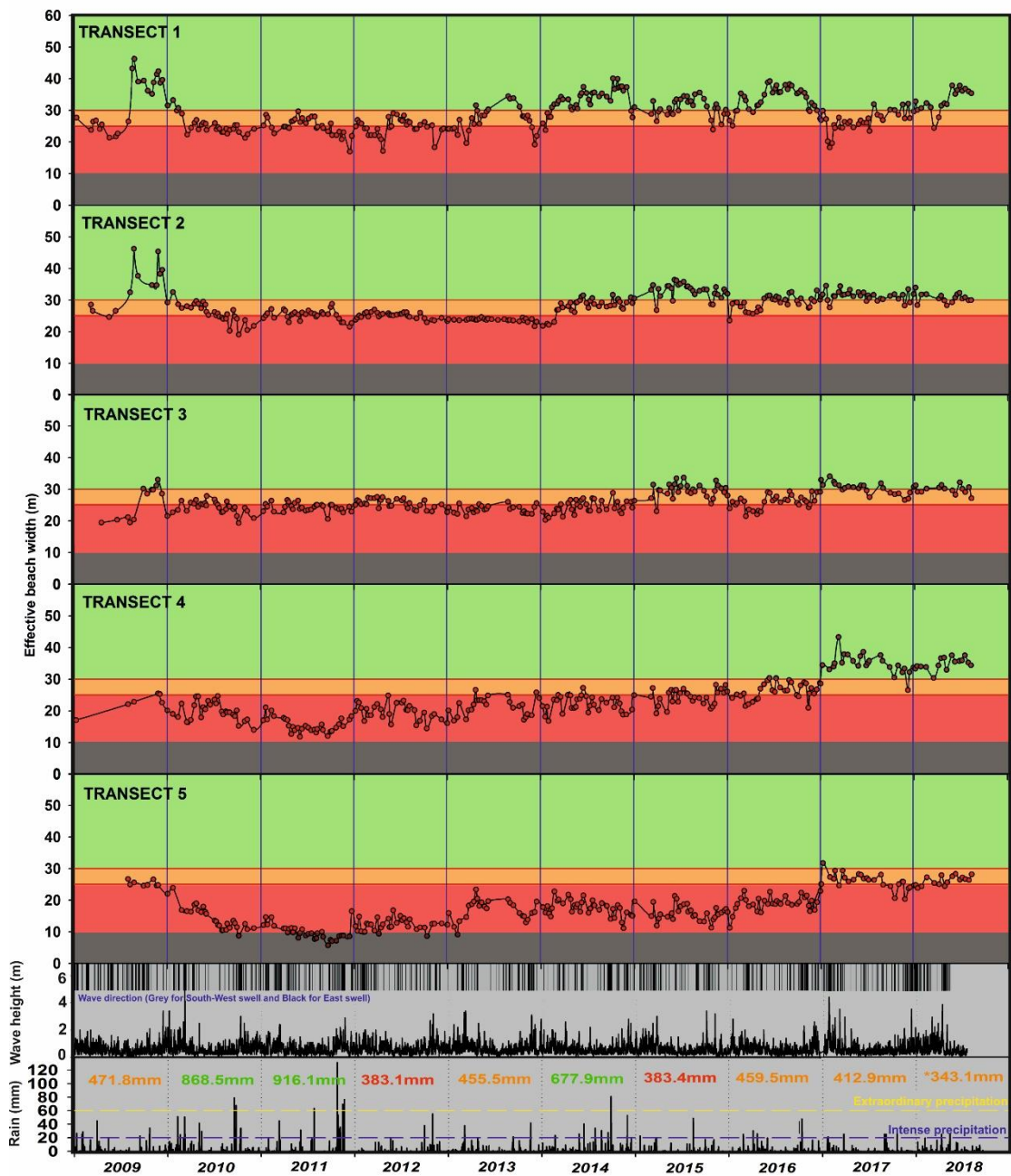


Figura 3.13: Correlación temporal entre la anchura de playa, la dirección e intensidad del oleaje y la pluviometría durante el período 2009-2016. Arriba: Series temporales de anchura de playa con información sobre la función de protección (Verde=Bien; Naranja=Prealerta; Rojo=Alerta y Negro=Crítico); Medio: Serie temporal de altura significativa de ola y dirección del oleaje (negro para levante y gris para garbín); Abajo: Serie temporal de lluvia diaria con información sobre la precipitación anual (Verde=por encima de la media; Naranja=en la media y Rojo=Por debajo de la media) y sobre la tipología de la lluvia (líneas amarilla y azul)

Las avenidas fluviales y el oleaje son los dos factores más determinantes para los procesos de erosión/acreción. Sin embargo, debido a la gran cantidad de agua que se extrae del acuífero de la Tordera, las avenidas fluviales no pueden ser correlacionadas con las lluvias de la cuenca. Desde junio hasta noviembre, en un año normal, la mayoría

de agua de lluvia canalizada por el río no llega al mar porque se infiltra cuando cruza la llanura deltaica para rellenar el acuífero.

Pocos meses antes de las últimas 3 regeneraciones artificiales de playa, tuvimos los peores temporales de invierno de la última década (Durán et al. 2016). Fueron episodios de temporal con olas que llegaron a exceder los 4 m de altura significativa media y que golpearon la playa de s'Abanell provocando una erosión acentuada. Al mismo tiempo hubo importantes episodios de lluvia, sin embargo, los aportes sedimentarios se fueron hacia el sur (Malgrat de Mar) debido a la predominancia del oleaje de levante.

Durante los dos siguientes años (2011-2012) la playa muestra un equilibrio en todos los transectos estudiados con oscilaciones anuales de anchura casi inexistentes (Fig.3.13). En otoño de 2011, hubo un episodio de lluvias de hasta 130 mm/día combinado con un oleaje importante de garbín el cual parecía que definía las condiciones perfectas para una gran aportación de arena en las playas del norte. Sin embargo, debido a que fue un episodio post-verano, la lluvia sirvió únicamente para rellenar un acuífero con muy bajo nivel después de la temporada de verano y muy pocos sedimentos fluviales llegaron a las playas. Por éste motivo, sólo los transectos 4 y 5, los más próximos a la desembocadura, experimentaron un incremento de la anchura de playa, mientras que en la zona norte (T1, T2 y T3) continuaron estables, e incluso el extremo norte de la playa empezó a mostrar cierto grado de estacionalidad.

Durante los siguientes dos años (2013-2014) hubo un largo episodio de sequía combinado con predominancia extraordinaria de las calmas, en términos de temporales marítimos. Los temporales de levante redujeron su frecuencia, intensidad y duración, reduciendo así el potencial erosivo. Sin embargo, debido a la sequía, los aportes sedimentarios del río también se redujeron ya que la lluvia anual acumulada se situó en 300-400 mm/año, muy por debajo de los 600mm de media de la cuenca. Aun así, se empezó a notar un incremento generalizado de la anchura de playa y cierta estacionalidad en toda la parte norte de la playa de s'Abanell. Después de éstos dos años y a pesar de algunos episodios de temporales de levante, la anchura de playa siguió creciendo debido a la recuperación de la funcionalidad (verde en los gráficos) y se prolongó hasta el final del monitoreo en verano de 2018.

Destaca que, a partir de 2017, los transectos T1-T2-T3-T4 ya muestran una anchura de playa suficiente para cumplir con la función de protección (ver áreas verdes fig.3.13) e incluso el extremo sur (T5) ha experimentado una mejoría que muestra una tendencia clara hacia la recuperación de la anchura de playa, la cual se sitúa alrededor de esos 26 metros necesarios. Todo esto adquiere especial consideración cuando tenemos en

cuenta que en el invierno de 2016/2017 hubo un temporal de levante muy fuerte en la zona (clase IV). Sin embargo, a pesar de que el T1 llegó a perder mucha anchura de playa durante el temporal, ésta se recuperó en pocas semanas y siguió su tendencia a la mejoría, llegando a lo largo de los meses posteriores a anchuras superiores a las previas del temporal. Los demás transectos respondieron de forma efectiva disipando la energía del temporal y protegiendo la costa sin sufrir una gran erosión y manteniendo su tendencia al crecimiento. Así pues, a falta de un temporal de clase V, la playa de s'Abanell en toda su extensión ya es capaz de proteger la costa de temporales extremos de clase IV. Luego, en el invierno de 2017/2018, también hubo episodios de temporales de levante que, a pesar de no ser extremos, fueron muy frecuentes y causaron importantes daños en otras zonas del delta. Sin embargo, la playa de s'Abanell cumplió con su función de protección en su totalidad además de recuperar instantáneamente la anchura perdida en dichos temporales y, por lo tanto, siguiendo con su tendencia al crecimiento de la anchura de playa.

Más allá de la dinámica de oleaje, los episodios de acreción en las playas están relacionados directamente con las aperturas de la desembocadura del río y sus descargas hacia mar (el color verde de las aperturas se correlaciona con el azul fuerte de acreción en la Fig.3.14). Se observan 2 patrones bien diferenciados para la playa de s'Abanell, uno en los transectos de la parte norte (1 a 3) y otro para los de la parte central (4 y 5). Para las avenidas del tipo C₁ observamos que la respuesta de la playa es inmediata, cómo ocurrió en octubre de 2015 (Fig.3.13), mientras que las de tipo C₂ y C₃ la respuesta se retrasa un poco. En la figura 67 vemos que los aportes sedimentarios de las crecidas C₁ (octubre 2016) y C₂-C₃ (invierno 2016) viajaron de sur a norte debido a la predominancia de oleaje de garbín durante las estaciones de primavera y verano de 2017 para, finalmente, ser depositadas en la playa de s'Abanell. Por otro lado, también vemos que los períodos de erosión ligados a temporales están concentrados en momentos en que la desembocadura se cierra.

La parte sur de s'Abanell, contrariamente a lo que hemos visto en el resto de la playa, ha seguido con una tendencia erosiva muy marcada. Desde 2009 a 2016, la superficie de playa en la zona de la desembocadura se ha reducido un 36,6% (Fig.3.15). La mayoría del retroceso se experimentó en el período 2009-2010 y después de 2015, mientras que en el período 2011-2014, caracterizado como un período de calmas extraordinarias, se observa cierta estabilidad en la superficie emergida de la zona. Además, no se ha observado en ningún momento estacionalidad, más allá de las eventuales crecidas de superficie puntuales en momentos de crecida fluvial con gran aportación de sedimentos al mar.

En cuanto a la estacionalidad que se ha comentado anteriormente, se analizará para los transectos 1 a 5. La figura 3.16 compara datos de las condiciones de anchura media en verano (junio a septiembre) con las de invierno (diciembre a marzo), así como los valores máximos y mínimos de anchura en ambos períodos. Como se ha comentado anteriormente, los datos muestran una tendencia general al crecimiento de la anchura de playa en todos los transectos estudiados, siendo el T1 el mejor ejemplo de todos. Además, el T1 presenta un patrón de divergencia mucho claro entre verano e invierno, una clara señal de estacionalidad. Por otro lado, los transectos 2, 3 y 4 muestran un patrón de divergencia similar pero que aparece mucho más tarde y con un rango de divergencia mucho menor (Fig.3.16). Finalmente, el T5 aún no ha mostrado signos de estacionalidad. Al finalizar el año 2016, la anchura de playa en el extremo norte de la playa de s'Abanell era la mayor registrada en éste siglo, excluyendo los meses que siguieron la regeneración artificial de playa que dotó a la playa del equilibrio necesario para iniciar su estabilización y/o recuperación.

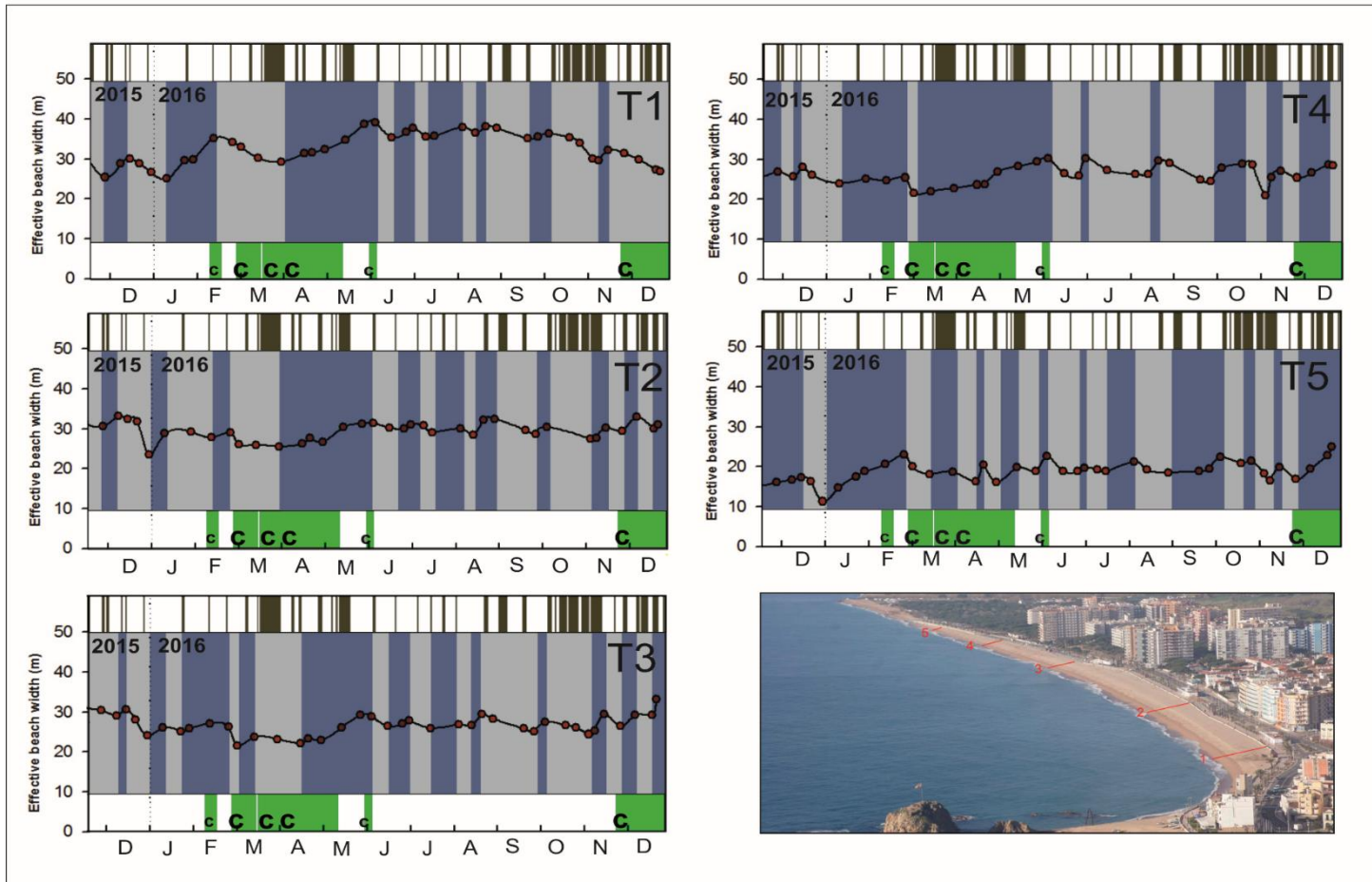


Figura 3.14: Correlación de 12 meses entre la anchura de playa, la dirección del oleaje y las aperturas de la desembocadura del río Tordera. Cada gráfica se ordena de la siguiente manera: Arriba: Series temporales de dirección del oleaje (marrón para levante y blanco para garbín); Medio: Series temporales de anchura de playa con los episodios de crecimientos marcados en azul fuerte; y abajo: Serie temporal de las aperturas de la desembocadura (aperturas en verde) con información sobre la tipología de las crecidas fluviales (a mayor tamaño de la “C” mayor es la avenida en intensidad).



Figura 3.15: Arriba: Evolución de la superficie de playa en la desembocadura de la Tordera entre los años 2009 y 2016. Las barras amarillas muestran las medias mensuales de superficie de playa y los puntos rojos las medias anuales. A la derecha se muestra la pérdida de porcentaje de superficie de playa entre 2009 y 2016 en base a la media anual (rojo) y mensual (azul). Abajo: Evolución de la distancia entre la caseta de bombeo y el mar entre los años 2009 y 2016. Las barras amarillas muestran las medias mensuales y los puntos rojos las medias anuales. A la derecha se muestra la pérdida de distancia en base a la media anual (rojo) y mensual (azul).

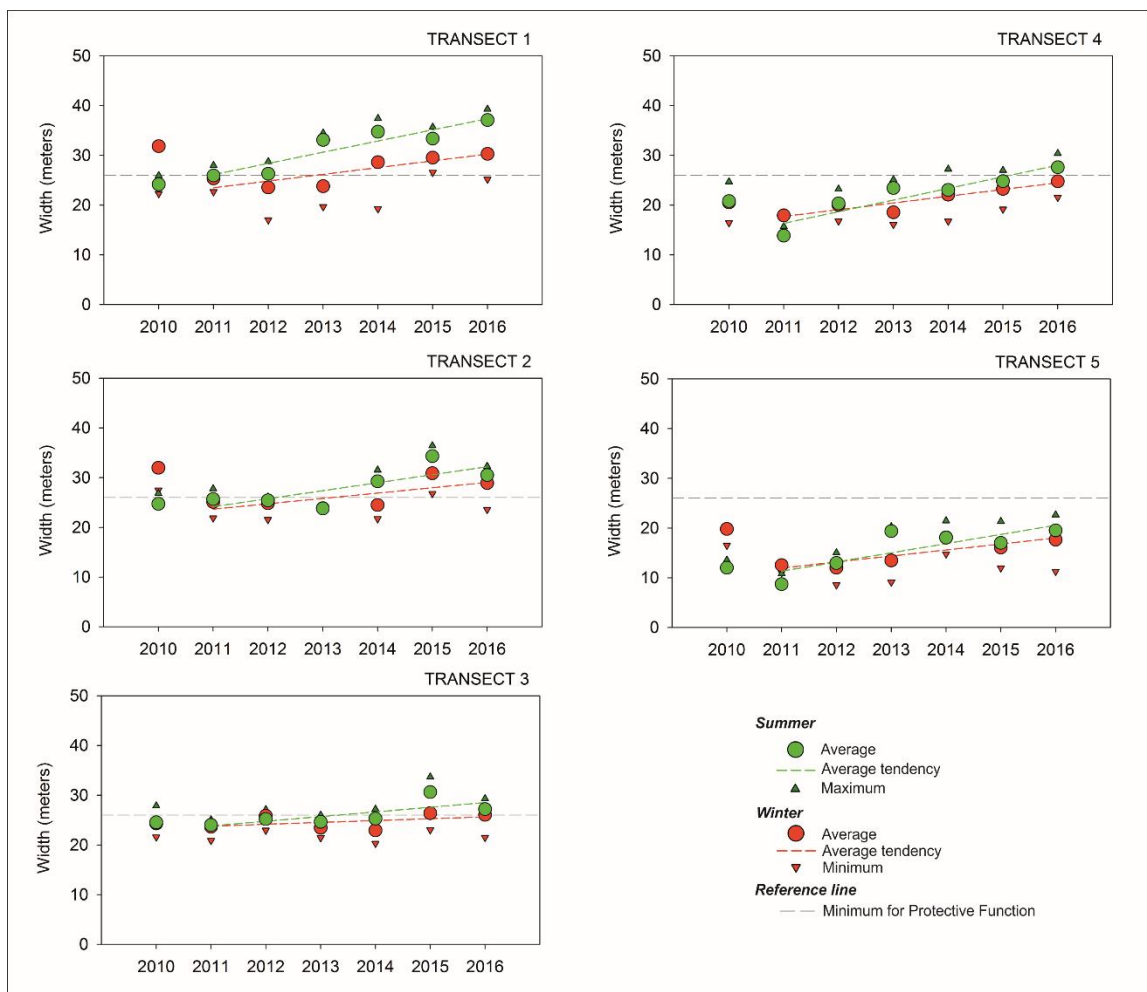


Figura 3.16: Comparación entre las medias anuales en verano vs medias anuales en invierno de los distintos transectos de la playa de s'Abanell donde se muestran también los mínimos y máximos de la anchura de playa en esos períodos.

3.2.5. Discusión

Las zonas deltaicas están ampliamente reconocidas como extremadamente vulnerables a las fuerzas naturales, así como al estrés impuesto por las acciones/modificaciones humanas (Nicholls et al. 2007). Evidentemente, el delta de la Tordera y su brazo norte, la playa de s'Abanell, no se escapan de ésta tendencia global. Debido a múltiples factores, el fenómeno de erosión costera ha conducido a la playa de s'Abanell a un retroceso generalizado. A lo largo de los años, la playa ha visto como su principal fuente de aportes sedimentarios se reducía debido a la extracción de agua y sedimentos de la cuenca fluvial del río Tordera, a la extracción directa de sedimentos de su parte sumergida como consecuencia de los dragados submarinos (grandes cantidades de arena se extrajeron para regenerar otras playas) y a la creciente urbanización debido a la expansión de los municipios de la zona. Éstos hechos, entre otros, redujeron la capacidad de la playa de absorber las fuerzas naturales y eliminaron la capacidad de

regenerarse naturalmente (ver capítulo 3.2). Durante el período 2006-2007 la playa de s'Abanell llegó a una situación crítica en la cual había perdido toda la arena en varios tramos de playa, hecho que llevó a la ejecución de un gran proyecto de regeneración artificial de playa en tres fases que finalizó en verano de 2009. Después de las regeneraciones, debido al principio de equilibrio de playa (Sánchez-Arcilla & Jiménez 1995), parte del material usado en la regeneración se desplazó hacia el mar para rellenar las “fosas” submarinas que habían dejado los dragados de los años 90 en el perfil sumergido de la playa, el cual se estabilizó y permitió reducir, e incluso parar, la erosión de la parte emergida. Una vez que todas las presiones ejercidas en la playa se terminaron, los gestores pensaron que los sedimentos sumergidos habrían recuperado lo suficiente los perfiles de playa como para facilitar nuevamente una evolución costera normal si los sedimentos regresaban a la costa y conseguir así un nuevo perfil estable para la playa.

Al final del período estudiado, las partes norte y centro de la playa incrementaron su anchura con un crecimiento absoluto medio de entre 15 y 20 metros en la parte norte (T1-T2-T3) y 10 metros en la parte central (T4-T5). Sin embargo, la mejoría observada debe ser considerada como parcial e incompleta. Parcial porque la recuperación ha sido distinta a lo largo de la playa, siendo mayor en el norte que en el sur, e incompleta porque la mayoría de transectos controlados se encuentran aún por debajo, o en el límite, de los 26 metros requeridos para que la playa cumpla su función de protección para los temporales de 10 años de período de retorno (Ariza et al. 2010) según los cálculos hechos a partir del modelo Sbeach (Larson & Kraus 1989). Hay que tener en cuenta también que ésta tendencia positiva viene favorecida por el hecho que, durante el período de monitoreo (2009-2016), no ha habido ningún temporal extremo en la región, los efectos de los cuales podrían ser muy negativos para la playa (Durán et al. 2016; Mendoza & Jiménez 2008). Por otro lado, en el extremo sur de s'Abanell, en la desembocadura del río Tordera, hay una situación totalmente opuesta a la comentada anteriormente ya que ha seguido experimentando un fuerte retroceso y perdiendo alrededor del 36% de su superficie. Por ésta razón, hacen falta más acciones de renaturalización para aliviar las presiones que aún se ejercen al sistema y que dificultan el reparto de sedimentos hacia s'Abanell y, sobretodo, en las zonas adyacentes a la desembocadura. Un ejemplo sería la eliminación de los cimientos y la escollera de protección de la caseta de bombeo abandonada del sistema de captación de agua inicial usado por la desalinizadora de la Tordera, la cual sigue dificultando enormemente el aporte hacia el norte (s'Abanell).

La evolución natural de una playa a lo largo de un año sigue una secuencia de diferentes situaciones: erosión, acreción, oscilaciones y fases estables (Santás & de la Peña 2009). En ese sentido, cabe esperar que una playa presente una anchura mayor debido a un perfil de estabilidad en verano, y una anchura menor debido al perfil de temporal en invierno, siguiendo así la dinámica de oleaje típica de la zona (Marcomini et al. 2007). Otro aspecto que se debe destacar es la aparición de la oscilación climática en la playa de s'Abanell, relacionada con factores meteorológicos. Junto a la a la estacionalidad de la playa, éstas oscilaciones podrían ser una señal inequívoca de que la playa presenta unas condiciones más naturales. En s'Abanell, la anchura mínima de playa para la función de protección es de 26 m (Valdemoro & Jiménez 2006) lo que significa que ese debería ser el mínimo invernal. Por desgracia, todavía hoy muchas oficinas gubernamentales que consideran que, en los entornos urbanos afectados por el desarrollo de la zona costera, la playa sólo debe estar en equilibrio en verano y debe gestionarse exclusivamente en vista de su uso público. Sin embargo, de lo observado en este trabajo, concluimos que para conseguir una mejor gestión de la playa de S'Abanell se debe conseguir un enfoque de gestión basado en todo el ecosistema (Sardá et al. 2015) y se debe tener como objetivo mantener esos 26 m en condiciones de invierno, además de gestionarse en vista de sus tres funciones principales: la Natural, la Recreativa y la de Protección (Sardá et al. 2012).

Nuestro análisis de series de datos temporales también encontró una correlación positiva entre las avenidas fluviales (cuando coinciden con la boca del río abierta) y el aumento de la anchura de playa en las partes norte y central de s'Abanell. Ésta es una clara indicación de que los aportes sedimentarios del río fueron la principal fuente de sedimentos para la playa y, por lo tanto, la apertura de la desembocadura del río es un factor crítico. Así pues, para aliviar y mejorar el proceso de erosión/acreción y restablecer el equilibrio de sedimentos en s'Abanell, el trabajo inicial y prioritario debe centrarse en la desembocadura del río. En definitiva, como los aportes sedimentarios dependen del flujo de agua y éste es altamente dependiente del estado de los acuíferos del delta, se deben buscar soluciones basadas en la gestión integrada y en la gestión por ecosistemas con el objetivo de aumentar la resiliencia costera.

Otros aspectos que podrían explicar los cambios experimentados en la dinámica costera serían los relacionados con el cambio climático global. Sin embargo, no observamos cambios significantes ni en el régimen de oleaje ni en las precipitaciones durante los últimos 60 años (Martin-Vide 2017), más allá de los relacionados con la ciclicidad típica del clima mediterráneo, el cual alterna períodos de grandes tormentas y fuertes lluvias con otros de calmas con poca lluvia.

Durante la última década, la playa de s'Abanell evidenció una tendencia a mejorar sus condiciones físicas, un hecho claramente relacionado con las regeneraciones artificiales de playa y la eliminación de algunas acciones perjudiciales, tanto en el ámbito fluvial como en la propia playa. Muchas de las presiones negativas que se ejercieron al sistema durante los últimos 60 años (Ver capítulo 3.2) fueron eliminadas. En este sentido, no se han hecho más dragados submarinos, se ha prohibido la extracción de áridos del lecho del río, se han eliminado algunas infraestructuras innecesarias como los pozos de la planta desalinizadora y se ha evitado realizar más modificaciones a la cuenca fluvial. Todo ello ha conducido a la restauración de un cierto grado de naturalidad al sistema. Si esas actividades perjudiciales terminan su influencia en la región, podremos adoptar un enfoque a largo plazo para mejorar la naturalidad del sistema, con la intención de restablecer el equilibrio de sedimentos y proporcionar espacio para los procesos costeros (Salman et al. 2004). En éste momento hay dos aspectos a tomar en consideración; por un lado, hace falta establecer las condiciones regionales necesarias para la restauración del sistema costero, basado en la recuperación de las tasas de transporte de sedimentos del río hacia mar para lo cual hay que recuperar el caudal ecológico del río para favorecer el transporte de sedimento. Y, por otro lado, debemos mejorar y fomentar el dialogo entre las partes interesadas a nivel regional para desarrollar una estructura efectiva de gobernanza que funcione como esquema de una gestión integrada de la zona costera, siguiendo los principios de una gestión basada en el ecosistema (Sardá et al. 2015). En ese sentido, durante los últimos años y con el objetivo de responder de forma proactiva a la erosión costera, hemos establecido, juntamente con otros agentes regionales, lo que se llama la "Taula de la Tordera" (mesa redonda de la Tordera) con la intención de crear una estructura de gobierno que se ocupe del problema, adoptando un enfoque a largo plazo y más planificado que el actual.

3.2.6. Conclusiones

Después de las regeneraciones artificiales de playa realizadas en s'Abanell durante el período 2007-2009, observamos una tendencia generalizada a recuperar la funcionalidad de la playa en sus partes norte y centro. Sin embargo, no ocurre lo mismo en la parte sur donde la situación es aún crítica, siendo muy necesarias las estructuras de defensa rígidas para evitar grandes retrocesos. Nuestra serie de datos temporales también ha servido para identificar áreas donde queda comprometida la resiliencia de la costa. En ese sentido, hemos identificado la apertura de la desembocadura como un factor determinante para mejorar el balance erosión/acreción de la playa de s'Abanell. Éste hecho depende en mayor parte de la situación en la que se encuentre el acuífero de la Baja Tordera. Así pues, se debe trabajar en éste ámbito para explorar cómo podríamos mejorar el estado del acuífero para que facilite la apertura de la desembocadura del río, lo cual permitiría recuperar el transporte de sedimentos hacia mar. En definitiva, debemos trabajar en la línea de que, para la recuperación de nuestras playas, hace falta recuperar la funcionalidad de la desembocadura del río Tordera a la vez que se recuperan las tasas de transporte del propio río, es decir, es fundamental seguir una gestión que integre todos los sistemas que forman el ecosistema físico del Delta de la Tordera, siguiendo así los principios de la gestión basada en el conjunto de los ecosistemas.

3.3. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO DEL DELTA DE LA TORDERA ENTRE LOS AÑOS 50 Y LA ACTUALIDAD (1956-2018)

3.3.1. Introducción

Con la intención de complementar y ampliar el estudio de la evolución histórica del delta de la Tordera, la realización de un análisis de los cambios en los usos del suelo es indispensable para entender las presiones a las que está sometido un ecosistema deltaico como éste.

Los cambios en los usos del suelo han demostrado ser uno de los elementos clave en la evolución de un ecosistema (Ludevid 1995; Turner et al. 1993; Turner 1989; Turner 1987), hasta tal punto que la gestión de dichos usos se considera uno de los puntos clave para la implementación de los principios de la Gestión Integrada. Evidentemente, las zonas costeras, a menudo muy pobladas y con un uso del suelo muy intensivo (González Bernáldez 1981), no escapan a ésta afirmación. Además, las zonas deltaicas, suelen ser puntos de encuentro entre una gran cantidad de usos del suelo, donde existe una “lucha” de terreno entre el uso puramente urbano, el uso económico (agricultura, ganadería, industria,) y el uso natural. Así pues, el equilibrio entre dichos usos será determinante para la evolución futura de un espacio deltaico como el delta de la Tordera.

Hay que recordar que algunas de las transformaciones y alteraciones producidas en el delta de la Tordera son anteriores a los años 50 del siglo pasado (especialmente entre los años 20 y 40) coincidiendo con el desarrollo agrícola, industrial y urbano del país, anterior a la guerra civil española, y con los primeros años de postguerra, en los cuales se intensifica la producción agrícola. Coincidiendo con estos dos periodos, el delta sufre una gran transformación, pasando de un espacio mayoritariamente natural (donde las actividades humanas que en él se desarrollaban dependían de las características geomorfológicas y climáticas) a un espacio mayoritariamente antrópico (donde se transforma el territorio para adaptarlo a las actividades humanas). Parte de las infraestructuras hidráulicas (canales, motas, desguaces...) y gran parte de los nuevos asentamientos periurbanos y de las principales vías de comunicación coinciden también con este periodo. El delta resultante, y que se refleja en este trabajo (años 50), es ya un delta transformado (Serra & Pintó 2005) pero que mantiene un elevado grado de naturalidad y funcionalidad, el cual determina tanto la biodiversidad como la dinámica sedimentaria que se pretende conservar o restaurar.

En éste apartado, analizaremos cómo han cambiado los usos del suelo en el delta de la Tordera desde 1956 hasta 2018 con el objetivo de observar la tendencia de éstos 60

años, en cuanto a cambios de usos de la cubierta superficial se refiere. Además, podremos llegar a relacionar el aumento o reducción de un uso en concreto con su problemática asociada en términos de ecosistema delta. Como objetivo complementario, se persigue el desarrollo de estructuras de análisis dentro del entorno de los Sistemas de Información Geográfica para elaborar un método de análisis cartográfico que permita la evaluación espacio-temporal de los usos del suelo.

3.3.2. Metodología

3.3.2.1. Concepto de uso del suelo

El concepto de uso del suelo hace referencia a qué tipo de cubierta superficial tiene una zona del territorio, ya sea natural o antrópica. Existen multitud de distintos usos del suelo, los cuales se agrupan en distintas tipologías, según la clasificación realizada por Martí (2005):

- Espacios con vegetación espontánea
- Espacios agrícolas
- Espacios asociados a morfologías litorales y láminas de agua
- Espacios artificializados

Sin embargo, creemos que, para nuestro caso de estudio, se deben definir mejor estas tipologías y, sobretudo, separar los espacios asociados a morfologías litorales de las láminas de agua. Así pues, agrupamos nuestros usos del suelo según la siguiente clasificación modificada de la de Martí (2005):

- Espacios con vegetación espontánea mediterránea
- Espacios agrícolas
- Espacios con vegetación espontánea fluvial
- Espacios con vegetación espontánea o hábitats singulares asociados a morfologías litorales
- Espacios urbanizados

Cada tipología incluye todos aquellos usos del suelo con un carácter parecido y/o relacionable en lo que se refiere a tipo de suelo en general. Debido a la gran cantidad de usos del suelo que existen, en primer lugar, necesitamos identificar aquellos usos que hay en nuestra zona de estudio.

3.3.2.2. Definición de los usos del suelo y grupos de hábitats identificados en el delta de la Tordera

A continuación, se listan y definen cada uno de los usos del suelo en ecosistemas (subsistemas del ecosistema delta de la Tordera) o grupos de hábitats previamente identificados en el delta de la Tordera, agrupados por tipología de suelo, para su posterior cartografía mediante un SIG, entendiendo espacio como un área sobre el terreno:

- Espacios con vegetación espontánea mediterránea
 - Bosques mediterráneos
 - Herbazales y matorrales
 - Aeródromo
- Espacios agrícolas
 - Campos de regadío y huertas
 - Campos de secano
 - Plantaciones lineales
 - Invernaderos y viveros
 - Otros
- Espacios con vegetación espontánea fluvial
 - Río y rieras
 - Zonas húmedas
- Espacios con vegetación espontánea o hábitats singulares asociados a morfologías litorales
 - Playa seca
 - Arenales con vegetación psamófila
 - Playa sumergida
 - Frente deltaico
 - Hábitats singulares naturales
 - Hábitat singular: Puerto
 - Escolleras
- Espacios urbanizados
 - Zona urbana
 - Campings

A continuación, se muestra una breve descripción de cada uno de los usos del suelo o grupos de hábitats presentes en el delta de la Tordera junto con el listado de hábitats con el nombre y código que podemos encontrar en la Lista de hábitats de Catalunya

(LHC) del Departamento de Medioambiente y Sostenibilidad de la Generalitat de Catalunya:

Bosques Mediterráneos

Son todas las masas forestales presentes en el delta no dependientes de los cursos fluviales ni de las zonas húmedas. Normalmente se encuentran en pequeñas colinas o elevaciones del terreno. Suelen ser terrenos poco homogéneos en cuanto a cobertura vegetal, con distintos estados de conservación y, a menudo, en combinación con otros hábitats, pero claramente dominados por los siguientes:

32.142 *Maquias o matorrales con pinos piñoneros (Pinus pinea) dispersos*

41714 *Bosques de robles (Quercus pubescens, Q. x cerríoides), a menudo con encinas (Q. ilex), de tierra baja*

45.2162+ *Alcornocales con sotobosque de matorral acidófilo, del extremo oriental de los Pirineos y de los territorios ruscínico y catalanídico septentrional*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Lagarto ocelado (*Timon lepidus*), la Encina (*Quercus ilex*), el Alcornoque (*Quercus suber*), el brezo ceniciento (*Erica cinerea*) y el Roble (*Quercus pubescens*).

Herbazales y matorrales

Son todas las comunidades vegetales no forestales presentes en el delta no dependientes de los cursos fluviales ni de las zonas húmedas que se encuentran sobre terrenos no inundables o elevados. No se establece ninguna distinción entre origen, estado de conservación o uso actual, indicándose únicamente que hay una dominancia de estas comunidades vegetales sobre el resto de comunidades consideradas en este mapa. Por lo tanto, a pesar de que podemos encontrar herbazales y matorrales en cualquier rincón del delta, sólo consideramos esos espacios donde dominan con claridad sobre el resto de hábitats. Los principales hábitats de estos espacios son:

34.36 *Fenarales (prados de Brachypodium phoenicoides), con Euphorbia serrata, Galium lucidum (Galium blanca) ..., xeromesófilos, de suelos profundos de tierra baja y de la baja montaña mediterránea*

34.37+ *Prados o comunidades de Plantago albicans, de suelos arcillosos secos de tierra baja*

34.511 *Pastizales secos de lastón (prados secos de Brachypodium retusum) con terófitos, calcícolas, de tierra baja*

35.32+ *Pastizales secos de lastón (prados secos de Brachypodium retusum), con terófitos, silícícolas, de tierra baja*

34.6321+ Prados abiertos con predominancia de *Oryzopsis miliacea*, de los campos abandonados, tierras removidas ..., de tierra baja

34634 Prados sabanoides de cerrillo (*Hyparrhenia hirta*), de las solanas de las tierras marítimas

35.31+ Prados de terófitos (*Helianthemum guttatum*, *Tolpis Barboata*, *Crassula tillaea*, *Silene gallica*, *Aira cupaniana* ...), a menudo con *Sedum spp.* (Uñas de gato), silicícolas, de tierra baja

81.1 Campos acondicionados como pasto intensivo, secos o poco húmedos

87.21+ Comunidades ruderales de tierra baja

32351 Matorrales de cantueso (*Lavandula stoechas*), silicícolas, de suelos secos de tierra baja

32.323+ Brezales con dominancia o abundancia de brezo rojo (*Erica cinerea*), silicícolas, de las regiones mediterráneas lluviosas

32346 Jarales de *Cistus crispus*, silicícolas y xerófilos, de las regiones mediterráneas marítimas

Aunque asociado a muchos otros usos y hábitats, aquí también se incluye:

53.62 Cañaverales (de *Arundo donax*) a orillas del agua

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Mochuelo (*Athene noctua*), Lechuza (*Tyto alba*), el Cernícalo común (*Falco tinnunculus*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), el Triguero (*Emberiza calandra*), el Chotacabras gris (*Caprimulgus europaeus*), la Tórtola (*Streptopelia turtur*), la Culebra de collar (*Natrix astreptophora*), el Pino piñonero (*Pinus pinea*), el Fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*), el Helecho común (*Pteridium aquilinum*) y el brezo ceniciento (*Erica cinerea*).

Aeródromo

A pesar de que se podría considerar un herbazal, su uso particular y diferenciado del resto (entre jardinería y pasto), así como las condiciones particulares de los hábitats presentes, lo hacen merecedor de un tratamiento como uso diferenciado. Como hábitat principal, a pesar de no corresponderse exactamente, encontraríamos:

81.1 Campos acondicionados como pasto intensivo, secos o poco húmedos

No destacan aquí especies identificadas como bioindicadoras para el delta.

Campos de regadío y huertas

Se indican como terrenos destinados a la agricultura de regadío y huertas aquellos que requieren una humedad freática importantes o riego artificial, independientemente de su uso concreto. También se incluyen todos esos elementos necesarios para el desarrollo de dicho uso del suelo (pequeñas edificaciones, caminos, balsas de riego, etc...). A pesar de que se pueden encontrar abundantes comunidades vegetales y hábitats dentro de los campos o entre ellos, solo se consideran los siguientes:

82.12 *Cultivos herbáceos intensivos (hortalizas, flores ...), dispuestos en mosaico, sin vegetación natural intercalada*

82.31+ *Cultivos herbáceos extensivos de suelos húmedos (a menudo de regadío o de regiones muy lluviosas)*

87.1 *Cultivos abandonados*

83.16 *Cultivos de cítricos*

82.43 *Otros cultivos inundables*

89.22 *Acequias y pequeños canales de agua dulce*

89.23 *Balsas de agua dulce industriales, agrícolas ..., grandes canales y estanques ornamentales*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el crustáceo *Anostraca Branchipus schaefferi*, el Tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*), el Sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), el Sapo corredor (*Epidalea calamita*), la Sapillo moteado (*Pelodytes punctatus*), la Ranita meridional (*Hyla meridionalis*), el galápago leproso (*Mauremys leprosa*), la Culebra de collar (*Natrix astreptophora*), el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*), la Lavandera boyera (*Motacilla flava*), el Mochuelo común (*Athene noctua*), el Cernícalo común (*Falco tinnunculus*), la Lechuza (*Tyto alba*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), el Alcaraván (*Burthinus oedicephalus*), la Alondra común (*Alauda arvensis*), el Búho chico (*Asio otus*), la Codorniz (*Coturnix coturnix*), el Alcaudón (*Lanius senator*), el Triguero (*Emberiza calandra*), el Chotacabras (*Caprimulgus europaeus*), la Tórtola (*Streptopelia turtur*), el Fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*), el Roble pubescente (*Quercus pubescens*), el Alcornoque (*Quercus suber*), el brezo ceniciento (*Erica cinerea*), la Encina (*Quercus ilex*) y El nenúfar blanco europeo (*Nymphaea alba*).

Campos de secano

Son los terrenos destinados a la agricultura que no requiere de una elevada humedad freática ni de riego artificial. A pesar de que se pueden asociar en mosaico (o incorporados) con otros hábitats, solo se consideran los siguientes:

82.32+ *Cultivos herbáceos extensivos de secano, de tierra baja*

82.11 *Cultivos herbáceos intensivos (cereales, forrajes ...) que cubren uniformemente grandes superficies*

82.2 *Cultivos herbáceos intensivos con bandas de vegetación natural intercaladas*

31.891 *Zarzales con emborrachacabras (Coriaria myrtifolia), zarzamora (Rubus ulmifolius) ..., de zonas bajas (y del piso montano)*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Mochuelo (*Athene noctua*), la Codorniz (*Coturnix coturnix*), la Lechuza (*Tyto alba*), el Búho chico (*Asio otus*), el Alcaudón (*Lanius senator*), el Triguero (*Emberiza calandra*), el Chotacabras gris (*Caprimulgus europaeus*), la Tórtola (*Streptopelia turtur*), el Alcaraván (*Burthinus oedicephalus*), la Alondra común (*Alauda arvensis*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), la Encina (*Quercus ilex*), el Alcornoque (*Quercus suber*), el Roble pubescente (*Quercus pubescens*), El nenúfar blanco europeo (*Nymphaea alba*) y el brezo ceniciento (*Erica cinerea*).

Plantaciones lineales

Son las plantaciones lineales de chopos y plátanos de la llanura deltaica que quedan fuera de las zonas urbanas y que estén destinados a un aprovechamiento forestal. No se incluyen las plantaciones dentro de los campings como parte de las instalaciones turísticas. Los hábitats correspondientes son:

83321 *Plantaciones de chopos (Populus spp.)*

83.3251+ *Plantaciones de plátanos (Platanus orientalis var. Acerifolia) y otros árboles planifolios de suelos húmedos*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos la Culebra de collar (*Natrix astreptophora*), el Pico menor (*Dendrocopos minor*), el Carex (*Carex pendula*, *C. remota*) y la masiega (*Carex riparia*).

Invernaderos y viveros

Son las actividades de industria agrícola o de horticultura, más parecidas a un polígono industrial o a una zona urbana que a un campo de cultivo. Normalmente se asocian a elementos urbanos como edificaciones, carreteras o aparcamientos asfaltados, entre otros. Los hábitats correspondientes son:

86.5 *Invernaderos y otras instalaciones agrícolas*

83.4+ *Viveros de plantas leñosas*

No destacan aquí especies identificadas como bioindicadoras para el delta.

Otros

Aquí se incluyen todos aquellos usos o hábitats dentro de la llanura agrícola, de origen antrópico, que no se pueden considerar ni campos de cultivo (de secano, de regadío o huertas) ni industria agrícola o de horticultura (invernaderos y viveros), ni ningún otro de los grupos considerados más adelante. A pesar de que se podrían incluir otros tipos de hábitats que han sido incluidos dentro de la categoría general de campos de secano o de regadío por sus dimensiones reducidas o por nula incidencia, sólo se incluyen:

86411 *Extracciones de áridos*

86413 *Canteras*

86.42 *Montones de escombros y de escorias*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Sapo corredor (*Epidalea calamita*), el Lagarto ocelado (*Timon lepidus*), el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), el Cernícalo común (*Falco tinnunculus*) y el Jaguarzo negro (*Cistus monspeliensis*).

Río y rieras

Son todos los cursos fluviales del delta de la Tordera, tanto el río como las rieras y pequeños arroyos que no han sido absorbidos por el entramado urbano. No se hace ninguna distinción en lo que se refiere al estado de conservación o tipo de curso fluvial y solo se considera terreno ocupado por río o riera aquel que regularmente transporta agua o es susceptible de hacerlo con una crecida. No entran dentro de este grupo las motas o las posibles zonas de laminación de avenidas. Los múltiples hábitats que se pueden encontrar, solos o combinados, son:

24.142+ *Región fluvial media y baja o de los ciprínidos*

24.152+ *Región fluvial inferior o los mugílicos*

24.16 *Cursos de agua intermitentes*

24.21 *Gujarrales fluviales sin vegetación*

24224 *Bosquetes de sauces (Salix spp.), Alisos (Alnus glutinosa), abedules (Betula pendula) ..., de gujarrales de torrentes, al piso montano*

24225 *Comunidades abiertas de lonja (Andryala ragusina), adormidera marina (Glaucium flavum) ..., de gujarrales de rieras y arroyos de zonas bajas (y de la montaña media)*

24226 *Gujarrales fluviales con vegetación no especializada, sobre todo en zonas bajas*

24.31 *Arenales fluviales sin vegetación*

24.32 *Arenales fluviales con vegetación dispersa*

24.43 *Comunidades sumergidas con Potamogeton densus (espiga de agua), Callitriche stagnalis ..., de corrientes de agua mesotrófico*

24.51 *Barrizales fluviales sin vegetación*

24.52 *Comunidades de terófitos altos -Polygonum lapathifolium (melocotonero borda), Chenopodium glaucum (muelle Farinelli), Xanthium italicum (Llapassa borda), Bidens frondosa. -, nitrófilas, de barrizales de los bordes de río*

24.53 *Céspedes de Polypogon viridis, Paspalum distichum, P. vaginatum ..., nitrófilas, de barrizales de los bordes de río y del litoral, en el suelo baja*

31.8122 *Zarzales con zarzamora (Rubus ulmifolius), endrino (Prunus spinosa), escaramujos (Rosa spp.) ..., mesoxerófilos, ligadas a bosques más bien secos, de la montaña poco lluvioso*

31863 *Helechos (poblamientos de Pteridium aquilinum), xeromesófilos, de montano (y de tierra baja)*

31.8C1 + *Avellaneros (bosquetes de Corlas avellana), meso higrófilos, de ambientes frescos de montano*

31.8C2 + *Avellaneros (bosquetes de Corlas avellana), con Polystichum setiferum ..., meso higrófilos, los barrancos y hondonadas muy sombríos de zonas bajas (y del piso submontano)*

37.26+ *Herbazales con cola de caballo (Equisetum telmateia) y carex (Carex pendula, C. remota) ..., de fondo de arroyaderos y suelos empapados del territorio catalanídico septentrional y central*

44.122 *Sargales de tierra baja*

44612 *Alamedas (y choperas) con lirio hediondo (Iris foetidissima), del territorio ruscínico y los Prepireneos centrales*

44812 *Saucedas, de los arroyos y rieras de las tierras marítimas*

53.4 *Estebares y comunidades análogas (con Glyceria spp ...), de fuentes y bordes de arroyos*

53.62 Carrizales (de *Arundo donax*), de bordes de agua

31.8127+ Saucres (bosquete de *Sambucus nigra*), con clemátide (*Clematis vitalba*), zarzamora (*Rubus ulmifolius*) ..., higrófilos y subnitrófilos, ligados sobre todo a los bosques de ribera

44.3432+ Aliseda (a veces choperas) con ortiga borda (*Lamium flexuosum*), de la tierra baja lluviosa y del piso submontano

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Escarabajo azul (*Hoplia coerulea*), el Corta narices (*Coenagrion mercuriale*), la Doncella de ondas (*Euphydrys aurinia*), la Anguila europea (*Anguilla anguilla*), el Barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), la Bagra catalana (*squalius laietanus*), el Galápago leproso (*Mauremys leprosa*), el Galápago europeo (*Emys orbicularis*), la Culebra de collar (*Natrix astreptophora*), el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*), la Lavandera boyera (*Motacilla flava*), el Martinete (*Nycticorax nycticorax*), el Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*), el Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), la Nutria (*Lutra lutra*), la Comadreja (*Mustela nivalis*), el Fresno (*Fraxinus angustifolia*), la Espiga de agua (*Potamogeton densus*), el Roble pubescente (*Quercus pubescens*) y la Masiega (*Carex riparia*).

Zonas húmedas

Incluye cualquier espacio natural que dependa del agua, ya sea del nivel freático o de una inundación temporal o permanente, que no esté relacionado directamente con los cursos fluviales, pero que depende de ellos ya que estos proporcionan las condiciones de húmedas que necesitan estas zonas para su desarrollo. En este grupo se incluyen las grandes balsas y estanques temporales, los bosques de ribera inundables, los prados inundables, charcos o balsas litorales, etc... Los múltiples hábitats que se pueden encontrar, solos o combinados, son:

21.211 Lagunas litorales con comunidades sumergidas de *Ruppia*, *Potamogeton pectinatus* (espiga de agua) ...

15:51 Juncuales de *Juncus maritimus*, de suelos poco salinos, largamente inundados, del litoral y de las tierras interiores

15:52 Prados bajos, con *Hordeum marinum*, *Carex divisa*, *Juncus Gerardi* ..., de suelos salobres húmedos

15:53 Prados dominados por plantas carnosas (*Plantago crassifolia* ...) o junciformes (*Schoenus nigricans*, *Juncus acutus* ...), de suelos salinos, generalmente arenosos y poco húmedos

16:34 Juncuales de junco común (*Scirpus holoschoenus* var. *Australis*) y herbazales gramínoideas de carricera (*Saccharum ravennae*), de depresiones húmedas de las interdunas litorales

22.53 Céspedes de *Polypogon viridis*, *Paspalum distichum*, *P. vaginatum* ..., nitrófilas, de barrizales de los bordes de río y del litoral, en el suelo baja

22:12 Aguas dulces estancadas mesotróficas

22:13 Aguas dulces estancadas eutróficas

22.21+ Barrizales de los fondos o de los márgenes de las aguas dulces estancadas, sin vegetación

22314 Poblaciones de *Baldelli ranunculoides*, de humedales turbosos

22.3233 Prados de terófitos con dominancia de otras plantas (*Scirpus setaceus* o *Juncus capitatus* o *Juncus pygmaeus* o *Lythrum* spp ...), de suelos temporalmente inundados del piso montano

22:33 Comunidades de terófitos altos -*Bidens tripartita*, *Polygonum persicaria* (hierba melocotonero), *Ranunculus sceleratus* ...-, poco o muy nitrófilas, de suelos fangosos, inundables

22.3411 Prados de *Isoetes duriei*, de terrenos arenosos temporalmente inundados, de tierra baja

22.3414 Prados terofíticos de pequeñas serranas (*Cyperus flavidus*, *C. fuscus*, *C. flavescens*), de suelos temporalmente húmedos de tierra baja

22.3417 Comunidades con *Anagallis tenella* u otras plantas lateatlántiques, de bordes de riachuelos y de humedales, de las regiones mediterráneas

22.3418 Otras comunidades de pequeñas hierbas (*Juncus bufonius*, *Lythrum* spp ...), de puestos temporalmente empapados o húmedos de tierra baja

22411 Poblaciones flotantes de *Lemna* spp. (Lentejas de agua), *Azolla caroliniana* o *Riccia*, de aguas dulces estancadas, más o menos eutróficas

22412 Poblaciones flotantes de chavos *Hydrocharis morsus-ranae*, de aguas dulces estancadas, el territorio ruscínico

22.414 Poblaciones de *Utricularia vulgaris* o *U. australis*, parcialmente flotantes, de aguas dulces estancadas de zonas bajas y del piso montano

22421 Comunidad sumergida de espigas de agua grandes (*Potamogeton lucens*, *P. praelongus*, *P. perfoliatus*), arraigadas en aguas dulces estancadas

22.422 Comunidad sumergida de hierbas pequeñas o medianas (*Potamogeton densus* y otras espigas de agua, *Elodea*, *Najas*, *Zannichellia*, *Ceratophyllum* ...), de aguas dulces estancadas

22.4311 Poblaciones de nenúfar (*Nymphaea alba*), enraizadas y con hojas flotantes, de aguas dulces estancadas de tierra baja

22.4314 Poblaciones de espigas de agua enraizadas y con hojas flotantes anchas (*Potamogeton natans*, *P. coloratus*, *P. nodosus*), de aguas dulces de tierra baja y de la montaña media

22.4315 Poblaciones de *Polygonum amphibium*, enraizadas y con hojas flotantes, de aguas dulces estancadas o muy lentas, de tierra baja y de la montaña media

22.432 Comunidades de hierbas enraizadas con hojas flotantes o sumergidas (*Callitriche*, *Ranunculus* gr. *Aquatilis*), de aguas dulces estancadas, someras y de nivel fluctuante

22.5 Balsas y estanques temporeros

37.22 Juncales de *Juncus acutiflorus*, acidófilos, del piso montano

37.4 Juncales de junco común (*Scirpus holoschoenus*) y herbazales gramínoideas, higrófilos, de zonas bajas (y de la montaña media)

38.24+ Prados de siega, generalmente con *Gaudinia fragilis*, de la tierra baja lluviosa

44.128+ Saucedas (bosques, generalmente bajos, de *Salix atrocinerea*), con *Equisetum telmateia*, *Carex pendula* ..., de fondo de barrancos y depresiones, con suelo empapado, el territorio catalanídico

44.1412 Saucedas (sobre todo de *Salix alba*) de tierra baja y de la montaña media

44.316+ Alisedas con *Carex remota*, que se hacen al lado del agua o en suelos muy empapados, en la montaña media pirenaica y el territorio catalanídico septentrional

44.461+ Bosques mixtos de roble albar (*Quercus robur*), fresno (*Fraxinus angustifolia*) y olmo (*Ulmus minor*), aluviales, del territorio catalanídico septentrional

44.462+ Fresnedas de fresno (*Fraxinus angustifolia*) a menudo con olmo (*Ulmus minor*) y roble pubescente (*Quercus pubescens*) aluviales, del territorio catalanídico septentrional

44.637+ Fresnedas de *Fraxinus angustifolia*, de tierra baja

44.62 Olmedas de tierra baja

53111 Carrizales siempre inundados

53.12 Herbazales gramínoideas de junco de laguna (*Scirpus lacustris*)

53.13 Poblaciones de espadañas (*Typha* spp.)

53.142 + 53.143 Poblaciones de enea borda (*Sparganium erectum* S.L.)

53149 Poblaciones de *Hippuris vulgaris*, sumergidos

53.14 Poblaciones de junquillo (*Eleocharis palustris*), de suelos inundados de tierra baja y del piso montano

53.17 Poblaciones de juncales (*Scirpus* spp.), De aguas salobres

53.18+ Comunidades de *Iris pseudacorus* (lirio amarillo), *Polygonum salicifolium* ..., de los bordes de agua de tierra baja

53.2121 Comunidades dominadas por *Carex acuta*, de humedales y de suelos largamente inundados, alcalinos o poco ácidos, de tierra baja

53213 Comunidades dominadas por *Carex riparia*, de humedales y de prados largamente inundados, de la tierra baja y de la montaña media

53.2192 Comunidades dominadas por *Carex cuprina*, de bordes de agua y lugares húmedos, de la tierra baja y de la montaña media

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Escarabajo dorado (*Carabus rutilans*), el Tritón palmeado (*Lissotriton helveticus*), la Lagartija roquera (*Podarcis muralis*), el Pico menor (*Dendrocopos minor*), el Rascón (*Rallus aquaticus*), el Sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), la Sapillo moteado (*Pelodytes punctatus*), el Sapo corredor (*Epidalea calamita*), la Ranita meridional (*Hyla meridionalis*), el Galápago leproso (*Mauremys leprosa*), el Galápago europeo (*Emys orbicularis*), la Culebra de collar (*Natrix astreptophora*), la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*), la Lavandera boyera (*Motacilla flava*), el Carricero real (*Acrocephalus melanopogon*), el Avetorillo común (*Ixobrychus minutus*), el Martinete (*Nycticorax nycticorax*), el Carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*), el Carricero tordal (*Acrocephalus arundinaceus*), el Autillo (*Otus scops*), el Murciélago de agua (*Myotis daubentonii*), la Focha (*Fulica atra*), el Crustáceo *Anostraca Branchipus schaefferi*, el Ciervo volante (*Lucanus cervus*), la Morada del fresno (*Laeosopis roboris*), el Milano negro (*Milvus migrans*), la Comadreja (*Mustela nivalis*), la Lechuza (*Tyto alba*), el Aliso (*Alnus glutinosa*), el Roble pubescente (*Quercus pubescens*), el Junco de esteras (*Juncus inflexus*), el Carex (*Carex pendula*, *C. remota*), el Junco de laguna (*Scirpus lacustris*), la Masiega (*Carex riparia*) y el Fresno de hoja estrecha (*Fraxinus angustifolia*).

Playa seca

Es la franja de playa emergida más próxima a la rompiente de olas y desprovista de vegetación, ya sea de manera natural o artificial. Se pueden encontrar los siguientes hábitats:

16.1123+ Cúmulos de hojas y restos de *Posidonia oceánica* y otras fanerógamas marinas en el piso mediolitoral

16.111+ Playas arenosas supralitorales sin vegetación

16.1111+ Cúmulos de hojas y restos de *Posidonia oceánica* y otras fanerógamas marinas en el piso supralitoral

21:11 Lagunas litorales sin poblamientos de carófitas

21:12 Lagunas litorales con poblaciones de carófitas

23:11 Aguas salobres o salinas, estancadas, sin poblaciones de *asprella Chara spp.*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos la Tortuga boba (*Caretta caretta*), la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), el Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), el Rábano de mar (*Cakile maritima*) y la Adormidera marina (*Glaucium flavum*)

Arenales con vegetación psamófila

Es la franja de playa emergida más lejana de la rompiente de olas o los arenales acumulados tierra adentro con el crecimiento de la playa. Su característica principal es la cobertura de vegetación psamófila o ruderal. Los hábitats correspondientes son:

16:12 Comunidades de terófitos, con *Cakile maritima* (oruga de mar), *Salsola kali* (barrilla pinchosa), *Euphorbia peplis*, *Atriplex tornabenei* ..., nitrófilas, de las playas arenosas

16.2112 Dunas embrionarias, con comunidades abiertas de *Elymus farctus* (lastón), *Sporobolus pungens*., De las playas arenosas

16.2122 Dunas móviles, con comunidades de barrón (*Ammophila arenaria*), de las playas arenosas

16229 Pastizales secos de lastón (prados de *Brachypodium retusum*) y otros prados secos con terófitos, colonizadores de arenales marítimos

35.23 Comunidades de *Corynephorus canescens*, de suelos arenosos del piso montano

32351 Matorrales de cantueso (*Lavandula stoechas*), silicícolas, de suelos secos de tierra baja

32.323+ Brezales con dominancia o abundancia de brezo rojo (*Erica cinerea*), silicícolas, de las regiones mediterráneas lluviosas

32346 Jarales de *Cistus crispus*, silicícolas y xerófilos, de las regiones mediterráneas marítimas

16.2982+ + 16.2983+ Dunas residuales plantadas de pinos (*Pinus pinea*, *P. pinaster*), en el litoral

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), el Chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), el Chorlitejo chico (*Charadrius dubius*), la Bisbita campestre (*Anthus campestris*), la Terrera (*Calandrella brachydactyla*), el Cernícalo común (*Falco tinnunculus*), la Cogujada común (*Galerida cristata*), el Lastón (*Elymus farctus*), el Carretón de Playa (*Medicago marina*), la Violeta de mar (*Matthiola sinuata*), las Gramíneas mediterráneas (*Elymus farctus*), el Rábano de mar (*Cakile maritima*) y la Adormidera marina (*Glaucium flavum*).

Playa sumergida

Es la franja de la playa que queda sumergida y, por lo tanto, muy influenciada por el oleaje. A pesar de que se pueden dar otros hábitats que hemos incluido en los apartados de hábitats singulares, aquí sólo se incluyen los siguientes:

11.2226+ Arenas gruesas y gravas finas infralitorales afectadas por corrientes de fondo

11.2222+ Arenas gruesas y gravas infralitorales de lugares batidos por el oleaje

16.1121+ Arenas gruesas y gravas sin vegetación, del piso mediolitoral

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Almejón de sangre (*Callista chione*), el Sonso (*Gymnammodytes cicereus*) y el Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*).

Frente deltaico

Es la parte sumergida de delta entre la playa sumergida y la plataforma continental. La base del frente deltaico de la Tordera se sitúa en torno a los 50 metros de profundidad. Los hábitats correspondientes son:

11.122 Aguas costeras lejanas

11.123 Aguas sobre el talud continental

11.124 Corrientes de afloramiento

11.2211+ Fondos detríticos costeros

11.2212+ Fondos de maërl, circalitorales

11.2227+ Fondos sedimentarios inestables, infralitorales

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Almejón de sangre (*Callista chione*), el Sonso (*Gymnammodytes cicereus*) y el Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*).

Hábitats singulares naturales

Son todos esos hábitats costeros que, por su particularidad o dimensiones reducidas, no se incluyen en los grupos anteriores pero que son de gran importancia para explicar la biodiversidad o rasgos morfológicos puntuales. Los hábitats descritos dentro de este amplio y variado grupo son:

19 Islotes y farallones

11:34 Praderas de *Posidonia oceánica*, mediterráneos

11.331 Praderas de *Cymodocea nudosa*, mediterráneos

11.24121+ Fondos rocosos, batidos por el oleaje y bien iluminados, con *Corallina elongata*

11.24141+ Fondos rocosos, calmados y bien iluminados, sin algas fucales con *Halopteris scoparia* y *Cladostephus spongiosus*

11.254 Hombreras (comunidades de *Mytilus galloprovincialis*) del Mediterráneo

11:23 Fondos infralitorales de pellets o guijarros

11.2224+ Arenas infralitorales de sitios calmados

18.222+ Acantilados litorales de la costa septentrional (hasta el Maresme), con zanahoria marina (*Daucus gingidium*)

17.2 Gujarrales litorales, colonizados por comunidades de terófitos - oruga de mar (*Cakile maritima*), barrilla pinchosa (*Salsola kali*) ...-, nitrófilas

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*), la Seba (*Cymodocea nodosa*) y el Hinojo marino (*Crithmum maritimum*).

Hábitat singular: Puerto

Corresponde al Puerto de Blanes sin diferenciar otros grupos como podrían ser sus aguas interiores, escolleras o edificaciones. A pesar de que se podría considerar zona urbana, debido a su importancia y rasgos particulares hemos decidido tratarlo a parte ya que existe incluso un hábitat que lo define:

89.11 Puertos marinos

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*), la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), la Adormidera marina (*Glaucium flavum*) y el Hinojo marino (*Crithmum maritimum*).

Escolleras

Se incluyen en este grupo todos los bloques de roca o cemento ubicados en la rompiente de olas (no en los ríos) que sustituyen los arenales o la playa seca. No se define ningún hábitat específico, pero se pueden localizar de manera residual los siguientes:

17.2 Gujarrales litorales, colonizados por comunidades de terófitos - oruga de mar (Cakile maritima), barrilla pinchosa (Salsola kali) ...-, nitrófilas

11.24121+ Fondos rocosos, batidos por el oleaje y bien iluminados, con Corallina elongata

11.254 Hombreras (comunidades de Mytilus galloprovincialis) del Mediterráneo

No encontramos especies que puedan ser usadas como bioindicadores.

Zona urbana

Incluye todos los terrenos ocupados por el entramado urbano como las edificaciones, calles, parques urbanos, infraestructuras, etc..., independientemente de su calificación (residencial, industrial, servicios...). También se incluyen las vías de comunicación principales, no los caminos que quedan integrados dentro de los grupos anteriores. En éste grupo también incluimos las calles, aparcamientos y edificaciones de los invernaderos y viveros ya que se diferencian claramente de los caminos y edificaciones de las zonas agrícolas convencionales. Los hábitats que podemos encontrar en las zonas urbanas son:

86.2 Villas y pueblos (y pequeñas ciudades)

86.3 Áreas industriales activas

89.24 Balsas y estaciones depuradoras de aguas residuales

85.11 Arboledas dentro de grandes parques

85.12 Céspedes dentro de grandes parques o jardines

85.13 Balsas y estanques dentro de grandes parques o jardines

85.14 Parterres, pérgolas y matorrales dentro de grandes parques o jardines

85.15 Comunidades subnaturales dentro de grandes parques

85.2 Pequeños parques y plazas públicas con vegetación

85.3 Jardines y huertos caseros

86.43 Vías y nudos de comunicaciones y otros espacios abiertos

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Pino piñonero (*Pinus pinea*), la Encina (*Quercus ilex*), el Alcornoque (*Quercus suber*) y el brezo ceniciento (*Erica cinerea*).

Campings

Son los terrenos ocupados por la actividad turística de los campings, a menudo sobre antiguos arenales costeros, campos de cultivo o zonas húmedas, que lo han dejado de ser a pesar de mantener (e incluso aumentar) su cobertera arbórea.

En la mayoría de los casos corresponden a antiguos hábitats naturales que han estado recubiertos con runa y/o sablón para levantar y acondicionar el terreno. En ellos se incluyen tanto las edificaciones como las vías de comunicación interiores que se podrían tratar como zonas urbanas pero que hemos preferido diferenciar. A grandes rasgos, se pueden encontrar los siguientes hábitats:

85.11 *Arboledas dentro de grandes parques*

85.2 *Pequeños parques y plazas públicas con vegetación*

86.43 *Vías y nudos de comunicaciones y otros espacios abiertos*

Entre las especies identificadas como bioindicadoras para el ecosistema, aquí encontramos el Pino piñonero (*Pinus pinea*),

3.3.2.3. Obtención y tratamiento de datos

Con el objetivo de detallar al máximo la evolución de los usos del suelo del delta de la Tordera, fuimos un paso más allá y combinamos los usos del suelo que se presentan en el delta de la Tordera con grupos de hábitats diferenciados. De esta manera, conseguimos un mosaico más rico en cuanto a número de clases de terreno distintas. Así pues, zonas que quizás corresponderían a un mismo uso, las diferenciamos en base a los hábitats que contiene. Partiendo de esta idea, lo primero que se hizo fue identificar aquellos usos del suelo y grupos de hábitats presentes en el delta de la Tordera (ver apartado 3.4.2.2). Esta identificación previa proviene de datos que se basan en el conocimiento sobre el terreno, no sobre calificaciones urbanísticas, de un naturalista local implicado en el estudio y documentación de la biodiversidad del delta. Su trabajo, aún no publicado, se presentó en la tercera reunión de la Taula de la Tordera en junio de 2018 en las instalaciones del Centro de Estudios Avanzados de Blanes (Documento inédito: Romera, J. “*La biodiversitat del Delta de la Tordera, avui*” a junio de 2018 en el marco de la II reunión de la “Taula de la Tordera”). En él se han identificado hasta 148 hábitats presentes en el delta de la Tordera, agrupados en base a la tipología del suelo

siempre que fuese posible o, si no lo era, en grupos de hábitats con características similares, origen de la clasificación mostrada en el anterior apartado. Dicho trabajo se apoya en la Lista de hábitats de Catalunya (LHC) del Departamento de Medioambiente y Sostenibilidad de la Generalitat de Catalunya, la cual elaboraron la Universidad de Barcelona y el CEAB-CSIC de Blanes a partir de la adaptación del documento CORINE Biotopes Manual of the European Union (Moss & Wyatt 1994) en el territorio catalán, siendo algunos de estos hábitats calificados como de interés comunitario según la Directiva Hábitats de la Generalitat de Catalunya.

Para el tratamiento de datos se usó un software SIG, en concreto el *ArcGis* 10.3 de ESRI. El primer paso fue la obtención del paquete de ortofotos de 2018 y la fotografía aérea de 1956. Las ortofotos de 2018 las obtuvimos del servidor *Vissir* 3 del Instituto Cartográfico y Geológico de Catalunya, mientras que la fotografía de 1956 usamos la misma que para el apartado 3.1. Una vez obtenidas las fotografías sobre las que trabajar, se procedió a cargar la capa del área de estudio, el delta de la Tordera, según se ha explicado en el capítulo 2 de ésta tesis (Ver capítulo 2.3.2). Seguidamente, con la extensión *ArcCatalog*, creamos una geodatabase que contiene las capas que vamos a cartografiar, tanto para 2018 como para 1956. Una vez creadas las capas, con la extensión *ArcMap*, procedemos a cartografiar sobre la fotografía de 2018 los distintos usos del suelo y grupos de hábitats identificados previamente en la zona de estudio para obtener el “Mapa de hábitats y usos del suelo de 2018”. Posteriormente, realizamos el mismo proceso para la fotografía de 1956 para la obtención del “Mapa de hábitats y usos del suelo de 1956”. Sin embargo, para la zona sumergida del delta nos hemos basado en datos de batimetría. La de 2018 se ha realizado en base a una batimetría del año 2015, mientras que la de 1956, al no haber batimetrías disponibles, se ha hecho en base al criterio de experto, manteniendo una similitud con la actual y aplicando criterios de diferenciación en base al contexto progradante en el que se encontraba el delta en ese momento (ver capítulo 3.1).

Una vez cartografiadas todas las capas y cubriendo el 100% del área de estudio, procedemos a seleccionar la mejor representación posible con una gama de colores que diferencie todas las capas, pero a la vez permita la rápida identificación de capas de una misma tipología de suelo. Además, gracias al potencial de trabajar por capas que ofrece *ArcGis* y sus herramientas de análisis, procedemos a obtener una colección de distintos mapas para comparar la evolución de cada capa (uso o grupo de hábitats) entre 1956 y 2018.

3.3.2.4. Obtención de resultados

Los resultados de este estudio comprenden una colección de distintos mapas que permiten comparar la situación de 1956 y la de 2018. A continuación, se muestra un listado de los distintos mapas obtenidos:

- Mapa de hábitats y usos del suelo de 1956
- Mapa de hábitats y usos del suelo de 2018
- Mapa de evolución del bosque Mediterráneo
- Mapa de evolución de herbazales y matorrales
- Mapas de evolución de los cultivos de secano y regadío
- Mapa de evolución de las zonas húmedas
- Mapa de evolución de los cursos fluviales
- Mapa de evolución de los arenales con vegetación psamófila
- Mapa de evolución de la playa seca
- Mapa de crecimiento urbano
- Mapa de evolución de la artificialización de la costa

Los resultados de todos estos mapas se basan en la relación de superficies que ocupa cada uso del suelo/grupo de hábitats. Además, los mapas de evolución y crecimiento urbano se basan en la relación de superficies entre ese uso/grupo de hábitats concreto entre 1956 y 2018.

3.3.3. Resultados

3.3.3.1. Mapa de hábitats y usos del suelo del delta de la Tordera 2018

Tal y como podemos observar, se ha representado el mapa de hábitats y usos del suelo de 2018 (Fig.3.17) dividido en 3 áreas para facilitar su visualización. El área numero 1 corresponde a la zona interior del delta, la 2 al hemidelta sur y la 3 al hemidelta norte. Estos resultados gráficos se apoyan de una tabla resumen (Tabla.3.4) del cálculo de superficies de cada uso del suelo/grupo de hábitats para visualizar aún mejor su distribución.

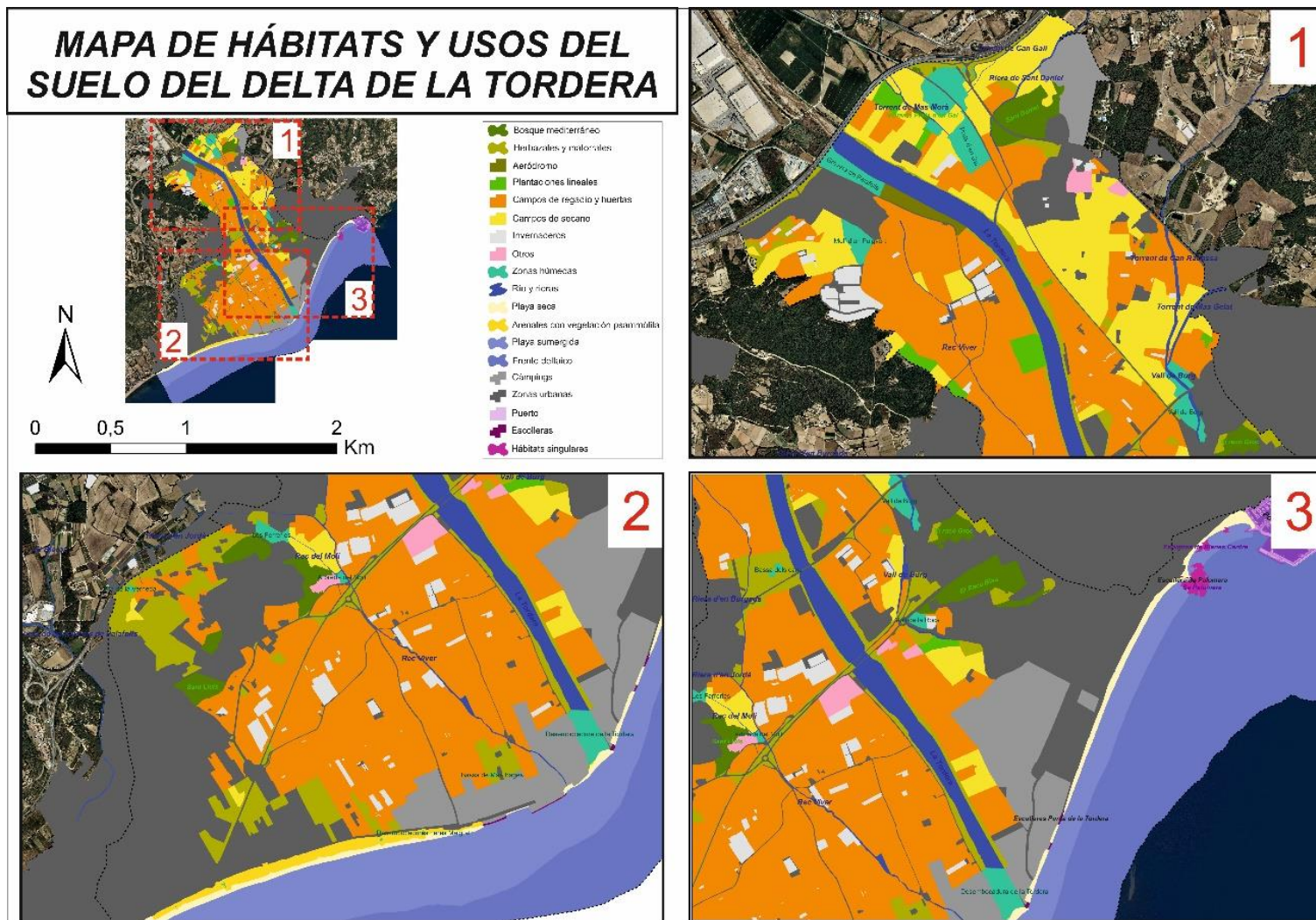


Figura 3.17: Mapa de hàbitats y usos del suelo del delta de la Tordera 2018

Hábitat/uso	Area (m2)	Area (km2)	Area (% de delta)
Bosques Mediterráneos	390029	0,390029	1,84%
Herbazales y matorrales	1061662	1,061662	5,00%
Aeródromo	41442	0,041442	0,20%
Plantaciones lineales	120166	0,120166	0,57%
Campos de regadío y huerta	5158557	5,158557	24,30%
Campos de secano	1380543	1,380543	6,50%
Ivernáculos y viveros	436486	0,436486	2,06%
Otros	99690	0,09969	0,47%
Zonas húmedas	334804	0,334804	1,58%
Río y rieras	828407	0,828407	3,90%
Playa seca	255273	0,255273	1,20%
Arenales con vegetación psammófila	110909	0,110909	0,52%
Playa sumergida	1896767	1,896767	8,94%
Frente deltaico	4058026	4,058026	19,12%
Campings	1098557	1,098557	5,18%
Zonas urbanas	3767834	3,767834	17,75%
Puerto	154598	0,154598	0,73%
Escolleras	6579	0,006579	0,03%
Hábitats singulares	26683	0,026683	0,13%
TOTAL DELTA	21227012	21,227012	100,00%

Grupos de usos/hábitats	Area (m2)	Area (%)
Llanura agrícola	8688575	40,93%
Fluvial	1163211	5,48%
Zona costera	6320975	29,78%
Urbano	4866391	22,93%
Hábitats singulares	187860	0,89%

Antrópico vs No antrópico	Area (m2)	Area (%)
Hábitats no antrópicos	8962560	42,22%
Hábitats antrópicos	12103275	57,02%

Suelo	Area (m2)	Area (%)
Impemebilizado	3767834	17,75%
Agrícola	7195442	33,90%
Original	8935877	42,10%
Otros usos	1327859	6,26%

Antrópico vs No antrópico (sólo emergido)	Area (m2)	Area (%)
Hábitats no antrópicos	3007767	19,69%
Hábitats antrópicos	12264452	80,31%
TOTAL sin zona sumergida	15272219	

A.Protégida vs A.original	7,36%
A.Protégida vs A. original emergida	21,86%

A.Protégida vs A.Total	3,10%
A.Protégida vs A. Total emergida	4,31%

Tabla 3.4: Cálculos de áreas asociados a los distintos usos del suelo y grupos de hábitats del delta de la Tordera en 2018

La mayor parte del delta de la Tordera está ocupada por campos de regadío y huertas, en la zona central, y por zonas urbanas en sus extremos, siendo un claro ejemplo de presión humana sobre el ecosistema. Concretamente, los campos de regadío y huertas (24,3%) y las zonas urbanas y campings (22,93%) son el uso del suelo en casi la mitad del delta de la Tordera. Dentro de las zonas urbanas, resalta el uso del suelo como camping, en especial en las inmediaciones de la desembocadura del río, los cuales representan ya un 5,18% de la superficie total del delta.

Otros usos que se observan, en éste caso grupos de hábitats, son los correspondientes a la zona sumergida del delta, la playa sumergida y el frente deltaico que entre los dos representan aproximadamente un 28% de la superficie deltaica total.

La zona emergida presenta poca presencia de bosque mediterráneo (1,84%) junto con un porcentaje considerable de herbazales y matorrales (5%), especialmente alrededor de todas las vías de comunicación (carreteras y vías de tren) y en los campos abandonados periurbanos. También encontramos una gran diversidad de cursos fluviales, donde además del río Tordera, existe una red de pequeñas rieras que, junto con el río, representan casi un 4% de la superficie deltaica. Como característica del delta de la Tordera antrópico destaca la poca presencia de zonas húmedas, las cuales sólo representan un 1,58% de la superficie total del delta y, además, se encuentran en pequeños núcleos aislados. Mezclados en medio de los campos de regadío y huertas, encontramos un nada despreciable 6% de superficie que corresponde a cultivos de secano y hasta un 2% de superficie ocupada por invernaderos y viveros.

En la playa, observamos poca presencia de arenales con vegetación psamófila, los cuales representan únicamente un 0,58% de la superficie deltaica. Además, vemos que, en muchos tramos de la zona costera, hay muy poca playa seca, la cual representa un 1,2% del total, motivo por el cual aparecen grandes escolleras para proteger la línea de costa que representan un 0,03% de la superficie deltaica. Sin embargo, hay que tener en cuenta que dichas escolleras son estructuras lineales, con poca anchura, y que por ese motivo representan tan poca superficie a pesar de sumar entre ellas alrededor de 1km de costa con escolleras a lo largo del delta.

Además, es significativa la presencia del puerto de Blanes que, a pesar de no ser un puerto de grandes dimensiones, ocupa un 0,73% de la superficie total. Finalmente, existen distintos hábitats singulares en el delta, como la roca de sa Palomera o la Pilona de Malgrat, que se definen como zonas aisladas de dimensiones reducidas con alguna singularidad en cuanto a biodiversidad y que representan un 0,13% de la superficie deltaica.

El análisis de éstos resultados muestra que los principales usos del suelo del delta de la Tordera son aquellos asociados a la llanura agrícola, con casi un 41% del total del delta. Les siguen los usos o grupos de hábitats costeros con un 29%, los urbanos con un 22%, los usos de tipo fluvial con alrededor de un 5% y, finalmente, los hábitats singulares con un 0,89%. También nos permite ver que el 40% del suelo del delta se mantiene en estado natural o naturalizado. Sin embargo, el suelo puramente agrícola (33%) y el suelo impermeabilizado (17%) ponen de manifiesto la gran presión que los humanos estamos ejerciendo en el delta de la Tordera. En definitiva, más de la mitad (57.02%) del área deltaica está antropizada, porcentaje que sube hasta el 80.31% si sólo tenemos en cuenta la parte emergida del delta, descartando la playa sumergida y el frente deltaico, los cuales el ser humano no puede alterar con tanta facilidad.

Finalmente, cabe remarcar que sólo el 3,1% del área deltaica (4,3% si sólo consideramos la zona emergida) cuenta con alguna figura de protección. Sin embargo, éste dato es aún más significativo cuando observamos que sólo el 21% de la zona emergida considerada como natural cuenta con una figura de protección, porcentaje que se reduce a un miserable 7% si tenemos en cuenta la playa sumergida y el frente deltaico, ya que la parte sumergida del delta no tiene ninguna figura de protección en la actualidad.

3.3.3.2. Mapa de hábitats y usos del suelo del delta de la Tordera 1956

Tal y como podemos observar, se ha representado el mapa de hábitats y usos del suelo de 1956 (Fig. 3.18) dividido en 3 áreas para facilitar su visualización. El área numero 1 corresponde a la zona interior del delta, la 2 al hemidelta sur y la 3 al hemidelta norte. Estos resultados gráficos se apoyan de una tabla resumen (Tabla.3.5) del cálculo de superficies de cada uso del suelo/grupo de hábitats para visualizar aún mejor su distribución.

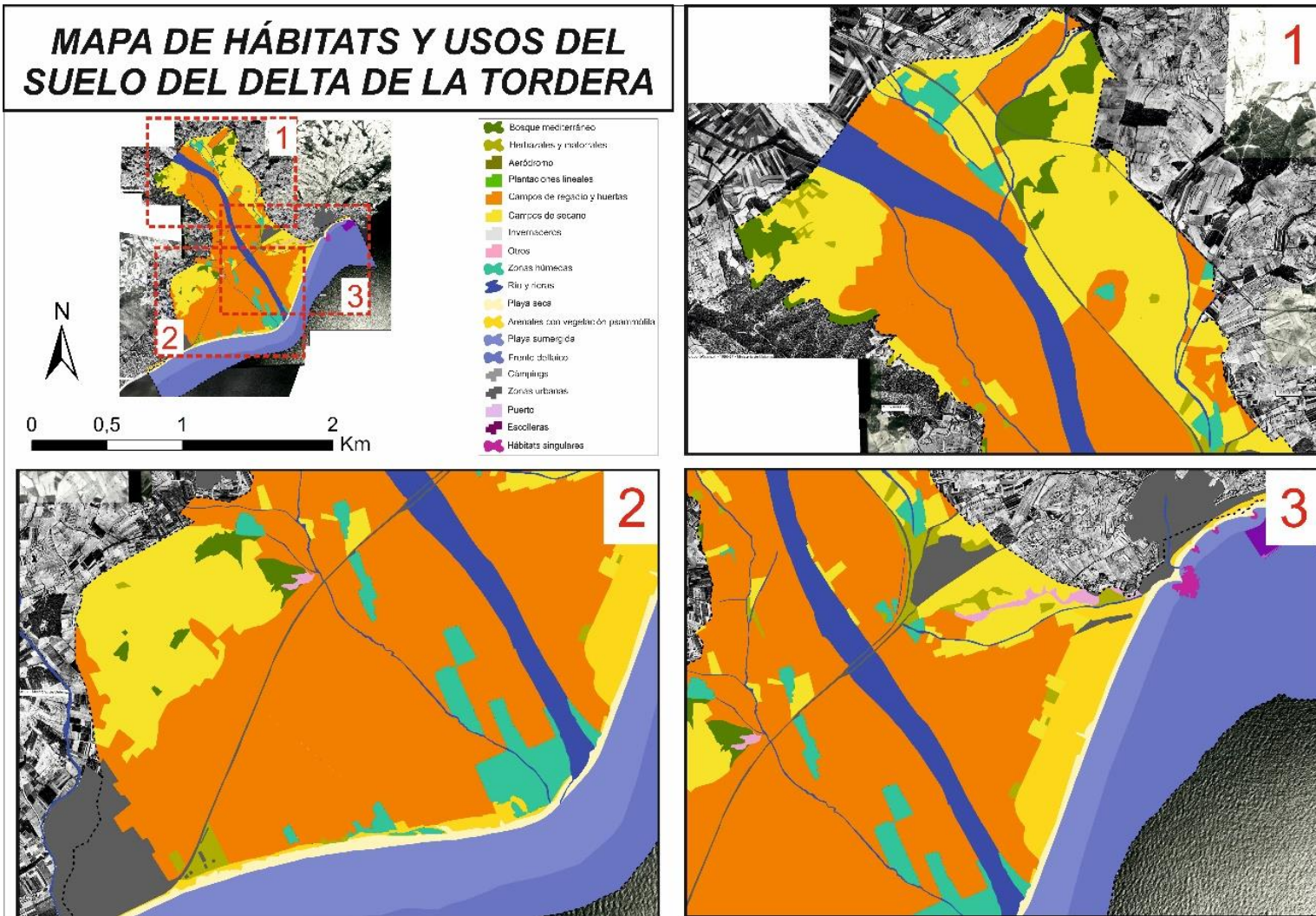


Figura 3.18: Mapa de hábitats y usos del suelo del delta de la Tordera 1956

Habitat/uso	Area (m2)	Area (km2)	Area (% de delta)
Bosques Mediterráneos	388573	0,38857334	1,83%
Herbazales y matorrales	252352	0,25235163	1,19%
Aeródromo	0	0	0,00%
Plantaciones lineales	0	0	0,00%
Campos de regadío y huerta	7637685	7,63768515	35,98%
Campos de secano	3501687	3,50168655	16,50%
Ivernáculos y viveros	0	0	0,00%
Otros	59750	0,0597495	0,28%
Zonas húmedas	595538	0,59553811	2,81%
Río y rieras	1180010	1,1800099	5,56%
Playa seca	344092	0,34409212	1,62%
Arenales con vegetación psammófila	666121	0,66612057	3,14%
Playa sumergida	2190065	2,19006535	10,32%
Frente deltaico	3755420	3,75542	17,69%
Campings	0	0	0,00%
Zonas hurbanas	554635	0,55463492	2,61%
Puerto	73539	0,07353898	0,35%
Escolleras	0	0	0,00%
Habitats singulares	27546	0,02754629	0,13%
TOTAL DELTA	21227012,41	21,22701241	100,00%

Grupos de usos/habitats	Area (m2)	Area (%)
Llanura agrícola	11840046	55,78%
Fluvial	1775548	8,36%
Zona costera	6955698	32,77%
Urbano	554635	2,61%
Habitats singulares	101085	0,48%

Antrópico vs No antrópico	Area (m2)	Area (%)
Habitats no antrópicos	9399717	44,28%
Habitats antrópicos	11753756	55,37%

Suelo	Area (m2)	Area (%)
Impemeabilizado	554635	2,61%
Agrícola	11199121	52,76%
Original	9372171	44,15%
Otros usos	101085	0,48%

Antrópico vs No antrópico (sólo emergido)	Area (m2)	Area (%)
Habitats no antrópicos	3454232	22,60%
Habitats antrópicos	11827295	77,40%

TOTAL sin zona sumergida 15281527

A.Protegida vs A.original	0,00%
A.Protegida vs A. original emergida	0,00%

A.Protegida vs A.Total	0,00%
A.Protegida vs A. Total emergida	0,00%

Tabla 3.5: Cálculos de áreas asociados a los distintos usos del suelo y grupos de habitats del delta de la Tordera en 1956

La mayor parte del delta de la Tordera estaba ocupada por campos de cultivo (de secano, de regadío y huertas), siendo un claro ejemplo de la transformación humana de éste ecosistema ya en el año 1956. Concretamente, los campos de regadío y huertas (35,98%) y los cultivos de secano (16,5%) eran el uso del suelo en la mitad del delta de la Tordera, caracterizándose por estar los campos de regadío (aquí considerados dependientes de la humedad freática, no del riego, a diferencia de los actuales) alrededor del río Tordera y ocupando las principales depresiones del terreno (con mayor humedad freática en superficie) y los de secano, en general, un poco más alejados o coincidiendo con cotas más elevadas sin humedad freática superficial.

Otras clases que se observan, en éste caso grupos de hábitats, son las correspondientes a la zona sumergida del delta, la playa sumergida y el frente deltaico, que entre los dos representaban aproximadamente un 28% de la superficie deltaica total.

La zona emergida presentaba poca presencia de bosque mediterráneo (1,83%) y de herbazales y matorrales (1,19%) como corresponde a un ecosistema más caracterizado por la elevada presencia de humedad freática superficial que por terrenos elevados y bien drenados (también hay que recordar que estos grupos solo hacen referencia a aquellas comunidades que no dependen de los cursos fluviales o de los arenales costeros). En él encontramos una gran diversidad de cursos fluviales, donde además del río Tordera, existía una red de pequeñas rieras que, junto con el río, representaban más de un 8% de la superficie deltaica. Por lo que respecta a las zonas húmedas, las cuales, aunque sólo representaban un 2,8% de la superficie total del delta, se trataba de zonas extensas muy ricas en fauna y flora. Destaca también la ausencia de plantaciones lineales, así como de invernaderos y viveros ya que en los años 50 no existían en la zona.

En la playa observamos una abundante presencia de arenales con vegetación psamófila, los cuales representaban más de un 3% de la superficie deltaica con una gran área en el hemidelta norte. Además, vemos que la playa seca era continua a lo largo de toda la zona costera del delta y con una anchura bastante considerable que hacen que llegue a representar hasta un 1,62% de la superficie total. Por este motivo, no se observan escolleras en la zona costera.

Además, es significativa la presencia del puerto de Blanes, que, a pesar de estar en su fase inicial, ya ocupaba un 0,35% de la superficie total. Finalmente, existían distintos hábitats singulares en el delta, como la roca de Sa Palomera o la Piona de Malgrat, que

se definen como zonas aisladas de dimensiones reducidas con alguna singularidad en cuanto a biodiversidad y que representan un 0,13% de la superficie deltaica.

Sin embargo, hay un hecho que destaca por encima de los demás y es la poca presencia de suelo urbano. De hecho, tan sólo alrededor de un 2% de la superficie deltaica estaba destinada a uso urbano, destacando también la ausencia de campings.

El análisis de éstos resultados, muestra que los principales usos del suelo del delta de la Tordera en los años 50 eran aquellos asociados a la llanura agrícola con casi un 56% del total del delta. Les siguen los usos o grupos de hábitats costeros con un 33%, los usos de tipo fluvial con alrededor de un 8%, los urbanos con un 2%, y, finalmente, los hábitats singulares con un 0,48%. También nos permite ver que el 44% del suelo del delta se mantenía natural o naturalizado. Sin embargo, el suelo puramente agrícola (53%) pone de manifiesto la importante transformación del territorio producida en el delta de la Tordera y ya visible en los años 50 a pesar de que el suelo impermeabilizado aún no tenía demasiada representación (2%). En definitiva, más de la mitad (55%) del área deltaica estaba antropizada, porcentaje que sube hasta el 77% si sólo tenemos en cuenta la parte emergida del delta, descartando la playa sumergida y el frente deltaico donde el humano no puede establecerse.

Finalmente, destaca que en los años 50 no había ninguna figura de protección en todo el delta de la Tordera dejándolo a merced del crecimiento urbano que experimentaría en las décadas siguientes.

3.3.3.3. Mapas comparativos de usos entre 1956 y 2018

Con el objetivo de complementar los datos procedentes de los mapas de usos del suelo de 1956 y 2018 y para establecer relaciones que ejemplifiquen los cambios experimentados durante este periodo en el delta de la Tordera, hemos generado una colección de mapas con distinta temática que establecen comparaciones de usos del suelo concretos.

- *Mapa de evolución del bosque Mediterráneo*

Para estudiar la evolución de la distribución del bosque mediterráneo en el delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig.3.19) que compara la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas de bosque mediterráneo que se han mantenido (en verde oscuro) sin tener en cuenta si han sufrido cambios en su composición o no; las zonas donde hay bosque mediterráneo en la actualidad pero que no había en los años 50 (en verde claro); y aquellas áreas de bosque mediterráneo que se han perdido (en marrón).

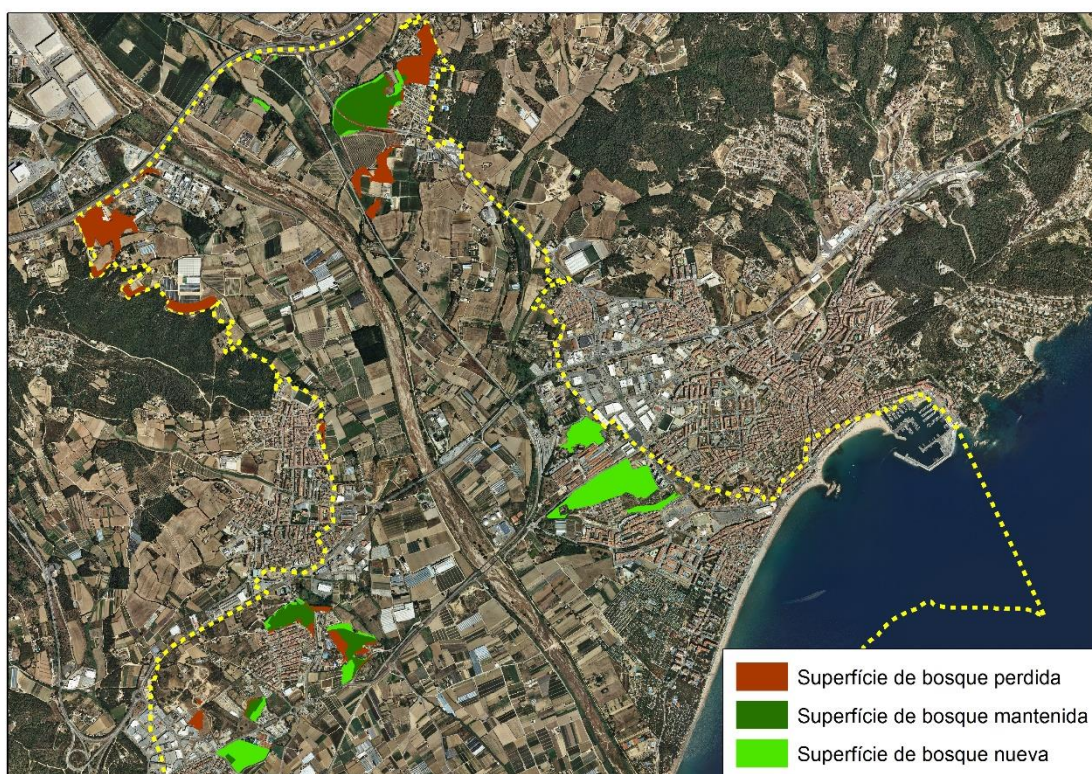


Figura 3.19: Mapa de evolución del bosque mediterráneo entre 1956 y 2018

Se observa claramente cómo hasta 4 áreas diferenciadas de bosque mediterráneo se han mantenido a lo largo de los años, una en la zona interior del delta y las otras tres en el hemidelta sur, todas ellas sobre elevaciones del terreno y sobre sustrato poco apreciado para la agricultura. La pérdida de superficie de bosque mediterráneo se

concentra en lo que hoy es polígono industrial de Palafolls (zona interior izquierda) y en la zona del delta que pertenece al municipio de Tordera (zona interior derecha). Además, observamos pequeñas zonas de bosque mediterráneo que se han perdido en el hemidelta sur, en casi todos los casos asociadas al crecimiento urbano. Finalmente, la superficie ganada de bosque mediterráneo se limita a una gran área de bosque que ha crecido en el hemidelta norte, además de las zonas colindantes de las áreas que se han mantenido. En general estas nuevas zonas corresponden al abandono de antiguos campos de cultivo o a la sucesión natural de matorral a bosque, y no siempre coinciden en estado de conservación o estructura vegetal con las áreas perdidas.

En total, el cómputo global indica que, actualmente, hay la misma superficie de bosque Mediterráneo que en los años 50. Sin embargo, hay que destacar que el 41% de la superficie de bosque de 1956 se ha perdido (en buen estado de conservación y con hábitats característicos del delta), una pérdida que queda compensada por la superficie ganada (con una deficiente estructura vegetal y mayoritariamente ocupada por hábitats poco representativos del delta). Así pues, este resultado sólo muestra la evolución de la superficie, no el estado de la masa forestal.

- *Mapa de evolución de herbazales y matorrales*

Para estudiar la evolución de la distribución de los herbazales y matorrales no relacionados con zonas húmedas o arenales litorales en el delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig.3.20 A-B) que compara la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas que se han mantenido (en amarillo); las zonas donde hay herbazales y matorrales en la actualidad pero que no había en los años 50 (en verde); y aquellas áreas que se han perdido (en rojo).

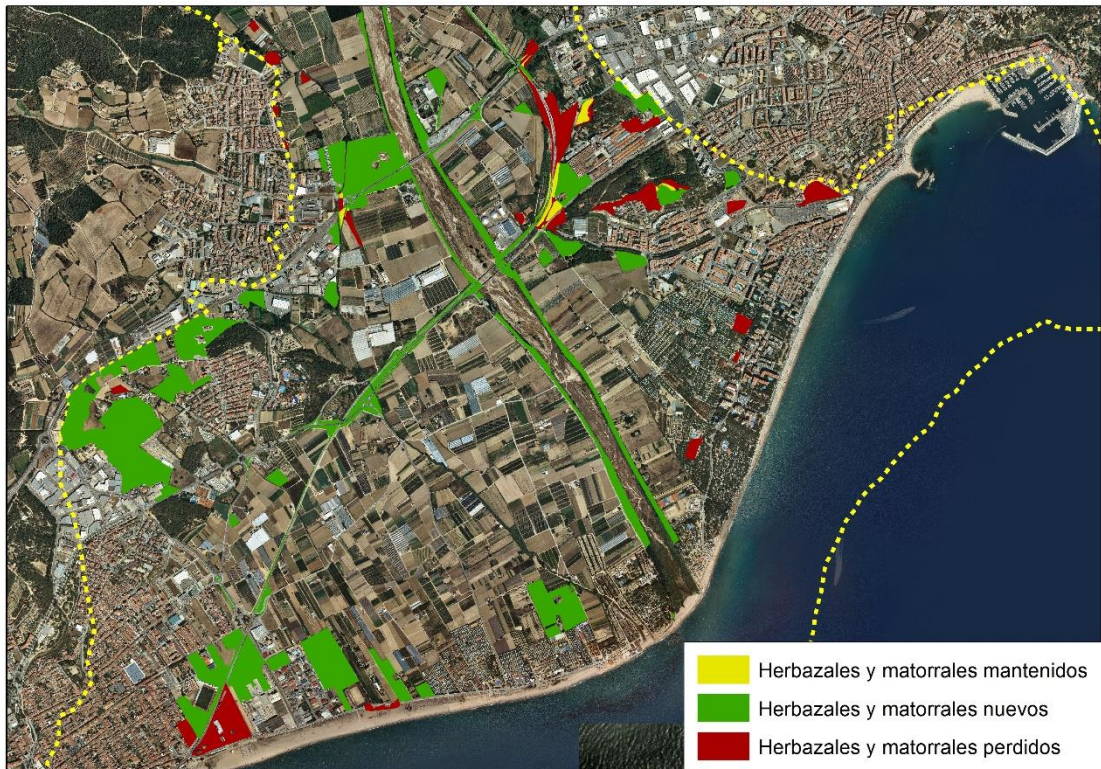
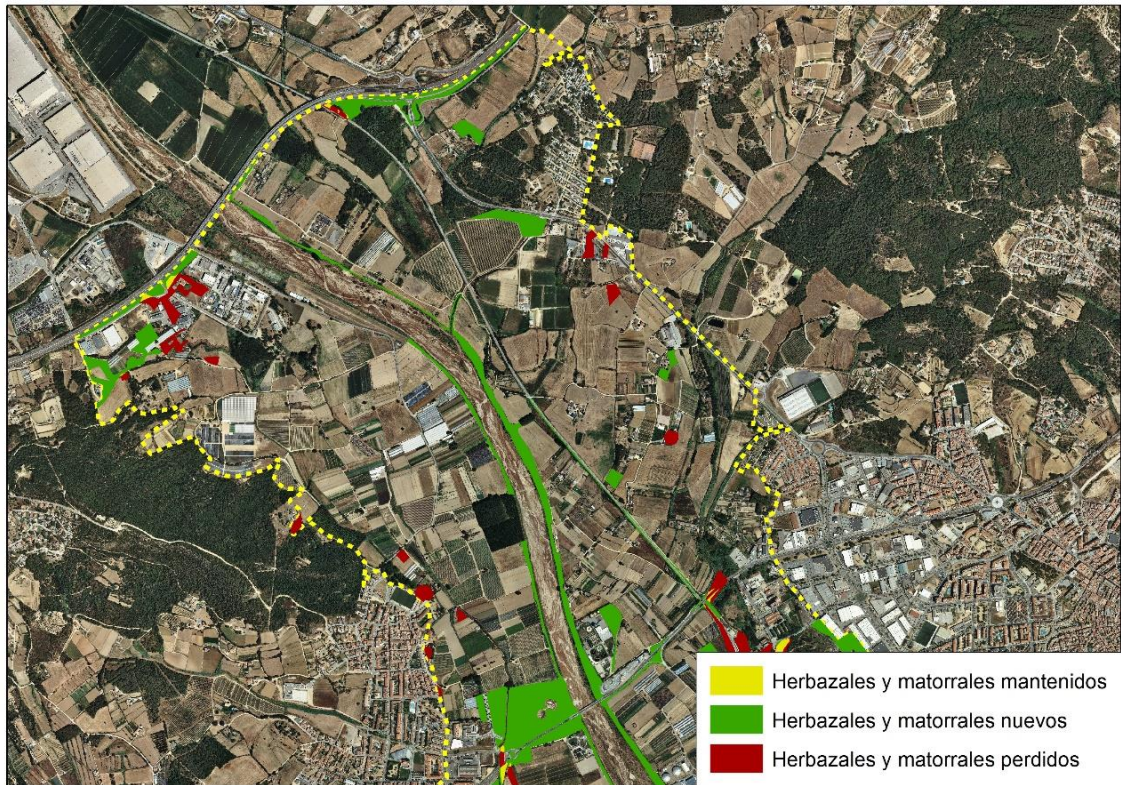


Figura 3.20: Mapa de evolución de las comunidades de herbazales y matorrales entre 1956 y 2018. A) Zona interior del delta y B) Zona litoral del delta.

A primera vista destaca la gran presencia de herbazales y matorrales que han aparecido desde los años 50 a la actualidad. Además, si nos fijamos concretamente en esas zonas que aparecen, observamos algunos detalles. Se observa la aparición de una gran superficie lineal de herbazales y matorrales nuevos alrededor del río Tordera, sobre las motas (canalización). También observamos áreas nuevas que describen líneas más o menos rectas ya que siguen las vías de comunicación que hay en el delta. El gran crecimiento de dichas vías de comunicación ha hecho que este tipo de vegetación encuentre lugares para crecer donde antes había cultivos y/u otros usos. Además, vemos grandes extensiones de nuevas áreas en medio de la llanura agrícola asociadas al abandono de campos de cultivo.

Otro hecho palpable es la casi ausencia de zonas de herbazales y matorrales mantenidas. Eso es debido a dos motivos, por una parte, a que este tipo de vegetación, en 1956, quedaba incluida dentro del río, los arenales o las zonas húmedas y, en segundo lugar, por la desaparición de las principales áreas de 1956 debido a la urbanización del suelo que ocupaban, destacando la gran superficie de la zona industrial de Malgrat de Mar, la de la estación de trenes de Blanes y la del polígono industrial de Palafolls.

Finalmente, a pesar de que podríamos hablar de una gran colonización de herbazales y matorrales en muchos puntos del delta, hay que tener en cuenta que los actuales distan mucho de los hábitats y comunidades vegetales originales y, en 1956, este tipo de vegetación quedaba incluida en otros espacios como el fluvial, los arenales o las zonas húmedas, dependiendo del hábitat o comunidad vegetal.

- *Mapas de evolución de los cultivos de secano y campos de regadío*

Para estudiar la evolución de los campos de cultivo en el delta de la Tordera, hemos generado dos mapas (Fig.3.21-3.22) que comparan la distribución de campos de regadío y huertas (Fig.3.21) y campos de secano (Fig.3.22) entre 1956 y 2018. En ellos se representan aquellas áreas que se han mantenido (en naranja para los de regadío y en amarillo para los de secano); las áreas donde hay nuevos cultivos en la actualidad pero que no había en los años 50 (en verde en los dos mapas); y aquellas áreas que se han perdido (en marrón en los dos mapas).

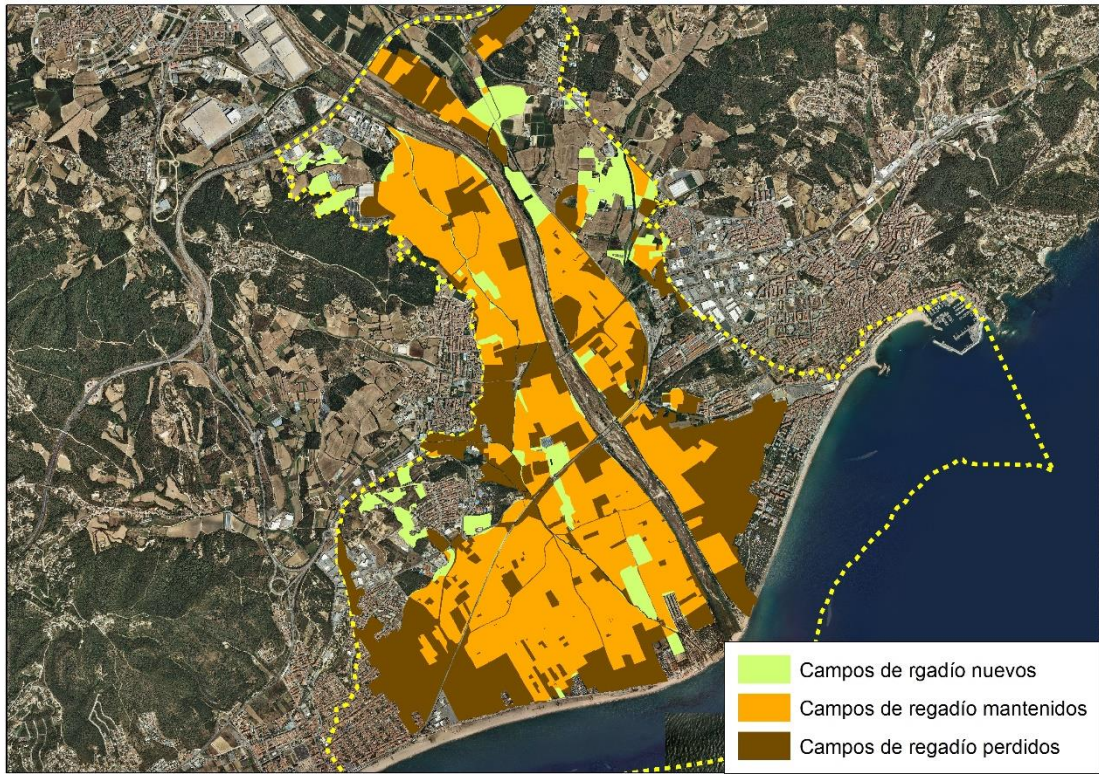


Figura 3.21: Mapa de evolución de los cultivos de regadío y huertas entre 1956 y 2018

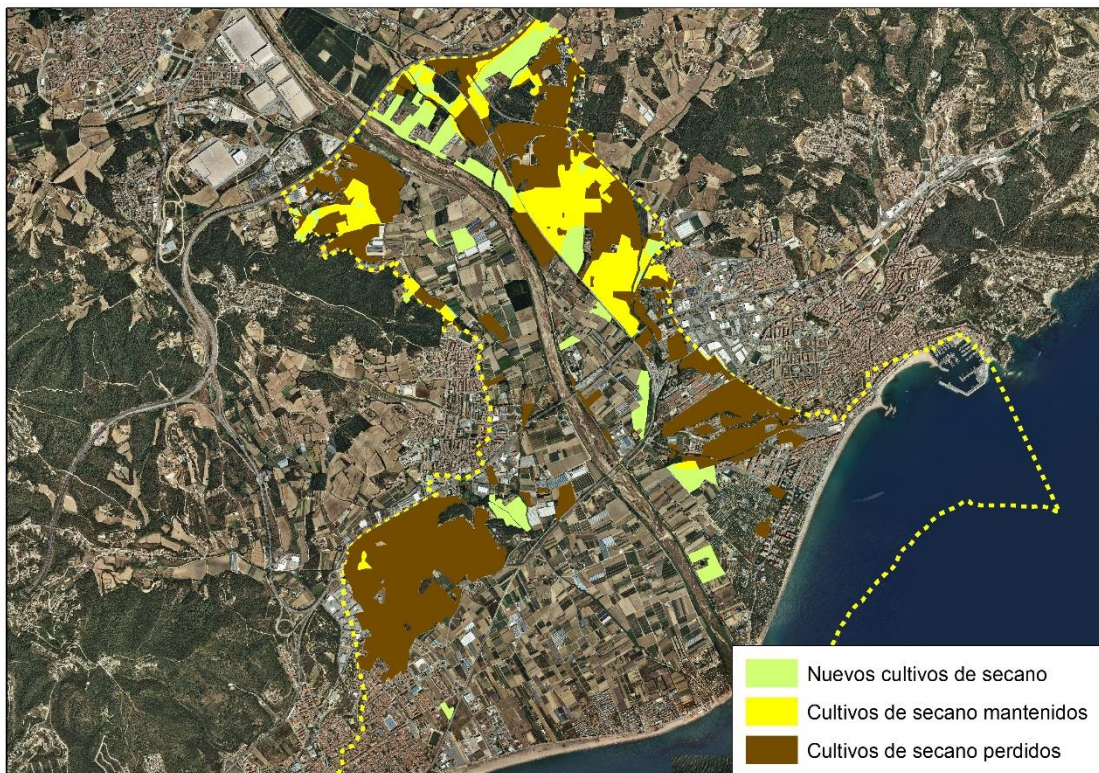


Figura 3.22: Mapa de evolución de los cultivos de secano entre 1956 y 2018

Observamos que la mayoría de los campos de regadío y huertas presentes en 1956 aún se conservan hoy en día (naranja en fig.3.21) mientras que en el caso de los cultivos de secano vemos que la superficie de campos que había en 1956 y que siguen estando en la actualidad (amarillo en fig.3.22) es bastante pequeña, predominando en este caso áreas de cultivos de secano que han cambiado su uso del suelo (marrón en fig.3.22).

Ambos concentran su superficie perdida en aquellas zonas en las que ha habido un gran crecimiento urbano, cómo son los casos de la llanura agrícola de Blanes y la de Malgrat de Mar, además de la zona industrial de Palafolls. Así pues, observamos un claro ejemplo de cómo el crecimiento urbano está ganando la batalla a la llanura agrícola, ejerciendo una presión constante desde los extremos de la llanura deltaica hacia la zona central, por una parte, y cerrando el cerco y desconectando los espacios naturales del delta de los ecosistemas circundantes. Además, en el caso de los cultivos de regadío y huertas, observamos zonas perdidas (manchas marrones) en medio de los campos asociadas a la proliferación de invernaderos y viveros, así como a la construcción de distintas vías de comunicación que los cruzan. Por otro lado, en el caso de los cultivos de secano perdidos, vemos que hay zonas que no coinciden ni con zonas urbanas ni con cultivos de regadío, hecho que indica que se trata de campos abandonados tal y como podemos comprobar al relacionarlo con el mapa de herbazales y matorrales (Fig.3.20).

Merece especial atención fijarse en los dos mapas conjuntamente para observar que muchas de las áreas perdidas por los cultivos de secano (marrón en fig.3.22) coinciden con áreas de regadío ganadas (verde en fig.3.21), mostrando así la tendencia hacia cultivos intensivos o de regadío, en detrimento de los de secano. Este hecho provoca que, en la actualidad, la mayor parte de la llanura agrícola del delta esté ocupada por campos de regadío y huertas, dejando la mayoría del cultivo de secano en una zona muy concreta y delimitada en la zona interior del delta, en el margen Este del río, donde incluso observamos bastantes campos de secano nuevos como consecuencia del menor grado de humedad freática, igual que en algunas zonas más cercanas a la costa.

En definitiva, observamos una serie de tendencias que incluso pueden permitir predecir la situación futura:

- Tendencia a ganar terreno urbano a costa de terreno agrícola
- Tendencia a transformar campos de secano en regadío o huerta
- Tendencia a reconvertir campos de regadío y huertas en invernaderos o viveros
- Cierta tendencia a abandonar campos de cultivo

- *Mapa de evolución de las zonas húmedas*

Para estudiar la evolución de la distribución de zonas húmedas en el delta de la Tordera, hemos generado dos mapas (Fig.3.23 A-B) que comparan la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En ellos se representan aquellas áreas que se han mantenido (turquesa); las áreas donde hay zonas húmedas en la actualidad pero que no las había en los años 50 (en azul); y aquellas áreas que se han perdido (en marrón).

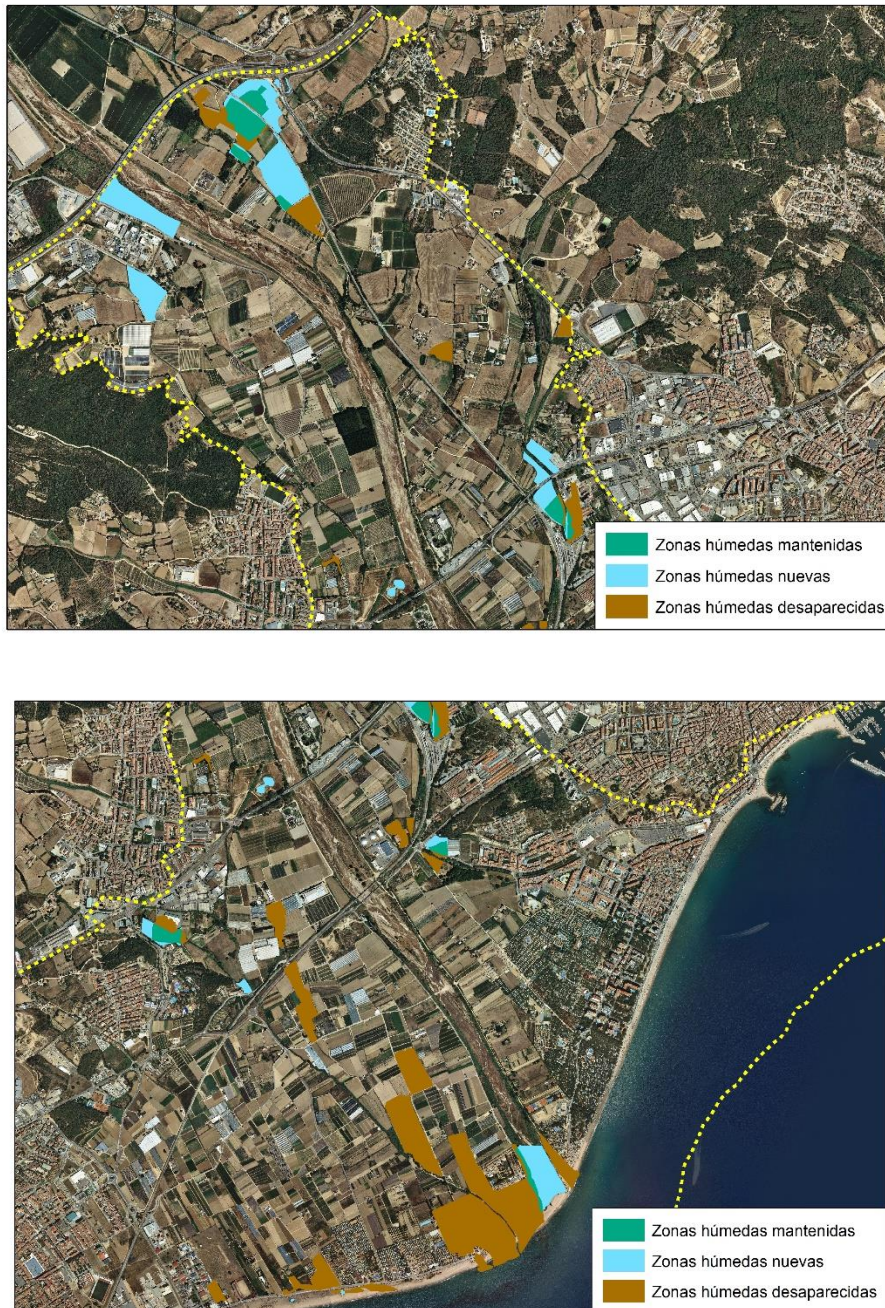


Figura 3.23: Mapas de evolución de las zonas húmedas entre 1956 y 2018. A) Zona interior del delta y B) Zona litoral del delta

En primer lugar, observamos una gran diferencia de evolución de éste uso del suelo entre la zona litoral y la zona interior del delta. Mientras la zona interior se caracteriza por haber mantenido y ampliado algunas de sus zonas húmedas e incluso por la aparición de nuevas, la zona litoral se caracteriza por haber perdido casi la totalidad de las zonas húmedas.

Si nos fijamos en las que se han perdido, destaca la importante área donde se ubican los campings de Malgrat de Mar. Estas zonas húmedas fueron rellenadas con escombros y sablón para acondicionarlas como parte de las instalaciones turísticas, y aun hoy en día se pueden observar los antiguos alisos y fresnos dentro de los cámpings que lo testifican. También destacan otras zonas húmedas que se han convertido en campos de cultivo y otras que han sido urbanizadas.

En cuanto a las zonas húmedas nuevas, destaca la laguna litoral de la Tordera, cuyo origen se encuentra en los cambios morfológicos de la desembocadura, donde ha prosperado una vegetación lacustre que poco tiene que ver con la de las zonas húmedas originales. Lo mismo ocurre en las demás zonas húmedas nuevas, ya sea porque se inundan debido a cambios morfológicos a su alrededor o por haber sido creadas artificialmente.

Finalmente, en cuanto a las zonas mantenidas, vemos que se limita a pequeñas áreas aisladas y, en la mayoría de los casos, muy degradadas por las presiones a las que están sometidas, tanto por lo que hay a su alrededor como por el descenso del nivel freático por sobreexplotación de acuíferos. Un dato revelador es que se han perdido unos 250.000 m² de zonas húmedas, lo que representa una reducción del 44% de su superficie. Sin embargo, si eliminamos de la ecuación las zonas húmedas de nueva creación, las cuales distan considerablemente de las características y hábitats originales, tan sólo se mantiene en la actualidad el 16% y lo hace con niveles de degradación importantes.

- *Mapa de evolución de los cursos fluviales*

Para valorar la evolución de la distribución cursos fluviales del delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig. 3.24 A-B) que compara su distribución entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas que coinciden entre los años 50 y la actualidad (azul) y las zonas que actualmente han quedado fuera del curso fluvial (en morado).



Figura 3.24: Mapas de evolución de los cursos fluviales entre 1956 y 2018. A) Zona interior del delta y B) Zona litoral del delta

Es importante que antes que nada diferenciamos el río Tordera de los otros cursos fluviales menores que hay en el delta de la Tordera, como rieras y arroyos, los cuales muestran gran similitud en sus cauces actuales con los de 1956. Sin embargo, cuando éstos son absorbidos por el entramado urbano, dejan de ser visibles o han sido modificados considerablemente debido a las canalizaciones, en ocasiones subterráneas. Éste sería el caso, por ejemplo, de la riera de la Vall de Burg a su llegada a la zona urbana de Blanes.

Donde sí observamos una gran modificación es en el cauce del río Tordera que, en líneas generales, ha perdido superficie a ambos lados, dando como resultado un marcado estrechamiento que en la zona interior del delta (Fig.3.24B) llega a ser del 50% de la anchura total, pasando de 260m a 130m. Aunque no tan marcado como en esta zona, se trata de una tendencia que observamos a lo largo de toda la llanura fluvial del río. Esta superficie perdida se corresponde con las motas o canalización que ha sufrido la Tordera durante la segunda mitad del siglo XX. Destaca también en la zona de la desembocadura toda la superficie perdida que se corresponde con el tramo de río que, a día de hoy y debido a la erosión que sufre la zona costera, se encontraría debajo del mar.

En total, el cauce de la Tordera ha perdido unos 300.000 m² de superficie fluvial, lo que representa un 33% del cauce de los años 50.

- *Mapa de evolución de los arenales con vegetación psamófila*

Para analizar la evolución de la distribución de arenales costeros con vegetación psamófila del delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig.3.25 A-B) que compara la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas que se han mantenido (en amarillo); las zonas donde hay arenales con vegetación psamófila en la actualidad pero que no la había en los años 50 (en verde); y aquellas áreas que se han perdido (en rojo).

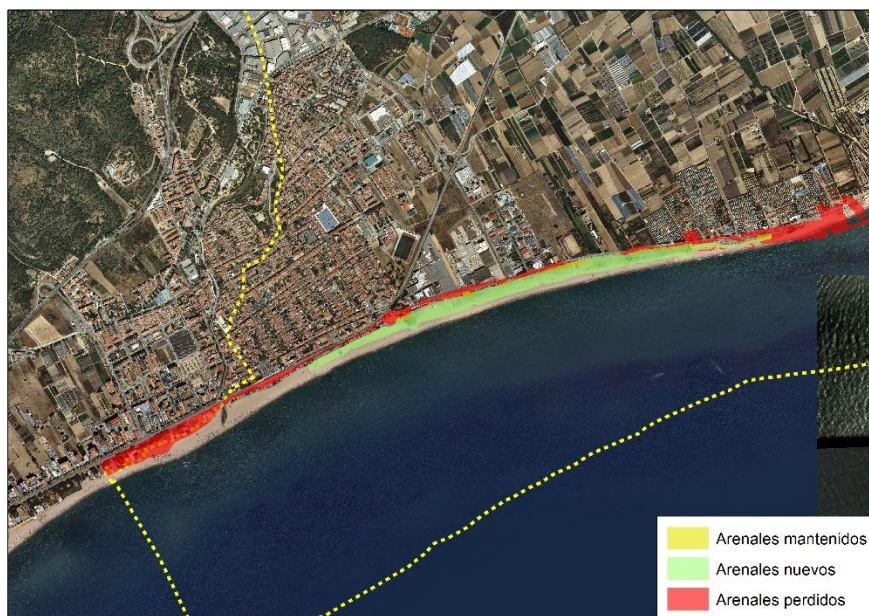




Figura 3.25: Mapas de evolución de los arenales con vegetación psamófila entre 1956 y 2018. A) Hemidelta norte y B) Hemidelta sur

Lo primero que destaca es una gran diferencia entre el hemidelta sur y el norte. Mientras el primero (Fig.3.25A), a pesar de haber perdido gran parte de su extensión, muestra una pequeña zona en la que se ha mantenido el arenal e incluso se ha ganado una extensión considerable, el segundo (Fig.3.25B) ha perdido toda su extensión de arenal con vegetación. En total se ha perdido un 83% de la superficie de arenales con vegetación psamófila, un porcentaje que se acerca al 98% si hablamos de los que se mantienen igual desde los años 50.

Si nos fijamos en la evolución de los arenales del hemidelta norte, vemos que se ha perdido un gran de arenal en la playa de s'Abanell de Blanes, el más extenso de los años 50, y que fue compactado con sablón para instalar los campings y parte del entramado urbano actual de Blanes. El poco arenal que quedó, se perdió con la posterior construcción del paseo marítimo y la erosión costera, que lo han reconvertido en lo que hoy es playa seca sin vegetación. También se ha perdido todo un tramo de arenales con vegetación psamófila a raíz de la construcción del paseo marítimo y el puerto en el extremo norte.

Por otro lado, en el hemidelta sur, observamos una pérdida generalizada de la parte trasera de los arenales debido a la urbanización de la zona, donde se ha construido una carretera, cámpings y el tramo norte del paseo marítimo de Malgrat de Mar. Además, en la zona de la desembocadura, observamos una superficie de arenal con vegetación psamófila que se ha perdido debido a la erosión que ha sufrido la zona y que,

actualmente, se encontraría bajo el mar. En la zona central de los arenales de Malgrat de Mar, se observa un área “mantenida” que no indica que durante esos 60 años se haya mantenido el arenal, sino que simplemente coincide su localización. En esa misma zona central, observamos una considerable área de nueva creación mediante un convenio, en el año 2001, entre la *Fundació Territori i Paisatge* (ahora *Fundación La Pedrera*) y el ayuntamiento de Malgrat de Mar para la recuperación de vegetación psamófila en la playa de La Conca que ha permitido recuperar una gran extensión con algunas especies de vegetación psamófila. Actualmente hay un proyecto de recuperación de las antiguas comunidades vegetales originales con semillas recolectadas entre Blanes y Pineda de Mar, ya que aquí se daban unas composiciones florísticas únicas en el país, ahora desaparecidas, con endemismos como la considerada extinguida hasta hace unos meses *Reseda hookeri* (Guardiola & Romera 2018) y que ha sido redescubierta en una playa cercana a Malgrat de Mar.

En definitiva, gran parte del delta de la Tordera ha perdido los arenales con vegetación en la parte posterior de la playa que eran esenciales para la estabilidad de la zona costera.

- *Mapa de evolución de la playa seca*

A pesar de haber estudiado al detalle la evolución de la playa en los apartados 3.2 y 3.3, hemos generado un mapa (Fig.3.26 A-B) que compara la superficie de playa seca entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas que se han mantenido (en amarillo); las zonas donde hay playa seca en la actualidad pero que no había en los años 50 (en azul); y aquellas áreas que se han perdido (en rojo).

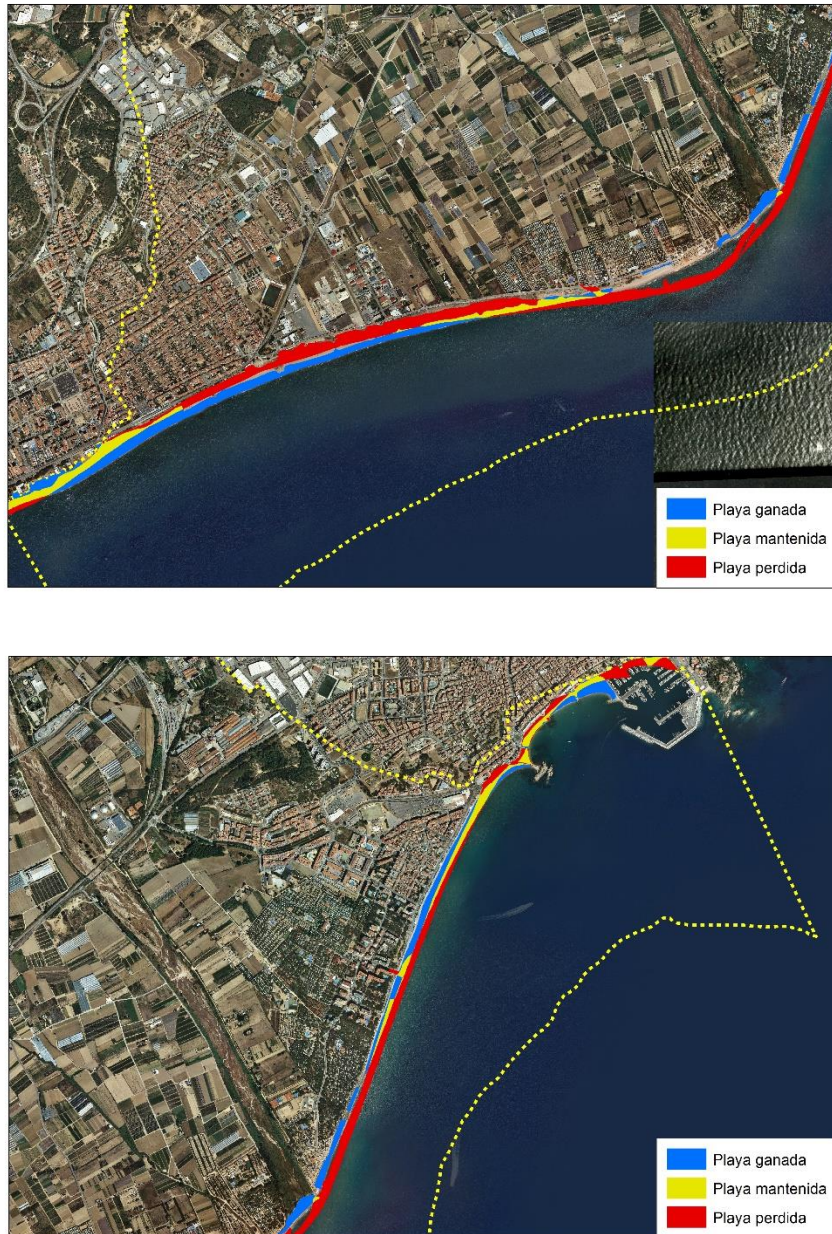


Figura 3.26: Mapas de evolución de la playa seca 1956 y 2018. A) Hemidelta norte y B) Hemidelta sur.

Tal y como habíamos comentado ya en los apartados anteriores, se observan 3 dinámicas bien diferenciadas en el delta de la Tordera, una en el hemidelta norte, otra en la zona de la desembocadura y, finalmente, otra en el hemidelta sur. La zona más

crítica es la zona de la desembocadura, donde vemos claramente que toda el área que era playa seca en 1956 se encuentra bajo el mar, siendo la playa actual lo que antes eran arenales con vegetación y/o zonas húmedas. Por otro lado, el hemidelta norte aún conserva una pequeña superficie de playa de los años 50, aunque una importante parte de ésta ya se encuentra bajo mar. Además, en la actualidad, observamos que hay playa donde antaño había el frente del gran arenal con vegetación, comentado anteriormente. Finalmente, en el hemidelta sur, observamos un importante crecimiento de playa hacia mar y la casi total desaparición de lo que era playa en los años 50 debido a la urbanización de la zona trasera de la playa.

En definitiva, observamos que poco queda de lo que en los años 50 era playa seca, siendo la playa seca actual una transformación de los arenales, en el caso del hemidelta norte y la zona de la desembocadura, o una ganancia de tierra hacia mar en el caso del hemidelta sur.

- *Mapa de crecimiento urbano*

Para valorar el impacto del crecimiento urbano en el delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig.3.27) que compara la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En él se representa el área urbana de 1956 (en rosa) y la actual (en rojo).

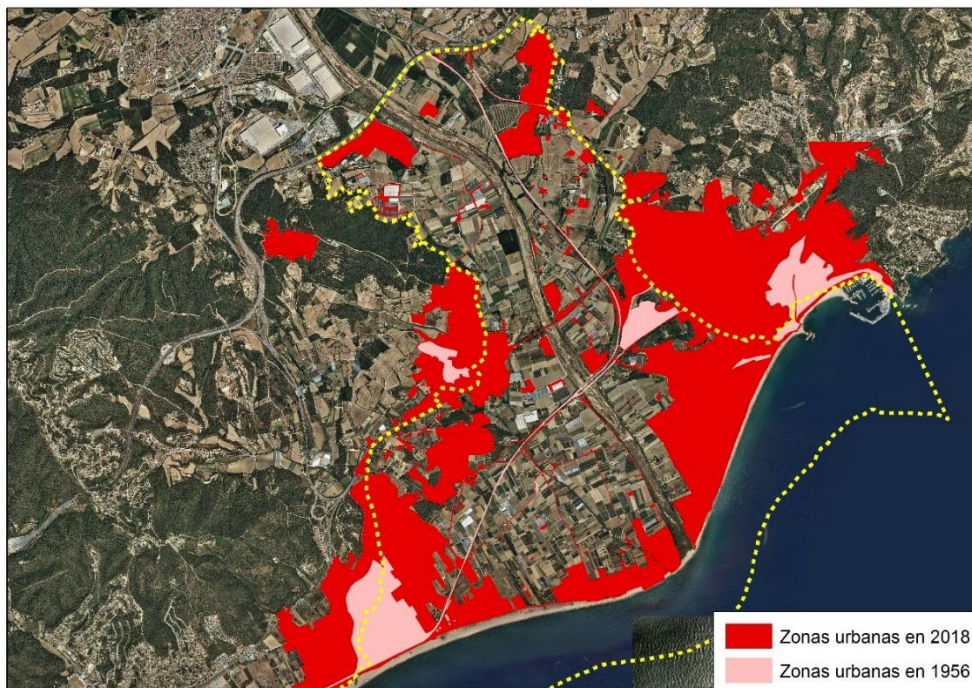


Figura 3.27: Mapa de crecimiento urbano entre 1956 y 2018.

Este mapa muestra la presión que el crecimiento urbano ha ejercido y sigue ejerciendo al ecosistema delta de la Tordera, pasando de un 2,6% de suelo urbano en 1956 a un 22% en 2018.

Sin embargo, la situación es algo distinta en función de la zona del delta. En el caso del hemidelta norte, observamos un gran crecimiento del municipio de Blanes, el cual ha multiplicado por 5 su superficie urbana, llegando a ocupar prácticamente la totalidad de la llanura deltaica. En el caso del municipio de Malgrat de Mar, en el hemidelta sur, observamos también un importante crecimiento que ha triplicado la superficie urbana. Otro caso destacable es el del municipio de Palafolls, que quedaba totalmente fuera de la llanura deltaica en 1956 y que, en la actualidad, ya está ocupando parte de ésta debido al gran crecimiento que ha experimentado. Además, Palafolls, creó un importante polígono industrial, construido en gran parte también en la zona deltaica, tal y como observamos en la parte interior izquierda del delta. También vemos un crecimiento urbano significativo en la zona interior derecha del delta correspondiente a zonas aisladas del municipio de Tordera. En toda la zona central del delta, con el río como eje, observamos la aparición de infinidad de pequeñas áreas lineales correspondientes a la construcción de múltiples carreteras para conectar los 4 municipios del delta y debido a la modernización y/o transformación de algunos sectores agrícolas. Finalmente, destaca la total urbanización de la zona litoral del delta, dejando la desembocadura rodeada de suelo urbano y causando un gran impacto en el dinamismo de ésta.

En definitiva, observamos un enorme crecimiento urbano que ejemplifica la gran presión humana que existe en este ecosistema. Hay que tener en cuenta que, a parte del cambio de uso del suelo que ello supone, este crecimiento urbano trae consigo otro impacto no tan visible como es el aumento de la demanda de agua para uso doméstico que, a su vez, genera un gran impacto en el ecosistema, tal y como veremos en el capítulo 4 de la tesis.

- *Mapa de evolución de la artificialización de la costa*

Para estudiar la artificialización de la costa en el delta de la Tordera, hemos generado un mapa (Fig.3.28 A-B) que compara la distribución de este uso del suelo entre 1956 y 2018. En él se representan aquellas áreas que se han mantenido (en morado); las nuevas áreas artificializadas (en lila claro); y aquellas estructuras que se han desmantelado (en rojo).



Figura 3.28: Mapas de evolución de estructuras de artificialización de la costa entre 1956 y 2018. A) Zona del Puerto de Blanes y B) Zona de la desembocadura del río Tordera

En primer lugar, observamos el crecimiento del puerto de Blanes (Fig.3.28-A) tal y como se ha comentado en apartados anteriores de este capítulo, el cual, con la ampliación y la construcción de una nueva marina seca, ha duplicado su extensión. Además, y desde sus inicios, la incidencia del puerto en la pequeña playa de Blanes centro provocó una artificialización de la costa con dos espigones perpendiculares a la línea de costa para evitar la erosión inducida en esa zona, los cuales aún se mantienen hoy en día. También se construyó una escollera de protección en la zona de conexión entre la roca de sa Palomera y la playa ya que la erosión inducida dificultaba la estabilización de la zona, dejándola desconectada de la playa durante largos periodos de tiempo.

Por otro lado, en la zona de la desembocadura (Fig.3.28-B), observamos la aparición de 5 tramos de escollera paralelos a la línea de costa para frenar la erosión costera y proteger las infraestructuras urbanas y turísticas de la zona posterior de la playa. Estas estructuras han fragmentado la playa seca, la cual ya no muestra continuidad en muchos tramos y, además, han aumentado la erosión de las zonas sin escollera debido a la erosión inducida por las mismas. Por ahora se observa una artificialización discontinua que, sin embargo, muestra una tendencia hacia la artificialización total de esta zona, a tenor de la ampliación de estas estructuras que se viene realizando año tras año durante la última década.

Finalmente, comentar que la zona del hemidelta sur, al estar en acreción, tal y como hemos observado en el apartado 3.2, no ha precisado de la construcción de ninguna estructura artificial y, actualmente, es el único tramo de costa del delta de la Tordera libre de estructuras artificiales.

3.3.4. Discusión

3.3.4.1. Cambios en los usos del suelo (1956-2018)

La comparación de la distribución de los usos del suelo entre la actualidad y un horizonte pasado, donde la incidencia humana era mucho menor, permite evaluar los cambios en los usos del suelo que dan explicación a muchas de las problemáticas a las que se ven sometidos los ecosistemas. El delta de la Tordera no es una excepción y la comparación entre la situación de 1956 y la actualidad (Fig.3.29) muestra una imagen muy clara de las tendencias que viene sufriendo este ecosistema en las últimas décadas.

Observamos un cambio evidente en los usos del suelo en el delta de la Tordera debido a la gran presión antrópica que hay en la zona y que tiene como gran exponente el gran crecimiento urbano (en gris en el mapa) que ha experimentado la zona deltaica y su entorno en estos últimos 60 años. Hay que tener en cuenta que se ha urbanizado un 20% del total de la superficie deltaica, causando la desaparición de muchos hábitats asociados a usos del suelo donde hoy hay un suelo impermeabilizado u ocupado por campings. Debemos considerar que los campings también implican cierta impermeabilización, aunque no sea total, ya que la compactación con sablón y la urbanización parcial sobre antiguos arenales totalmente permeables es evidente. Un ejemplo es la escorrentía superficial de estas zonas que, actualmente, requieren de canales de drenaje hacia el alcantarillado (caso de Blanes) o desembocando al mar (caso de Malgrat de Mar). Esto mismo hay que considerarlo para muchos campos de cultivo que han sido rellenados con sablón para elevar el terreno y evitar inundaciones. En ese sentido, el “nuevo” uso agrícola también ha incrementado la impermeabilización del terreno y fomentado la creación de canales de desguace que desembocan en el mar. Así pues, aunque se hayan mantenido muchos de los campos de cultivo entre 1956 y 2018, hay que tener en cuenta que muchos funcionan de distinta manera debido a la impermeabilización parcial y al requerimiento de riego artificial en sustitución del freático superficial. Además, el crecimiento urbano trae consigo otras consecuencias como la mayor demanda de agua, lo que implica un descenso del nivel freático (mayor que el causado por los cambios agrícolas) que degrada considerablemente las zonas húmedas y hace que cultivos que antes eran autosuficientes, gracias al nivel superficial del freático, ahora necesiten de un sistema de riego intensivo para seguir siendo productivos.

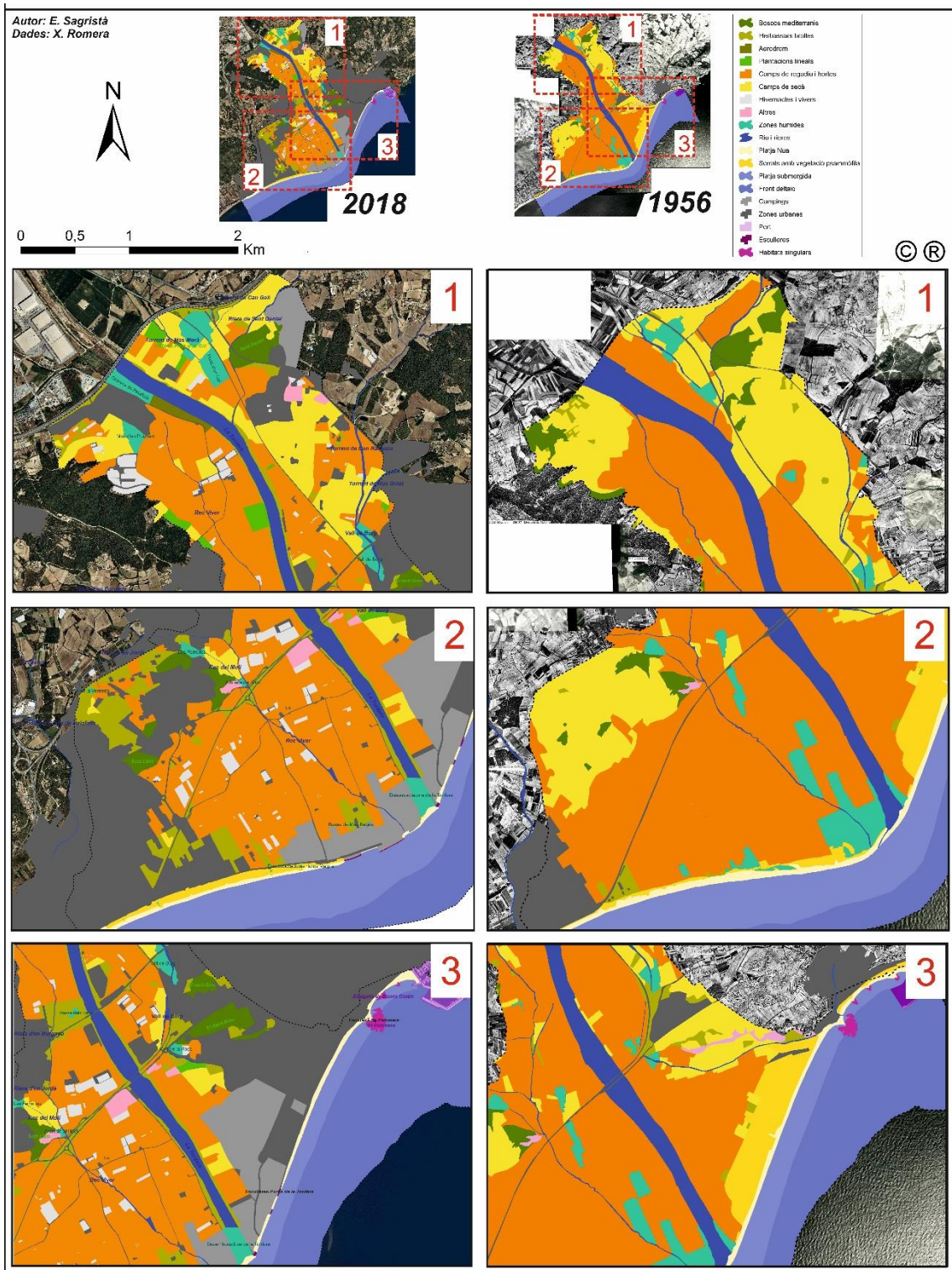


Figura 3.29: Comparación entre Mapa de hàbitats y usos del suelo del delta de la Tordera de 2018 y el de 1956. A la izquierda se sitúan los mapas de 2018 y a la derecha los de 1956 con la situación de los zooms 1, 2 y 3 en el mapa global de cada año en la parte superior de la figura.

A pesar de ser el más visible, el crecimiento urbano no es el único cambio en los usos del suelo que ha experimentado el delta de la Tordera en los últimos 60 años. Otro de los cambios importantes lo encontramos en la transformación de los cultivos de secano en otros cultivos más intensivos, como los campos de regadío y huertas o, en los últimos años, en invernaderos y viveros. A pesar de que tanto la agricultura de secano como la de regadío han perdido un porcentaje importante de presencia en el delta de la Tordera, si nos fijamos en la relación entre cultivos de secano y de regadío, vemos que en 1956 había una relación de 1 a 3 (1 m² de secano por cada 3 m² de regadío) mientras que en la actualidad dicha relación es de 1 a 5. A esta brecha entre cultivos hay que añadir los propios cambios producidos en cada uno de los grupos que, aunque no quedan reflejados ni cuantificados en los mapas, representan un importantísimo incremento de riego artificial y de impermeabilización del terreno que afectan directamente al nivel freático.

Otro de los cambios significativos es el que han sufrido las zonas húmedas del delta de la Tordera. El cambio más destacable es el que ha sufrido la gran zona húmeda alrededor de la desembocadura de la Tordera que había en 1956. Esa zona se ha rellenado con escombros y sablón para elevar los terrenos y convertirla en suelo apto para campings. Si nos fijamos en los dos mapas vemos que incluso la forma actual de la superficie ocupada por campings se asemeja considerablemente a la que en los años 50 era zona húmeda. Por otro lado, encontramos zonas que, actualmente, tienen un uso como zona húmeda que no tenían en los años 50 debido a las modificaciones antrópicas que se han realizado en el delta, las cuales hacen que haya zonas que se inundan que no lo hacían en el pasado. Como ejemplo, antiguos campos de cultivo han quedado deprimidos topográficamente con respecto a las zonas colindantes provocando que ahora se inundan de manera temporal.

Los cursos fluviales tampoco han escapado de los cambios de usos ya que, mientras el río Tordera ha visto como su cauce se estrechaba con motas cubiertas de herbazales y cañaverales, los cursos fluviales menores han sido encauzados subterráneamente en muchos tramos al ser absorbidos por el entramado urbano.

Existen otros cambios en los usos del suelo del delta de la Tordera como por ejemplo algunos campos de cultivo que se han convertido en plantaciones lineales aprovechando el nivel superficial del freático, pero que en los últimos años han dejado de ser productivos (precisamente por el descenso del freático) y se encuentran en abandono y desaparición progresiva, así como la transformación de los arenales litorales en zona urbana en su parte posterior y en playa seca en la frontal.

En la zona costera encontramos un cambio en los usos del suelo inducido por la gran transformación que ha sufrido el ecosistema delta de la Tordera. Este cambio tiene a su máximo exponente en la transformación de arenales con vegetación psamófila, playa seca e incluso zonas húmedas y fluviales (en la desembocadura) en playa sumergida debido al proceso erosivo que ha sufrido el delta en las últimas décadas (ver anteriores apartados del capítulo 3)

También hay que tener en cuenta que no solo ha habido cambios de un uso a otro, sino que, además, ha habido cambios significativos en algunas zonas que, a pesar de mantener el mismo uso, han cambiado considerablemente, normalmente con una transformación de los hábitats presentes o con la deriva hacia cultivos cada vez más intensivos y/o dependientes del riego artificial (huerta, invernaderos y viveros).

3.3.4.2. Consecuencias para el ecosistema delta de la Tordera

Como introducíamos en el último párrafo del anterior apartado, todos estos cambios en los usos del suelo han causado una afectación al ecosistema delta de la Tordera. Por un lado, la presión urbana, el uso generalizado de sablón compactado, el incremento de canales de desguace y la intensificación del regadío han puesto en jaque al funcionamiento hidrogeológico del delta debido a la mayor impermeabilización del suelo y al aumento de las extracciones de agua subterránea. Por otro lado, es evidente una degradación de muchos suelos, en especial de los naturales que, en muchos casos, a pesar de mantener el uso en sí, nada tienen que ver con el estado que tenían en los años 50.

La proliferación de herbazales y matorrales no relacionadas con arenales costeros o zonas húmedas es, quizá, uno de los ejemplos más claros de dicha transformación, ya que se trata de unos suelos modificados, ya fuesen anteriormente originales o cultivos, donde han proliferado comunidades vegetales arvenses e incluso exóticas, como los cañaverales que nada tienen que ver con los de los años 50. Este es el motivo de que, en la actualidad, observemos grandes extensiones de dichas comunidades y no una degradación de las anteriores.

También observamos la gran transformación de las zonas húmedas del delta que, a pesar de mantener una superficie total parecida, poco tienen que ver con las originales (ahora alóctonas).

Sin embargo, más importante para el ecosistema delta de la Tordera es el aislamiento de los terrenos destinados a usos naturales como consecuencia de los distintos usos destinados al aprovechamiento humano que tanto han crecido a su alrededor en los

últimos años. Cabe destacar un fenómeno nocivo sobre el ecosistema, derivado de este crecimiento, como es la desconexión biológica del delta respecto a su entorno, ya que desaparecen los corredores naturales entre la llanura deltaica y los sistemas montañosos que la rodean. Donde esta desconexión se hace más evidente es entre Malgrat de Mar y Palafolls, ya que mientras que en el año 1956 existía una continuidad de campos de cultivo y otros espacios naturales hasta el Montnegre, en la actualidad está casi totalmente ocupado por suelo urbano (especialmente por los polígonos Industriales de Palafolls y el Barrio de Sant Lluís), y en Blanes, donde prácticamente ha desaparecido el antiguo corredor entre el delta y Les Cadiretes. Menos evidente, pero igual de preocupante, es el crecimiento urbano entre Blanes y Palafolls que pone en riesgo la propia continuidad del ecosistema entre el delta interior y el delta litoral, actualmente el principal, y casi único, corredor biológico que conecta la llanura agrícola litoral con el resto de espacios naturales del entorno.

Un dato demoledor es que la zona costera (hasta 500m hacia tierra firme) está totalmente antropizada, incluso la zona de la desembocadura del río, la cual recibe una enorme presión a ambos lados. En el resto de la llanura deltaica, observamos que la mayoría de usos naturales (incluyendo los campos de cultivo) se encuentran aislados y fragmentados por otros usos antrópicos como carreteras, urbanizaciones polígonos industriales o grandes infraestructuras hidráulicas (ITAMs, EDARs, desalinizadora...).

A pesar de todo lo anterior, una de las principales consecuencias que todo esto tiene para el ecosistema es la modificación del funcionamiento hidrológico del río. La impermeabilización del suelo que, sin contar las transformaciones del terreno compactado con sablón, ha crecido un 20%, la intensificación del riego artificial de campos de cultivo, el incremento de canales de desguace y la conversión de campos de regadío en invernaderos y viveros, hacen que el acuífero de la Tordera reciba menos agua por infiltración y que se hayan aumentado exponencialmente las extracciones de agua para cubrir las demandas de los nuevos usos antrópicos del suelo. Todo ello se ha traducido en que el acuífero de la Tordera esté sobreexplotado, motivo por el cual el río se seca en superficie alrededor de 6 meses cada año (lo veremos en el capítulo 4), perjudicando a los hábitats que dependen del freático superficial. Además, la reducción del cauce de la Tordera y la modificación de su desembocadura, junto con lo expuesto anteriormente, han reducido considerablemente la capacidad de transporte de sedimentos del río hacia mar y sus playas. A su vez, estas playas, que actualmente reciben menos sedimento, han sido ocupadas por suelo urbano y transformadas, comprometiendo su estabilidad y causando la problemática de erosión que durante tantas décadas ha azotado al conjunto del litoral del delta de la Tordera y que, en la

actualidad, se ceba en la zona central de éste, pese a la mejoría experimentada en otras zonas como la playa de la s'Abanell gracias a la puesta en funcionamiento de una desalinizadora.

Hay que tener en cuenta que en el delta se listan hasta 148 hábitats (Documento inédito: Romera, J. *“La biodiversitat del Delta de la Tordera, avui”* a junio de 2018 en el marco de la II reunión de la “Taula de la Tordera”) con abundantes especies animales y vegetales protegidas que ven amenazada su presencia a la vez que los humanos vamos sustituyendo usos naturales por urbanos. Además, el confinamiento, la fragmentación y el aislamiento de estas zonas naturales conlleva la desconexión biológica con el entorno que es, entre otros factores, lo que explica la gran biodiversidad que aquí se observa. Sin embargo, y a pesar de todo, el delta de la Tordera aún conserva una gran riqueza florística y faunística que hay que proteger si no queremos perderla.

Cabe recordar que la gestión de la biodiversidad del delta de la Tordera en realidad es la gestión de las características del delta que la hacen posible:

- Gran variedad de hábitats y de sistemas en un mismo espacio que conforman el llamado ecosistema delta de la Tordera.
- Presencia de hábitats montanos y de elementos centroeuropeos mezclados con los típicos de las zonas bajas mediterráneas.
- Presencia de hábitats agrícolas generadores de biodiversidad y compatibles con el entorno.
- Características geomorfológicas propias y la hidrología del delta.
- Conectividad con los espacios naturales que lo rodean, básicamente los corredores biológicos.

Cualquier gestión futura (protección, mantenimiento o recuperación) de la biodiversidad del delta pasa, obligatoriamente, por la protección, mantenimiento o recuperación de estas características propias, y únicas, en el contexto biogeográfico del Mediterráneo. Destaca sin embargo que, pese a todas las transformaciones sufridas durante los últimos 60 años, el delta de la Tordera aún conserva esa gran biodiversidad y nos invita a protegerla.

3.3.5. Conclusiones

El análisis de los usos del suelo entre 1956 y 2018 nos ha llevado a una serie de conclusiones que explican el estado actual y las tendencias en las que se encuentra el delta de la Tordera. A continuación, se listan dichas conclusiones:

- El crecimiento urbano es una de las tendencias más claras que existen en el delta de la Tordera, provocando un continuo cambio de distintos usos del suelo, hacia un uso puramente urbano. Ese crecimiento avanza desde los extremos de la llanura deltaica hacia el centro a la vez que rodeándolo, con lo que es sumamente necesario la creación de un Plan de desarrollo urbano en el delta que proteja de la urbanización de todo el eje central del delta los corredores biológicos que restan sin urbanizar.
- El cambio de una agricultura de secano hacia una de regadío es otra de las tendencias que observamos en el delta de la Tordera. La relación de campos de secano y regadío ha pasado de 1 por cada 3 a 1 por cada 5. Además, observamos la aparición de otro uso aún más transformador como son los invernaderos y viveros, los cuales han ido ocupando zonas que antes eran de regadío para un uso casi industrial.
- La artificialización de la zona costera es otra de las tendencias que se observa en el delta de la Tordera. Debido a la mala gestión realizada en el territorio, sobre todo con la urbanización de los usos naturales, como arenales e incluso playa seca, y debido a la sobreexplotación del acuífero, es la zona costera la que más transformaciones está sufriendo (Lindeboom 2002), ya que es la que sufre la erosión costera. Para combatir y neutralizar dicha erosión, han aparecido distintas estructuras de defensa en la costa que van en la dirección de artificializarla. Así pues, la tendencia actual para el futuro del delta es la artificialización de la costa para evitar la erosión.
- El aislamiento de las zonas naturales y su fragmentación es evidente. Comparando los usos del suelo entre 1956 y 2018 y con la observación sobre el terreno de su estado, se constata que las zonas naturales son cada vez menores, más aisladas y están más degradadas. Sólo 1/5 parte de las zonas naturales actuales del delta tienen una figura de protección detrás y, hay que decir, que dicha protección es testimonial ya que existen evidencias de que no está siendo efectiva.
- Todo ello se resume en que los valores naturales del delta de la Tordera se están viendo amenazados. Con 148 hábitats y la presencia de abundantes especies consideradas de gran valor en este limitado espacio, el delta de la Tordera se ha

identificado como uno de los puntos calientes más importantes de Catalunya en cuanto a biodiversidad se refiere. Por este motivo, y a pesar de las alteraciones sufridas, es recomendable implementar medidas de protección efectivas, que frenen la tendencia observada de aislamiento y fragmentación de los espacios naturales, que recuperen el mayor número de espacios alterados posibles, y que ordenen y regulen el gran crecimiento urbano y la creciente industria agrícola intensiva, atendiendo a las necesidades ecológicas y de viabilidad de los valores naturales del delta de la Tordera con el fin de preservarlos.

En definitiva, la modificación del espacio por parte del ser humano trae consigo alteraciones y/o modificaciones en los ecosistemas debido a las actividades económicas, cuya modalidad y grado de interferencia depende del desarrollo técnico y socioeconómico de las comunidades humanas. Sin embargo, cualquier ecosistema presenta unos límites de tolerancia, relacionados con la intensidad y frecuencia de las modificaciones antrópicas, y de la consiguiente capacidad de alterar su dinámica (Tricart 1982). De hecho, a la que se supera un determinado umbral, las alteraciones implican riesgos. Estos riesgos, asociados a fenómenos que suelen producirse de forma estacional, llevan a hablar de eventos catastróficos que deberían ser tomados en cuenta en los planes de ordenación territorial. Entre los distintos tipos de modificaciones con una incidencia manifiesta en el territorio se encuentran las condiciones de escorrentía, cuya alteración genera elevados potenciales de riesgo.

Los sistemas de uso del suelo han ido cambiando a lo largo del tiempo acompañándose de una organización de aguas que, en el caso de que se produzca el abandono del uso del suelo, tiende a agravar el problema de las avenidas. Así pues, en unos casos, la repercusión viene del olvido que las nuevas condiciones económicas y el nivel técnico imponen a los aprovechamientos tradicionales. En otros, las modificaciones determinadas por la capitalización de recursos traen consigo usos especulativos como la agricultura intensiva y la función turístico-residencial. El abandono de la utilización de un suelo es determinante en el incremento de los coeficientes de escorrentía superficial, en la reducción de la infiltración de agua, en la aceleración de procesos erosivos y en la obstrucción o desvirtuación de redes de drenaje. Todo ello genera esas situaciones catastróficas reiterativas. Por otro lado, los usos especulativos, como la agricultura intensiva y la función turístico-residencial, aumentan las extracciones de agua de los acuíferos que, en caso de llegar a una sobreexplotación, pueden variar el funcionamiento hidrológico del sistema y conducir a la degradación de todos los subsistemas que de él dependen (García & Servera 2003; Noorloos 2011), a la vez que ejercen cada vez una mayor presión por ocupación al sistema integral.

CAPÍTULO 4

DIAGNÓSTICO DEL ESTADO ACTUAL DEL SISTEMA DELTA DE LA TORDERA Y LAS PLAYAS DE S'ABANELL Y LA PUNTA DE LA TORDERA

RESUMEN

En éste capítulo se hace un diagnóstico del estado actual del ecosistema delta de la Tordera haciendo hincapié en las playas de s'Abanell y la Punta de la Tordera. Éste diagnóstico se ha realizado mediante la aplicación de distintas herramientas potenciales para una gestión por ecosistema dentro de los marcos de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC).

La diagnosis abarca aspectos muy lejanos entre sí pero todos ellos imprescindibles para una correcta gestión del sistema. En primer lugar, se hace un análisis de los aportes sedimentarios del río Tordera a todo el sistema deltaico y, en especial, sus playas. Seguidamente, se analiza cómo la estructura geológica del delta y el desarrollo acuífero inciden en la dinámica del agua superficial y subterránea del delta. Posteriormente, se presenta un análisis funcional de dos playas del delta mediante la aplicación del Beach Quality Index propuesto por Ariza et al. (2010), el cual se plantea como cuadro de mando para una futura gestión integrada. Seguidamente, se presenta un análisis de la parte social de las playas, es decir, un análisis socioeconómico que proporcionará datos de percepción, frecuentación y gasto directo de los usuarios de éstas playas, factores muy importantes a la hora de plantear acciones futuras en materia de gestión. Finalmente, se presenta una evaluación del riesgo natural para todo el delta de la Tordera, otro aspecto que se debe tener muy en cuenta a la hora de gestionar adecuadamente un sistema tan sensible como es un delta.

Todas éstas herramientas se utilizan con la intención de validar su uso para, en el futura, ser utilizadas en una gestión más sostenible y eficiente para la zona de estudio, es decir, una gestión por ecosistema basada en los principios de la GIZC.

4.1. INTRODUCCIÓN

Una vez conocida la evolución histórica y reciente de la zona, el siguiente paso es evaluar o diagnosticar el estado actual del sistema en cuestión. En el anterior capítulo, hicimos un diagnóstico del pasado reciente del delta de la Tordera, centrándonos mucho en dos de sus playas, la de s'Abanell y la de la Punta de la Tordera. Ese diagnóstico puso de manifiesto la problemática erosiva que ha sufrido el delta en los últimos 60 años, como consecuencia de las malas prácticas o mala gestión realizada tanto en la propia costa como en el sistema fluvial del río Tordera. En los últimos 10 años, a raíz de haber cambiado la forma de gestionar ese espacio, las zonas más distales del delta, como la playa de s'Abanell, han empezado a estabilizarse. Aun así, estamos lejos de una recuperación total y, además, las zonas más próximas a la desembocadura del río, como la playa de la Punta de la Tordera, siguen mostrando un retroceso muy importante.

La siguiente fase del estudio es la de diagnosticar el estado actual del delta y sus playas. Para ello, hemos buscado distintas herramientas y/o metodologías, algunas de ellas totalmente novedosas, para hacer un análisis funcional tanto del sistema fluvial/deltaico como de sus playas. Ese análisis funcional abarca temas muy diversos, desde el estudio del transporte sedimentario del río hasta un análisis social de las playas, pasando por estudios relacionados con las aguas subterráneas, evaluaciones del riesgo natural o un análisis del estado de las 3 funciones principales de una playa. En éste capítulo, dividido en 5 apartados hablaremos de: a) Los aportes sedimentarios del río Tordera, donde realizaremos una estimación de los aportes sedimentarios del río al mar, como éstos se reparten hacia las playas o la relación entre la dinámica de la playa y los aportes fluviales; b) La importancia del agua subterránea y la estructura deltaica donde relacionaremos la influencia de la estructura geológica del delta en la dinámica de los acuíferos, la implicación que ello tiene en los caudales superficiales y, por lo tanto, en el transporte de sedimentos hacia el mar; c) Un análisis funcional de la playa de s'Abanell y la playa de la Punta de la Tordera mediante la aplicación de una herramienta existente y verificada como es el Beach Quality Index, propuesto por Ariza et al. (2010) y donde se evaluará la funcionalidad de cada una de las playas para cada una de sus 3 funciones esenciales: la recreativa, la natural y la de protección; d) Un análisis socioeconómico de esas mismas playas mediante datos de percepción, de frecuentación de usuarios y del gasto directo de estos por el simple hecho de acudir a la playa; este análisis socioeconómico que permitirá conocer a sus usuarios; y e) Una evaluación de riesgos naturales del delta de la Tordera ligados a las dinámicas existentes en la zona y que debería tenerse en cuenta a la hora de una futura gestión más sostenible y eficiente de todo el conjunto de sistemas que forman el ecosistema delta de la Tordera.

Una vez finalizado el diagnóstico del estado actual y conociendo los datos del pasado, tendremos el suficiente conocimiento de base de la zona cómo para plantear posibles soluciones futuras que integren todos los sistemas que forman el ecosistema delta de la Tordera. Sólo así será posible plantear una solución definitiva y global para toda la zona de estudio que debería tener como objetivo principal la recuperación de la funcionalidad de todos esos sistemas, reduciendo o mitigando la problemática erosiva, evitando la destrucción de los hábitats naturales y gestionando el sistema de una forma más eficiente. En definitiva, éste capítulo, junto con el anterior, deben sentar las bases de conocimiento necesarias para aplicar los principios de gestión ecosistémica dentro de la Gestión Integrada de Zonas Costeras.

4.2. APORTES SEDIMENTARIOS DEL RÍO TORDERA AL SISTEMA DELTAICO “DELTA DE LA TORDERA”.

4.2.1. Introducción

Teniendo en cuenta la gestión integrada de las zonas costeras (Sciberras 2002), considerando las playas como sistemas socio-ecológicos (Sardá et al. 2005a) y habiendo realizado un análisis de su evolución histórica y reciente (Capítulos 3.1 y 3.2), el siguiente paso consiste en hacer un análisis funcional de los sistemas que tienen relación con las playas, en éste caso un análisis de la funcionalidad del sistema fluvial.

En ese sentido, se ha desarrollado un programa de monitoreo del transporte de sedimentos del río Tordera en su desembocadura que nos ha permitido hacer una estimación de la cantidad de material sedimentario que el río aporta anualmente al mar. Para ello, se ha usado una metodología existente y aplicada previamente en la zona con el objetivo de poder comparar resultados (Rovira et al. 2004). A su vez, se han correlacionado estos datos con el oleaje existente en la desembocadura para estudiar su distribución hacia las distintas playas del delta de la Tordera.

Desde hace algunas décadas, el sistema “playas del delta de la Tordera” se encuentra en recesión (ver Capítulo 3.1) debido a múltiples actuaciones antrópicas realizadas en el cauce del río Tordera. Si tenemos en cuenta las estimaciones de transporte de sedimentos histórico, realizadas en base al estudio de los lóbulos sedimentarios del delta relicto de la Tordera (Serra et al. 2006; Serra & Vila 2012; Vila & Serra 2015), y los comparamos con los resultados de los años 2007-2009 (Rovira et al. 2004), se observa un descenso de los aportes del 90% que explica la erosión sufrida en las playas de la zona por déficit de balance. Sin embargo, según los datos de evolución de la última década (ver Capítulo 3.2), se observa que se ha frenado e incluso revertido la situación en muchos tramos de costa del delta de la Tordera. Por éste motivo, la hipótesis es que el transporte de sedimento del río Tordera hacia el mar debe estar en vías de recuperación, es decir, esperamos observar un valor de transporte anual más próximo al valor histórico que al descrito por Rovira et al. (2004).

4.2.2. Metodología

4.2.2.1. Diseño del estudio

La investigación se ha estructurado en base a los distintos tipos de datos a obtener: Parámetros hidráulicos, transporte en suspensión y carga de fondo, datos de oleaje y observaciones visuales de la desembocadura. Para cada uno se ha llevado a cabo una metodología de toma de datos.

En primer lugar, se han escogido dos puntos estratégicos del área de estudio para la obtención de datos de caudal superficial del río, uno para caudales bajos o pequeñas crecidas y otro para los grandes caudales en situaciones de crecida excepcional (Fig.4.1A). El criterio de selección ha estado basado en tres aspectos: a) Accesibilidad; b) Proximidad a la desembocadura; y c) Seguridad. En ese sentido, se ha buscado un punto de fácil acceso motorizado, lo más próximo posible a la desembocadura para obtener datos lo más parecidos posibles a los de la salida al mar y que sea seguro para la persona encargada de la toma de datos. El criterio usado para la seguridad es el siguiente: cuando el río supere los 45cm de altura de agua se considera que una persona de pie es inestable dentro del río (Rovira et al. 2004) y se realizará la toma de datos desde un puente.

Así pues, el punto de muestreo de caudales bajos y pequeñas crecidas de hasta 45cm de altura de agua es una sección del río de fácil acceso, situada a unos 1.300 metros de la desembocadura al mar (Fig.4.1B). En esos escenarios se procede a la toma de datos accediendo a pie dentro del cauce del río. Por otro lado, debido a la necesidad de un puente para la toma de datos segura en grandes crecidas, con altura de agua superior a 45cm, y con posibilidad de instalar una grúa para sujetar los distintos aparatos, se ha escogido el puente de la carretera B-682 que une los municipios de Blanes y Palafróls, situado a unos 2.600 metros de la desembocadura del río (Fig.4.1C). En éstos escenarios se procede a la toma de datos mediante una grúa móvil instalada en la barandilla del puente, la cual ha sido diseñada específicamente para ese puente con el objetivo de obtener la mejor sujeción posible.

Con el objetivo de conseguir unos resultados fiables, se ha procedido a la obtención de datos durante 3 años hidrológicos completos (Vargas-Yáñez et al. 2005), iniciando la toma de datos en octubre de 2015 y finalizando en septiembre de 2018. De ésta manera, se ha conseguido una muestra que tenga en cuenta las oscilaciones climatológicas típicas de un clima mediterráneo (Lionello et al. 2006; Salat & Pascual 2006; Bolle 2003; Palutikof 2003) cómo es el caso de estudio de la cuenca de la Tordera (García et al. 1996; García de Pedraza 1980; Sala 1979).

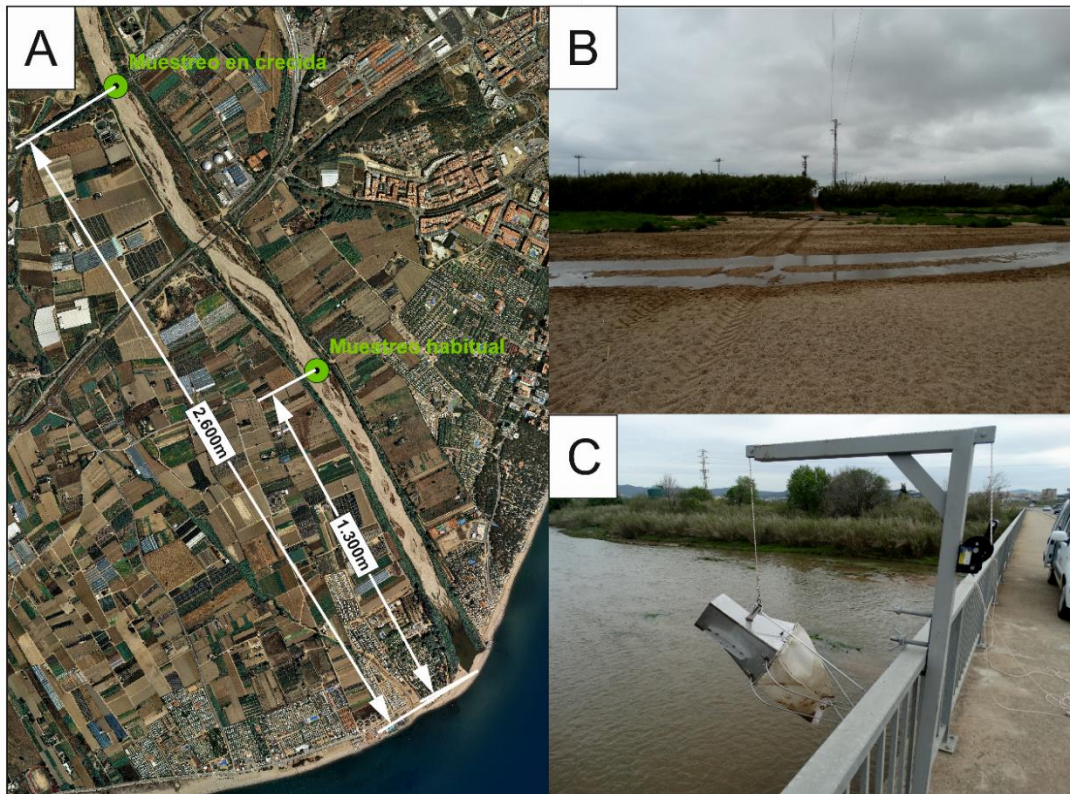


Figura 4.1: A) Situación y distancia a la desembocadura de los dos puntos de muestreo utilizados. B)Detalle del punto de muestreo habitual y C) Detalle del punto de muestreo en crecida.

4.2.2.2. Toma y tratamiento de datos

A continuación, se detallan cada una de las metodologías usadas para la obtención de las distintas tipologías de datos:

- *Parámetros hidráulicos*

Éste tipo de datos (Fig.4.2) permite definir el caudal de agua del río en un tiempo y espacio determinados. La toma de datos se realizó con una frecuencia semanal en condiciones de caudal base. Además, en episodios de crecida se hacen medidas de carácter excepcional al inicio, medio y final del episodio cómo mínimo, siempre que sea posible.

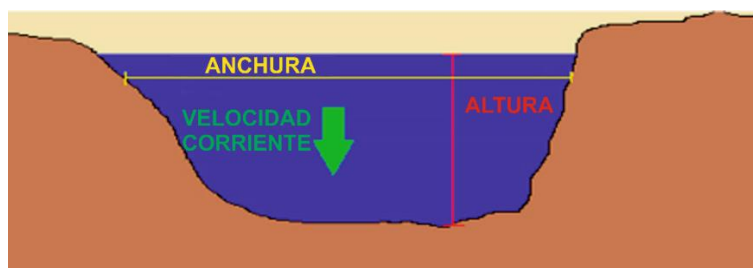


Figura 4.2: Esquema de una sección de un río con los parámetros hidráulicos calculados de forma directa.

De manera directa se tomaron datos de i) Anchura del caudal; ii) Altura de la columna de agua; iii) Velocidad de la corriente de agua.

- Anchura del caudal: Se realiza una medida aproximada usando el pie (bota) de la persona que hace la medición como referencia. Para ello, se cruza el río perpendicularmente al caudal, avanzado pie a pie (Fig.4.3). Al conocer la distancia que corresponde a un pie y sabiendo el número de pies que ocupa el caudal efectivo del río, se obtiene una lectura aproximada de la anchura del caudal. Al tratarse de una zona deltaica, es decir, con pendientes muy bajas, a veces, el río forma múltiples canales drenando agua. En ese caso, la anchura efectiva es la suma de la anchura de cada uno de los canales identificados en ese momento. También puede ocurrir que alguna zona contenga aguas semiestancadas o de baja velocidad, muy diferentes de los demás. En esos casos se considerará descartar ese tramo del canal.



Figura 4.3: Ejemplo de investigadora cruzando "pie a pie" el río para medir la anchura del canal.

- Altura de la columna de agua: Se procede a realizar una media ponderada de la altura de la columna de agua. Debido a la morfología típica de los canales de río, donde la altura es muy variable, se procede a dividir la sección del canal en tramos con altura parecida (Fig.4.4A). Se hacen las mediciones de altura de cada tramo que se crean oportunas y se pondera en base al porcentaje de la anchura total del río a la que representan. La medición se hace con un testimonio métrico de madera (Fig.4.4B) que se coloca perpendicularmente al caudal del río hasta tocar el fondo. En el caso de múltiples canales se procede de igual manera, haciendo una media ponderada entre ellos, con el objetivo de tratar los datos como si se tratase de un único canal rectangular.

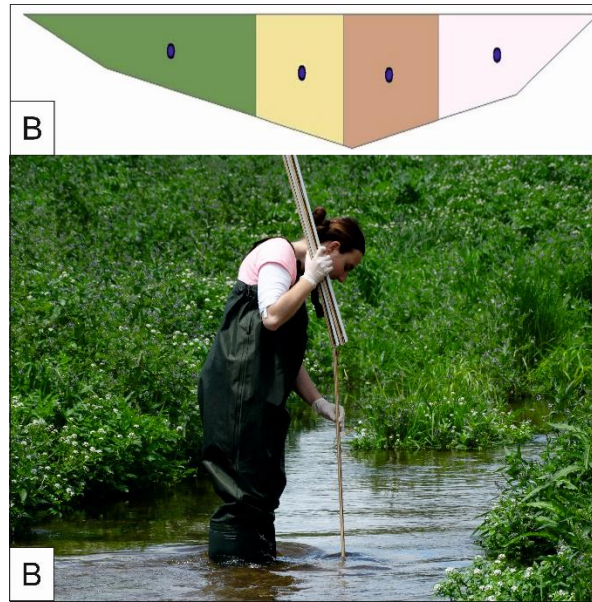


Figura 4.4: A) Esquema de una sección típica de un canal fluvial con la partición en 4 zonas de semejante altura de agua, y B) Investigadora realizando la medición de la altura de agua con un testimonio.

- Velocidad de la corriente de agua: Para obtener el dato de velocidad del corriente se ha usado un molinete analógico (Fig.4.5), el cual tiene un cuentavueltas que gira en función de la velocidad del caudal. El aparato se coloca en el río, dentro del agua, en la misma dirección del corriente, pero en sentido opuesto, y lo más próximo posible al fondo del canal, pero a una distancia suficiente para que no se vea afectado por el transporte de sedimentos cómo carga de fondo. Antes de proceder, se hace la lectura inicial del cuentavueltas y, pasados los 60 segundos de medición, se procede a la lectura final. El número de vueltas se obtiene mediante una resta de ambos valores. Ése valor es el que se usa para la obtención de la distancia recorrida en 60 segundos según la siguiente fórmula proporcionada por el fabricante:

$$Distancia = \frac{(Lectura_{final} - Lectura_{inicial}) \times 26873}{999999}$$

Finalmente, se procede a la obtención de la velocidad mediante la siguiente fórmula:

$$Velocidad = \frac{Distancia}{Tiempo}$$

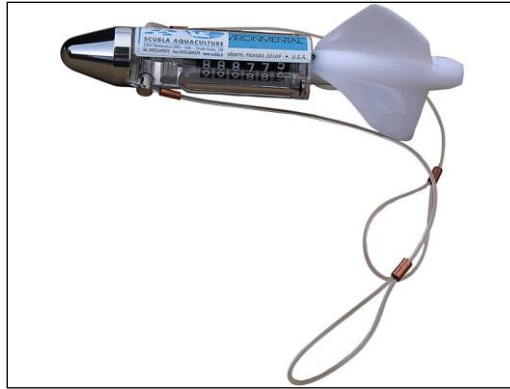


Figura 4.5: Correntómetro analógico usado para calcular la velocidad del flujo de agua.

Posteriormente, se procede a la obtención de los parámetros indirectos; la sección y el caudal.

- **Sección:** Se obtiene una aproximación rectangular de la sección del río que dista bastante de la morfología real del canal/es, pero que a efectos de cálculo se trata de una aproximación muy fiable (Fig.4.6). El cálculo se hace en base a la siguiente fórmula:

$$\text{Sección} = \text{Anchura} \times \text{Altura}$$

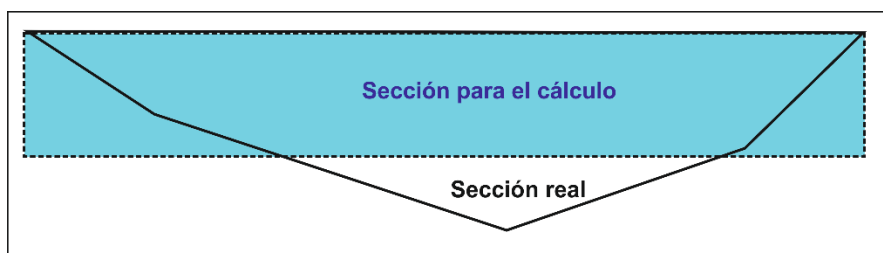


Figura 4.6: Diferencia entre la sección real del río (con altura variable) y la sección creada para el cálculo en base a la altura media del canal. Se observa que lo que se discrimina de la sección real por la altura en la zona profunda (central), se recupera en las zonas menos profundas (extremos).

- **Caudal:** Finalmente, una vez obtenidos los valores de la Sección y la Velocidad, se procede al cálculo del caudal del río, es decir, el volumen de agua que pasa por la sección conocida del río en un segundo. A continuación, se muestra la fórmula usada:

$$\text{Caudal} = \text{Sección} \times \text{Velocidad}$$

- **Transporte en suspensión y carga de fondo**

Con el objetivo de conocer la cantidad de sedimento que llega al mar procedente del río, hay que tener en cuenta que el transporte de sedimentos en un medio fluvial se realiza de dos maneras distintas: en suspensión y como carga de fondo. La metodología usada

es una adaptación de la descrita por Rovira et al. (2004) y es diferente para cada uno de los casos.

- Transporte en suspensión: Se trata de la carga de sedimentos que lleva el río diluida en el agua (Naden 1988). La capacidad y el abanico de tamaño de grano que puede transportar el río en suspensión dependen directamente de la velocidad y el caudal del río (Simon & Senturk 1992; Graf 1984). El transporte en suspensión suele ser la fracción de sedimento más fino disponible en el medio para ser transportado. Precisamente por ser material disuelto en el agua, procedemos a la toma de un testimonio de agua en un bote 400ml tomado en la dirección del caudal, pero en sentido opuesto a éste. Posteriormente, se procede a su filtrado mediante un equipo de bomba de vacío con filtros (Fig.4.7), para luego proceder a su secado en una estufa a 60°C. Una vez seco se pesa la muestra con el filtro y se corrige el resultado restando el peso del filtro. Finalmente, el valor debe extrapolarse a la totalidad del caudal del río mediante un simple cálculo.



Figura 4.7: Equipo de filtrado de muestras por bomba de vacío. Las muestras se colocan en los cilindros de la derecha de la imagen previa instalación de un papel de filtro. Cuando se activa la bomba se inicia la succión de agua la cual se deposita limpia de sedimento en el envase de la parte central de la imagen, quedando en el filtro el sedimento disuelto que ésta llevaba.

- Carga de fondo: Se trata de los sedimentos que el río transporta en la base del canal ya sea por rodamiento, saltación o arrastre (Naden 1988). La capacidad y el abanico de tamaño de grano dependen también de la velocidad y caudal del río (Simon & Senturk 1992; Graf 1984), pero sobretodo de la altura del agua y del tipo de material disponible en el lecho fluvial. La carga de fondo es todo sedimento demasiado grande para ser diluido en el agua, pero suficientemente poco pesado para ser movilizado con la fuerza del río. Para determinar la carga de fondo usamos un muestreador del tipo Helley-Smith (Fig.4.8), el cual se

coloca en la base del canal en la misma dirección del corriente, pero con la apertura en sentido opuesto. De ésta manera, y durante un tiempo determinado, se mantiene el muestreador en la base del canal, donde el agua con la carga de fondo entra por el orificio de entrada. En la parte posterior, una bolsa microperforada permite que el agua siga circulando mientras el sedimento queda atrapado. Una vez transcurrido el tiempo de muestreo, se procede a la retirada del aparato y se guarda el sedimento atrapado en una bolsa hermética para luego ser secado en una estufa a 60°. Una vez secado, se pesa la muestra y se determina el transporte de carga de fondo en la sección del muestreador. Seguidamente, se realizaba una extrapolación a toda la sección del río mediante un simple cálculo en base al área muestreada en comparación con el área del río. Para finalizar el proceso, se analizó el sedimento con un analizador de partículas por láser, el Mastersizer 2000.



Figura 4.8: Muestreador tipo Helley-Smith usado para el muestreo de la carga de fondo.

- *Datos de oleaje*

Los datos de oleaje procedieron del Punto SIMAR 2118140 de la red de control de la agencia estatal Puertos del Estado del Gobierno de España (Puertos del Estado 2016), por ser el punto más próximo a la desembocadura del río Tordera. Se trata de un conjunto de datos procedente de un modelo de predicción numérica, el modelo WAM (TW Group 1988), con una cadencia temporal de 1 hora basado en la red de boyas REDEXT, la red de mareógrafos REDMAR y datos direccionales de viento (Puertos del Estado 2016). De éstos datos hemos usado los correspondientes a altura de ola significativa y dirección de oleaje, así como los de altura máxima de ola.

Los datos se añadieron a una hoja de cálculo de Excel dónde se agruparon por episodios de temporal de levante, de garbín o calma, para posteriormente ser correlacionados con los periodos de apertura de la desembocadura y los días posteriores a éstos.

- *Estado de la desembocadura*

Los días de muestreo de los parámetros hidráulicos y de transporte se hizo un desplazamiento hasta una plataforma elevada (un punto de observación de aves) para hacer una observación visual de la desembocadura del río. Ésta observación visual permite determinar si la desembocadura está abierta o no, ya que por las características geomorfológicas de la zona (forma, oleaje, caudal, tamaño de grano, corrientes, ...) la desembocadura de éste río no está abierta siempre (Roig Echeagaray 2018). Además, también se observa la dirección de la desembocadura (si está abierta) y se toma una foto (Fig.4.9) por si fuese necesario volver a observar la situación. Éste parámetro determinará si los datos de transporte fluvial obtenidos corresponden a aportes hacia mar (y hacia las playas) o si, por el contrario, el material transportado va a quedar depositado al final del río en forma de reservorio para futuras crecidas.



Figura 4.9: Foto de la desembocadura del día 29/03/2017

- *Datos pluviométricos*

Los datos pluviométricos utilizados provienen de la estación meteorológica de Malgrat de Mar gestionada por el Servicio Meteorológico de Cataluña (Meteocat-XEMA). Los datos de lluvia diaria acumulada entre octubre de 2015 y septiembre de 2018 nos han permitido correlacionar las lluvias con el caudal superficial del río Tordera.

- *Caracterización del tipo de sedimento*

Para determinar el tipo de sedimento se han realizado dos estudios distintos. En primer lugar, se ha determinado la naturaleza geológica de la cuenca hidrográfica de la Tordera para determinar qué tipo de rocas serán erosionadas por el agua y, por lo tanto, que composición química tendrán los sedimentos transportados por el río como producto de dicha erosión. Para ello, utilizaremos el mapa geológico de Catalunya a escala 1:50.000 del Instituto Cartográfico y Geológico de Catalunya (ICGC).

Por otro lado, procedimos a la toma de una muestra de sedimento por cada día de muestreo durante el primer año hidrológico. Esa colección de muestras fue analizada granulométricamente con una torre de tamices, para la fracción mayor de 1mm, y con un analizador de partículas por láser (concretamente el analizador Coulter), para la fracción inferior a 1mm. Los datos de la fracción analizada con el Coulter se almacenaron en el software Mastersizer 2000 de la misma empresa. Posteriormente, dichos datos fueron corregidos añadiendo los datos de la fracción superior a 1mm, obteniendo así las gráficas granulométricas correspondientes. A partir de dichos datos, procedimos a la obtención de la media granulométrica de las muestras, la cual nos definió qué tipo de sedimento es transportado en la Baja Tordera (Gravas, Arena gruesa, Arena media, Arena pequeña, limos o arcillas) según la escala granulométrica presentada por Wentworth (1922).

4.2.2.3. Obtención de resultados

Se obtiene a partir de la correlación entre los datos de transporte de sedimento, los datos de oleaje y la observación visual de la desembocadura. Para ello se requiere de los siguientes pasos:

- Obtención de las tasas de transporte parciales:

Con los datos de caudal obtenidos de los diferentes parámetros hidráulicos controlados y los datos de transporte de cada día de muestreo, se obtiene la tasa de transporte puntual para toda la sección del río. Una vez se obtiene ese valor para todos los días de muestreo se deben delimitar periodos de condiciones similares. Para ello, nos fijamos en los episodios de lluvia y/o las crecidas del caudal que modifican los parámetros hidráulicos del río, así como en las aperturas de la desembocadura. De esta manera, podremos catalogar el tipo de escenario que tenemos en base a los 5 tipos de situación que hemos descrito previamente (Tab.4.1) y juntar datos de distintos días de muestreo que correspondan a un mismo episodio/escenario, teniendo en cuenta las oscilaciones propias. De ésta manera, para un mismo episodio tendremos las tasas de transporte en los días que dure la crecida y también la de los días posteriores hasta recuperar el

caudal base (escenario de control semanal). Así pues, los periodos de éstas tasas parciales pueden variar desde unos pocos días (caso pico de las crecidas) hasta varias semanas (casos de caudal base o recuperación de grandes crecidas). El objetivo final es conseguir medias ponderadas de las tasas de transporte por periodos de similitud de condiciones a lo largo del año. Para ello, se usa una hoja de cálculo de Excel donde se tratan todos los datos puntuales obtenidos a lo largo del estudio y se comparan unos a otros. Finalmente, usando la relación de 1,5 toneladas de arena corresponden a 1 metro cúbico de arena (relación media de todo el rango de arenas según la industria de extracción de áridos) se obtiene el transporte parcial por periodos.

ESCENARIO	ESTADO DESEMBOCADURA	DESCRIPCIÓN
Control semanal	Cerrada	Situación de caudales bajos en la entrada del delta en el que se monitorean los <i>inputs</i> al sistema.
Escenario 0	Abierta	Situación parecida al control semanal, pero en la que, debido a un nivel alto del acuífero, hay aportes hacia el mar. Se monitorean los aportes.
Escenario I	Cerrada	Situación de crecida pequeña (caudales medios) en el tramo medio de la Tordera sin efecto en la zona deltaica. Se monitorean los <i>inputs</i> al sistema delta.
Escenario II	Abierta	Situación de crecida (caudales medios) en la zona deltaica con apertura de la desembocadura. Se monitorean los aportes hacia el mar.
Escenario III	Abierta	Situación de gran crecida (grandes caudales) en la que el caudal ocupa todo el cauce fluvial. Se monitorean los aportes hacia el mar.

Tabla 4.1: Relación de los 5 escenarios definidos para el río Tordera en su zona deltaica con información sobre el estado de la desembocadura y caracterización del propio escenario.

- Obtención de las tasas estacionales y anuales:

Se trata de agrupar las tasas parciales por estaciones (otoño, invierno, primavera y verano) y años (con referencia al año hidrológico). El resultado final es el transporte total de sedimento hacia el mar para cada año, así como el porcentaje de representación de cada estación al valor final.

- Estimación de los porcentajes de distribución:

Consiste en correlacionar los datos de transporte sedimentario del río hacia el mar con la dirección del oleaje en la desembocadura del río. Con éste proceso podemos estimar los porcentajes de distribución de sedimentos del río Tordera en las playas del delta. Sin embargo, hay que tener en cuenta que no todo el material sedimentario que llega a mar

sirve para alimentar las playas ya que una fracción de ese material “se pierde” mar adentro, hacia la plataforma continental (Hoefel & Elgar 2003; Stive & Battjes 1985; Sunamura 1980).

Para poder estimar dicho porcentaje, se procede a analizar los datos de oleaje disponibles con el fin de determinar la dirección del oleaje para cada episodio de aportes sedimentarios hacia el mar. De ésta manera, obtenemos una estimación del porcentaje de aportes hacia el norte, es decir, hacia Blanes y el porcentaje de aportes hacia el sur, es decir, hacia Malgrat de Mar, Santa Susanna y el resto del Maresme.

Somos conscientes que nuestros datos son sólo una estimación de dichos porcentajes ya que existen variables importantes que no hemos podido considerar. Las dos variables más importantes no consideradas en este trabajo son las del efecto reservorio de la desembocadura en periodos en que la barra cierra la desembocadura y la intensidad del oleaje, la cual es determinante en cuanto a la cantidad de sedimento que se moviliza. A pesar de que sería muy interesante poder considerar dichas variables, no disponíamos ni de los medios ni del tiempo necesario para introducir dichas variables en nuestro estudio. Por este motivo, queda abierta una puerta hacia un estudio futuro que mejore nuestros datos con la inclusión de éstos parámetros. Para avanzar en dicho estudio futuro, planteamos cómo debería ser, es decir, como se deberían considerar dichas variables. Para ello hemos construido los siguientes escenarios en función de la intensidad del oleaje (Tabla.4.2) con lo que obtenemos la siguiente estimación de los porcentajes de sedimento movilizado (Fig.4.10).

ALTURA SIGNIFICANTE DE OLA (Hm0)	ESCENARIO (Intensidad)
De 0 a 0,2 metros	0
De 0,2 a 1,6 metros	1
De 1,6 a 2,5 metros	2
De 2,5 a 3 metros	3
De 3 a 4 metros	4
Más de 4 metros	5

Tabla 4.2: Escenarios de intensidad de oleaje con escala numérica según la altura de ola significativa a la que corresponden.

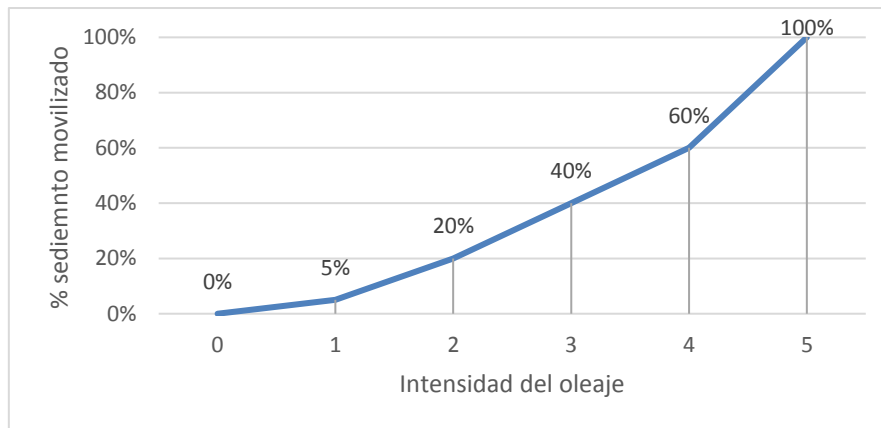


Figura 4.10: Porcentaje de sedimento movilizado en la desembocadura del río Tordera en función de la intensidad del oleaje presente en ese momento determinado.

Estos gráficos hacen referencia a la cantidad de sedimento que el oleaje es capaz de movilizar, así como al porcentaje de material del reservorio que puede ser movilizado según la intensidad del oleaje. Sin embargo, para poder realizar dicho análisis, se debería usar una metodología que permitiese el monitoreo del reservorio del delta, así como una definición exacta de lo que realmente es el reservorio, la cual debería contener una delimitación de éste, tanto espacialmente como volumétricamente. Como idea, proponemos que dicho reservorio comprendería desde la propia barra de cierre de la desembocadura del río hasta los 7 metros de profundidad del prodelta, zona que se considera que es el límite de incidencia del oleaje (Blasco-Trallero 2011; Sorribas et al. 1993). Sin embargo, debido a la falta de los medios necesarios, no se ha podido llevar a cabo éste proceso. De ésta manera, se define una línea de futuro muy clara para seguir indagando en éste aspecto.

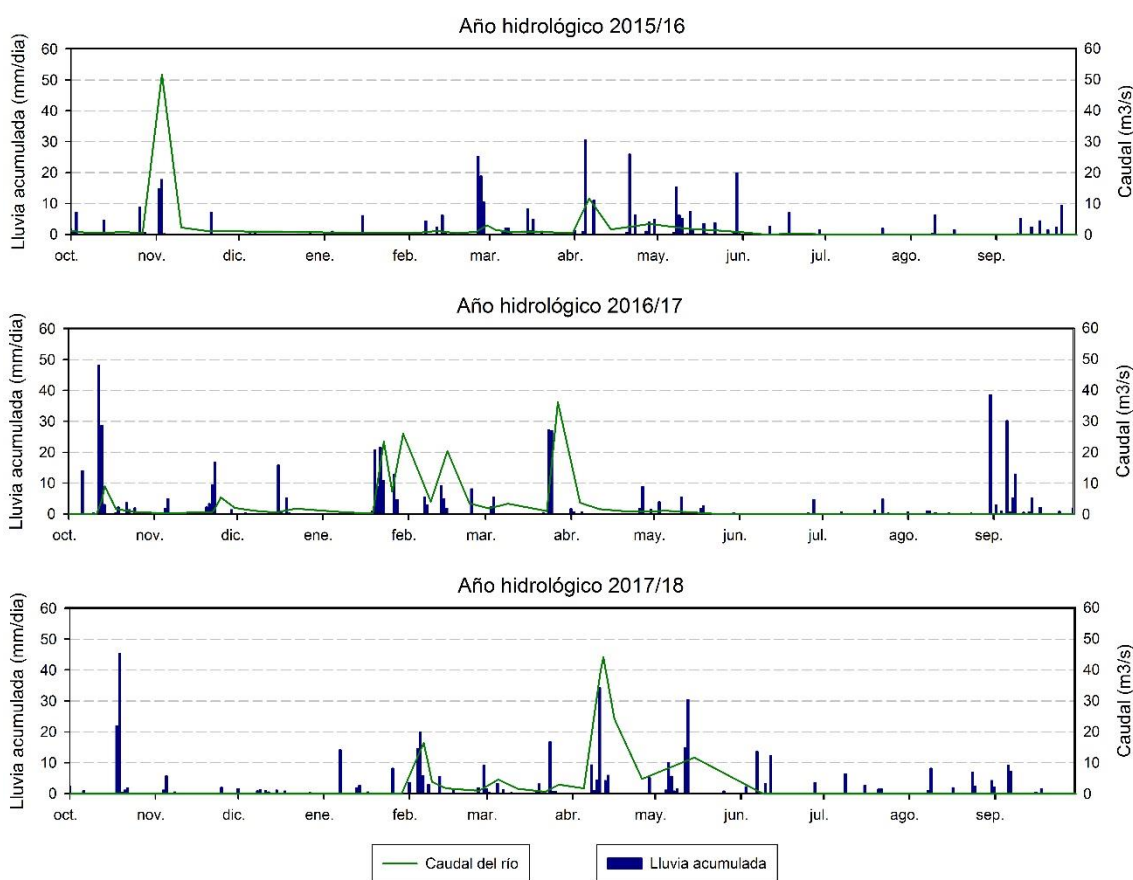
- Estimación de los aportes totales para los brazos norte y sur del delta:

Teniendo en cuenta la tasa de transporte anual y los porcentajes de distribución de éstos, se procede a hacer una estimación de los aportes sedimentarios para las playas del delta de la Tordera agrupadas en brazo norte (s'Abanell), brazo sur (Playa de la Conca, del Astillero y de Malgrat) y zona desembocadura (Playas de la Punta de la Tordera).

4.2.3. Resultados y discusión

4.2.3.1. Tipología del transporte

En primer lugar, hay que observar los caudales obtenidos durante 3 años hidrológicos muestreados y correlacionarlos con el registro pluviométrico de la cuenca para poder determinar el tipo de régimen fluvial que se ha dado en la zona. Para ello, se han generado 3 gráficos (Figs. 4.11-4.13) que muestran la distribución anual de los caudales de la Tordera para cada año hidrológico, junto con el registro pluviométrico de cada uno de los 3 años muestreados.



Figuras 4.11-4.13: Distribución anual de los caudales de la Tordera para cada año hidrológico junto con el registro pluviométrico. La figura 93 se corresponde al año hidrológico 2015/16, la 94 al 2016/17 y la 95 al 2017/18.

Los datos muestran una gran correlación entre los episodios de lluvia y los picos de caudal, manteniéndose un caudal base medio entre episodios de entre 0.5 y 2 m³/s. Estos picos de caudal asociados a episodios de lluvia tienen como característica principal el hecho de ser periodos muy cortos, es decir, existe un periodo de tiempo muy corto entre la subida de caudal por efecto de las lluvias y la recuperación del caudal

previo (aunque algo superior) a dicha crecida, estableciéndose como periodo medio uno de unos 5-6 días de duración.

Sin embargo, observamos que, en los meses de verano, dicha correlación no existe ya que, a pesar de episodios de lluvia más o menos importantes, no existe una crecida de caudal, el cual se mantiene a 0 durante toda la estación de verano. Para poder explicar éste hecho, nos planteamos que debía haber algún otro elemento que incida sobre el caudal superficial. Partiendo de la hipótesis de que ese elemento debía ser el nivel del acuífero, instalamos una sonda de nivel automática en uno de los pozos de control del acuífero, la cual estuvo tomando datos cada 5 minutos entre abril de 2016 y febrero de 2018 (Fig.4.14).

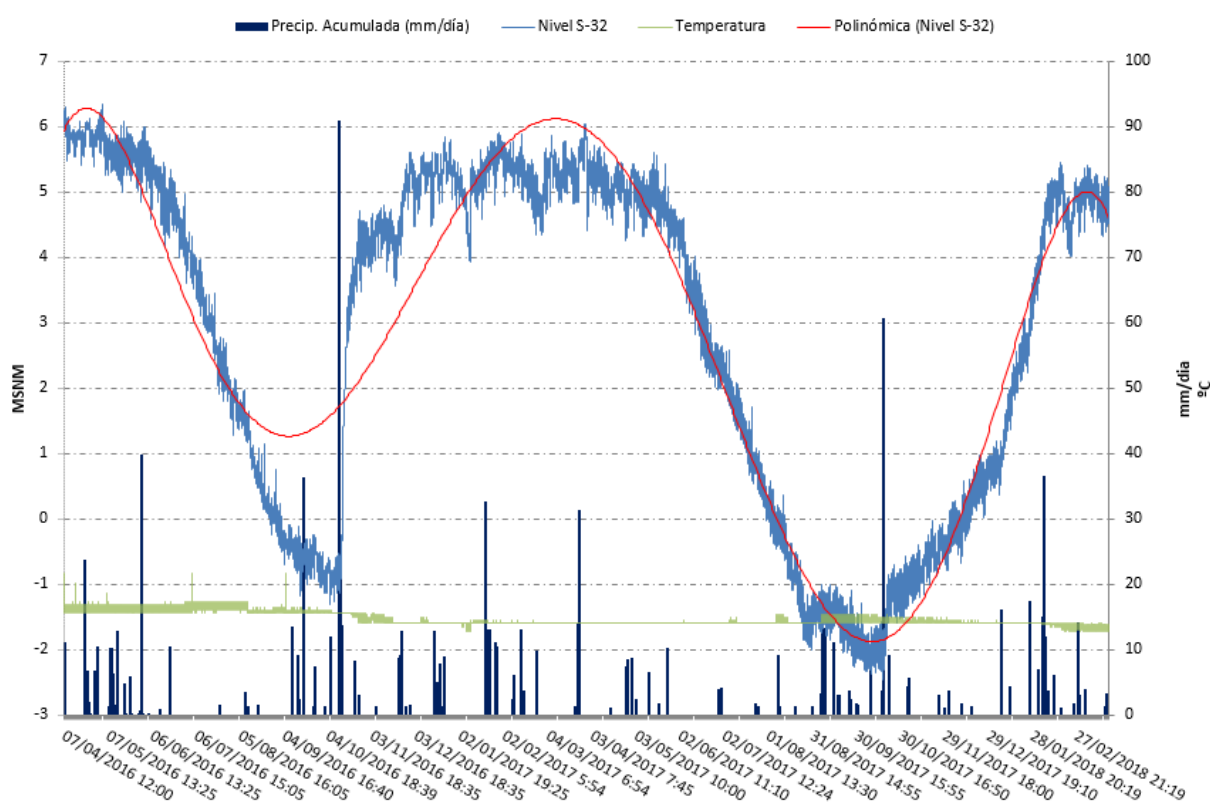


Figura 4.14: Monitoreo del nivel del acuífero de la Baja Tordera en el pozo S-32 desde abril de 2016 a febrero de 2018 con datos de precipitación y temperatura del agua del acuífero.

Observamos que, cuando llega el verano, el descenso del nivel del acuífero es tan marcado que rápidamente se alcanzan niveles tan bajos que dejan sin efecto la entrada de agua de lluvia, sirviendo ésta únicamente, en el mejor de los casos, para frenar el descenso del nivel del acuífero. Nos fijamos también que existe una variabilidad diaria del nivel del acuífero, de entre medio metro y un metro, entre distintas horas de un mismo día. Analizando al detalle éste fenómeno, hicimos 2 observaciones clave: a) Se observa una bajada del nivel del acuífero cada día entre las 00:00h y las 8:00h y b) Los días festivos y los domingos no presentan tanta variabilidad diaria, llegando a veces a

ser nula. Éstas observaciones dieron lugar a la conclusión de que dichas variaciones eran debido a la influencia de un cono de depresión típico que generan los pozos de extracción de agua, ya que no se realizaba en festivos, se concentraba en las horas dónde la electricidad es más barata y se recuperaba prácticamente el mismo nivel una vez pasadas las 8:00h, siempre quedando el nivel algo más bajo que antes del inicio del fenómeno. Así pues, durante el verano y como consecuencia de la sobreexplotación del acuífero (lo veremos en el capítulo 4.3) no hay régimen fluvial en la Baja Tordera.

En definitiva, determinamos que la Tordera presenta un régimen fluvio-torrencial durante más o menos la mitad del año, mientras que durante el verano y los meses anteriores y posteriores a éste (cuando normalmente el río está seco en superficie) la Tordera se caracteriza por la ausencia de un régimen hídrico, más allá del régimen subterráneo de su acuífero. Volviendo al régimen fluvio-torrencial de la otra mitad del año, “fluvio” por la permanente presencia de agua durante ese periodo de tiempo con un caudal base bastante constante y “torrencial” por el aumento casi súbito del caudal asociado a episodios de lluvia. Obviamente, éste régimen condiciona el transporte de sedimentos del río Tordera, el cual se concentrará en los periodos de crecida asociados a dichas lluvias, como veremos más adelante. Sin embargo, antes es interesante también fijarse en la naturaleza geológica de la cuenca, la cual da lugar a un tipo concreto de sedimento, el cual será erosionado y luego transportado por el cauce fluvial. Dicha naturaleza geológica dará lugar a un tipo concreto de sedimento con unas características singulares de granulometría y composición que son otra variable con mucho peso en el cómo se desarrolla el transporte del río Tordera.

El mapa geológico de Catalunya a escala 1:50.000 del ICGC (Fig.4.15) muestra que la cuenca de la Tordera está formada mayoritariamente por rocas graníticas, con lo cual debemos esperar un transporte de sedimentos de composición granítica, es decir, con granos de sedimento formados por cuarzo, feldespato y micas, así como fragmentos de roca granítica que contengan estos 3 elementos, como elementos mayoritarios. Tampoco será raro encontrar fragmentos de algunas rocas metamórficas debido a la presencia de este tipo de roca en algunas zonas de la cuenca, sobretodo filitas y pizarras, pero en una proporción mucho menor.

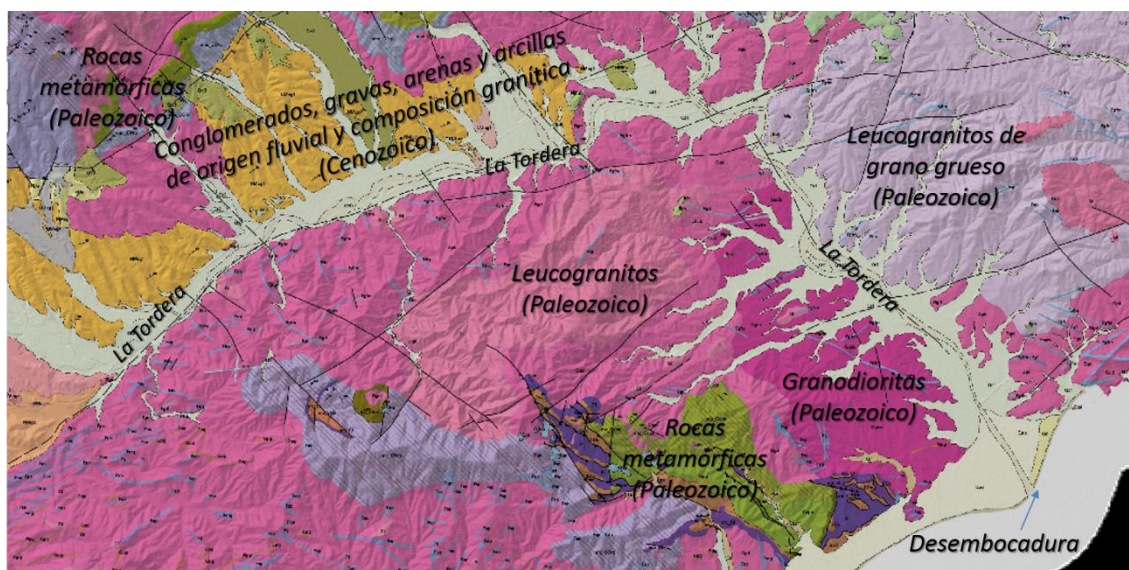


Figura 4.15: Mapa geológico de la cuenca de la Tordera a escala 1:50.000. Se muestran los nombres de las tipologías de rocas. Fuente: del Instituto Cartográfico y Geológico de Catalunya

Con este primer análisis observacional del mapa geológico de la cuenca de la Tordera y teniendo en cuenta la dimensión relativamente pequeña de éste río, ya podemos tener una idea del rango granulométrico del sedimento transportado en la Baja Tordera, el cual debería estar dentro del rango de las Arenas (de 0.125 a 2 mm según Wentworth (1922)) sin descartar la presencia de materiales más gruesos o más finos. Sin embargo, para concretar la granulometría del sedimento, deberemos realizar la segunda parte, es decir, el análisis granulométrico del sedimento.

Se tomaron un total de 77 muestras de sedimento de la Baja Tordera durante el periodo de tiempo comprendido entre el 1 de octubre de 2015 y el 30 de septiembre de 2016. De las 77, se descartaron 6 muestras por distintos motivos (pérdida de material, errores en la toma de la muestra, contaminación de la muestra...) de manera que, al final, fueron 71 las muestras utilizadas para determinar el sedimento tipo que transporta el río Tordera.

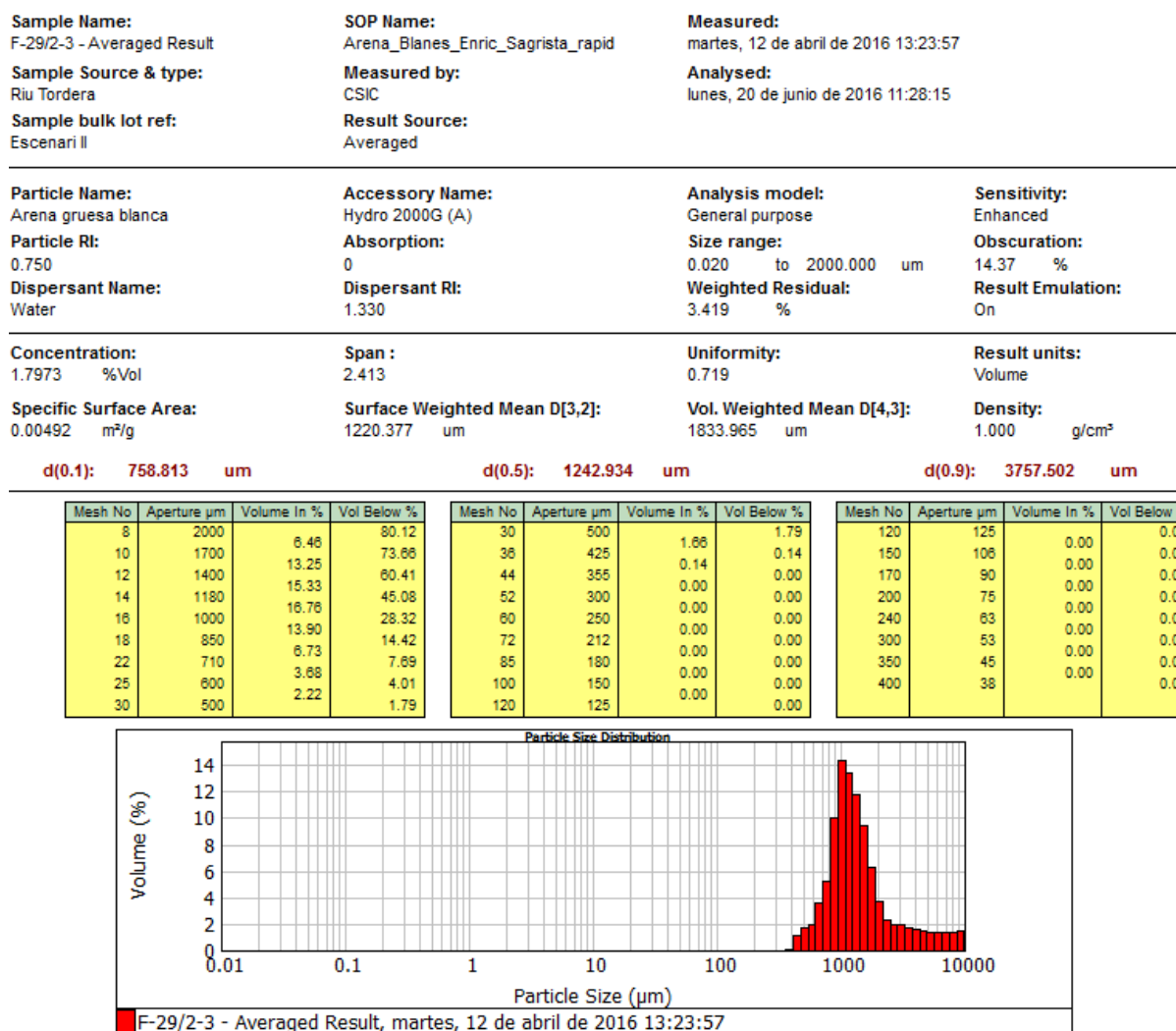
La primera parte del análisis, es decir, la de aislar la fracción inferior a 1 mm de tamaño de grano mediante una torre de tamices muestra que, de media, casi el 50% del sedimento que transporta la Tordera son gravas (fracción superior a 2mm de grosor) y otro 50% son arenas y/o materiales más finos (limos y arcillas). Del 50% de arenas, limos y arcillas, el 30% es arena gruesa o muy gruesa (entre 1 y 2 mm), mientras el 20% restante podría contener arenas medias y finas, limos y arcillas (inferior a 1 mm) que deberán ser analizadas. Sin embargo, al fijarnos detalladamente en cada una de las muestras, se observa que mientras el porcentaje de la fracción más fina (<1mm) se

mantiene siempre entre el 8 y el 30%, es decir cerca del 20% de media, existe mucha variabilidad de las fracciones de arena gruesa o muy gruesa y de la fracción de gravas. Este hecho está estrictamente relacionado con la morfología de los canales de un río anastomosado y en cómo estos movilizan el sedimento, como veremos más adelante. De ésta manera, los porcentajes de gravas varían desde valores próximos al 15% hasta máximos de alrededor del 80%. De la misma forma, los valores de arena gruesa y muy gruesa varían desde porcentajes de alrededor del 10% hasta valores próximos al 60%. Sin embargo, y a falta de analizar la fracción más pequeña, se desprende de este primer análisis que la Tordera transporta, mayoritariamente, sedimentos más grandes de 1 mm de grosor (de media 80%). Así pues, por un lado, el sedimento mayoritario que transporta se puede catalogar como arenas gruesas y gravas con una pequeña fracción (20%) de material más fino que debe ser identificado. Por otro lado, también se puede concluir que el material que transporta este río abarca un gran abanico de la tabla granulométrica, desde arenas finas (sin descartar aún limos y arcillas) hasta gravas de más de 2mm de grosor.

La segunda parte del análisis se ha focalizado en analizar la fracción más fina, es decir la inferior a 1mm de grosor. Para ello, usamos un analizador de partículas por láser, tal y como se ha detallado en la metodología. Este segundo análisis permite ver qué tamaños de grano y tipos de sedimento hay en esa fracción inferior a 1mm que representa, de media, el 20% del sedimento que transporta el río Tordera. Los resultados muestran que en el 83% de las muestras hay una ausencia total de material del tipo limos y arcillas, siendo pues ese 20% arenas de grano medio y fino. Sólo en un 17% de las muestras apareció algo de material más fino (limos y arcillas) con una concentración que nunca llega al 4,5%. Por lo tanto, se confirma la hipótesis generada al observar la naturaleza de la cuenca hidrográfica de la Tordera, es decir, se confirma que el material transportado es mayoritariamente Arena y Grava con ausencia de Limos y Arcillas.

La interfaz de Mastersizer 2000 permite añadir los datos obtenidos con la torre de tamices a los del analizador de partículas láser. De ésta manera, se puede obtener la distribución granulométrica de cada una de las muestras, tal y como se presenta para la muestra F-29/2-3 a modo de ejemplo (Fig.4.16). A partir del análisis estadístico de todas las muestras, hemos obtenido la distribución granulométrica característica del tramo bajo del río Tordera (Fig.4.17), así como el tamaño de grano medio y el porcentaje de representación de cada tipo de material. De esta manera, podemos afirmar que el sedimento que transporta la Tordera se caracteriza por tener, de media, un 50% de gravas, un 30% de arena gruesa o muy gruesa y un 20% de arena fina o muy fina con

una casi total ausencia de limos y arcillas (sólo el 17% de las muestras presentan pequeños porcentajes <5% de limos y arcillas). Se trata de un material de origen granítico que, por las distintas características de la cuenca y del material erosionado, da lugar a un tamaño de grano medio de 1,6 mm, el cual permite catalogar el sedimento que transporta el río Tordera como “Arenas de composición granítica con gravas y ausencia de material fino”.



Operator notes: Average of 3 measurements from Tordera_2015

Figura 4.16: Análisis granulométrico mediante la interfaz Mastersizer 2000 de la muestra F-29/2-3 correspondiente a la tercera muestra tomada el día 29 de febrero de 2016. Se observa en la parte superior una descripción de los parámetros que usa el programa, la distribución granulométrica en volumen en la parte media, y en la parte inferior un gráfico de distribución de los distintos tamaños de grano.

Specific Surface Area:
0.00371 m²/g

Surface Weighted Mean D[3,2]:
1616.297 μm

Vol. Weighted Mean D[4,3]:
3040.350 μm

Density:
1.000 g/cm³

d(0.1): 809.968 μm

d(0.5): 2083.504 μm

d(0.9): 7510.623 μm

Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %	Mesh No	Aperture μm	Volume In %	Vol Below %
8	2000	5.91	48.47	30	500	0.79	0.79	120	125	0.00	0.00
10	1700	6.59	42.56	36	425	0.00	0.00	150	106	0.00	0.00
12	1400	5.88	35.97	44	355	0.00	0.00	170	90	0.00	0.00
14	1180	8.31	30.09	52	300	0.00	0.00	200	75	0.00	0.00
16	1000	9.88	21.78	60	250	0.00	0.00	240	63	0.00	0.00
18	850	5.45	11.90	72	212	0.00	0.00	300	53	0.00	0.00
22	710	2.81	6.45	85	180	0.00	0.00	350	45	0.00	0.00
25	600	2.85	3.64	100	150	0.00	0.00	400	38	0.00	0.00
30	500		0.79	120	125	0.00	0.00				

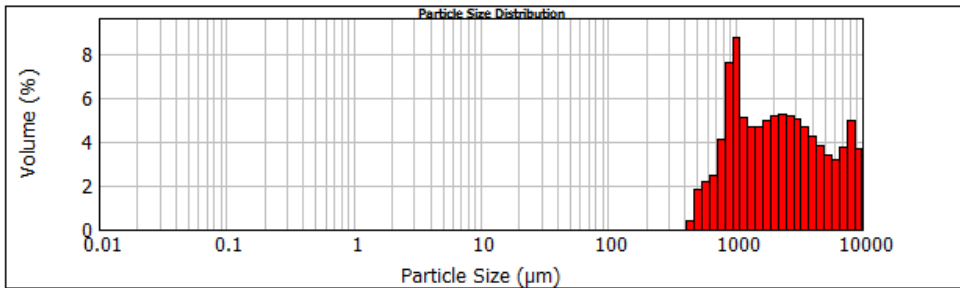


Figura 4.17: Distribución granulométrica del sedimento que transporta el río Tordera en la zona deltaica obtenida a partir de la media de las 71 muestras tomadas entre octubre de 2015 y septiembre de 2016.

Todas las características expuestas en los párrafos previos permiten definir la tipología de curso fluvial de la Tordera como un río Anastomosado (*Braided river*). Este tipo de ríos, se caracterizan por presentar un lecho fluvial bastante ancho, asentado sobre depósitos de tipo aluvial, sobre los que se constituye una red de canales entrelazados de poca profundidad separados por pequeñas “islas” de arena (Tockner et al. 2006), tal y como podemos observar en la figura 4.18.



Figura 4.18: Foto aérea del cauce del río Tordera, realizada desde un dron, donde se pueden observar los múltiples canales entrelazados separados por “islas” de arena, los cuales son típicos de los ríos anastomosados. Foto de: DroneCatalunya© 2018.

Esta tipología de ríos, a diferencia de los ríos meandriformes, se forman cuando se supera cierto umbral de carga de sedimentos y/o pendiente. Schumm & Kahn (1972) determinaron ese umbral de pendiente en 0,016 m/m para un caudal de 0,0042 m³/s con arena gruesa. De esta manera, cualquier curso fluvial que supere ese umbral genera una morfología trezada. Por lo tanto, el principal factor de desarrollo de estos ríos es la carga de sedimentos de manera que, superado dicho umbral, un río meandriforme pasará a ser un río anastomosado o trezado. Estos ríos tienen como característica la proporción entre carga en suspensión y carga de fondo, siendo esta última mucho mayor que la anterior ya que, en caso de aumentar la carga en suspensión, la cual permitiría la deposición de material fino, haría que el curso fluvial pasase a ser un curso serpenteante. En definitiva, las características propias que generan este tipo de cursos fluviales son (Schumm & Kahn 1972):

- Un suministro importante de sedimentos.
- Variaciones rápidas y frecuentes del caudal según los episodios de lluvia (régimen torrencial).
- Gran erosión en los márgenes del lecho fluvial.
- Un gradiente de pendiente considerable
- La predominancia de material de tamaño grueso y la casi ausencia de material fino.

En lo que se refiere a la relación entre caudal y la tasa de transporte, las características de este tipo de ríos hacen que dicha relación no sea tan clara como en otros tipos de ríos (Bridge 1993), tal y como se observa en nuestros datos de la Tordera (Fig.4.19). Al ser ríos en los que predomina claramente el transporte por carga de fondo, la variación en la cantidad de sedimento arrastrado por la fuerza del agua no sigue un patrón claro. Hay que recordar que el caudal está directamente relacionado con la carga en suspensión, la cual aumenta a la vez que aumenta el caudal, es decir, a mayor caudal mayor carga en suspensión. Sin embargo, la casi ausencia de carga en suspensión en este tipo de ríos hace que la tasa de transporte esté casi exclusivamente relacionada con la carga de fondo, la cual está más determinada por la granulometría y la altura de la columna de agua que del caudal en sí (Bridge 1993). Como una de las características de estos ríos es la formación de canales trezados poco profundos (Tockner et al. 2006), a la que aumenta el caudal, en lugar de aumentar la altura de la columna de agua o la velocidad del corriente, lo que hace el río es generar un nuevo canal, de manera que en ese momento la carga de fondo aumenta por aumento de la sección del canal. Además, tal y como se observa en los datos de la Tordera, un mayor caudal no implica mayor

transporte siempre, ya que la principal variable que determina el transporte es la granulometría del sedimento. De esa manera, cuando hay una gran crecida se moviliza un gran espectro de tamaños de grano que, durante las semanas posteriores, será movilizado por un caudal en recesión que cada vez será capaz de movilizar granos más pequeños, produciéndose un aumento del tamaño de grano del lecho fluvial por incapacidad de transporte de los granos más gruesos cuando llevamos un periodo de tiempo largo sin crecidas importantes. Los aumentos de caudal que haya en momentos en los que hace muchas semanas que no hay una gran crecida, tendrán tasas de transporte menores que otros caudales mucho más pequeños de los días posteriores a una gran crecida. Esto genera la peculiaridad de que un mismo caudal pueda transportar más o menos sedimento en función de la tipología de sedimento disponible en ese momento en el lecho y, a su vez, que un caudal A inferior a un caudal B pueda transportar más sedimento, a pesar de ser de menor magnitud.

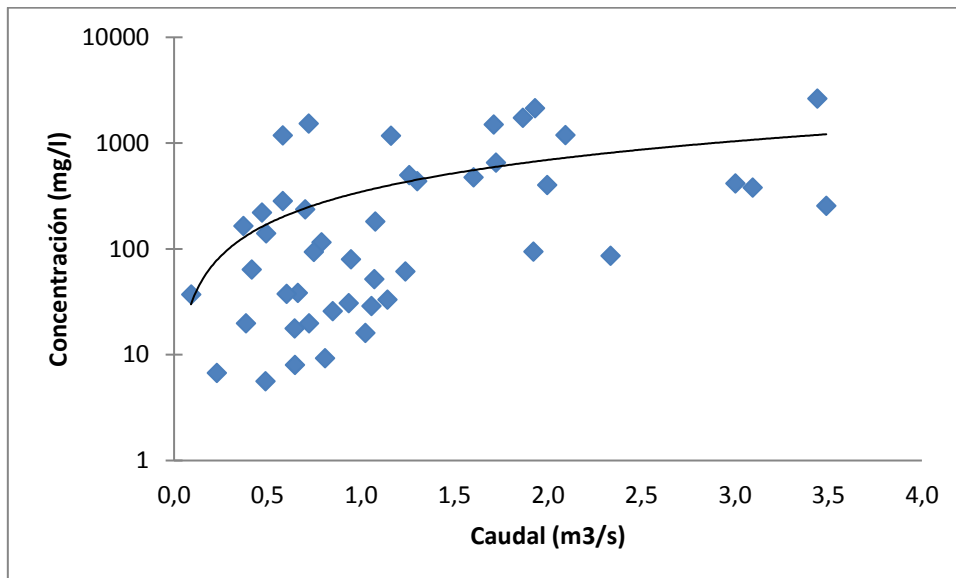


Figura 4.19: Relación entre caudal (m^3/s) y transporte (mg/l) en la zona deltaica de la Tordera

En la figura 101 observamos una considerable variabilidad de la media de transporte conforme aumenta el caudal del río (línea negra en fig.4.19), la cual va de <10 mg/l hasta >1000 mg/l (hay que tener en cuenta la escala logarítmica del gráfico) aunque, como se puede observar, no se define una correlación buena ni se sigue una tendencia clara. Así mismo, ha sido bastante complicado determinar el caudal mínimo para el transporte, el cual también dependerá del tamaño de grano disponible en cada momento. Así pues, se puede dar el caso que en un momento determinado haga falta un caudal mucho mayor a otro momento determinado para iniciar el transporte en función del tamaño de los sedimentos que haya en cada momento. Nuestros datos nos han permitido establecer un mínimo de caudal para el transporte en condiciones post-crecida de

0,2m³/s y de 0,6m³/s en condiciones en las que llevamos mucho tiempo sin una crecida importante, entendiendo por crecida importante esa que supera el umbral de 5 m³/s, momento en el que el transporte de sedimentos aumenta progresivamente conforme aumenta el caudal (Fig.4.20), siguiendo un patrón más claro.

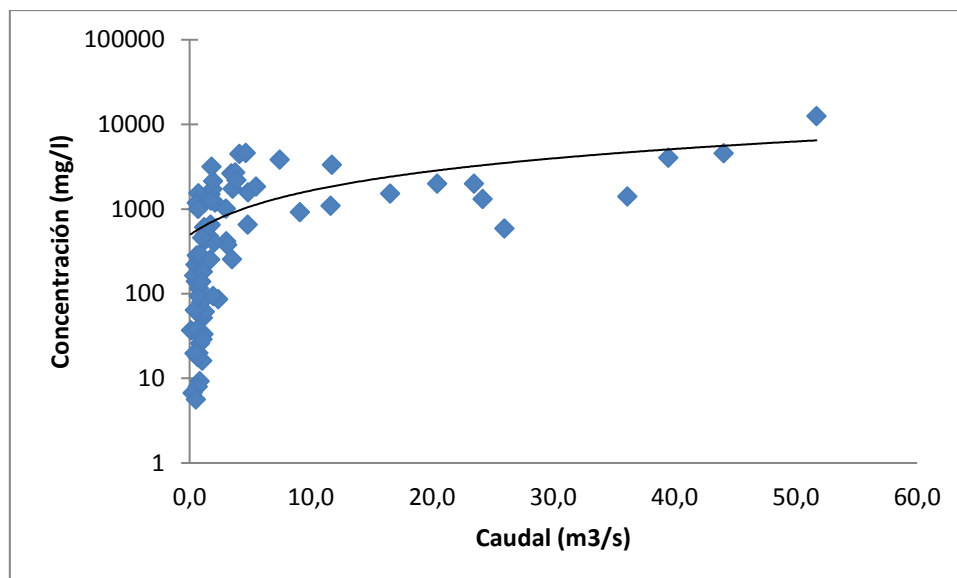


Figura 4.20: Relación entre caudal y transporte del río Tordera entre octubre de 2015 y septiembre de 2016. Se observa un gran aumento de las tasas de transporte con gran variabilidad de 0,1 a 5 m³/s y aumento progresivo con poca variabilidad para caudales mayores a 5 m³/s.

Todas estas características de los ríos anastomosados se cumplen en el río Tordera. Probablemente, el desconocimiento por parte de muchos sectores de la sociedad de este tipo de ríos ha llevado a una concepción errónea de ríos como la Tordera por parte de los gestores y administraciones competentes (Bristow & Best 1993). A menudo, estos ríos se consideran degradados ya que se gestionan en base a unos indicadores de río rectilíneo o meandriforme que los catalogan de esa manera, lo cual lleva al fracaso de toda medida correctora por el hecho de estar descontextualizada. Éste es el caso de Catalunya, en el que se han tomado como referencia las características del Llobregat para crear la plataforma de indicadores de estado de conservación de todos los ríos de las cuencas internas catalanas (Fig.4.21).

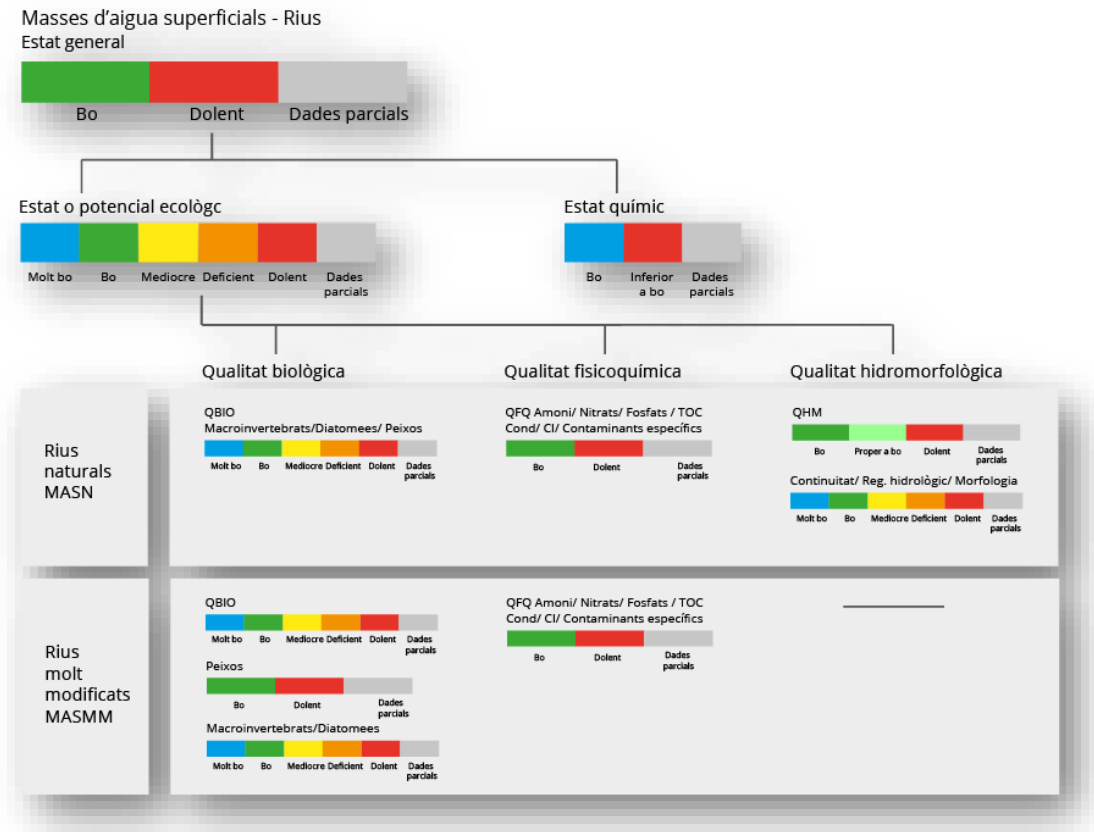


Figura 4.21: Indicadores de estado de conservación de las masas de agua superficiales de Catalunya.

Fuente: Agencia Catalana del Agua.

Lo que ocurre al cometer este error es que se insiste en “recuperar” elementos característicos de un río meandriforme en otro río que, por el hecho de no ser de ese tipo, no le corresponden. Por ejemplo, en el caso de la Tordera, se insiste en recuperar un bosque de ribera que nunca ha existido debido a las características propias de la tipología de río. Por lo tanto, la correcta caracterización de cualquier curso fluvial y, en particular, de un río anastomosado como la Tordera, resulta indispensable para poder crear una plataforma de indicadores correctos que se ajusten a dicha tipología de río. Obviamente, si gestionamos un río anastomosado (o de cualquier otro tipo que no sea meandriforme) en base a los indicadores de estado que se han generado para los ríos meandriformes, siempre serán catalogados como degradados, aunque no lo estén, debido a las diferencias opuestas que muestran de por sí estos tipos de cursos fluviales (Ver Fig.4.22). En cambio, si se gestiona un río anastomosado en base a las características de un río de este tipo, se podrá obtener una visión real del estado de conservación de éste y las medidas correctoras, en caso de ser necesarias, serán efectivas. Sólo de esta manera se podrá gestionar el río de una forma eficiente y

sostenible, es decir, estudiando las características propias de cada curso fluvial y aplicando los indicadores de estado correspondientes a la tipología de río en cuestión.



Figura 4.22: Imagen de la Tordera (arriba) en comparación con un río anastomosado en muy buen estado de conservación (río Tagliamento, abajo izquierda) y un río meandriforme en buen estado (Llobregat, abajo a la derecha).

La figura 4.22 deja claro que la Tordera se considerará de una manera u otra, en cuanto a su estado de conservación, en función de si consideramos indicadores propios de un río anastomosado (Tagliamento) o de otro tipo de río (Llobregat). Así pues, mientras la plataforma de indicadores usada para la gestión en Cataluña cataloga la Tordera como un río en muy mal estado, si cogemos los indicadores que se usan en el Tagliamento se cataloga como un río en buen estado de conservación.

En definitiva, el análisis de la tipología de transporte de un río y la determinación del tipo de cauce fluvial son de vital importancia para sentar las bases de una gestión eficiente y sostenible de cualquier sistema fluvial y/o deltaico.

4.2.3.2. Estimación de los aportes hacia el mar y su distribución litoral

Como se ha detallado en la metodología (capítulo 4.2.2.3), en este apartado se ha estimado la cantidad de aportes sedimentarios hacia el mar procedentes del río Tordera, así como su distribución litoral.

El periodo de toma de datos de transporte fluvial se inició el 1 de octubre de 2015 y se dio por acabado el 30 de septiembre de 2018. Durante este periodo de tiempo se han realizado un total de 150 muestreos de la carga de sedimentos del río Tordera, lo que significa que tenemos datos del 13,7% del total de días del periodo en cuestión (150 de 1095). Hay que tener en cuenta que durante el 56,6% del periodo el río no aportaba sedimento al mar, ya sea por estar seco en superficie o por tener la desembocadura cerrada. Así pues, durante el periodo estudiado ha habido un total de 476 días con aportes del río Tordera al mar, de los cuales en 150 tenemos datos de muestreo, lo cual significa que tenemos cubiertos un 31,5% de los días que la Tordera aportaba material sedimentario al mar. Así pues, disponemos de unos datos altamente representativos del transporte de sedimentos del río Tordera, más aún cuando mediante datos de la estación de aforamiento del ACA en Fogars y observaciones visuales hemos establecido periodos parciales de días con condiciones fluviales similares, hecho que nos permite hacer estimaciones durante días consecutivos en base a datos de transporte de un único día de muestreo.

El caudal y, por lo tanto, el transporte de sedimentos del río Tordera en la zona deltaica tiene una componente estacional muy marcada. Esta estacionalidad, como veremos más adelante (Capítulo 4.3), tiene una parte de natural y otra como consecuencia de la sobreexplotación del acuífero. Por este motivo, hemos subdivido nuestros datos en años hidrológicos (2015/16-2016/17-2017/18) y en estaciones dentro de cada año (otoño, invierno, primavera y verano) tal y como podemos observar en la tabla 4.3.

Año hidrológico	Aportes(en m ³)	Estación	Aportes (en m ³ y %)
2015/2016	123.500 m ³	Otoño	124.693 m ³ (94.04%)
		Invierno	648 m ³ (0.49%)
		Primavera	7.250 m ³ (5.47%)
		Verano	0 m ³ (0%)
2016/2017	115.500 m ³	Otoño	5.354 m ³ (4.64%)
		Invierno	44.748 m ³ (38.78%)
		Primavera	65.277 m ³ (56.58%)
		Verano	0 m ³ (0%)
2017/2018	90.000 m ³	Otoño	0 m ³ (0%)
		Invierno	18.000 m ³ (21%)
		Primavera	72.000 m ³ (79%)
		Verano	0 m ³ (0%)

Tabla 4.3: Estimación de los aportes sedimentarios del río Tordera: a) Año hidrológico 2015/2016, b) Año hidrológico 2016/2017 y c) Año hidrológico 2017/2018.

Por otro lado, el muestreo de transporte en suspensión, ha confirmado la hipótesis de que el transporte de sedimentos del río Tordera es fundamentalmente por carga de fondo. Los datos de transporte en suspensión muestran que, en la mayoría de días de muestreo, la carga en suspensión representa menos del 3% del total del transporte, siendo habitual que dicha carga en suspensión sea incluso inferior al 1%. Sólo en momentos de grandes crecidas existe un aporte considerable de sedimento en suspensión que no sobrepasa nunca el 5% del total del transporte. Este hecho está relacionado con la naturaleza de la cuenca del río Tordera, tal y como se ha expuesto en el apartado anterior. Debido al poco peso que tiene la carga en suspensión sobre el balance global, se ha desestimado dicha carga para la estimación de los aportes del río hacia mar en todas esas situaciones en que representa un porcentaje inferior al 1% y sólo se ha considerado para el balance global en esos casos en el que porcentaje supera el 1%, añadiendo esa carga en suspensión a la de fondo para obtener el transporte total. Aun así, podemos afirmar que la carga en suspensión de éste río puede considerarse nula o casi nula. A continuación, se muestra una tabla que ilustra la relación entre carga en suspensión y carga de fondo (Tabla.4.4).

Día de muestreo	Carga en suspensión	Carga de fondo
3/11/2015	5%	95%
27/1/2016	2,6%	97,4%
29/2/2016	2,6%	97,4%
19/1/2017	1%	99%

Tabla 4.4: Tasa de representación en porcentaje sobre el total del transporte de la carga en suspensión y de la carga de fondo del río Tordera.

Por este motivo, los resultados que se presentan del transporte de sedimentos del río Tordera (Tab 4.4) se refieren siempre a la carga de fondo con la pequeña tasa de carga en suspensión añadida a ésta en caso de superar un mínimo del 1% del total.

A continuación, se detalla el transporte de sedimentos de cada periodo estudiado, es decir, de cada estación de los 3 años de muestreo por las razones expuestas anteriormente (Tab.4.4).

- *Año hidrológico 2015/2016*

El aporte total de sedimentos del río Tordera hacia mar para el año hidrológico 2015/2016 es de 132.500 m³ de y se caracteriza por estar concentrado prácticamente en su totalidad en otoño de 2015, el cual representa el 94,04% de los aportes totales de este año. Si observamos el registro de nuestros datos, nos fijamos que esos aportes corresponden a un único evento de crecida fluvial, de apenas 4 días de duración, como consecuencia de un episodio de lluvias importantes (>100 litros/m²) en la cuenca, entre los días 2 y 5 de noviembre de 2015. Ese evento, con un caudal de hasta 51 m³/s en la zona deltaica, fue clasificado como “gran crecida” (Escenario III), los cuales se caracterizan por ser episodios de corta duración con caudales importantes y gran aporte de sedimentos en un espacio de tiempo relativamente pequeño. Al ser éste el primer gran evento de crecida anual, rápidamente, el agua superficial se infiltró para recargar un acuífero en niveles muy bajos después del mínimo anual de finales de verano/inicio de otoño. Por este motivo, en pocos días, la desembocadura se cerró debido al poco caudal superficial que hubo los días posteriores.

El invierno no fue demasiado lluvioso en la cuenca y no fue hasta febrero de 2016 que la desembocadura volvió a abrirse al mar. Entre febrero y marzo hubo un par de episodios de lluvias en la cuenca que provocaron crecidas fluviales con caudales de entre 1 y 3 m³/s. Debido a estos caudales tan bajos, los aportes sedimentarios fueron muy pequeños en invierno de 2015/16, sumando un total de 648 m³ de arena, lo que representa tan solo el 0,49% de los aportes de ese año. Esos aportes corresponden casi en su totalidad a un episodio de crecida de finales de febrero a mediados de marzo que mantuvo unas condiciones semejantes durante unos 17 días.

La primavera empezó con un episodio de lluvias a inicios de abril que causó una crecida del caudal del río hasta los 11 m³/s. Desde inicios de abril y hasta el 11 de mayo, hubo diferentes episodios de lluvia que fueron reavivando el caudal del río y manteniéndolo alrededor de los 2-3 m³/s. Durante este periodo de 35 días, el río aportó aproximadamente unos 6.866 m³ de arena al mar. Los aportes restantes hasta llegar a los 7.250 m³ que estimamos que bajaron por la Tordera durante la primavera de 2016

corresponden a un pequeño episodio de lluvias a finales de mayo que mantuvo la desembocadura abierta durante 6 días con un caudal medio de 1,3 m³/s. La falta de episodios de lluvia importantes dejó los aportes totales de primavera en sólo un 5,47% de los aportes totales del año.

Desde el día 5 de junio, momento en que se cerró la desembocadura, y hasta el día 21 de junio, la Tordera se fue secando en superficie en la zona deltaica. El día 21 de junio ya no había agua en superficie en la parte superior del delta, a unos 5 km de la costa. Esas condiciones se mantendrían durante todo el verano de 2016 y, por lo tanto, no hubo aportes sedimentarios al mar durante todo ese periodo.

- *Año hidrológico 2016/2017*

El aporte total de sedimentos del río Tordera hacia mar para el año hidrológico 2016/2017 es de 115.500 m³ y se caracteriza por estar bastante repartido a lo largo del año, con la excepción del verano.

Las primeras lluvias de otoño (octubre 2016), a pesar de ser bastante cuantiosas, con diversos episodios de más de 10 litros/m² e incluso un evento excepcional de más de 90 litros/m² el día 4 de octubre, no consiguieron abrir la desembocadura ya que el caudal superficial se infiltraba rápidamente hacia un acuífero con un nivel muy bajo después del verano. No fue hasta finales de noviembre en que un episodio de lluvias de poca intensidad, pero de larga duración (6 días), hizo que el acuífero volviera a estar lleno y el agua superficial pudiese llegar con suficiente fuerza a la desembocadura para romper la barra litoral y abrir la conexión con el mar. Debido a esa tardanza en la apertura de la desembocadura, los aportes del otoño de 2016 acumularon un total de 5.354 m³ de arena, los cuales representan únicamente el 4.64% de los aportes totales del año hidrológico.

El invierno de 2016/17 se caracteriza por estar la desembocadura abierta y con aporte de sedimentos en 2/3 de la estación. El tercio restante corresponde a las primeras semanas de invierno, las cuales fueron muy secas y se llegó a cerrar la desembocadura. A parte de las primeras semanas, durante el resto del invierno, hubo hasta 4 episodios de crecida fluvial importantes ligados a 4 episodios de lluvia significativos. Además, pequeñas precipitaciones entre episodio y episodio permitieron mantener en todo momento un caudal suficiente para mantener la desembocadura abierta. De esta manera, el 21 de enero hubo la primera crecida con caudales próximos a los 23 m³/s y una segunda el día 28 con caudales de hasta 25 m³/s, manteniéndose el caudal entre los dos episodios por encima de los 7 m³/s. Todo ello provocó que entre el 21 de enero y el 1 de febrero de 2017 hubiera un aporte total de alrededor de 18.000 m³ de arena

(16% del total anual). La magnitud de la crecida y las pequeñas precipitaciones de los días posteriores mantuvieron el río en condiciones de suavización de crecida, con caudales superiores a los 4 m³/s hasta mediados de febrero (14 días), con un aporte de 14.400 m³ de arena que representa el 12,34% del total anual. El día 15 de febrero hubo una nueva crecida que duró unos 4 días en los que el caudal medio fue de 20 m³/s. Durante esta tercera crecida, hubo unos aportes de aproximadamente 8.000 m³ de arena que representan un 6,68% del total anual. Las condiciones de relajación de crecida se mantuvieron durante 10 días (hasta el 28 de febrero) añadiendo otros 3.200 m³ de arena en el cómputo de aportes. Del 28 de febrero hasta el 21 de marzo hubo precipitaciones menos importantes que mantuvieron el río con un caudal medio alrededor de los 2 m³/s con la desembocadura abierta en los que se aportaron otros 6.200 m³ de arena más. En total, los aportes totales durante el invierno de 2016/17 fueron de 44.748 m³, lo que representa un 38,78% del total del año hidrológico.

La primavera empezó con un episodio de lluvia importante que acumuló más de 100 litros/m² en 3 días. Eso se tradujo en una crecida importante del río Tordera que llegó a un caudal de 36 m³/s. En estos 3 días, un total de 42.900 m³ de arena fueron aportados a la desembocadura del río, lo que representa un 36,8% del total anual. La suavización de la crecida duró unos 6 días, en los que se mantuvo un caudal medio de unos 3-4 m³/s, aportando un total de 16.100 m³ de arena más (13,8% del total anual). Desde el 1 de abril al 10 de mayo, momento en que se cerró la desembocadura, el caudal fue descendiendo paulatinamente debido a la falta de lluvias. En ese periodo final los aportes fueron de unos 1.200 m³ de arena. A pesar de que a partir de abril casi no hubo lluvias importantes, en el total de la primavera de 2017 se aportaron unos 66.277 m³ de arena al mar, representando el 55% de los aportes de este año hidrológico, si bien éstos corresponden a un único gran episodio de lluvias de finales de marzo.

El 26 de mayo, el río Tordera se secó en superficie en toda la llanura deltaica debido a la escasez de lluvias y a la sobreexplotación del acuífero que provocó un fuerte descenso del nivel del acuífero. Esas condiciones se mantuvieron durante todo el verano del 2017, en el que no hubo caudal superficial en ningún momento y, por lo tanto, no hubo aportes de arena al mar durante esa estación.

- *Año hidrológico 2017/2018*

El aporte total de sedimentos del río Tordera hacia mar para el año hidrológico 2017/2018 es de 90.000 m³ y se caracteriza por estar concentrado principalmente en la primavera de 2018 y por no tener ningún aporte durante todo el otoño de 2017. Eso es debido a que la primavera y verano del 2017 fueron especialmente secas en la cuenca

de la Tordera. Ese hecho, junto a la sobreexplotación del acuífero durante los meses de verano, hizo que los niveles de agua subterránea fuesen muy bajos, como veremos en el siguiente capítulo (Capítulo 4.3). Esa tendencia siguió durante el otoño de 2017, inicio del nuevo año hidrológico, motivo por el cual se llegó a declarar un episodio de sequía en la cuenca de la Tordera y otros puntos de la geografía catalana.

En todo el otoño de 2017 sólo hubo un episodio de lluvia significativa a finales de septiembre que apenas sirvió para recargar un poco el acuífero. Sin embargo, ni ese episodio ni los siguientes de menor intensidad fueron suficientes para hacer llegar caudal superficial en la zona deltaica durante todo el otoño, de manera que a 21 de diciembre de 2017 (inicio invierno) seguía sin haber caudal en superficie en el delta y, por lo tanto, no hubo aportes de sedimentos a las playas durante todo ese periodo.

Entrados ya en el invierno, la sequía se prolongó hasta finales de enero de 2018, momento en el que hubo un episodio de lluvias importantes que, a pesar de no producir un caudal superficial en el delta, sirvió para recargar el acuífero y dejarlo preparado para permitir una crecida ante un nuevo episodio de lluvias. Ese nuevo episodio no se hizo esperar y, a inicios de febrero de 2018, hubo un fuerte episodio de lluvias que se tradujo en un caudal medio de 16,5 m³/s durante 4 días, aportando unos 3.850 m³ de arena al mar, los primeros de ese año hidrológico. Desde el 8 de febrero hasta el 1 de marzo, hubo pequeñas lluvias que mantuvieron un caudal superficial estable entre 1 y 3 m³/s que generó unos aportes de unos 3.650 m³ de arena. En total, durante el febrero de 2018, se aportaron el 8 % de los aportes totales del año hidrológico 2017/18. La primera semana de marzo hubo un episodio de lluvias de poca intensidad, pero de larga duración (5-6 días), que subió el caudal medio del río Tordera hasta los 4,6 m³/s durante 10 días, en los cuales se aportó un total de 11.150 m³ de arena, un 12,27% del total anual. Sin embargo, la falta de lluvias durante el resto del mes hizo que el caudal descendiese rápidamente, aportándose durante ese periodo sólo 400 m³ más de arena al mar. En total, durante el invierno de 2018, se movilizaron un total de 18.000 m³ de arena (21% del total anual).

Justo al inicio de la primavera de 2018, un episodio de lluvias significativas hizo aumentar el caudal medio del río hasta los 2-3 m³/s. Esta situación se mantuvo hasta el 11 de abril, aportando un total de unos 5.000 m³ de arena al mar. En ese momento, llegaría el que sería el mayor y más importante episodio de lluvias del año hidrológico. Los días 11, 12, 13 y 14 de abril el caudal del río Tordera se mantuvo entre los 38 y los 45 m³/s. En ese episodio de crecida se movilizaron hasta 33.500 m³ de arena hacia el mar, lo que representa un 37% de los aportes totales del año. Los días posteriores, del

14 al 28 de marzo, el caudal descendió gradualmente de los 26 m³/s a 4 m³/s aportando hasta 12.500 m³ más de arena (un 13,5% del total anual). Las siguientes 2 semanas no hubo ningún episodio de lluvia y el caudal del río bajó a 1-2 m³/s, aportando sólo unos 2.000 m³ de arena. Sin embargo, los días 14 y 15 de mayo hubo un nuevo episodio de lluvias importantes que aumentó el caudal medio hasta casi 12 m³/s en la zona deltaica. La situación de crecida se mantuvo durante unos 6 días, aportando un total de 14.400 m³ de arena más (el 15,85% del total anual). A partir de ese momento, el caudal del río descendió rápidamente hasta cerrarse la desembocadura el día 9 de junio, aportando unos 3.600 m³ de arena más. En total, se movilizaron un total de 72.000 m³ de arena durante la primavera de 2018, un 79% del total de aportes del año hidrológico 2017/18.

Desde el 9 de junio hasta el 19 de ese mismo mes, el río se fue secando en superficie en la llanura deltaica y el verano ya se inició sin caudal superficial en todo el delta. Una vez más, esas condiciones se mantuvieron durante todo el verano no habiendo pues ningún aporte más de sedimentos durante ese periodo.

- *¿Cuánta arena llega al mar procedente del río Tordera?*

Los resultados del monitoreo del transporte de arena del río Tordera hacia el mar en los 3 años hidrológicos muestreados dan un total de 338.000 m³ de arena aportados al mar, con una media de 112.666 m³ por año. Sin embargo, hay que tener en cuenta que nuestros datos son una estimación de dicha tasa de transporte, la cual está sujeta a cierto error, el cual hemos estimado entre $\pm 10\%$. Así pues, podríamos decir que el transporte anual actual del río Tordera hacia mar es de entre 100.000 y 120.000 m³ anuales. A pesar de poder parecer un error grande, hay que tener en cuenta que, por la tipología de datos y el resultado que esperamos, no tiene mucha importancia ya que se trataba de obtener un orden de magnitud y no una cifra exacta, la cual tampoco tendría mucho sentido al no ser la tasa de transporte una cifra constante, sino que varía de año a año debido, por ejemplo, a las condiciones meteorológicas.

- *¿Hemos recuperado el orden de magnitud del transporte histórico?*

Uno de los aportes más significativos de este estudio es la comparación del transporte actual del río Tordera con otros datos de transporte existentes realizados por otros autores. De esta manera, se puede “cuantificar” el grado de afectación de las diversas actuaciones antrópicas (ver capítulo 3.1) en las tasas de transporte y, por lo tanto, en las playas del delta. Así pues, viendo la evolución reciente (ver capítulo 3.2) partíamos con la hipótesis de que el transporte actual debería haberse recuperado, al menos parcialmente, con respecto al periodo 1970-2006.

Según datos de Vila & Serra (2015), el transporte histórico, es decir, previo a la intervención humana en el delta de la segunda mitad del siglo XX, era de unos 200.000 m³ de arena anuales. Sin embargo, otros estudios estiman que el transporte en la segunda mitad del siglo XX fue de entre 45.000 m³/año (DGPC 1986) y 60.000 m³/año (MOPU 1979; Copeiro 1982), coincidiendo este descenso de los aportes con el paso de un delta progradante a un delta en regresión, tal como hemos comentado en el capítulo 3.1. La estimación del transporte de sedimentos de la Tordera más reciente fue la realizada por Rovira et al. (2004) para el periodo comprendido entre enero de 1997 y junio de 1999. En ese periodo, estimaron que el aporte total fue de 56.487 toneladas, lo que corresponde a un transporte anual de aproximadamente 15.000 m³ de arena por año. Los datos de Rovira et al. (2004) coinciden con los años de mayor retroceso de las playas del delta, las cuales llegaron a colapsar en algunos tramos en el año 2007. En los datos de Rovira et al. (2004) hay que tener en cuenta 2 consideraciones: I) El periodo 1997-1999 es un periodo de sequía en la cuenca de la Tordera, lo cual redujo la tasa de transporte y II) Se trata del momento en el que hay el impacto de casi todas las actuaciones antrópicas realizadas en los años anteriores y el inicio de la sobreexplotación del sistema acuífero del delta. Así pues, se observa una clara reducción de las tasas de transporte de sedimentos de la Tordera hacia mar como consecuencia de la modificación de la dinámica fluvial a raíz del cóctel de actuaciones antrópicas realizadas en la región durante las últimas décadas. Dicho transporte se redujo entre un 75% (DGPC, 1986; MOPU, 1979; Copeiro, 1982) y un 90% (Rovira et al., 2004) en relación al transporte histórico.

Al comparar nuestras estimaciones de transporte con los datos existentes en la bibliografía se observa que, a pesar de no haber recuperado la tasa de transporte histórica (previa a las modificaciones antrópicas), sí que se ha aumentado considerablemente dicha tasa con respecto a los datos de la segunda mitad del siglo XX. Este hecho concuerda con lo observado en la evolución reciente de las playas (capítulo 3.2), en la que se observa, durante la última década, cómo la situación se ha estabilizado en algunas partes delta, reduciendo las tasas de erosión en algunas zonas e incluso empezando a recuperarse en otras. Precisamente, entre los datos de Rovira et al. (2004) y la estimación que se presenta en este estudio, se han realizado actuaciones de reemplazo y recuperación en distintas zonas del delta a la vez que actuaciones realizadas en el pasado, como las extracciones de arena del cauce fluvial, han dejado de tener un efecto en las tasas de transporte. Todo ello, ha propiciado que se haya aumentado considerablemente el transporte de sedimentos de la Tordera hacia el mar. Sin embargo, aún se sigue lejos de la tasa de transporte histórica, estando la

actual, más o menos, a la mitad de ésta. Actualmente, como vimos en el capítulo 3 de esta tesis, casi toda la afectación de la zona costera del delta de la Tordera está relacionada con la sobreexplotación del acuífero, la cual impide el transporte de sedimentos hacia mar durante al menos 6 meses cada año, hecho que no se daba antiguamente. De hecho, hay constancia de que el río Tordera, antes de las modificaciones antrópicas, era un río con caudal superficial presente todo el año (evidentemente con oscilaciones estacionales). Precisamente, los aportes actuales del río Tordera hacia el mar son del orden de la mitad de los históricos cuando el río está la mitad de tiempo abierto hacia el mar. Así pues, nuestra estimación sugiere que, actualmente, la sobreexplotación del acuífero de la Tordera debe ser el principal causante de que el transporte actual esté lejos del transporte histórico.

- *¿Cómo se distribuye esa arena una vez llega al mar?*

Determinar con precisión la distribución del sedimento aportado por el río una vez éste llega a mar requiere de unos medios, tanto económicos como logísticos, que no hemos tenido durante la realización de ésta tesis, como detallaremos más adelante como posible línea de futuro a seguir.

La primera idea era estimar dicha distribución con el oleaje existente en la desembocadura del río durante los días en que éste estaba aportando sedimentos a mar. Los datos obtenidos al correlacionar los aportes con el oleaje reflejaron la siguiente distribución (Tabla 4.6).

Hacia el brazo norte	Hacia el brazo sur	En la desembocadura
60%	15%	25%

Tabla 4.6: Distribución de los aportes del río Tordera una vez llegan a mar según el oleaje existente en los momentos de apertura de la barra de la desembocadura.

Según la correlación de los datos de oleaje y transporte, la mayoría de los aportes (60%) irían hacia el norte, es decir, hacia la zona de Blanes y sólo el 15% irían hacia el sur (Malgrat de Mar) quedándose un 25% en la zona de la desembocadura. Sin embargo, rápidamente nos dimos cuenta que éstos datos no se correspondían a la realidad, ya que éstos no explican las tasas de evolución de la línea de costa (crecimiento/erosión) observadas en los distintos tramos del delta. En ese sentido, el tramo con mayores tasas de crecimiento en las últimas décadas es el tramo sur, con lo cual, a priori, debería ser el que mayor porcentaje se lleva de los sedimentos del río, a no ser que su crecimiento sea estrictamente un efecto de la deriva litoral. Esto es debido a que este sistema de análisis asume que todo el sedimento que sale de la bocana se moviliza en función del oleaje de ese momento, un hecho totalmente irreal ya que depende de la intensidad del

oleaje, de la cantidad de sedimentos que bajan por el río o de la intensidad del flujo de agua fluvial, entre otros (Giosan et al 1999; Orton & Reading 1993; Checa et al. 1988).

- *¿Qué papel tiene la deriva litoral?*

Para poder entender cómo se reparten los sedimentos del río una vez llegan a mar, hemos realizado una estimación de dicha distribución en base la deriva litoral de cada zona del delta (brazo norte, desembocadura y brazo sur). Utilizando el aplicativo online del proyecto OIKOS (*Originating Innovative methods to learn and teach Knowledge in the field of earth and natural sciences derived from an Original and combined use of applicative Software*) del programa europeo Leonardo da Vinci (Stenstrom & Lasonen 2000) hemos estimado la deriva litoral de cada tramo del delta según las principales direcciones de oleaje. Dicho análisis de la deriva litoral proporciona los siguientes resultados (Tabla 4.7).

	Brazo norte	Brazo Sur	Desembocadura
Balance por deriva litoral	-5.000 m ³ /año	-715 m ³ /año	-52.424 m ³ /año
Tasa asociada a dicha deriva	-0.04 m/año	-0.06 m/año	-0.5 m/año
Tasa real en base a fotografía aérea	+0.8 m/año	+0.5 m/año	-0.5m/año

Tabla 4.7: Balance sedimentarios de las distintas partes del delta según el análisis de la deriva litoral mediante el aplicativo de simulación del proyecto Oikos Leonard.

Estos datos representan el balance sedimentario de las distintas zonas costeras del delta de la Tordera en función de los dos regímenes de oleaje dominantes en la región: el oleaje del noreste (levante) y el oleaje del sur (garbín). A pesar de que el oleaje del sur es el más frecuente, el oleaje del noreste es de mayor magnitud, motivo por el cual este último moviliza una mayor cantidad de sedimento a lo largo del año que el oleaje del sur, dando lugar a una deriva resultante neta en dirección hacia el sur. Por lo tanto, el material que se va hacia el sur de la zona norte, va a parar a la zona de la desembocadura y, a su vez, el de la desembocadura va a parar a la zona sur, contrarrestando la propia deriva de cada parte del delta. De esta manera, tal y como se observa en la Tabla 11, se obtiene la tasa de evolución de la costa en cada tramo por deriva litoral. En base a esos datos de la deriva y al diferencial entre las tasas producto de la deriva y las reales, podemos estimar la cantidad de sedimentos fluviales necesarios para compensar la deriva litoral y ajustarse a las tasas de evolución reales de cada tramo. En ese sentido, hemos estimado los siguientes aportes fluviales para cada tramo (Tabla 4.8).

Hacia el brazo norte	Hacia el brazo sur	En la desembocadura
51.275 m ³ /año (45%)	63.000 m ³ /año (55%)	0 m ³ /año (0%)

Tabla 4.8: Aportes fluviales necesarios para compensar la deriva litoral y obtener las tasas de evolución calculadas en cada zona del delta de la Tordera.

Los resultados de las estimaciones, considerando la compensación de la deriva litoral, proporcionan una estimación de la distribución de los sedimentos aportados por el río Tordera mayoritaria hacia el sur (55%), nula en la desembocadura (0%) y algo menor que con el anterior método para el norte (45%). En total, el aporte fluvial necesario para cubrir dicha necesidad de sedimentos es de unos 115.000 m³/anuales, una cifra que se acerca mucho a la media anual de aportes que hemos comentado anteriormente (112.000 m³/anuales), motivo por el cual creemos que dicho dato es bastante representativo.

A diferencia del análisis en base al oleaje en el momento de la aportación de sedimentos, utilizando la compensación de la deriva, realmente estamos estimando la redistribución de los sedimentos aportados por el río en lugar de la distribución directa, es decir, estamos estimando cómo se han repartido a lo largo del año los sedimentos aportados por el río considerando el oleaje de todo el año y no solo el existente en el momento de los aportes. Por este motivo, éste dato debería ser una aproximación más acotada a la situación real, es decir más plausible.

Existen otras variables importantes a la hora de estimar la distribución de los aportes fluviales una vez llegan a mar: el transporte transversal (hacia afuera) y la formación de barras litorales (Hoefel & Elgar 2003) en el sentido del transporte dominante, como es el caso de la barra de la zona sur. Estas dos variables, imposibles de introducir en nuestro balance debido a un aspecto logístico, pueden tener una gran incidencia en el sedimento que llega a la costa, es decir a las playas, procedente del río.

El transporte transversal debido a la reflexión del oleaje que llega a la costa junto con el gran pendiente (13%) del frente deltaico del delta de la Tordera, nos planteaban la hipótesis de que una parte del sedimento que llega procedente del río Tordera debe perderse mar adentro. Sin embargo, el frente deltaico se sitúa a una profundidad media de entre 10 y 15 metros, cifra que está por debajo de la profundidad límite de incidencia del oleaje, 7 metros según Blasco-Trallero (2011) y Sorribas et al. (1993). Por este motivo, se cree que la incidencia de la reflexión del oleaje en el transporte transversal debe ser muy pequeña, casi nula. Sin embargo, debido a que el frente deltaico se encuentra a tan solo unos 500 metros de la costa, y a que tiene un pendiente muy elevado según nuestros datos batimétricos (a diferencia de otros deltas), se nos plantea

la hipótesis de que, en momentos de grandes crecidas, parte del sedimento que baja por el río puede ser proyectado hasta más allá del frente deltaico por el impulso del flujo fluvial. Desgraciadamente, no podemos incluir esta pérdida potencial de sedimento a nuestros cálculos ya que no disponíamos de un sistema para poder estudiar dicho fenómeno. De todos modos, no se trata realmente de una pérdida como tal ya que, en realidad, ese sedimento que cae por el talud del frente deltaico sirve, a la larga, para progradar el frente deltaico (Serra et al. 2006). Sin embargo, si tenemos en cuenta que la base del delta se sitúa a 50 metros de profundidad y que el talud mide 300 metros lineales (distancia para bajar de -10 a -50m), se necesitarían alrededor de 650.000 metros cúbicos para progradar 1 metro el frente deltaico. Ese volumen necesario es el equivalente a todos los aportes del río Tordera durante 5 años y medio, una tasa claramente inferior a la de erosión que hay en la zona.

Por otro lado, tenemos constancia de la existencia de la barra longitudinal del hemidelta sur (Serra et al. 2006) sobre la plataforma deltaica. Esta barra litoral se alimenta con los sedimentos que llegan del río Tordera y que son distribuidos por el oleaje, por lo tanto, parte del material que llega procedente del río al hemidelta sur queda retenido en la barra litoral, con lo cual cabría esperar que el porcentaje de sedimento que va hacia al sur (55%) fuese algo mayor. Sin embargo, dicha barra litoral también ejerce de protección frente a la deriva litoral, de manera que las tasas que se generan en la simulación de la deriva litoral del hemidelta sur deberían estar sobreestimadas. De esta manera, ambos fenómenos se contrarrestan, haciendo que nuestra estimación sea bastante representativa, aunque no exacta.

Por todos estos motivos, para poder realizar bien dicha estimación, se debería realizar un estudio detallado de la evolución del fondo deltaico somero, tanto delante de la desembocadura como en los brazos norte y sur, que permitiese monitorear, mediante batimetrías periódicas, cómo se va moviendo el sedimento aportado por el río, cuánto se pierde mar adentro (transporte transversal) y cuánto se queda atrapado en la barra longitudinal del hemidelta sur. Desgraciadamente, la necesidad de trabajar en una zona con tan poca profundidad y con la presencia de cuerpos sedimentarios móviles que podrían ser un peligro para una embarcación convencional con un equipo batimétrico, hacen que la realización de éste seguimiento se convierta en un gran reto. Sin embargo, recientemente, nos ha llegado información sobre un sistema de toma de datos batimétricos (desarrollado por el técnico Joan Puigdefàbregas) que, mediante herramientas muy rudimentarias, permite realizar la toma de datos desde embarcaciones mucho más pequeñas, como zodiacs e incluso tablas de surf, ideales para una zona como la del delta sumergido. El sistema consiste en una pequeña

estructura de flotación (tipo tabla de Body Surf) en el que se fija una sonda muy ligera junto con un sistema GPS de precisión, hecho que supone un gasto económico por campaña mucho menor que el de cualquier campaña batimétrica convencional. A pesar de que la resolución que se obtiene con este sistema es inferior a la de los sistemas convencionales, es más que suficiente para obtener datos representativos de la redistribución de sedimentos en profundidad en la plataforma deltaica. Con este sistema, podríamos realizar todas las campañas batimétricas necesarias para observar el movimiento de los cuerpos sedimentarios de la plataforma deltaica asociados a aportes del río Tordera ya que la activación de la campaña es casi instantánea y no supone un gasto muy elevado. En definitiva, dejamos esta opción como vía de futuro más allá de esta tesis para acabar de determinar los porcentajes de distribución de los sedimentos de la Tordera una vez llegan a mar. Otro objetivo futuro ligado a éste análisis, es el calibrado y mejora de dicho sistema de toma de datos con la idea que pueda convertirse en una herramienta más para la gestión de playas, ya sea a nivel regional (por ejemplo, Agencia Catalana del Agua) como a nivel local (técnicos de ayuntamientos) dada la facilidad de la toma de datos y el bajo coste económico del equipo y de las campañas.

4.2.3.3. La relación entre playa y transporte

Muchos sistemas dependen del transporte de sedimentos de un río, pero si hay un sistema que es especialmente sensible a cualquier alteración del flujo de sedimentos éste es el sistema playa, en el caso de playas con material de origen fluvial (Garau 1981).

Las playas de un delta tienen una marcada componente fluvial en la procedencia de su material sedimentario hasta el punto que más del 90% del material que las forman tienen su origen en el sedimento transportado por el río (Sorribas et al. 1993), como es el caso de las playas del delta de la Tordera. Para poder establecer una relación entre el transporte de sedimentos del río y la evolución de las playas del delta, nos fijamos en la playa de s'Abanell, situada en el hemidelta norte de la Tordera.

En el capítulo 3.2 hemos observado la relación entre las aperturas de la desembocadura y la anchura de playa (Fig. 3.14). Sin embargo, a lo largo de éste capítulo nos hemos percatado de que la distribución de los sedimentos del río una vez llegan a mar es un proceso relativamente lento que no puede considerarse solo con las aperturas de la desembocadura. Así pues, procedimos a relacionar los aportes totales por periodos de tiempo determinados y los comparamos con la evolución de la anchura de playa durante ese periodo, sin perder de vista el oleaje. La hipótesis inicial que nos planteamos fue:

los periodos de crecimiento de la anchura de playa deberían estar ligados a periodos de grandes aportes fluviales.

Para unificar criterios, de manera general, nos fijaremos en la anchura previa al episodio de grandes aportaciones, la situación posterior (15 días después) y la situación transcurridos 3 meses. Adicionalmente, nos fijamos en la situación entre veranos (periodos con baja incidencia del oleaje).

Para el año hidrológico 2015/2016, en la que sólo hubo un episodio de grandes aportaciones a principios de noviembre, nos fijamos en los siguientes datos (Tabla 4.9):

Anchura previa	Anchura posterior	Anchura largo plazo (3 meses)
31,5 m	31m	32,2m

Tabla 4.9: Comparación de anchura media de la playa de s'Abanell entre la situación previa, posterior y a largo plazo del principal episodio de aportes fluviales del año hidrológico 2015/2016.

Observamos cómo la anchura 2 semanas después del gran episodio y a pesar del gran aporte sedimentario es inferior a la anchura media de la playa previa a dicho episodio. Sin embargo, al observar la anchura de playa media a 3 meses vista, y a pesar de la presencia de temporales de levante que erosionan el hemidelta norte, se observa un crecimiento de la anchura de playa. Se desprende, por lo tanto, que la llegada del sedimento a las playas no se produce en los días que dura la crecida y posteriores, sino que su efecto es más a largo plazo. En éste caso podríamos afirmar que a 3 meses vista la gran aportación de noviembre de 2015 se observa en un crecimiento de la anchura de playa de 0,7m de media.

Si observamos ahora la anchura media a inicios de verano de 2016, y teniendo en cuenta que no hubo más aportes fluviales significativos, el oleaje de la primavera de 2016 aún siguió aportando sedimento en el hemidelta norte hasta llegar a una media de anchura de 32,6 m para la playa de s'Abanell, la cual se mantuvo estable durante todo el verano.

Para el año hidrológico 2016/2017, a raíz de la presencia de muchos más episodios de lluvias, la selección de los datos se varió un poco. Los episodios de lluvias significativas de invierno y primavera se agruparon como un único evento debido al poco tiempo transcurrido entre uno y otro. De esta manera, definimos la situación previa como la presente a mediados de enero de 2017 (teniendo en cuenta una fuerte erosión debido a un temporal), la posterior la del día 10 de mayo (momento en que se cierra la desembocadura) y la de largo plazo a inicio de verano (23 de junio) y observamos los siguientes resultados (Tabla 4.10):

Anchura previa	Anchura posterior	Anchura largo plazo
31,5 m	30m	32m

Tabla 4.10: Comparación de anchura media de la playa de s'Abanell entre la situación previa, posterior y a largo plazo de la sucesión de episodios de aportes fluviales del año hidrológico 2016/2017.

A pesar de un invierno y primavera con constante flujo de sedimento hacia el mar, la anchura media de las playas del hemidelta norte perdió 1,5m, comparando la situación previa a la sucesión de episodios de aportes con la posterior a éstos, lo que indica que no llegaban esos sedimentos. Sin embargo, observamos que, del 10 de mayo al 23 de junio, momento en que la desembocadura estaba cerrada y, por lo tanto, no había aportes fluviales, la anchura de las playas aumento hasta poder hablar de un crecimiento asociado a la redistribución a largo plazo de los sedimentos aportados en invierno y primavera de 0,5m de media en s'Abanell.

El año hidrológico 2017/2018, debido al gran episodio de sequía que mantuvo el río sin aportes al mar hasta febrero de 2018, nos sirve para observar que ocurre en el caso contrario, es decir, qué ocurre con la anchura de la playa a largo plazo si no hay aportes fluviales. Para ello observamos la anchura disponible a finales de verano del 2017 con la anchura de playa en marzo de 2018. Observamos que la falta de aportes durante el otoño e invierno hizo descender la media de anchura de playa de s'Abanell des de los 31m posteriores al verano hasta los 27m a finales de invierno. Esto es debido a que al no haber sedimento disponible para ser redistribuido, los temporales de levante erosionan, a la vez que los de garbin casi no aportan nada, de manera que la playa entra en déficit sedimentario.

Ese mismo año, desde mediados de abril y hasta el 9 de junio, el río aportó el 80% del sedimento de todo el año hidrológico, concentrado casi todo en los aportes de un episodio de mediados de abril junto con su periodo de relajación hasta inicios de mayo. A raíz de esto, compararíamos la situación a inicios de abril (previa) con la situación a día 9 de junio (posterior) y con la situación una vez ya llegado el verano (largo plazo). Sin embargo, nuestra toma de datos finalizó el día 17 de mayo de 2018, con lo cual debimos modificar un poco las referencias. Escogimos como situación previa la de inicios de abril, la posterior a finales de abril/inicios de mayo y la de largo plazo el día 17 de mayo y observamos lo siguiente (Tabla 4.11):

Anchura previa	Anchura posterior	Anchura largo plazo
29,8 m	29,7m	32,5m

Tabla 4.11: Comparación de anchura media de la playa de s'Abanell entre la situación previa, posterior y a largo plazo de la sucesión de episodios de aportes fluviales del año hidrológico 2017/2018.

Una vez más, observamos que el crecimiento de la anchura de playa se observa en el largo plazo, a pesar de que en éste caso el largo plazo sea apenas 1 mes y medio, mientras que a corto plazo (días posteriores) no solo no se observa crecimiento, sino que la playa pierde anchura. Según una medida puntual realizada en la playa, en verano de 2018 se llegó a medias de entre 34 y 35 m de anchura de playa en s'Abanell a pesar de no haber aportes fluviales, lo que sería un indicativo más de que a largo plazo es cuando se produce el aporte efectivo para las playas.

En definitiva, los datos confirman la hipótesis que nos habíamos planteado inicialmente de que, para poder estudiar la distribución de los sedimentos aportados por el río, hay que considerar la redistribución de estos a medio y largo plazo por la plataforma deltaica, en lugar de fijarse en el oleaje presente durante los días del episodio de aportes fluviales y posteriores. Éste hecho confirma que la mejor aproximación realizada es la que considera la deriva litoral anual, tal y como hemos comentado en el apartado 4.2.3.2 de éste documento y que justifica la necesidad de, en un futuro, estudiar al detalle cómo funciona dicha redistribución en base a estudios batimétricos periódicos.

4.2.4. Conclusiones

La estimación de los aportes sedimentarios del río Tordera al mar, así como el análisis de su distribución una vez han sido depositados en la plataforma deltaica, ha permitido establecer las siguientes conclusiones:

- Existe una gran correlación entre los picos de caudal del río Tordera y los episodios de lluvia. Estos picos se caracterizan por aumentar considerablemente (hasta $>200\text{m}^3/\text{s}$) el caudal base del río, establecido entre 0,5 y $2\text{ m}^3/\text{s}$, y por tener una duración corta (5-6 días hasta recuperación caudal previo). Esto indica que la Tordera tiene un régimen fluvio-torrencial.
- Durante los meses de verano e inicios de otoño, la Tordera se caracteriza, en la actualidad, por la ausencia de régimen hídrico en superficie debido a la sobreexplotación que sufre su acuífero.
- Las dimensiones (cuenca pequeña) y la naturaleza de la cuenca (composición granítica) del río Tordera dan lugar a un tipo de sedimento medio compuesto por un 50% de gravas, un 30% de arena gruesa o muy gruesa y un 20% de arena fina o muy fina con una casi total ausencia de limos y arcillas (sólo el 17% de las muestras presentan pequeños porcentajes $<5\%$ de limos y arcillas). Esta distribución granulométrica media da lugar a un tamaño de grano medio de 1,6mm que permite catalogar el sedimento como “Arenas de composición granítica con gravas y ausencia de material fino”.
- Aun así, los porcentajes de gravas varían desde valores próximos al 15% hasta máximos de alrededor del 80%. De la misma forma, los valores de arena gruesa y muy gruesa varían desde porcentajes de alrededor del 10% hasta valores próximos al 60%. Lo que siempre se cumple es que entre estas dos fracciones representan entre el 70 y el 90% de todo el material transportado por el río.
- A partir de estas características se desprende que la Tordera es un río anastomosado. Este tipo de ríos se caracterizan por presentar un lecho fluvial bastante ancho, que se asienta sobre depósitos de tipo aluvial, sobre el que se constituye una red de canales entrelazados de poca profundidad separados por pequeñas “islas” de arena. Estos ríos tienen como característica la proporción entre carga en suspensión y carga de fondo, siendo esta última mucho mayor que la anterior.
- La casi ausencia de carga en suspensión en este tipo de ríos hace que la tasa de transporte esté casi exclusivamente relacionada con la carga de fondo, la cual está más determinada por la granulometría y la altura de la columna de agua que del caudal en sí. Eso hace que sea difícil establecer una relación clara entre

caudal y transporte y, a su vez, genera la peculiaridad de que un caudal A inferior a un caudal B pueda transportar más sedimento a pesar de ser de menor magnitud.

- El caudal mínimo para el transporte en la Tordera en condiciones post-crecida es de $0,2\text{m}^3/\text{s}$ y de $0,6\text{m}^3/\text{s}$ en condiciones en las que llevamos mucho tiempo sin una crecida importante, entendiéndose por crecida importante esa que supera el umbral de $5\text{ m}^3/\text{s}$.
- El desconocimiento por parte de muchos sectores de la sociedad de este tipo de ríos ha llevado a una concepción errónea de ríos como la Tordera por parte de los gestores y administraciones competentes. A menudo, estos ríos se consideran degradados ya que se gestionan en base a unos indicadores de río rectilíneo o meandriforme que los catalogan de esa manera.
- El análisis de la tipología de transporte de un río y la determinación del tipo de cauce fluvial son de vital importancia para sentar las bases de una gestión eficiente y sostenible de cualquier sistema fluvial y/o deltaico.
- El transporte de sedimentos del río Tordera en la zona deltaica tiene una componente estacional muy marcada. Esta estacionalidad, como veremos más adelante (Capítulo 4.3), tiene una parte de natural y otra como consecuencia de la sobreexplotación del acuífero.
- El muestreo de transporte en suspensión ha confirmado la hipótesis de que el transporte de sedimentos del río Tordera es fundamentalmente por carga de fondo. La carga en suspensión representa menos del 3% del total del transporte, siendo habitual que dicha carga en suspensión sea inferior al 1%.
- El transporte de arena del río Tordera hacia el mar, en la actualidad, es de entre 100.000 y 120.000 $\text{m}^3/\text{año}$ considerando un error de $\pm 10\%$ sobre la media de nuestros datos.
- Al comparar esta estimación de transporte con los datos existentes en la bibliografía se observa que, a pesar de no haber recuperado la tasa de transporte histórica (previa a las modificaciones antrópicas), sí que se ha aumentado considerablemente dicha tasa con respecto a los datos de la segunda mitad del siglo XX.
- La sobreexplotación del acuífero de la Tordera debe ser el principal causante de que el transporte actual esté lejos del transporte histórico ya que las demás actuaciones antrópicas importantes para el transporte de sedimentos han cesado o reducido.

- Considerando la compensación de la deriva litoral, la estimación de la distribución de los sedimentos aportados por el río Tordera es: 55% hacia el sur, 0% en la desembocadura y 45% hacia el norte. En total, el aporte fluvial necesario para cubrir dicha necesidad de sedimentos es de unos 115.000 m³/anuales, una cifra que se acerca mucho a la media anual de aportes que hemos comentado anteriormente (112.000 m³/anuales).
- Existen otras variables importantes a la hora de estimar la distribución de los aportes fluviales una vez llegan a mar: el transporte transversal (hacia afuera) y la formación de barras litorales en el sentido del transporte dominante.
- El frente deltaico se sitúa a una profundidad media de entre 10 y 15 metros, por debajo de la profundidad límite de incidencia del oleaje, motivo por el cual se cree que la incidencia de la reflexión del oleaje en el transporte transversal debe ser muy pequeña.
- Debido a que el frente deltaico se encuentra a tan solo unos 500 metros de la costa, y a que tiene una pendiente muy elevada, en momentos de grandes crecidas parte del sedimento que baja por el río puede ser proyectado hasta más allá del frente deltaico por el impulso del flujo fluvial.
- Se necesitan alrededor de 650.000 metros cúbicos para progradar 1 metro el frente deltaico. Ese volumen necesario es el equivalente a todos los aportes del río Tordera durante 5 años y medio, una tasa claramente inferior a la de erosión que hay en la zona.
- Parte del material que llega procedente del río al hemidelta sur queda retenido en la barra litoral la cual, a su vez, también ejerce de protección frente a la deriva litoral. De esta manera, ambos fenómenos se contrarrestan haciendo que nuestra estimación sea bastante representativa, a pesar de no haberla considerado en los cálculos.
- Los datos confirman la hipótesis que nos habíamos planteado inicialmente de que, para poder estudiar la distribución de los sedimentos aportados por el río, hay que considerar la redistribución de estos a medio y largo plazo por la plataforma deltaica en lugar de fijarse en el oleaje presente durante los días del episodio de aportes fluviales y posteriores
- Para poder realizar bien dicha estimación se debería realizar un estudio detallado de la evolución del fondo deltaico somero tanto delante de la desembocadura como en los brazos norte y sur que permitiese monitorear, mediante batimetrías periódicas, cómo se va moviendo el sedimento aportado

por el río, cuánto se pierde mar adentro (transporte transversal) y cuánto se queda atrapado en la barra longitudinal del hemidelta sur.

- Un objetivo futuro ligado a este análisis es el calibrado y mejora de un sistema de toma de datos batimétricos “low cost” con la idea que pueda convertirse en una herramienta más para la gestión de playas, ya sea a nivel regional (por ejemplo, Agencia Catalana del Agua) o incluso a nivel local (técnicos de ayuntamientos) dada la facilidad de la toma de datos y el bajo coste económico del equipo y de las campañas.

4.3.LA ESTRUCTURA GEOLOGICA DEL DELTA Y EL DESARROLLO ACUÍFERO COMO CLAVES PARA ENTENDER LA DINAMICA DEL AGUA SUBTERRANEA Y SUPERFICIAL DE LA BAJA TORDERA

4.3.1. Introducción

Bien conocido es que la dinámica fluvial de un río depende en gran medida de la dinámica del agua subterránea de éste (Sophocleous 2002; Winter 1999; Larkin & Sharp 1992) la cual, a su vez, está condicionada por el desarrollo del relleno sedimentario que forma el acuífero en sí (Huggenberger & Aigner 1999; Razack & Huntley 1991). Además, este relleno vendrá determinado en gran medida por la estructura del zócalo que haya en la zona (Carreón-Freyre et al. 2005; Gelabert & Sabat 2001). En ese sentido, nos propusimos relacionar todos estos parámetros para intentar entender mejor la dinámica subterránea del acuífero de la Baja Tordera y su incidencia en la dinámica superficial (fluvial).

En este apartado, pretendemos cumplir con el objetivo de ampliar la base de conocimiento de la dinámica del agua, tanto superficial como subterránea, del delta de la Tordera, precisamente una de las grandes recomendaciones del informe Eurosion (Salman et al. 2004), realizado por la Comisión Europea, así como un aspecto importante para aplicar las bases de la Gestión por ecosistema. Partiendo de datos estructurales ya publicados (Vila 2016) y añadiendo a la ecuación nuestros datos de monitoreo de los niveles piezométricos, esperamos cumplir con el objetivo principal de este análisis (Ver inicio del párrafo) además de proporcionar nuevas metodologías de gestión de acuíferos, sistemas de alarma de sequía e incluso enfocar los estudios futuros hacia una dirección determinada.

Así pues, entendemos que, en la actualidad, la gestión se basa en unos modelos de dinámica acuífera que no son capaces de explicar algunos fenómenos que se observan en el delta de la Tordera y, por lo tanto, se deben buscar herramientas que nos permitan entender mejor dicha dinámica para, en un futuro, gestionar el agua del acuífero de la Baja Tordera en base a unos modelos que reflejen mejor la realidad.

4.3.2. Metodología

4.3.2.1. Diseño del estudio

Para la obtención de los datos piezométricos del delta de la Tordera se contactó con la Agencia Catalana del Agua (ACA) para conseguir la autorización de acceso a los pozos de control que tienen repartidos a lo largo del delta de la Tordera. Una vez obtenida dicha autorización, se procedió a la toma periódica de valores de los pozos, distribuidos a lo largo y ancho de todo el delta. Para ello, se ha diseñado una ruta que optimice el tiempo empleado para la toma de datos de los distintos pozos monitoreados.

El criterio de selección de los pozos ha ido a cargo de la misma ACA, quienes han proporcionado acceso a un total de 19 pozos para que sean representativos de todo el delta de la Tordera. Con el objetivo de conseguir unos resultados fiables, se ha procedido a la toma de datos durante 3 años hidrológicos completos, iniciando la toma de datos en octubre de 2015 y finalizando en septiembre de 2018. De ésta forma se consigue una muestra que tenga en cuenta las oscilaciones climatológicas típicas de un clima mediterráneo (Lionello et al. 2006; Salat & Pascual 2006; Bolle 2003; Palutikof 2003) cómo es el caso de estudio de la Cuenca de la Tordera (ver capítulo 2).

4.3.2.2. Toma y tratamiento de datos

Para obtener datos del agua subterránea del río, es decir, de sus acuíferos, procedimos al monitoreo de un total de 19 piezómetros repartidos a lo largo y ancho de la superficie del delta de la Tordera (Fig.4.23). Para ello usamos una sonda de nivel acústica (Fig.4.24) que emite un sonido en el momento en que entra en contacto con el agua. Para optimizar recursos y tiempo, previamente, se diseñó una ruta para reducir al máximo el tiempo necesario para la obtención del nivel de todos los piezómetros. Al final se obtuvo una ruta de unos 50km que se realiza en coche por distintas carreteras y caminos del delta, usando un total de unas 3 horas por cada día de muestreo, el cual se repite semanalmente e incluso con alguna medida extraordinaria en caso de fuertes episodios de lluvia para controlar la crecida.



Figura 4.23: Situación de los 19 pozos monitoreados en el delta de la Tordera.



Figura 4.24: Sonda de nivel acústica utilizada para el monitoreo del nivel de agua subterránea de la Baja Tordera.

Los datos obtenidos muestran la distancia a la que se encuentra el agua subterránea en relación a la superficie terrestre en ese punto (Fig.4.25). Para poder comparar los datos entre los distintos piezómetros se procedió a corregirlos en base al nivel del mar. Para ello, debemos conocer la cota absoluta a la que se encuentra cada pozo y restarle la distancia a la que hemos encontrado el agua, obteniendo así el valor del nivel sobre el nivel del mar. Éste proceso es indispensable para obtener los resultados, como por ejemplo mapas de isopiezas o gráficos del estado del acuífero.

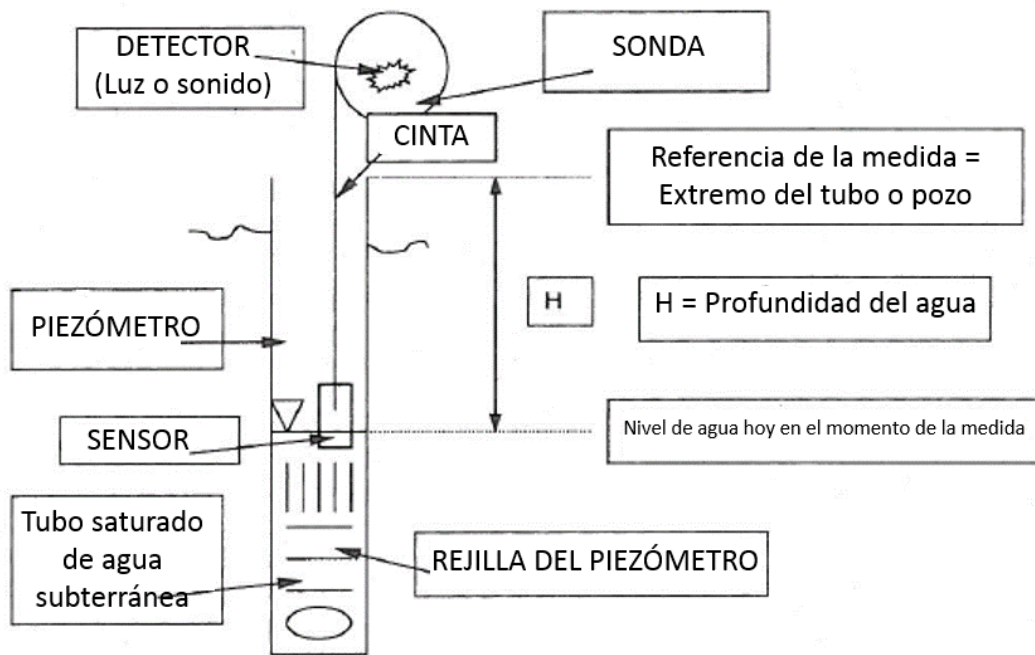


Figura 4.25: Esquema del proceso de medición del nivel del agua subterránea en un pozo mediante una sonda de nivel. Fuente: Agencia Catalana del Agua

Además, hay que tener en cuenta que el nivel de un acuífero superficial es el real (freático) mientras que el de un acuífero profundo es un nivel potencial (piezometrico), debido a la presión que ejerce su confinamiento.

Puntualmente, se hizo un análisis geoquímico del agua de los distintos pozos. Se analizaron parámetros de pH, eH, conductividad, cloruros, sulfatos, nitratos y nitritos, con el objetivo de obtener evidencias de la existencia de distintas masas de agua que caractericen cada uno de los acuíferos que hay en la Tordera según Guimerà et al. (2003). El agua se extrajo de los pozos mediante una bomba de succión portátil. Las muestras de pH, Eh y conductividad se midieron en el momento de la extracción mediante aparatos de medición portátiles. Posteriormente, se guardó una muestra para ser analizada en laboratorio, donde se analizó el contenido en sulfatos, cloruros, nitratos y nitritos.

4.3.2.3. Obtención de resultados

En primer lugar, se crean gráficos de evolución de los niveles de cada uno de los pozos para determinar su evolución y poder observar variaciones entre ellos. Se buscan peculiaridades del terreno para dar explicación a esas variaciones, tales como proximidad a pozos de extracción, proximidad a campos de cultivo o situación geográfica en base al cauce fluvial.

Posteriormente, usando los dos pozos de referencia que utiliza la Agencia Catalana del Agua (ACA) para determinar el estado general del acuífero, se procede de la misma manera para tener una visión continuada de la evolución del estado de dicho acuífero. Para ello, el ACA determinó que los pozos de referencia eran el S-32 y el sondeo Blanes, los cuales se encuentran en medio del campo de pozos de extracción de agua para el abastecimiento de las poblaciones de Blanes, Lloret, Tossa de Mar y la Mancomunidad del Alto Maresme. Posteriormente, se hace una media ponderada (Tab.4.12) entre el nivel absoluto de ambos pozos y se procede a la delimitación de estados del acuífero, siendo estos Alto, Medio o Bajo.

% ponderación	Pozo	Entrada en nivel alto si la cota supera (msnm):	Entrada en nivel bajo si la cota es inferior a (msnm):
75	Sondeo Blanes	1,5	-1,5
25	S-32	5	1
	INDICE	2,4	-0,9

Tabla 4.12: Ponderación de los dos pozos de referencia del ACA para el acuífero de la Baja Tordera que determinan el estado general del acuífero. Fuente: Agencia Catalana del Agua

Paralelamente, los datos periódicos de nivel de cada uno de los piezómetros fueron analizados mediante un SIG (Sistema de Información Geográfica), concretamente con el software *ArcGis* 10 de ESRI, para obtener mapas de isopiezas que permitan mapear el nivel del acuífero. Éstos mapas sirvieron para correlacionar el acuífero con la estructura geológica del delta. Para conseguirlos, se hizo una interpolación entre los distintos datos mediante una herramienta de *ArcToolbox* de *ArcGis*, representando los niveles en cada zona con distintos colores. Previamente, se creó una capa que definió las dimensiones del delta y que fué la base de todos los mapas que se generen. Posteriormente, y para una mejor lectura e interpretación de los datos, se procedió a la obtención de las isopiezas, es decir, líneas que marquen igual nivel piezométrico en el mapa, con la herramienta *Countour Lines* de *ArcToolbox* de *ArcGis*. Posteriormente, mediante otras herramientas como la *Minus*, se procedió a hacer otros mapas que

indiquen variaciones anuales y mensuales, anomalías en casos de sequía o la relación entre acuífero superficial y profundo.

Además, utilizando el mismo software de *ArcGis*, se obtuvieron mapas de concentración de los distintos parámetros procedentes del análisis de aguas, que se hizo de manera puntual en junio de 2016. Éstos mapas, que se obtienen a partir de la interpolación de los datos de cada punto de muestreo, permitieron obtener una imagen de la distribución geográfica de distintos elementos, tanto en superficie como en profundidad, que deben ayudar a determinar la existencia, o no, de dos acuíferos diferenciados, el grado de transmisividad entre ellos (si lo hay) o la delimitación de la intrusión marina (agua marina que se infiltra hacia tierra por el acuífero).

Así mismo, relacionamos la tasa de transporte con el caudal superficial existente (ver capítulo 4.2), con el nivel del acuífero y con la estructura del delta. En primer lugar, establecimos el nivel mínimo del acuífero necesario para tener un caudal en superficie suficiente para que transporte sedimento. Finalmente, basándonos en un estudio de la estructura del delta (Vila 2016), sobre todo en lo que respecta a fallas y fracturas presentes en la llanura deltaica, establecimos una relación entre las subidas y bajadas estacionales del acuífero con dicha estructura, con el objetivo de detectar puntos críticos y encontrar una explicación al hecho que el río Tordera esté seco en superficie la mitad del año e incluso, en años de sequía, durante más tiempo. Se trata de un análisis de correlación entre los valores de cada una de las variables citadas que permite establecer la importancia de cada uno de ellos en la capacidad de transporte de sedimentos del río. Los resultados se apoyan con gráficos que muestren dichas relaciones.

4.3.3. Resultados y discusión

4.3.3.1. Descripción y caracterización de los acuíferos de la Tordera

La Directiva Marco en Política de Aguas de la Unión Europea, conocida como Directiva Marco del Agua, aprobada en octubre del año 2000 y publicada al DOCE en diciembre del mismo año (2000/60/CE), implicó un cambio importante en el concepto de gestión, protección y planificación del uso del agua y a sus espacios asociados, tales como masas de agua continentales, costeras y de transición. En ese sentido, se definen las masas de agua como unidades de gestión sobre las que realizar un programa de medidas para alcanzar los objetivos de la Directiva Marco del Agua. Así pues, de las 53 masas de agua identificadas en el territorio catalán, una de ellas es la conocida como “35-Aluviales de la Baja Tordera i delta” (Fig.4.26).

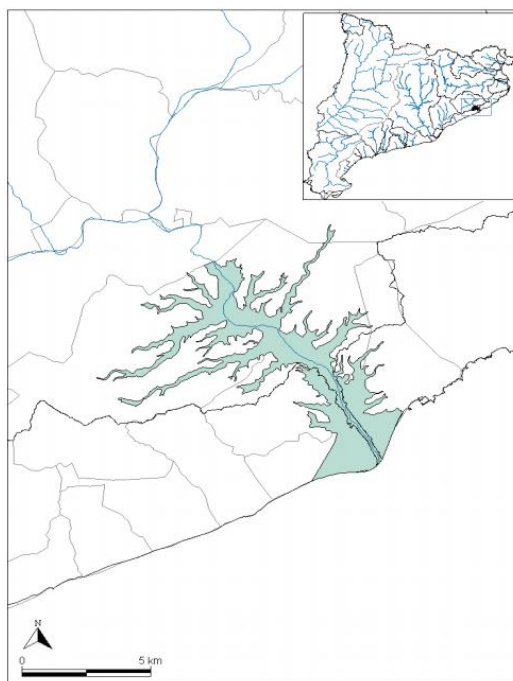


Figura 4.26: Situación geográfica y delimitación de la masa de Agua 35-Aluviales de la Baja Tordera i delta. Fuente: Agencia Catalana del Agua.

Esta masa de agua forma parte de la demarcación hidrográfica Tordera-Besós, dentro de las cuencas internas catalanas, concretamente dentro de la cuenca de La Tordera. El área hidrogeológica que la comprende es la 403-Area fluiodeltaica de la Tordera y tiene una extensión total de 26 km². La tipología litológica predominante en la zona es de carácter aluvial, formando acuíferos libres y confinados, con predominancia de libres. Además, al tratarse de una zona litoral, existe un elevado potencial de intrusión salina en la masa de agua.

En cuanto a los límites laterales de la masa de agua, en general, se trata de materiales de muy baja permeabilidad ya que corresponden al contacto entre los materiales cuaternarios con el granito y rocas asociadas de los “Granitos del Maresme”. Aguas arriba, el límite se encuentra en la confluencia entre el río Tordera y la riera de Santa Coloma, mientras que en el otro extremo es el mar Mediterráneo el que establece el límite de esta masa de agua.

Según la Agencia Catalana del Agua, la máxima autoridad en materia de agua en Catalunya, se han identificado dos acuíferos en la masa de agua de la Baja Tordera y delta:

- 4031A13 Acuífero Superficial de la Baja Tordera
- 4031A14 Acuífero Profundo de la Baja Tordera

Dichos acuíferos, contenidos en los materiales de edad Cuaternaria, son los más explotados y, a priori, los más conocidos de toda la cuenca de la Tordera. Están formados por depósitos aluviales del río, sedimentados discordantemente sobre materiales paleozoicos y miocenos, con predominancia de facies de llanura deltaica. Los aluviales no forman terrazas como en otros deltas, sino que se disponen unos encima de otros. La Baja Tordera se caracteriza por tener un acuífero aluvial superficial (SDT1) formado por gravas y arena con una matriz limosa, y otro de profundo (SDT3) formado por niveles de gravas y arenas de origen fluvial, separados entre sí por materiales limosos (SDT2). Sin embargo, la separación entre los acuíferos no es muy clara ya que dicha unidad limosa (SDT2) no tiene un desarrollo importante ni continuo, variando su grosor entre los 7 y 23 metros, con gradiente positivo aguas abajo dentro de la estructura deltaica. Así pues, el ACA define los dos acuíferos de la siguiente manera:

- Acuífero superficial de la Baja Tordera (4031A13) (SDT1). Tiene unos 150 metros de anchura en su inicio en la confluencia de la Tordera con la riera de Santa Coloma hasta llegar a los 5.000 metros de anchura en la llanura deltaica. Su superficie total es de 21 km² con un grueso variable de entre 10 y 30 metros que aumenta aguas abajo.
- Acuífero profundo de la Baja Tordera (4031A14) (SDT3). Tiene una anchura media de unos 1.000 metros en el inicio, aguas debajo de la confluencia entre la Tordera y la riera de Santa Coloma, y una longitud de unos 11 km hasta llegar al mar con una superficie de unos 11 km². Su potencia varía entre los 10 y 20 metros aumentando aguas abajo

Recientemente, se empieza a hablar de un tercer acuífero situado por debajo del profundo al que se le conoce como “Acuífero basal”. Sin embargo, es muy poco conocido, interpretándose a menudo como la capa alterada del granito que hace de zócalo del acuífero profundo. Así pues, actualmente, la estructura acuífera de la Baja Tordera (Fig.4.27) contempla un total de 3 acuíferos separados entre sí por unidades limosas de desarrollo pobre y discontinuo.

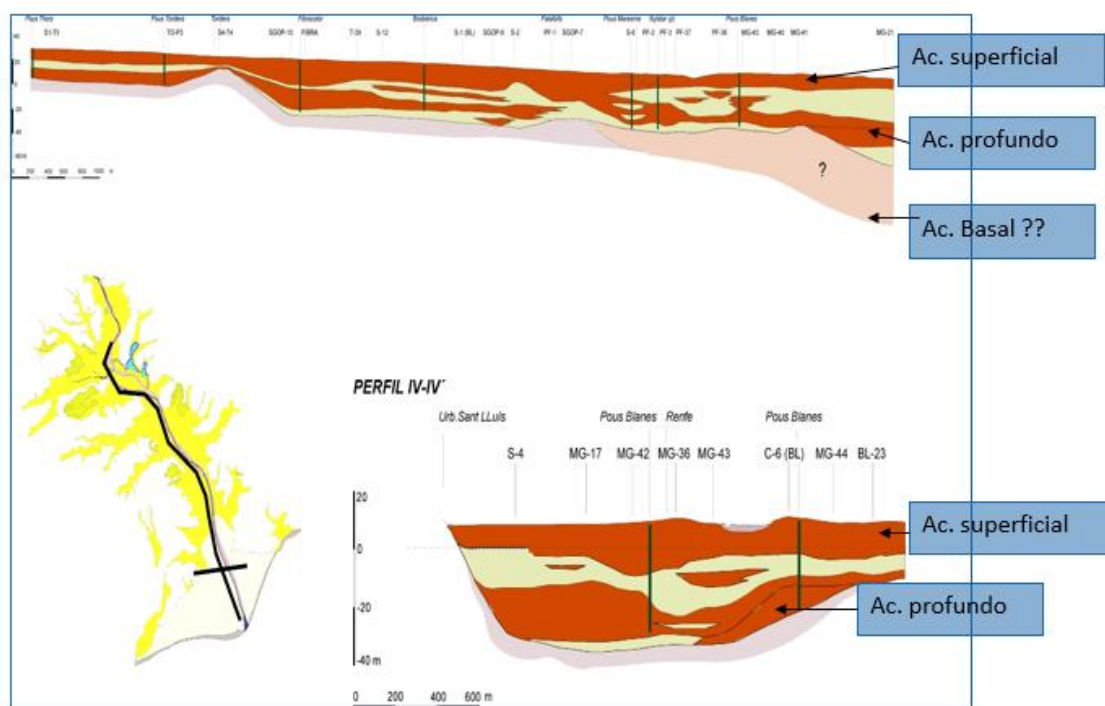


Figura 4.27: Estructura acuífera de la Baja Tordera según la Agencia Catalana del Agua. Fuente: ACA

Partiendo de la hipótesis de que existen 2 acuíferos bien diferenciados, separados por una capa impermeable (unidad lutítica) y con la idea de un tercer acuífero basal en la capa alterada del granito del zócalo, se ha realizado un análisis geoquímico del agua de los teóricos acuíferos de la Baja Tordera a partir de distintos pozos que “pinchan” a diferentes profundidades para alcanzar el acuífero deseado. En total se han obtenido 11 muestras de agua de 11 pozos distintos repartidos a lo largo de la llanura deltaica, con un total de 4 muestras del acuífero superficial, 5 muestras del acuífero profundo, 1 del acuífero basal y 1 de una zona aguas arriba, dónde solo se ha constatado la existencia de un acuífero único y libre (Fig.4.28). Los datos del análisis geoquímico de dichas muestras debían mostrar diferencias sustanciales entre las aguas de cada uno de los acuíferos para probar la existencia de los 3 acuíferos diferenciados. Sin embargo, tal y como se puede observar en los resultados obtenidos (Tabs. 4.13-4.14), no existe un patrón de diferenciación entre las aguas de cada uno de ellos.



Figura 4.28: Situación de los pozos muestreados para el análisis geoquímico con información del acuífero al que corresponde cada pozo.

Toponimia	Acuífero	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Eh (mV)	O2 dis	Cloruro (ppm)	Nitrito (ppm)	Nitrato (ppm)	Sulfato (ppm)
Piezómetro G-1	Único	1188	6,95	150		150,5	0,00	0,00	117,4
Sondeo Lloret	Superficial	495	7,08	122	6,07	78,6	0,00	3,78	42,9
S - 32	Profundo	484	7,07	80	3,3	76,9	0,00	0,14	38,7
Iryda A	Superficial	423	7,69	96	3,6	75,7	0,00	0,17	1,0
Iryda B	Profundo	628	7,91	82	4,2	134,6	0,00	0,29	1,0
Sondeo Blanes	Profundo	475	6,63	128	7,91	82,2	0,00	9,65	66,6
ACA 06.1	Basal	562	7,73	93	7,53	85,4	0,00	9,81	54,9
ACA 06.2	Profundo	561	7,4	85	3,46	92,8	0,00	14,59	54,0
ACA 06.3	Superficial	518	7,23	95	4,3	73,6	0,00	5,74	41,5
B2-A	Superficial	1080	6,5	118	3,34	105,0	0,00	177,56	275,3
B2-B	Profundo	10570	7,22	-79	3,3	3668,1	3,62	0,36	379,1

Tabla 4.13: Resumen de los distintos parámetros muestreados en cada uno de los pozos. La leyenda de colores sólo resalta parámetros que se diferencian considerablemente.

Toponimia	Acuífero	Dureza (conductividad)	pH	Eh (mV)	O2 dis	Cloruro	Nitrito	Nitrato	SulfatO
Piezómetro G-1	Único	Muy dura	Neutro	Ligeramente reductor		Exceso	Normal	Normal	Normal
Sondeo Lloret	Superficial	Ligeramente dura	Neutro	Ligeramente reductor	Aceptable	Normal	Normal	Normal	Normal
S - 32	Profundo	Ligeramente dura	Neutro	Ligeramente reductor	Hipoxia	Normal	Normal	Normal	Normal
Iryda A	Superficial	Ligeramente dura	Alcalino	Ligeramente reductor	Hipoxia	Normal	Normal	Normal	Déficit
Iryda B	Profundo	Moderadamente dura	Alcalino	Ligeramente reductor	Hipoxia	Exceso	Normal	Normal	Déficit
Sondeo Blanes	Profundo	Ligeramentedura	Neutro	Ligeramente reductor	Aceptable	Normal	Normal	Normal	Normal
ACA 06.1	Basal	Moderadamente dura	Alcalino	Ligeramente reductor	Aceptable	Normal	Normal	Normal	Normal
ACA 06.2	Profundo	Moderadamente dura	Neutro	Ligeramente reductor	Hipoxia	Normal	Normal	Exceso	Normal
ACA 06.3	Superficial	Moderadamente dura	Neutro	Ligeramente reductor	Hipoxia	Normal	Normal	Normal	Normal
B2-A	Superficial	Muy dura	Neutro	Ligeramente reductor	Hipoxia	Exceso	Normal	Nocivo	Sulfatada
B2-B	Profundo	Muy dura	Neutro	Fuertemente reductor	Hipoxia	Salina	Nocivo	Normal	Sulfatada

Tabla 4.14: Tabla de caracterización del agua de cada pozo según los datos de la tabla 17. La leyenda de colores muestra aspectos diferenciales entre aguas.

Podemos observar que no existe ningún parámetro que permita diferenciar claramente el agua de los distintos acuíferos, observándose aguas con composición distinta dentro de un mismo acuífero y muy parecidas entre aguas de diferentes acuíferos. Sólo existen 2 muestras que se diferencian mucho del resto y son las correspondientes a los pozos B2-A y B2-B, debido a la fuerte influencia de los compuestos químicos procedentes de la actividad agrícola que hay en la zona de estos pozos y a la presencia de la intrusión salina de agua de mar. Además, no se ha conseguido probar la existencia del acuífero basal, lo que indica que, más que un tercer acuífero diferenciado del acuífero profundo, debe ser una extensión de este último hacia la capa alterada del granito del zócalo, pero no un acuífero diferenciado y separado por una capa impermeable. Un aspecto relevante que muestran estos resultados es que existe una gran conectividad entre los distintos acuíferos que hay en la Baja Tordera. Este hecho queda reflejado en el momento que superponemos los mapas de isoclasas de los distintos parámetros analizados (Figs 4.29-4.33).

En los mapas de conductividad (Figs. 4.29A-B) se observa claramente la conectividad que hay entre los dos acuíferos. La conductividad, fuertemente ligada a la concentración de sales disueltas en el agua (Shirokova 2000; Rhoades 1996), muestra valores mayores en profundidad que en superficie, ya que a mayor conductividad más sales disueltas y, por lo tanto, el agua es más densa y tiende a ir hacia abajo. El hecho de que en las zonas lejanas al mar el agua del acuífero superficial sea dulce y la del profundo sea salobre, indica una clara conectividad entre ambos acuíferos que hace que todas las sales que obtiene el agua del terreno sean enviadas al acuífero profundo. Por otro lado, en la zona litoral, se sabe que se produce el fenómeno de intrusión salina de agua de mar y que, dicho fenómeno, se realiza en profundidad. Por ese motivo, se debería

producir un fuerte aumento de salinidad (aumento de la conductividad) en la zona de la intrusión salina en el acuífero profundo. Sin embargo, el hecho de apreciar también dicho aumento de salinidad en superficie, indica que hay una fuerte conexión entre el acuífero superficial y el profundo de manera que, debido al exceso de sales disueltas en profundidad, parte de estas también llegan al superficial, el cual pasa a ser de agua salobre. La superposición casi perfecta que se observa en los mapas de conductividad de los dos fenómenos descritos indican una clara conectividad entre ambos acuíferos.

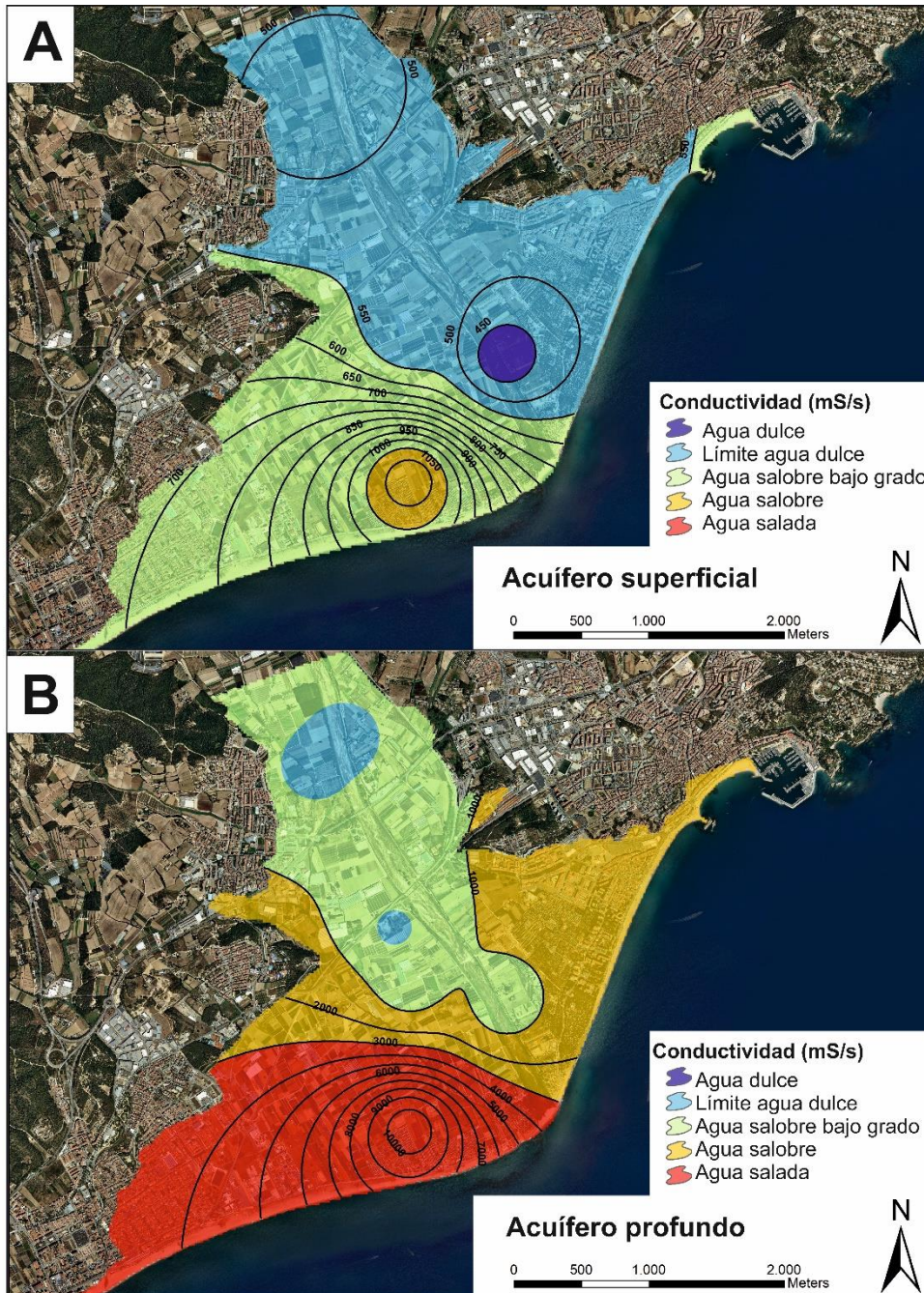


Figura 4.29: Mapas de conductividad de los acuíferos de la Tordera: A) Acuífero superficial y B) Acuífero profundo.

Los resultados obtenidos en conductividad se correlacionan muy bien con los del análisis de concentración de cloruros (Figs. 4.30 A-B), dónde se ve claramente la gran concentración de sales en el acuífero profundo, en la zona de la intrusión salina, y como en el mismo punto hay una alteración en la concentración de sales en el acuífero superficial. De esta manera, queda probada la transferencia de cloruros procedentes del acuífero profundo hacia el superficial lo que nos indica una fuerte conectividad entre ambos.



Figura 4.30: Mapas de concentración de cloruros en el acuífero de la Baja Tordera: A) Acuífero superficial y B) Acuífero profundo.

Además, si nos fijamos en los mapas de concentración de sulfatos (Figs. 4.31 A-B), procedentes mayoritariamente de los fertilizantes usados en la actividad agraria que hay en esa zona (Graniel Castro et al. 2009; Vidal et al. 2004), también observamos dicha conectividad entre acuíferos. El hecho es que, si existiese una capa impermeable bien desarrollada, los sulfatos deberían quedarse atrapados en el acuífero superficial y no llegar al profundo. Sin embargo, si observamos los mapas de concentración de sulfatos del delta de la Tordera vemos que precisamente las mayores concentraciones de sulfatos se encuentran en el acuífero profundo mientras que en superficie solo se observa una ligera alteración en la concentración.

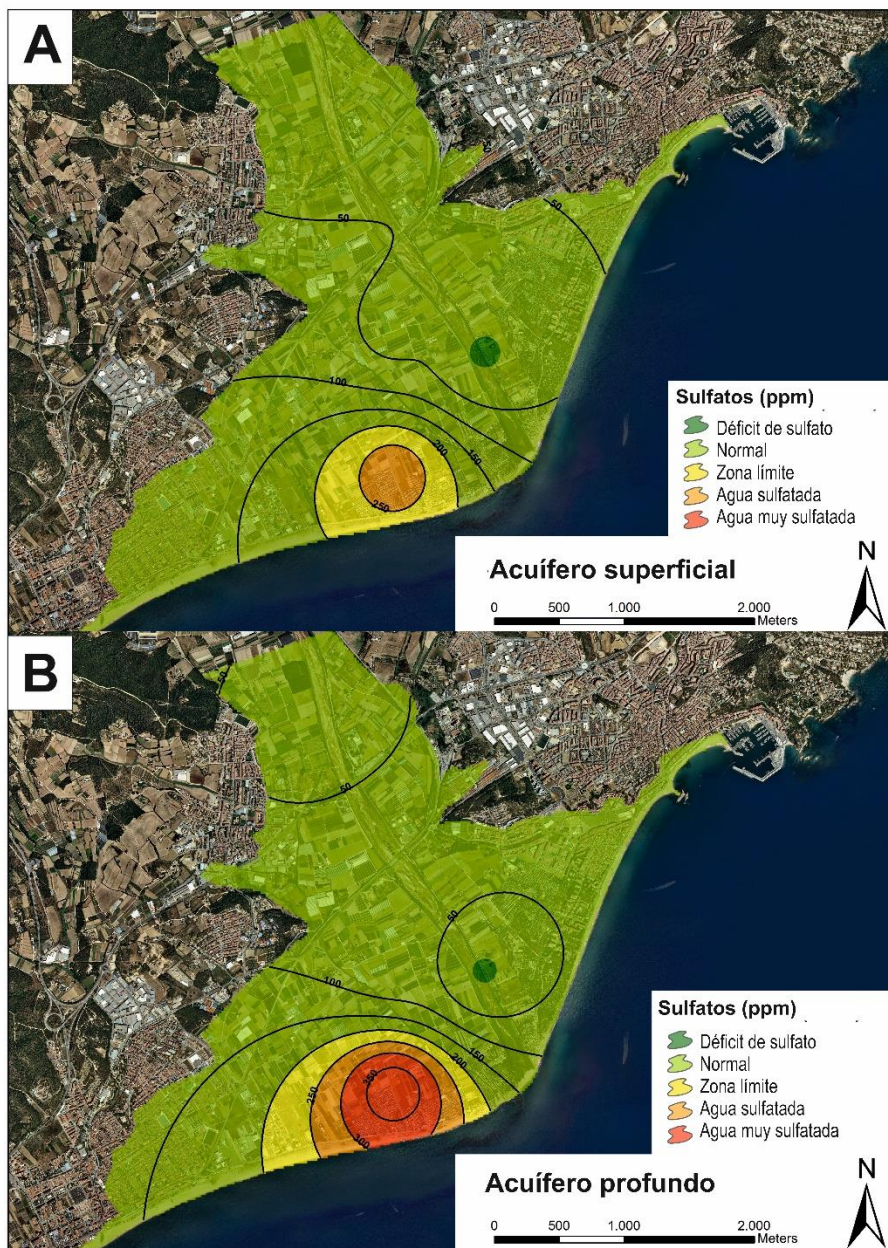


Figura 4.31: Mapas de concentración de sulfatos en el acuífero de la Baja Tordera: A) Acuífero superficial y B) Acuífero profundo.

Éste hecho muestra que los sulfatos que se infiltran en el terreno, procedentes de los campos de cultivo, se filtran a través del acuífero superficial y acaban pasando al acuífero profundo, dónde se van acumulando. Así pues, se observa una transferencia del ion sulfato del acuífero superficial hacia el profundo, indicando una vez más la fuerte conectividad entre ambos acuíferos siendo, además, bidireccional.

Sin embargo, la evidencia más clara sobre la conectividad de los acuíferos nos la proporciona el análisis de concentración de nitratos y nitritos. Se conoce que los nitratos están muy presentes en las zonas con una fuerte actividad agrícola y que estos se infiltran con el agua del riego de los campos de cultivo (Larios Ortiz 2009; Arauzo et al. 2003; Agrawal et al. 1999). Además, se sabe que dichos nitratos, conforme van infiltrándose, van transformándose en nitritos en profundidad (Leanza et al. 2005). Partiendo de esto, procedimos a comparar los mapas de nitratos (Figs. 4.32 A-B) con los de concentración de nitrito (Figs. 4.32 C-D) de manera que, de existir la conectividad entre los acuíferos, cabría esperar que el acuífero superficial contenga una gran concentración de nitrato y, a la vez, en el mismo punto, el profundo tenga una alta concentración de nitrito.

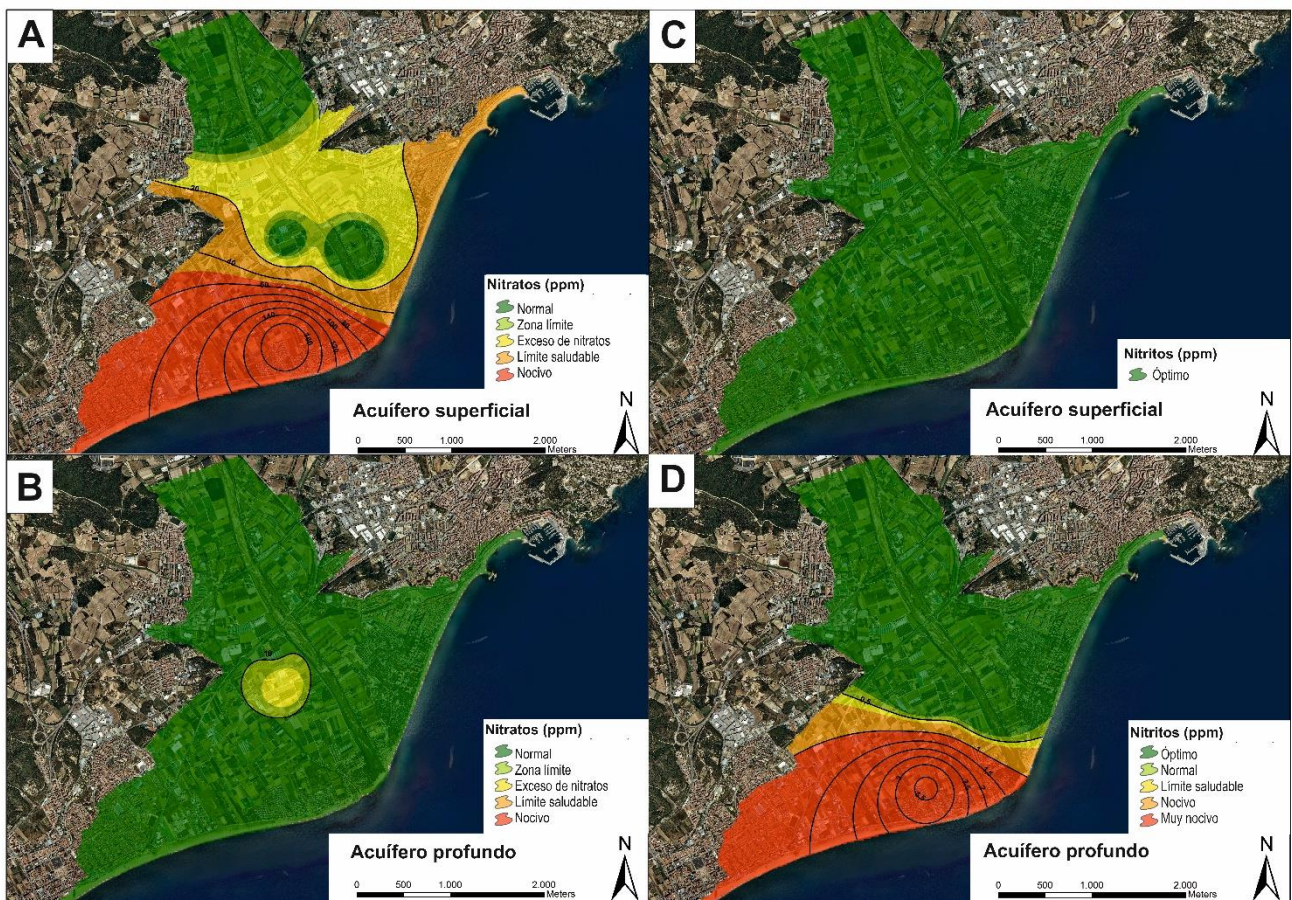


Figura 4.32: A-B) Mapas de concentración de nitratos en el acuífero de la Baja Tordera del acuífero superficial y profundo, respectivamente. C-D) Mapas de concentración de nitritos en el acuífero de la Baja Tordera del acuífero superficial y profundo, respectivamente.

Precisamente, cuando observamos los mapas de concentración de nitrato y nitrito observamos que, mientras el acuífero superficial muestra una alta concentración de nitrato, el acuífero profundo no presenta ni rastro de este tipo de compuesto. Por el contrario, al observar el nitrito vemos que mientras su presencia en el acuífero superficial es testimonial, en el acuífero profundo existe una alta concentración de éste compuesto precisamente en la zona dónde mayor concentración de nitrato hay en superficie, lo que nos indica que el nitrato infiltrado en el acuífero superficial ha sido capaz de viajar hacia el acuífero profundo, a la vez que se transformaba en nitrito por el aumento de la profundidad. Así pues, una vez más, queda claro que existe una fuerte conectividad entre ambos acuíferos.

Por otro lado, los mapas de pH, Eh y Oxígeno disuelto (Figs. 4.33 A-F), han servido de apoyo para mostrar que no existen diferencias en las propiedades de las aguas del acuífero superficial y del profundo en un mismo punto geográfico.

En los mapas de pH podemos observar que no hay ningún punto geográfico en que haya una diferencia en el pH del agua en función de si corresponde al acuífero superficial o al profundo. En el caso del Eh sí que observamos que hay una diferencia en una zona del acuífero profundo dónde tenemos un Eh fuertemente reductor, pero es debido a la presencia de agua de mar ya que, en esa zona, es donde hay la intrusión salina (Barker et al. 1998). Finalmente, el mapa de Oxígeno disuelto es el que más diferencias muestra, si bien hay que tener en cuenta que se trata de un parámetro cuya medición es muy delicada y el hecho de hacer la medición con unos segundos de diferencia puede dar lugar a grandes variaciones en los resultados. Aun así, también el oxígeno disuelto muestra un gran parecido entre las aguas superficiales y las profundas, tendiendo siempre a tener algo menos de oxígeno el profundo por el simple hecho de estar a mayor profundidad.

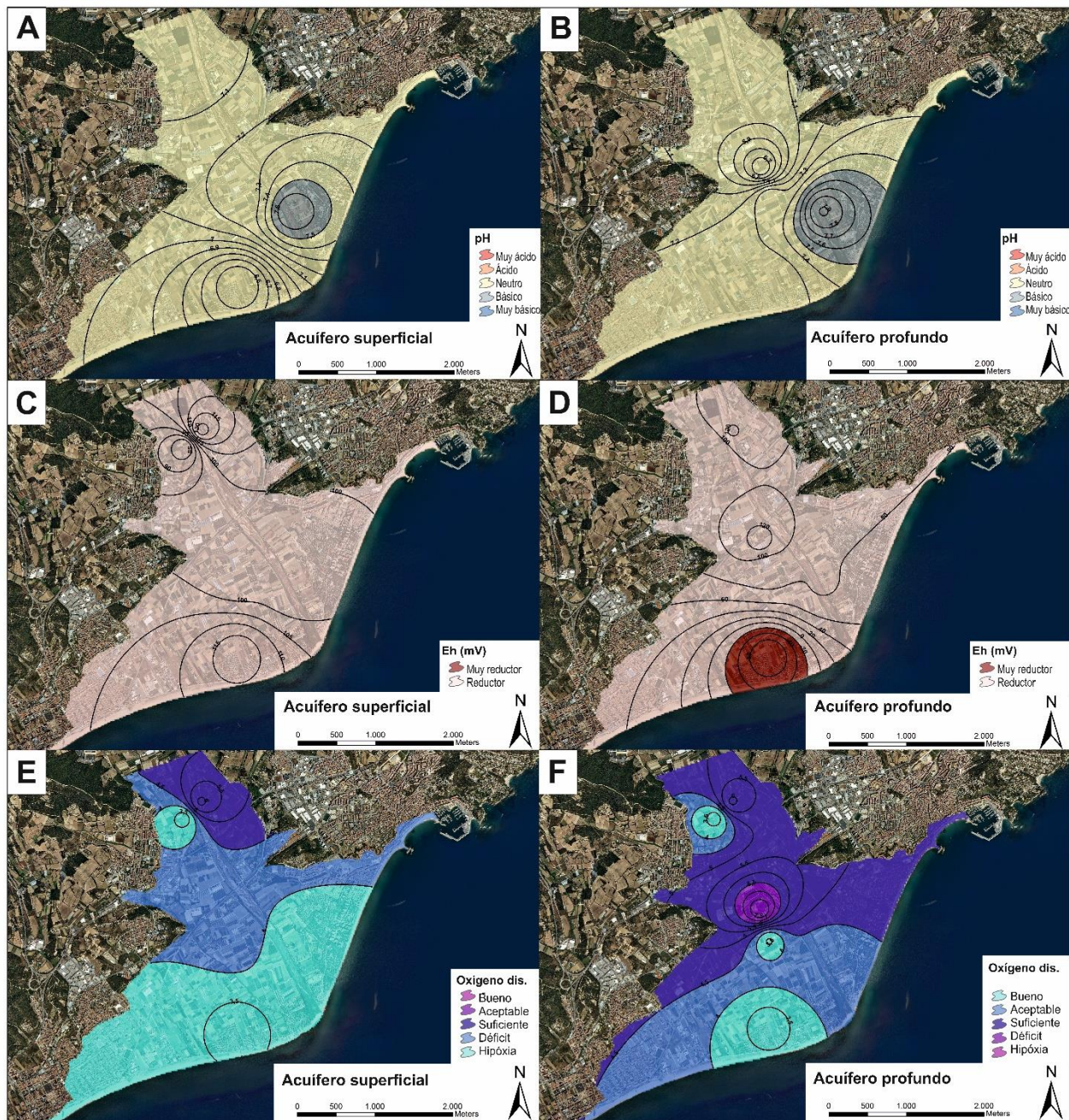


Figura 4.33: A-B) Mapas de pH en el acuífero de la Baja Tordera del acuífero superficial y profundo, respectivamente. C-D) Mapas de Eh en el acuífero de la Baja Tordera del acuífero superficial y profundo, respectivamente. E-F) Mapas de Oxígeno disuelto en el acuífero de la Baja Tordera del acuífero superficial y profundo, respectivamente.

En definitiva, podemos hablar de la presencia de dos acuíferos formados por el mismo tipo de materiales porosos, con una capa impermeable entre ellos (acuitardo) muy poco desarrollada o inexistente a lo largo de toda la llanura deltaica. Este hecho tiene especial relevancia para las captaciones de agua ya que, aunque las captaciones de abastecimiento se hagan en el acuífero profundo, van a tener un efecto también en el superficial, pudiendo afectar a las captaciones agrícolas (superficiales) y, sobretodo, al nivel freático de la zona deltaica, pudiendo llegar a secar pozos, comprometer cierta

vegetación deltaica y afectando a la circulación superficial de agua del río Tordera. Así pues, el funcionamiento de los acuíferos de la Tordera podría resumirse como el de un gran acuífero libre en el que cualquier captación, infiltración de contaminantes o entrada de agua salina tendrá un efecto directo en el nivel freático de la zona ya que no existe una capa bien desarrollada que confine el acuífero profundo, tal y como se desprende de los resultados e interpretación del análisis geoquímico que realizamos en junio de 2016.

Además de fijarnos en la estructura acuífera, también realizamos un seguimiento semanal del nivel de estos en distintos pozos del delta de la Tordera (Tab.4.15).

ESTACION	ACUIFERO	COTA	01/12 /2015	27/01 /2016	04/02 /2016	11/02 /2016	18/02 /2016	25/02 /2016	03/03 /2016	08/03 /2016	17/03 /2016	31/03 /2016	06/04 /2016	14/04 /2016
G-1	superficial	25,83	21,33	21,12	21,10	21,12	21,10	21,11	21,21	21,21	21,17	21,16	21,21	21,32
Sondeo LLORET	superficial	9,96	6,45	6,49	6,47	6,54	6,52	6,49	6,59	6,56	6,57	6,55	6,75	6,66
S-7	superficial	10,21	7,30	7,23	7,29	7,37	7,31	7,27	7,43	7,41	7,42	7,41	7,62	7,57
S-32	profundo	8,50	5,25	5,11	5,12	5,46	5,45	4,77	5,38	5,56	5,61	5,57	5,84	5,81
IRYDA-A	superficial	4,33	0,52	0,40	0,36	0,52	0,54	0,46	0,60	0,57	0,54	0,54	0,78	0,68
IRYDA-B	profundo	4,72	0,97	1,10	0,96	1,16	0,96	0,93	1,13	1,19	1,11	1,04	1,22	1,17
Sondeo Blanes	profundo	5,57	2,23	2,38	2,30	2,46	1,97	1,95	2,39	2,33	2,16	2,00	2,43	2,24
A-4-b	profundo	1	-0,78	-0,74	-0,88	-0,62	-0,78	-0,76	-0,72	-0,64	-0,70	-0,65	-0,65	-0,68
B-2-A	superficial	1,45	-0,48	-0,42	-0,48	-0,33	-0,45	-0,39	-0,17	-0,21	-0,28	-0,32	-0,26	-0,26
B-2-b	profundo	1,43	0,53	0,60	0,47	0,75	0,53	0,54	0,62	0,69	0,64	0,65	0,69	0,75
A-6-A	superficial	3,31	-0,96	-0,99		-0,61		-0,84	-0,77	-0,73	-0,72		-0,73	-0,82
A-6-B	profundo	3,31	-0,26	-0,19	-0,25	-0,04	-0,10	-0,16	-0,09	-0,06	-0,06	-0,05	-0,08	-0,07
POU ACA 2002.06.01	Basal	3,79	1,02	1,15	1,05	1,24	1,04	0,97	1,19	1,23	1,15	1,04	1,29	1,20
POU ACA 2002.06.02	profundo	3,79	1,18	1,34	1,26	1,42	1,24	1,13	1,39	1,41	1,33	1,16	1,49	1,38
POU ACA 2002.06.03	superficial	3,79	1,32	1,36	1,36	1,48	1,36	1,27	1,50	1,51	1,49	1,38	1,56	1,61
POU ACA 2002.04.01	Basal	1,84	1,06	1,13	0,99	1,26	1,08	1,08	1,16	1,23	1,17	1,19	1,22	1,19
POU ACA 2002.04.02	profundo	1,84	1,11	1,19	1,07	1,32	1,13	1,12	1,24	1,30	1,23	1,21	1,31	1,26
POU ACA 2002.04.03	superficial	1,84	0,10	0,26	0,20	0,28	0,33	0,27	0,44	0,43	0,38	0,34	0,40	0,39
POU 14	Profundo	3,619			1,40	1,58	1,31	1,15	1,44	1,63	1,55	1,30	1,56	1,72

Tabla 4.15: Ejemplo de datos del monitoreo del nivel de los distintos pozos de la Baja Tordera entre el 1/12/2015 y el 14/04/2016. Las casillas pintadas de rojo corresponden a falta de datos por imposibilidad de muestreo de dicho pozo por causas ajenas a la persona que realiza la toma de datos.

La estrategia de monitoreo se planteó inicialmente para cubrir 3 años hidrológicos completos con el fin de obtener una serie de datos representativa que escape de la excepcionalidad de un año puntual. Así pues, el planteamiento inicial era empezar a tomar datos el día 1 de octubre de 2015 (inicio del año hidrológico) y finalizarlo el día 30 de septiembre de 2018. Sin embargo, las gestiones con la Agencia Catalana del Agua para obtener las llaves de acceso a los pozos y la obtención de una sonda de nivel con

la que realizar el monitoreo, retrasaron el inicio de la toma de datos a diciembre de 2015 con una medida puntual con los agentes del ACA y no fue hasta finales de enero de 2016 cuando se empezó el monitoreo semanal. Así mismo, en el último año de monitoreo, varios problemas logísticos que escapan a nuestro control han impedido mantener el monitoreo de todos los pozos a partir de mayo de 2018, momento desde el cual sólo podemos mantener el monitoreo de los dos pozos de referencia, los cuales son los imprescindibles para poder controlar el estado del acuífero. Durante el resto del periodo de estudio hemos obtenido datos de la mayoría de pozos con una frecuencia más o menos semanal, lo que nos permite afirmar con rotundidad que disponemos de una serie de datos suficientemente amplia para cumplir con los objetivos planteados. Además, a posteriori, sabemos que dentro de nuestra serie de datos podemos hablar de 2 años normales en cuanto a pluviometría, el primero y el último, y un año de sequía, el de en medio.

Los resultados obtenidos nos permiten evaluar la respuesta del acuífero a las precipitaciones, su estacionalidad y hasta confirmar la conectividad de los acuíferos superficial y profundo al mostrar una respuesta casi idéntica cuando se comparan los pozos de ambos acuíferos. Para representar los resultados, hemos agrupado los pozos de la siguiente forma en función de su situación geográfica y del acuífero al que representan según la Agencia Catalana del Agua:

- Acuífero superficial distal (De Fogars de la Selva a Palafolls)
 - G-1
 - Sondeo Lloret
 - S-7

- Acuífero superficial proximal (De Palafolls al mar Mediterraneo)
 - Iryda-A
 - B2-a
 - A6-a
 - Pozo ACA 2002.06.03
 - Pozo ACA 2002.04.03

- Acuífero profundo
 - Iryda-B
 - A4-b
 - B2-b
 - Pozo ACA 2002.06.02
 - Pozo ACA 2002.04.02
 - S-32
 - Sondeo Blanes

- Acuífero basal
 - Pozo ACA 2002.06.01
 - Pozo ACA 2002.04.01

Al fijarnos en el primer grupo de pozos (Fig.4.34), se observa una clara diferencia entre el pozo G-1 en comparación con el Sondeo Lloret y el S-7. Mientras el primero muestra una evolución lineal a lo largo de todo el periodo de muestreo, los otros dos muestran una clara estacionalidad caracterizada por un descenso absoluto de entre 7 y 8 metros en los meses de verano en comparación con los meses de invierno/primavera.

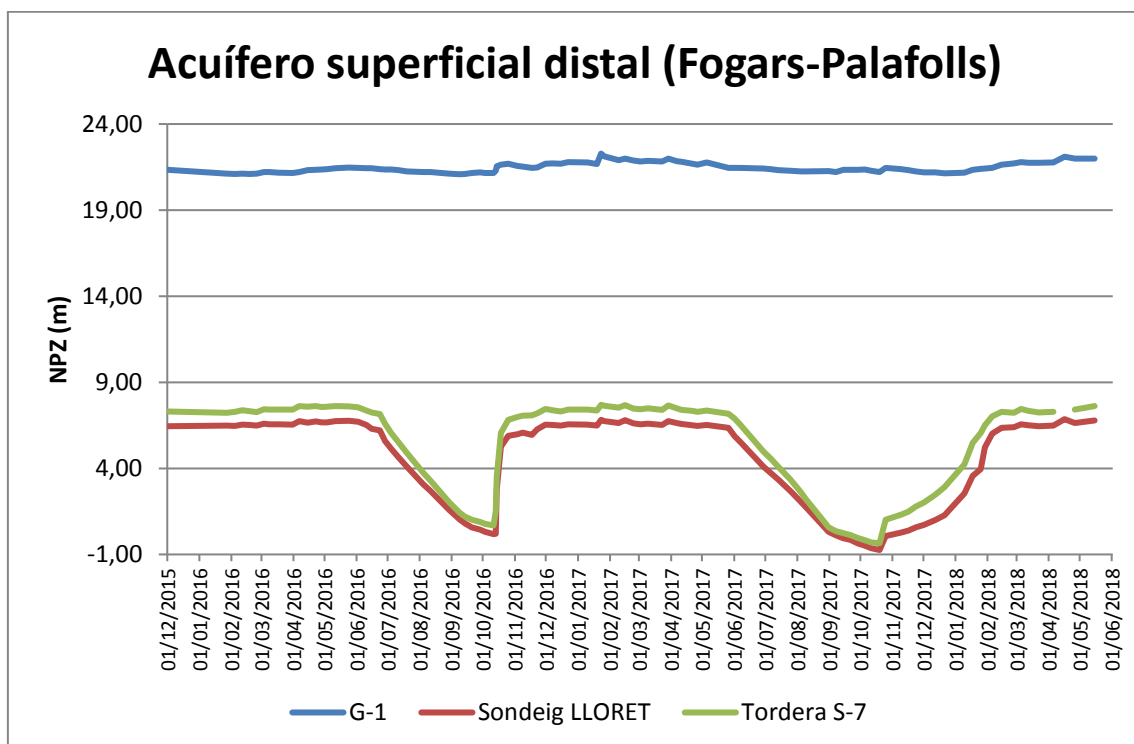


Figura 4.34: Evolución del nivel del acuífero superficial distal del delta de la Tordera, entre Fogars de la Selva y Palafolls, representando el Nivel Piezométrico (NPZ) en metros sobre el nivel del mar. Incluye datos de los pozos G-1, Sondeig Lloret y Tordera S-7.

El motivo de dicha diferencia de comportamiento responde a la lejanía a la que se encuentra el G-1, el cual se sitúa fuera de la llanura deltaica, dónde solo existe un único acuífero en el subsuelo y de poca potencia en comparación con el desarrollo acuífero del delta. Sin embargo, el Sondeo Lloret y el S-7 muestran una gran variabilidad estacional, caracterizada por un descenso pronunciado desde inicios de junio hasta finales de septiembre y una recuperación del nivel a partir de octubre que varía en función del año. Mientras en el primer año de muestreo dicha recuperación fue súbita, la del siguiente año fue mucho más gradual y no se completó hasta febrero, hecho que responde exclusivamente a un hecho climatológico debido a la sequía experimentada durante todo el año hidrológico 2016/17.

A continuación, si se observan los resultados del mismo acuífero en su parte proximal (Fig.4.35), vemos que todos los pozos muestran la estacionalidad comentada anteriormente, si bien la intensidad de esta no es igual en todos ellos.

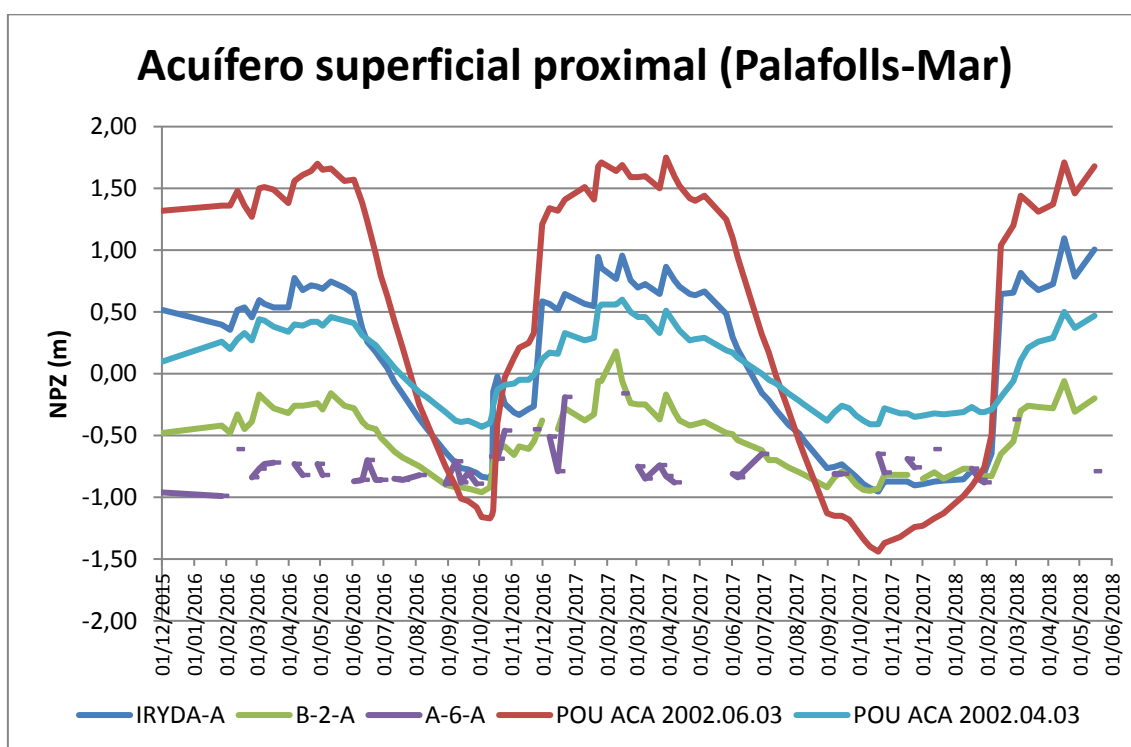


Figura 4.35: Evolución del nivel del acuífero superficial proximal del delta de la Tordera, entre Palafolls y la desembocadura del río, representando el Nivel Piezométrico (NPZ) en metros sobre el nivel del mar. Incluye datos de los pozos IRYDA-A, B-2-A, A-6-A, Pou ACA 2002.06.03 y Pou ACA 2002.04.03.

Claramente se observan 2 pozos con un comportamiento diferenciado, el Pozo ACA 2002.06.03 y el A6-a. El primero muestra un ancho de varianza mucho más amplio que la media, mientras el segundo casi no muestra variabilidad. En el primer caso, la mayor amplitud, se ha relacionado con la proximidad de este pozo a un campo de captación

de agua para uso agrícola, quedando en la zona de influencia del cono depresivo que forman en los acuíferos los pozos de captación (Changming et al. 2001; Brown 1963). Por otro lado, la respuesta del pozo A6-a se ha relacionado con su proximidad a la playa, pues está situado a escasos metros de la línea de costa. Así pues, se considera que este pozo está muy influenciado por el nivel del mar y, por lo tanto, se muestra muy estable durante todo el año, con subidas y bajadas de poca magnitud relacionadas con el estado del oleaje. Finalmente, el resto de pozos muestran una variabilidad parecida entre ellos de entre 1 y 2 metros de variación absoluta. Destaca que, en general, la intensidad de variabilidad es sensiblemente menor conforme nos acercamos hacia el mar, un hecho que se ha relacionado con la mayor extensión acuífera en esta zona que, a pesar de tener un descenso de nivel menor, hay que tener en cuenta que ese descenso abarca una gran área de terreno, a diferencia de los pozos distales dónde la extensión del acuífero es mucho menor.

Por otro lado, si observamos la evolución de los niveles de los pozos del acuífero profundo (Fig.4.36), llama la atención el hecho de hay 2 pozos (S-32 y Sondeig Blanes) que muestran una mayor variabilidad estacional que todos los demás pozos que también muestran estacionalidad, pero muy menor.

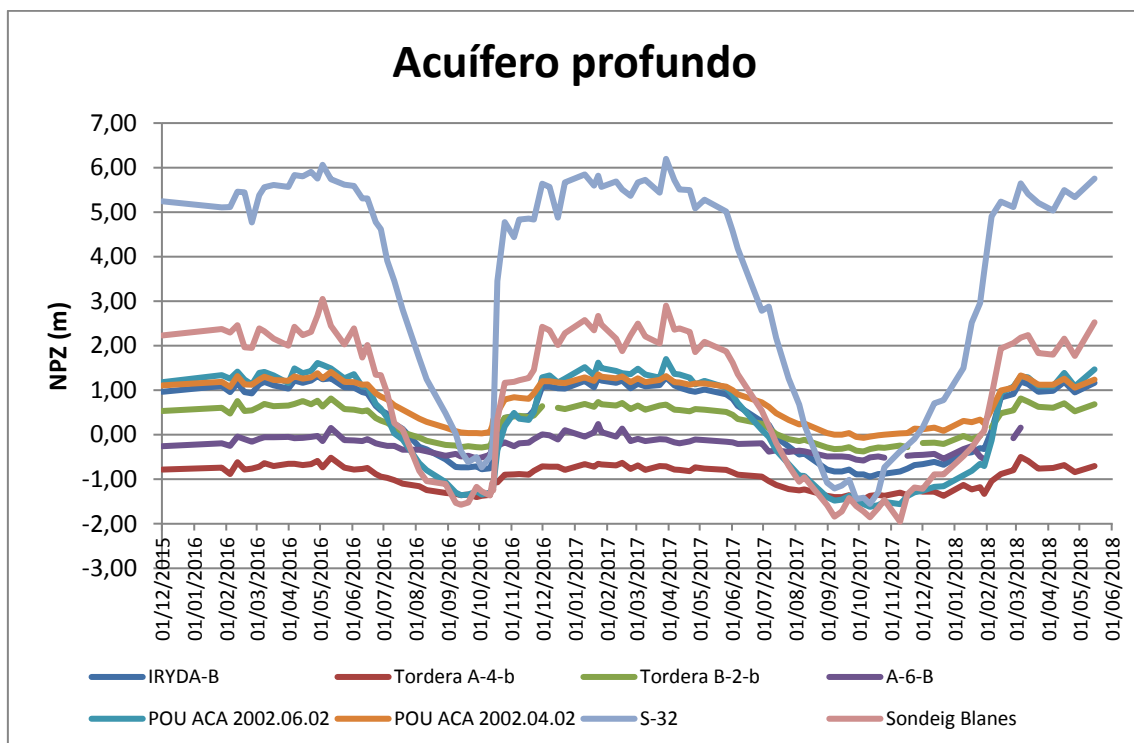


Figura 4.36: Evolución del nivel del acuífero profundo del delta de la Tordera representando el Nivel Piezométrico (NPZ) en metros sobre el nivel del mar. Incluye datos de los pozos IRYDA-B, Tordera A-4-b, Tordera B-2-b, A-6-B, Pou ACA 2002.06.02, Pou ACA 2002.04.02, S-32 y Sondeig Blanes.

El motivo por el cual dichos pozos tienen mayor variabilidad se ha relacionado con el hecho de que están en la zona de los mayores campos de captación de agua para abastecimiento. El pozo que mayor amplitud de varianza muestra (hasta 7 metros), el s-32, se encuentra en medio del campo de captación de Lloret, Tossa de Mar y la Mancomunidad del Alto Maresme, estando fuertemente influenciado por el cono de depresión de nivel que genera dicha captación. Así mismo, el pozo Sondeo Blanes se encuentra en el campo de captación del municipio de Blanes, estando muy influenciado por el cono de depresión que genera dicha captación y alcanzando un ancho de varianza de hasta 4 metros. Los demás pozos muestran también estacionalidad (2 metros) muy parecida a la que mostraban los pozos del acuífero superficial, los cuales coinciden geográficamente con muchos de estos, lo que genera un argumento más para justificar la enorme conectividad que hay entre acuífero profundo y superficial.

Finalmente, monitoreamos un par de pozos del teórico acuífero basal (Fig.4.37) en los que observamos claramente el mismo comportamiento estacional que en los otros.

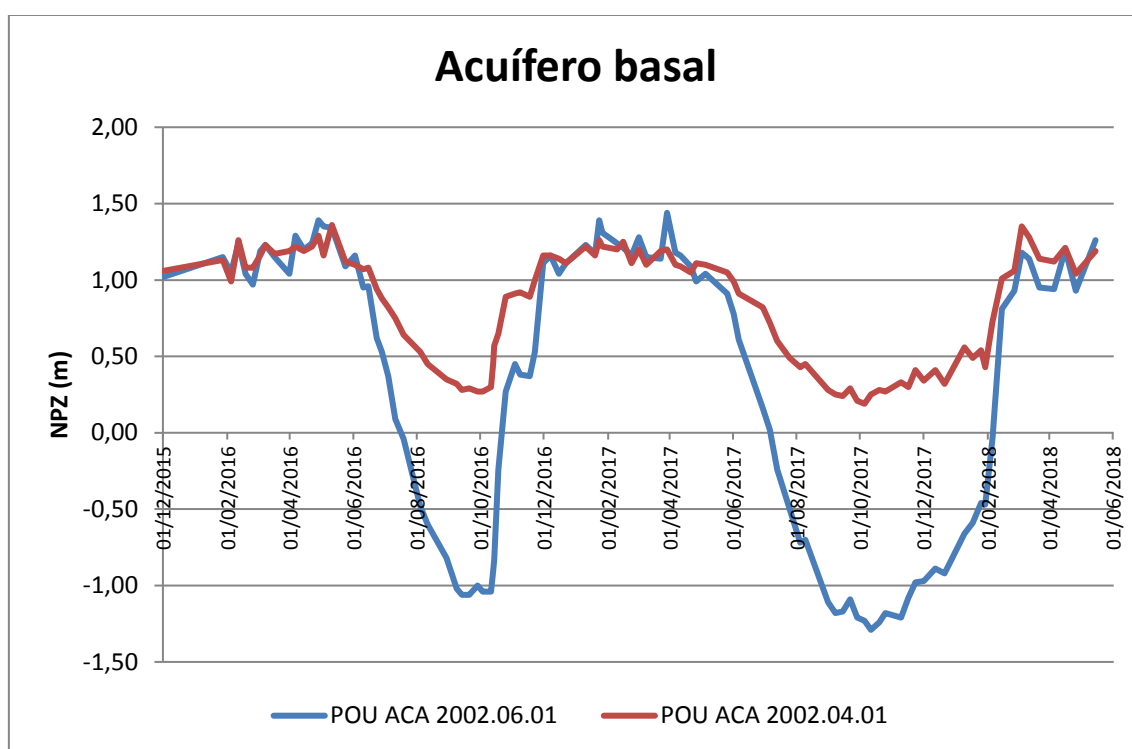


Figura 4.37: Evolución del nivel del acuífero basal del delta de la Tordera representando el Nivel Piezométrico (NPZ) en metros sobre el nivel del mar. Incluye datos de los pozos Pou ACA 2002.06.01 y Pou ACA 2002.04.01.

A priori, de existir realmente, el acuífero basal debería mostrar menos estacionalidad por el hecho de estar a mucha profundidad, no tener ninguna captación y estar desconectado de los demás. Sin embargo, el hecho de tener la misma respuesta que

en el acuífero profundo hace que no podamos confirmar la existencia de dicho acuífero al ser, probablemente, una simple extensión del acuífero profundo en la capa alterada del granito del zócalo. Además, si fuese un acuífero diferenciado del resto, debería tener un comportamiento muy parecido en toda su extensión cosa que ya vemos que no cumple, pues en uno de los pozos la amplitud de la estacionalidad es mucho mayor que en el otro. Precisamente, el pozo 2002.06.01, situado en el mismo punto geográfico que 2002.06.02, muestra una mayor amplitud que el otro pozo, igual que pasa en su homólogo del acuífero profundo, el cual se relacionó con la influencia que ejercía en él el campo de captación que hay en la zona.

Otro hecho que muestran todos estos resultados es la correlación de las subidas de nivel del acuífero con episodios de lluvia, mostrados en estos gráficos como todos esos picos que observamos en las series de datos, confirmando que la recarga del acuífero depende en gran medida de la infiltración de la lluvia. También se observa que dicha infiltración es bastante rápida (pocas horas), hecho que se relaciona con el tamaño de grano (grueso y muy grueso) que presenta el terreno en la zona. Además, la recarga se produce casi a la vez tanto en los pozos del acuífero superficial como en los del profundo, hecho que argumenta una vez más el discurso de que existe esa gran conectividad entre acuíferos. También se observa como las lluvias torrenciales de verano no llegan a recargar el acuífero, tan solo llegan a frenar temporalmente el descenso de nivel. Este hecho descarta que el descenso estival del nivel del acuífero sea algo exclusivamente climático y plantea que está más ligado a un tema de sobreexplotación del acuífero. Precisamente, es en esos meses en los que los municipios que reciben agua del acuífero de la Tordera multiplican por tres y por cuatro su demanda de agua con la llegada del turismo, muy importante en todos estos municipios costeros, es cuando se observa que las lluvias no recargan los acuíferos.

Estos mismos datos nos han permitido realizar mapas de isopiezas mensuales que nos proporcionan información sobre las fluctuaciones mensuales existentes (Fig.4.38). Dichos mapas se han realizado para los años 2016 y 2017, ya que son esos en los que tenemos la serie de datos continua.

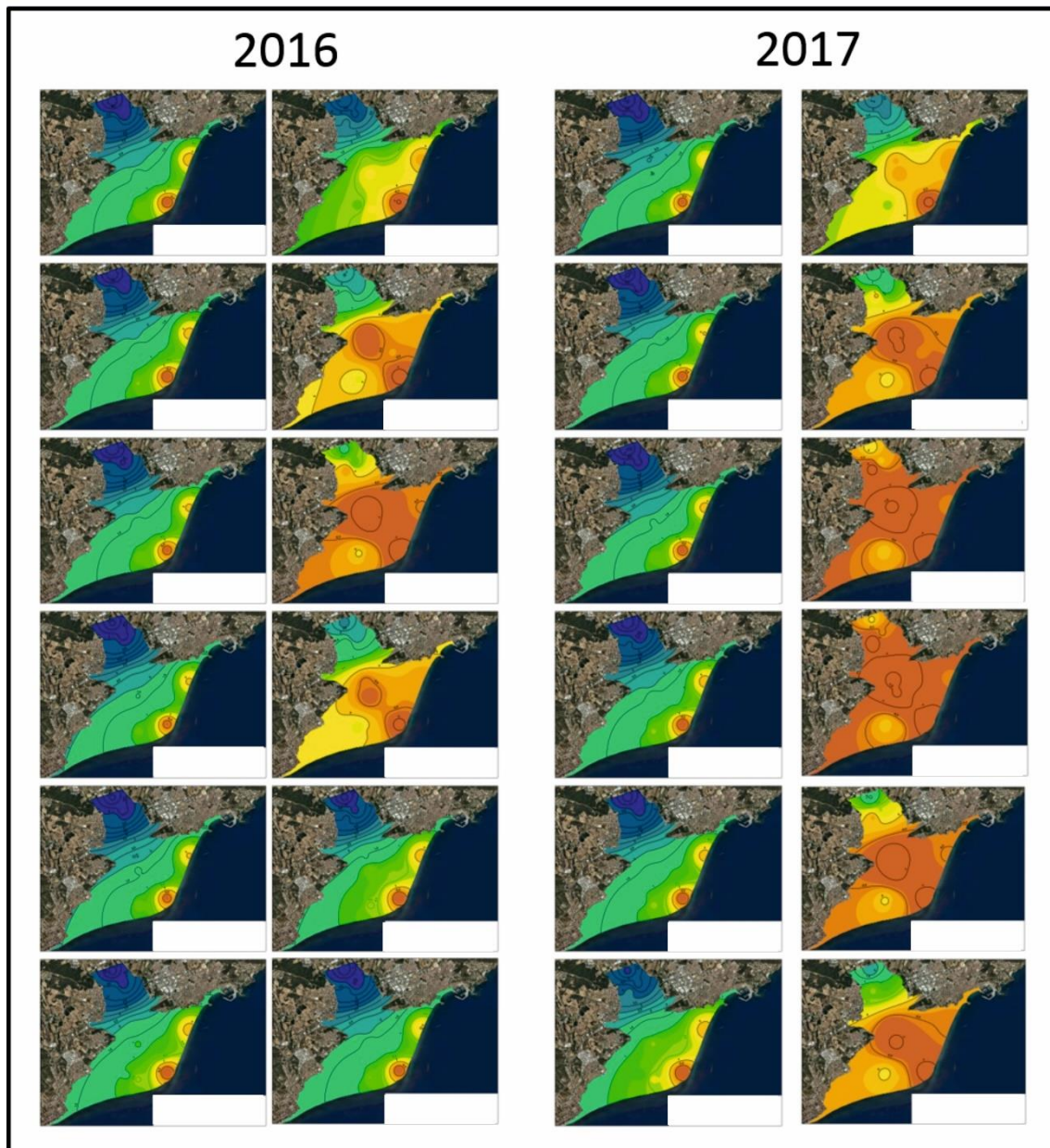


Figura 4.38: Mapas de isopiezas (líneas de igual nivel piezométrico) mensuales del acuífero profundo del delta de la Tordera. Los tonos fríos muestran niveles altos y los calientes niveles bajos del agua subterránea.

Con estos resultados hemos obtenido información sobre las fluctuaciones mensuales en un año “normal” en términos pluviométricos (2016) y en un año de “sequía” (2017). Observamos claramente la variabilidad estacional del acuífero de la Baja Tordera ya que los primeros meses del año (enero-mayo) se observa un descenso gradual del nivel piezométrico conforme nos acercamos a la desembocadura del río, un hecho totalmente acorde con la geografía de la zona ya que el nivel se encuentra, en términos absolutos, entre a medio y un metro de la superficie en toda la llanura deltaica. Es en junio cuando, en ambos años, empezamos a observar el descenso del nivel del acuífero en la zona

más próxima al mar para, a partir de julio, mostrar un descenso generalizado de todo el acuífero, llegando a los valores mínimos a finales del año hidrológico (septiembre) e incluso al inicio del siguiente año hidrológico (octubre), en el caso de 2017. A partir de ese momento, observamos una respuesta muy distinta entre el año normal y el de sequía. Mientras en un año normal las lluvias de otoño recargan el acuífero y restablecen los niveles óptimos en noviembre, en un año de sequía los niveles muestran una recuperación mucha más lenta, dejando en diciembre niveles propios de julio o agosto de un año normal.

Si nos fijamos precisamente en la época de niveles mínimos (Fig. 4.38), observamos que existe un enorme salto de hasta 6 metros de nivel en un punto muy marcado (ver cambio de tonalidades verdes a naranjas en verano 2016) que coincide geográficamente con la zona de mayor captación de agua para abastecimiento doméstico. Esto proporciona un argumento más para la hipótesis de la sobreexplotación del acuífero de la Tordera, ya que se observa una anomalía muy marcada en la zona de los campos de captación precisamente en los meses de verano, meses en los que la población a abastecer se multiplica por 2 o por 3 debido a la gran industria turística que existe en esta zona. Esto no significa que el acuífero de la Baja Tordera tenga una fluctuación causada exclusivamente por las extracciones de agua ya que, de hecho, así le corresponde por el clima Mediterráneo, pero sí que se puede afirmar que ésta sería mucho menor si no fuese por dichas extracciones. De hecho, si nos fijamos ahora en los meses de niveles más altos, también observamos un descenso súbito del nivel general, en el mismo punto que el anteriormente comentado, justo en la zona de captación de agua, si bien la menor demanda en los meses de invierno junto con la mayor pluviometría hacen que dicha diferencia sea de entre 0,5 y 1 metro de nivel.

Para poder comparar mejor ambos años se generaron los mapas de anomalía de los niveles globales del acuífero de 2017 (año sequía) con respecto a un año normal (2016), tal y como podemos observar en la figura 4.39.



Figura 4.39: Mapas de anomalía del nivel del acuífero entre un año normal (2016) y un año de sequía (2017) en el acuífero del delta de la Tordera.

En estos mapas de anomalía observamos una comparativa entre los niveles del acuífero de los años anteriormente comentados. Así pues, los tonos rojos representan un nivel por debajo del normal en 2017, los azules un nivel por encima del normal y los blancos la inexistencia de anomalía. El análisis de dichos mapas de anomalía nos permite establecer con exactitud el inicio de la sequía en términos hidrológicos, el cual se sitúa en junio de 2017, dónde observamos un descenso marcado en la zona superior del acuífero. Dicha anomalía va agravándose en los siguientes meses hasta alcanzar el máximo en diciembre de 2017. Con el fin de delimitar bien el periodo de sequía, realizamos también los mapas de anomalía para enero y febrero de 2018 (Fig.4.40) dónde se observa la recuperación de los niveles con las abundantes lluvias de esos dos meses hasta desaparecer, en febrero de 2018, la anomalía de nivel del acuífero. Así pues, el análisis de dicha anomalía permite afirmar que el periodo de sequía que azotó esta zona en 2017 empezó a tener un efecto negativo en el acuífero de la Baja Tordera en junio de 2017, agravándose hasta diciembre y finalizando el episodio en febrero de 2018, con una duración total de 8 meses con niveles de anomalía que llegaron a alcanzar los 7 u 8 metros por debajo del nivel habitual.

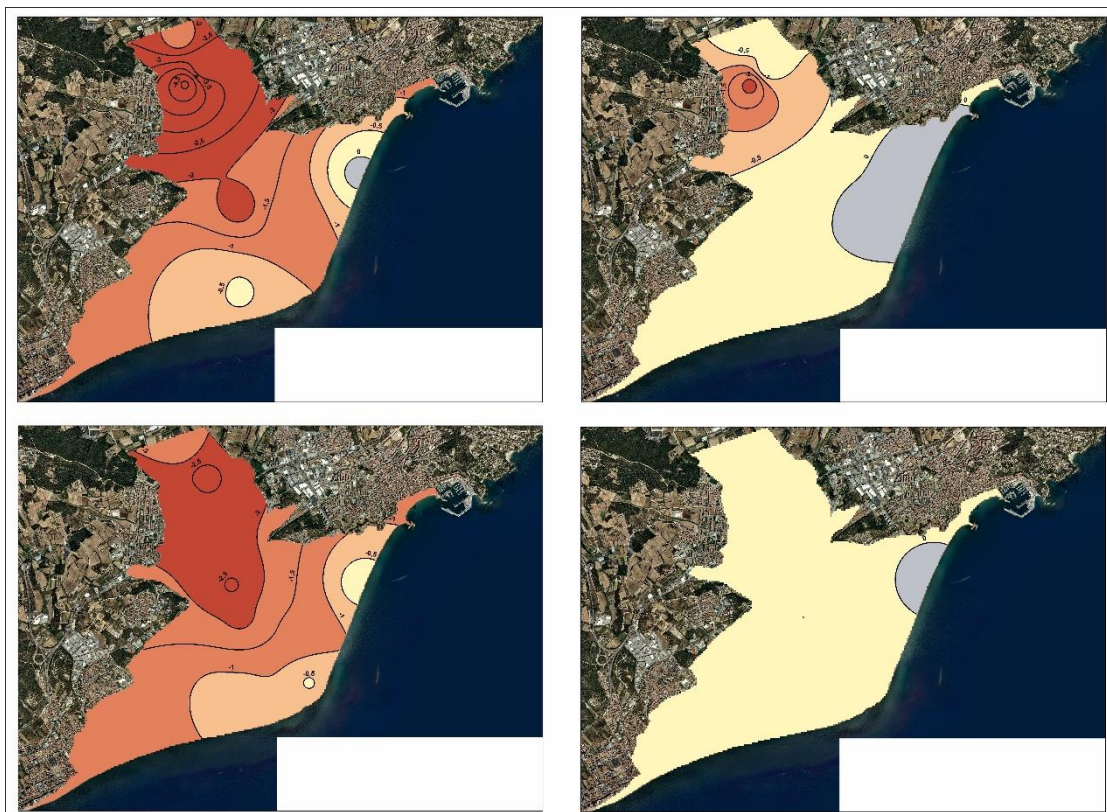


Figura 4.40: Mapas de anomalía del nivel del acuífero en enero de 2018 para el acuífero superficial (arriba a la izquierda) y profundo (abajo a la izquierda) y en febrero de 2018 para el acuífero superficial (arriba a la derecha) y profundo (abajo a la derecha).

4.3.3.2. Cómo la estructura geológica (zócalo) condiciona la formación y el desarrollo deltaico y consecuencias en régimen hídrico y freático

La paleomorfología del zócalo granítico es fundamental para analizar la presencia y correlación de las distintas secuencias sedimentarias que existen en la llanura deltaica del delta de la Tordera ya que es el factor clave para explicar el relleno sedimentario y su evolución a lo largo del tiempo.

Teniendo en cuenta lo anterior, consideramos que para poder entender el desarrollo y funcionamiento de los acuíferos de la Baja Tordera hacía falta correlacionar nuestros datos con algún estudio centrado en la estructura geológica, tanto del zócalo como del desarrollo deltaico. En ese sentido, conseguimos acceso a una tesis doctoral de la ya doctora Isabel Vila Planavila (Vila 2016) en la que mediante datos de estratigrafía secuencial, tomografía eléctrica y prospecciones gravimétricas hizo una aproximación muy detallada de la estructura del delta de la Tordera.

La distribución de los sondeos realizados por Vila (2016) permitió observar que el número de secuencias y unidades varía en función de su situación, presentándose las series completas en la parte frontal del delta mientras en las partes central y superior solo existen algunas unidades (Figs. 4.41-4.42). Este hecho se asoció a la presencia de una falla (F1 en Figura 4.43) que afecta al zócalo y que condicionó la distribución de sedimentos en la zona del frente deltaico.

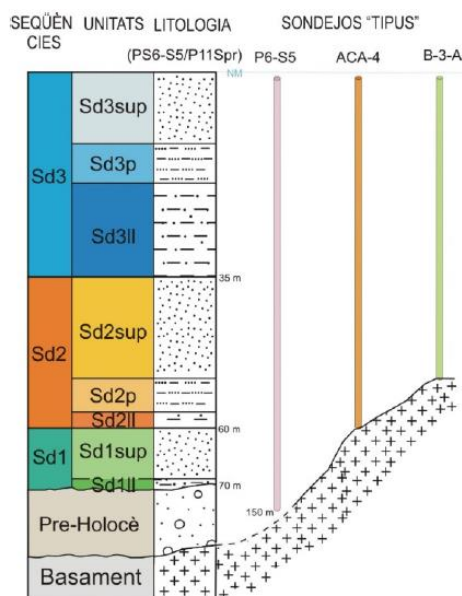


Figura 4.41: Columna estratigráfica del delta holoceno de la Tordera obtenida a partir de sondeos. Hacia el interior de la llanura deltaica la columna se ve reducida debido a que el sustrato rocoso se encuentra a menor profundidad. Figura extraída de Vila (2016).

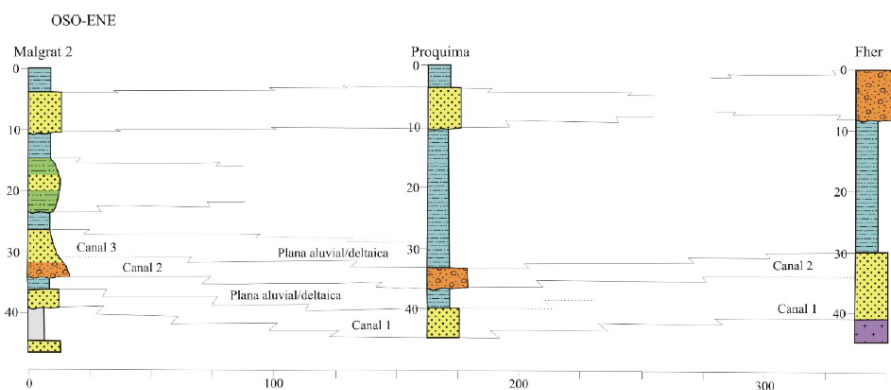


Figura 4.42: Sección estratigráfica longitudinal siendo el sondeo Malgrat 2 próximo a la desembocadura i el Fher muy distal. Se observa que la columna estratigráfica sólo es completa en la zona próxima al mar. Leyenda: Arena (amarillo); Limos (Azul); Arena y grava (Naranja); Arenas limosas (verde); Arcillas (Gris) y Granito (violeta). Figura extraída de Vila (2016).

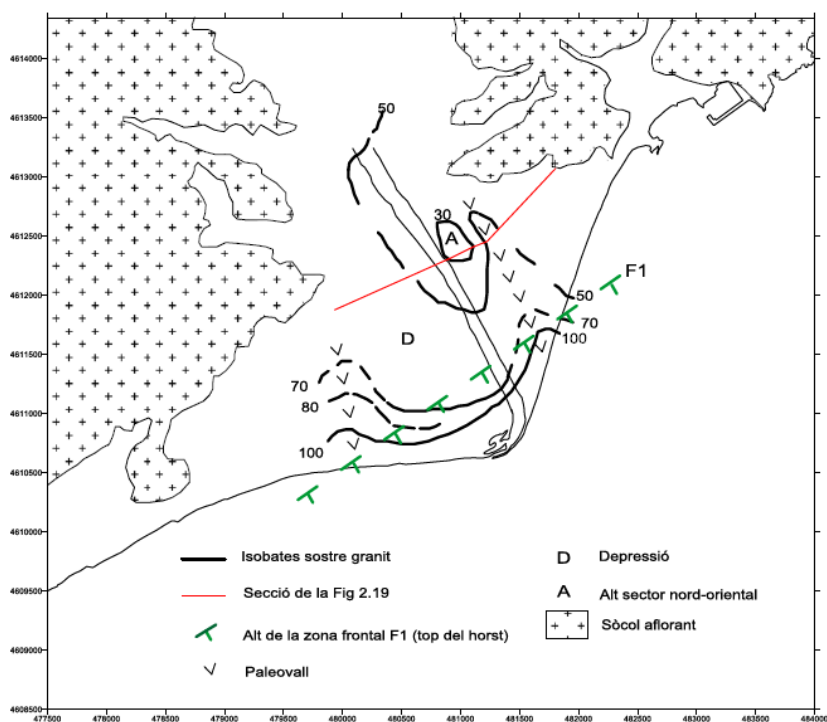


Figura 4.43: Mapa de isobatas del techo del granito con la situación de la unidad estructural F1 (falla) corroborada por geofísica terrestre. Extraída de Vila (2016).

Así pues, la geomorfología del zócalo granítico está definida por la existencia de una alto en la zona frontal asociado a la falla F1, otro alto en el sector nororiental (A, hemidelta norte) y una depresión en la zona central de la llanura deltaica (D, hemidelta sur) tal y como podemos observar en la figura 4.44.

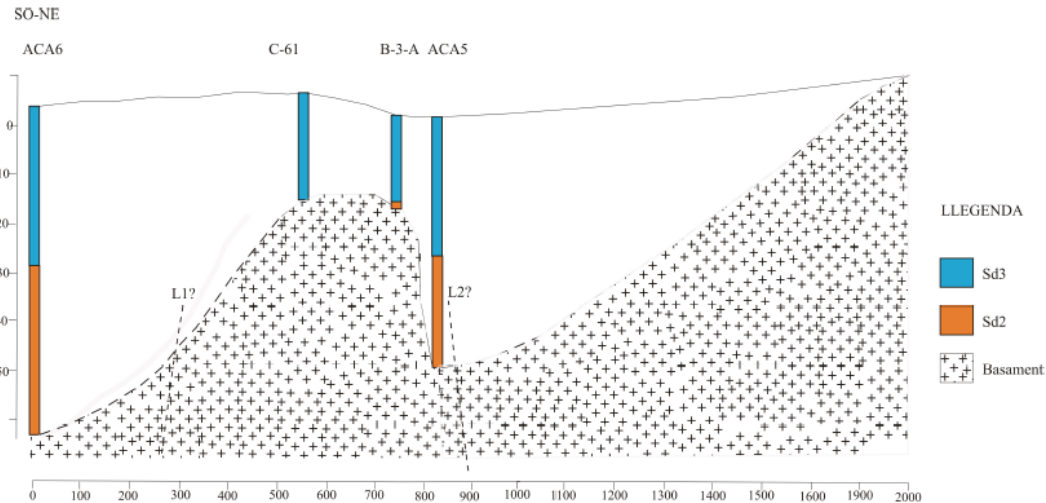


Figura 4.44: Sección que muestra el alto del zócalo en el hemidelta norte y el paleovalle (depresión) en la zona central de la llanura deltaica. Extraída de Vila (2016).

También se detectó una falla secundaria (L1) que sigue el curso del río y que es perpendicular a la falla principal (F1) que explicaría que el alto nororiental sea paralelo al río además de una segunda falla (L2) paralela a la anterior (Fig.4.44).

El zócalo granítico fue fosilizado por materiales preholocenos en el frente deltaico dónde la existencia de F1 condicionó su depósito. Posteriormente, las sucesivas secuencias sedimentarias holocenas fosilizaron tanto el zócalo como los materiales preholocenos a lo largo del ascenso eustático, adaptándose al relieve estructural existente y al posterior desarrollo del delta de la Tordera hasta la actualidad. Hace 13.000 años empezó el depósito de la primera secuencia (Sd1) con un nivel eustático de -70 metros hasta hace 11.000 años en que el nivel eustático subió hasta -60 metros, rellenándose así parcialmente los paleovalles preholocenos quedando limitado por el basamento granítico del frente deltaico, ya que no se superó ese alto en aquel momento por el ascenso del nivel del mar. La desembocadura podría haber presentado 2 brazos con una zona protegida en medio que favoreció la formación de una laguna la cual se rellenó progresivamente con materiales detríticos de la Tordera. Hace 11.000 años se empezó a depositar otra secuencia (Sd2) con un nivel eustático de -60 metros hasta hace 8.200 años con un nivel eustático de -35, formándose una nueva laguna en la desembocadura encima de la anterior ya que el nivel eustático aún no superó en ese momento el paleorelieve frontal del basamento. Seguidamente, fue rellenada por unidades progradantes que rellenaron también la zona deprimida de la llanura deltaica y el paleovalle. Sin embargo, no se superó el alto nororiental con este ascenso del nivel eustático. Desde hace 8.200 años y, con un máximo hace 4.000 con un nivel eustático

de 2 metros sobre el nivel del mar, hasta la actualidad dónde el nivel del mar se estabiliza, se fue depositando la tercera secuencia sedimentaria (Sd3) donde se observa la presencia de dos sistemas de lagunas, una externa de aguas salobres y otra interna de agua dulce. La más próxima a la costa se formó cuando el nivel del mar estaba entre los 33 y 17 metros siendo su relleno muy condicionado por el alto frontal. Las lagunas interiores estuvieron condicionadas por el alto nororiental debido a su desarrollo por detrás de éste y formadas por limos y arcillas con abundante materia orgánica. Las dos lagunas rellenas por sedimentos fueron coetáneas durante la progradación de la llanura deltaica, pero estaban separadas por los altos del zócalo granítico siendo funcionales de forma conjunta al menos durante un corto periodo de tiempo. Cuando la laguna de aguas salobres fue superada por el ascenso del nivel del mar, éste fue frenado por los depósitos de la tercera secuencia sedimentaria (Sd3). Una vez superado el alto frontal y rellena la depresión central, la evolución de dicha secuencia dio como resultado el relleno de la laguna de aguas dulces y el cubrimiento del alto nororiental.

Con estos resultados en sus análisis, Vila (2016), afirma que los altos estructurales están limitados por fallas, las cuales ejercen un control paleogeográfico muy importante en el depósito y distribución de las unidades holocenas inferiores, así como de los materiales pre-holocenos. Para poder aumentar el grado de precisión y obtener una visión más detallada del conjunto se integraron en el estudio de Vila 2016 los datos de sísmica existentes en la zona (Falgàs, 2007; Teixidó, 2000) y, además, se obtuvieron datos de tomografía eléctrica y gravimetría.

El análisis de los perfiles tomográficos permitió corroborar las secuencias sedimentarias descritas, interpretar su diferenciación y distribución vertical, así como definir las fallas que las afectan. Sin embargo, se observó que no coincide la distribución horizontal que proporciona la tomografía eléctrica con la que muestran los sondeos debido al contenido de fluidos que influye en los resultados de la prospección mediante tomografía eléctrica. Con ello se destaca la influencia de las fracturas, las cuales favorecen la entrada de fluidos en la vertical disminuyendo así la resistividad de los sedimentos.

Según los datos obtenidos en los perfiles tomográficos (Figs 4.45-4.46) se diferencian claramente hasta tres fracturas (F1, F2 y F3) que afectan los 4 niveles de resistividad descritos: el zócalo y los 3 niveles de relleno sedimentario. Así pues, la afectación de todos los niveles, incluido el más superficial, demuestra la existencia de una discontinuidad o plano de fractura por donde puede circular el agua verticalmente.

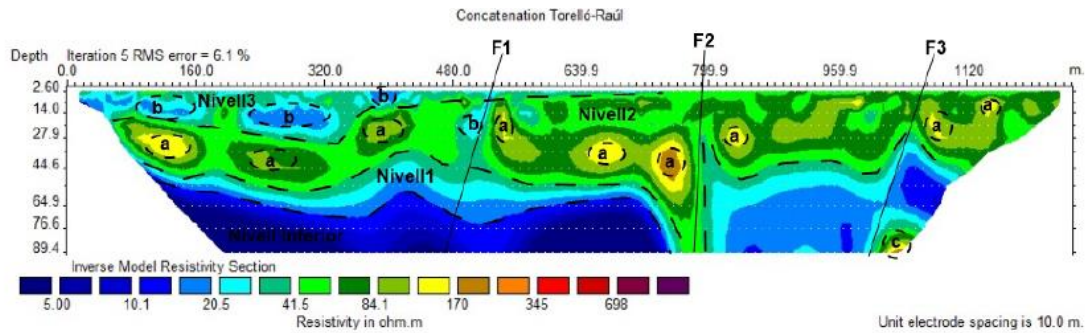


Figura 4.45: Perfil de tomografía eléctrica P1 según Vila (2016).

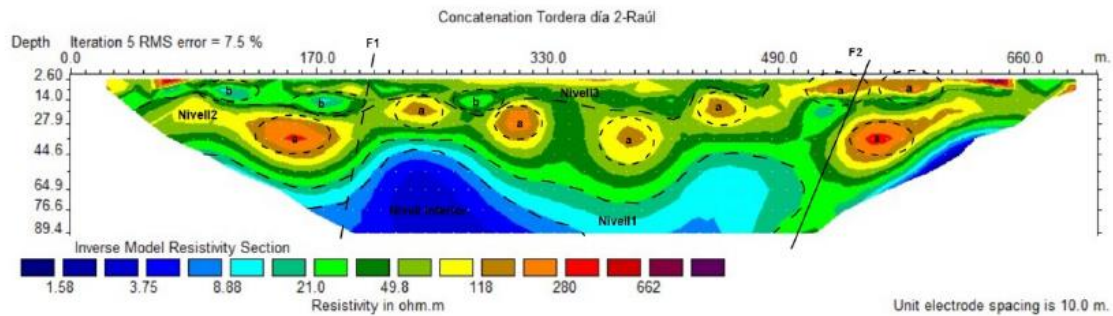


Figura 4.46: Perfil de tomografía eléctrica P2 según Vila (2016).

Finalmente, se integraron todos los datos de los distintos perfiles tomográficos para obtener un mapa de distribución de las principales fracturas o fallas presentes en la llanura deltaica (Fig.4.47)

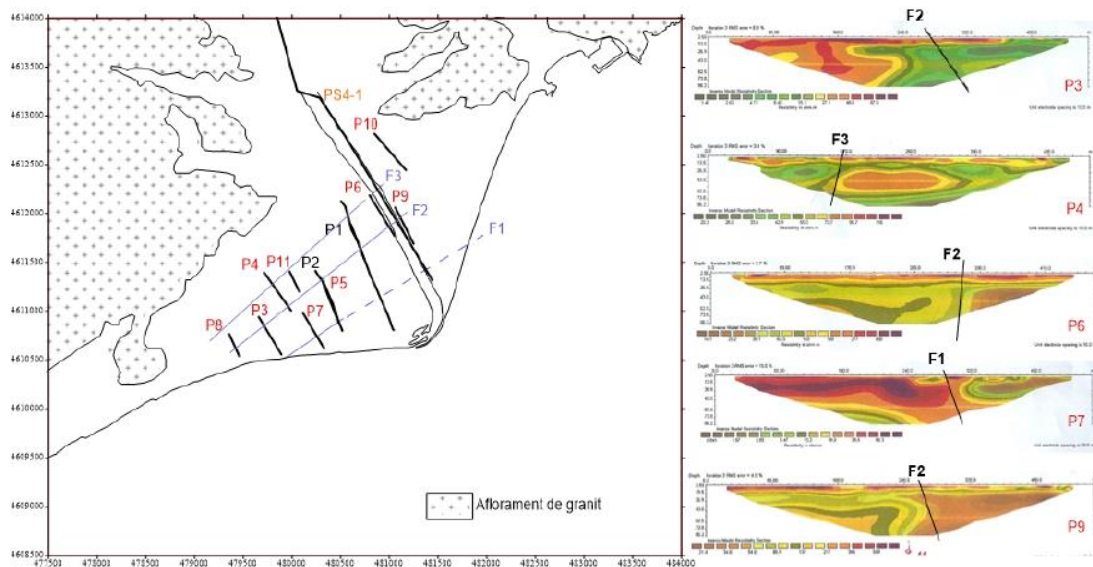


Figura 4.47: Situación de las fracturas de la llanura deltaica (F1, F2 y F3). Tanto los perfiles de Himi et al. (2007) como el de Plata (2006) sirvieron para completar la situación de las fallas observadas en los perfiles P1 y P2 de Vila (2016). Figura extraída de Vila (2016).

La necesidad de definir con precisión la situación de las fallas F1, F2 y F3 hizo necesaria la realización de una campaña de gravimetría complementaria en la que se generaron dos modelos gravimétricos del subsuelo. Los resultados de Vila (2016) (Fig.4.48) muestran dos unidades gravimétricas diferenciadas que se corresponden al zócalo granítico (amarillo) y los sedimentos detríticos holocenos y preholocenos (en gris). Además, se observa una vez más la presencia de 3 fallas verticales o subverticales (F1, F2 y F3) en los dos modelos gravimétricos. Se observa también que la potencia de los sedimentos detríticos aumenta en dirección hacia la línea de costa, mientras que hacia al interior de la llanura deltaica disminuye. Éste hecho es debido a la configuración en bloques del zócalo granítico, debido a las fallas, y al posterior depósito de los cuerpos sedimentarios detríticos que rellenaron las depresiones existentes en el paleorelieve. Finalmente, también se pudo cuantificar el salto de falla el cual es de unos 25-30 metros para F2 y F3 y de aproximadamente 130 metros para F1.

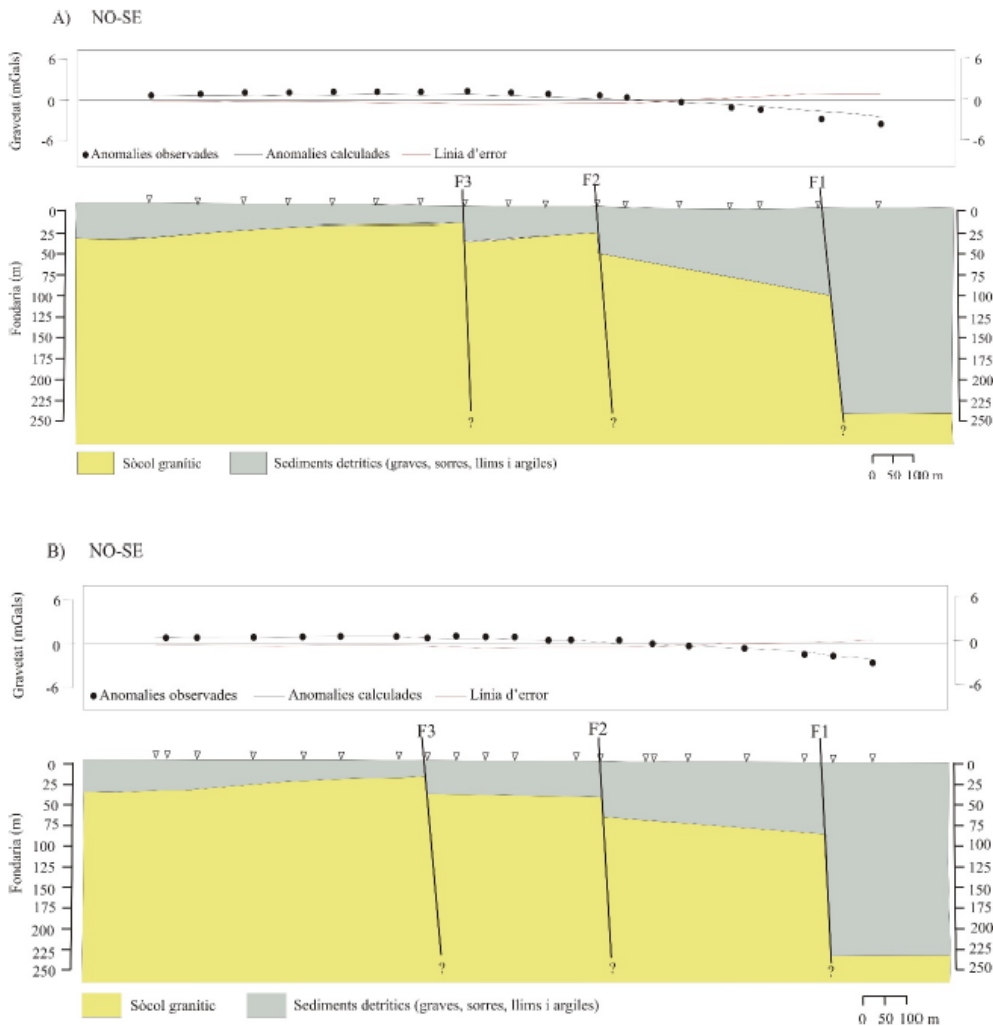


Figura 4.48: Modelos gravimétricos finales según Vila (2016).

La conclusión que saca Vila (2016) de su trabajo es que las secuencias detríticas de relleno del delta de la Tordera se ven afectadas por las fallas del zócalo granítico que, aparte de haber dominado la sedimentación posterior, también afectan al relleno sedimentario creando planos verticales de circulación de agua que deberían tener una influencia en el comportamiento acuífero. Partiendo de esta hipótesis procedimos a usar nuestros datos de nivel piezométrico para buscar si realmente existe dicha influencia. Para ello, procedimos a realizar mapas de comparación entre el nivel del acuífero superficial y el profundo con el objetivo de identificar dicha circulación vertical. Para ello una vez más usamos las herramientas que nos proporciona el software ArcGis de ESRI con el que podemos comparar el nivel de los dos acuíferos (Fig.4.49).

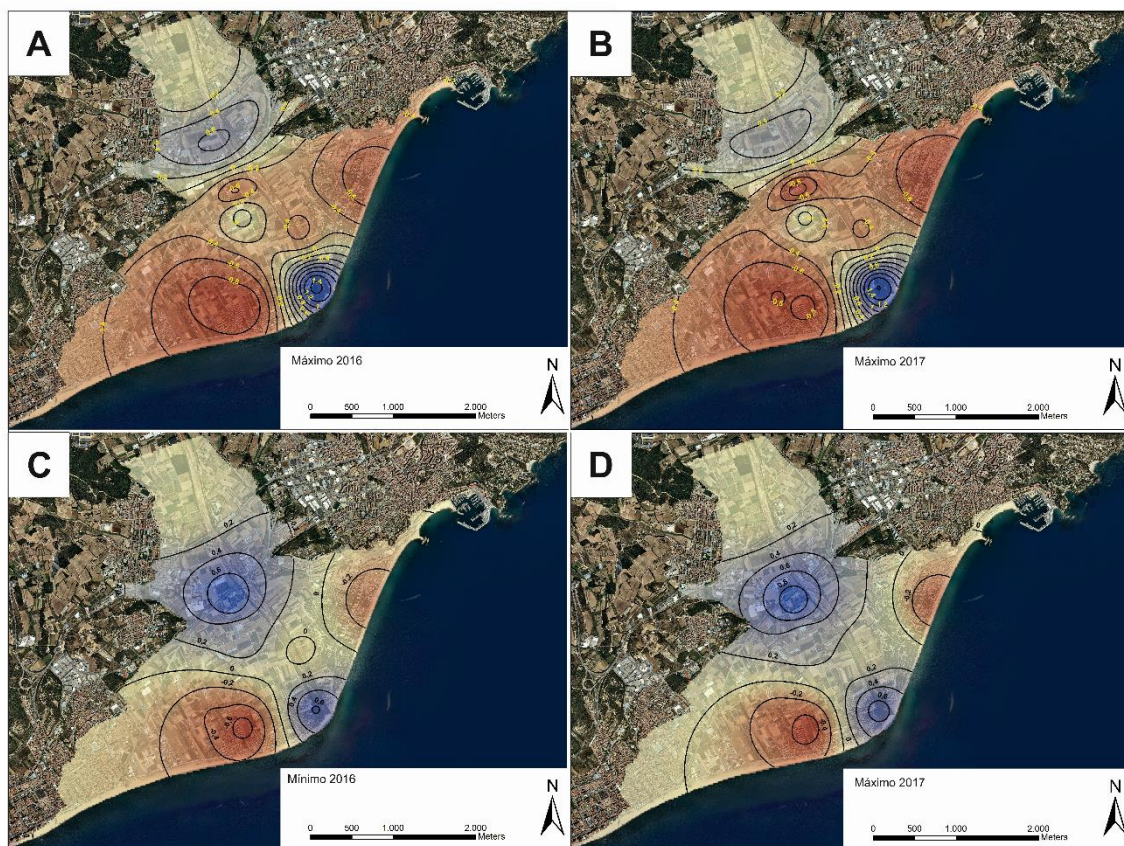


Figura 4.49: Mapas de comparación del nivel del acuífero superficial con el profundo. En azul las zonas en las que el acuífero superficial tiene un nivel superior y en rojo las zonas dónde el acuífero profundo muestra un mayor nivel potencial que el superficial. Se muestran los mapas correspondientes a los máximos anuales (arriba) y a los mínimos anuales (abajo) de los años 2016 (izquierda) y 2017 (derecha).

En estos mapas observamos que la situación de la falla perpendicular al curso fluvial (F1) coincide perfectamente con una zona donde uno de los dos acuíferos muestra un nivel considerablemente superior al otro, mientras que F2 y F3 no parecen tener ninguna relación. Si observamos los mapas de los máximos anuales (Fig.4.49 A-B), vemos como los niveles del acuífero superficial y profundo son parecidos hasta un punto en el que

claramente el acuífero superficial (azul) está muy por encima del profundo que, sin embargo, no coincide con ninguna de las fallas descritas por Vila (2016). Aun así, Vila (2016), ya comentó en su trabajo que sería interesante realizar nuevas campañas de tomografía y gravimetría para buscar más fallas paralelas a las descritas en su trabajo. Así pues, este punto se interpreta, por su similitud con F1, como una falla hipotética (F5) que estaría actuando de la misma forma que F1, es decir como un punto de circulación vertical de agua desde el acuífero profundo hacia el superficial. Además, poco después, se observa una inversión de la tendencia, pasando a ser el acuífero profundo el que tiene más nivel teórico (piezométrico, asociado a presión) que el superficial a una distancia de F3 similar a la que ésta tiene con respecto a F2. De nuevo la explicación la encontramos en una hipotética falla (F4) del sistema de fallas descritas, es decir paralela a F1, F2 y F3. Más abajo, encontramos las F2 y F3 que parecen no tener ninguna respuesta en el diferencial de nivel. Finalmente, en el tramo final observamos una nueva inversión donde el acuífero superficial se sitúa con un nivel superior al profundo, justo donde está descrita la F1.

Si observamos ahora los mapas de los mínimos anuales (Fig. 4.49 C-D), vemos que ambos acuíferos presentan un nivel parecido hasta la zona de la falla hipotética F5, donde claramente el acuífero superficial muestra un nivel muy superior al profundo, indicando un punto muy claro de circulación vertical de agua. Posteriormente, los niveles se vuelven a igualar alrededor de la hipotética F4 y hasta donde encontramos F3, indicando una circulación vertical de superficie hacia profundidad, para finalmente volver a situarse el nivel del acuífero superficial por encima del nivel teórico del profundo justo donde encontramos la F1, indicando nuevamente esa circulación vertical. Con estos resultados, parece confirmarse que el plano de falla F1 tiene una gran influencia en el comportamiento de los acuíferos, facilitando la circulación vertical de agua de un acuífero al otro. La influencia de F2 y F3 no queda tan clara pero no se puede descartar. Finalmente, dichos resultados nos han planteado la hipótesis de una cuarta y quinta falla (F4 y F5), paralelas a F1, F2 y F3, que en el máximo anual hace que el nivel del acuífero superficial se sitúe muy por encima del profundo, si bien en el mínimo anual la diferencia no es tan grande.

En cuanto a las fallas paralelas al curso fluvial (L1 y L2) parecen tener grados de influencia muy distintos. Mientras L1, situada encima del curso fluvial, no parece tener ninguna influencia en el comportamiento del acuífero, L2 sí parece tener cierta influencia hacia una circulación de agua del acuífero superficial hacia el profundo. Sin embargo, no queda muy clara dicha influencia ya que el comportamiento del diferencial de nivel

de los acuíferos en el hemidelta sur, donde no se ha descrito ninguna falla, es muy parecido.

Con el objetivo de mejorar la interpretación de dichos resultados se han realizado perfiles de nivel del agua de los dos acuíferos en la dirección del caudal fluvial (Fig.4.50) que permitan observar lo que ocurre realmente en esos puntos comentados anteriormente.

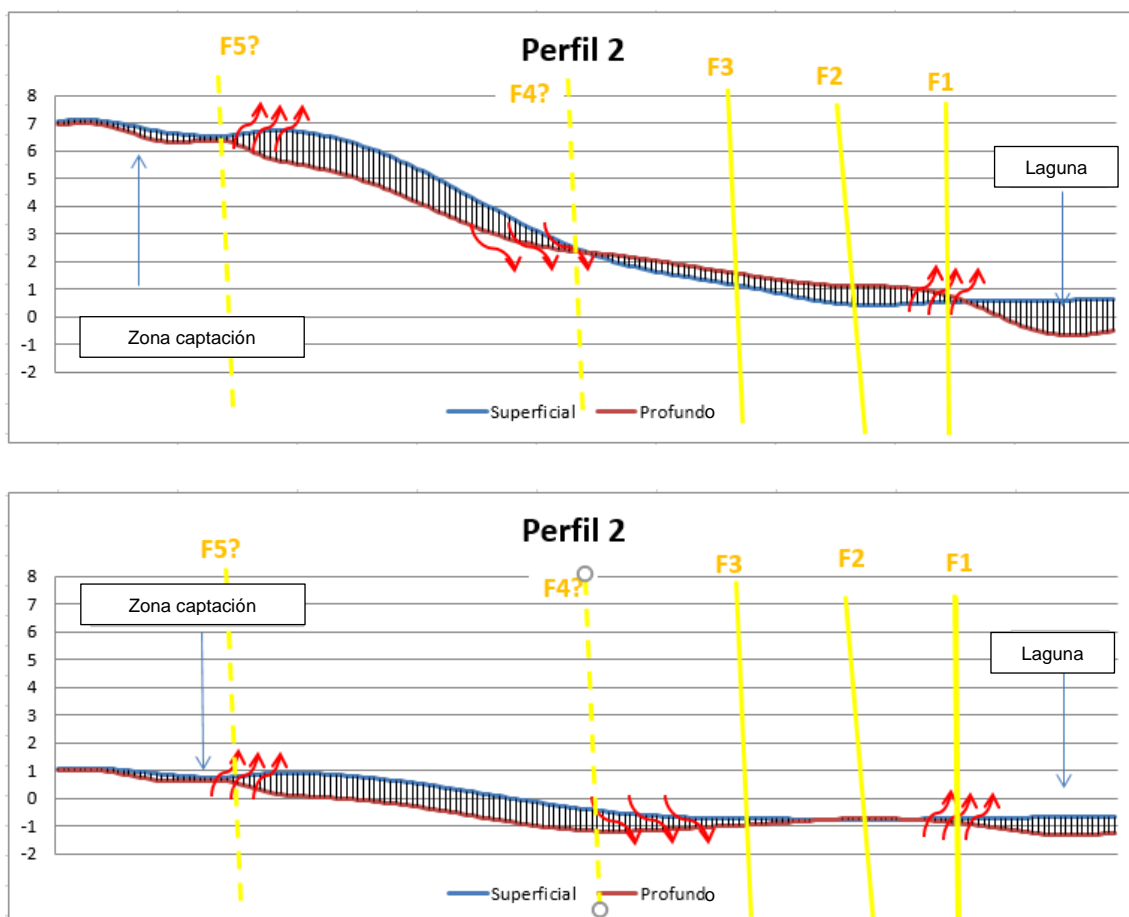


Figura 4.50: Gráficos de comparación entre el nivel del acuífero superficial y el profundo siguiendo el curso fluvial de la Tordera con la situación de las 3 fallas descritas por Vila 2016 (F1,F2,F3) y las 2 teóricas que se desprenden de nuestro análisis (F4 y F5). Las flechas rojas muestran puntos de circulación vertical de agua a tenor de la evolución de los niveles del acuífero. El grafico superior muestra la situación de máximo anual (invierno) y el inferior la situación de mínimo anual (verano).

Los perfiles del máximo anual (Fig.4.50 superior) muestran como el acuífero superficial y profundo llegan con un nivel parecido a la llanura deltaica siendo sensiblemente superior el nivel del superficial hasta que llegan a una zona donde el diferencial de nivel entre ambos aumenta considerablemente. Observamos que ese aumento de diferencial viene dado por un descenso súbito del nivel teórico del acuífero profundo (es decir una pérdida de presión por escape de agua) a la vez que un aumento en el superficial.

Teniendo en cuenta que no hay ningún aporte lateral de ningún otro curso fluvial en esa zona, interpretamos dicho comportamiento como una circulación vertical de agua del acuífero profundo hacia el superficial que confirmaría la existencia de dicha falla F5, en una zona donde las prospecciones de Vila (2016) no llegaron. Más adelante, observamos un descenso súbito del nivel del acuífero superficial junto con un aumento del profundo que llega a situarlo por encima del primero. Este hecho se ha interpretado como una circulación vertical de agua del acuífero superficial hacia el profundo, de forma súbita, que podría estar relacionado con la existencia de otra falla (F4). Finalmente, observamos otro punto donde hay un descenso súbito del nivel del acuífero profundo junto con un aumento considerable del superficial en la zona de F1, el cual hemos interpretado como la existencia de una circulación vertical de agua del acuífero profundo hacia el superficial, probablemente con incidencia también de la presión que ejerce la intrusión salina en la zona más litoral. Estos dos hechos sumados, explicarían que la laguna litoral actual, de agua dulce, sea un fenómeno reciente. Se conoce que antiguamente las lagunas litorales de la Tordera se formaban en la misma playa y, además, eran temporales y de agua salada o salobre. Sin embargo, la actual, aparecida en las últimas décadas del siglo XX, no es nada más que una surgencia de agua dulce del acuífero en el tramo final del río. Debido a la erosión costera, F1 se encuentra actualmente muy cerca del mar y, por lo tanto, con la influencia de la intrusión salina muy próxima. De esta manera, la alimentación vertical que provoca F1 en el tramo final del río, junto con el efecto tapón que ejerce la cuña salina, han generado la laguna litoral actual del delta de la Tordera. Para poder apoyar y confirmar ésta hipótesis se realizó un análisis de la salinidad de dicha laguna. Para ello, se analizó la salinidad de la laguna en distintos puntos de ésta en verano, es decir en el momento del año en que no hay conexión con el río ya que el tramo final de éste está seco en superficie. En ese momento, la presencia de agua dulce, tal como indican los resultados obtenidos (Fig.4.51), solo puede explicarse mediante la hipótesis de la surgencia vertical de agua del acuífero, ya que de ser una alimentación marítima tendría mucha más concentración de sales.

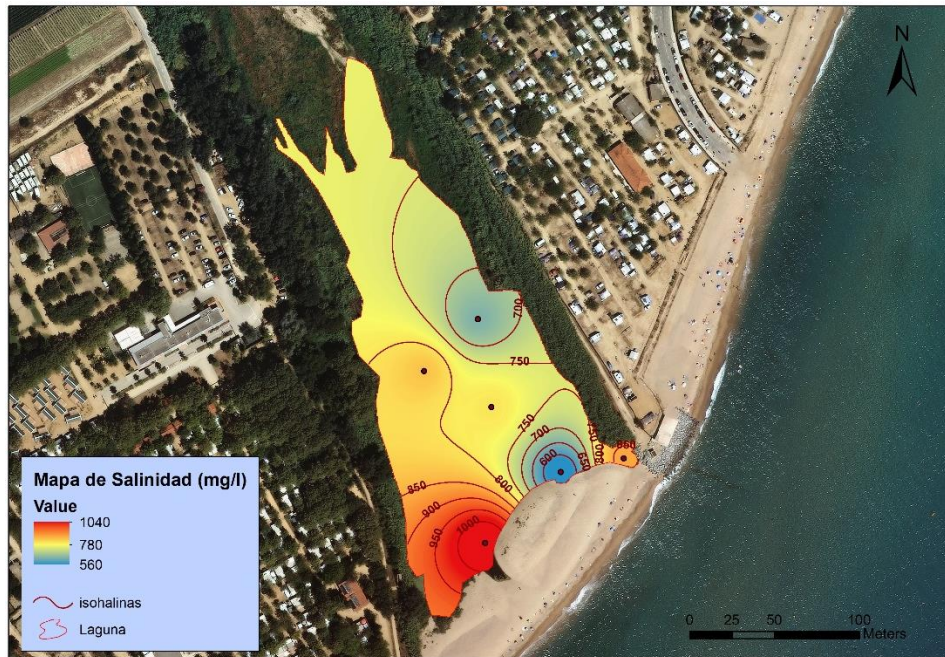


Figura 4.51: Mapa de salinidad de la laguna litoral de la desembocadura del río Tordera en verano de 2017.

Si tenemos en cuenta los resultados obtenidos (Fig.4.51), la salinidad media de la laguna litoral de la Tordera es de alrededor de los 780 mg/l de sal. Sin embargo, hace falta considerar la escala de salinidad del agua (Tabla.4.16) para poder establecer una clasificación de dicha agua.

Agua Dulce	Agua Salobre	Agua de mar (salada)	Salmuera
< 0,5 g/l	0,5 – 30 g/l	30 – 50 g/l	>50 g/l
<500 mg/l	500 – 30.000 mg/l	30.000 – 50.000 mg/l	>50.000 mg/l

Tabla 4.16: Escala de salinidad según el sistema internacional.

Dicha clasificación, establece que el agua de la laguna litoral de la Tordera es del tipo salobre. Sin embargo, si observamos el rango del agua salobre observamos que dicha agua se encuentra justo en el límite inferior de éste rango, pudiéndose clasificar como agua salobre de muy bajo grado, lo que viene siendo una agua dulce con cierto contenido de sales, ya sea por el propio lavado de las rocas durante el transcurso del río como debido a cierta influencia de la cuña salina, pero en todo caso se trata de agua que no tiene un origen marino ya que la salinidad del mar en éste punto se encuentra alrededor de los 38 g/l. Así pues, la presencia de dicha laguna en el periodo estival solo puede explicarse como una surgencia vertical de agua del acuífero, tal y como se ha comentado anteriormente.

Por otro lado, no se observa una respuesta asociada a F2 y F3, precisamente las dos fallas de las 3 descritas por Vila (2016) que tienen un salto de falla menor. Por otro lado,

los perfiles del mínimo anual (Fig. 4.50 inferior) corroboran que el comportamiento de circulación vertical de agua es el mismo que en los del máximo anual, si bien en los mapas de diferencial de nivel se aprecian algunas diferencias. Vemos como, exactamente en los mismos puntos, existen las mismas variaciones de nivel, si bien en algunos casos como en el de F4 no llegan a invertir el diferencial, pero sí que lo igualan.

Vila (2016) ya comentaba en su trabajo la posible existencia de más fallas paralelas a F1, F2, F3 que han estructurado el zócalo del delta en bloques y que han tenido una incidencia directa en la deposición de sedimentos y en el comportamiento actual del acuífero. En ese sentido, al confirmar la influencia de estas fallas en el comportamiento del acuífero podemos intuir la existencia de otras fallas (F4 y F5), paralelas a las anteriores, que van totalmente en concordancia con las conclusiones de Vila (2016). Hay que tener en cuenta que, a parte de la conectividad que existe entre los acuíferos de la Baja Tordera, la cual tiende a igualar los niveles de los acuíferos en todo momento, existen puntos de circulación vertical súbita entre dichos acuíferos que solo son explicables mediante la existencia de fallas que actúan como conductos de agua vertical.

Además de estudiar las fallas perpendiculares al curso fluvial, también hemos intentado explicar la incidencia de las fallas paralelas al mismo, las L1 y L2 descritas también por Vila (2016). Para ello hemos sacado el mismo tipo de perfil para los extremos de los hemideltas norte y sur (Figs 4.52-4.53). Lo primero que observamos es la nula influencia de L1, la falla que determina el curso fluvial actual, en el comportamiento de los acuíferos, más allá de actuar como punto débil en el terreno facilitando la formación del canal del río (circulación superficial). Sin embargo, se nos presenta la hipótesis de que L2 podría generar una circulación vertical de agua, desde el acuífero superficial hacia el profundo, ya que, a diferencia de lo observado en la llegada del agua subterránea a la llanura deltaica (comentado en párrafos anteriores) donde el nivel del superficial llegaba ligeramente por encima del profundo, en el norte de L2 vemos que el nivel teórico del profundo es considerablemente superior al del superficial (Fig.4.52). Sin embargo, en el hemidelta sur, donde según los datos de Vila (2016) no existe ninguna falla de este tipo, observamos el mismo comportamiento (Fig.4.53). Este hecho genera dos posibles escenarios: un primer escenario donde la falla L2 no tiene ninguna incidencia y ese comportamiento en los extremos de los dos hemideltas esté relacionado con el desarrollo de los dos acuíferos en las partes distales y, un segundo escenario donde debería haber una tercera falla de este tipo (L3) en algún punto del hemidelta sur que provocase la misma circulación vertical que podría estar generando L2, un hecho también avanzado por Vila (2016) que, en su tesis, ya proponía la hipótesis de la

existencia de una tercera falla de este tipo en el hemidelta sur. Sin embargo, los datos de los que disponemos impiden afirmar con certeza ninguno de los dos escenarios comentados, con lo que serían necesarios más estudios que pudiesen dar respuesta a dicho comportamiento de los acuíferos en los extremos de la llanura deltaica.

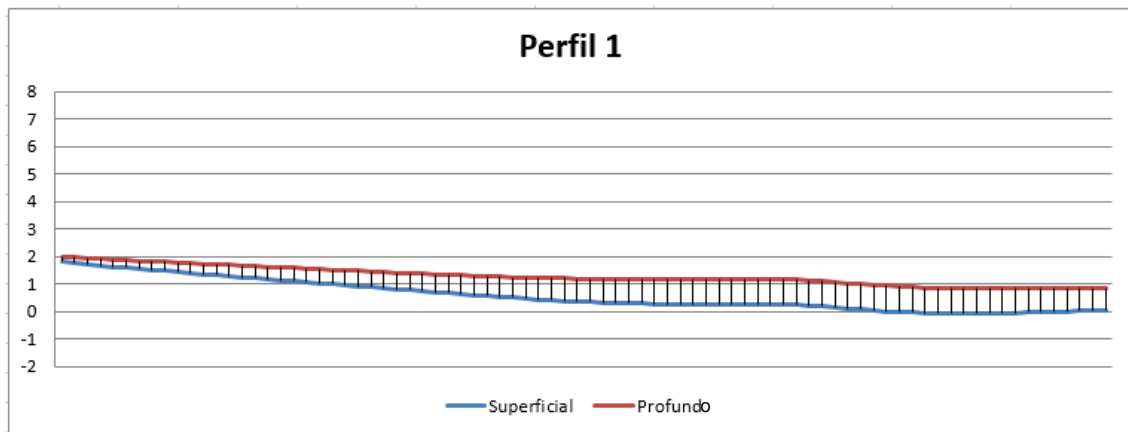


Figura 4.52: Gráfico de comparación entre el nivel del acuífero superficial y el profundo en el hemidelta norte.

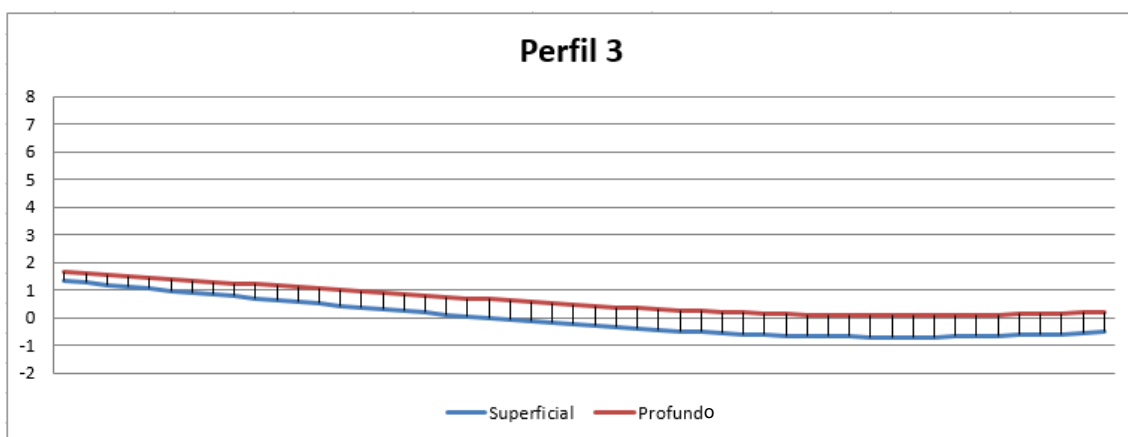


Figura 4.53: Gráfico de comparación entre el nivel del acuífero superficial y el profundo en el hemidelta sur.

Lo que sí que ha permitido la correlación de nuestros datos de niveles del acuífero con el estudio de la estructura deltaica de Vila (2016) es confirmar la influencia de la estructura del zócalo granítico en el comportamiento actual de la circulación del agua subterránea en los distintos acuíferos que hay en la zona del delta de la Tordera, más allá de su incidencia en cómo se desarrolló el recubrimiento sedimentario del zócalo (condicionado por los bloques o altos). Así pues, además de tener dos acuíferos con una gran tasa de conectividad entre ellos, como hemos comentado en el anterior apartado, existen también puntos de circulación vertical súbita en zonas muy localizadas que coinciden con las fallas existentes en la zona, confirmando así, una vez más, el

hecho de que el comportamiento del acuífero del delta de la Tordera es más parecido al de un único acuífero libre que no al de un sistema de acuíferos diferenciados. En definitiva, podemos afirmar con seguridad, que cualquier extracción de agua en uno de los acuíferos de la Baja Tordera, tendrá una incidencia directa e instantánea en el otro debido a la conectividad existente tanto por el aspecto granulométrico como por el estructural.

4.3.3.3. Descripción y consecuencias sobre el comportamiento fluvial del delta

Evidentemente, tanto la estructura acuífera como la incidencia del zócalo y la intensa explotación de agua que se realiza en el acuífero de la Baja Tordera, tienen una gran influencia en el comportamiento fluvial superficial del río Tordera.

Para poder estudiar dicha afectación, prestamos especial atención a los pozos S-32 y Sondeo Blanes ya que están en los campos de captación de agua y, además, son usados por el ACA como indicadores del estado general del acuífero (Fig.4.54), sirviendo como indicadores para la toma de medidas de contención de la captación.

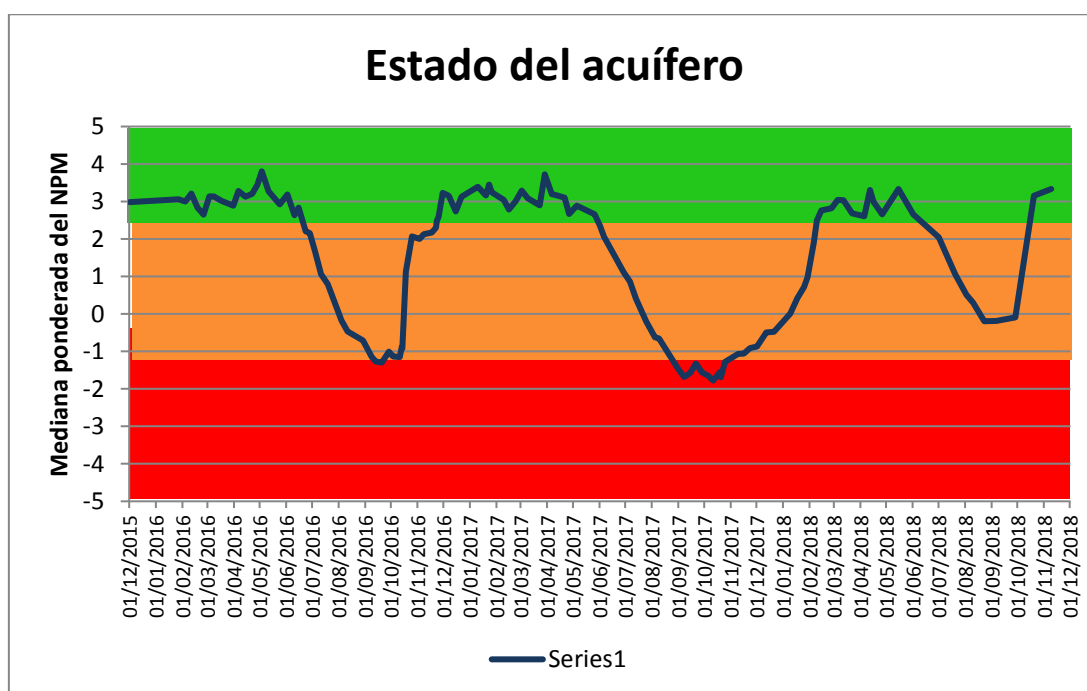


Figura 4.54: Gráfico de estado del acuífero de la Baja Tordera según la ponderación establecida por el ACA mediante la media ponderada de los pozos S-32 y Sondeo Blanes. La zona verde corresponde a un nivel alto, la naranja a un nivel medio y la roja a un nivel bajo.

Si observamos la evolución semanal del estado global del acuífero de la Baja Tordera (Fig.4.54), desde diciembre de 2015 hasta septiembre de 2018, vemos una vez más la estacionalidad del nivel del acuífero. Observamos que el nivel del acuífero se mantiene

con una calificación de “Bueno” (verde) los primeros meses del año 2016 hasta mediados de junio, momento en el que empieza a descender y entra en una situación de nivel “Medio” (naranja). El nivel sigue bajando durante los meses de verano hasta llegar a entrar en la zona de nivel “Bajo” (rojo) a inicios de septiembre de 2016, situación que se mantiene hasta inicios de octubre, habiendo alcanzado un mínimo de 1,3 metros bajo el nivel del mar a mediados de septiembre. Posteriormente, con las intensas lluvias de octubre, se recupera rápidamente el nivel “bueno” en poco más de un mes y medio. El nivel se mantiene “Bueno” durante todo el invierno con fluctuaciones puntuales debidas a los distintos episodios de lluvia hasta principios de junio de 2017, dos semanas antes de lo que sucedió en el año anterior. El verano especialmente seco que se vivió, junto con la sobreexplotación, hizo que el acuífero entrara en nivel “Bajo” a principios de agosto de 2017, un mes antes que, en 2016, situación que se mantendría hasta diciembre, alcanzando un mínimo absoluto de 1,7 metros bajo el nivel del mar a mediados de octubre. Las lluvias de invierno se hicieron esperar y no se recuperó el nivel “Bueno” hasta febrero de 2018, el cual se mantendría hasta principios de junio de 2018, momento en el que el acuífero pasa a nivel “medio”. En 2018, el ACA decidió aumentar la producción de la planta desalinizadora de la Tordera para ver qué respuesta tenía en el acuífero. Este hecho no impidió el descenso del nivel, pero sí que observamos una disminución en éste alcanzando un mínimo de 0,6 m bajo el nivel del mar en septiembre de 2018, sin entrar en ningún momento en el umbral de nivel “bajo”. A partir de mediados de septiembre el nivel empieza a subir de forma gradual esperándose una recuperación del nivel “bueno” en las próximas semanas.

Si correlacionamos estos datos con los de los caudales de agua superficial del río (ver capítulo 4.2) podemos ver las consecuencias que tiene el estado del acuífero para el comportamiento fluvial (superficial) de la Tordera. Lo primero que observamos es que la presencia de caudal superficial permanente necesita de un estado bueno del nivel global del acuífero, es decir por encima de los 2,4 metros sobre el nivel del mar. Cuando el nivel global baja de estos 2,4 metros, la presencia de agua en superficie es esporádica, estando totalmente condicionada a la pluviometría, de manera que cuando llueve hay un pequeño caudal superficial que dura unas horas o unos días (en función de la cantidad de lluvia). Finalmente, cuando el nivel se encuentra cercano o por debajo de los 0,9 metros bajo el nivel del mar, nunca habrá caudal en superficie en la zona deltaica. Este comportamiento es debido, fundamentalmente, a la granulometría gruesa de los acuíferos y a la gran potencia de estos en la zona deltaica, donde en algunos puntos hay más de 100 metros de profundidad de acuífero. Por este motivo, cuando baja el nivel del acuífero, el agua superficial se infiltra rápidamente debido a la granulometría y

al bajo pendiente típico de una zona deltaica, siendo muy difícil recargar el acuífero debido, precisamente, a la gran potencia que tiene, motivo por el cual necesita de mucha agua para recargarse hasta un nivel que permita la escorrentía superficial. Así pues, se desprende de estos resultados que el régimen hídrico del río Tordera está altamente condicionado por el estado de su acuífero del cual depende, exclusivamente, la existencia de escorrentía superficial, siendo el valor de 2,4 m sobre el nivel del mar el mínimo necesario para la existencia de un caudal superficial permanente. Sin embargo, obviamente, el régimen freático también se ve alterado. El hecho de tener niveles del freático por debajo del nivel del mar facilita la entrada de agua marina en el acuífero en la zona costera del delta, pudiendo provocar salinización de pozos de abastecimiento agrícola. Además, el gran descenso del freático afecta a la vegetación que habita la zona deltaica, pudiéndola dejar sin suministro de agua durante algunos meses.

Para poder determinar el grado de responsabilidad que tiene en todo esto la sobreexplotación del acuífero de la Baja Tordera, nos hemos fijado en datos de la desalinizadora de la Tordera durante unos 3 años. Dicha desalinizadora, con capacidad de producir 20 hm³ anuales de agua (un 50% de la extracción total declarada del acuífero de la Tordera, según datos de la Agencia Catalana del Agua), ha estado funcionando bajo mínimos en todos los veranos hasta 2017. Sin embargo, la Agencia Catalana del Agua ha subido su rendimiento hasta la mitad de su capacidad durante primavera y verano de 2018. Si observamos los datos de los niveles de 2018 en comparación con los de 2016, el cual fue un año pluviométricamente parecido a éste, vemos que el nivel se mantiene de media unos 0,6 m por encima en todo momento en verano de 2018. Éste hecho demuestra que la incidencia de la explotación de agua en el comportamiento estacional que muestra el acuífero de la Baja Tordera es muy grande, siendo ésta la principal “culpable” de la no existencia de un caudal superficial permanente. Sin embargo, no hay que olvidar la “responsabilidad” de la estructura del zócalo, el cual, como hemos visto en el apartado anterior, condiciona enormemente el desarrollo acuífero ya que provoca un gran aumento de la potencia de éste en la llanura deltaica, además de afectar directamente a la conectividad de los distintos acuíferos existentes mediante los 2 sistemas de fallas comentados.

4.3.3.4. Transporte sedimentario efectivo para el sistema playa

Tanto la estructura acuífera como la del zócalo como el comportamiento fluvial que se deriva de ellas tienen una incidencia directa en el transporte sedimentario efectivo para el sistema playa (Syvitski et al. 2000; Simon & Şentürk 1992) ya que éste depende exclusivamente del caudal del curso fluvial y, a su vez, éste depende de los niveles de los acuíferos los cuales están condicionados tanto por la estructura del zócalo como la del propio acuífero (Carreón et al. 2005; Gelabert & Sabat, 2001; Huggenberger & Aigner, 1999; Razack & Huntley, 1991).

De esta manera, podemos afirmar que la disposición en bloques que han generado las fallas en la llanura deltaica afecta directamente al potencial de transporte del río a su llegada al delta, disminuyendo dicha capacidad de transporte. El aumento de la potencia del acuífero, asociada al mayor relleno sedimentario como consecuencia directa del hundimiento del zócalo a su llegada al delta, provoca un descenso en el nivel freático que, a su vez, reduce el caudal superficial del río en condiciones normales. Este hecho, explica el proceso de gradación que sufre el lecho del río Tordera a su llegada al delta, debido a la sedimentación por reducción de caudal. Este proceso, se ve intensificado en las zonas donde las fallas actúan como corredores de agua en la vertical, ya que se reduce aún más el nivel del acuífero. Todo ello, junto con la sobreexplotación del acuífero en la zona deltaica, provoca que muchas veces llegue un caudal superficial transportando sedimento que se sedimenta a su llegada a la llanura deltaica. Por este motivo, adquieren especial importancia las grandes avenidas (o Torderadas), siendo estas las únicas capaces de movilizar todo el sedimento que va quedando en el lecho fluvial. Evidentemente, la sobreexplotación del acuífero, que provoca que los niveles de éste sean mínimos en octubre/noviembre, ha reducido los episodios de grandes avenidas, las cuales han visto reducida su frecuencia ya que, por condiciones climáticas, los meses más propensos climáticamente para dichas crecidas son precisamente octubre y noviembre.

En definitiva, podemos afirmar que tanto la estructura geológica como el desarrollo acuífero y la sobreexplotación de éste, tienen un peso enorme en el transporte efectivo para el sistema playa. De esta manera, el transporte efectivo es una variable muy susceptible de ser alterado en el momento que, a un sistema tan complejo, añadimos presiones antrópicas adicionales, aparte de la sobreexplotación del acuífero. Como hemos visto en el anterior apartado, sin las transformaciones antrópicas que ha sufrido el sistema, el transporte efectivo para el sistema playa es del orden de 200.000 m³ anuales de arena (Serra et al. 2006). Éste transporte llegó a mínimos de sólo 20.000-40.000 m³ anuales (MOPU 1979; Copeiro 1982; DGPC 1986) debido al cóctel de

actuaciones antrópicas realizadas en el sistema en la segunda mitad del siglo XX (Sagrìstà et al., 2017; Sagrìstà et al., 2019) y, actualmente, una vez finalizadas o prohibidas dichas actuaciones y quedando únicamente la sobreexplotación del acuífero, es del orden de los 100.000 m³ anuales. Por lo tanto, la explotación de agua del acuífero de la Baja Tordera podríamos decir que es la causante de que, actualmente, el transporte efectivo para el sistema playa sea la mitad de lo que era antes de dicha explotación. Sin embargo, hay que tener en cuenta que dicha disminución asociada a la sobreexplotación se intensifica, en comparación con otros sistemas acuíferos, por la singularidad de la estructura geológica del delta de la Tordera (Vila 2016).

4.3.3.5. El uso de las fluctuaciones mensuales del nivel del acuífero como posible indicador para predicción de sequías.

La gestión integrada de zonas costeras está totalmente ligada al uso de indicadores de estado que llevan asociados un sistema de alarma, el cual define las acciones de gestión a tomar de forma proactiva en lugar de reactiva, como hacen otros tipos de gestión (Maccarrone et al. 2014; Areizaga et al. 2012; Ariza et al. 2010). En ese sentido, los mapas de fluctuación mensual del nivel del acuífero podrían ser un indicador de estado clave para la gestión del agua que permitiría ir un paso más allá de la gestión del agua actual, la cual se basa en la superación de unos umbrales de estado (ver Fig.4.54).

La gestión actual del agua del acuífero de la Baja Tordera, realizada por la Agencia Catalana del Agua, se basa en el monitoreo del nivel del acuífero en 2 pozos estratégicos de la llanura deltaica. Como se ha comentado en anteriores apartados, existen 3 umbrales posibles de estado del acuífero: el Bueno, donde la extracción de agua no tiene ninguna restricción; el Medio, donde la extracción tampoco tiene restricción, pero sí que se activa un protocolo de prealerta; y el Bajo, donde se restringe la extracción de agua del acuífero y se aumenta la producción de agua de la desalinizadora para suplir la demanda. Esa gestión no presenta ningún problema en años pluviométricamente normales. Sin embargo, en un año de sequía cómo 2017, se vio que dicha gestión no fue efectiva ya que el acuífero se mantuvo muchos meses en un nivel muy bajo, poniendo en riesgo incluso el poder cumplir con la demanda de agua para el siguiente invierno. Eso fue debido a que las medidas de contención, como el aumento de rendimiento de la desalinizadora, no se activaron hasta que el nivel del acuífero entró en el umbral de Bajo, en septiembre de 2017, momento en el que ya era tarde para evitar los efectos de una sequía que empezó mucho antes, tal y como observamos con nuestros mapas de fluctuación mensual (ver Fig.4.38).

Al observar los datos de fluctuación mensual del nivel del acuífero (Fig.4.38) y, en especial, los mapas de anomalía entre 2016 y 2017 (Fig.4.39), vimos que los efectos de la sequía de 2017 se empezaron a notar ya en junio de 2017, tres meses antes de que la Agencia Catalana del Agua aplicara las medidas de contención. Es decir, nuestro indicador de estado, aplicado a un sistema de gestión con un sistema de alarma, hubiese generado una alarma con tres meses de antelación a la que el ACA recibió de su sistema de gestión, con lo que las medidas de contención de las extracciones se hubieran podido aplicar ya en junio, reduciendo la extracción durante todo el verano de 2017, justamente la época del año dónde dicha extracción de agua es mayor. Por ejemplo, un sistema de alarma asociado a nuestro indicador, podría haber recomendado el aumento de la producción de agua de la desalinizadora en junio de 2017, la cual se hubiese ido ajustando, ya sea aumentando o reduciendo su producción, en función de la evolución de los mapas de anomalía en los siguientes meses para evitar que la anomalía creciese más o, por lo menos, para contener el crecimiento de esta. Probablemente, con la aplicación de una medida como esta se hubiese conseguido reducir la anomalía de la segunda mitad del año, haciendo que el acuífero no alcanzara cotas tan bajas de nivel a finales de verano y proporcionando una situación mejor de cara a las escasas lluvias de otoño/invierno, que a la postre hubiesen sido capaces de recargar antes el acuífero y, por lo tanto, recuperar el caudal superficial antes de lo que lo hizo (febrero de 2018). De esta manera, no solo se hubiese asegurado el abastecimiento de todo el otoño/invierno de ese año, sino que también hubiese sido muy beneficioso para la agricultura de la zona, la biodiversidad y las playas, estas últimas al recibir durante más tiempo los sedimentos del río Tordera.

Evidentemente, hemos podido realizar los mapas de fluctuación mensual y de anomalía gracias a la toma de datos manual que se ha venido realizando en el marco de esta tesis, siendo ésto una gran limitación para el uso de ésta herramienta por parte de la Agencia Catalana del Agua, ya que requiere de una toma de datos periódica en el campo. Ésto es debido a la inexistencia de un sistema de toma de datos automática en la mayoría de pozos que hay en el delta de la Tordera. Al inicio de nuestro estudio, en diciembre de 2015, sólo había 2 pozos tomando datos de forma remota. Sin embargo, a día de hoy, ya son 5 los pozos que tienen instalado un sistema de toma de datos de forma remota y en breve se prevé la instalación de algunos más. Por este motivo, creemos que la gran limitación de este sistema se puede eliminar, ya que no haría falta que una persona se desplazase semanalmente a la zona para tomar datos de todos los pozos del delta. Una vez superado éste escollo y recibiendo periódicamente en la misma sede de la agencia los datos de nivel, los técnicos podrían generar los mapas de

fluctuación mensual sin ningún problema, siendo posible la obtención de fluctuaciones con un lapso de tiempo incluso menor (quincenal) que mejorarían aún más la gestión. Sin embargo, a pesar de disponer de datos continuos, con lapsos de tiempo de minutos o horas, no se recomienda usar esta herramienta con fluctuaciones diarias ni semanales ya que se podrían generar alteraciones por eventos puntuales como episodios de lluvia o bombeo de agua, que proporcionarían datos engañosos que podrían llegar a confundir o enmascarar una tendencia general del acuífero. Así pues, de mantener el ACA la tendencia actual de instalar medidores de nivel del acuífero automáticos, creemos que sería de especial interés instaurar el monitoreo de este indicador de estado para su uso en la gestión del agua del acuífero de la Baja Tordera.

En definitiva, nuestro indicador, basado en los mapas de anomalía de las fluctuaciones mensuales entre un año normal y uno seco, se ha mostrado muy efectivo a la hora de predecir una sequía con 3 meses de antelación, dando la posibilidad de gestionar la sequía de forma proactiva, es decir, antes de que los efectos nocivos para el sistema actúen, en lugar de forma reactiva como se hizo en 2017 debido al sistema de gestión usado. Evidentemente, se debería realizar una mejor calibración del indicador, por ejemplo, para determinar mejor lo que es un “Año normal” mediante una media de años pluviométricamente normales en la serie de datos históricos con los que cuenta el ACA o ajustando el límite a partir del cual se considera que la anomalía empieza a ser considerable y no descartable. Aun así, creemos que el potencial de dicha herramienta para mejorar la gestión del agua de la zona es muy elevado e incluso debería entrar a formar parte de un sistema de indicadores de estado en caso de aplicar una gestión integrada de la zona costera, que integre tanto la propia zona costera como los sistemas fluviales que inciden en él. Además, dicha herramienta podría extrapolarse a otros sistemas fluviales ya que sus principios fundamentales son universales y serviría para cualquier acuífero, evidentemente con una base de conocimiento detrás que permita adaptarlo a las peculiaridades de cada sistema fluvial en concreto.

Finalmente, en el marco del cambio climático global que sufre todo el planeta (Thuiller et al. 2008; Trenberth et al. 2007), con escenarios futuros que predicen un aumento de los periodos de sequía para la costa mediterránea (Lejeusne et al. 2010; Giorgi & Lionello 2008; Zhang et al. 2007), creemos que se trata de una herramienta muy necesaria para adaptar la gestión del agua actual a los retos y posibilidades que el cambio climático nos proporcionará en un futuro a medio plazo.

4.3.4. Conclusiones

A continuación, se listan las conclusiones que se extraen de este estudio:

- La estructura del zócalo condiciona la circulación de agua subterránea hasta tal punto que existen puntos de circulación vertical de agua que generan cambios súbitos en los niveles de los acuíferos de la Baja Tordera.
- La granulometría de la zona, arena media y gruesa, con casi ausencia de material fino, ha impedido la formación de capas impermeables (acuitardos) que separen un acuífero de otro, permitiendo así una conectividad entre ellos que varía constantemente en función de la presencia o no de ese material y su espesor.
- Esa conectividad debido a la granulometría y la circulación vertical asociada a fallas estructurales, dan lugar a un sistema acuífero que se asemeja más al de un único acuífero libre que al de un sistema de dos acuíferos. Así pues, cualquier actuación en uno de ellos (extracción, contaminación, etc...) tendrá un efecto directo en el otro.
- Teniendo en cuenta las demás conclusiones, la sobreexplotación del acuífero de la Baja Tordera adquiere aún más peso ya que, a pesar de extraer agua del acuífero profundo, se genera una afectación de los niveles de agua subterránea tanto en profundidad como en superficie. Precisamente el descenso de los niveles superficiales son los responsables del secado del cauce de la Tordera en superficie desde inicios de junio hasta el otoño/invierno.
- El sistema de fallas presentes en el delta de la Tordera requiere de nuevos estudios para confirmar la existencia tanto de las hipotéticas fallas propuestas en este trabajo como otras más que podrían conocerse en un futuro. Este estudio de las fallas del delta no tan solo sería interesante de cara a conocer aún mejor, si cabe, el funcionamiento del sistema acuífero de la Baja Tordera, sino que, además, podrían ser interesantes en cuanto al riesgo sísmico se refiere ya que se trata de fallas que afectan sedimentos cuaternarios con saltos de falla asociados a temblores de cierta magnitud.
- En definitiva, creemos que las conclusiones de este trabajo abren una nueva dimensión en el funcionamiento del delta de la Tordera y ponen en juego un nuevo elemento que debería ser objeto de futuros estudios para poder garantizar un correcto funcionamiento del sistema en un contexto de alta explotación de agua como es el caso de la Baja Tordera.
- Finalmente, queremos remarcar el enorme potencial del monitoreo del acuífero en cuanto a predicción de sequías se refiere. Nuestra metodología basada en el

cálculo mensual de anomalía de los acuíferos se ha mostrado muy efectiva para detectar sequías con mucha antelación, antes que los efectos se empiecen a observar sobre el terreno. Por este motivo, recomendamos el uso de esta herramienta por parte de las administraciones gestoras de aguas subterráneas para su uso en la predicción de sequias que les permitiría actuar de forma proactiva en lugar de reactiva como se viene realizando en la actualidad.

Para finalizar, debido a la relación existente entre la estructura geológica y el comportamiento del acuífero que ha puesto de manifiesto este trabajo, creemos que se trata de un punto clave para la futura gestión del agua del delta de la Tordera. Es una obviedad que, si el mayor problema del delta de la Tordera es la sobreexplotación de su acuífero, hay que actualizar los modelos de estructura y funcionamiento de éste para conseguir una gestión más eficaz, adecuada y sostenible que la que se realiza en la actualidad.

4.4. ANÁLISIS FUNCIONAL DE LAS PLAYAS: APLICACIÓN DEL BEACH QUALITY INDEX

4.4.1. Introducción

Considerando las playas como sistemas socioecológicos (Sardá et al. 2005a) dentro de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (Sciberras 2002), es totalmente necesario un análisis funcional de éstas. Para ello, se desarrolló una herramienta para promover la aplicación del concepto de sistemas de gestión medioambiental integrados para la gestión específica de playas, conocido como Índice de Calidad de Playas (Ariza et al. 2010). El índice está formado por trece indicadores parciales que consideran las tres funciones básicas de la playa: Recreativa, Natural y de Protección (Sardá et al. 2012).

El siguiente paso es validar esta herramienta mediante su aplicación en un caso de estudio real. En esta dirección, se ha llevado a cabo una prueba piloto mediante la aplicación de éste índice en dos playas (una urbana y otra semiurbana) de la costa catalana. Durante la prueba no sólo se ha evaluado la calidad de las playas, sino que además se ha utilizado dicha herramienta como cuadro de mando para la gestión de las playas haciendo perdurar éste estudio durante un periodo de un año.

Éste informe es una presentación de los resultados obtenidos durante el periodo de abril de 2015 a marzo de 2016 para cada uno de los indicadores parciales del índice. La interpretación de éstos resultados permite validar ésta herramienta, así como mejorarla en la medida oportuna con el fin de obtener un refinamiento de la misma que la avale para ser usada en un futuro cómo referencia para una gestión más ecoeficiente y sostenible de las playas (Sardá et al. 2012).

4.4.2. Materiales y métodos

4.4.2.1. Área de estudio: La playa de s'Abanell

La playa estudiada forma parte del término municipal de Blanes (Cataluña), ciudad de 39.000 habitantes (INDEC 2015) a los que en verano se les suman aproximadamente unos 60.000 visitantes. Es, sin lugar a dudas, uno de los destinos turísticos más importantes de la costa catalana (Sardá & Fluvà 1999). Las playas del municipio son la principal atracción para los turistas, mayoritariamente holandeses, franceses y alemanes (IDESCAT 2015), que cada año visitan la zona, pero también lo son para los habitantes de Blanes y los municipios de los alrededores, así como un destino habitual para bañistas procedentes del Área Metropolitana de Barcelona por su relativa proximidad (≈90km).

Geográficamente hablando, Blanes está situado en la costa de la comarca catalana de La Selva, justo en el límite entre las provincias de Girona (de la cual forma parte) y de Barcelona. Blanes forma parte de la unidad litoral conocida como Costa Brava, que se caracteriza por ser una costa rocosa y abrupta, con presencia de calas y playas con un valor paisajístico muy elevado (Barbaza & Güell 1988). Limita al Noroeste con el municipio de Tordera, al Suroeste con Malgrat de Mar, al Sureste con el mar Mediterráneo y al Nordeste con el municipio de Lloret de Mar.

Los motivos por los que se ha escogido Blanes como área para el estudio funcional de playas mediante el indicador del Beach Quality Index (Ariza et al. 2010) son: a) Debido a la presencia de una playa urbana y otra semi-urbana; b) Por ser un destino turístico principal y representativo de la costa catalana (Sardá & Fluvià 1999); c) Por ser una zona necesitada de una gestión eficaz debido a los problemas que sufre (Salman et al. 2004).

La playa de s'Abanell se puede dividir en 2 tramos: un tramo urbano que se corresponde a la zona del núcleo urbano de Blanes (Fig.4.55), se trata de una playa totalmente urbanizada con la existencia de edificaciones de forma continua y la presencia de un paseo marítimo construido sobre el antiguo cordón dunar (Sardá et al. 2013). Por otro lado, el tramo semi-urbano se encuentra en la desembocadura del río Tordera. Se trata de una zona protegida por la Red Natura2000 (Íñigo 2010) en la que se asientan distintos cámpings (Fig.4.55).



Figura 4.55: Ortofoto del hemidelta norte de la Tordera con la situación de las playas de s'Abanell y Punta de la Tordera con información sobre su superficie.

4.4.2.2. Metodología

La prueba piloto ha consistido en un control de un año de duración de los distintos indicadores del Beach Quality Index (BQI) descritos por (Ariza et al. 2010) en las dos playas estudiadas del municipio de Blanes. Existen tres tipos de indicadores: los que hacen referencia a la función recreativa, los de la función natural y los de la función de protección (Tabla.4.17). Éstos indicadores están pensados para ser usados como un cuadro de mando para la gestión de una zona costera para finalmente observar los valores agregados de cada función. A continuación, se detalla la metodología usada para el cálculo y el seguimiento de cada uno de los indicadores.

<i>Index</i>	<i>Sub-index</i>	<i>Partial index</i>
Beach Quality Index (BQI)	RFI: Recreational Function Index	α: Microbiological Water Quality
		IC: Beach Crowding
		IEQ: Environmental Quality
		ISerF: Services and Facilities
		IAct: Activities
		IACPar: Access and Parking
		IComf: Comfort
		IS: Surroundings Quality
		IBS: Beach Safety
	NFI: Natural Function Index	IN: Natural Conditions
		IWSP: Water-Sand Pollution
		IPQ: Physical Quality
	PFI: Protection Function Index	IPP: Protection

Tabla 4.17: Relación de indicadores parciales que forman el Beach Quality Index, agrupados según la función a la que hacen referencia. Adaptado de Ariza et al. (2010).

A continuación, se detallan los indicadores parciales de cada función esencial de la playa:

-Función Recreativa (RFI)

Calidad Microbiológica del Agua (α)

Éste índice se basa en la cantidad de Enterococos intestinales y Escherichia coli en el agua en Ufc/100ml. El valor del indicador varía entre 0 y 1 según el cumplimiento total o parcial de los límites propuestos por la directiva de aguas vigente (Directiva Marco del Agua 2000). De los dos parámetros analizados, el que presente peores condiciones, es decir, el que esté en mayor concentración relativa será el usado para el cálculo del indicador (Tabla.4.18). En la actualidad, la *Agència Catalana de l'Aigua* (ACA) es la encargada del control de la calidad del agua en las playas catalanas. Realizan un control

cada 15 días aproximadamente durante la temporada de baño. En caso de observar un valor que no sea óptimo, controlan diariamente hasta recuperar dicho nivel. Además, proporcionan avisos en periodos de lluvias fuertes alertando de un posible descenso de la calidad del agua.

Microbiological Water Quality Index (α)			
Parameter (UFC/100ml)	Optimal	Good	Poor
Intestinal Enterococci	<100	100-200	>200
Escherichia Coli	<250	250-500	>500
α	1	0.5	0

Tabla 4.18: Parámetros del índice parcial de calidad microbiológica del agua. Se ha modificado el documento de Ariza et al. (2010) según las nuevas medidas que usa el ACA para el control de este parámetro.

Saturación de la playa (IC)

Éste indicador evalúa la saturación de la playa (Sardá et al. 2009) en función de la disponibilidad de arena por usuario ($m^2/usuario$). Los umbrales son distintos para las playas urbanas y semi-urbanas de manera que para las primeras se considera óptimo a partir de $8m^2/usuario$, mientras que para las segundas a partir de $12m^2/usuario$. Lo mismo ocurre con el límite inferior, para las playas urbanas se considera que hay masificación cuando la disponibilidad de arena por usuario está por debajo de los $4m^2/usuario$, mientras que para las semi-urbanas éste límite se sitúa en los $8m^2/usuario$ (Figura 4.56). El valor del índice se va a encontrar entre 0 y 1, siendo los valores por debajo de 0.2 indicativos de una playa masificada y el valor de 1 indicativo de situación óptima.

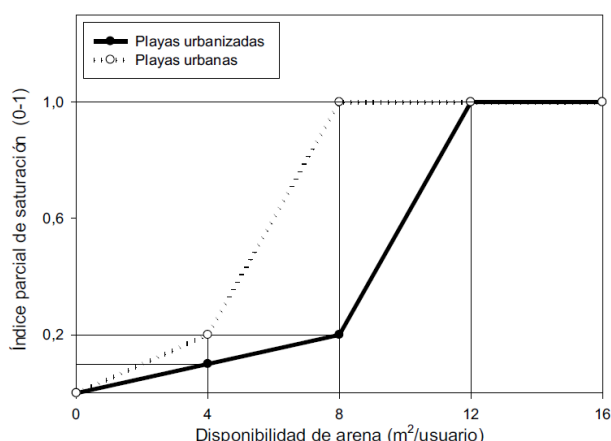


Figura 4.56: Valores del Índice de Saturación. Estándares de saturación para los dos tipos de playa.

Fuente: Ariza et al., 2010

Éste índice ha sido calculado semanalmente siempre que el clima lo ha permitido, obteniendo un valor de disponibilidad de arena por usuario semanal a lo largo de la temporada de baño (junio-septiembre). Para obtener éstos datos, se han realizado fotografías cada hora entre las 9h y las 20h de los días muestreados desde un punto elevado a una sección de playa representativa del conjunto de ésta. Posteriormente, se ha procedido al análisis de dichas fotografías con soporte informático para obtener los datos de saturación de cara hora del día de playa. El valor usado para el cálculo del índice de saturación se corresponde al momento del día en que hay mayor número de bañistas y, por lo tanto, cuándo hay menos disponibilidad de arena por usuario.

Calidad Medioambiental (IEQ)

Consiste en una evaluación visual de la calidad de la arena y del agua en función de distintos parámetros estéticos e higiénicos los cuales son puntuados con valores entre 1 (malo) y 5 (excelente). Los parámetros de la calidad del agua son: color, transparencia, basura de origen antrópico, desechos de plantas, restos de plantas marinas, alquitrán, presencia de medusas, espumas, aceite y olor. Los parámetros de la calidad de la arena son: cantidad de basura de los usuarios de las playas, otras basuras humanas, restos de plantas, alquitrán y presencia de medusas. Finalmente se hace un promedio y se normaliza en un valor comprendido entre 0 y 1. La presencia de colectores pluviales en la playa se considera un factor que penaliza el valor final restándole 0.2 puntos al valor normalizado entre 0 y 1. Además, cada cierre de playa debido a polución durante la temporada de baño también conlleva una penalización, en éste caso de 0.25 puntos. Éste índice ha sido evaluado con una frecuencia semanal durante toda la temporada de baño e individualmente para cada una de las dos playas estudiadas.

Servicios e instalaciones (ISerF)

Éste indicador evalúa once aspectos ligados a servicios e instalaciones en una playa, y está basado en los estándares disponibles en la Ley de Costas 22/88 (Rexach 1990) y literatura de interés para las playas de España (Piqueras 2002). Cada uno de los once aspectos puede ser valorado como bueno, regular o malo (Tabla 4.19), a excepción de “instalaciones de niños”, “información” e “instalaciones deportivas” que sólo han podido ser valorados como bueno (presencia) o malo (ausencia). Los aspectos o ítems han sido catalogados como básicos, importantes o no considerados en función de la tipología de playa (Tabla 4.20). Los ítems básicos son los más considerados y, por tanto, si alguno de éstos no está en la playa, el valor del indicador será 0 para esa playa. Cuándo todos los ítems básicos son calificados con un mínimo de “Regular” el valor es de 0,45 para playas urbanas y 0,6 para las semi-urbanas. Finalmente, se le suma 0,05 a las playas urbanas y 0,033 a las semi-urbanas por cada aspecto calificado como “Bueno”. De ésta

forma, el valor máximo para playas urbanas es 0,8 y para las semi-urbanas 0,7. A esto se le añade 0,05 por cada aspecto importante calificado como “Bueno” y 0,025 por cada aspecto importante calificado como “Regular”. Si todos los aspectos, básicos e importantes, están presentes y con calificación de “Bueno” el valor del indicador será 1. Éste indicador se valora al inicio de la temporada de baño mediante la observación del Plan de Usos de Playa del municipio y observaciones in-situ en la playa, y permanece válido durante toda la temporada de baño.

	Bueno	Regular	Malo
Vigilancia en la playa	Permanente	Puntual	No existe
Duchas y lavapies	Duchas y lavapies separación < 150 m	Duchas y lavapies separación entre 150 y 250 m	Duchas y lavapies separación ≥ 250 m
Sombrillas y hamacas	Máxima superficie ocupada < 30 % de la superficie de la playa	Máxima superficie ocupada entre 30 % y 50 % de la superficie de la playa	Máxima superficie ocupada > 50% de la superficie de la playa
Papeleras	Separación entre papeleras < 50 m (con apoyo y cierre hermético) Papeleras con recogida selectiva de residuos	Separación de papeleras entre 50 m y 100 m	Separación de papeleras > 100 m
Instalaciones para niños	Presencia		Ausencia
Restaurantes/ bares y quioscos	Instalaciones de temporada en el DPMT separadas al menos por 200 m. Con buena presencia y causando el menor impacto	Instalaciones de temporada en el DPMT	Instalaciones permanentes en el DPMT o no instalaciones
Instalaciones y accesos para discapacitados	Al menos un punto de acceso	Accesos adaptados	No hay accesos adaptados ni puntos de acceso
Teléfono	No más lejano de 150 m desde cualquier punto de la playa	Entre 150-300 m desde cualquier punto de la playa	Más lejos de 300 m desde cualquier punto de la playa
Información	Presencia		Ausencia
Instalaciones sanitarias	Separación entre instalaciones como máximo de 300 m	Separación de instalaciones entre 300-500 m	Separación de instalaciones mayor a 500 m
Instalaciones deportivas	Presencia		Ausencia

Tabla 4.19: Consenso realizado por expertos para puntuar los aspectos considerados en el índice ISerF.

Fuente: Ariza et al., 2010

Servicios/actividades	Playas urbanas	Playas urbanizadas
Vigilancia en la playa	Básico	Importante
Duchas y lavapies	Básico	Básico
Sombrillas y hamacas	Importante	Importante
Papeleras	Básico	Básico
Instalaciones para niños	Importante	No
Restaurantes/bares y quioscos	Básico	Importante
Instalaciones y accesos para discapacitados	Básico	Importante
Teléfono	Importante	Importante
Información	Básico	Importante
Instalaciones sanitarias	Básico	Básico
Instalaciones deportivas	Importante	No

Tabla 4.20: Importancia de los ítems o aspectos considerados en el Indicador ISerF para cada uno de los tipos de playa estudiados. Fuente: Ariza et al., 2010

Actividades (IAct)

Los deportes fuera de las zonas específicas, la presencia de animales de compañía, la pesca en horas de baño o la navegación en zonas de baño son actividades molestas para los usuarios de las playas. Estas actividades son perjudiciales para la calidad de la playa y, por eso, para calcular éste índice se parte de un valor inicial de 1 y se le resta 0,2 puntos por cada actividad molesta detectada. Éste indicador ha sido calculado semanalmente durante la temporada de baño por observación in-situ en la playa en las horas de máxima afluencia de usuarios.

Acceso y aparcamiento (IAcPar)

Este indicador evalúa la accesibilidad a la playa, el cual es un factor muy importante para la elección de las playas por parte de los usuarios. Está estructurado en tres subíndices (Tabla 4.21): el acceso a los alrededores de la playa y señalización (IAcces), el acceso a la playa en sí (IAcState) y la disponibilidad de aparcamiento y medios de transporte alternativos (ITrans). El valor de este índice se calcula al inicio de la temporada de baño según los criterios de puntuación de expertos (Tabla 4.21) y permanece igual para toda la temporada de baño. El valor final está entre 0 y 1 según la tabla de expertos.

Alrededores de la playa (IAcces)			
	Bueno	Regular	Malo
Acceso	Bien asfaltado (2 puntos)	Asfaltado con irregularidades (1 punto)	No asfaltado (0 puntos)
Señalización	Señalización más lejana de 200 m (2 puntos)	Señalización a menos de 200 m (1 punto)	No señalización (0 puntos)
Acceso a la playa (IAcState)			
	Bueno	Regular	Malo
Distancia estacionamiento-playa	< 200 m (1 punto)	Entre 200-300 m (0,5 puntos)	≥ 300 m (0 puntos)
Distancia entre pasos de peatones	< 50 m (1 punto)	Entre 50-100 m (0,5 puntos)	≥ 100 m (0 puntos)
Estado de los accesos	Fácil y seguro (1 punto)	Seguro pero no fácil (0,5 puntos)	Ni fácil ni seguro (0 puntos)
Distancia entre accesos rodados	< 500 m (1 punto)		≥ 500 m (0 puntos)
Distancia entre pasarelas para peatones	< 100 m (playas urbanas) En playas urbanizadas, en los principales accesos (1 punto)		≥ 100 m (playas urbanas) En playas urbanizadas, no existencia en los principales accesos (0 puntos)
Transporte (ITrans)			
	Bueno		Malo
Aparcamiento	Presencia (4 puntos)		Ausencia (0 puntos)
Transporte público	Presencia (0.5 puntos)		Ausencia (0 puntos)
Otros métodos de transporte	Estacionamiento de bicicletas	Presencia (0.5 puntos)	Ausencia (0 puntos)

Tabla 4.21: Cálculo realizado por expertos para puntuar los ítems considerados en el índice IAacPar.

Fuente: Ariza et al., 2010

Confort (IComf)

Como dice su nombre, éste índice evalúa el confort que presenta la playa. Se consideran ocho factores de confort: anchura de playa, pendiente de la playa en la parte seca y en la húmeda, obstáculos físicos que obstruyen el baño, escalón para llegar a la orilla, material abrasivo, temperatura del agua y porcentaje de días soleados. Éste índice ha sido calculado mensualmente durante la temporada de baño. Las medidas físicas se han realizado una vez al mes, mientras que para las medidas climáticas (temperatura del agua y porcentaje de días soleados) se ha obtenido la media mensual. La temperatura mensual media del agua se ha obtenido a partir de datos diarios de medidas de temperatura superficial que llevan a cabo desde el proyecto ADEPT (Institut de Ciències del Mar (CSIC) 2015). El cálculo se realiza calificando cada factor del confort como “bueno” (1 punto), “regular” (0,5 puntos) o “malo” (0 puntos) según criterio de expertos (Tabla 4.22). Al final se obtiene un valor entre 0 y 1 dividiendo el valor obtenido entre 8 (puntuación máxima posible).

Factores de confort	Bueno	Regular	Malo
Anchura	20 m a 35 m	15-20 m o 35-50 m	< 15 m y ≥ 50 m
Pendiente del área seca	0°-4°	4°-6°	Más de 6°
Pendiente de playa húmeda	1°-5°	0°-1° o 5°-8°	Más de 8°
Obstáculos	No obstáculos	Presencia de obstáculos en menos del 15% de la orilla	Presencia de obstáculos en más del 15% de la orilla
Escalón	Escalón < 10 cm	Entre 10 cm y 20 cm	Escalón ≥ 20 cm
Material abrasivo	Sin material abrasivo o disperso	Existencia de material pero no dificulta la entrada y salida al agua en el 75% de la orilla	Acumulaciones que dificultan la entrada y la salida al agua en más del 25% de la orilla
Temperatura del agua	23° a 27°	21°-23° o 27°-29°	< 21° o ≥ 29°
% de días soleados	Desde 0 (no hay días soleados) hasta 1 (todos los días son soleados)		

Tabla 4.22: Cálculo realizado por expertos para puntuar los factores de confort para el índice IComf.

Fuente: Ariza et al., 2010

Calidad de los Alrededores (IS)

Éste índice está formado por dos subíndices: el índice del paisaje (IL) y el índice del valor estético (IA) (Tab. 4.23). El índice del paisaje (IL) está basado en 3 indicadores de igual peso cada uno: el porcentaje de superficie artificial detrás de la playa, el porcentaje de costa ocupada por defensas costeras, y el porcentaje de aguas estancadas por un puerto o marina en un tramo de 200 metros costa adentro. Por otro lado, el índice del valor estético (IA) se calcula a partir de los porcentajes de los usos del suelo (rural/agrícola y artificial) en las cuencas visuales de la playa (superficies visibles desde la playa). Los dos subíndices se calculan cada 5 años (Llambrich & Fusalba 2012), mediante la ponderación a partes iguales de los cuales se obtiene el valor del Índice de Calidad de los Alrededores (IS).

Factores	Medición	
Índice del paisaje (IL)		
Superficie artificial (Is)	Superficie artificial / 500 m de <i>buffer</i> alrededor de la playa	
Estructuras de defensa costera	Estructuras de defensa costera / longitud total de la playa	
Superficie de puerto en el entorno marino (Ispm)	Superficie de agua encerrada por puertos/ superficie de <i>buffer</i> de 200 metros mar adentro desde la playa seca	
Índice del valor estético (IA)		
	< 5% artificial	0
Tierra con usos artificiales en las cuencas visuales (Ia)	5-20 % artificial	0,33
	20-60% artificial	0,66
	> 60 % artificial	1

Tabla 4.23: Criterios para la evaluación del índice IS. Fuente: Ariza et al., 2010

Seguridad en la playa (IBS)

Evalúa la seguridad y los servicios de rescate de una playa. Tanto las playas urbanas como las semi-urbanas necesitan los mismos requisitos para éste subíndice. Para el cálculo de éste indicador se siguen los estándares que se han establecido en el Plan de Seguridad de Playas de Barcelona (Diputació de Barcelona 2003). Para ello se seleccionaron y analizaron doce componentes como criterios para su evaluación (Tabla.4.24). Éste índice se calcula una sola vez al inicio de la temporada de baño según datos proporcionados por la autoridad local, protección civil y posteriormente comprobados sobre el terreno. La puntuación final se obtiene de la media de los doce componentes analizados.

Componentes evaluadas	
Estándar de instalaciones	presencia (1) / ausencia (0)
Estándar de medios de transporte	presencia (1) / ausencia (0)
Estándar de material para la comunicación	presencia (1) / ausencia (0)
Estándar de material de rescate	presencia (1) / ausencia (0)
Estándar de material sanitario	presencia (1) / ausencia (0)
Alerta de emergencias	presencia (1) / ausencia (0)
Balizamiento	presencia (1) / ausencia (0)
Señalización de actividades y áreas peligrosas	presencia (1) / ausencia (0)
Evaluación del riesgo de cada playa	presencia (1) / ausencia (0)
Plan de prevención de emergencias	presencia (1) / ausencia (0)
Indicadores de accidentes	presencia (1) / ausencia (0)
Ausencia de riesgo del régimen de oleaje	presencia (1) / ausencia (0)

Tabla 4.24: Criterios para la evaluación del índice IBS. Fuente: Ariza et al., 2010

-Función Natural (NFI)

Condiciones naturales (IN)

Evalúa la calidad de los sistemas naturales de la parte posterior de la playa (Brown & McLachlan 2002). Está formado por tres factores: El coeficiente de representación de la vegetación (Cr), el coeficiente de superficie (Cs) y el coeficiente de desarrollo del hábitat (Cd) (Tabla 4.25). El coeficiente de representación (Cr) proporciona el porcentaje de especies exclusivas de los hábitats de playa y dunas encontrada en la playa estudiada, en función de las 27 especies catalogadas que se pueden encontrar en el área local (Pinto et al. 2014). El coeficiente de superficie (Cs) mide el área total ocupada por los hábitats dunares. El coeficiente de desarrollo del hábitat (Cd) mide el estado de los cordones dunares. Para el cálculo de éste índice se necesitan las tablas de especies características y evolución de cordones dunares específicas de la playa que se quiere estudiar. El cálculo final se obtiene mediante la fórmula:

$$IN_{prev} = \log[Cr \times Cs \times Cd]$$

Donde su valor va desde 0 ($IN_{prev} = 0$) a 1 ($IN_{prev} = 4,6$ que es el máximo valor posible).

Factores	Medición
Coeficiente de representación (Cr)	Número de plantas de las playas y dunas / número de plantas de dunas y playas del catálogo (%)
Coeficiente de superficie (Cs)	Superficie ocupada por vegetación / superficie de playa a partir de la línea de actuación de los temporales (%)
Coeficiente de desarrollo del hábitat (Cd)	Valor 1, 2, 3 o 4 dependiendo: 1- Playas con limpieza mecanizada en las que no se desarrollan dunas o de forma muy débil. 2- Playas con dunas, que se apoyan en los paseos marítimos, otras estructuras artificiales o rocas en los márgenes de la playa. 3- Playas con creación de dunas en alguna zona. 4- Playas con la existencia de cordones dunares.

Tabla 4.25: Criterios para la evaluación del índice IN. Fuente: Ariza et al., 2010

Polución del Agua y la Arena (IWSP)

Evalúa la necesidad de cierre de playa debido a eventos de polución en la zona o a prohibiciones del baño por un episodio particular de polución durante la temporada de baño. Parte de una puntuación inicial de 1 y se le resta 0,25 puntos por cada cierre de playa, total o parcial, que ocurra durante el año. Se trata pues de una puntuación acumulativa a lo largo del periodo anual.

Calidad Física (IPQ)

Evalúa los cambios en las propiedades físicas de la playa producidos por efectos humanos en los últimos 10 años. Las variables evaluadas son: cambios en el tamaño de grano (Igr), cambios en la superficie de playa (lbs) y cambios en el régimen de oleaje (lwr). Éste índice no evalúa si las condiciones son buenas o malas para los usuarios, sino que analiza las variaciones de las condiciones originales de la playa. Se otorgan tres distintos niveles de afectación: severa (>30% de playa afectada), moderada (<30%) o nula (sin afectación).

Éste indicador ha sido evaluado mensualmente durante todo el año. Los cambios en el tamaño de grano han sido evaluados cada mes mediante el análisis granulométrico de 12 puntos de muestreo representativos de cada sector de la playa; los cambios en la superficie de playa han sido evaluados semanalmente mediante el análisis de fotografías tomados desde un punto elevado de la costa; y los cambios en el régimen de oleaje han sido evaluados observando los datos de oleaje proporcionados por la agencia estatal Puertos del Estado.

Sin embargo, una vez analizados los datos, se ha observado que los datos no son concluyentes. Por éste motivo, se ha variado la metodología a seguir para el cálculo de éste índice. La nueva metodología modifica dos de los tres subíndices de éste indicador. El subíndice de cambios en la superficie de la playa (lbs) ha sido sustituido por el subíndice de evolución de la anchura de playa (levo), mientras que el subíndice de cambios en el tamaño de grano (Igr) ha sido sustituido por el subíndice de presencia de elementos impropios del sedimento de playa (IgrA). Finalmente, el subíndice de cambios en el régimen de oleaje (lwr) se ha mantenido según la propuesta inicial. A continuación, se explica la metodología usada para los dos nuevos subíndices:

El primer paso es determinar si la evolución de la playa ha sido influida por actuaciones antrópicas o no. Para ello, se realizó un estudio por fotografía aérea de la zona estudiada con el objetivo de determinar las tasas de erosión/acreción de las playas. Se realizó éste estudio previo para los periodos 1956-1977, 1977-1986, 1986-2000 y 2000-actualidad (variables según disponibilidad en cada zona). Éste primer análisis permitirá establecer si la zona ha experimentado cambios en sus tasas evolutivas. En caso de que sí haya experimentado esos cambios, se procederá a correlacionar todas las actuaciones antrópicas que se hayan realizado en la zona durante el periodo total estudiado. Éste análisis determinará si la zona estudiada ha visto alterada su evolución por efectos antrópicos o no. Si se determina que "NO" se considerará que la playa no está afectada por actuaciones antrópicas y se le otorgará la puntuación máxima del indicador, sin

embargo, si se determina que “SI” se procederá al cálculo de los tres subíndices comentados anteriormente.

-Subíndice de evolución de la anchura de playa (I_{ev}): El parámetro a analizar es la tasa de erosión o acreción que presenta actualmente la playa respecto a la que presentaba al inicio del estudio previo (periodo 1957-1977 o parecido). Según la variación que presenten las tasas se considera:

- De 0 a +/- 1 m anual → Afectación nula (I_{ev}=1)
- De +/- 1 a +/- 2 m anuales → Afectación leve (I_{ev}= 0.75)
- De +/- 2 a +/- 4 m anuales → Afectación moderada (I_{ev}= 0.5)
- Más de +/- 4 m anuales → Afectación fuerte (I_{ev}=0.25)

Si pasa de acreción (+) a erosión (-) o viceversa → Afectación muy fuerte (I_{ev}=0)

-Subíndice de elementos impropios del sedimento de playa (I_{grA}): Para el cálculo de éste subíndice el parámetro analizado es el porcentaje de elementos extraños, impropios o de origen antrópico presentes en el sedimento de playa. Estos elementos a encontrar son tales como restos de material de construcción, de cemento, de asfalto, de vidrio, de metales, etc. Además, en aquellas playas en las que se tenga constancia de regeneraciones de playa con arenas terrestres se debería incluir como elemento raro las gravas de tamaño de grano superior a 4mm siempre y cuando esas no sean típicas de la zona. Según la concentración de éstos elementos se establecen las siguientes puntuaciones:

- De 0 a 0,2 % → Afectación nula (I_{grA}=1)
- De 0,2 a 1% → Afectación leve (I_{grA}= 0.66)
- De 1 a 5 % → Afectación moderada (I_{grA}= 0.33)
- Más de 5% → Afectación fuerte (I_{grA}=0)

-Función de Protección

Protección (IPP)

Éste indicador mide la capacidad de la playa de proteger las infraestructuras situadas en el litoral. Consiste en unos índices que miden la capacidad de la playa de disipar la energía del oleaje y evitar deterioros (Sardá et al. 2012). Los factores incluidos son: la anchura de playa efectiva o distancia que existe entre las infraestructuras y la orilla

(EBW), el alcance de los temporales o anchura de playa potencialmente erosionable por un temporal marítimo de un periodo de retorno determinado (SR) y la anchura mínima de la playa o anchura mínima necesaria para tener una playa efectiva que proteja (MBW). Esta anchura (MBW) debe ser definida por gestores y basada en conocimientos científicos adecuados siguiendo los principios de la gestión ecosistémica. El alcance de los temporales (SR) se estima mediante el modelo Sbeach (Larson & Kraus 1989). La anchura de playa efectiva (EBW) ha sido calculada mensualmente a partir de la media semanal de ésta. La valoración final mensual se estima entre 0 y 1 siguiendo la siguiente formula:

$$IPP1 = EBW / SR + MBW$$

$$IPP = L(IPP1 > 1) / Ltotal$$

Dónde:

IPP1= Índice de Protección Parcial (para un punto particular de la playa)

IPP= Índice de Protección Parcial (para toda la playa)

L(IPP1>1)= Longitud total de la playa a la cual el valor de IPP1 es 1 o mayor

Ltotal= Longitud total de la playa

-El uso de coeficientes en el Beach Quality Index (BQI)

Con el objetivo de determinar el estado de la playa frente a cada una de sus funciones, usamos los valores agregados de la Función Recreativa (RFI), de la Función Natural (NFI) y de la Función de Protección (PFI), así como el valor total de Calidad de Playa (BQI) propuestos por Ariza et al. 2010. Los valores agregados (RFI, NFI y PFI) se obtienen de la ponderación de cada índice parcial de acuerdo al criterio de un equipo de experto tal y como se explica en Ariza et al. 2010 (Fig. 4.26). De la misma manera que los índices parciales, tanto los valores agregados de cada función como el valor final del BQI son normalizados con un valor entre 0 y 1.

	Playas urbanas	Playas urbanizadas
p-coeficientes		
Función recreativa (RFI)	p1A= 0,60	p1B= 0,30
Función natural (NFI)	p2A= 0,10	p2B= 0,40
Función de protección (PFI)	p3A= 0,30	p3B= 0,30
t-coeficientes		
IC	t1= 0,08	t1= 0,12
IEQ	t2= 0,22	t2= 0,20
ISerF	t3= 0,08	t3= 0,06
IAcT	t4= 0,12	t4= 0,12
IAcPar	t5= 0,08	t5= 0,08
IComf	t6= 0,12	t6= 0,12
IS	t7= 0,12	t7= 0,12
IBS	t8= 0,18	t8= 0,18
u-coeficientes		
IN	u1= 0,15	u1= 0,20
IWSP	u2= 0,50	u2= 0,50
IPQ	u3= 0,35	u3= 0,30

Figura 4.26: P-coeficientes, t-coeficientes y u-coeficientes que se obtuvieron después de consultar con 16 expertos en gestión de la costa y mediante cuestionarios a los usuarios de las playas. Fuente: Ariza et al. 2010.

4.4.3. Resultados y discusión

A continuación, se procede a valorar el funcionamiento de cada uno de los índices que conforman el Beach Quality Index (Ariza et al. 2010) con el objetivo de dar recomendaciones y proponer mejoras para aquellos índices que se consideran mejorables o que no han funcionado de la forma esperada.

Calidad Microbiológica del Agua (α)

La Agència Catalana de l'Aigua (ACA) ha realizado controles periódicos en dos puntos: Restaurant els Pins y Calle Enric Morera, para las playas de s'Abanell y Punta de la Tordera, respectivamente. Según los datos obtenidos (Tabla 4.27) se observa que en ningún momento se han superado los límites de Escherichia coli y Enterococos intestinales. Por consiguiente, la calidad microbiológica del agua ha sido catalogada como Excelente durante toda la temporada de baño. Sin embargo, ésta misma agencia ha proporcionado un total de 3 alertas por fuertes lluvias (Fig.4.56) dónde no se asegura que la calidad del agua fuese Excelente. Aun así, las mediciones realizadas posteriormente a esos periodos no han superado los límites establecidos.

Municipio	Playa	Punto de control	Data muestreo	<i>Escherichia coli</i> ufc/100ml	Enterococos intestinales ufc/100ml	Valor α S'abanell Nord
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	15/06/15	2	2	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	29/06/15	2	2	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	13/07/15	2	2	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	27/07/15	15	5	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	03/08/15	7	2	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	17/08/15	44	98	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	31/08/15	4	9	1
Blanes	S'Abanell	Rtant. Els Pins	14/09/15	9	11	1
Municipio	Playa	Punto de control	Data muestreo	<i>Escherichia coli</i> ufc/100ml	Enterococos intestinales ufc/100ml	Valor α S'abanell Sud
Blanes	Punta	C. Enric Morera	15/06/15	5	2	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	29/06/15	2	2	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	13/07/15	2	2	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	27/07/15	4	5	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	03/08/15	2	2	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	17/08/15	42	56	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	31/08/15	4	42	1
Blanes	Punta	C. Enric Morera	14/09/15	2	7	1

Tabla 4.27: Relación de controles realizados en la zona estudiada por la Agencia Catalana del Agua (ACA).

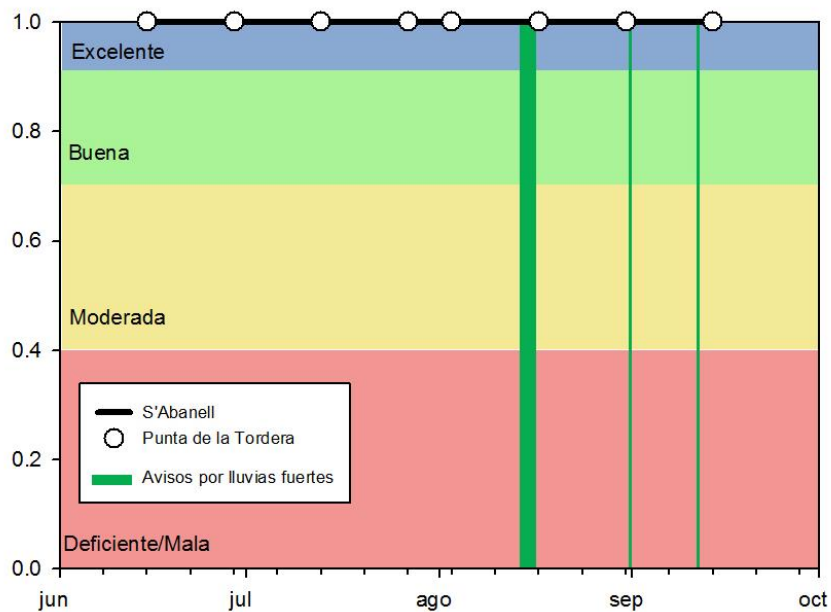


Figura 4.56: Gráfico del Índice de Calidad Microbiológica del Agua durante el verano de 2015 en Blanes.

Las mediciones realizadas por el ACA (Tabla 4.27) han dado como resultado una calidad microbiológica del agua excelente para toda la temporada de baño. Éste valor se basa en medidas puntuales cada 15 días, de manera que es difícil poder observar un descenso puntual de la calidad por ejemplo por un episodio de lluvias. Sin embargo,

ésta frecuencia de medición es apta para determinar la calidad microbiológica global durante una temporada de baño. Además, si se observa el efecto de un periodo de 3 días de lluvias del 14-16 Agosto (Fig.4.56) con una medición en el día después (17 Agosto) se observa que si bien los valores de E.Coli y Enterocos intestinales han aumentado mucho, no superan los niveles máximos (Tabla 4.27) y, por lo tanto, el método sigue siendo efectivo incluso teniendo en cuenta que ha habido periodos de lluvia.

En definitiva, se puede concluir que se ha validado de forma positiva éste indicador como herramienta para controlar la evolución de la calidad microbiológica del agua de las playas a lo largo de una temporada de baño, siendo efectivo incluso con periodos de hasta 3 días de lluvia (algo poco habitual en verano).

Saturación de playa (IC)

Ambas playas presentan niveles de saturación buenos durante la mayor parte de la temporada de baño con valores superiores a 10m² de playa por usuario, a excepción del periodo correspondiente al “pico del verano” (15 de Julio-15 de Agosto) en que los valores descienden hasta valores de 6-7m² por usuario que corresponden a una saturación moderada para ambas playas, llegando a tocar el nivel de saturación elevada para la Punta de la Tordera que al ser una playa semi-urbana tiene unos límites distintos a la playa urbana (Fig.4.57).

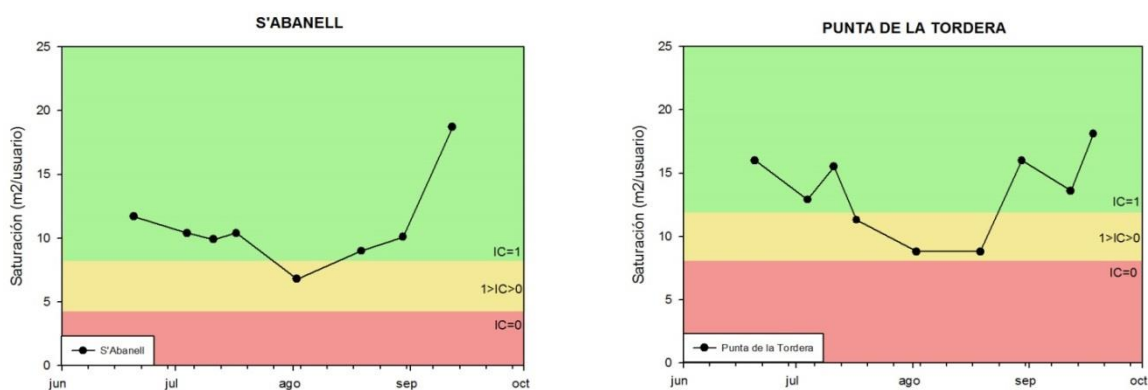


Figura 4.57: Gráficos del Índice de Saturación (IC) durante el verano de 2015 para las playas de S'Abanell (izquierda) y Punta de la Tordera (Derecha).

Los resultados obtenidos para éste indicador (Fig.4.57) son coherentes con la evolución de la cantidad de usuarios habitual durante los veranos en playas de la zona (Sardá et al. 2009), mostrando el pico de saturación en el periodo 15 de julio a 15 de agosto. Se observa una evolución distinta para cada playa, siendo la playa urbana mucho más lineal durante toda la temporada de verano debido a la procedencia local de sus usuarios

según nuestras encuestas. En cambio, la playa semi-urbana presenta una evolución más drástica con un fuerte aumento de la saturación en los meses de julio y agosto ya que sus usuarios son básicamente extranjeros según las encuestas realizadas. Ambas playas muestran unos picos parecidos en cuanto a valor total pero que son considerados de distinta manera debido a que la playa semi-urbana tiene los límites por encima de la playa urbana ya que a ésta última se le presupone una mayor ocupación por el hecho de ser urbana (Sardá et al. 2009). En definitiva, la playa urbana corresponde a una playa con un nivel de saturación bajo mientras que la playa semi-urbana es catalogada como una playa de saturación moderada/fuerte para los meses de julio y agosto.

Se puede concluir que la metodología usada para la valoración de éste indicador funciona correctamente y además permite establecer comportamientos según la procedencia de los usuarios de las playas. Sin embargo, tiene alguna limitación como la necesidad de disponer de un punto elevado para la toma de las fotografías que implica la existencia de edificios relativamente altos en la parte de atrás de la playa o próximos a ésta.

Calidad Medioambiental (IEQ)

Los resultados del indicador de calidad medioambiental (Fig.4.58) muestran la misma tendencia para las dos playas estudiadas, siendo la playa de la Punta de la Tordera la que presenta valores más altos, siempre de 0,2 puntos mayores a los de s'Abanell debido a la presencia de un colector de aguas pluviales en ésta playa por los dos de s'Abanell (los colectores pluviales penalizan 0,2 puntos cada uno). De los cuatro elementos que analiza éste índice (calidad del agua, calidad de la arena, colectores pluviales y cierres de playa) las variaciones se corresponden a la calidad del agua y la arena. Estas variaciones responden a días de mayor o menor presencia de restos vegetales (marinos y terrestres) en función del oleaje o a la mayor o menor presencia de basura de los usuarios de la playa, ya que no se han observado alteraciones del tipo olor, espumas o alquitrán. Tampoco ha habido ningún cierre de playa durante la temporada de baño.

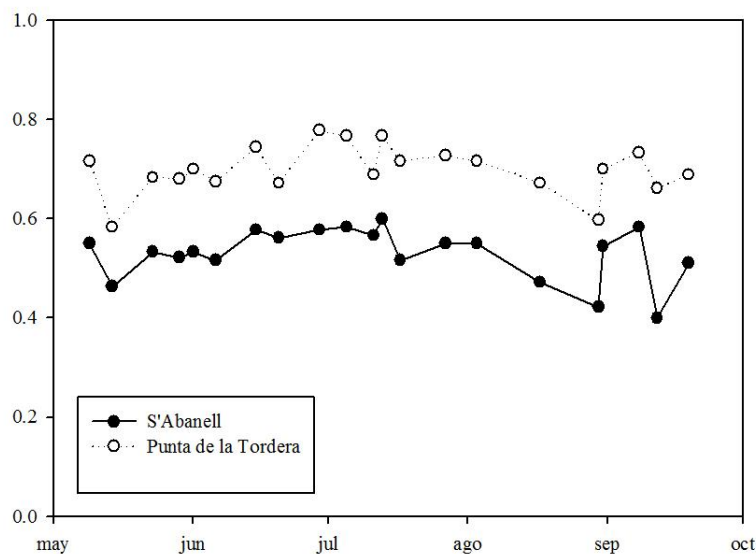


Figura 4.58: Gráfico de evolución del Índice de Calidad Medioambiental (IEQ) durante el verano de 2015.

Cuando se evalúa la calidad del agua, se hace un promedio de diez elementos a examinar, los cuales tienen todos el mismo peso dentro de éste subíndice. Elementos como la presencia de alquitrán o aceite, el olor del agua y la existencia de espumas, los cuales no se han observado durante todo el periodo estudiado, maquillan los resultados obtenidos en los otros elementos examinados como el color, la basura antrópica o los desechos de plantas marinas. Se trata de dos grupos de elementos muy diferentes, pues los primeros responden a otro nivel de contaminación que los segundos. Algo parecido ocurre cuando se evalúa la calidad de la arena. Ésta realiza un promedio entre cinco parámetros también con el mismo peso cada uno dentro del subíndice. Parámetros como la presencia de alquitrán o medusas maquillan los resultados obtenidos para parámetros como la basura de los usuarios o los restos de plantas marinas y terrestres. En definitiva, se obtiene una sobrevaloración de los subíndices de calidad del agua y de calidad de la arena. Por este motivo se propone cómo mejora buscar una mejor ponderación de todos estos parámetros e incluso usar los parámetros de mayor nivel de contaminación como elementos que restan al valor final del subíndice (en caso de existir) en lugar de ponerlos en la ponderación de los subíndices.

Finalmente, sí que el valor final nos ha servido para diferenciar en materia de calidad medioambiental las dos playas gracias, fundamentalmente, a la presencia de colectores pluviales que son el factor diferencial entre ambas playas, siendo la playa semi-urbana la que obtiene mejor valoración global. Además, ha permitido ver la evolución semanal en forma de subidas y bajadas del índice global que responden a periodos de más o

menos oleaje o presencia de usuarios con los consecuentes aumentos de restos vegetales y basura, respectivamente.

Para concluir, si bien la valoración del índice necesita una profunda reestructuración de la ponderación de cada parámetro analizado, la metodología usada (parámetros analizados) ha demostrado ser efectiva para diferenciar playas en función de su calidad medioambiental.

Servicios e instalaciones (ISerF)

Los resultados obtenidos de la valoración de éste índice (Tabla 4.28) muestran un estado bien distinto para cada una de las playas. La playa urbana de s'Abanell no sólo cumple con todos los mínimos, sino que además obtiene mayoritariamente la calificación máxima (Bueno). Sólo tres elementos son calificados como regular (la presencia de restaurantes/bares/quioscos ya que son permanentes en el Dominio Público Marítimo-Terrestre, las instalaciones sanitarias debido a que tienen una separación de entre 300 y 500 metros, y la presencia de cabinas telefónicas las cuales están muy lejos de ciertas zonas. La puntuación final de 0.88 indica un buen nivel de Servicios e Instalaciones.

La playa semi-urbana de la Punta de la Tordera muestra un escenario muy distinto. En primer lugar, se observa que la mayoría de elementos son calificados como deficientes. Además, los tres ítems básicos estipulados para éste tipo de playa no están dentro de los mínimos exigidos. Ésta playa no tiene ni duchas ni lavapies, sólo tiene una zona con papeleras que no son suficientes para toda la playa y la instalación sanitaria más próxima se encuentra a más de 500m de la mayoría de la extensión de la playa. Por esto, la playa se ha calificado con una puntuación de 0 que indica que la playa no cumple con los servicios e instalaciones mínimos.

Esa enorme diferencia entre una playa y la otra proviene del hecho que mientras la playa urbana está dentro del Plan de Usos Municipal de playas de Blanes, la playa de la Punta de la Tordera (semi-urbana) se considera un espacio natural y, por lo tanto, no se nutre de dicho Plan de Usos Municipal y presenta muy pocos servicios e instalaciones. Sin embargo, la carencia de servicios tan básicos e indispensables como la presencia de duchas, basuras o un puesto de vigilancia hacen que la playa semi-urbana obtenga la peor nota posible en materia de servicios e instalaciones y, por lo tanto, sería muy recomendable que se trabajase para poder cumplir, por lo menos, con éstos mínimos indispensables.

Así pues, se puede concluir que la metodología usada para la valoración de los servicios e instalaciones en una playa ha mostrado resultados coherentes para ambas playas,

consiguiendo diferenciar de esta manera dos playas con niveles opuestos en ésta materia. De ésta manera, se ha obtenido una valoración muy alta para la playa urbana dónde el municipio de Blanes ha trabajado mucho para ofrecer dicha calidad y, por otro lado, una valoración muy baja para la playa semi-urbana dónde se debería trabajar para conseguir una mejora sustancial sobre todo para los servicios más básicos. Finalmente, se puede concluir que éste indicador ha respondido de forma positiva en ambas playas. Como observación final, comentar que el ítem “Teléfonos” podría ser eliminado de la valoración ya que valora la proximidad de cabinas telefónicas y, a día de hoy, éstas están desapareciendo debido a la masificación del uso del teléfono móvil. De ésta manera, las playas verían aumentada ligeramente al alza su puntuación final ya que, en general, pocas obtendrán la puntuación de “Bueno” para éste ítem.

Actividades (IAct)

Los resultados de éste índice (Fig.4.59) muestran que ambas playas presentan pocos comportamientos molestos e indeseables durante la mayor parte del verano, hecho que indica un buen nivel de civismo de los usuarios, así como una vigilancia de playa eficiente. Sólo al inicio y final de la temporada de baño se observan algunas actividades molestas en horas de poca afluencia de gente en la playa. Las actividades molestas observadas se corresponden a pesca en horas de baño y presencia de animales de compañía para la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) y de sólo presencia de animales de compañía para la playa urbana (s'Abanell). Nunca se han observado más de dos actividades molestas en una misma playa y siempre han sido puntuales con afectación de una pequeña área de la playa.

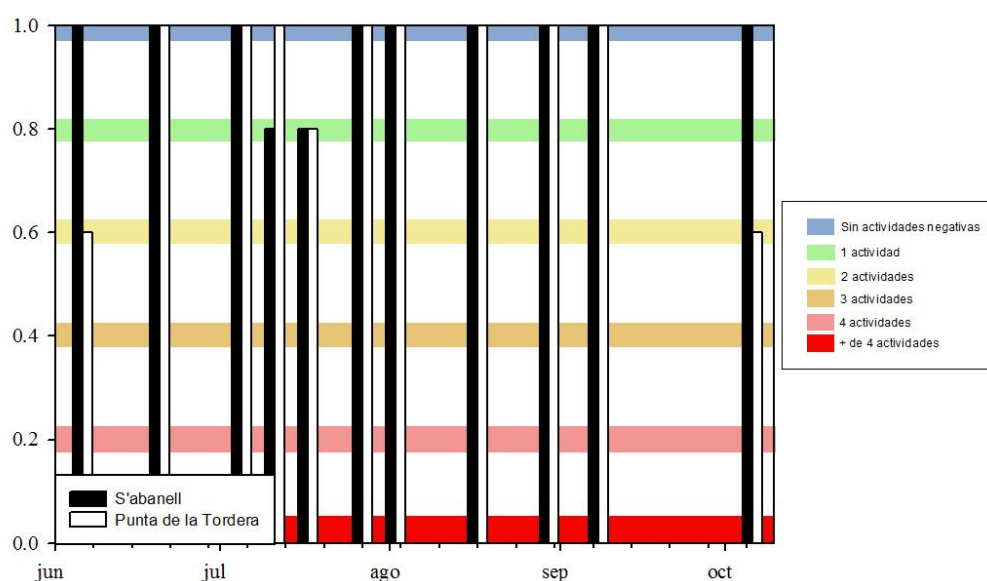


Figura 4.59: Gráfico del índice de Actividades con la cantidad de actividades molestas observadas en la playa.

Sin embargo, según datos extraídos de encuestas realizadas a los usuarios de las playas durante ese mismo verano, se observa que otras actividades (no prohibidas) también suelen ser muy molestas para éstos. Actividades como por ejemplo la música alta o los fumadores son dos actividades odiadas por un alto porcentaje de usuarios. Por lo tanto, se puede concluir que la metodología usada para la valoración de éste índice refleja perfectamente el estado de la playa en materia de actividades negativas para los usuarios siendo recomendable la inclusión de actividades adicionales, como la música o los fumadores, en el índice de Actividades.

Acceso y aparcamiento (IAcPar)

Los resultados de éste índice (Tabla 4.28) muestran que el estado de los accesos y aparcamientos es bien distinto para cada una de las playas. Mientras la playa urbana (s'Abanell) muestra un nivel muy bueno, la playa semiurbana (Punta de la Tordera) tiene ciertas carencias en cada uno de los subíndices evaluados.

La playa urbana obtiene la máxima calificación para los subíndices de I) acceso a los alrededores de la playa y III) de transporte, mientras que para el subíndice II) acceso a la playa no cumple con el ítem de distancia entre pasarelas para peatones ya que sólo hay una de éstas pasarelas en toda la playa. Por otro lado, el escenario para playa semiurbana es muy distinto. Ninguno de los subíndices obtiene la máxima puntuación debido a la falta de señalización para llegar a las proximidades de la playa, a la existencia de un único acceso rodado, la falta de pasarelas para peatones en la playa, la inexistencia de una red de transporte público hasta la playa y la ausencia de aparcamiento para bicis.

Ésta diferencia va acorde con el hecho de que el municipio está enfocado hacia la playa urbana, priorizando el buen acceso hacia ésta, y dejando la playa semi-urbana como un entorno para los usuarios de los cámpings de la zona. Por esta razón, podemos concluir que este índice se ha mostrado muy efectivo para realizar la valoración del estado de los accesos y el transporte hasta la playa. La metodología usada ha permitido valorar cada una de las playas y diferenciarlas correctamente según el estado de los accesos y el transporte a éstas de manera que la playa urbana, la cual obtiene la máxima puntuación en todos los ítems excepto uno, muestra un nivel excelente de estado de los accesos, mientras que la playa semi-urbana, muestra ciertas deficiencias que reducen su puntuación hasta un nivel aceptable de estado de los accesos.

Confort (IComf)

Los resultados de éste índice (Fig.4.60A) muestran niveles regulares y parecidos de confort en ambas playas. El origen de ésta puntuación regular está en el hecho de que son playas con un fuerte pendiente, tanto en zona seca como mojada, así como la presencia de un fuerte escalón que dificulta la entrada y salida del agua. Además, en ciertas zonas la anchura de la playa no cumple el mínimo de 20m.

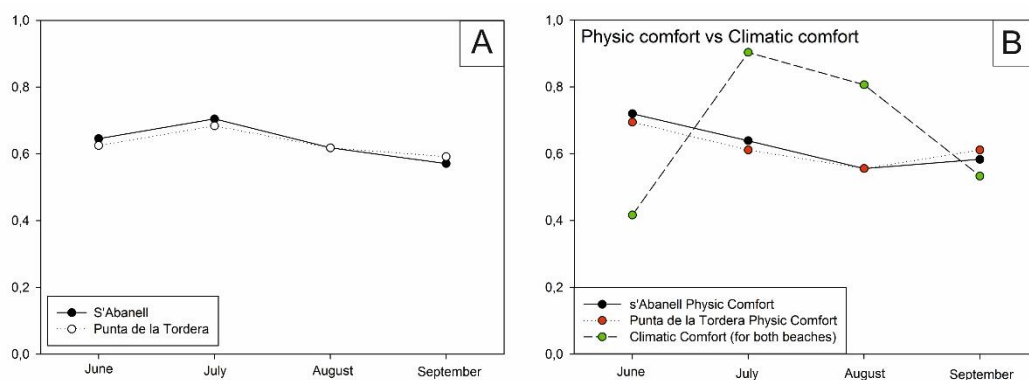


Figura 4.60: A) Evolucion del índice de confort durante los meses de verano de 2015 y B) Comparativa entre la evolución del confort asociado a aspectos físicos con el asociado a aspectos climáticos del verano de 2015. Ambas figuras muestran datos tanto de s'Abanell como de la Punta de la Tordera.

Éste índice está formado por una parte que hace referencia a las condiciones físicas de la playa (propio de cada playa) y otra parte que hace referencia a las condiciones climáticas de la zona (comunes para estas dos playas). Si observamos el gráfico desglosado por las dos partes (Fig.4.60B) se observa que los niveles de confort físico son ligeramente mayores para s'Abanell que para la Punta de la Tordera debido a que ésta última tiene peor puntuación en los elementos de anchura de playa y pendiente de playa. Por lo que hace a la parte climática, se observa que junio y septiembre muestran valores muy bajos debido a la menor temperatura del agua del mar respecto julio y agosto, pero sobre todo por ser meses en los que hubo muchos días con importante nubosidad. Si comparamos ambos gráficos se observa que la parte climática influye sustancialmente en el valor final del índice de confort.

En definitiva, la metodología se ha validado de forma positiva, siendo capaz de reflejar las diferencias entre ambas playas e incluso mostrándose muy efectiva para diferenciar meses en que el confort ha aumentado/disminuido por aspectos climáticos. Además, su observación por ítems ha permitido observar en que aspectos del confort está penalizando cada una de las playas, llegando a la conclusión de que ambas pierden confort debido al fuerte pendiente de la playa y, además, la playa semiurbana también por la poca anchura de playa efectiva.

Calidad de los Alrededores (IS)

Los resultados de la calidad de los alrededores (Tabla 4.28) muestran una gran diferencia entre las playas estudiadas, obteniendo para la playa urbana (s'Abanell) una valoración muy inferior que para la playa semi-urbana (Punta de la Tordera).

La playa urbana (s'Abanell) presenta el 100% de la superficie de alrededor de la playa artificializada, 0% de defensas costeras y 0% de superficie de puerto que se traduce en un valor del subíndice del Paisaje (IL) de 0,66. Además debido a que el 100% de la superficie de las cuencas visuales está artificializada, el subíndice del valor estético (IA) es de 0. Los dos subíndices dan un valor final de índice de Calidad de los Alrededores (IS) de 0,33. Por otro lado, la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) presenta sólo un 17% de la superficie de alrededor de la playa artificializada (los cámpings no se consideran como espacio construido), un 18% de superficie con defensas costeras y un 0% de superficie de puerto que se traduce en un valor del subíndice del Paisaje (IL) de 0,87. Además debido a que sólo el 25% de la superficie de las cuencas visuales está artificializada, el subíndice del valor estético (IA) es de 0,66. Los dos subíndices dan un valor final de índice de Calidad de los Alrededores (IS) de 0,76.

La valoración de la calidad de los alrededores (Tabla 4.28) ha permitido diferenciar correctamente dos playas con un entorno muy distinto. En ésta línea, la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) muestra una calidad de los alrededores muy superior (0,76 vs 0,33) a la playa urbana (s'Abanell) tal como se le presuponía por el hecho de estar emplazada en un entorno mucho más natural que la urbana. La diferencia entre una playa y la otra se focaliza en el porcentaje de superficie artificializada de las cuencas visuales, muy bajo para la semi-urbana (25%) y muy alto para la urbana (100%). La presencia de defensas costeras y puertos prácticamente no ha influido en el resultado final ya que no existen puertos en las playas y la superficie ocupada por defensas costeras es muy baja o nula.

En definitiva, se ha validado la metodología usada (Llambrich & Fusalba 2012) para la valoración de la calidad de los alrededores, la cual se ha mostrado efectiva y consecuente con las hipótesis iniciales planteadas. Como comentario final, se recomienda considerar en el subíndice del valor estético aquellos elementos artificiales con un valor histórico (p.e. castillos, murallas, etc) de forma positiva (Ballart 1997) ya que actualmente éstos están considerados como superficie artificial y, por lo tanto, penalizan el valor del índice final en lugar de beneficiarlo.

Seguridad en la playa (IBS)

Los resultados para el índice de seguridad en playa (Tabla 4.28) muestran un alto nivel de seguridad en ambas playas. Para la playa urbana (s'Abanell) se ha observado que se cumplen con creces todos los estándares, señalizaciones y planes de emergencias obteniendo de ésta manera la máxima puntuación posible en materia de seguridad (1). Sin embargo, la playa semi-urbana a pesar de cumplir con casi todos los estándares, cabe decir que si los cumple es debido a que por proximidad con la playa urbana los estándares de material (transporte y materiales) sirven también para ésta playa. Además, tiene una deficiencia muy importante en lo que respecta al estándar de instalaciones pues no presenta ni instalaciones sanitarias ni puestos de vigilancia. Aun así, la puntuación final (0,92) sería muy elevada en materia de seguridad.

Así pues, la valoración de la seguridad en la playa (Tabla 4.28) no ha conseguido reflejar la situación real para la playa semiurbana, pero sí para la playa urbana. Se ha observado que la playa urbana (s'Abanell) cumple, e incluso supera, todos los estándares de instalaciones y material, así como planes de prevención, alertas y prevención propuestos por el Plan de Costas de la Diputación de Barcelona (Diputació de Barcelona 2003). En los últimos años, el municipio de Blanes ha trabajado intensamente para dotar a sus playas de un buen nivel de seguridad. Se han incrementado los puestos de vigilancia en la playa urbana, se han mejorado y aumentado los materiales de transporte, comunicación y rescate, y se ha trabajado mucho en la prevención con la creación de un departamento de Protección Civil municipal. Todos estos hechos se han traducido en la obtención de la máxima puntuación posible en materia de seguridad para la playa urbana de s'Abanell, tal y como refleja el índice de Seguridad en Playa. Sin embargo, éste índice no ha sido capaz de reflejar la situación de la playa semi-urbana. Si se observa la puntuación final (0,92) ésta playa debería tener un nivel muy alto en seguridad y la realidad demuestra que no es así. Si se observa al detalle que falta en ésta playa se pone de manifiesto que, si bien la playa cumple con la mayoría de estándares sólo lo hace por su proximidad a la playa urbana y, además, el estándar que no cumple es el de instalaciones. De ésta manera, no hay presencia en ésta playa de la entidad responsable de activar la alerta y movilizar todo el material de rescate.

En definitiva, aunque los parámetros usados para el cálculo son correctos, la ponderación de éstos ha dado un resultado engañoso y muy sobrevalorado para la playa semi-urbana. Como propuesta para la mejora de éste índice se propone que el ítem "estándar de instalaciones" sea considerado como esencial, de manera que si una playa no lo cumple su puntuación final en materia de seguridad sea automáticamente 0, aunque los demás ítems estén presentes en ella.

Condiciones naturales (IN)

Cómo se puede observar (Tabla 4.28), ambas playas obtienen la mínima puntuación posible para los coeficientes de superficie (Cs) y de desarrollo del hábitat (Cd) al ser playas sin vegetación y dónde no se desarrollan dunas, respectivamente. Para el coeficiente de representación (Cr) sí que hay una ligera variación debido a que la playa urbana (s'Abanell) presenta 1 especie de 18 posibles mientras que la playa semi-urbana presenta 2 especies de 18 posibles. Estos coeficientes dan unos valores finales del índice de condiciones naturales muy pobres de 0,15 para la playa urbana y 0,22 para la semi-urbana que, al ser dos playas con mucha presión por parte de la urbanización y el uso que se hace de ellas, era esperable obtener una valoración tan baja.

La metodología usada (Pinto et al. 2014), la cual se basa en la existencia de cordones dunares en las playas, así como la presencia de especies vegetales típicas, se ha mostrado efectiva para la valoración de éstas playas. Sin embargo, no todas las playas tienen, o deberían tener, formaciones dunares. Por este motivo, sería recomendable buscar alternativas para la valoración de las condiciones naturales de dichas playas que no tengan predisposición a formar dunas, ya que en esos casos la metodología usada subestimaría la puntuación de esas playas. En definitiva, se propone seguir usando la metodología actual, la cual se ha mostrado efectiva en el caso estudiado, cambiando la ponderación de los distintos subíndices del índice global. Una opción sería basar éste índice en la presencia de especies vivas presentes en la playa e incluir los dos subíndices referentes a las dunas sólo para aquellas playas que, según un estudio previo de la región donde se emplazan, muestren predisposición a la formación de dunas o se tengan evidencias (memoria histórica o registro geológico) de que en esa zona se han desarrollado cordones dunares.

Polución del Agua y la Arena (IWSP)

Debido a que no ha habido ningún cierre de playas debido a eventos de polución ni prohibiciones de baño por un episodio particular durante la temporada de baño, ambas playas han obtenido la máxima puntuación acumulativa para el índice de polución del agua y la arena a lo largo del periodo anual estudiado. Sin embargo, se ha experimentado una gran dificultad para su monitorización en los meses fuera de la temporada de baño. El hecho es que en la zona estudiada no hay ningún tipo de control de polución durante el periodo octubre-mayo, es decir, los resultados obtenidos solo son válidos para la temporada de baño donde Protección Civil de Blanes se encarga de cerrar la playa en caso de un evento de polución. Según los resultados obtenidos, se puede afirmar que durante la temporada de baño (junio-septiembre 2015) éste indicador ha obtenido la máxima puntuación posible ya que no ha habido ningún cierre de playa

por polución. Sin embargo, no se puede afirmar que durante el resto del año no haya habido algún evento de polución que, en caso de estar controlado, hubiese significado el cierre de la playa.

Por este motivo, se recomienda incorporar los indicadores creados para monitorizar la calidad ecológica de las masas de agua incluidos en la Directiva Marco del Agua (Ballesteros et al. 2007), los cuales son usados actualmente por la Agencia Catalana del Agua (ACA), con el objetivo de obtener un mejor control de éstas que se traduzca en un control más efectivo, sobre todo para el periodo octubre-mayo.

Calidad Física (IPQ)

Los resultados del estudio previo que requiere éste subíndice determinaron que tanto la playa urbana (s'Abanell) como la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) han visto alterada su evolución debido a actuaciones antrópicas en su zona de influencia. Consecuentemente se procedió al análisis de los tres subíndices descritos para determinar el grado de afectación de cada uno (Tabla 4.28). El análisis de cambios en el régimen de oleaje (Iwr) ha determinado que ninguna de las dos playas ha experimentado cambios en este sentido con lo cual han obtenido la máxima puntuación para éste subíndice. Para el subíndice de evolución de la anchura de playa (Ievo) se han observado cambios en las tasas de evolución en ambas playas (Fig.4.61).

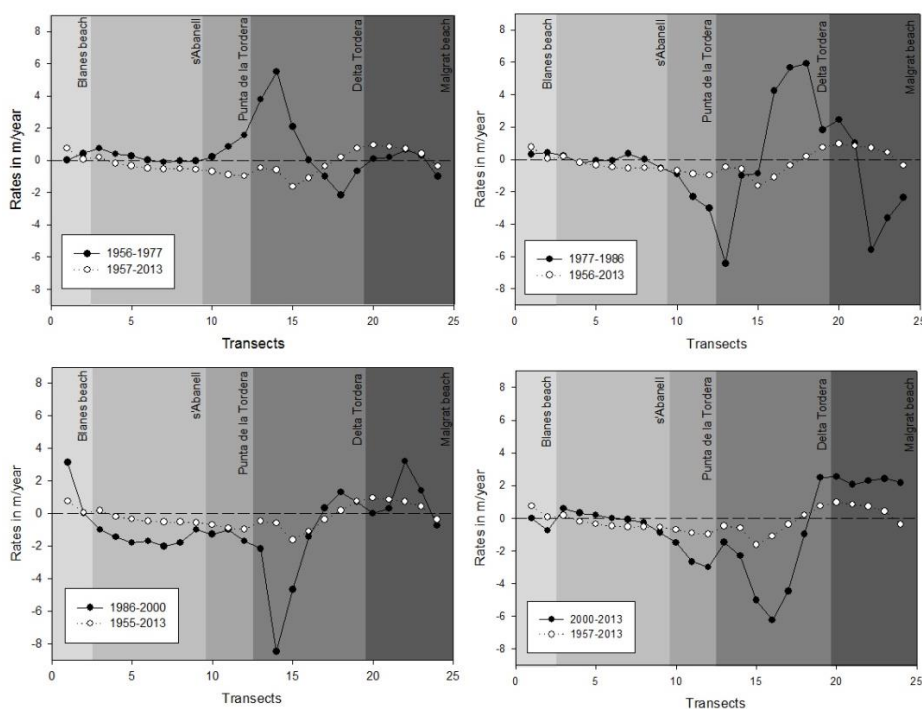


Figura 4.61: Tasas de erosión/acreción de las playas del delta de la Tordera. De izquierda a derecha y de arriba abajo: 1) Tasas para el periodo 1957-1977; 2) Tasas para el periodo 1977-1986; 3) Tasas para el periodo 1986-2000; y 4) Tasas para el periodo 2000-2013.

La playa urbana (s'Abanell), la cual presenta afectación muy fuerte en un 30% de su superficie mientras que el resto de la playa presenta una afectación nula, obtiene una valoración global de 0,67 puntos. Sin embargo, la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) muestra una afectación muy fuerte en la totalidad de su superficie hecho que se traduce en la obtención de la mínima puntuación posible (I_{ev}=0). Finalmente, para el subíndice de elementos impropios del sedimento de playa (I_{grA}), los resultados muestran una clara diferencia entre ambas playas. Mientras la playa urbana obtiene la máxima puntuación (1) debido a que su afectación en presencia de elementos impropios es nula, la playa semi-urbana presenta afectación leve en el 67% de su superficie, hecho que se traduce en una valoración final de 0.77 puntos (afectación leve). Así pues, existe una situación bien distinta para cada una de las playas estudiadas. La playa urbana obtiene una valoración final de 0.89 que indica un buen nivel de condiciones físicas de la playa. Sin embargo, la playa semi-urbana obtiene una valoración final de 0.59 que es indicativa de un nivel regular de condiciones físicas de la playa.

Los motivos por los que se han realizado dichos cambios en el indicador son los siguientes: a) Las variaciones en la granulometría del sedimento de playa no son indicativos de cambios inducidos por actuaciones antrópicas (Medina et al. 1995), por lo menos en éste caso de estudio; b) Es relativamente normal que una zona deltaica experimente cambios constantes en la granulometría de sus playas debido a las aportaciones fluviales que ocurren (Bellotti et al. 1993); y c) Las variaciones en la superficie de playa no son indicativas de una afectación antrópica de la zona ya que la anchura de las playas varía en función del oleaje (Medina et al. 1995) y, en este caso, del tiempo que ha transcurrido desde la última avenida fluvial.

En definitiva, se ha validado ésta herramienta para su uso como indicativo de afectación antrópica de una playa mediante la construcción de unos nuevos subíndices que han sustituido los que anteriormente conformaban éste indicador ya que éstos últimos se habían mostrado inefectivos para éste uso. De ésta manera, se ha obtenido una herramienta eficaz tanto para evaluar una playa en materia de estabilidad y afectación antrópica como para su uso como cuadro de mando en la gestión de playas siendo indicativa de en qué aspectos se concentra dicha afectación. Como comentario final, se recomienda renombrar éste indicador como Índice de Estabilidad Física (IPS "Physical Stability Index") ya que el actual nombre puede inducir a la confusión del lector externo y, además, la calidad física de una playa no viene determinada estrictamente por su afectación antrópica.

Services and Facilities (ISerF)			Access and Parking (IAcPar)		
Services/Facilities	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach	Partial Indicators	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach
Beach surveillance	Good	Poor	Iaccess (4 points)		
Showers	Good	Eliminative		Access	2/2
Parasols and hammocks	Good	Good	Signposting	2/2	0/2
Bins	Good	Eliminative	IAcState (5 points)		
Facilities for children	Good	-----		Parking-Beach distance	1/1
Restaurants/bars/kiosks	Regular	Poor	Dist. between pedestrian crossings	1/1	1/1
Facilities and access for people with disabilities	Good	Poor	Access status	1/1	1/1
Telephones	Regular	Poor	Distance between road access	1/1	0/1
Information	Good	Poor	Distance between footbridges for pedestrians	0/1	0/1
Sanitary facilities	Regular	Eliminative	Itrans (5 points)		
Sport facilities	Good	-----		Parking	4/4
ISerF	0.88	0	Public transport	0.5/0.5	0/0.5
Surroundings Quality (IS)			Bycycle parking	0.5/0.5	0/0.5
Partial Indicators	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach	IAcPar	0.93	0.64
Landscape (IL)	0.66	0.87	Beach Safety (IBS)		
Aesthetic (IA)	0	0.66	Components (1=Yes; 0=No)	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach
IS	0.33	0.76	Facilities standard	1	0
Natural Conditions (IN)			Conveyance standard	1	1
Partial Indicators	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach	Communication standard	1	1
Vegetation coefficient	5	10	Rescue material standard	1	1
Surface coefficient	1	1	Sanitary material standard	1	1
Habitat coefficient	1	1	Emergency alert	1	1
IN	0.15	0.22	Beacons	1	1
Physical Quality (IPQ)			Signage of activities and dangerous areas	1	1
Partial Indicators	S'Abanell urban beach	Punta de la Tordera semi-urban beach	Risk assessment of each beach	1	1
Changes in wave regime	1	1	Emergency prevention plan	1	1
Beach width evolution	0.67	0	Accident indicators	1	1
Presence of improper element	1	0.77	Absence of wave regime risk	1	1
IPQ	0.89	0.59	IBS	1	0.92

Tabla 4.28: Resultados del cálculo de distintos índices parciales del BQI: ISerF, IS, IN, IPQ, IAcPar y IBS.

Protección (IPP)

Los resultados obtenidos referentes a la función de protección de la playa frente a temporales marítimos (Fig.4.62) muestran grandes diferencias entre ambas playas. La playa urbana (s'Abanell) se ha mantenido en valores de anchura de playa comprendidos entre 33 y 40 metros y, por lo tanto, ha obtenido la máxima puntuación del índice de protección todos los meses del periodo anual estudiado, es decir, la playa urbana ha cumplido con la función de protección durante todo el año. Sin embargo, la situación es bien distinta cuando se analiza la playa semi-urbana (Punta de la Tordera) ya que ésta se ha mantenido en valores de anchura de playa de entre 20 y 26 metros de media, estando constantemente en una situación límite e incluso en una situación de no cumplir la función de protección para los temporales más extremos de la zona (Mendoza & Jiménez 2009). Por éste motivo, la playa semi-urbana obtiene valores intermedios (0,5) para el índice de Protección. Sin embargo, si observamos los resultados para el extremo sur de la playa, ésta ha llegado a valores de sólo 16 metros de anchura de playa, sin cumplir la función de protección para los temporales extremos e incluso estando cerca de no cumplirla tampoco para los temporales típicos de cada año.

En definitiva, la metodología usada para la valoración de éste índice se ha mostrado efectiva, siendo capaz de diferenciar dos zonas con distinto comportamiento. En cuanto al uso de éste indicador como cuadro de mando para la gestión de playas, resulta interesante la representación propuesta ya que está pensada para funcionar como un semáforo al que cada color aporta un estado de alarma distinto, mostrando la protección que proporciona la playa según su estado y permitiendo la posibilidad de actuar en éste sentido cuando la playa se encuentra por debajo de la zona límite. Como comentario final, para una correcta valoración se recomienda usar un mínimo de tres mediciones de playa, equidistantes entre ellas, con el objetivo de ser representativo con el total de la playa. Cuanta más longitud tenga la playa más puntos de medición se deberían usar para cumplir con ésta recomendación.

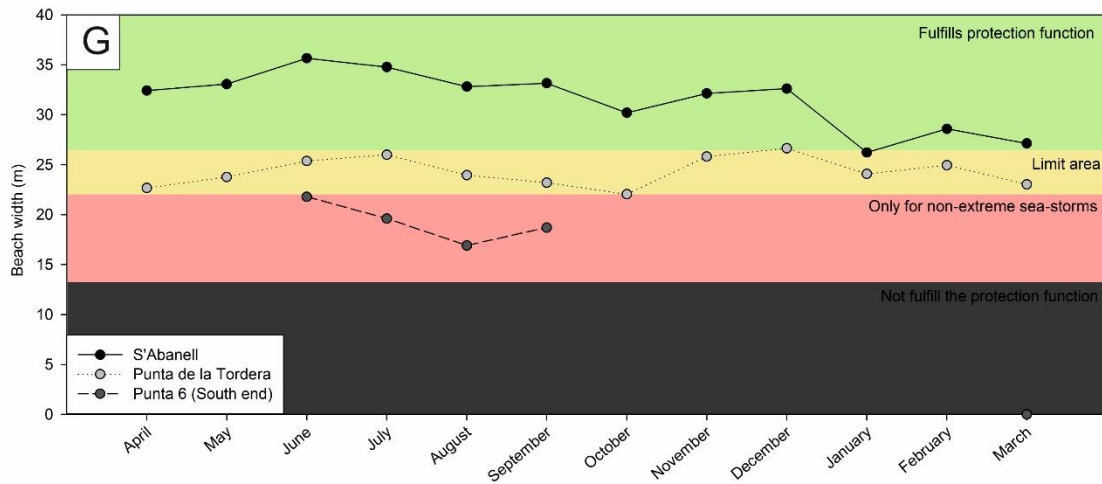


Figura 4.62: Evolución de la anchura de playa de las dos playas estudiadas durante un año y del extremo sur durante 4 meses. El gráfico muestra una leyenda de colores que indica el grado de cumplimiento de la función de protección. Por encima de 30 m (verde) se considera que cumple totalmente la función de protección; entre los 26 y 30 (amarillo) m se considera que se cumple pero que está en el límite; entre los 13 y 26 m (rojo) se considera que solo se cumple para los temporales habituales, pero no para los extremos; y por debajo de los 13 m (gris) no se cumple la función de protección.

Beach Quality Index (BQI)

La primera limitación que encontramos en el momento de calcular los valores agregados y el valor final del BQI fue que la mayoría de subíndices solo están pensados para ser calculados durante la temporada de baño, es decir en verano. Por esta razón, sólo podemos mostrar los resultados de los valores agregados y final del BQI para los meses de verano, siendo muy recomendable la adaptación de la ponderación (Ver Metodología) de cada subíndice para un futuro cálculo de éstos valores fuera de la temporada de baño. La nueva ponderación debería basar los valores agregados de cada función y el valor final del BQI para los meses fuera de la temporada de baño en los subíndices de la función natural y de protección, excluyendo o limitando los de la función recreativa.

En cuanto al valor agregado de la función recreativa (RFI) observamos que ambas playas cumplen su función recreativa de manera remarcable y parecida entre ambas (Fig.4.63A). Se observan pequeñas variaciones debidas básicamente a cambios en los subíndices de Calidad Medioambiental, Saturación de la playa y Confort debidos a cambios en las condiciones físicas de la playa, variaciones en el número de usuarios y pequeños temporales marítimos, respectivamente. En general, observamos que el valor de RFI se ajusta muy bien a la realidad siendo éstas dos playas dónde las autoridades locales centran sus esfuerzos para hacer de ellas el principal reclamo recreativo del municipio durante los meses de verano.

Sin embargo, al observar el valor agregado de la función natural (NFI; Fig.4.63B) vemos que: a) A pesar de tener un entorno más natural, la playa semiurbana obtiene una valoración final del NFI peor que la playa urbana y b) A pesar de tener unas Condiciones Naturales precarias y estar muy afectada por acciones antrópicas su Calidad Física, la playa semiurbana obtiene un valor final bastante aceptable e, incluso, la playa urbana obtiene un valor más que aceptable. Esto es debido al peso que tiene el subíndice de Polución del Agua y la Arena dentro del NFI y que se ha mantenido óptimo durante todo el verano. Probablemente, éste subíndice tiene demasiado peso dentro del valor final de NFI, dando lugar a una sobrevaloración de la función natural. Por este motivo, sería interesante ajustar la ponderación de cada uno de los subíndices del NFI.

Por otro lado, observando el valor agregado de la función de protección (PFI; Fig.4.63C) nos damos cuenta que hay una enorme diferencia entre ambas playas. Mientras la playa urbana cumple perfectamente con la función de protección, la playa semiurbana sólo la cumple a medias e incluso llega a no cumplirla a finales de verano, precisamente cuando empiezan los grandes temporales de otoño e invierno.

Finalmente, si observamos el valor final del BQI (Fig.4.63D) podemos ver que la playa urbana obtiene un valor final más que remarcable debido a sus buenas valoraciones de cada una de las funciones (RFI, NFI y PFI). Sin embargo, la playa semiurbana obtiene un valor final regular ya que está muy penalizada por su baja puntuación en la función de protección (PFI). Aun así, hay que decir que probablemente ambos valores finales estén sobrevalorados debido a lo comentado anteriormente sobre el valor agregado de la función natural (NFI).

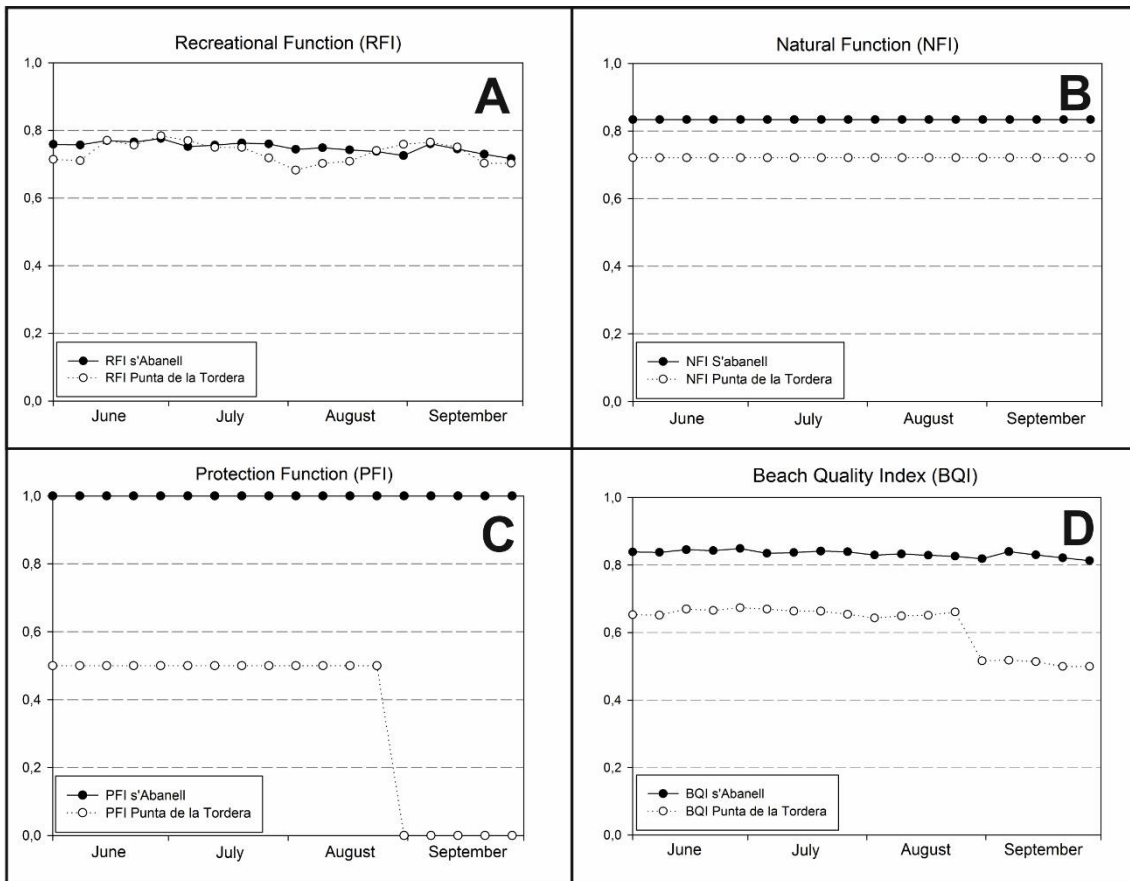


Figura 4.63: Evolución de los subíndices del BQI (A, B y C) y del valor agregado del BQI (D).

En definitiva, la herramienta se ha mostrado efectiva en diferenciar dos playas en base a un análisis funcional de éstas. En este sentido, a pesar de ser dos playas juntas hemos sido capaces de diferenciarlas entre ellas en base a sus distintas condiciones físicas que las hacen diferentes en sus funciones, sobretodo la natural y la de protección.

4.4.4. Conclusiones

Mediante la aplicación del Beach Quality Index propuesto por Ariza et al., 2010 en una playa urbana y otra semi-urbana, se puede concluir que se ha validado dicha herramienta como cuadro de mando para su uso en la gestión integrada de zonas costeras (Sardá et al. 2005a).

Durante el periodo en el que se ha desarrollado la prueba piloto, llevada a cabo por expertos del Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC), se ha ido perfeccionando la metodología y la toma de datos de los distintos indicadores que conforman el índice de calidad de playas. Por este motivo, se ha realizado una crítica constructiva de la herramienta que ha consistido en una serie de recomendaciones a tener en cuenta para la versión final y mejorada de éste índice. Además, se han realizado ya algunas variaciones de los subíndices y/o parámetros de los indicadores parciales en aquellos casos en los que se observó que la metodología previa no proporcionaba resultados concluyentes.

Se puede concluir que la playa urbana de s'Abanell cumple con muy buena nota la función recreativa. Destacan aspectos como los servicios, seguridad, accesibilidad o calidad del agua que otorgan a la playa de s'Abanell un estado excelente para la función recreativa. También son destacables otros aspectos como la saturación o la ausencia de polución. La anchura de playa efectiva que presenta ésta playa, sobrepasa de largo los mínimos de la función de protección obteniendo de ésta manera un estado muy bueno para la función de protección de la playa frente a temporales marítimos. Sin embargo, la situación es algo distinta para la función natural ya que las condiciones naturales de la playa en materia de especies habituales o desarrollo del hábitat dunar están bajo mínimos. Por este motivo la función natural presenta un estado regular para ésta playa. Comparando éstos resultados con los observados en 2008 por Ariza et al. (2010) se ve que ha habido una mejora sustancial sobre todo en materia de seguridad y servicios para la función recreativa y también en lo que se referirá a la protección frente a temporales marítimos. Otros aspectos como las condiciones naturales o la calidad de los alrededores se mantienen en niveles muy deficientes e incluso algún aspecto como el confort o la calidad medioambiental ha empeorado levemente respecto a la situación descrita en 2008.

Por otro lado, la playa semiurbana, presenta enormes deficiencias en todas las funciones siendo la función de protección la que se encuentra en peor estado ya que la playa no es capaz de ejercer dicha función para temporales extremos de clase IV o V como los descritos por Mendoza & Jiménez (2009). La función recreativa tampoco

muestra resultados demasiado esperanzadores ya que se observan deficiencias muy notorias en materia de servicios, instalaciones, seguridad, accesibilidad y saturación. Aun así, algunos aspectos como la calidad medioambiental o la calidad de los alrededores son bastante mejores que para la playa urbana de s'Abanell. Destacan positivamente aspectos como la calidad del agua o la calidad de los alrededores, así como la ausencia de polución. Finalmente, la función natural también presenta deficiencias provenientes de la enorme afectación de la tasa de erosión y la presencia de elementos impropios del sedimento de playa por actuaciones antrópicas, así como una puntuación muy pobre de las condiciones naturales por la poca presencia de especies características y el poco o nulo desarrollo de hábitat dunar.

Como conclusión final, ha quedado demostrada la efectividad de ésta herramienta en la gestión de playas siendo de especial interés su uso como cuadro de mando (Fig.4.64) para los gestores de playas ya que permite focalizar en que aspectos y dirección se deben enfocar los esfuerzos, tanto humanos como económicos, para la mejora de las playas. Una utilidad posible de ésta herramienta sería usarla como sistema de alarma (Fig.4.64) de cada uno de los parámetros que conforman los 13 indicadores de manera que los gestores pudieran actuar con rapidez siempre que uno o más parámetros entrasen en fase de alarma.

Finalmente, por éste motivo se recomienda que se preste máxima atención a las recomendaciones proporcionadas en éste informe con el fin de obtener una optimización de la herramienta que permita ejercer una gestión más eficiente y sostenible de nuestras playas. Así pues, el siguiente paso sería aplicar estas recomendaciones y propuestas de mejora para obtener una nueva versión de la herramienta, un Beach Quality Index 2.0, que facilite su aplicación a todos los tipos de playa que hay en nuestras costas.

FUNCIÓN	INDICADOR	SUBÍNDICE	PARÁMETRO	Playa Urbana	Playa Semiurbana	
	Índice de Calidad Microbiológica del Agua		Enterococos intestinales ufc/100ml	2	2	
			Escherichia Coli ufc/100ml	2	2	
	Índice de Saturación			Saturación m2/usuario	7	7
				Índice de Calidad Medioambiental	Calidad del Agua	Color
	Transparencia	4	4			
	Basura	3	3			
	Desechos de plantas	2	2			
	Restos de plantas marinas	3	3			
	Alquitrán	5	5			
	Medusas	5	5			
	Espumas	5	5			
	Aceite	5	5			
	Olor	5	5			
	Índice de Calidad Medioambiental		Calidad de la Arena	Basura usuarios	3	3
				Otras basuras	4	4
				Restos de plantas	2	2
				Alquitrán	5	5
				Medusas	5	5
				Cierres de playa	0	0
	Índice de Servicios e Instalaciones			Vigilancia de playa	PERMANENTE	NO EXISTE
				Duchas y lavapies (en metros)	50	NO EXISTEN
				Sombrillas y hamacas	2,77%	1,00%
				Papeleras	50	NO EXISTEN
				Instalaciones para niños	PRESENCIA	EXENTO
				Restaurants y bares	TEMPORALES	NO INSTALACIONES
				Instalaciones/Acceso discapacitados	PUNTO DE ACCESO	NO EXISTEN
				Teléfono (en metros)	300	500
Información				PRESENCIA	AUSENCIA	
Instalaciones sanitarias (en metros)				320	NO EXISTEN	
Instalaciones deportivas				PRESENCIA	EXENTO	
Índice de Actividades					Actividades Molestas	1
Recreativa	Índice de Accesos y Aparcamientos	Alrededores de la playa	Acceso	BIEN ASFALTADO	BIEN ASFALTADO	
			Señalización (la más lejana)	>200 m	NO EXISTE	
		Acceso a la playa	Distancia parking - playa (en metros)	10	10	
			Distancia entre pasos de peatones (en metros)	30	50	
			Estado de los accesos	FÁCIL Y SEGURO	FÁCIL Y SEGURO	
			Distancia entre accesos rodados	<500 m	>500 m	
	Transporte	Distancia entre pasarelas de peatones	>100 m	NO EXISTEN		
		Aparcamiento	PRESENCIA	PRESENCIA		
		Transporte público	PRESENCIA	AUSENCIA		
	Índice de Confort	Confort físico	Estacionamiento bicicletas	PRESENCIA	AUSENCIA	
			Anchura *	34	22	
			Pendiente area seca *	11	11	
			Pendiente area humeda *	10	7	
			Obstáculos	NO	NO	
			Escalón (en centímetros)	30	25	
	Confort climático	Material abrasivo	NO	NO		
		Temperatura del agua * (en ºC)	23,99	23,99		
		% de días soleados *	83,00%	83,00%		
	Índice de Calidad de los alrededores	Índice del Paisaje	Superficie artificial	100,00%	17,00%	
			Estructuras de defensa costera	0,00%	18,00%	
			Superficie de puerto en el entorno marino	0,00%	0,00%	
	Índice de Seguridad en Playa	Índice del valor estético	Tierra con usos artificiales en las cuencas visuales	100,00%	25,00%	
			Estandar de instalaciones	PRESENCIA	AUSENCIA	
			Estandar de medios de transporte	PRESENCIA	PRESENCIA	
			Estandar de material para la comunicación	PRESENCIA	PRESENCIA	
			Estandar de material de rescate	PRESENCIA	PRESENCIA	
			Estandar de material sanitario	PRESENCIA	PRESENCIA	
Alerta de emergencias			PRESENCIA	PRESENCIA		
Balizamiento			PRESENCIA	PRESENCIA		
Señalización de actividades y areas peligrosas			PRESENCIA	PRESENCIA		
Evaluación del riesgo de la playa			PRESENCIA	PRESENCIA		
Plan de prevención de emergencias			PRESENCIA	PRESENCIA		
Índice de Condiciones Naturales	Coef. De representación Coef. De superficie Coef. De desarrollo del hábitat	Numero de especies sobre las posibles	5,56%	11,11%		
		Relacion vegetacion vs superficie de playa	0,00%	0,00%		
		Clase (1,2,3 o 4)	1	1		
		Numero de cierres	0	0		
Natural	Índice de Calidad Física	Índice de evolución de la anchura de playa	AFECTACIÓN LEVE	AFECTACIÓN MUY FUERTE		
		Índice de elementos improprios del sedimento de playa	0,10%	1,00%		
		Índice de cambios en el régimen de oleaje	0,00%	0,00%		
Protección	Índice de Protección		Anchura de playa efectiva *	35	25	

Figura 4.64: Cuadro de mando del Beach Quality Index para las playas de s'Abanell (Urbana) y Punta de la Tordera (Semi-urbana). Los ítems marcados con (*) tienen valores de referencia propios de cada playa estudiada según sus características.

4.5. ANÁLISIS SOCIOECONÓMICO DE LAS PLAYAS: PERCEPCIÓN, FRECUENTACIÓN Y GASTO DIRECTO

4.5.1. Introducción

Uno de los objetivos para un gestor de playas es conocer el perfil del usuario de éstas, sus necesidades y comportamientos. Si además se busca un cambio en el modelo de gestión hacia una GIZC basada en la gestión por ecosistema resulta necesario un estudio enfocado a la parte social de las playas, es decir, hacia sus usuarios.

Para *conocer* a los usuarios de las playas, se ha realizado un estudio de la frecuentación de los usuarios en las playas que proporcionará datos de usuarios por horas, por día y por mes, así como otros parámetros como las horas punta o la saturación de la playa. Paralelamente se ha realizado una encuesta de percepción y gastos de los usuarios con el fin de obtener respuesta a algunas preguntas como: ¿Qué playa tenemos? ¿Qué playa queremos? ¿Cuánto y dónde gastan los usuarios? Esto proporcionó los datos necesarios para estimar el gasto directo de los usuarios y así poner en valor la playa estudiada con el objetivo de plantear una gestión más sostenible.

Éste apartado recoge los resultados obtenidos para las playas de s'Abanell (urbana) y Punta de la Tordera (Semiurbana) situadas en el municipio de Blanes (Cataluña, España). Como objetivo final se pretende obtener una argumentación que ponga de manifiesto el enorme valor económico del **recurso playa** (Yepes 2007), que tan fundamental es para el 60% de población del estado español que reside en las zonas costeras, y el cual produce beneficios económicos y sociales, crea trabajos y facilita el conocimiento de otras culturas (Sardá & Fluvià 1999).

4.5.2. Material y métodos

Con el fin de conocer al usuario de las playas estudiadas, se han realizado tres estudios que permiten obtener un perfil de usuario de éstas playas. Para ello se han realizado los siguientes estudios: 1) estudio de frecuentación de playas; 2) encuesta de percepción y gastos de los usuarios; 3) estimación del gasto directo de los usuarios. A continuación, se explica detalladamente la metodología usada para cada uno de los tres estudios comentados anteriormente. Antes se hace una breve aclaración de las particularidades que se han aplicado en el área de estudio para realizar estos trabajos.

4.5.2.1. Área de estudio

Más allá de la descripción previa de la zona de estudio hecha en el capítulo 2, hay que destacar alguna peculiaridad en la zona de estudio en cuanto a la realización del estudio socioeconómico.

La playa de s'Abanell ha sido dividida en dos partes, una urbana y otra semiurbana (Fig.4.65). La zona urbana, llamada s'Abanell, tiene una superficie de 32.000 metros cuadrados, lo que representa en torno al 60% de la playa de s'Abanell, y que se caracteriza por tener en su parte posterior el entramado urbano del municipio de Blanes encabezado por un paseo marítimo que sigue la línea de costa. Por otra parte, la zona semiurbana, llamada Punta de la Tordera, tiene una superficie de 21.500 metros cuadrados, lo que representa un 40% del total de s'Abanell, y se caracteriza por tener en su parte posterior estructuras semiurbanas como campings, además de no poseer un paseo marítimo.



Figura 4.65: Mapa de situación de las dos playas estudiadas.

Así pues, lo que contiene la parte trasera de la playa ha sido el factor determinante para definir dos tipos de playas. En éste apartado veremos siempre los resultados, tanto de las encuestas como del estudio de frecuentación y la estimación del gasto directo, diferenciados en función de la tipología de la playa.

4.5.2.2. Frecuentación de los usuarios

Para realizar el estudio de frecuentación de playas se ha seguido una metodología validada y aceptada (Sardá et al. 2009; Alemany 1984) que se ha usado previamente en distintas playas de la Costa Brava y Maresme (Cataluña), la cual se compone de distintas fases:

- Fase 1: Obtención de un punto elevado con vistas a la playa estudiada para hacer fotografías de ésta.
- Fase 2: Obtención y delimitación de áreas de estudio representativas del conjunto de la playa estudiada. Consiste en establecer una superficie de medición en la playa a estudiar que sea representativa del global de la playa (Fig.4.66A) y que quede dentro de la zona de visión des del punto elevado comentado anteriormente.
- Fase 3: Establecer un calendario de mediciones durante la temporada de verano para obtener datos de distintos días de la semana y de épocas del verano distintas.
- Fase 4: Toma de datos. Consiste en tomar fotografías del área de estudio cada hora de 9 a 20h des del punto elevado (Fig.4.66B). Siempre con las mismas características fotográficas (cámara, zoom, etc...).
- Fase 5: Análisis de datos. Consiste en contar los usuarios de la zona de estudio presentes en la fotografía de cada hora. Cada usuario recibe un número de identificación y se debe detectar su entrada (fotografía de aparición) y su salida (fotografía de desaparición).
- Fase 6: Creación de gráficos. De los datos obtenidos se extraerán distintos gráficos: de saturación de usuarios, de llegadas y salidas, de duración de la estancia, de número de usuarios por hora, de número de usuarios por día y de número de usuarios por mes.



Figura 4.66: A) Ejemplo de área de estudio. Las líneas de referencia están en base a referencias visuales de la zona y B) Ejemplo de fotografía del día 2/08/2015 a las 13h.

4.5.2.3. Encuesta de percepción y gastos

Se consultó a un equipo de expertos en playas para la creación de una encuesta de percepción y gastos de los usuarios. Ésta encuesta fue confeccionada en tres idiomas, catalán, castellano e inglés, ya que en torno al 90% de los usuarios de la zona conocen al menos una de éstas tres lenguas seleccionadas.

La encuesta cuenta con un total de 22 de preguntas, la mayoría de ellas con formato de preguntas cerradas para facilitar la aceptación del encuestado (Ferrando et al. 1986). Sin embargo, hay algunas preguntas que requieren que el usuario rellene con palabras su opinión al respecto o que escriba números. Se ha calculado que el tiempo necesario para rellenar la encuesta es de unos 10 minutos y ésta está formada por preguntas de distinto carácter, cada una enfocada a una temática concreta, siendo las tres temáticas de la encuesta las siguientes: Economía, Datos Personales y Índice de Calidad de Playas.

Una vez confeccionada, se procedió a realizar la encuesta a los usuarios de las playas. Con el fin de que las respuestas sean representativas se consiguió una muestra que englobó distintas edades y grupos familiares (Chica et al. 2006). La forma más adecuada de proceder fue proponiendo realizar la encuesta a todo tipo de usuario sin discriminar ningún grupo.

Para que la encuesta sea representativa se calculó que era necesaria una muestra de 250 encuestas respondidas (Chica et al. 2006) para cada playa independientemente de la procedencia del usuario. Las encuestas fueron rellenadas por los mismos usuarios con la intención de no crear sugestión haciendo una entrevista. Sólo en esos casos que por dificultades físicas del encuestado sea necesario, se procedió a rellenar la encuesta en formato entrevista.

4.5.2.4. Estimación del Gasto Directo de los usuarios

Mediante los datos obtenidos del a) estudio de frecuentación de playas y b) Encuesta de percepción y gasto de los usuarios, se efectuó un cálculo estimado del gasto directo de los usuarios de las playas.

Éste gasto directo hace referencia al gasto de los usuarios cómo consecuencia de su día de playa. De esta forma, se consideran los siguientes aspectos:

- 1) Gastos en comida y bebida durante la estancia en la playa.
- 2) Gastos en compras realizadas en el municipio relacionadas con la playa.
- 3) Gastos en estacionamiento de vehículo.
- 4) Gastos en actividades de entretenimiento en la playa.
- 5) Otros gastos.

Sin embargo, debido a que no todos los usuarios gastan ha sido necesario obtener el porcentaje de usuarios que gastan para cada uno de los aspectos descritos anteriormente mediante las encuestas. Además, no todos los usuarios gastan igual, así que el valor de gasto directo para cada uno de los aspectos se obtiene de la media del gasto que han transmitido los usuarios en las encuestas de percepción y gastos.

Finalmente, se debe extrapolar éste dato de gasto medio por usuario al total de usuarios que han pasado por la playa durante toda la temporada de baño. Éste dato se ha obtenido del estudio de frecuentación de playas, mediante el cual se ha obtenido el número de usuarios por mes de cada una de las playas.

4.5.3. Resultados

A continuación, se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los diferentes estudios que conforman el análisis socioeconómico de las playas de s'Abanell y de la Punta de la Tordera.

4.5.3.1. Frecuentación de los usuarios

El estudio de la frecuentación de las playas ha mostrado una importante fluctuación diaria. Los usuarios empiezan a llegar a las 9:00 am y hacia las 19:00 pm ya se han ido prácticamente todos. Los problemas de saturación tienen lugar porque la mayoría de usuarios tiende a concentrar sus estancias en un corto periodo de tiempo, a menudo entre las 12:00 pm y las 17:00, que es la franja de tiempo de mayor uso del recurso playa.

Saturación (m^2 /usuario)

Los valores de saturación o disponibilidad de arena a lo largo de la temporada de baño se mantienen entre los 10 y 15 m^2 por usuario, alcanzando máximos de 6 m^2 por usuario en la playa urbana y 8 m^2 en la playa semiurbana en el pico del verano. Varios autores sugieren un valor de 4-5 m^2 por usuario como el límite a partir del cual la playa debe ser considerada como saturada (Alemany 1984; Yepes 1999), así pues las dos playas estudiadas deben ser considerada como poco saturadas. A pesar de que el momento de máxima saturación no está influenciado por el hecho de ser un día laborable o fin de semana (Fig.4.67 superior), los fines de semana son un factor diferencial si la saturación se observa por horas, siendo superior en muchos momentos del día exceptuando por la tarde (4 pm) donde es mayor en los días laborables (Fig.4.67 inferior).

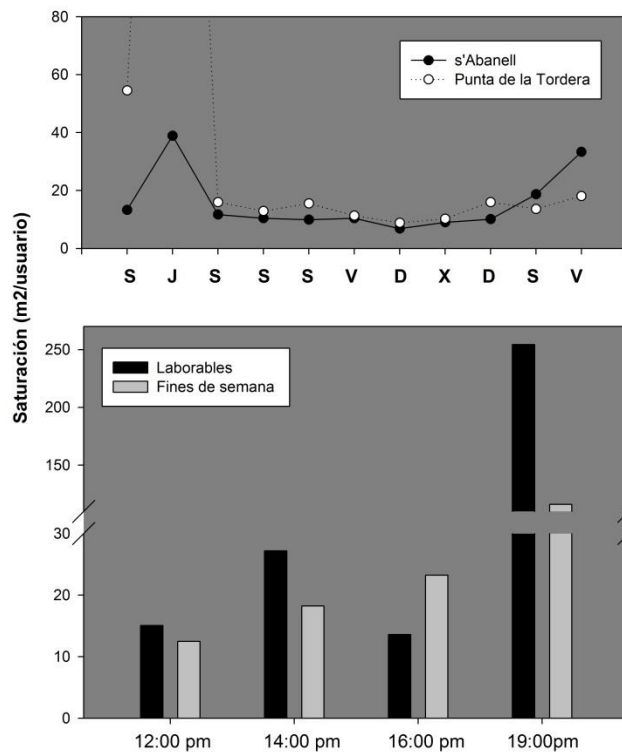


Figura 4.67: Gráfico superior: Saturación máxima diaria de los días muestreados (S-Sábado, J-Jueves, V-Viernes y D-Domingo). Gráfico inferior: Media de disponibilidad de arena por horas (verano 2015; 12:00pm, 14:00pm, 16:00pm y 19:00pm).

Existe un patrón general caracterizado por un incremento continuo en el número de usuarios durante la mañana, llegando a un pico en torno a las 12:00pm (Fig.4.68). Seguidamente, se observa una ligera disminución a la que prosigue un nuevo aumento hacia un segundo pico hacia las 17:00 pm. Finalmente, en las últimas horas estudiadas se observa un marcado descenso hasta que la playa queda vacía. Éste patrón es muy claro y marcado para los meses de junio, julio y septiembre. Sin embargo, la primera quincena de agosto no muestra tanta fluctuación, manteniéndose más o menos estable durante todo el día, pero marcando los dos picos anteriormente comentados. Además, se observa además que el patrón es similar tanto para la playa urbana (s'Abanell) como para la playa semiurbana (Punta de la Tordera).

En la mayoría de la temporada de baño, las playas estudiadas se mantienen en unos valores de saturación excelentes. Sin embargo, para la primera quincena de agosto, ambas playas llegan a valores que comprometen el confort de los usuarios según los estándares de confort de Ariza et al. 2010, sobre todo para la playa semiurbana (Fig.4.68, primera mitad de agosto).

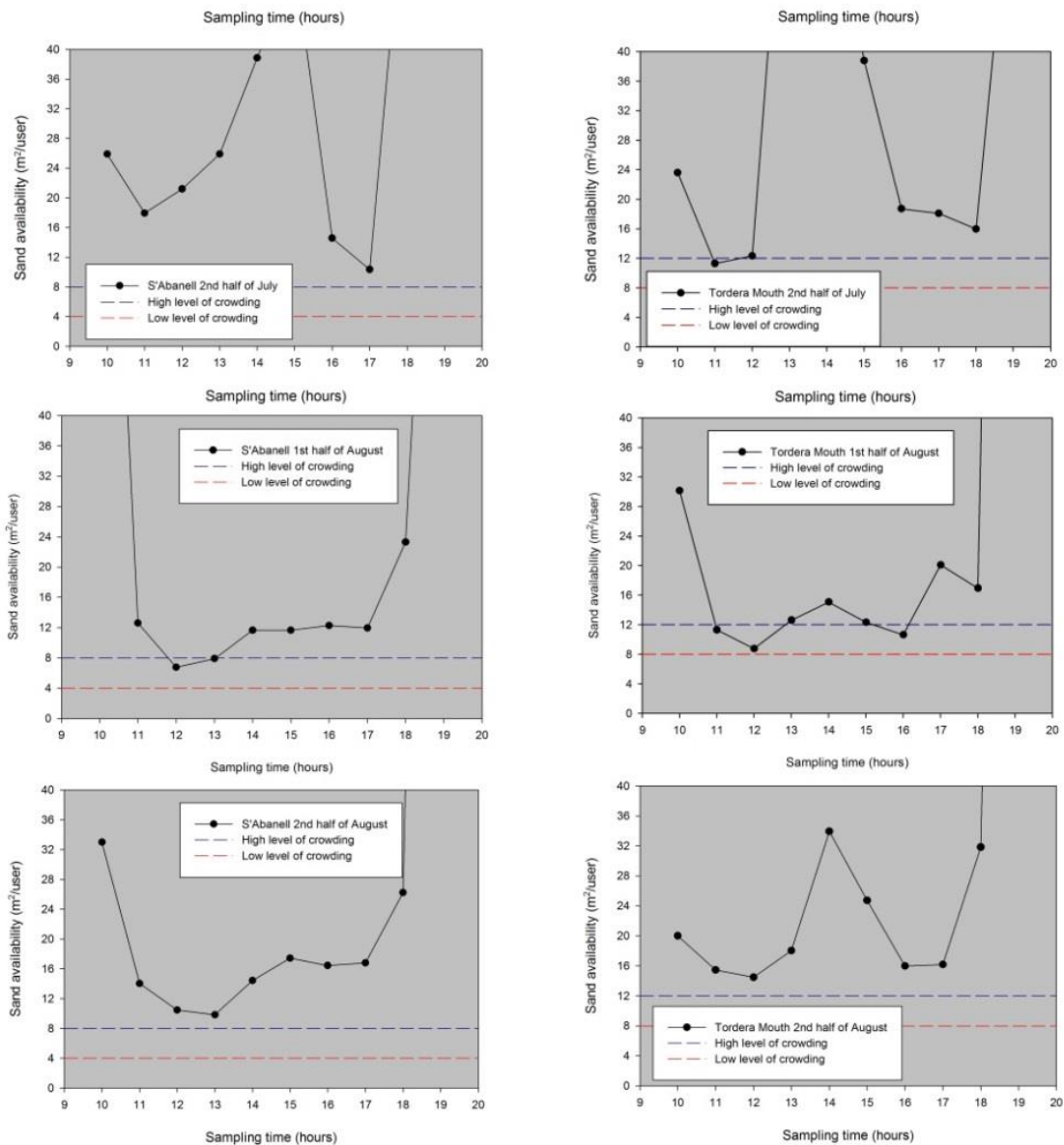


Figura 4.68: Gráficos de saturación de playa (m^2 /usuario). Se incluyen los límites superior e inferior de confort según Ariza et al. (2010).

Duración de la estancia

La duración de la estancia es similar en ambas playas, 3 horas de media para la urbana y 3 y 45 minutos para la semiurbana, siendo ligeramente superior en la playa semiurbana.

Observamos un patrón similar en ambas playas (Fig.4.69) donde la duración de la estancia decrece durante la mañana, lo que implica que esos usuarios que llegan más pronto a la playa son los que más rato permanecen en ella, exceptuando esos que llegan entre las 2 pm y las 3 pm (mediodía) que normalmente muestran valores muy altos de duración de la estancia, incluso llegando a ser los mayores en algunos de los días analizados. Existe otro grupo de usuarios que llega a la playa después de comer, a

primera hora de la tarde, y que tienen una estancia similar a aquellos que llegan a media mañana. Finalmente, las estancias más breves se concentran en las horas finales de sol.

A pesar de tener un patrón similar, durante la mañana, la playa urbana (barras negras en figura 4.69) muestra unos valores de duración de estancia superiores a la playa semiurbana mientras que por la tarde observamos precisamente la situación opuesta.

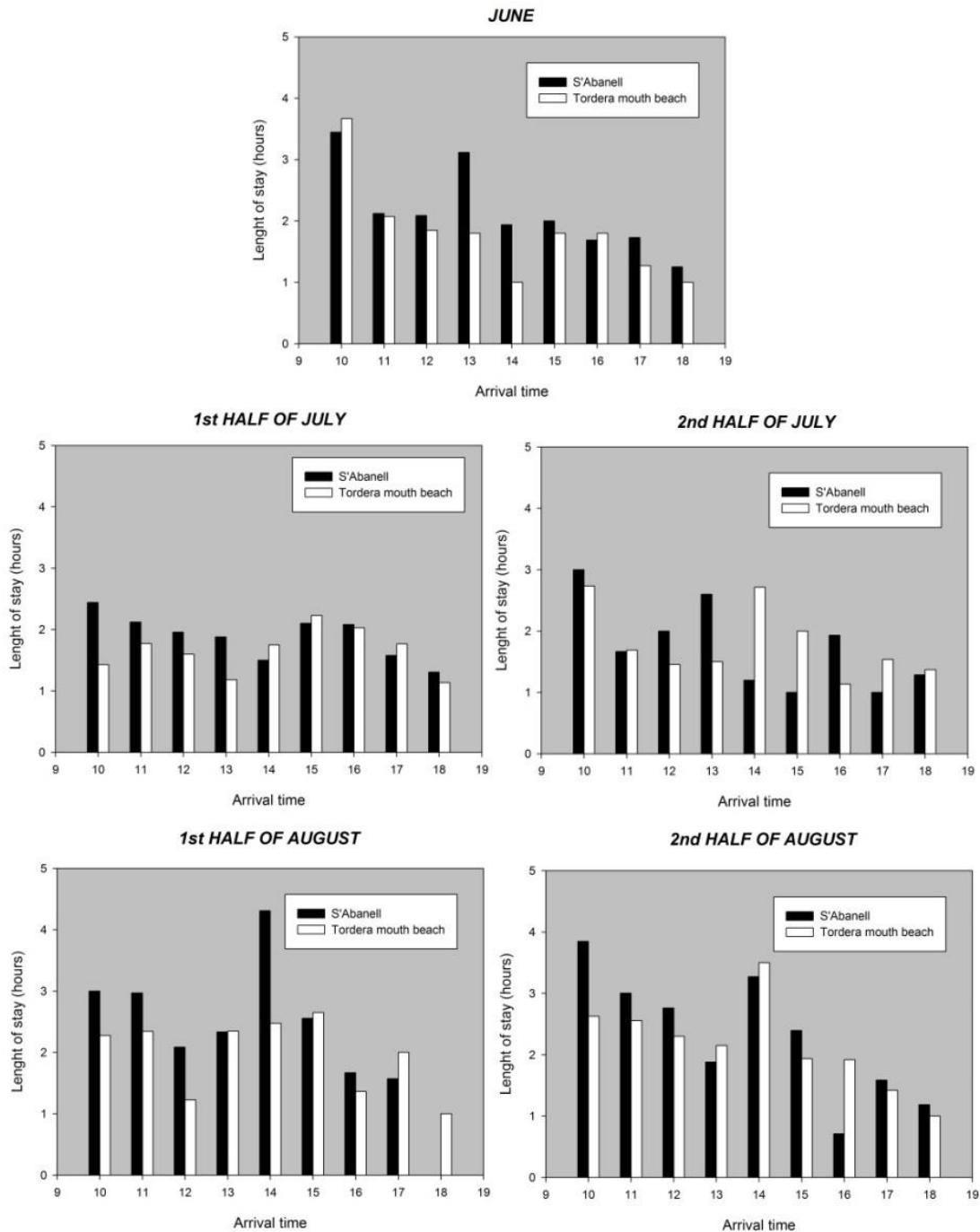


Figura 4.69: Gráficos de duración de la estancia en distintos periodos del verano.

Entradas y Salidas

Las horas de entrada y salida de los usuarios (Fig.4.70-4.71) muestran un patrón similar para ambas playas siendo las fracciones horarias de 10 am a 1pm y de 4 pm a 5 pm las que presentan un mayor número de entradas de usuarios. Por lo que respecta a las salidas, éstas se concentran al mediodía (entre 1 pm y 3 pm) y al final del día, a partir de las 6 pm, coincidiendo con la caída del Sol. Así pues, se observa claramente la presencia de tres tipos de usuario según su hora de llegada y de salida:

- a) Usuarios que van a la playa durante la mañana y se van al mediodía.
- b) Usuarios que van a la playa por la tarde, a partir de las 4 pm.
- c) Usuarios que van a la playa por la mañana, se van para comer (ya sea restaurante, hotel o hogar) y vuelven por la tarde.
- d) Usuarios que van a comer en la playa.

Una de las pocas diferencias que muestra la playa urbana (Fig.4.70) respecto a la playa semiurbana (Fig.4.71) es el hecho que la semiurbana presenta un mayor número de entradas a primera hora (9-10am), debido probablemente al horario de vida de sus usuarios, mayoritariamente extranjeros.

Finalmente, se observa que tanto al inicio como al final de la temporada de baño (junio y septiembre) las playas muestran el mismo patrón, pero menos marcado, sobre todo la playa urbana (Fig.4.70 gráfico superior), la cual muestra un número de entradas parecido a lo largo del día.

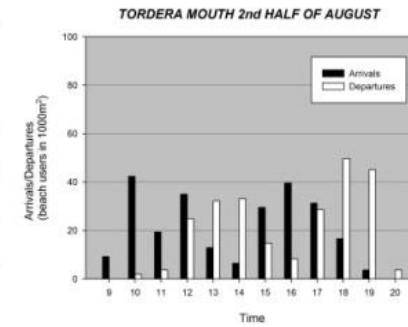
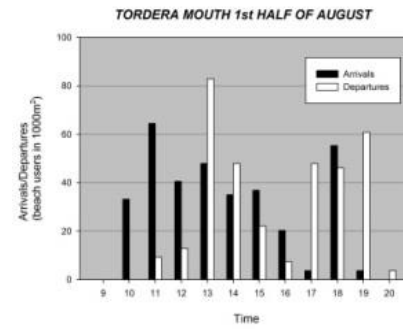
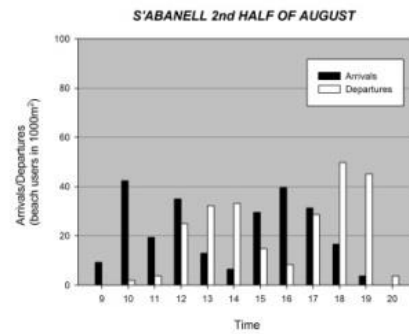
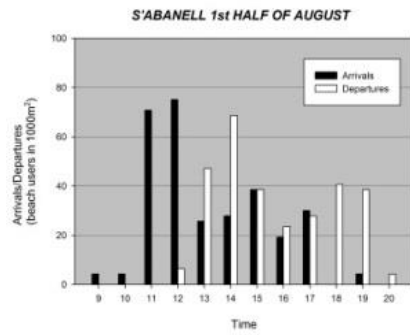
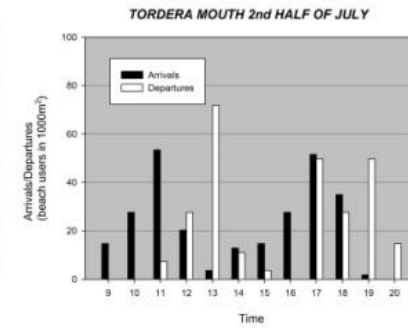
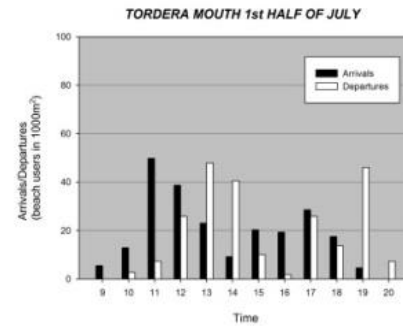
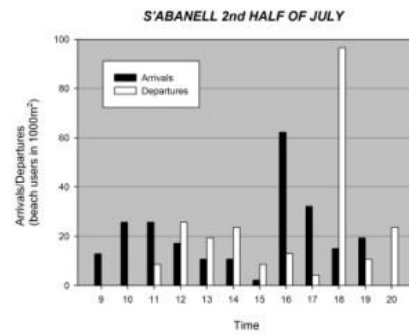
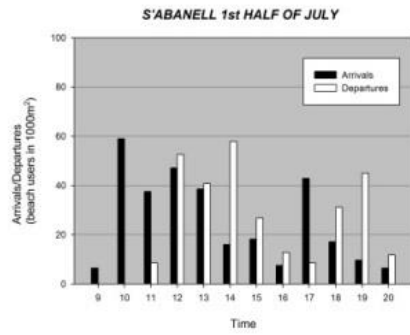
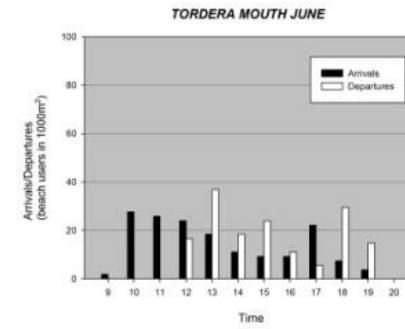
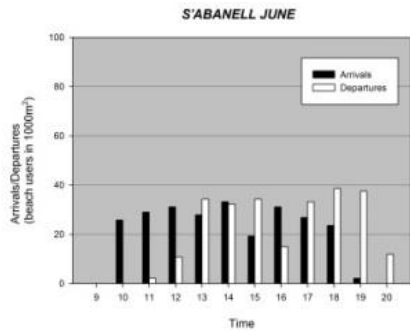


Figura 4.70: Entradas/Salidas s'Abanell

Figura 4.71: Entradas/Salidas Punta de la Tordera

Usuarios por hora y por día

Se observa que hay más de 1.500 usuarios en la playa en cualquier momento entre las 10 am y las 6 pm, alcanzando cifras entre 2.000 y 3.000 usuarios en agosto, siendo siempre estas cifras ligeramente superiores en la playa urbana debido a su mayor extensión (Fig.4.72). Además, estos datos han confirmado la existencia de dos picos diarios en lo que refiere a momentos de máxima afluencia, siendo el pico de la mañana a las 12 pm y el de la tarde a las 5 pm.

El valor acumulativo de usuarios al día se mantiene entre 5.000 y 7.000 usuarios por día en la playa urbana y alrededor de los 5.000 usuarios en la playa semiurbana. Estos valores alcanzan cifras de 10.000 usuarios al día en la playa urbana (ver Fig.4.72) y de 8.000 usuarios en la playa semiurbana (ver Fig.4.72) durante el mes de agosto, lo que significa que hay alrededor de 17.000 usuarios al día entre estas dos playas de Blanes durante el pico de afluencia del verano (se excluyen las demás playas y/o calas del municipio).

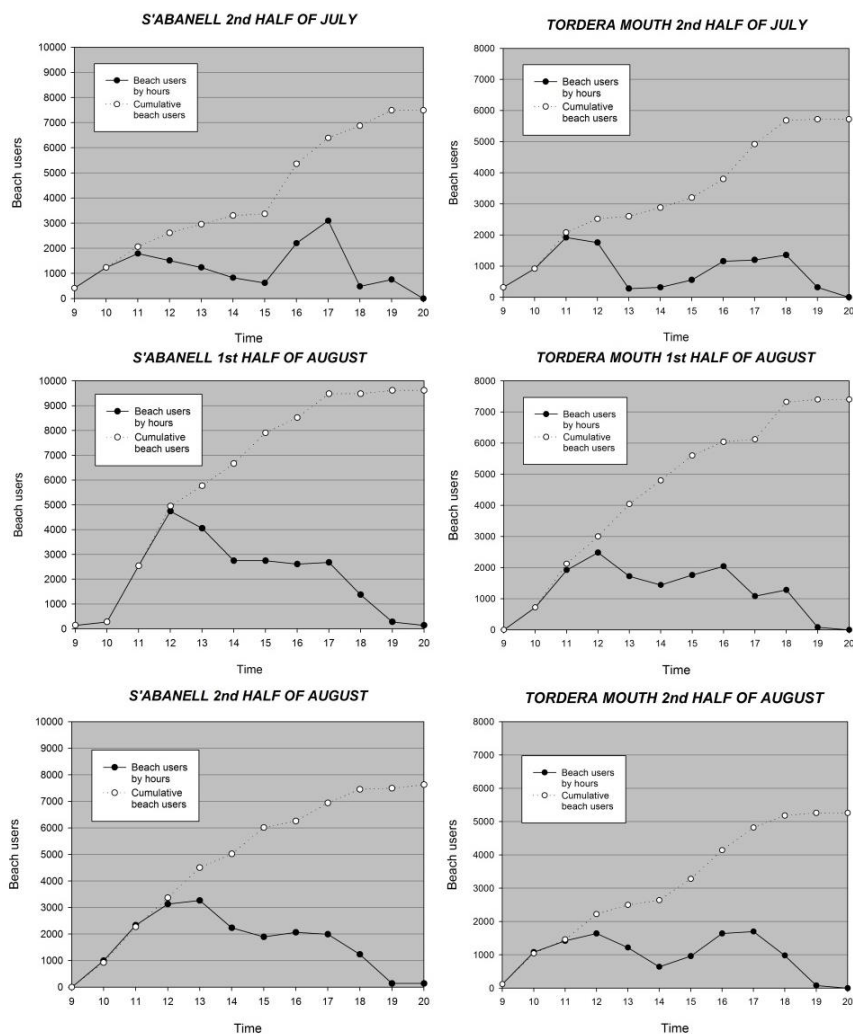


Figura 4.72: Gráficos de usuarios por hora y acumulativo por día.

Usuarios por mes y total temporada de baño

Observamos que la playa urbana concentra sus usuarios durante los meses de junio, julio y agosto (Fig.4.73 izquierda) mientras que la semiurbana muestra una evolución más continua y suavizada, con un pico en julio-agosto, pero con valores parecidos entre septiembre y junio (Fig.4.73 derecha).

Finalmente, la suma total de usuarios para el verano de 2015 fue de 900.000 usuarios en la playa urbana y 570.000 en la playa semiurbana. La suma de ambas playas nos da un total de 1,5 millones de visitas de usuarios en estas playas de Blanes, sin contar las demás que hay en el municipio, tal y como se ha comentado en el apartado anterior.

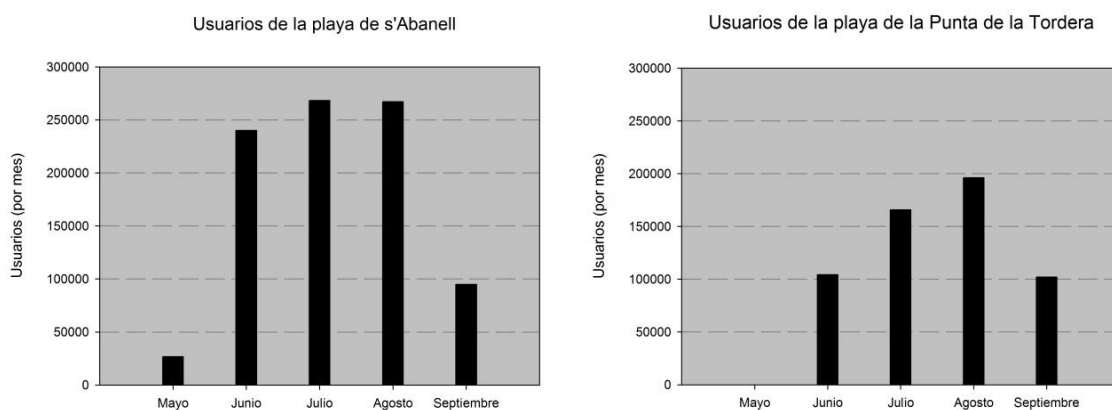


Figura 4.73: Gráficos de usuarios totales por mes. (*No hay datos del mes de mayo para la playa de la Punta de la Tordera).

4.5.3.2. Encuesta de percepción y gastos

La encuesta de percepción y gastos de los usuarios de las playas de Blanes se realizó durante los meses de julio y agosto de 2015 y ha constado de 22 preguntas. Se han obtenido un total de 274 respuestas para la playa urbana y 242 para la semiurbana. A continuación, se muestran los resultados de aquellas preguntas que se ha considerado que son las más interesantes y que aportan datos precisos que permiten conocer al usuario de las playas, si gusta el estado de éstas y en qué aspectos se debería mejorar. Las preguntas se han agrupado en 3 tipos distintos de preguntas: a) datos personales; b) datos económicos y c) datos de calidad de playa.

Datos personales

Referente al primer bloque de la encuesta, el bloque de datos personales, se han obtenido datos de edad, sexo o formación académica que han servido simplemente para corroborar que la muestra obtenida era representativa y que no se había discriminado a ningún grupo social. En éste sentido, se ha obtenido una muestra equitativa de hombres y mujeres, con representación sustancial de distintos grupos de edad y con formación académica muy variada (Fig.4.74).

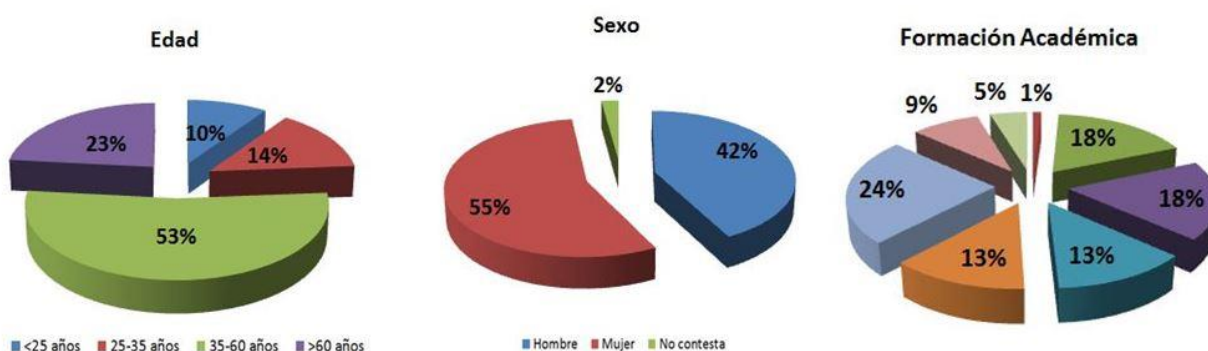


Figura 4.74: de izquierda a derecha: 1) Gráfico de edad de los usuarios, 2) Gráfico de sexo de los usuarios y 3) Gráfico de formación Académica de los usuarios. *Los gráficos mostrados son de la playa urbana, sin embargo, los resultados de la playa semiurbana son muy parecidos a estos.

Más allá de estos datos de control, hay una pregunta que merece especial atención: la referente a la procedencia de los usuarios. Los resultados permiten calificar la playa urbana cómo la playa de los usuarios locales y nacionales, mientras que la playa semiurbana se califica cómo una playa de turistas, muchos de ellos extranjeros (Fig.4.75).

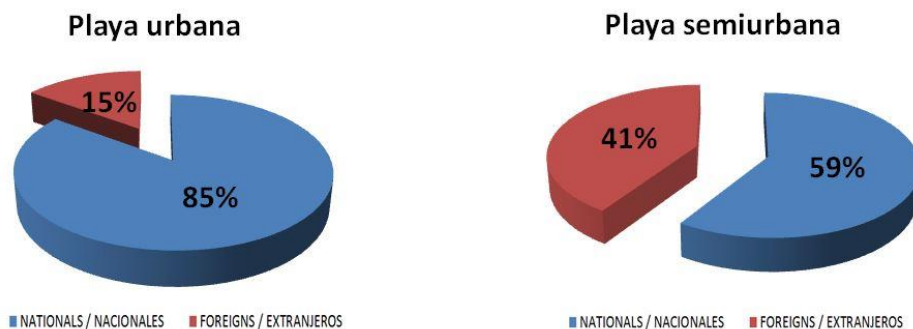


Figura 4.75: Gráficos de procedencia de los usuarios.

Además, si se observa la fracción de extranjeros en función de su país de residencia, se obtienen las nacionalidades más comunes de los turistas de la zona (Fig.4.76), siendo la holandesa, la francesa y la alemana las más numerosas.

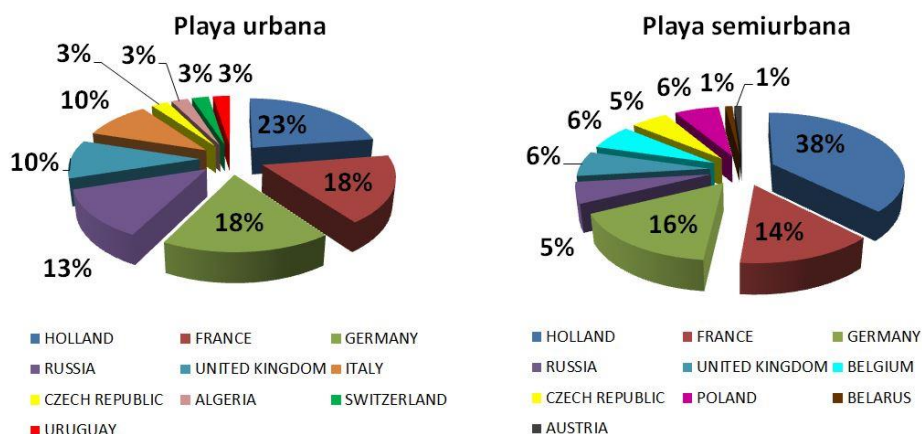


Figura 4.76: Gráficos de nacionalidad de la fracción de extranjeros de las playas

Datos económicos

En el segundo bloque de la encuesta, se han obtenido respuestas enfocadas a realizar distintos cálculos económicos que permiten estimar, entre otros, el gasto directo de los usuarios. Para dicha estimación del gasto directo de los usuarios se han obtenido los siguientes datos correspondientes a una de las preguntas de la encuesta (Fig.4.77): I) El porcentaje de usuarios que gastan en 5 aspectos predeterminados (Comida y bebida, Compras, Parquing, Entretenimiento y Otros) y II) El gasto directo en € por persona para cada uno de estos aspectos.

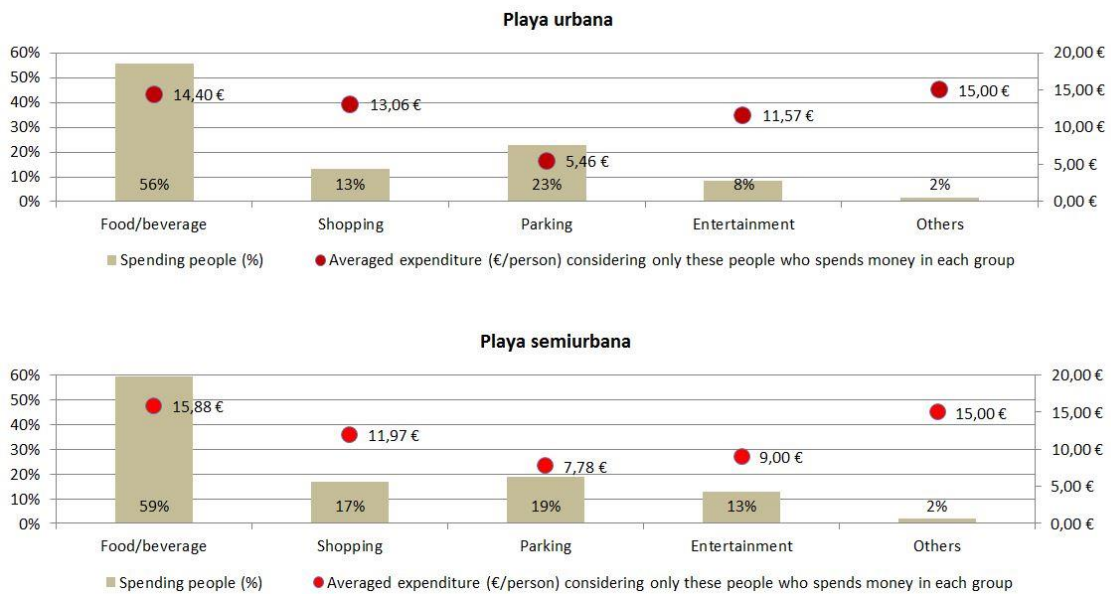


Figura 4.77: Gráficos de gasto directo en € por persona (puntos rojos) dónde se muestra el porcentaje de usuarios totales que gastan en cada uno de éstos aspectos (Barras grises). Las medias de gasto por persona se han realizado a partir de los gastos proporcionados por esas personas que SÍ que han gastado.

Además, se han obtenido una serie de datos que han servido para otros cálculos económicos y que a su vez han permitido conocer aún más al usuario de las playas. Por ejemplo, se ha observado que la mayoría de usuarios de las playas estudiadas han dormido en Blanes la noche anterior (Fig.4.78A) y, por lo tanto, la mayoría han llegado a la playa a pie (Fig.4.78B) y, por este motivo, lo han hecho con un tiempo relativamente pequeño (≈ 10 minutos) ya que la mayoría están alojados cerca de la playa (Fig.4.78C).

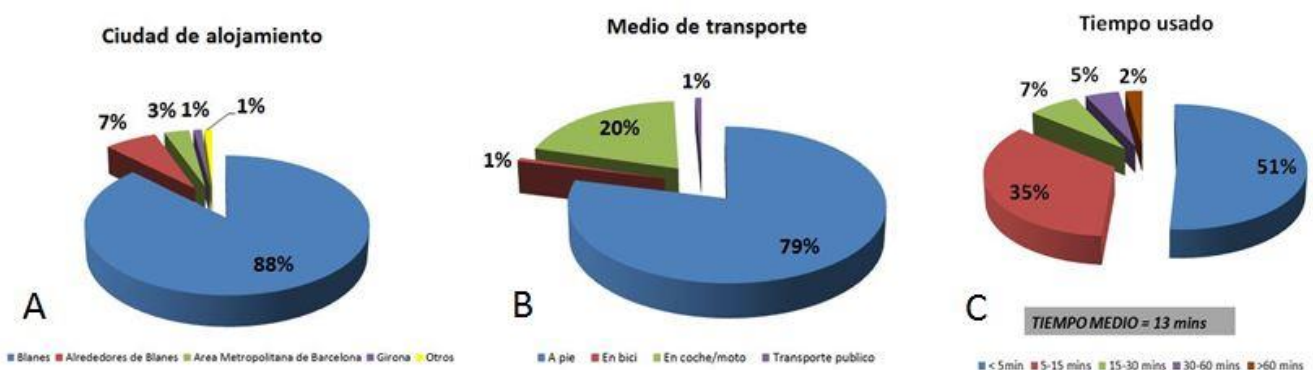


Figura 4.78: A: Ciudad dónde la gente a dormida la noche anterior al día de playa; B: Medio de transporte usado para ir a la playa; C: Tiempo que ha usado la gente para desplazarse del alojamiento a la playa. Los gráficos corresponden a la playa urbana, sin embargo, son muy similares a los de la playa semiurbana.

También se ha obtenido el tipo de alojamiento dónde durmió la gente la noche anterior (Fig.4.79). Éste dato, que sirve para hacer estimaciones económicas de alojamiento, permite observar que el tipo de usuario mayoritario de cada una de las playas estudiadas es distinto. Por consiguiente, se ha confirmado la hipótesis planteada anteriormente de que la playa urbana es el destino mayoritariamente de personas con residencia habitual o secundaria en Blanes, mientras que la playa semiurbana es el destino favorito de turistas, nacionales o extranjeros, que se alojan en campings y hoteles de la zona.

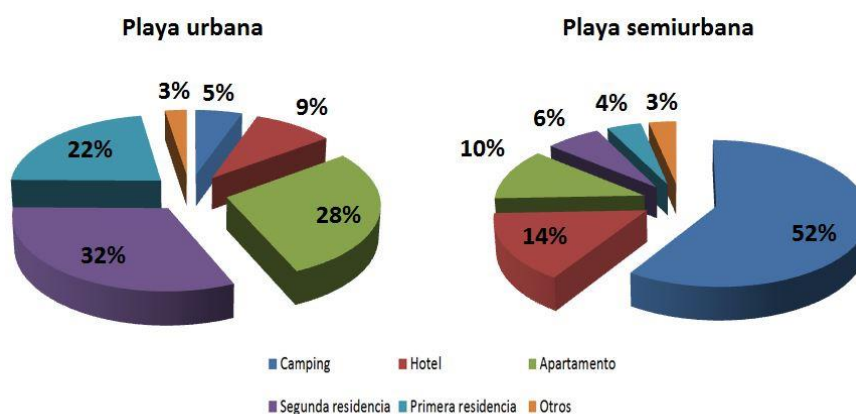


Figura 4.79: Tipo de alojamiento usado por los usuarios la noche anterior.

Otro dato interesante que se ha obtenido es el tipo de turismo mayoritario de estas playas. Como se puede observar (Fig.4.80) en torno al 75% de los usuarios han venido a la playa con la familia o la pareja, hecho que pone de manifiesto que el usuario de la zona es mayoritariamente de tipo familiar.

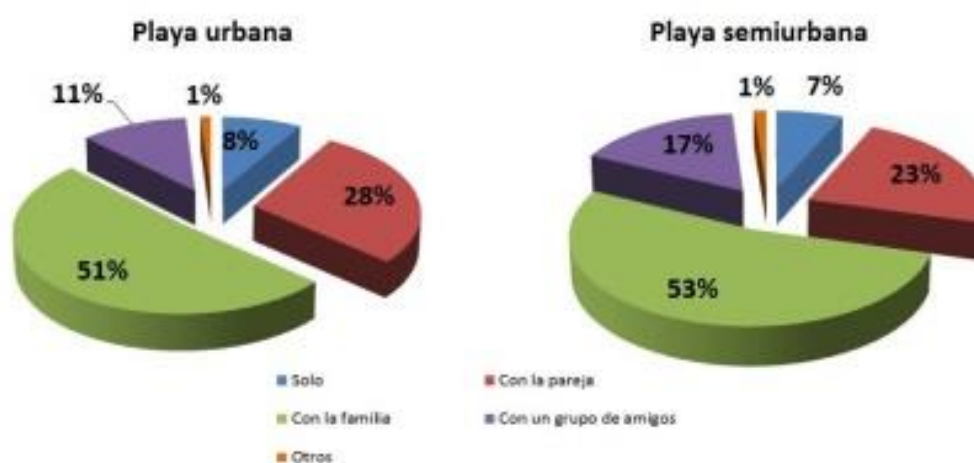


Figura 4.80: Gráficos que muestran los acompañantes del usuario en la playa.

También se ha obtenido un dato que pone de manifiesto la importancia de éstas playas para la economía de la zona ya que una parte importante de los usuarios de las playas que son turistas no volverían a acudir a ésta zona si éstas playas se hiciesen inviables para el baño o desapareciesen (Fig.4.81).

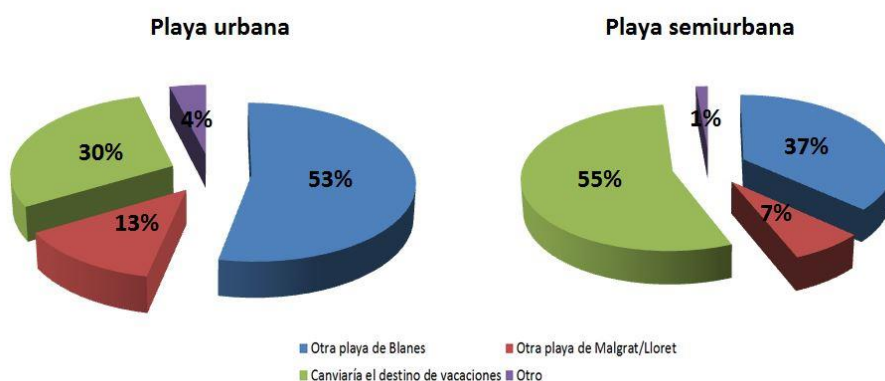


Figura 4.81: Alternativas de los usuarios de las playas si ésta playa fuese inviable para el baño o desapareciese.

Finalmente, se ha observado que los datos de las encuestas sobre duración de la estancia de los usuarios coinciden perfectamente con los obtenidos del estudio de frecuentación anteriormente expuestos, estableciendo una duración de la estancia media próxima a las 3 horas. Además a la pregunta abierta de que hubiesen hecho los usuarios si no hubiesen ido a esta playa, la mayoría respondió visitar otra playa o ir a la piscina, hecho que pone de manifiesto que el tipo de usuario de éstas playas es el que busca un destino de Sol y playa (Knowles & Curtis 1999).

Datos de calidad de playa

En éste bloque se han agrupado todos esos resultados que hacen referencia al Índice de Calidad de Playas (Ariza et al. 2010) y que son indicadores de si los usuarios están contentos con la playa que tienen y en qué aspectos la mejorarían.

Preguntamos qué opinaban sobre las características de la playa a los usuarios de cada una de las playas. Para la playa urbana (Fig.4.82), observamos que los usuarios están bastante satisfechos con las dimensiones de la playa, los niveles de limpieza tanto de la arena como del agua, los servicios básicos, los servicios de socorrismo, el acceso, el paisaje, el nivel de saturación y el confort. Otras características como los alquileres de parasoles y hamacas o el servicio de vigilancia policial reciben puntuaciones regulares. Por otro lado, la pendiente de la playa, la presencia y mantenimiento de los servicios y el párquing reciben las peores notas. Sin embargo, la evaluación general muestra que los usuarios están satisfechos con las características de la playa urbana de s'Abanell.

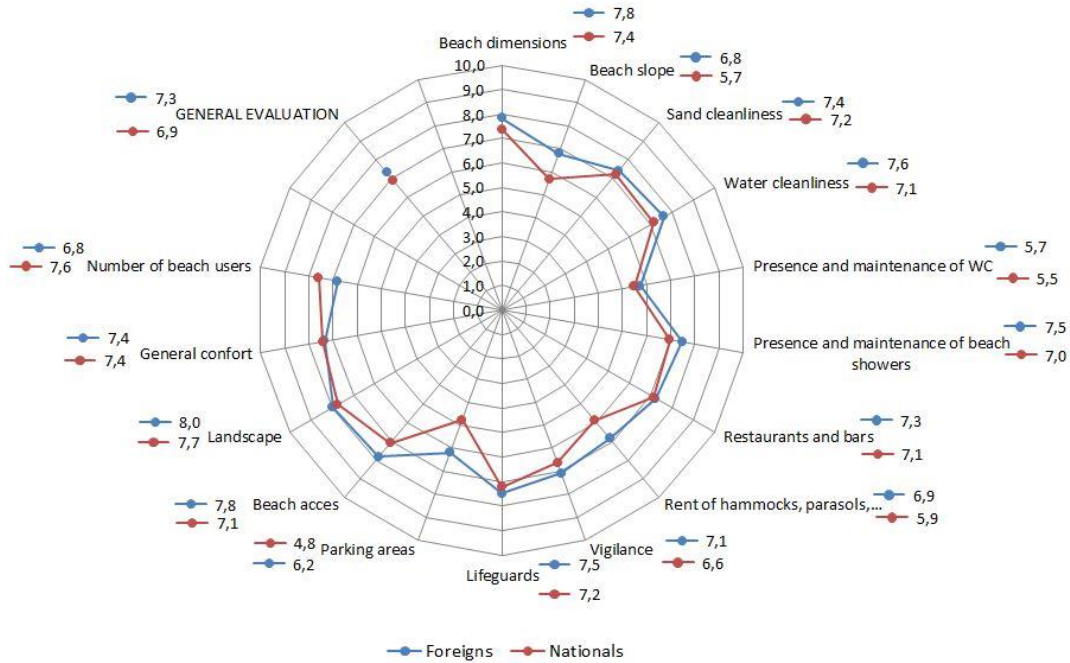


Figura 4.82: Puntuaciones para la playa urbana de s'Abanell.

Por otro lado, por lo que respecta a los usuarios de playa semiurbana de la Punta de la Tordera (Fig.4.83) observamos que no existen servicios básicos como baños, duchas, restaurantes o alquileres a la vez que también hay se detecta una falta servicios mínimos de socorrismo y vigilancia policial. A pesar de esto, los usuarios se muestran satisfechos con los niveles de limpieza tanto de la arena como del agua, el acceso y el paisaje mientras que otras características como el confort o la saturación reciben puntuaciones regulares. En el lado opuesto, vimos que los usuarios se muestran muy descontentos con las dimensiones de la playa y la pendiente, así como por la ausencia de p rquing gratuito. Aun así, la evaluación general muestra que los usuarios están bastante satisfechos con las características de la playa semiurbana de la Punta de la Tordera.

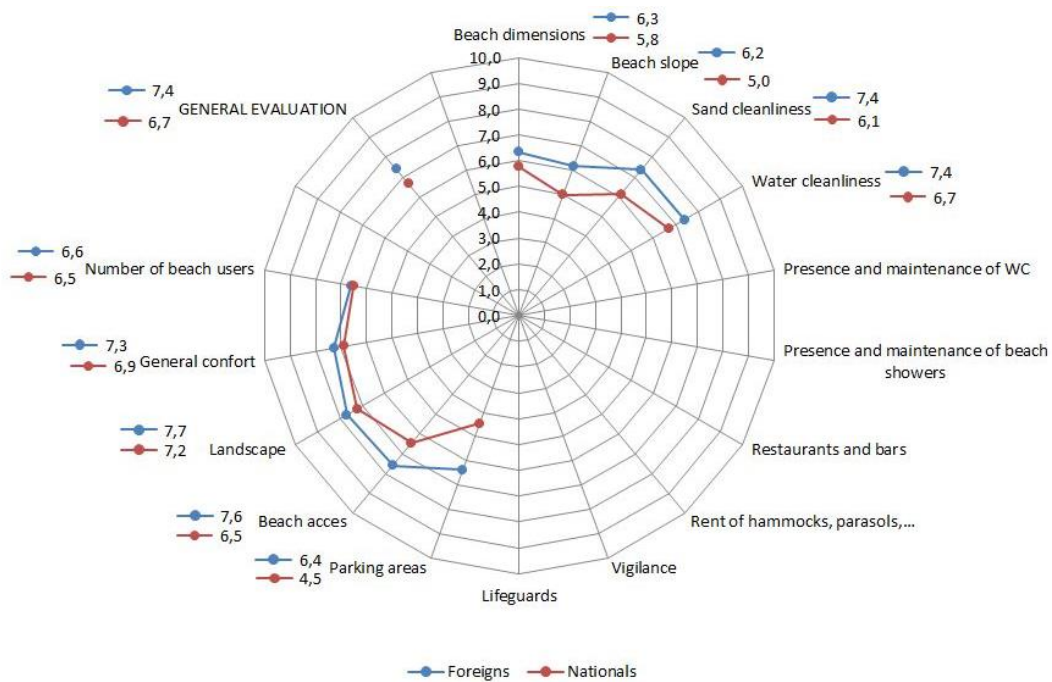


Figura 4.83: Puntuaciones para la playa semiurbana de la Punta de la Tordera.

A consecuencia de los problemas de erosión que sufren las dos playas estudiadas, se preguntó a los usuarios si estaban preocupados ante la pérdida de arena en estas playas (Fig.4.84). Los usuarios nacionales muestran un nivel de preocupación muy elevado, pues el 90% afirman estar preocupados, sobre todo por aspectos como la pérdida del ecosistema natural o la exposición a daños por los temporales marinos. Sin embargo, los usuarios extranjeros muestran un nivel de preocupación menor, sólo el 50% afirman estar preocupados por aspectos como la pérdida del ecosistema natural o la pérdida de espacio recreacional.

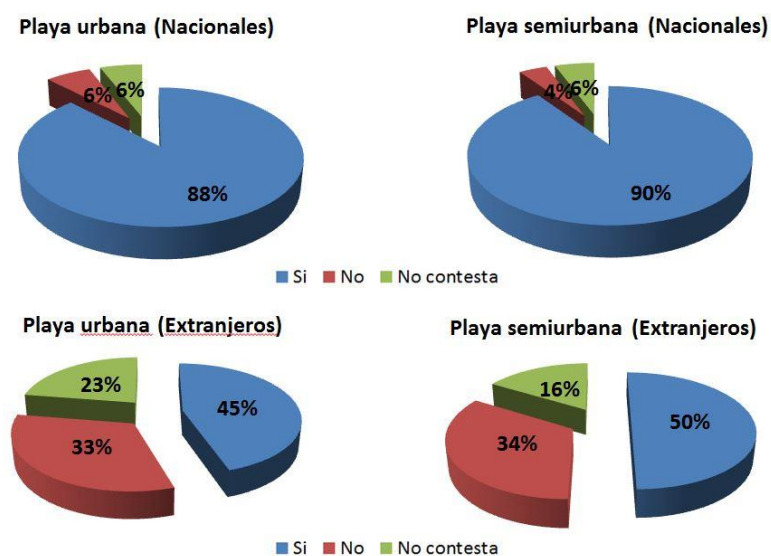


Figura 4.84: Preocupación de los usuarios por la pérdida de arena en las playas.

Debido a estos fenómenos de erosión que sufren estas playas, es habitual que la administración realice regeneraciones artificiales de playa con arena procedente de otras zonas y que pueden hacer variar la granulometría de las playas. Por éste motivo, se le preguntó a la gente si le gustaba la arena tipo de éstas playas (Fig.4.85) a lo que la gente respondió con un tajante 87% de la opción “Sí”.

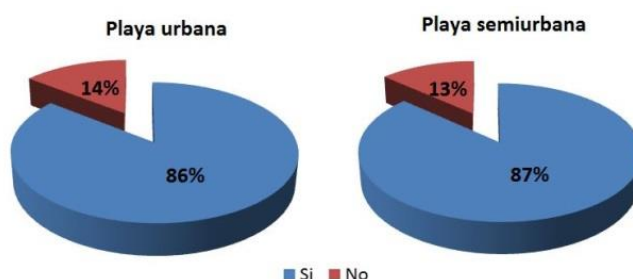


Figura 4.85: Porcentaje de usuarios a los que les gusta la arena frente a los que no les gusta.

Finalmente, se le consultó a la gente que características de una playa consideran más importantes con el objetivo de establecer qué necesitarían estas playas para mejorar la valoración de sus usuarios. Tanto los usuarios de la playa urbana de s’Abanell como los de la playa semiurbana de la Punta de la Tordera mostraron niveles parecidos de importancia en la mayoría de características de la playa (Fig.4.86). De ésta forma, los usuarios consideran cómo aspectos básicos para una playa la limpieza, el confort, los servicios de vigilancia y socorrismo, buenos servicios y las certificaciones. Por otro lado, tanto los usuarios de la playa urbana como los de la semiurbana consideran que aspectos como la accesibilidad, los aparcamientos y la tranquilidad están por debajo en importancia de los anteriormente comentados. Aun así, siguen considerando estos aspectos como importantes. Sorprendentemente, el aspecto que menos importa en los usuarios es precisamente aquel en el que actualmente se destinan muchos recursos, la oferta recreacional.

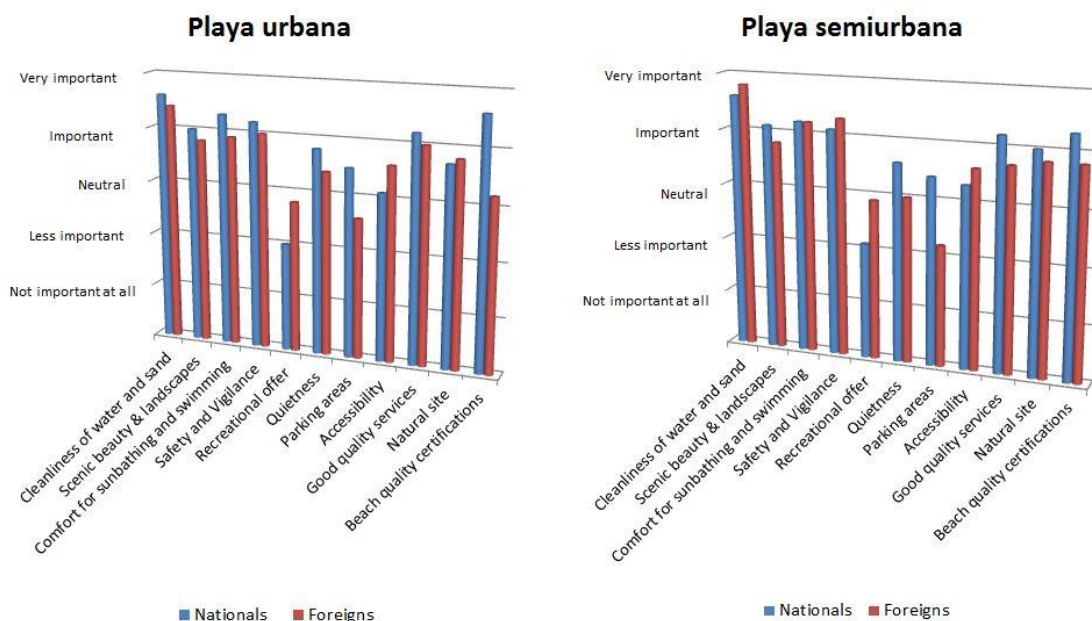


Figura 4.86: Niveles de importancia de las distintas características de una playa para los usuarios de la playa urbana de s'Abanell y la playa semiurbana de la Punta de la Tordera separados por nacionalidad española o extranjera.

4.5.3.3. Estimación del Gasto Directo de los usuarios

Correlacionando los datos de las encuestas de percepción y gastos con los datos del estudio de frecuentación pudimos hacer una estimación del gasto directo de los usuarios de la playa de s'Abanell (Tab.4.29) y de la Punta de la Tordera (Tab.4.30).

Gasto Directo playa urbana (s'Abanell)					
	Comida y bebida	Compras	Parquing	Entretenimiento	Otros
% usuarios que gastan	56,00%	13,00%	23,00%	8,00%	2,00%
Nº de usuarios que gastan	502500	116652	206384	71786	17946
€ por persona	14,40 €	13,06 €	5,46 €	11,57 €	15,00 €
€ totales de gasto directo	7.236.005,01 €	1.523.473,38 €	1.126.857,03 €	830.561,29 €	269.196,62 €
TOTAL					10.986.093,32 €

Tabla.4.29: Gasto directo de los usuarios de la playa urbana de s'Abanell para el verano de 2015 (de mayo a septiembre)

Gasto Directo playa semiurbana (Punta de la Tordera)					
	Comida y bebida	Compras	Parquing	Entretenimiento	Otros
% usuarios que gastan	59,00%	17,00%	19,00%	13,00%	2,00%
Nº de usuarios que gastan	335.403,20 €	96.641,60 €	108.011,20 €	73.902,40 €	11.369,60 €
€ por persona	15,88	11,97	7,78	9	15
€ totales de gasto directo	5.326.202,82 €	1.156.799,95 €	840.327,14 €	665.121,60 €	170.544,00 €
TOTAL					8.158.995,50 €

Tabla 4.30: Gasto directo de los usuarios de la playa semiurbana de la Punta de la Tordera para el verano de 2015 (de junio a septiembre).

En general, el gasto directo de los usuarios de estas dos playas se puede valorar en unos 19 millones de € por año, de los cuales 11 millones vienen de la playa urbana de s'Abanell y 8 millones de la playa semiurbana de la Punta de la Tordera, a pesar de que la playa semiurbana es bastante más pequeña que la urbana.

Finalmente, observamos que aproximadamente 2 tercios del gasto directo está relacionado con gastos en comida y bebida en restaurantes, bares o chiringuitos en la playa o cerca de ella. Por otro lado, la tercera parte restante se divide entre compras, p rquing y entretenimiento, siendo éste último el que genera menos ingresos brutos.

4.5.4. Discusión

4.5.4.1. Evolución de la frecuentación: Una comparación entre 1982, 2000 y 2015

Un aspecto muy interesante es la comparación de los resultados de 2015 con datos parecidos obtenidos en otros trabajos llevados a cabo en la misma zona en el año 2000 (Sardá et al. 2009) y en el 1982 (Alemany 1984). Esta comparación revela los cambios en el comportamiento de los usuarios de playa durante los últimos 30 años. Durante estas 3 décadas, las dimensiones de la playa han cambiado mucho debido al fenómeno de erosión severa en la playa semiurbana y moderada en la urbana (Jiménez et al. 2003; Sardá et al. 2001) y, también, debido a las regeneraciones artificiales de playa (Serra 1998). Como resultados de estos procesos, la superficie total de las playas de s'Abanell y Punta de la Tordera se ha reducido de 108.000 m² en 1982 a 53.000 m² en 2015, lo que significa que más de 50.000 m² de superficie de playa han desaparecido debido al contexto erosivo en el que se encuentra la zona costera estudiada (Salman et al. 2004). Obviamente, la relación entre la superficie de playa y el número total de usuarios es importante ya que los usuarios se suelen concentrar en los primeros 35 m de playa más próximos al mar (Alemany 1984). Este hecho es muy importante cuando se requieren regeneraciones artificiales de playa ya que las zonas más allá de esos 35 m jamás servirán para aumentar el número de usuarios de una playa, actuando exclusivamente como reservorios de arena.

Cuando comparamos los datos disponibilidad de arena por usuario entre las 12 pm y las 3 pm durante la primera mitad de Agosto entre los años 1982 y 2000 (Alemany 1984; Sardá et al. 2009) con los datos actuales, observamos un incremento de la disponibilidad de arena entre 1982 y 2000, pasando de 8,7 m²/usuario a 11,7 m²/usuario, seguido de un descenso en 2015 donde ese valor se sitúa en torno a los 7 m²/usuario. Esta evolución no está ligada a la mayor o menor superficie de playa ya que en el año 2000 se habían perdido 50.000 m² de playa a la vez que se incrementó la disponibilidad de arena por usuario, un hecho que refuerza la hipótesis de que los usuarios sólo usan los primeros 35 m de playa. Tampoco influyó en el descenso de la disponibilidad de arena observado en 2015 en comparación con el año 2000 ya que la superficie de la playa es similar en ambos años. A pesar de las diferencias observadas, en general, la playa muestra excelentes niveles de saturación durante los últimos 30 años. Sin embargo, actualmente, se empiezan a observar pequeños signos de saturación ya que los valores se encuentran ligeramente por debajo del límite superior de confort establecido en 8 m²/usuario por Ariza et al. (2010).

Si nos fijamos en la duración de la estancia, observamos un ligero aumento en el tiempo que dura la estancia media en 2015 en referencia al año 2000 (no hay datos de 1982), pasando de una media de 2,5 horas en el año 2000 hasta unas 3 horas en el 2015. El incremento es incluso mayor si observamos solo los datos de finales de julio e inicios de agosto, donde sube hasta una media de 4 horas. Lo más interesante es que se observa un cambio muy claro en el comportamiento de los usuarios en cuanto a su estancia. Además, según los datos del año 2000 los usuarios tendían a pasar más horas en las playas semiurbanas que en las urbanas. En cambio, en el año 2015 ambos tipos de playa muestran estancias parecidas, siendo incluso superiores en la playa urbana en el caso de los usuarios matutinos.

Por otro lado, no existen grandes diferencias en las horas de llegada y salida correspondientes a los años 2000 y 2015 (no hay datos de 1982). Hay una tendencia muy clara a tener 2 máximos diarios, uno por la mañana y otro por la tarde. El hecho de que actualmente el máximo de la mañana se encuentre entre las 10 am y la 1 pm, a diferencia del año 2000 que era de 11am a 1pm, indica un pequeño cambio en los hábitos diarios de los usuarios que ahora van a la playa más pronto. Sin embargo, el máximo de la tarde se mantiene entre las 4 pm y las 5 pm. De igual manera, no se observan cambios significativos en las horas de salida, las cuales se concentran al mediodía y al final de la tarde.

Finalmente, observamos variaciones importantes en el número de usuarios a lo largo de éstos 30 años. En 1982 había un máximo de 6.207 usuarios en la playa en el mismo momento (ambas playas juntas), mientras que el año 2000 el máximo fue de 3.837 usuarios para, finalmente, subir hasta los 7.500 en el año 2015. En el mismo sentido, el acumulado de usuarios a lo largo de un día muestra una tendencia al crecimiento en los últimos 15 años (no hay datos de 1982) pasando de 13.375 usuarios por día en el año 2000 (Sardá et al. 2009) a 17.000 en 2015 (Fig.4.72, suma de ambas playas). Así pues, podemos concluir que estas variaciones muestran una tendencia actual al crecimiento del **turismo de sol y playa** a pesar de la pérdida de generalizada de la superficie de playa que hay en esta región.

4.5.4.2. Perfiles de usuario de playa

Las playas suelen mostrar diferentes perfiles de usuario en función de su tipología e incluso más de un perfil de usuario dentro de una misma playa. En general, las playas urbanas suelen ser las favoritas de los turistas por su proximidad al núcleo urbano, donde suelen ubicarse los hoteles en los que se alojan, y por las dificultades que entraña el hecho de llegar hasta una playa semiurbana, a menudo con grandes deficiencias de transporte público (Roca & Villares 2008). Sin embargo, en el caso de Blanes la situación es totalmente opuesta. La mayoría de turistas acuden a la playa semiurbana debido, probablemente, a que su alojamiento favorito, hoteles y campings (Instituto de Estudios Turísticos (IET) 2006), se emplazan en la zona semiurbana. Por otro lado, la playa urbana es ocupada mayoritariamente por los residentes en Blanes y aquellos usuarios que tienen una segunda residencia, es decir, que a menudo vienen a Blanes. Esto es debido a que, por razones sociales y culturales, los municipios de la costa catalana han estado siempre muy ligados al mar y, en lugar de buscar otras zonas para su día de playa, prefieren quedarse a la que, popularmente, le llaman “su playa”. Obviamente, más allá del usuario tipo de cada playa, existen varios perfiles de usuario dentro de una misma playa. Las encuestas y el estudio de frecuentación nos han permitido observar esos distintos perfiles de usuario en cada playa en función de los distintos parámetros considerados.

-Perfiles de usuario de la playa urbana

Usuario principal

Usuario local, con primera o segunda residencia en Blanes. Normalmente acude a la playa con su pareja o en familia (pareja e hijos) y para ello se traslada a pie desde su residencia en aproximadamente unos 10 minutos para hacer una estancia media de unas 3 horas. Aprecia las condiciones naturales de la playa (tamaño de grano, paisaje, etc...) y la calidad general de esta playa. Sin embargo, es muy crítico con el estado de algunas características, especialmente con los servicios básicos y el parking. Además, se muestra muy preocupado por la erosión que sufren las playas de la región y está concienciado del peligro que supone para el municipio y el ecosistema natural. En cuanto a sus gastos, estos usuarios se dividen equitativamente entre aquellos que gastan en comida y bebida y los que no gastan en nada.

Turista nacional

Turista español que se aloja en hoteles o apartamentos cercanos a la playa. Se trata de un turismo familiar que incluye unidades de hasta 3 o 4 generaciones, siendo la primera la más común. Aprecia la belleza de la zona y la proximidad de la playa a su alojamiento.

Su estancia suele estar entre las 3 y 4 horas de media, incluyendo habitualmente gastos en bebida y comida y, de vez en cuando, en actividades recreativas. También se muestra muy preocupado por la erosión que sufren las playas de esta región y comenta que existen deficiencias en los servicios básicos y las áreas de parking.

Turista extranjero juvenil

Turista procedente de la Unión Europea, mayoritariamente holandés, francés y alemán, que se alojan en hoteles y campings del municipio. Se trata de un turismo juvenil de grupos de amigos que suelen acudir a la playa hacia el mediodía o por la tarde debido a su vida nocturna activa tanto en locales de Blanes como de otros municipios cercanos. Suele gastar en actividades recreativas en la playa y sus estancias son muy variables, desde 1 hora hasta 8 horas, dependiendo del día. No se muestra preocupado por la erosión de las playas de la región y sólo aprecia la playa como un lugar donde pasar su tiempo libre de forma secundaria.

Turista extranjero adulto

Turista procedente de la Unión Europea, mayoritariamente holandés, francés y alemán, que se alojan en hoteles y campings del municipio. Se trata de un turismo familiar que incluye unidades familiares de hasta 3 generaciones. Aprecia la belleza de la zona y se muestra satisfecho con las características actuales de la playa, siendo, en general, sus puntuaciones bastante superiores a los usuarios españoles. Suelen hacer estancias de entre 3 y 6 horas en función del día. La mayoría gasta en comida y bebida e, incluso, en actividades recreativas. Existe un subgrupo que suelen visitar la región cada año y otro que es la primera vez que vienen. Los primeros se muestran preocupados por la erosión que sufre la región mientras que los segundos manifiestan no estar en absoluto preocupados por ello.

-Perfiles de usuario de la playa semiurbana

Usuario principal

Turista adulto, nacional o extranjero, que se aloja en un camping o, en menor medida, en un hotel. Normalmente va a la playa con la pareja o familia (pareja e hijos) trasladándose a pie desde su alojamiento en menos de 10 minutos para hacer una estancia media de alrededor de las 4 horas. Aprecia la proximidad de la playa a su alojamiento, la tranquilidad, el confort y el paisaje. Además, está satisfecho con la mayoría de características de la playa. Sin embargo, es especialmente crítico con la anchura y el pendiente de la playa y muestra su desacuerdo con la falta de servicios básicos como duchas, baños o socorrismo. La mayoría gasta dinero en comida y bebida y algunos en actividades recreativas en la playa. El grupo se divide entre turistas

nacionales y extranjeros. Los primeros se muestran preocupados por la erosión y sus consecuencias para el ecosistema natural y el daño de los temporales. Por otro lado, el grupo de extranjeros se divide equitativamente entre los que se muestran preocupados por la erosión y sus consecuencias para el espacio recreativo y el ecosistema natural y los que no se muestran preocupados por ello.

Usuario local o de proximidad

Usuario residente en Blanes o cerca de Blanes que busca un entorno más natural para su día de playa. Acude a la playa solo o con su pareja y lo hace desplazándose en coche o moto en trayectos de entre 15 y 30 minutos para realizar una estancia muy variable de 1 hora hasta 6 horas. Se muestra satisfecho con la tranquilidad, paisaje y confort de la playa, mostrando un nivel de satisfacción global bueno. Sin embargo, muestra su descontento con la falta de servicios básicos como duchas, baños o socorrismo, así como por la falta de un espacio gratuito y más grande de aparcamiento. No suele gastar en nada más allá de la tarifa de parking. En general, se muestran muy preocupados por la erosión e incluso expresan su tristeza por el estado actual del delta de la Tordera, lo que indica que es un usuario con conocimiento del contexto en el que se emplaza la playa visitada.

4.5.4.3. Estado actual de la playa

Tanto los usuarios de la playa urbana como los de la semiurbana muestran un buen nivel de satisfacción en relación a las características de estas playas. Ambas destacan en los niveles de limpieza del agua, la calidad de los accesos, el paisaje y el confort. Sin embargo, encontramos diferencias notables en el resto de características por distintos motivos.

Encontramos la principal diferencia entre ambas playas en el aspecto de los servicios ya que la playa semiurbana está excluida del Plan de Playas de Blanes ya que se considera una zona natural de libre evolución. Por esta razón, los usuarios de la playa semiurbana demandan la presencia de servicios básicos como los de la playa urbana (WC, duchas, restaurantes, bares, alquileres, socorrismo y vigilancia policial). Un ejemplo sería que, mientras los usuarios de la playa urbana se muestran remarcablemente satisfechos con la limpieza de la arena (limpieza diaria), los de la semiurbana se muestran mucho menos satisfechos (limpieza esporádica). Aun así, a pesar de que existen servicios básicos en la playa urbana, las valoraciones de los usuarios muestran que algunos se deberían mejorar, como por ejemplo la presencia y mantenimientos de los baños o los alquileres. A pesar de esto, otros servicios como la

vigilancia policial, el socorrismo, los restaurantes y bares o las duchas obtienen buenos niveles de satisfacción de los usuarios.

Las características físicas de la playa (anchura y pendiente) son también un factor diferencial entre ambas playas. La playa urbana supera considerablemente a la semiurbana en estas características debido a la mayor erosión que ha sufrida la zona semiurbana en las últimas décadas y que se han traducido en una menor anchura de esta. Lo mismo ocurre con la pendiente, la cual es mayor en la semiurbana debido a la ausencia de allanamiento mecánico y, por este motivo, obtiene una puntuación menor a la playa urbana, que a su vez obtiene una puntuación regular.

Las peores puntuaciones de los usuarios de ambas playas son para el aparcamiento, siendo la única característica que llega a suspender (nota por debajo de 5). Los usuarios se muestran decepcionados por no tener la opción de aparcar de forma gratuita, por las tarifas abusivas para estancias cortas y, en el caso de la playa semiurbana, por la falta de una zona de aparcamiento mayor cercana a la playa.

4.5.4.4. Propuesta de mejoras para la percepción

Las respuestas proporcionadas por los usuarios en las encuestas sobre la importancia de las distintas características de una playa y sus puntuaciones proporcionan los puntos clave donde se debe focalizar las mejoras a instaurar en un futuro próximo. A continuación, se muestra la propuesta de mejoras a corto plazo para cada una de las playas estudiadas:

Playa urbana de s'Abanell

- 1) Mejorar algunos servicios como los baños, incrementando la cantidad y mejorando su mantenimiento.
- 2) Trabajar en la posibilidad de ofrecer aparcamiento gratuito o, por lo menos, con mejores condiciones de tarifa.
- 3) Mejorar la accesibilidad a personas con movilidad reducida
- 4) Reducir la oferta recreativa ya que los usuarios no la consideran demasiado importante e incluso, a menudo, causan malestar en los usuarios.

Playa semiurbana de la Punta de la Tordera

- 1) Incluir la playa semiurbana en el Plan Municipal de Playas del Ayuntamiento de Blanes para poder realizar una gestión más eficiente.
- 2) Introducir servicios básicos que incluyan: baños, duchas, vigilancia policial y socorrismo.

- 3) Trabajar en la posibilidad de ofrecer aparcamiento gratuito o, por lo menos, con mejores condiciones de tarifa.
- 4) Incrementar la frecuencia de limpieza de la arena.
- 5) Incrementar el número de cubos de basura.
- 6) Crear estructuras que faciliten el acceso a la playa a personas con movilidad reducida.

Además, en ambas playas se debería instaurar un servicio de limpieza de la arena hacia el mediodía (de 2 pm a 4 pm) ya que los usuarios de la tarde manifiestan que hay una gran presencia de basura de los usuarios de la mañana. Evidentemente, debería ser un servicio de recolecta manual mediante pinzas, jamás una colecta con maquinaria pesada. También sería recomendable extender el servicio de socorrismo y vigilancia hasta las 8 pm ya que hay un número considerable de usuarios presentes en la playa a esa hora en los meses de julio y agosto.

Para concluir, la implementación de esta serie de mejoras proporcionaría una mejoría notable en la evaluación de los usuarios de estas playas. Si bien actualmente la nota media se encuentra en torno a los 7 puntos sobre 10, se podría aumentar considerablemente esta puntuación con la implementación de cuantas más mejoras de las propuestas mejor. Sin embargo, hay que tener en cuenta que se trata de una mejora focalizada en los servicios, es decir, en relación a la función recreativa de la playa y que, en ningún caso, habría una mejoría en la función natural y de protección aplicando esta propuesta.

4.5.4.5. La importancia del “Recurso Playa”: El gasto turístico directo en una playa

Con el fin de poner en valor el recurso playa para el municipio de Blanes, se ha realizado una estimación del gasto directo de los usuarios como consecuencia de su estancia en la playa (Tablas 4.29-4.30). A partir de los datos obtenidos, se han obtenido las siguientes conclusiones:

- a) El recurso playa de Blanes es una enorme fuente de riqueza que tiene un importante impacto económico en la zona con la generación de unos ingresos brutos de aproximadamente **19 millones de euros en el municipio por gasto directo de los usuarios cada temporada de baño** (mayo-septiembre).
- b) Aproximadamente 2/3 de este gasto directo provienen de gastos de los usuarios en comida y bebida en los restaurantes, bares o chiringuitos de la playa o próximos a ésta ya que más de la mitad de los usuarios afirman gastar dinero en éste aspecto. Éste dato

pone de manifiesto la importancia de mantener y mejorar la oferta de restauración. La tercera parte restante se reparte entre compras varias, parking y entretenimiento

c) El potencial del aspecto “Entretenimiento” está en la mejor promoción de éste y no en una mayor oferta ya que sólo el 10% de usuarios generan gastos en entretenimiento. Se debe trabajar pues en hacer de éste un servicio más accesible económicamente y publicitarlo de una manera más eficaz en lugar de saturar la playa con una oferta que actualmente está muy por encima de la demanda existente.

d) El municipio de Blanes recauda en torno a 2 millones de euros en aparcamiento, lo que significa el 10% del gasto directo de los usuarios. Sin embargo, los usuarios se muestran molestos ante el hecho de tener que pagar por ir a la playa e incluso se plantean cambiar su destino de playa por éste motivo. Quizá una reducción del precio o fomentar el aparcamiento gratuito harían incrementar el número de usuarios de las playas y, por tanto, se generaría más gasto directo en los demás aspectos que podrían incluso superar éstos 2 millones de euros de gasto en aparcamiento.

e) El IVA en el estado español para éste tipo de actividades es del 21%, lo que significa que las dos playas estudiadas generan alrededor de **4 millones de euros de impuestos anualmente sólo por gasto directo**. Teniendo en cuenta éste dato y la poca inversión en playas, se pone de manifiesto la necesidad de invertir más en las playas por parte de la administración pública ya que el recurso playa tiene un valor enorme y, a menudo, es infravalorado.

Si a todo ello añadimos los impuestos de alojamiento y los costes de transporte (Alves et al. 2015), el cual se estima que genera el 50% restante del gasto de los usuarios de la playa, el valor final del recurso playa es el doble del mencionado anteriormente, alcanzando valores de alrededor de 8 millones de euros anuales de recaudación en impuestos directos (IVA). Este hecho deviene un argumento muy fuerte en la necesidad de una mayor inversión por parte de la administración juntamente con una mejor gestión de unas playas que son el principal motor económico de la región y, probablemente, del país.

4.5.5. Conclusiones

Siguiendo las tendencias mundiales de turismo, el número de turistas que visitan la Costa Brava ha ido aumentando cada año. Durante muchos años la principal atracción turística de la zona fueron las playas y la costa (Cals 1982). Sin embargo, con la llegada del nuevo milenio, se experimentó una bajada del número de usuarios de las playas (Sardá et al. 2009) aunque el número de turistas en la zona siguió creciendo, hecho que se explica a partir del desarrollo de otros conceptos turísticos basados en actividades distintas a las playas motivados por la proliferación de piscinas (Sardá et al. 2005b) y otras actividades como por ejemplo parques acuáticos o visitas culturales, entre otros, que ampliaron el rango de opciones para los turistas. Sin embargo, con la llegada de la crisis económica que afectó y sigue afectando a varios países de la Unión Europea, las playas han vuelto a ser la principal atracción turística de la zona, superando incluso el número de usuarios de 1982. Además, aunque al inicio del nuevo milenio había aumentado el número de días de vacaciones por persona, la duración de la estancia vacacional había bajado (Alegre & Pou 2006), hecho por el cual ha aumentado el uso de la playa de personas residentes en el área de estudio, los cuales destinan más días a quedarse en su residencia habitual y, por lo tanto, a usar más su propia playa. Por éste motivo hay playas como la playa urbana de s'Abanell que cuentan con en torno a un 40% de usuarios residentes en la población de Blanes o alrededores.

Durante la última década, las administraciones públicas han empezado a trabajar intensamente en la mejora de las playas, sobretodo en referencia a su función recreativa. Por éste motivo, las playas han adoptado otras actividades acuáticas como parques infantiles o alquiler de kayaks que han llamado la atención de los usuarios, los cuales ahora han vuelto a destinar más horas a la playa. Además, la calidad de los servicios básicos, el nivel de limpieza o la oferta de restaurantes, se han aumentado de manera considerable. Éste hecho ha provocado que los niveles de satisfacción de los usuarios con el estado de las playas sean notables. Sin embargo, los usuarios se muestran preocupados ante la problemática erosiva actual de las playas y empiezan a mostrar su descontento en aspectos relacionados con la función natural y de protección de las playas. Por éste motivo urge implementar una gestión de playas basada en la gestión por ecosistema (Sardá et al. 2005a) que gestione las playas de una forma más sostenible y efectiva para no perder un espacio tan importante económica, social y naturalmente como es el sistema playa.

Desgraciadamente, a menudo hay la percepción de que no se pueden gastar muchos recursos económicos en la playa ya que ésta no genera unos ingresos muy elevados. Por éste motivo, algunas administraciones se muestran reacias a destinar sus recursos

a la mejora de la calidad de sus playas y, sobretodo, a la preservación y protección de éstas. Sin embargo, el estudio del gasto directo de los usuarios de las playas pone de manifiesto que el sistema playa genera un número importante de recursos económicos muy variados. En primer lugar, una playa como la de Blanes, de una superficie total de aproximadamente 53.000 m², genera unos 4 millones de euros en impuestos derivados del gasto directo de los usuarios. A esto habría que añadir la recaudación de impuestos de los gastos en alojamiento y transporte, con lo cual se estarían generando unos 8 millones de euros anuales en impuestos directos (IVA). Habría que añadir a éste dato, el elevadísimo número de puestos de trabajo del tercer sector que se generan para complacer la demanda turística, y su repercusión en el primer y segundo sector derivados de las compras de material, bienes y alimentos para satisfacer ésta demanda. En definitiva, queda demostrado que el recurso playa es una enorme fuente de riqueza para todas las partes implicadas, incluso para la administración pública la cual debería destinar más esfuerzos a la preservación y protección de sus espacios de playa.

Para concluir, tal y como ha sido descrito para otras zonas Mediterráneas (Aguilo et al. 2005) el mercado turístico en la Costa Brava sigue aumentando y, a su vez, el número de usuarios locales está en aumento. Por éste motivo el uso de Sistemas de Gestión Ambiental (Environmental Management Systems (EMSs)) debería ser aplicado en las playas (Ariza et al. 2007) con el objetivo de mejorar o preservar el estado actual de nuestras playas. En éste sentido, los estudios de frecuentación, percepción y gastos de los usuarios de las playas proporcionan una argumentación clave y poderosa para justificar la destinación de recursos públicos a la gestión de playas.

4.6. EVALUACIÓN DE RIESGOS NATURALES DEL DELTA DE LA TORDERA

4.6.1. Introducción

Durante muchos siglos, los humanos hemos colonizado la Tierra hasta tal punto que hoy en día es muy difícil encontrar alguna área sin presencia humana (Meyer 1996; Vitousek et al. 1997), especialmente en los países desarrollados (Meyer & Turner 1992). Además, aquellas áreas o regiones que tienen algún tipo de recurso básico disponible son las más ocupadas, como es el caso de zonas con disponibilidad de agua o zonas costeras (Small & Nicholls 2003; Postel et al. 1996). En este sentido, el delta de la Tordera ha sido un punto estratégico desde tiempos históricos (Burgueño & Vilà 1996). Por este motivo, ha habido una gran ocupación del terreno, a menudo con un planeamiento muy pobre y sin tener en cuenta los peligros naturales que afectan el área en cuestión. En las últimas décadas, la burbuja inmobiliaria, el cambio climático y la gestión desintegrada del terreno ha hecho que las comunidades existentes queden expuestas a unos peligros naturales que no se habían tenido en cuenta antes (MacLean 2016; Lerner-Lam 2007; Salman et al. 2004; Degg 1992).

Con todo ello, es imprescindible realizar evaluaciones del riesgo natural en zonas con peligros potenciales para conocer aquellos fenómenos que pueden generar un riesgo a pérdidas de carácter social, cultural o económico, entre otras. La evaluación del riesgo realizada en el delta de la Tordera, la cual se recoge en este apartado, sigue la siguiente secuencia de acciones:

- 1) Cartografiar los fenómenos potencialmente peligrosos presentes en el área de estudio.
- 2) Evaluar la peligrosidad de esos fenómenos detectados de acuerdo a su magnitud y frecuencia.
- 3) Evaluar la vulnerabilidad y la exposición de las diferentes comunidades a cada uno de los peligros naturales detectados.
- 4) Hacer una evaluación del riesgo natural de cada fenómeno potencialmente peligroso.
- 5) Obtener el mapa de Riesgo Natural del delta de la Tordera con la combinación de todos los riesgos detectados.

El objetivo final es conocer los peligros naturales con los que convive la población de la zona y concienciar del riesgo que supone un mal planeamiento territorial y la ignorancia social ante este tipo de fenómenos naturales.

4.6.2. Material y métodos

4.6.2.1. Riesgo natural: Concepto

Existen varias definiciones del concepto de riesgo natural. Sin embargo, en éste trabajo se ha considerado la terminología usada en el informe Riskcat (Vilaplana & Payàs, 2008) que rige la gestión de los riesgos naturales en Catalunya. Así pues, el concepto de Riesgo Natural, según éste trabajo, se refiere al grado de daños o pérdidas como consecuencia de fenómenos naturales potencialmente peligrosos en bienes expuestos, los cuales pueden ser desde vidas humanas, bienes y servicios o el ecosistema natural. Además, el Riesgo Natural se puede definir como la probabilidad, en un tiempo y espacio determinados, de que un fenómeno natural cause daños o pérdidas. El riesgo determina el valor de las pérdidas esperadas, ya sean económicas y/o sociales (vidas humanas) y viene determinado por tres factores: La peligrosidad del fenómeno, la vulnerabilidad de cada comunidad y el grado de exposición de dicha comunidad (Kron 2005; Koks et al. 2015). Por este motivo, el Riesgo Natural se considera el producto de la peligrosidad y la vulnerabilidad de los elementos expuestos.

$$RIESGO = Peligrosidad \times Vulneabilidad \times Exposición$$

Obviamente, para evaluar el riesgo natural del delta de la Tordera, antes debemos evaluar por separada cada uno de los 3 factores que definen el riesgo natural.

4.6.2.2. Peligrosidad

La peligrosidad es la probabilidad de que pueda ocurrir un fenómeno natural en un tiempo y espacio determinados, la cual determina el grado del fenómeno en base a su magnitud y frecuencia (Undl et al. 2009). Se consideran 4 grados de peligrosidad (Alto, Medio, Bajo y Muy Bajo) en función de la relación entre la magnitud y la frecuencia del fenómeno como se puede observar en la matriz de peligrosidad que hemos usado en nuestra evaluación (Tabla 4.31).

Magnitud				Frecuencia
Alta	Media	Alta	Alta	
Media	Baja	Media	Media	
Baja	Muy Baja	Baja	Baja	
	Baja	Media	Alta	

Tabla 4.31: Matriz de peligrosidad. Modificado de Undl et al. (2009).

4.6.2.3. Vulnerabilidad

La vulnerabilidad determina las pérdidas potenciales de una comunidad como consecuencia de un peligro natural y depende directamente de su capacidad para prevenir y afrontar dicho peligro (Cutter 1996).

Se trata de un factor interno de cada comunidad y, por lo tanto, es modificable ya que los elementos que determinan el grado de vulnerabilidad son la resistencia física de los edificios e infraestructuras y la organización social, cultural, económica y política de la comunidad (Blaikie et al. 2014; Fuchs et al. 2012; Cutter et al. 2003). Así pues, cada comunidad tendrá su grado de vulnerabilidad en relación a un fenómeno natural en función de la vulnerabilidad estructural de sus edificios y/o infraestructuras y de su vulnerabilidad social.

4.6.2.4. Exposición

La exposición determina esos elementos que se encuentran en riesgo (Birkmann 2013). Se refiere a todos esos elementos, incluidas las personas, edificios o infraestructuras, que ocupan o usan un territorio afectado o amenazado por un peligro concreto. Es también un factor modificable, incluso más que la vulnerabilidad, el cual es de gran valor en las estrategias de prevención de riesgos (Lerner-Lam 2007).

De esta manera, cada comunidad tiene su grado de exposición hacia un mismo peligro en función de su ocupación (constante o no), su uso (constante o no) y el uso específico (nivel de importancia).

4.6.2.5. Evaluación del Riesgo

Para realizar la evaluación del Riesgo Natural de la zona del delta de la Tordera hemos seguido los siguientes pasos, siempre utilizando la delimitación del delta definida previamente en el capítulo 2 de ésta tesis:

- Análisis inicial con fotografía aérea y mapas topográficos del área en cuestión con el objetivo de identificar fenómenos naturales potencialmente peligrosos.
- Análisis de campo para observar los fenómenos previamente identificados, así como otros fenómenos nuevos, y para buscar evidencias que proporcionen información indicativa de la magnitud y la frecuencia de cada fenómeno.
- Complementación con Modelos Digitales del Terreno (MDT) y otros trabajos realizados en la zona con una escala mayor (escala regional)

- Evaluación de la peligrosidad obteniendo un Mapa de Peligrosidad para cada fenómeno identificado aplicando la matriz de peligrosidad
- Evaluación de la vulnerabilidad y la exposición a través de información catastral y observaciones *insitu*.
- Obtención del Mapa de Riesgo asociado a cada fenómeno natural observado y aplicando los datos de vulnerabilidad y exposición.
- Obtención del Mapa Global de Riesgo Natural del delta de la Tordera a partir de la superposición de los riesgos asociados a cada fenómeno.

4.6.3. Resultados

4.6.3.1. Fenómenos potencialmente peligrosos

Se ha cartografiado sobre la ortofoto de 2018 de la zona de estudio y teniendo en cuenta la base topográfica 1:5.000 de la zona del delta de la Tordera, los diferentes fenómenos naturales o peligros presentes en el delta, incluyendo el núcleo urbano de Blanes (Girona). El área se caracteriza por una importante dinámica fluvial debido a la presencia del río Tordera. A pesar de que, en situaciones normales, se trata de un río con muy poco caudal superficial, en episodios de fuertes lluvias tiene un comportamiento torrencial con importantes crecidas de caudal que tienen una peligrosidad considerable. También se caracteriza por la presencia de una dinámica litoral muy activa, siendo un tramo de costa muy expuesta a los temporales de levante-los más activos de la costa catalana (Durán et al. 2016; Mendoza & Jiménez 2008). La dinámica litoral está dominada por fenómenos de erosión e inundación. Además, el área está clasificada como una zona susceptible de presentar subsidencia según el Mapa de Protección Civil de Catalunya (Generalitat de Catalunya 2010), a pesar de no presentar una dinámica de subsidencia demasiado activa. A continuación, se presentan por separado los fenómenos observados en la zona deltaica y los observados en el núcleo urbano de Blanes.

Delta de la Tordera

A lo largo de todo el delta, encontramos depósitos fluviales de edad Cuaternaria que corresponden a la llanura de inundación del río Tordera. Estos depósitos son indicativos de áreas que, en la historia reciente, han sufrido inundaciones debido a grandes avenidas fluviales. Como es habitual en las zonas deltaicas, se trata de un terreno muy plano y con poca elevación que hacen que se deba considerar como una zona potencialmente inundable. Además, hay que tener en cuenta que, debido a la canalización del tramo bajo de la Tordera, la llanura de inundación deltaica no se inunda con las avenidas fluviales habituales. Así pues, haría falta una avenida excepcional de 50 o 100 años de periodo de retorno para sobrepasar la canalización e inundar la llanura deltaica. Aun así, las zonas más próximas al río están ocupadas, mayoritariamente, por campos de cultivo que facilitarían la pérdida de energía del agua en caso de desbordamiento fluvial. No se han detectado tampoco puntos críticos de desborde, pero sí que hay zonas deprimidas topográficamente en la llanura deltaica que son más susceptibles de ser inundadas produciéndose un estancamiento del agua.

En cuanto a la dinámica costera dominan los procesos erosivos, que dan como resultado una tendencia al retroceso considerable que llega a los 5 metros anuales en algunos

tramos. Además, por el hecho de ser una zona muy plana, ésta se encuentra muy expuesta a los temporales marítimos. Si a eso le sumamos el hecho de que la zona está compuesta por sedimentos fluviales, fácilmente erosionables por su poca compactación en comparación con la costa granítica del norte de Blanes, el potencial erosivo es muy elevado. La magnitud del fenómeno es muy alta ya que afecta a toda la costa del delta con grandes tasas erosivas y la frecuencia se considera alta ya que la costa está constantemente recibiendo el impacto de las olas. También hay fenómenos de inundación ligados a la dinámica costera como consecuencia de la entrada de las olas a tierra firme. Este proceso está muy ligado al hecho de que sea una zona muy plana con muy baja elevación que hace que, cuando se supera la berma de la playa, se inunde la parte posterior a la playa. Se trata de un fenómeno de gran magnitud y frecuencia ya que el área inundable es muy extensa y los temporales típicos de la zona tienen alturas de ola considerables con periodos de retorno relativamente cortos.

Por otro lado, a pesar de que se considera que es una zona susceptible de presentar subsidencia, no hay zonas deprimidas ni ningún otro tipo de evidencia en el registro geológico de este fenómeno. Esto implica que tanto la magnitud como la frecuencia sean muy bajas.

Finalmente, habría que considerar el fenómeno de deslizamiento gravitacional submarino en el frente deltaico del delta de la Tordera. Se trata de un fenómeno muy poco estudiado, por lo que no hay suficiente información para poder catalogar su peligrosidad. Sin embargo, existen evidencias de éste fenómeno en forma de cicatrices en el borde del frente deltaico. Así pues, debido a la falta de información, no se incluye éste fenómeno en la evaluación del riesgo del delta de la Tordera.

Blanes

A pesar de no presentar una dinámica fluvial demasiado marcada en la actualidad, hay evidencias en el registro geológico de que la ciudad está asentada encima de depósitos Cuaternarios fluviales que se correlacionan en tiempo y composición con los de la llanura deltaica. Por este motivo, se considera que se trata de una zona susceptible de ser inundada por una avenida fluvial. Además, en el centro del municipio hay una riera muy importante, llamada la Riera de la Vall de Burg, que también es susceptible de provocar pequeñas inundaciones, aunque su magnitud y frecuencia son muy bajas.

En la zona costera del municipio, predominan los fenómenos erosivos en las partes sur y centro, con tasas de hasta 1 metro anual de retroceso en los tramos más castigados y de 30-40 cm en los demás. Debido a las características topográficas, la zona también es susceptible de ser erosionada, aunque hay que decir que la magnitud del fenómeno

en ésta zona es bastante inferior a la del delta y debe ser considerada como media e incluso baja en el extremo norte. En cuanto a la inundación por dinámica costera, hay un extenso registro de temporales marítimos que han inundado y dañado los bajos de los edificios de primera línea de costa. En la misma línea que para la erosión costera, las características topográficas hacen que la zona más próxima a la línea de costa sea potencialmente inundable, pero con una magnitud y frecuencia más bajas que en el delta debido a la diferente orientación de la costa y a la protección natural que proporciona el saliente de la Punta de Santa Anna que modifica la energía y dirección del oleaje.

Por otra parte, a pesar de ser zona susceptible de presentar subsidencia, no se observan zonas deprimidas ni ningún otro tipo de evidencia de este fenómeno. Protección Civil de Catalunya considera el sur de Blanes como una zona de baja susceptibilidad a la subsidencia por formar parte de la estructura del delta de la Tordera. Sin embargo, tanto la magnitud como la frecuencia son incluso más bajas que lo que ya lo son en la parte central del delta.

Finalmente, también habría que considerar el fenómeno de deslizamiento gravitacional submarino en el frente deltaico del delta de la Tordera y su posible efecto en la costa de Blanes en forma de inundación por "tsunami". Sin embargo, por las mismas razones expuesta anteriormente, no se considera éste fenómeno en la presente evaluación del riesgo del delta de la Tordera.

4.6.3.2. Evaluación de la Peligrosidad

Se ha hecho un mapa de peligrosidad de cada uno de los distintos peligros naturales que se han detectado en la zona de estudio. Esta evaluación se ha basado en la observación de fotografía aérea, topografía, modelos digitales del terreno y se ha complementado con observaciones en el campo.

Para la dinámica fluvial, la evaluación se basó en la frecuencia de la inundación en cada zona. De esta manera, el grado Alta Peligrosidad ha sido otorgado únicamente al canal fluvial, es decir, allí donde hay agua de forma más o menos constante. A la llanura deltaica se la ha catalogado con un grado de Baja Peligrosidad en condiciones normales, subiendo a grado Medio en esas áreas que están deprimidas topográficamente y que pueden mantener agua estancada (Fig.4.87A).

La evaluación de la erosión costera se basó en la magnitud del fenómeno, es decir en las tasas de erosión actuales. Se consideró un valor Alto de peligrosidad a todos aquellos tramos de costa que están actualmente en erosión con tasas superiores a 2

metros anuales, lo que significa que toda la costa del delta ha sido clasificada con una alta peligrosidad de erosión, exceptuando el extremo sur que, al presentar tasas casi nulas, presenta una baja peligrosidad. El grado medio de peligrosidad corresponde a esas áreas que tienen unas tasas de erosión de entre 1 y 2 metros anuales mientras que el grado bajo a las tasas de como máximo 1 metro anual de retroceso (Fig.4.87B).

En cuanto a la evaluación de la peligrosidad de la dinámica de inundación costera, fue basada también en la magnitud del fenómeno es decir los metros de penetración del agua tierra adentro. Se catalogó con un grado de alta peligrosidad allí donde el agua es susceptible de penetrar hasta 50 metros, mientras que esas áreas en que por sus características morfológicas la energía de las olas es menor se las ha catalogado con un grado bajo de peligrosidad, como es el caso de la parte norte de Blanes (Fig.4.87C).

Finalmente, para el fenómeno de subsidencia, catalogamos la zona central del delta con un grado bajo de peligrosidad y las zonas distantes de éste con un grado muy bajo (Fig.4.87D). La delimitación entre peligro bajo y muy bajo se ha realizado en base a Modelos Digitales del Terreno dónde la topografía es el principal argumento para diferenciar estas áreas.

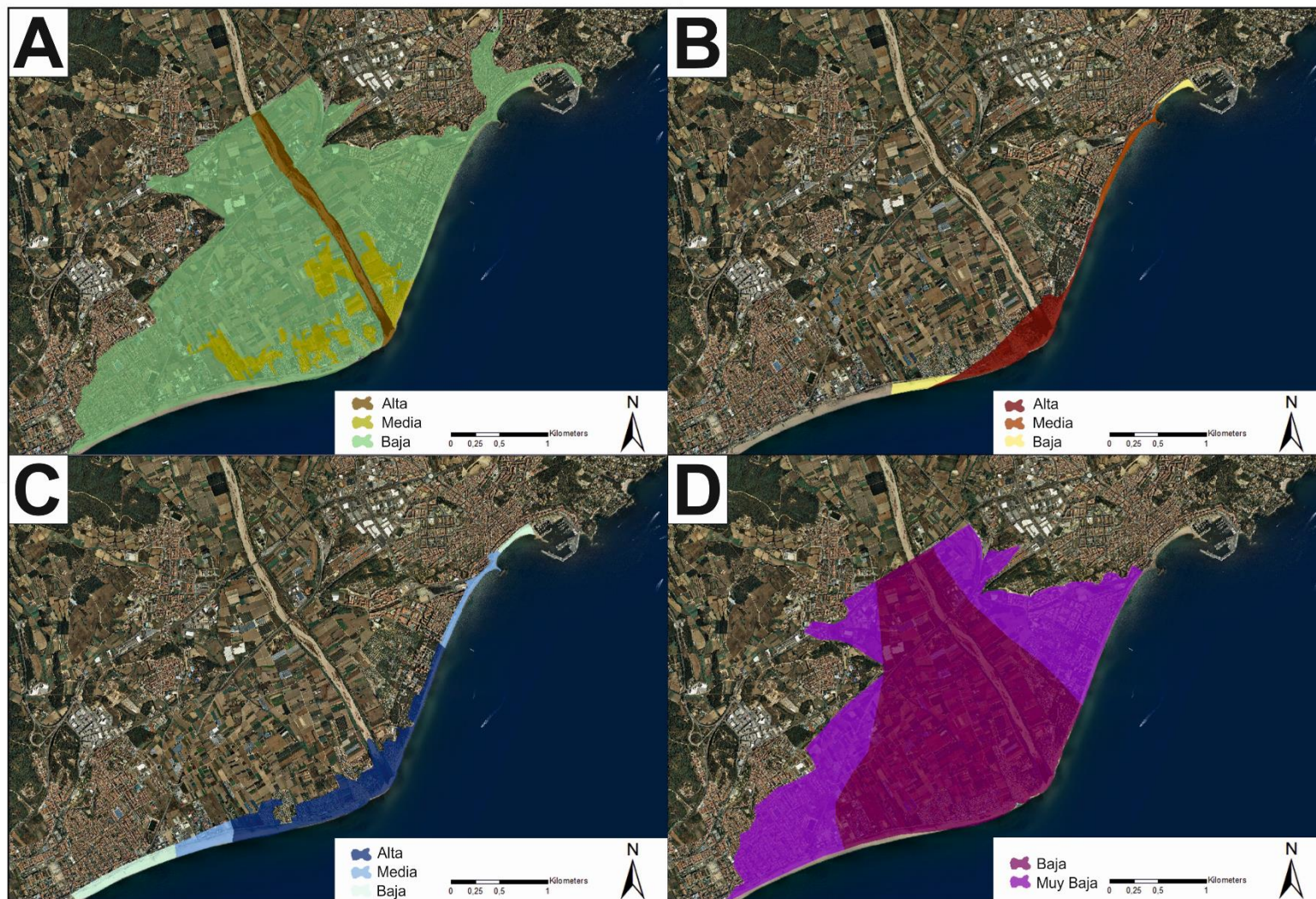


Figura 4.87: Mapas de peligrosidad del delta de la Tordera asociados a fenómenos de: A) Inundación fluvial; B) Erosión costera; C) Inundación costera; y D) Subsidencia.

4.6.3.3. Evaluación de la Vulnerabilidad y la Exposición

La evaluación de la vulnerabilidad se basó en una estimación (en porcentaje) del valor económico/social de los elementos expuestos que podrían ser perdidos debido a un fenómeno natural concreto (0 = no vulnerable; 1 = Muy vulnerable). Depende de la capacidad de prevenir y responder al peligro natural y, por lo tanto, es un factor interno de cada comunidad, lo que significa que es un factor modificable.

Por otro lado, la exposición se evaluó en base a la ocupación/uso o no del territorio afectado por un peligro natural por cada comunidad existente en la zona. Así pues, elementos de protección como muros, escolleras, canalizaciones o espigones reducen la exposición de la comunidad hacia un fenómeno natural concreto.

A continuación, se muestra un mapa de la zona del delta de la Tordera con la situación de cada comunidad identificada (Fig.4.88) y una tabla con la evaluación de la vulnerabilidad y la exposición de cada comunidad para cada uno de los peligros naturales identificados (Tabla 4.32):

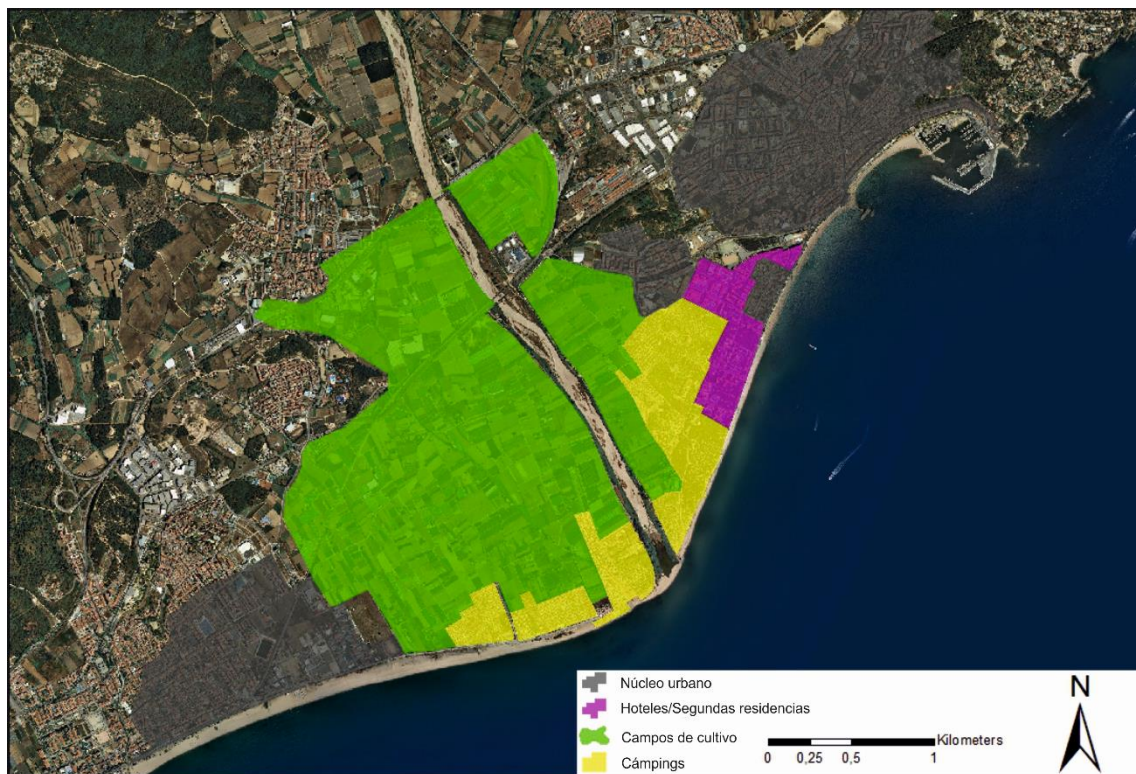


Figura 4.88: Comunidades presentes en la zona del delta de la Tordera.

	Cámpings	Hoteles/SR	Núcleo urbano	Cultivos
<u>Dinámica fluvial</u>				
<i>Inundación</i>				
Vulnerabilidad	Alta	Baja	Baja	Media
Exposición	Media**	Baja	Baja	Alta
<u>Dinámica costera</u>				
<i>Erosión</i>				
Vulnerabilidad	Alta	Media	Media	Alta
Exposición	Alta	Baja**	Baja**	Baja
<i>Inundación</i>				
Vulnerabilidad	Alta	Baja	Media	Media
Exposición	Alta	Baja**	Media**	Baja
<u>Subsidencia</u>				
Vulnerabilidad	Baja	Baja	Baja	Baja
Exposición	Media	Baja	Baja	Media

Tabla 4.32: Valoración de la vulnerabilidad y la exposición de cada comunidad frente a cada fenómeno natural presente en la zona. Las ** indican que la exposición ha sido reducida mediante estructuras de defensa para esa comunidad y fenómeno concretos.

Cámpings

La vulnerabilidad de los campings a los peligros naturales suele ser bastante alta debido a su muy baja resistencia estructural y una organización social y cultural baja. Por este motivo, la vulnerabilidad a la inundación, tanto fluvial como marítima, es muy alta ya que se trata de un fenómeno que a menudo conlleva la destrucción total de esta comunidad. Lo mismo ocurre con el fenómeno de erosión costera ya que debido a la baja resistencia estructural (ausencia de cimientos, materiales ligeros, ...) los daños potenciales en esta comunidad son muy notorios e instantáneos. Sin embargo, en el caso de la subsidencia, la vulnerabilidad de esta comunidad es muy baja ya que precisamente por el hecho de ser estructuras flexibles (materiales ligeros) no se producen grietas asociadas a este fenómeno y, además, las estructuras se adaptan fácilmente a los cambios en el terreno.

Por otro lado, la exposición a los distintos peligros varía en función del origen del fenómeno. En ese sentido, debido a que la mayoría de campings se encuentran en la fachada litoral, su exposición a los fenómenos ligados a la dinámica costera (erosión e inundación) es alta. Lo mismo ocurriría con el fenómeno de inundación fluvial si no fuese por la canalización existente en el río que reduce considerablemente la exposición a este fenómeno. Se trata de una canalización basada en la elevación de los márgenes del río con arena y no con muros de cemento. Cabe añadir que la ocupación del terreno y su uso son constantes, aunque con diferencias estacionales. En definitiva, consideramos un grado de exposición medio para la dinámica fluvial. Finalmente, para la dinámica de subsidencia, consideramos un grado medio debido a que el 100% de área que ocupa esta comunidad está afectada por subsidencia si bien en los meses de invierno casi no hay uso.

Zona de hoteles y/o segundas residencias

La vulnerabilidad de esta comunidad se considera baja para los fenómenos de inundación, ya sea fluvial o costera, debido a la gran resistencia estructural de los edificios que la forman. La mayoría son edificios relativamente modernos, con buenos cimientos que garantizan la estabilidad en caso de inundación. Además, al estar junto a núcleo urbano, existe una buena red de drenaje con calles perpendiculares al mar que ayudarían a drenar rápidamente el agua. Sólo cabría esperar algunos daños en niveles subterráneos y a nivel de calle debido a la entrada de agua. Para la dinámica de subsidencia también se considera una vulnerabilidad baja por la misma razón que en los fenómenos de inundación, es decir por la resistencia estructural de esta comunidad. Sin embargo, se considera que la vulnerabilidad a la erosión costera es de grado medio debido a que los cimientos de los edificios podrían verse afectados fácilmente, comprometiendo así su estabilidad estructural.

Por otro lado, la exposición de esta comunidad se considera baja en todos los fenómenos naturales identificados en esta zona por diferentes motivos. La razón principal es que la exposición se reduce a la estación veraniega y a algunos fines de semana del resto del año. Además, para la dinámica costera hay que tener en cuenta que existen defensas estructurales que protegen esta comunidad, principalmente escolleras para evitar la erosión y dificultar la inundación en periodos de temporal marítimo. En cuanto a la dinámica fluvial y a la de subsidencia, la exposición se considera baja porque esta comunidad se encuentra muy alejada del río y en la parte distal del delta. Además, debido a su proximidad al entramado urbano, existen planes municipales de emergencia que contemplan acciones en esta área con vías de escape fáciles y rápidas.

Núcleo urbano

La vulnerabilidad de esta comunidad al fenómeno de inundación fluvial se considera bajo gracias a la resistencia estructural de los edificios. La mayoría de ellos tienen buenos cimientos que garantizan su estabilidad en caso de inundación y, además, existe una buena red de drenaje con calles perpendiculares al mar que facilitarían la evacuación del agua rápidamente. Sin embargo, la resistencia estructural a menudo es inferior a la de los hoteles y segundas residencias ya que estos edificios suelen ser más antiguos e incluso muchos solo tienen 2 plantas habitables. Esto implica que habría un gran impacto en estas edificaciones que en algunos casos podría suponer la destrucción del 50% de la superficie habitable en algunos casos. Por esta razón y debido a que el fenómeno de inundación costera es más energético y destructivo consideramos una vulnerabilidad de grado medio para este tipo de fenómenos. En cuanto al otro fenómeno

costero, la erosión, consideramos también un grado de vulnerabilidad media ya que existe la posibilidad que éste dañe los cimientos comprometiendo la estabilidad estructural de esta comunidad. Finalmente, se considera un grado de vulnerabilidad baja al fenómeno de subsidencia por el hecho de tener una resistencia estructural que no debería verse afectada por la magnitud de este fenómeno.

En cuanto a la exposición, se considera que en general es mayor que en la zona de hoteles y segundas residencias debido a que en el núcleo urbano hay una ocupación constante a lo largo de todo el año. Además, si consideramos que las estaciones de invierno y primavera son las que presentan mayores episodios de lluvia y temporales marítimos, queda claro que esta comunidad está mucho más expuesta. Por éste motivo, inicialmente, subimos a grado medio la exposición de esta comunidad a los fenómenos costeros. Sin embargo, la presencia del muro del paseo marítimo reduce la exposición a la erosión costera a un grado bajo. En cuanto a la dinámica fluvial y de subsidencia, la exposición se considera baja ya que el núcleo urbano se encuentra muy alejado del cauce fluvial y en las partes distales del delta. Además, existen planes de emergencia municipales que contemplan acciones en el entramado urbano en caso de emergencia, así como vías de escape fáciles y rápidas.

Campos de cultivo

Se considera un grado de vulnerabilidad medio para esta comunidad al fenómeno de inundación, tanto fluvial como costera, debido a su naturaleza dañina y beneficiosa al mismo tiempo. Por un lado, habría grandes pérdidas económicas debido a la destrucción de cultivos, pero a la vez habría una regeneración del suelo al recibir una gran cantidad de nutrientes que lo fertilizarían y renovarían. Por este motivo, consideramos un grado de vulnerabilidad medio y no alto como le correspondería si sólo tuviésemos en cuentas las grandes pérdidas económicas. Por otro lado, consideramos un grado de vulnerabilidad alto a la erosión costera ya que los suelos no consolidados de los campos de cultivo son muy erosionables por la acción del oleaje. Finalmente, consideramos un grado de vulnerabilidad bajo a la subsidencia ya que, precisamente, el hecho de ser suelos no consolidados hace que se adapten fácilmente a los cambios que se pudiesen producir en el terreno como consecuencia del fenómeno de subsidencia.

Esta comunidad está muy expuesta al fenómeno de inundación fluvial ya que se emplazan en la llanura de inundación del río, muy cercanos al cauce fluvial. Además, en algunos casos, se trata de zonas deprimidas geográficamente que pueden ser fácilmente inundadas en caso de desborde fluvial. En contraposición, la exposición a los fenómenos costeros, tanto inundación como erosión, es muy baja ya que esta

comunidad se encuentra bastante alejada de la costa debido a que la primera línea de mar está ocupada por otras comunidades como los campings u otros edificios. Sólo un pequeño porcentaje de campos de cultivo están suficientemente cerca de la costa cómo para tener una exposición a los fenómenos costeros algo más importante. Finalmente, la exposición al fenómeno de subsidencia se considera de grado medio ya que los campos se encuentran en la parte central del delta, la cual debería ser la zona dónde el fenómeno tendría mayor incidencia.

4.6.4. *Discusión*

Se ha evaluado y zonificado el riesgo natural asociado a cada una de las dinámicas presentes en la zona: Riesgo Fluvial, Riesgo Costero (Erosión e inundación) y Riesgo de Subsistencia.

4.6.4.1. Riesgo de Inundación Fluvial

La dinámica fluvial afecta a toda la zona estudiada, es decir, a todo el delta de la Tordera (Fig.4.89). A pesar de que se consideró, mayoritariamente, un grado de peligrosidad bajo, la vulnerabilidad de algunas comunidades como los campings o los campos de cultivo le otorgan un riesgo moderado a la inundación fluvial. Respecto a las otras dos comunidades, el entramado urbano y la zona de hoteles y segundas residencias, la exposición es el factor diferencial entre ellas ya que, a pesar de tener ambas una baja vulnerabilidad, la exposición es mayor en el entramado urbano debido a la estacionalidad de la ocupación en la zona de hoteles y segundas residencias (Mazón & Aledo 2005; Frost 2004; Sánchez et al. 2002). Además, en el entramado urbano tenemos algún edificio sensible que está dentro de la zona afectada, aunque siempre en la zona de baja peligrosidad. Este hecho otorga un riesgo bajo de inundación al entramado urbano y muy bajo a la zona de hoteles y segundas residencias.

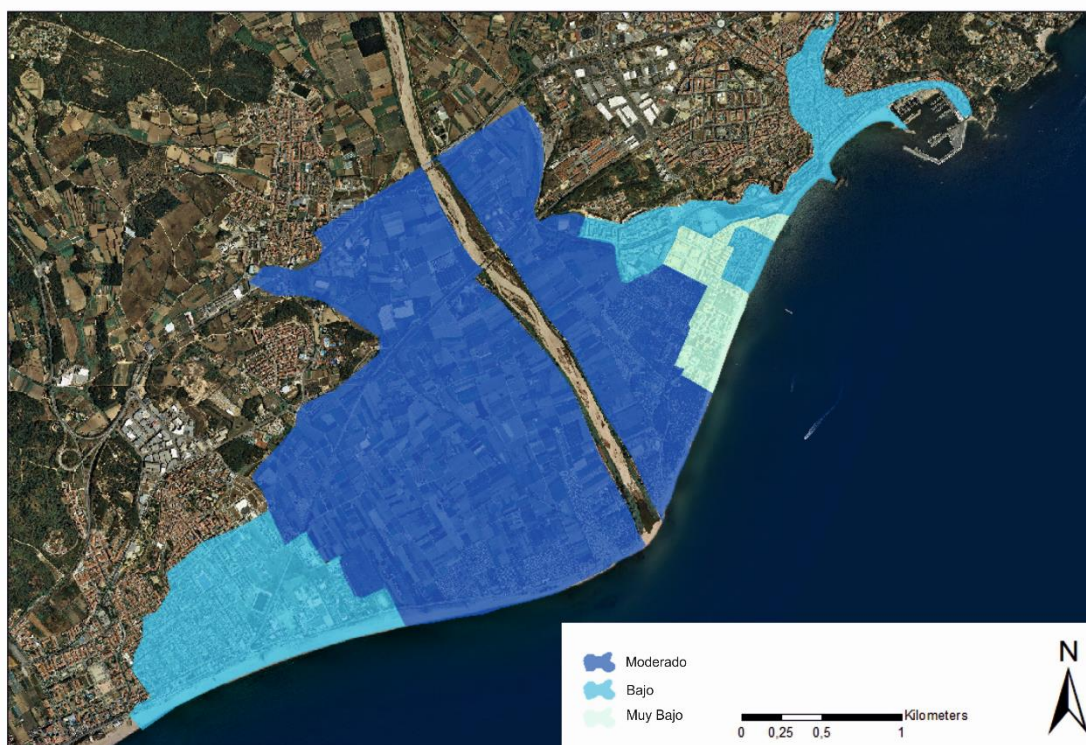


Figura 4.89: Mapa de riesgo de inundación fluvial del delta de la Tordera.

Destaca que una comunidad como son los campings esté emplazada en una zona de riesgo moderado a la inundación fluvial. Más allá del riesgo que ello supone tanto para las infraestructuras como para las personas que las usan, lo que realmente es sorprendente es la permisividad por parte de las autoridades competentes a permitir que los campings estén situados en una zona inundable con un riesgo considerable ya que la legislación no lo permite. Durante los últimos años existe una disputa local entre el ayuntamiento de Blanes y los propietarios de los campings para legalizarlos o no. Se trata de un tema que recoge el último Plan de Ordenación Urbanística de Blanes (POUM), presentado en el año 2012, y que aún no ha sido aprobado por falta de entendimiento entre las diferentes fuerzas políticas. Aquí entran en juego las concesiones históricas que se hicieron a estos campings, muchos de ellos con más de 40 años de existencia cuando la ley aún no decía que fuese ilegal establecerse en estas zonas. Sin embargo, teniendo en cuenta las dificultades sociales y el impacto que tendría sacar todos los campings, sería profundamente recomendable trabajar en reducir tanto la vulnerabilidad como la exposición de esta comunidad al fenómeno de inundación fluvial ya que el riesgo existente es bastante considerable. Por otro lado, no hay problema en que los campos de cultivo estén en esta zona ya que, por el uso que implican, no pone en peligro vidas humanas. Los efectos negativos de una inundación serían puramente económicos, pero a la vez hay que tener en cuenta que este tipo de terreno es el más adecuado para este uso. La legislación española contempla la dotación de indemnizaciones a los propietarios en caso de inundación fluvial que implique la declaración de zona catastrófica. En cuanto a la zona urbana y de hoteles, las cuales presentan un riesgo bajo o muy bajo, sólo hay que tener en cuenta que este riesgo existe, por bajo que sea, lo que requiere de un sistema de alarma y de gestión de la emergencia que esté actualizado y que sea conocido socialmente (Moreno et al. 2014). Sería recomendable también alguna campaña de educación (Wang 2015) de las personas que viven o usan ese terreno para facilitar la gestión de una emergencia en caso de inundación.

4.6.4.2. Riesgo Costero (Inundación y Erosión)

Por otro lado, la dinámica costera sólo afecta a esas secciones de tierra muy próximas a la costa (Fig.4.90). La fachada litoral del delta de la Tordera está ocupada, sobretudo, por campings, los cuales están muy expuestos a los temporales marítimos y con un grado de vulnerabilidad elevadísimo debido a la baja resistencia estructural de este tipo de infraestructuras. Por este motivo, la zona ocupada por campings es catalogada como de riesgo costero muy alto, tanto para el fenómeno de erosión como para el de inundación. Por otro lado, la zona costera ocupada por el entramado urbano de Malgrat

de Mar y de Blanes, que presenta un grado de peligrosidad menor, también tiene menos vulnerabilidad estructural al ser edificios con buena cimentación (Rico et al. 2010). En cuanto a la exposición, no existen edificios sensibles (hospitales, ayuntamiento, etc...) en la zona con riesgo costero y, además, el muro del paseo marítimo protege del oleaje, disminuyendo así la exposición. Por este motivo, catalogamos el tramo de costa urbano de Blanes con un nivel de riesgo moderado y muy bajo el de Malgrat de Mar, siendo el grado de peligrosidad el factor diferencial entre ambos. La zona de hoteles y segundas residencias también ha sido clasificada con un riesgo moderado ya que, a pesar de tener menor exposición, el grado de peligrosidad es mayor y las defensas estructurales no son continuas en toda la costa. Finalmente, el extremo norte del delta recibe un nivel de riesgo costero bajo y muy bajo debido a que el grado de peligrosidad es mucho menor en esta zona.

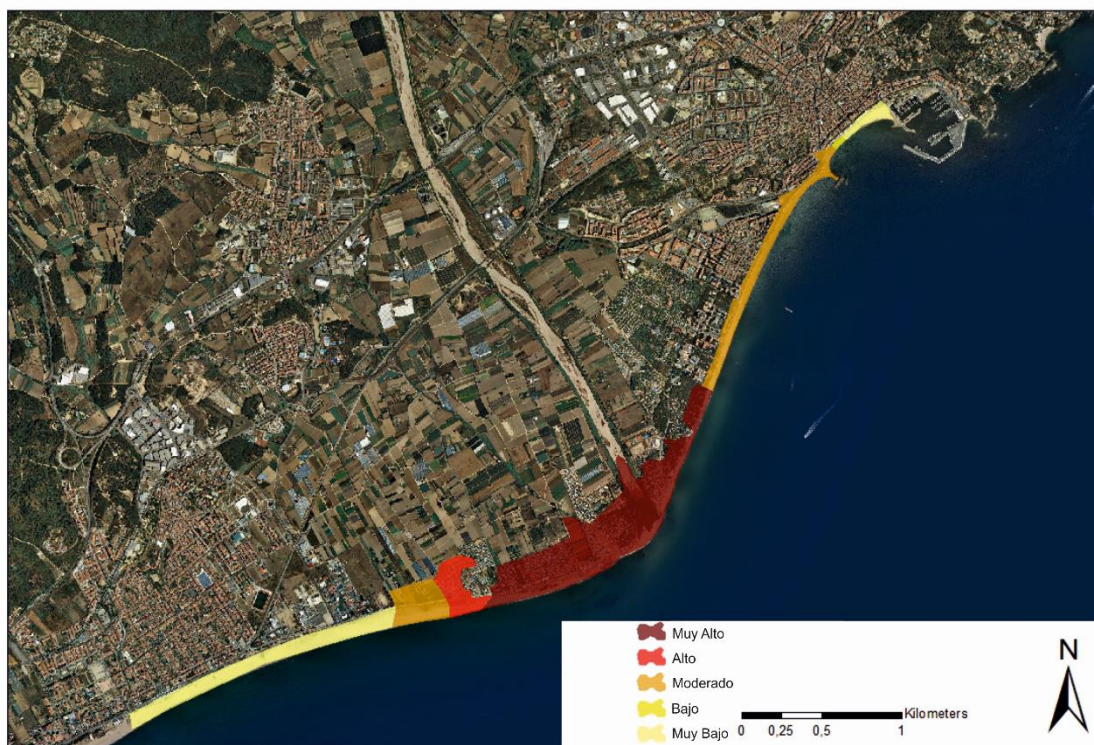


Figura 4.90: Mapa de riesgo costero del delta de la Tordera integrando los fenómenos de erosión e inundación costera.

Una vez más, la comunidad de los campings es la que se encuentra en mayor riesgo. Además, en el caso del riesgo asociado a la dinámica costera, tanto de erosión como de inundación, éste es muy alto. Esto es consecuencia del proceso erosivo que ha sufrido la zona en las últimas décadas (Ver capítulo 3) que ha expuesto la parte de los campings más próxima a la playa, ya que en el momento de su construcción no existía tal riesgo debido a su lejanía del mar. Una vez erosionados entre 50 y 200 metros de anchura de playa, esta comunidad, especialmente vulnerable a estos fenómenos, se

encuentra muy expuesta a un fenómeno de gran magnitud y frecuencia, con lo cual sería muy recomendable trabajar en la reducción de la vulnerabilidad y/o la exposición (Vargas 2002). Para reducir la vulnerabilidad, en algunos tramos concretos se han construido escolleras de protección que no acaban de ser demasiado efectivas. Así pues, habría que centrarse en reducir la exposición alejando los campings de la línea de costa, es decir, expropiando por ejemplo los primeros metros de camping hacia el mar. Se trataría de una actuación muy polémica y haría falta compensar económicamente o con la concesión de otros terrenos hacia tierra para recuperar la superficie expropiada. La zona urbana de Blanes, debido a la misma problemática de erosión, se ha expuesto también a dicho fenómeno con un riesgo considerado moderado. Esto causa graves pérdidas económicas relacionadas con la destrucción del paseo marítimo, la calzada paralela a éste y a los bajos y subterráneos de los edificios de primera línea de mar. La única forma de reducir el riesgo es trabajar en la reducción de la exposición mediante la construcción de defensas (Monti & Escofet 2008) como el muro del paseo marítimo (ya existe, aunque mal dimensionado) o en sistema de evacuación más eficientes para la inundación costera. En cuanto al fenómeno de erosión, estamos condenados a la regeneración artificial periódica de las playas de ésta zona y a la inversión continua en reparar el paseo marítimo como principal defensa para esta comunidad. Algo parecido ocurre con la zona de hoteles y segundas residencias la cual también muestra un riesgo costero moderado y en el que la única práctica posible es la misma que la que se ha comentado para la zona urbana.

4.6.4.3. Riesgo de Subsistencia

En cuanto a la dinámica de subsistencia (Fig.4.91) a pesar de estar toda el área expuesta, con edificios sensibles incluidos, tanto los grados de vulnerabilidad como los de peligrosidad son bajos o muy bajos en relación a este fenómeno. Por este motivo, se cataloga todo el delta de la Tordera con un riesgo a la subsistencia muy bajo.

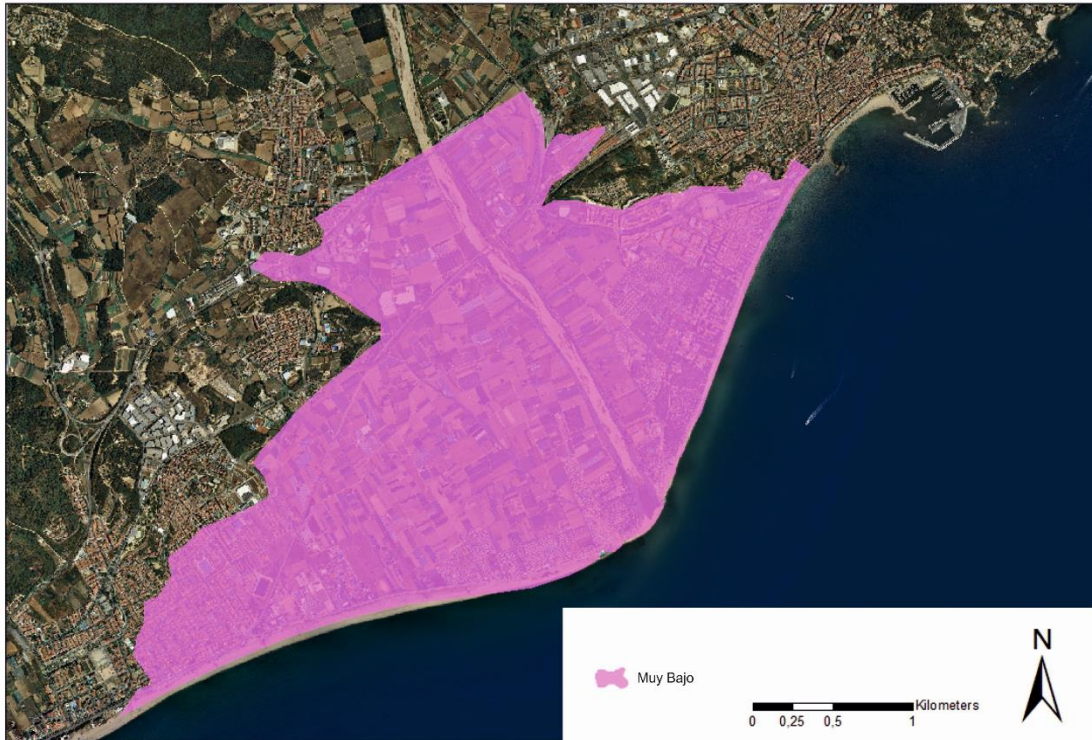


Figura 4.91: Mapa de riesgo de subsidencia del delta de la Tordera.

En definitiva, se trata de un riesgo tan bajo que no tiene prácticamente ninguna implicación en ninguna de las comunidades existentes en la zona. No hay que tomar medidas excepcionales ya que se trata de un fenómeno de una magnitud y frecuencia bajísimas que tiene muy poca afectación debido a la baja vulnerabilidad y exposición de las comunidades. Más allá de alguna grieta pequeña en el terreno en los campos de cultivo no cabe esperar ningún signo más de esta dinámica. Sí que habría que tener en cuenta este riesgo en el caso de la construcción futura de edificios de tipo rascacielos los cuales son más vulnerables a una dinámica de este tipo. Sin embargo, al ser un municipio relativamente pequeño en comparación con las grandes ciudades no cabe esperar la construcción de estructuras de este tipo, por lo menos a corto y medio plazo.

4.6.4.4. Riesgo de Inundación costera asociada a fenómenos de deslizamiento gravitacional submarinos.

A pesar de no incluir el fenómeno en nuestra evaluación del riesgo ni en los mapas de zonificación de éste, sí que merece hacer una breve reflexión de dicho fenómeno. Aunque existen evidencias del fenómeno (Fig.4.92), no hay constancia en el registro de inundaciones asociadas a un pequeño “tsunami” producido por éste fenómeno en el delta de la Tordera. En principio, parece que la magnitud del fenómeno es tan baja que la subida del nivel del mar que provoca no es apreciable en la costa del delta, en parte debido a la cota (superior a 3 metros) de todas las playas del delta. Aun así, debido a la evidencia de la ocurrencia de éste fenómeno, no se puede descartar un posible evento

que movilice suficiente material como para producir una pequeña inundación en forma de tsunami en la costa del delta de la Tordera.

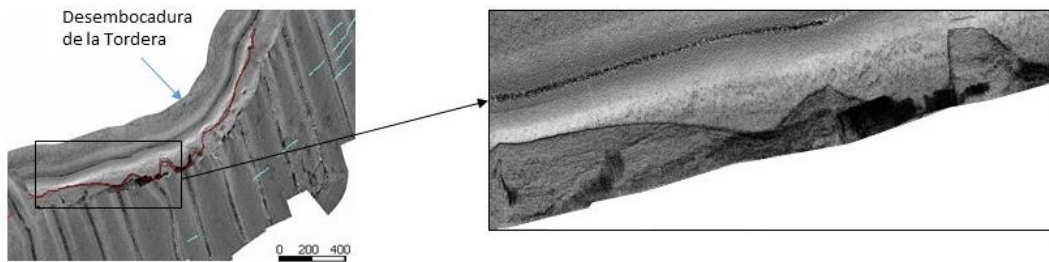


Figura 4.92: Imagen de alta resolución obtenida con un sónar lateral del frente deltaico de la Tordera donde se observan cicatrices de deslizamiento gravitacional. Fuente: Vila (2016)

Para observar los efectos que dichos fenómenos pueden tener en una zona costera, nos fijamos en los hechos ocurridos en el Aeropuerto de Niza (Francia) en 1979 (Sahal & Lemahieu 2011; Ioualalen et al. 2010; Assier-Rzadkiewicz et al. 2000). El aeropuerto de Niza se encuentra a poca distancia de la costa, en una zona con una plataforma litoral muy pequeña y muy próxima a una zona de cañones submarinos de gran pendiente que llegan hasta los 1000 metros de profundidad (Fig.4.93).

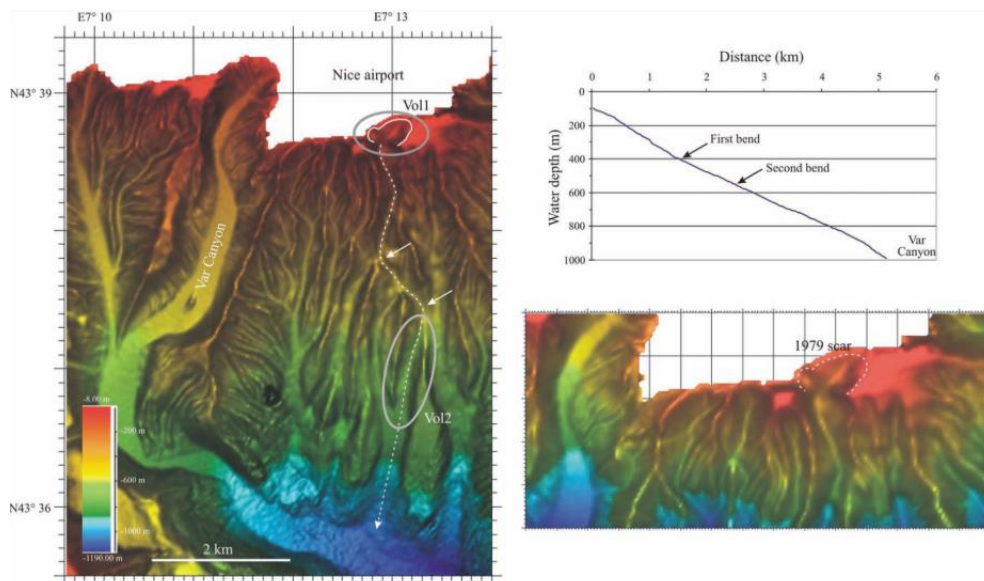


Figura 4.93: Batimetría de la zona costera del aeropuerto de Niza. Fuente: Ioualalen et al. (2010)

En el año 1979, se produjo un deslizamiento en el frente del talud del cañón submarino de Niza (Fig.4.94) que provocaría un tsunami que afectó al aeropuerto de Niza y otras zonas de la ciudad con una altura máxima de ola de hasta 5 metros por encima del nivel del mar en ese momento (Fig.4.95).

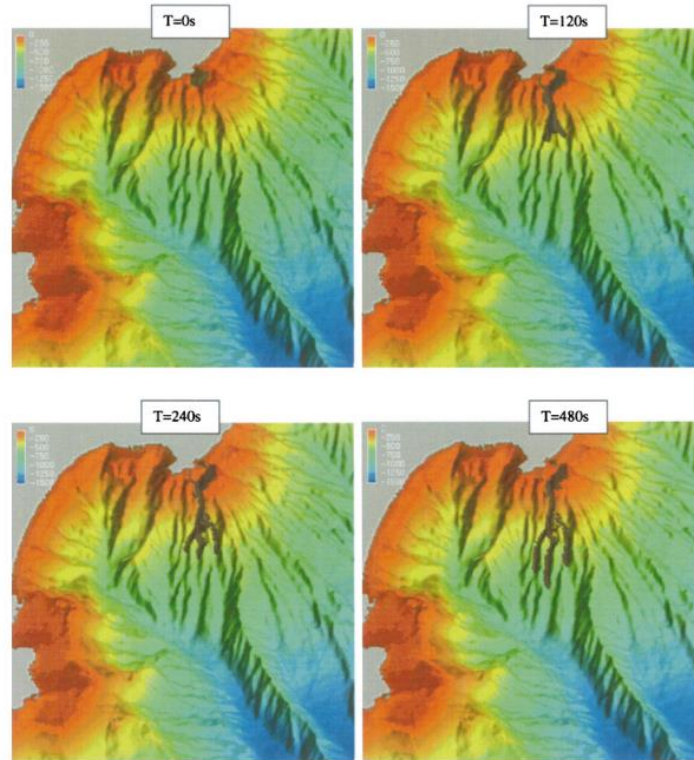


Figura 4.94: *Recreación del deslizamiento gravitacional submarino de la zona de Niza en 1979. Fuente: Assier-Rzadkiewicz et al (2000)*

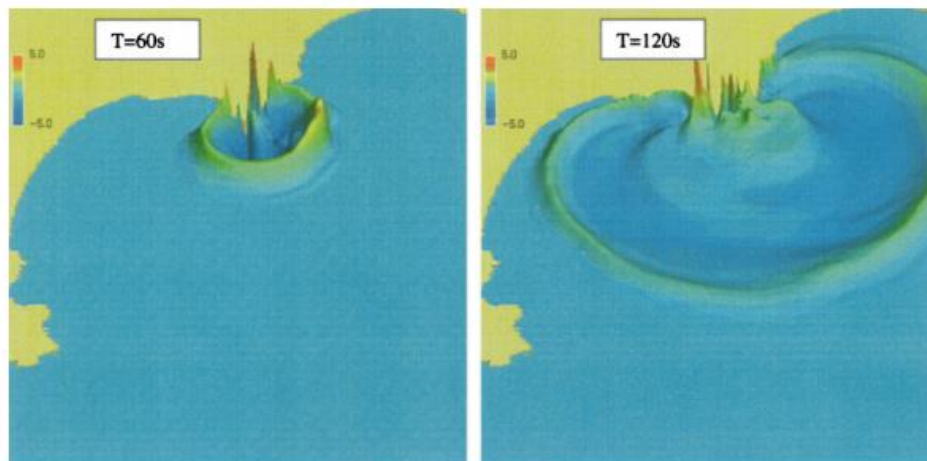


Figura 4.95: *Recreación del tsunami de 1979 en Niza realizada por Assier-Rzadkiewicz et al. (2000).*

Éste evento causó daños de diferente envergadura tanto en el aeropuerto como en la franja costera de Niza e incluso parte del puerto de la ciudad desapareció como consecuencia de dicho evento.

Sin embargo, y a pesar del potencial de peligrosidad que pueden tener dichos fenómenos, existe una gran diferencia entre la situación de Niza y la del delta de la Tordera. A pesar de que ambas zonas tienen taludes inestables susceptibles de producir

deslizamientos gravitacionales submarinos, la cantidad de material movilizable en ambos casos es muy distinto. Mientras la zona de Niza tiene un talud que se propaga hasta los 1000 metros de profundidad hasta la base del cañón, la zona del delta de la Tordera tiene un talud, correspondiente al frente deltaico, de tan solo unos 40 metros de profundidad (de -10 a -50 metros). Éste hecho ya nos proporciona una idea de que la magnitud del fenómeno en el delta de la Tordera será muy inferior a la magnitud del mismo fenómeno en Niza. Sin embargo, los taludes inestables en la zona del delta de la Tordera están mucho más próximos a la costa que los de Niza y, tal como se desprende de los resultados de Assier-Rzadkiewicz et al. (2000), la ola producida es mayor en la zona costera más cercana al fenómeno. Por éste motivo, no se puede descartar éste riesgo en la zona del delta de la Tordera. Sin embargo, aun teniendo en cuenta los valores máximos de Niza, en principio inalcanzables en la Tordera por la menor cantidad de material movilizable y la menor profundidad, la inundación que provocaría un tsunami como el de Niza en el delta de la Tordera no sería muy diferente a la potencial inundación de un temporal extremo, tal y como se ha comentado en la evaluación de riesgo costero de éste capítulo. Aun así, se recomienda realizar nuevos estudios batimétricos de detalle que permitan cuantificar los deslizamientos que se observan en el frente deltaico de la Tordera y poder simular un hipotético tsunami asociado a dicho fenómeno mediante alguna herramienta de modelización. Otra opción sería monitorear el nivel del mar en un punto entre el frente deltaico inestable y la costa del delta para observar posibles crecidas anómalas en el nivel del mar que puedan asociarse a ese tipo de fenómeno.

En definitiva, se trata de un fenómeno presente en el delta de la Tordera y del cual tenemos muy pocos datos. Por éste motivo, sería interesante profundizar en el estudio de dicho fenómeno, más aún cuando las proyecciones del cambio climático presentan unos escenarios en los que los efectos de un evento de éste tipo (tsunami) podrían aumentar su potencial destructivo, más aún en una zona dominada por estructuras tan vulnerables como campings.

4.6.4.5. Zonificación del Riesgo Global

Finalmente, se ha realizado una superposición de todos los riesgos para hacer un mapa de zonificación global del nivel de riesgo a los fenómenos naturales (Fig.4.96). Se observa que la totalidad del delta de la Tordera presenta algún grado de riesgo natural, lo que demuestra que hay una necesidad patente de mejorar la gestión de toda la ocupación y usos del suelo en esta zona.

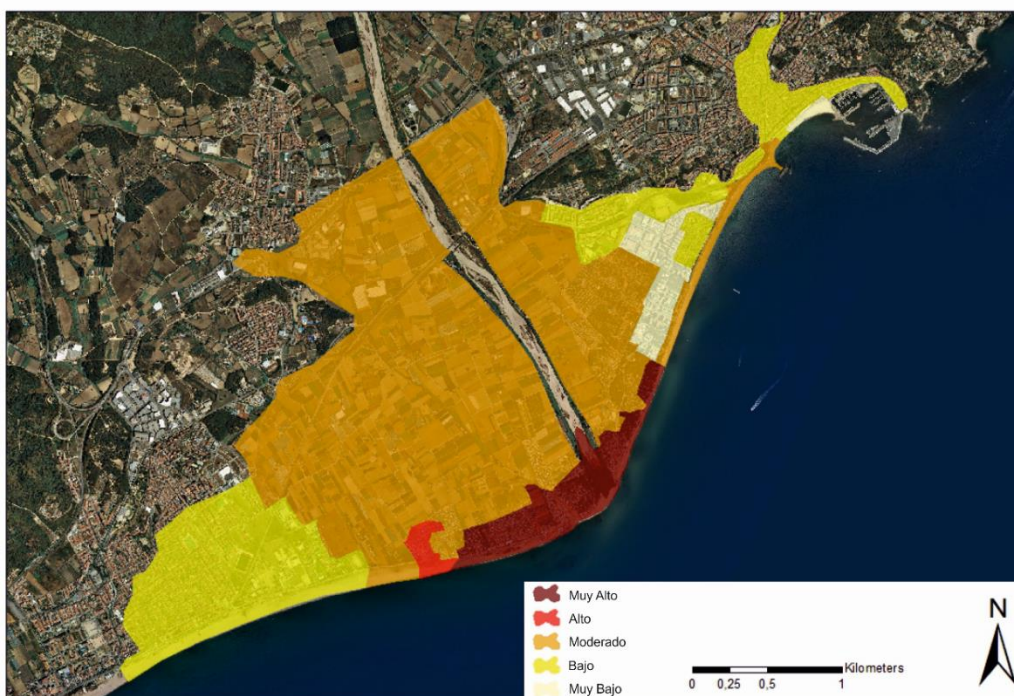


Figura 4.96: Mapa de zonificación del riesgo a los fenómenos naturales en el delta de la Tordera.

Además, se ha realizado también una superposición de esta zonificación con la situación de las distintas comunidades presentes en la zona (Fig.4.97) con el objetivo de identificar las zonas de cada comunidad con mayor riesgo natural.

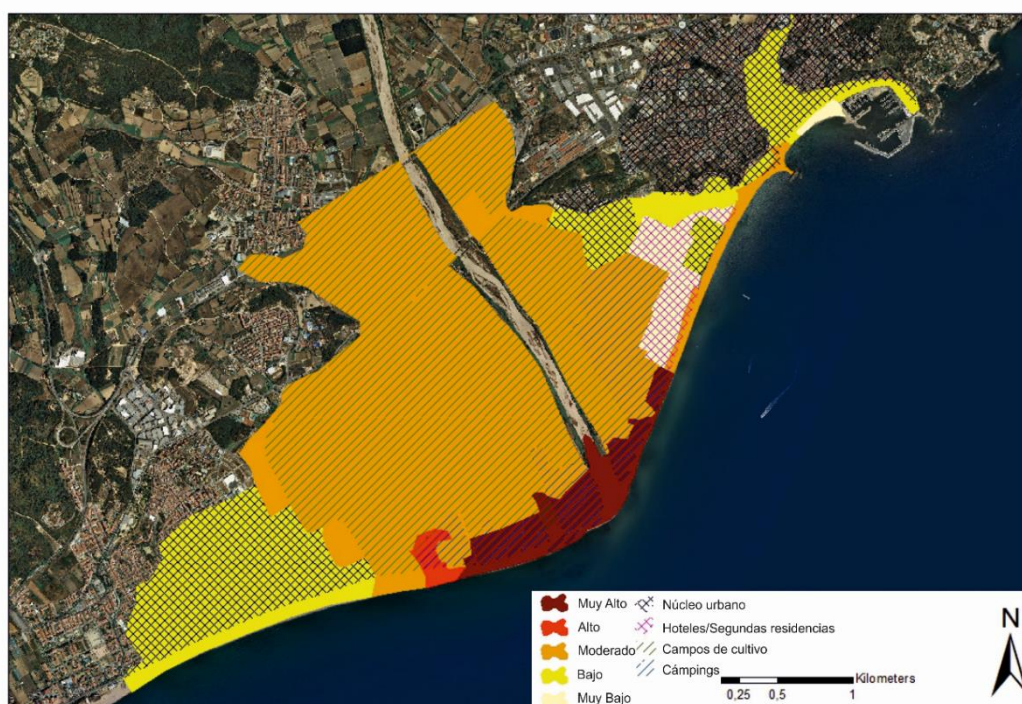


Figura 4.97: Mapa de zonificación del riesgo asociado a fenómenos naturales del delta de la Tordera con la situación de las distintas comunidades identificadas.

Tal y como se puede observar en el mapa de zonificación del riesgo (Fig.4.96) la zona con mayor nivel de riesgo es la zona de la desembocadura del río Tordera y las zonas más próximas a ésta. Esto es debido a la confluencia de niveles considerables de riesgo fluvial y costero en esa zona, que otorgan un nivel global de riesgo muy alto. Si nos fijamos en las comunidades que ocupan ese terreno (Fig.4.97) vemos que son los campings los únicos que están expuestos a ese nivel de riesgo. Cabe decir que en esa zona no debería haber ningún uso ni ocupación del terreno debido al alto nivel de riesgo y, de hecho, así lo estipula la legislación vigente. Se observa también cómo el nivel total de riesgo va disminuyendo conforme nos alejamos del eje central del delta, es decir del cauce fluvial, hasta niveles de riesgo bajos o muy bajos. Es precisamente en esas zonas donde se emplazan los municipios de Blanes y de Malgrat de Mar que, si bien tienen unos niveles bajos de riesgo, se debe tener en cuenta a la hora de la planificación territorial y en el sistema de emergencias de dichos municipios. También se encuentra en un riesgo considerable todo el parque agrario del delta de la Tordera, situándose en un nivel moderado de riesgo, aunque en ese caso exclusivamente debido a la dinámica fluvial. La conclusión final que se desprende de esta zonificación del riesgo es que la zona del delta de la Tordera tiene niveles considerables de riesgo asociado a la dinámica fluvial y costera de la zona que son potenciales de causar grandes pérdidas económicas en el caso de los campos de cultivo y de los campings, llegando incluso a poner en peligro vidas humanas en el caso de éste último. También se desprende que las zonas urbanas, a pesar de tener en general niveles bajos de riesgo, presentan un nivel de riesgo moderado en la zona costera debido a la dinámica de éste tipo que hay en esta zona, lo que explica las grandes pérdidas económicas que se han tenido en la última década con los temporales anuales. Eso indica que, en caso de temporal extremo, como ocurrió en 2008 (Durán et al. 2016), estas pérdidas pueden ser enormes e incluso se puede poner en peligro vidas humanas. En definitiva, a pesar de no ser una zona con grandes catástrofes naturales, existen zonas críticas en el delta con grandes niveles de riesgo natural.

4.6.5. Conclusiones

Podemos decir que la totalidad de la superficie del delta de la Tordera está afectada por uno o más fenómenos naturales potencialmente peligrosos asociados a las 3 dinámicas existentes en la zona (fluvial, costera y de subsidencia), siendo la zona costera la que presenta los niveles de riesgo más elevados. A pesar de que la mayoría de zonas urbanas presentan niveles de riesgo bajos, hay que alertar que la zona urbana de Blanes ya muestra un riesgo moderado. En contraste, las zonas semiurbanas o semi-naturales (Campos de cultivo y campings) presentan niveles altos de riesgo relacionados con la intensa dinámica costera y moderados en referencia a la dinámica fluvial. Sorprendentemente, al menos un 80% de la superficie de campings está catalogada con un nivel alto o muy alto de riesgo lo que muestra una gran deficiencia en el planeamiento y la gestión que se ha realizado en la zona.

A menudo los humanos tenemos una falsa sensación de seguridad por el hecho de vivir en una zona “sin” grandes desastres naturales como volcanes, terremotos o huracanes. Frecuentemente esta falsa seguridad se traduce en un pobre planeamiento de los usos del suelo y concesión de permisos de construcción/ocupación sin contemplar los peligros naturales que afectan el área. Como resultado de todo esto, la exposición y la vulnerabilidad de las comunidades hacia un fenómeno potencialmente peligroso aumentan considerablemente. Por lo tanto, es necesario tener en cuenta el riesgo que supone exponerse, tanto para vivir como para cualquier uso, a terrenos susceptibles de sufrir algún fenómeno natural potencialmente peligroso y de hacerlo de una manera muy poco preparada (vulnerabilidad).

Finalmente, como conclusión final, debemos alertar de que las comunidades existentes en el delta de la Tordera están expuestas a una serie de fenómenos naturales peligrosos con niveles de riesgo considerable que hacen necesario tenerlos en cuenta en las políticas de planeamiento y gestión del uso del suelo. Además, sería aconsejable dejar esta falsa sensación de seguridad ya que precisamente esta puede acabar siendo el mayor de los riesgos de los habitantes de esta zona.

CAPÍTULO 5

DISCUSIÓN FINAL

5.1. PRÓLOGO

Este capítulo muestra una discusión final y global de esta tesis doctoral. En él, se integran todos los resultados, discusiones y conclusiones obtenidos en los diferentes apartados de los capítulos anteriores con el objetivo de realizar una diagnóstico conjunto y global para todo el delta, es decir, teniendo en cuenta los diferentes sistemas socioecológicos que interactúan dentro del ecosistema delta de la Tordera e intentando seguir los principios de la Gestión Integrada de una Zona Costera. En este apartado no se entra en el detalle de cada apartado de la tesis, pero sí que las conclusiones que se han sacado se integran en el discurso que se presenta a continuación.

5.2. MODELOS DE GESTIÓN: TRADICIONAL VS GIZC

De manera global en el mundo, los deltas y sus playas están retrocediendo. Aunque en muchos discursos se responsabiliza al cambio climático de dicha regresión, sin embargo, sabemos que dicha regresión no es consecuencia de dicho cambio, al menos no exclusivamente. Obviamente, existe cierta responsabilidad por parte del cambio climático, en algunas zonas mayor que en otras, pero éste no deja de ser únicamente un factor de los múltiples que son responsables de ésta dinámica global. El hecho es que, históricamente, ha faltado un enfoque holístico en la gestión y la ausencia de marcos de gobernanza efectivos en éstas zonas costeras ha elevado el fenómeno de regresión. A pesar de que tanto los eventos naturales como las intervenciones hechas por el hombre pueden ser agentes causantes, las observaciones descritas y los resultados de ésta tesis ponen de manifiesto que son éstas últimas, las intervenciones humanas, las que tienen una mayor responsabilidad en los impactos producidos en éstas áreas. Aun teniendo en cuenta que en el noroeste del Mediterráneo el aumento del nivel del mar, con un promedio de 1,5 mm por año (EEE, conjunto de datos web), produce un retroceso de entre 15 y 20 cm anuales en las playas según la regla de Bruun (Brunn, 1988) y que esto se ve agravado en zonas dónde hay procesos de subsidencia como es el caso de los deltas, no se explican las tasas de erosión medidas en las playas catalanas. Si se tienen en cuenta dichas tasas, de promedio 103 cm anuales, queda claro que la mayor parte del retroceso de las playas sólo puede explicarse mediante la interferencia de las intervenciones humanas al proceso natural de erosión. En ese

sentido, la influencia humana, particularmente la urbanización del territorio y las actividades económicas asociadas, han convertido el fenómeno natural de erosión costera en un problema de creciente intensidad en las zonas costeras.

En el caso de estudio del delta de la Tordera y sus playas, la erosión costera es una consecuencia de una combinación de varios factores, caracterizados por diferentes escalas temporales y espaciales así como de diferente naturaleza como son: la explotación del acuífero, la construcción de escolleras en la desembocadura, los dragados de arena tanto en el río como en el delta sumergido, los cambios en los usos del suelo, la construcción del paseo marítimo, las estructuras de defensa y artificialización de la costa, los cambios en la vegetación de ribera o la reducción del ancho efectivo del río, entre muchos otros. Estos ejemplos, muchos de los cuales son globales en todos los deltas, ponen de manifiesto el modelo de gestión tradicional de estas zonas, una gestión enfocada al aprovechamiento puntual, sin una visión global de ecosistema y, sobretudo, una gestión reactiva a las consecuencias que iban surgiendo, lo que hemos llamado una gestión desintegrada de la zona costera. Como consecuencia, tal como se ha mostrado en el capítulo 3, la playa de s'Abanell perdió una gran cantidad de superficie emergida, llegando a su punto más crítico en el año 2006 (Sardà et al., 2013). Al comprometer la funcionalidad de la franja costera, todos estos factores hicieron que la playa, así como las zonas posteriores a ésta, quedaran más expuestas y fueran más vulnerables a los fenómenos naturales como son los temporales marítimos, los episodios de inundación o el aumento del nivel del mar. En ese sentido, a principios del siglo XXI, el cóctel explosivo de eventos sucesivos que no fueron gestionados correctamente por las diferentes agencias y oficinas gubernamentales, junto con las actuaciones humanas llevadas a cabo en las últimas décadas, pusieron la playa de s'Abanell al borde del colapso.

A partir de un análisis preliminar para tratar esa situación caótica que había a inicios de 2007 (Jiménez et al., 2007), se recomendaron una serie de medidas correctoras en la zona para mitigar el proceso de erosión y restablecer así la anchura y funcionalidad de las playas. Aunque muchas de las presiones causadas por la intervención humana son irreversibles, otras presiones de gran impacto negativo se eliminaron. Se dejaron de realizar dragados de arena, se eliminaron algunas infraestructuras que entorpecían el transporte de sedimentos y se mejoró el balance sedimentario del río, entre otros. Todo ello permitió un cierto grado de restauración de los sistemas naturales del delta, dándonos la oportunidad de plantear un mayor grado de restauración mediante la recuperación del caudal ecológico del río y mejorar aún más el balance sedimentario proporcionando un nuevo espacio para mejorar la dinámica costera.

A pesar de lo anterior y ante la gran pérdida de arena de las playas, especialmente de la playa de s'Abanell, se tuvieron que realizar 3 regeneraciones artificiales de playa en esta playa. A raíz de eso, en los siguientes 10 años, la parte norte y central de la playa ha ganado en anchura de playa emergida mientras la zona sur ha seguido con una tendencia erosiva. Aun así, la mejora observada y cuantificada en la parte norte es, en todo caso, parcial e incompleta ya que la recuperación es muy diferente a lo largo de la playa, siendo mucho mayor en el norte que en el sur de ese tramo. Además, es incompleta ya que muchos de los transectos se encuentran al límite o por debajo del mínimo de 26 metros necesarios para garantizar la función de protección de la playa para temporales marítimos de periodo de retorno de 10 años (Ariza et al., 2010) según el modelo Sbeach (Larson & Kraus, 1989). Debido a eso, sigue habiendo problemas en momento de temporal y se sigue actuando de forma reactiva como antaño.

Estas regeneraciones, junto con algunas medidas correctoras, han hecho que hoy en día haya partes de la playa que están en acreción, mejorando así su funcionalidad. Este hecho tomó especial relevancia cuando en 2016 el hoy en día llamado “Ministerio de Transición Ecológica” presentó un proyecto demandado por el ayuntamiento de Blanes para encontrar una solución a largo plazo para el problema de la erosión costera. El proyecto planeaba la construcción de 2 o 3 diques semisumergidos en frente de la playa de s'Abanell como medida de protección junto con la aportación de 150.000 m³ más de arena procedentes del puerto de Arenys de Mar y del mismo cauce del río Tordera. Se planeaba actuar únicamente en los tramos norte y central, ya que se daba por perdida la parte sur. Una vez más, quedaba patente una gestión totalmente desintegrada, sin tener en cuenta la totalidad del sistema y condenando a la zona a regeneraciones periódicas. Afortunadamente, en diciembre de 2016, el proyecto fue inicialmente descartado, entre otros motivos, gracias a los resultados del monitoreo de la playa que se presentan en ésta tesis.

Con la necesidad de cambiar el modelo de gestión de las playas y enfocarlo hacia una gestión de carácter más integrado se han seleccionado un conjunto de herramientas para ayudar en dicha gestión integrada –una Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC). A raíz de estos trabajos, se ha constatado que los impulsores de la erosión costera en la región y sus interacciones han incrementado la presión en el delta a lo largo del tiempo. Muchas de las medidas implementadas en el pasado enfocadas a mitigar la erosión en las playas del delta y, en especial, en s'Abanell han sido acciones reactivas diseñadas con una perspectiva muy local y fragmentada, ignorando la influencia de dichas acciones en otras zonas o en procesos globales de la región como el transporte de sedimentos de la costa. Uno de los aspectos clave en un sistema

deltaico es el aporte sedimentario del río al delta, el cual estuvimos monitoreando durante 3 años. En ese sentido, se obtuvo una media de 112.657 m³ de arena anuales que salen por la desembocadura de la Tordera. Si bien es cierto que se ha mejorado considerablemente dicha tasa comparado con los aportes de hace algunas décadas (DGPC 1986; Copeiro 1982; MOPU 1979) sigue estando muy lejos del transporte potencial que se estima que tenía la Tordera antes de la intervención humana: 200.000 m³ anuales (Serra & Montori, 2003). Teniendo en cuenta que dichos aportes son responsables del 90% del sedimento de las playas del delta es indiscutible que se deben realizar acciones para recuperar ésta tasa de aportes anuales, hecho que sería clave para lograr estabilizar las playas del delta. Sin embargo, esto requiere de un cambio aún mayor en la gestión, pues tal y como se ha comentado en capítulos anteriores, las causas de que el transporte de sedimentos se haya reducido van desde aspectos como los usos del suelo, hasta las consecuencias a nivel estructural de la sobreexplotación de los acuíferos.

Después de estas primeras acciones para aliviar las presiones humanas en el delta, se realizó un enorme esfuerzo para crear las condiciones que permitiesen gestionar el sistema de una forma integrada siguiendo las directrices estratégicas del enfoque ecosistémico (Ecosystem Approach) junto con los principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (Sardá et al., 2013, 2014, 2015; Billé & Rochette 2015). A pesar de los esfuerzos realizados y de que los marcos de la GIZC normalmente sirven para solventar estas situaciones, tanto en la Tordera como en muchas otras regiones del planeta, la realidad muestra que hoy en día estas pautas aún no son muy valoradas, hecho que impide que se instauren del todo los marcos de la GIZC. Aprovechando que el río Tordera todavía fluye libremente, es decir, sin infraestructuras hidráulicas que regulen su caudal (embalses), sería un caso ideal para aplicar una GIZC de segunda generación basada en los principios de la Gestión por Ecosistema (Ecosystem-Based Management – EBM; Sardá et al., 2011). Sin embargo, aunque esto es altamente recomendable no es nada simple. A pesar de que ya se están tomando medidas en esta dirección, hecho que muestra una clara transición en el modelo de gestión hacia una gestión más integrada, aún queda mucho camino que recorrer para que el sistema se gestione como un único sistema en lugar de separadamente como se ha hecho siempre.

Uno de los principales motivos por los que cuesta tanto implementar una gestión de este tipo es porque España, al igual que muchos países, es particularmente susceptible al reto de la fragmentación de competencias, hecho que da lugar a un solapamiento de jurisdicciones y una falta de soporte a la legislación para una GIZC. Por este motivo, es altamente necesario desarrollar un esquema de asociación público-privada para revertir

las causas del problema y así facilitar la recuperación de la funcionalidad de todo el ecosistema mediante el desarrollo de una estructura de gobernanza efectiva en la región que se responsabilice de identificar a los agentes del territorio, que trate los conflictos entre éstos y que defina un calendario de ejecución de las medidas identificadas.

Mientras tanto, el importante pero insuficiente cambio en el modelo de gestión nos indica claramente que el camino es el correcto. Uno de los ejemplos se ha constatado en s'Abanell donde la playa muestra hoy, después de 13 años de una mejor gestión, signos de funcionalidad y todas las partes interesadas trabajan para mantener y reforzar este ritmo de recuperación, con el objetivo final de lograr el mayor grado de renaturalización posible. Aun así, no existe una solución milagrosa que vaya acabar con el fenómeno de erosión, pero si todas las partes se involucran a trabajar conjuntamente en una gestión global del ecosistema se podrá recuperar el que se ha identificado como el aspecto clave para recuperar la funcionalidad de todo el delta: el transporte de sedimentos del río.

5.3. HACIA UN NUEVO MODELO DE GESTIÓN INTEGRADA DE PLAYAS

La fragmentación de competencias ha sido reconocida como un obstáculo considerable para el desarrollo sostenible de las zonas costeras (Cormier et al., 2010). Desafortunadamente, cada actividad humana realizada en una zona costera sigue su propio marco regulatorio y puede basarse en su propio e específico estudio de impacto ambiental, hecho que conlleva a la fragmentación de soluciones que dan lugar a impactos contradictorios. Para resolver algunos de los problemas asociados a este tipo de desarrollo se vienen realizando una serie de medidas reactivas, las cuales en la mayoría de los casos generan nuevos problemas ambientales. Este modelo de gestión, tal como se ha comentado anteriormente, debe ser modificado, especialmente en áreas donde esta complejidad se amplifica por diferentes motivos, como es el caso de las zonas costeras. El caso del delta de la Tordera no es una excepción ya que, sin una visión global ni políticas integradas con un objetivo que busque un ecosistema funcional y resiliente, cualquier plan/medida/actuación se verá superado por dicha complejidad (Cormier et al., 2010). Basándonos en este argumento, esta tesis pretende proporcionar soporte a la creación de un sistema de gobernanza para el delta de la Tordera con el objetivo final de establecer un Plan Estratégico e Integral para la región del delta.

Durante las últimas dos décadas, la estrategia del “Ecosystem Approach” (EA), incluyendo los 12 principios básicos (CBD, 1998) (Table 5.1) y su herramienta de gestión por ecosistema, el Ecosystem-Based Management (EBM), emergió como el paradigma

dominante para la gestión de los ecosistemas marinos y costeros (Olsen et al., 2009; Sardá et al., 2014). En Europa, el EA se considera como el marco de referencia fundamental para todas las nuevas políticas europeas enfocadas a la gestión de las zonas costeras. En el caso de las playas, su gestión actual indica que, para proporcionar los mejores atributos recreativos a los usuarios de las playas, los cuales deben tenerse en cuenta en la gestión, los estándares de calidad ambiental y los sistemas de gestión ambiental son el mejor mecanismo para satisfacer las necesidades de dichos usuarios y, por lo tanto, deben ser herramientas muy importantes en la gestión. A pesar de que queda claro que dichos marcos han mejorado la manera de gestionar las playas, no se han integrado correctamente los principios del EA en las prácticas actuales. Una sólida implementación del EA en la gestión de playas o en la gestión territorial requiere la integración total del conjunto de 12 principios (Tabla 5.1), asegurando así la inclusión de aspectos esenciales como la participación social en la planificación y toma de decisiones, la integración, el concepto de sistema socioecológico así como la las funciones y servicios del ecosistema (Sarda et al., 2015). Debido a que muchos de estos principios no se pueden llevar a cabo con las herramientas de gestión actuales, un nuevo modelo de GIZC es necesario si queremos solventar adecuadamente los desafíos que traen las actividades humanas de hoy en día en estos sistemas socioecológicos.

1	Los objetivos de la gestión de suelo, el agua y los recursos vivos son una cuestión de cambio social.
2	La gestión debe ser descentralizada al nivel apropiado más bajo posible
3	Los administradores de los ecosistemas deben considerar los efectos (actuales o potenciales) de sus actividades en los ecosistemas adyacentes
4	Reconociendo las ganancias potenciales de la gestión, generalmente es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico
5	La conservación de la estructura y el funcionamiento del ecosistema, para mantener los servicios del ecosistema, debe ser un objetivo prioritario del Enfoque Ecosistémico
6	Los ecosistemas deben gestionarse dentro de los límites de su funcionamiento.
7	El enfoque por ecosistemas debe llevarse a cabo en las escalas espaciales y temporales apropiadas
8	Reconociendo las diversas escalas temporales y el retraso que caracterizan los procesos del ecosistema, los objetivos para la gestión del ecosistema deben establecerse a largo plazo
9	El organismo gestor debe reconocer que el cambio es inevitable
10	El enfoque ecosistémico debe buscar el equilibrio apropiado y la integración de la conservación y el uso de la diversidad biológica.
11	El enfoque ecosistémico debería considerar todas las formas de información relevante, incluidos los conocimientos, innovaciones y prácticas científicas así como el conocimiento local.
12	El enfoque por ecosistemas debe involucrar a todos los sectores relevantes de la sociedad y a las disciplinas científicas.

Tabla 5.1) Principios del enfoque por ecosistema (CBD, 1998)

En ese sentido y con el objetivo de plantear acciones proactivas y planificadas para mitigar la erosión costera en la zona de estudio de estas tesis, imaginamos un desarrollo gerencial que podría ejecutarse bajo un esquema de gestión basado en el ecosistema dentro de una estructura como la GIZC (Sarda et al., 2014; Sarda et al., 2015). Para llevar a cabo dicha idea, se deben crear dos pilares preliminares: un pilar de participación que nos permita construir una estructura de gobernanza y un pilar de información que nos permita conocer la raíz de los problemas, precisamente dónde están enfocados los distintos trabajos de esta tesis.

El pilar de participación

Olsen et al. (2009) define la gobernanza costera como los acuerdos formales e informales, instituciones y normas que estructuran e influyen en: a) cómo usar los recursos públicos naturales, b) cómo evaluar y analizar los problemas que los afectan y las oportunidades derivadas de su uso, c) Qué comportamientos deben considerarse aceptables y cuáles prohibidos, y d) qué normas y sanciones se aplican por su uso. Un primer y necesario paso para avanzar hacia los procesos de gobernanza costera es crear las condiciones necesarias para su desarrollo. La gobernanza implica la participación pública y eso significa diálogo, el cual puede ser mínimo – únicamente para proporcionar información- o máximo –total participación en la toma de decisiones- (Sardá et al., 2014).

Para poder establecer una gestión costera por ecosistema, su efectividad debe involucrar a diferentes actores y expertos para su diseño e implementación. Cuando las estrategias y acciones de gestión se desarrollan, las partes interesadas y la sociedad deben ser integradas en el proceso ya que su participación es muy importante para abordar la complejidad de los problemas en cuestión y mejorar la aceptabilidad de las soluciones propuestas. Para crear un espacio de participación pública en la zona del delta de la Tordera, hemos colaborado y promovido la participación activa de la sociedad en la llamada “Taula del Delta i de la Baixa Tordera (TDBT)”, que está llamada a ser la estructura de gobernanza que debe lidiar con el problema y adoptar un enfoque estratégicamente planificado a largo plazo.

El pilar de información

Un requisito esencial para una correcta gestión por ecosistema es la compilación y análisis de la mejor información social y ecológica posible. Este pilar debe proporcionar a la administración futura herramientas fáciles de usar para facilitar el flujo de información en el proceso de toma de decisiones. Sardá et al. (2014) y Sardá et al (2015)

estructuraron el pilar de información como una plataforma de información con dos herramientas principales de soporte: una infraestructura de datos espaciales siguiendo procedimientos estándar y una plataforma de indicadores que se utilizarán para analizar el sistema en cualquier momento. Reflejando el desarrollo de la estructura de gobernanza creada, se llevó a cabo un diagnóstico ambiental del Delta de Tordera. Este diagnóstico siguió las recomendaciones anteriores, y se desarrolló un Sistema de Información Geográfica (SIG) y una plataforma de indicadores, en donde fueron empleado muchos de los datos de ésta tesis. Se redactó un informe de evaluación inicial para desarrollar una comprensión común del sistema utilizando los años 2016-2017 como base. La evaluación compiló y sintetizó toda la información relevante para esta unidad en particular que era necesaria para un diagnóstico correcto. El objetivo de la evaluación inicial pretendía describir exhaustivamente las características principales de la unidad que deben usarse de manera sostenible, las actividades humanas que deben gestionarse dentro de ella y las interacciones principales entre las características de la unidad y las actividades humanas observadas allí. La evaluación inicial generó una plataforma de indicadores bajo tres pilares ambientales diferentes: la franja litoral, el vector de agua y curso fluvial y la biodiversidad. Los trabajos realizados en esta tesis sirvieron para determinar muchos de los indicadores clave para la correcta gestión del delta de la Tordera, los cuales son:

- Franja litoral (Tabla 5.2). Esta información se complementó con la batimetría del fondo delta y la evaluación del riesgo litoral expuestos en capítulos anteriores de esta tesis.

Indicador	Estado diagnosis
Temporales marítimos	Estable
Superficie de playa	Tendencia erosiva
Anchura de playa	Aceptable
Índice de Protección de Playas	0.8 (sobre 1)
Índice de Calidad de Playas (BQI)	0.84 (sobre 1)
Localización de la barra litoral de la desembocadura	Tendencia erosiva
Extensión de arena en la desembocadura	Tendencia muy erosiva
Artificialización de la costa	Muy alta
Integridad del fondo marino	Datos descoordinados
Volumen de arena en la playa	Por hacer

Tabla 5.2: Diagnósis del pilar ambiental de la "Franja Litoral"

- Vector agua y curso fluvial (Tabla 5.3). Esta información se complementó con muchos de los datos presentados en ésta tesis y por recomendación expresa del autor y su director, juntamente con datos del plan hidrológico de las cuencas hidrográficas en Cataluña.

Indicador	Estado diagnóstico
Pluviometría	Normal
Caudal del río	Pobre
Calidad del agua	Mala
Nivel de agua subterránea	Muy bajo
Calidad del agua subterránea	Buena
Aperturas de la desembocadura	Pobres
Extracciones de agua	Elevadas
Extracciones de arena	Considerables
Consumo de agua del acuífero	Sin información contrastada
Balance sedimentario	Pobre (en tendencia creciente)

Tabla 5.3: Diagnóstico del pilar ambiental de la "Agua y curso fluvial"

- Biodiversidad (Tabla 5.4). En este caso, toda esta información se complementó con el mapa de hábitats y evolución de los usos del suelo realizado en esta tesis, y complementado con datos existentes de otras fuentes.

Indicador	Estado diagnóstico
Suelo natural vs suelo impermeable	+/- estable
Porcentaje de áreas naturales protegidas	Pobre
Índice del Paisaje	Por construir
Índice de vegetación de ribera	Muy malo
Biodiversidad	Muy buena
Especies autóctonas	-
Especies invasoras	-

Tabla 5.4: Diagnóstico del pilar ambiental de la "Biodiversidad"

En definitiva, hace falta un nuevo modelo de gestión para zonas costeras que sea capaz de integrar toda la información disponible de los distintos subsistemas que conforman un ecosistema, relacionarlos entre ellos y utilizando una serie de indicadores clave que sientan las bases de una planificación global e integrada por ecosistema, sin olvidar que la participación social en dicha gestión se trata de un punto clave para conseguir resultados a largo plazo, consensuados y con los que todas las partes implicadas se sientan identificados. Todo aquello que debe gestionarse es mucho mejor medirlo, sólo así se podrá conseguir una gestión adecuada y más efectiva. Así pues, creemos necesario y recomendamos que los gestores del territorio se muevan hacia un modelo de gestión costera por ecosistema que siga el marco y principios de la Gestión

Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que permita establecer un Plan Estratégico Integral y Global a largo plazo mediante el uso de herramientas de gestión adaptadas a cada caso particular.

5.4. LA CREACIÓN DE LA TAULA DEL DELTA Y DE LA BAIXA TORDERA

En enero de 2017 diferentes agentes de la sociedad civil del delta de la Tordera, entre los que estamos el doctorando de ésta tesis y su director, se reunieron para poner los cimientos de un órgano de gobernanza para el delta de la Tordera. Dicho órgano se denominó *Taula del Delta y la Baixa Tordera (TDBT)*. Ese primer encuentro, impulsado por uno de los ayuntamientos del delta, puso en contacto algunos de los distintos agentes implicados en el delta. De esa reunión surgió la necesidad de ampliar el número y diversidad de agentes implicados, con lo que se inició una ronda de contactos para determinar una segunda reunión de la Taula, ya con todos, o casi todos, los agentes implicados en el delta de la Tordera. Dicha reunión tuvo lugar en junio de 2017 y en ella se empezaron a redactar las bases para la creación de la Taula de la Tordera a la vez que se pidió a un grupo de científicos que redactasen un informe del estado actual del delta. Durante los siguientes meses, usando algunas de las herramientas que se proponen en éste trabajo, se realizó dicho informe en el que participamos como CSIC juntamente con científicos del CREAM, la Universidad de Girona o el Observatorio de la Tordera, así como algunos miembros de asociaciones ecologistas de la zona. Durante el invierno de 2017 y la primavera/verano de 2018 un proyecto llamado ISAAC TorDelta, capitaneado por científicos del CREAM, sirvió para poner en contacto permanente a todos los agentes implicados, poniendo las bases para la creación del pilar de participación sobre el que se debe sustentar una gestión integrada del territorio.

Llegados a ese punto y considerando la urgencia para hacer frente a los retos vinculados a la gestión territorial en el delta de la Tordera -sus espacios protegidos, el agua y el litoral-, así como para hacer frente a los retos vinculados a la falta de coordinación institucional para un desarrollo territorial sostenible, los ayuntamientos de Tordera, Blanes, Palafolls y Malgrat de Mar (los 4 municipios del delta de la Tordera) impulsaron, ese mismo año, la creación formal de la “Taula de Treball sobre el delta i la Baixa Tordera”, un espacio de gobernanza necesario para el desarrollo del proceso de planificación integral del territorio deltaico y el litoral de la cuenca de la Tordera. La Taula nació como el organismo de gobernanza de la zona, el cual constituye un espacio donde pueden confluir muchas de las necesidades de mejora en lo que se refiere a la interlocución y la coordinación entre las administraciones públicas y entre los diferentes órganos de gobierno y los actores locales. Su objetivo final es el de actuar como un

órgano deliberativo y de relación entre las administraciones y la ciudadanía, es decir el espacio de gobernanza dentro de la GIZC, para la recuperación de los equilibrios ecológicos y sociales del territorio mediante un proceso de planificación integrada del espacio deltaico de la Tordera. En enero de 2018 (Fig 5.1) los 4 ayuntamientos y la Generalitat de Catalunya firmaron los estatutos y formalizaron la creación de dicho órgano de gobernanza.



Figura 5.1: Fotografía del día en que los ayuntamientos del delta formalizaron la creación de la Taula del Delta i la Baixa Tordera en el Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC) en enero de 2018.

En junio de 2018, se presentó el informe técnico a todos los participantes de la Taula de la Tordera. Dicho informe, pretende la búsqueda de una planificación integrada para el espacio deltaico tal y como se plantea en el esquema de trabajo de Eurosion (Salman et al., 2004): (a) analizar la evolución histórica en la zona, (b) buscar los puntos críticos, (c) efectuar una planificación estratégica y, (d) dotar a esta de la financiación adecuada. Los diferentes actores de la Taula mostraron un amplio consenso en la necesidad de mejorar la gestión actual del delta para recuperar el ecosistema, a tenor de los resultados de los indicadores de estado presentados en el informe.

A pesar de que la creación de la “Taula de Treball sobre el delta i la Baixa Tordera (TDBT)” está formalizada y es oficial, a día de hoy se encuentra en un punto muerto a falta de la financiación directa necesaria para continuar con sus objetivos ya que, a día de hoy, su desarrollo está fijado a otro miniproyecto, el proyecto REDAPTA del CREAM. En todo caso, cabe remarcar que la Taula como tal no debe ser la responsable de la aplicación de las medidas que se hayan consensuado entre los diferentes integrantes de la Taula sino que su función es únicamente la de generar el espacio de gobernanza necesario para una mejor gestión. En ese sentido, la aplicación de toda propuesta que

salga de la Taula e incluso sus funciones son responsabilidad de la/las autoridad/dades competentes en dicha materia, es decir, de las administraciones públicas. En definitiva, la “Taula de Treball sobre el delta i la Baixa Tordera” debe crear y mantener en funcionamiento los pilares de información y de participación sobre los que se debe sustentar la gobernanza -a la vez que coordina y organiza dicha gobernanza- todos ellos pilares básicos para una Gestión Integrada.

La TDBT es reconocida como el mecanismo de gobernanza para evaluar las opciones de recuperación del equilibrio sedimentario, para evaluar una posible implementación de estas opciones identificando a las partes interesadas clave, para lidiar con conflictos y beneficios, así como para emitir el momento óptimo para la implementación las medidas identificadas. Este mecanismo de gobernanza en desarrollo puede constituir un instrumento clave para hacer frente a los problemas de planificación territorial no resueltos. El objetivo final de la TDBT es recuperar los equilibrios sociales y ecológicos del Delta de Tordera y reducir su vulnerabilidad al cambio climático mediante el desarrollo de un plan estratégico e integrado de manera transparente y participativa. En sus primeros dos años de actividades y, después del desarrollo de un mapeo de partes interesadas, el avance se ha basado en la recopilación de diferentes fuentes de información, entrevistas, seminarios participativos, grupos focales y el desarrollo de un documento final de objetivos y recomendaciones. Actualmente, la TDBT todavía está desarrollando un proceso de trabajo para definir la forma en que todas estas recomendaciones pueden traducirse en un Plan integral para el delta que incluya medidas concretas para ser implementadas.

5.5. LA SITUACIÓN ACTUAL EN MATERIA DE GESTIÓN EN EL DELTA DE LA TORDERA

Una manera de evaluar la transición hacia un nuevo modelo de gestión como el que se está llevando a cabo en el delta de la Tordera es analizar si se está dando cumplimiento a los diferentes principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras y de la Gestión por Ecosistema dentro de un enfoque ecosistémico, cuáles están en vías de conseguirse y cuáles aún deben ser planteados. Se trata pues de valorar, de una manera objetiva, si el enfoque que se está tomando va en consonancia con dichos marcos o si, por el contrario, se siguen cometiendo los errores del pasado.

En ese sentido, a continuación, se muestra el estado de cada uno de los principios en la gestión que se está planteando en el delta de la Tordera a raíz del cambio de mentalidad de los agentes implicados durante la última década y, sobretodo, a la creación de espacios de gobernanza participativa como la TDBT.

Principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras:

- ***Actuar con una perspectiva amplia.*** La gestión que se está planteando contempla un escenario global para todo el delta de la Tordera. Sin embargo, a pesar de que se considera el resto de la cuenca hidrográfica del río como un aspecto clave, aún no se ha involucrado a las partes implicadas más allá de la zona deltaica. En todo caso, se está en vías de ampliar la perspectiva local que se tenía hasta ahora, pero hace falta ensancharla aún más.
- ***Entender las condiciones específicas de cada zona.*** Todos los estudios y análisis realizados en los últimos tiempos, como los de esta tesis, van precisamente en esta dirección con el objetivo de escapar de los estándares de otras cuencas y/o deltas que no tienen las mismas condiciones que éste.
- ***Trabajo principal enfocado a los procesos naturales.*** Existe un amplio consenso entre los gestores y las partes implicadas en que se deben priorizar los procesos naturales por encima de las actividades humanas que se llevan a cabo en el ecosistema. Sin embargo, los intereses económicos de algunos y los lobbies de presión siguen siendo un escollo de difícil superación.
- ***Utilización de procesos de participación públicos.*** Se está haciendo partícipe a la sociedad civil del proceso de planteamiento de una nueva gestión en la zona mediante espacios como la Taula. Sin embargo, dicha participación se centra exclusivamente en la recogida de información y, un poco, en el debate de las medidas a tomar y aún no es suficientemente amplia. La toma de decisiones escapa de estos procesos.
- ***Se debe contar con la involucración de todas las administraciones competentes.*** A día de hoy, se ha involucrado a las principales administraciones competentes en este proyecto de nueva gestión: Ayuntamientos del delta y Agencia Catalana del Agua. Sin embargo, se deberían involucrar otras administraciones competentes como la Dirección General de Costas o las diputaciones de Barcelona y Girona, entre otras. En este punto la dualidad Estado-Comunidad Autónoma es otro escollo de difícil solución.

- **Usar una combinación de diferentes y diversos instrumentos y herramientas.** Son numerosos los instrumentos e herramientas que se vienen usando para diseñar la gestión futura del delta. Entre ellas, todas las herramientas expuestas en ésta tesis.
- **Considerar todas las escalas temporales y espaciales.** Las medidas que se están planteando actualmente están agrupadas a diferentes escalas temporales -corto, medio y largo plazo- así como en diferentes ámbitos espaciales de actuación –franja litoral, curso fluvial y biodiversidad-.

Principios del enfoque por ecosistema (Ecosystem Approach):

- **Los objetivos de la gestión de suelo, el agua y los recursos vivos son una cuestión de decisión social.** Los futuros gestores del territorio tienen claro que la involucración de la sociedad debería ser fundamental para el éxito de la futura gestión, motivo por el cual se está fomentando su participación.
- **La gestión debe ser descentralizada al nivel apropiado más bajo posible.** La idea con la que se parte es que la gestión se descentralice hasta llegar a una gestión donde el municipio sea relevante y tome decisiones informadas, eso sí con un criterio común desde la administración central hasta estas administraciones locales.
- **Los administradores de los ecosistemas deben considerar los efectos (actuales o potenciales) de sus actividades en los ecosistemas adyacentes.** La gestión futura del delta de la Tordera contempla como premisa irrevocable el hecho de no generar daños ni en otros ecosistemas próximos ni en los diferentes subsistemas del ecosistema delta de la Tordera. Para ello, se va a dar mucha importancia a los estudios de impacto ambiental y habrá técnicos especializados participantes de la toma de decisiones.

- **Reconociendo las ganancias potenciales de la gestión, generalmente es necesario comprender y gestionar el ecosistema en un contexto económico.** A sabiendas de que la economía es el motor que nos mueve, la gestión planteada contempla la participación de todos los sectores económicos, así como la resiliencia de su sistema socioecológico. Eso sí, replanteando su actividad si es necesario para beneficiar así los procesos naturales cruciales.
- **La conservación de la estructura y el funcionamiento del ecosistema, para mantener los servicios del ecosistema, debe ser un objetivo prioritario del Enfoque Ecosistémico.** Precisamente el modelo de gestión que se plantea va en esta misma dirección: recuperar la funcionalidad del sistema socioecológico Delta de la Tordera. Sin embargo, a día de hoy, existe una falta de identificación o acotación de los diferentes servicios ecosistémicos en la zona.
- **Los ecosistemas deben gestionarse dentro de los límites de su funcionamiento.** La presión que están ejerciendo ciertos lobbies de la zona y los intereses económicos y políticos están dificultando esta cuestión hasta el punto que se ha aceptado que en el mejor de los casos se seguirá estando fuera de estos límites.
- **El enfoque por ecosistemas debe llevarse a cabo en las escalas espaciales y temporales apropiadas.** Las medidas que se están planteando actualmente están agrupadas a diferentes escalas temporales -corto, medio y largo plazo- así como en diferentes ámbitos espaciales de actuación –franja litoral, curso fluvial y biodiversidad-.
- **Reconociendo las diversas escalas temporales y el retraso que caracterizan los procesos del ecosistema, los objetivos para la gestión del ecosistema deben establecerse en el largo plazo.** A pesar de que se plantean medidas a corto y a medio plazo, existe una voluntad y consenso generalizado de que los objetivos de este nuevo modelo de gestión deben establecerse a largo plazo, siendo conscientes de que los mayores resultados tardarán en ser visibles.

- ***El organismo gestor debe reconocer que el cambio es inevitable.*** Hay un consenso total en el territorio que el cambio en el modelo de gestión es inevitable. Sin embargo, siguen existiendo reticencias por parte de algunas administraciones a dicho cambio.
- ***El enfoque ecosistémico debe buscar el equilibrio apropiado y la integración de la conservación y el uso de la diversidad biológica.*** El enfoque que se está tomando busca dicho equilibrio, pero quizás prioriza otros aspectos por encima de éste, como por ejemplo la adaptación al cambio climático.
- ***El enfoque ecosistémico debería considerar todas las formas de información relevante, incluidos los conocimientos, innovaciones y prácticas científicas, así como el conocimiento local.*** El espacio de gobernanza que se ha creado, el diagnóstico inicial del delta, la plataforma de indicadores y las soluciones futuras que se plantean son fruto de horas y horas de debate de información sacada tanto del conocimiento científico como el conocimiento local de los ciudadanos, entidades, asociaciones y técnicos de la zona.
- ***El enfoque ecosistémico debe involucrar a todos los sectores relevantes de la sociedad y a las disciplinas científicas.*** A día de hoy, se sigue planteando una gestión en la que la toma de decisiones está en manos exclusivamente de la administración competente y aparece fragmentado. A pesar de que se escucha a los sectores relevantes de la sociedad y a las disciplinas científicas, al final, su involucración es mínima, hecho que incluso está produciendo una sensación de desconfianza en éstos sectores que está desembocando en un sentimiento de desconfianza hacia la TDBT.

En definitiva, queda patente que la dirección que se está tomando sigue la mayoría de principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras y del enfoque ecosistémico, pudiendo afirmar que se está avanzando hacia un nuevo modelo de gestión en la zona bastante cercana a la que debería ser. Sin embargo, sigue habiendo aspectos que está costando implementar para que esto se canalice en una verdadera gestión integrada 2.0 (una Gestión Integral de la zona costera basada en la gestión por ecosistema). Aun así, claro está que la gestión que se plantea es claramente una mejora respecto al modelo anterior y, sobretodo, respecto al modelo tradicional.

5.6. EL SIGUIENTE PASO: UN PLAN DE GESTIÓN PARA EL DELTA

El siguiente paso para una futura gestión adecuada del delta de la Tordera debe ser la redacción y aplicación de un Plan Integral que incluya un conjunto de medidas adaptadas a las necesidades de las partes implicadas y que vayan en la dirección de renaturalizar un ecosistema que, actualmente, aun recibe muchas presiones. De los trabajos de esta tesis se han sacado algunas propuestas iniciales que deberían ser incluidas en este Plan Integral y que tienen en cuenta la percepción social, el estado de las playas, el nivel de riesgo natural, las conclusiones sacadas de los datos de monitoreo del río y las playas o los cambios en los usos del suelo, entre otros. A continuación, se muestra un breve recopilatorio de propuestas que consideramos deberían formar parte de un futuro Plan Integral para el delta de la Tordera:

- La **morforegeneración del delta**, en especial de la desembocadura del río Tordera, la cual se ha identificado como el principal causante de la problemática del delta y que consiste en la recuperación de la morfología propia del delta y los elementos que la hacen posible (caudal, transporte sedimentario, espacios naturales,...) que garantizase el mantenimiento por si sólo de la funcionalidad de los distintos subsistemas sin necesidad de actuaciones periódicas, en especial las regeneraciones artificiales de playa.
- La **reubicación de la caseta y los tubos del emisario y la captación de emergencia de la planta desalinizadora** en una zona más alejada del río. Esto permitiría ensanchar el cauce y contribuir así a la morforegeneración comentada en el apartado anterior ya que se recuperaría gran parte de la morfología original del cauce. El actual trazo e ubicación de estas infraestructuras, ejecutadas con urgencia, se identifican como la causa principal que limita e incluso impide la orientación hacia el norte (Blanes) de la desembocadura del río y, por lo tanto, impide la correcta distribución de los aportes del río una vez llegan al mar. Si se tiene en cuenta que hay programada una ampliación de dicha planta en los próximos años, creemos que la reubicación propuesta es viable y debería ser prioritaria. Esto seguiría a las labores de desmantelamiento de la antigua caseta de la desalinizadora iniciados en 2016 de manera parcial e insuficiente.

- La **eliminación de estructuras duras como las escolleras y espigones de la franja litoral y de los márgenes del río**. Dichas estructuras actúan como trampa de sedimentos impidiendo la correcta distribución del sedimento (las de la franja litoral) o reduciendo la tasa de transporte sedimentario (las de los márgenes del río). Debe ser prioritaria y previa a la morforegeneración, la eliminación de dichas estructuras teniendo en cuenta al mismo tiempo los márgenes de seguridad actividades actuales.
- El **ensanchamiento del cauce del río** como única medida eficaz a medio y largo plazo para hacer frente a los caudales de las futuras crecidas potencialmente peligrosas para los bienes, servicios y personas. Se debe priorizar la actuación en aquellos tramos en que actualmente haya un estreñimiento muy marcado para favorecer actividades agrícolas, industriales o lúdicas que se encuentran dentro de la zona inundable, a parte de aquellos que tengan especial importancia a nivel estratégico y ecológico. Se trata de una acción clave para mejorar la tasa de aportes sedimentarios del río y para reducir los niveles de riesgo natural de la zona.
- **Reducir la sobreexplotación de los acuíferos y garantizar unos caudales mínimos** fijados por la Agència Catalana del Agua en cumplimiento de la Directiva Europea. Esta medida es fundamental para: a) mantener los hábitats naturales, b) un correcto y regular transporte de sedimentos que implica la necesidad de un flujo de agua mínimo y c) mantener el frente deltaico y sus playas. Hay que tener en cuenta que la extracción de agua subterránea en la Baja Tordera para abastecimiento urbano es del orden de los 45 hm³ anuales y que, por otro lado, la planta desalinizadora de la Tordera es capaz de producir unos 60 hm³ anuales a pesar de que actualmente funciona a mínimos. Por este motivo, las administraciones deben promover el uso de esta infraestructura para reducir la sobreexplotación del acuífero y sus consecuencias en el territorio.
- **Prevención y fomento de la laminación lateral del río** en caso de crecidas importantes en las llanuras aluviales de la cuenca previamente identificadas con el objetivo de reducir la peligrosidad del fenómeno de inundación, evitando daños mayores y reduciendo el riesgo asociado. Además, se favorecería la recuperación de muchos hábitats naturales de ribera. Para ello, obviamente, se deben reubicar las actividades e infraestructuras que ocupan, de forma incompatible, estas zonas inundables. Por este motivo, su diseño estratégico

deberá ser consensuado a nivel de cuenca ya que se trata de una actuación con efectos globales.

- ***Proteger, promocionar y ayudar a las actividades locales identificadas como adaptadas y compatibles*** con las características hidrológicas, climáticas y de biodiversidad propia de la llanura deltaica para evitar así las tendencias negativas identificadas en el apartado de cambios en los usos del suelo.
- ***Ampliación de los límites del espacio protegido ZEC XN2000 Riu i estanys de Tordera a les ribes i riberes d'interès***, para una correcta y coherente funcionalidad ecológica y geomorfológica, la cual se limita actualmente al cauce del río.

Este listado de propuestas posee una alta fundamentación científica tal como queda demostrado con los trabajos realizados durante esta tesis (ver capítulos 3 y 4). Además, se han presentado a las partes interesadas tanto en conferencias como en espacios de debate de la Taula del Delta i la Baixa Tordera dónde hay un importante consenso en que ésta es la dirección que se debe tomar para garantizar la funcionalidad ecológica del delta y proteger así las diferentes actividades económicas que en él se llevan a cabo. Así pues, hemos tenido en cuenta tanto el pilar de información como el de participación a la hora de proponer estas medidas, buscando siempre un enfoque ecosistémico dentro de los marcos de la GIZC iniciando así la transición necesaria hacia un modelo de gestión integrada 2.0, tal como se ha detallado anteriormente.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES

- Al final del año 2006, la situación en el delta de la Tordera era crítica. Una cascada de efectos acumulativos resultantes de múltiples actividades en varios sectores industriales y otras acciones que se llevaron a cabo sin ningún plan de acción global, llevaron a la pérdida de la funcionalidad del ecosistema.
- Durante el período 1956-2006 la zona central del delta sufrió un giro hacia el sur, iniciado en los años 80. El brazo norte del delta y la zona de la desembocadura pierden gran parte de su superficie de playa ya que se entró en un proceso erosivo muy marcado. Sin embargo, el brazo sur, influenciado por éste giro, progradó. Como consecuencia, la mayor parte de las playas del delta, en su zona norte y central, eran incapaces de cumplir con su función natural y de protección a la vez que su función recreativa se vio enormemente comprometida.
- A pesar de que, en 2007, estaba claro que cualquier tipo de solución solo sería efectiva a través de un proceso de Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que incluyese las interacciones entre todos los sistemas que influyen en la costa y usando un marco de gobernanza eficiente, se necesitaron varias actuaciones de urgencia para aliviar las consecuencias negativas observadas.
- Después de las regeneraciones artificiales de playa realizadas en s'Abanell durante el período 2007-2009, observamos una tendencia generalizada a recuperar la funcionalidad de la playa en sus partes norte y centro. Sin embargo, no ocurre lo mismo en la parte sur donde la situación es aún crítica, siendo muy necesarias las estructuras de defensa rígidas para evitar grandes retrocesos.
- Hemos identificado la apertura de la desembocadura como un factor determinante para mejorar el balance erosión/acreción de la playa de s'Abanell. Éste hecho depende en mayor parte de la situación en la que se encuentre el acuífero de la Baja Tordera. Así pues, se debe trabajar en éste ámbito para explorar cómo podríamos mejorar el estado del acuífero para que facilite la apertura de la desembocadura del río, lo cual permitiría recuperar el transporte de sedimentos hacia mar.

- El crecimiento urbano es una de las tendencias más claras que existen en el delta de la Tordera, provocando un continuo cambio de distintos usos del suelo, originales y agrícolas, hacia un uso puramente urbano. Ese crecimiento de suelo urbano avanza desde los extremos de la llanura deltaica hacia el centro a la vez que rodeándolo, con lo que es sumamente necesario la creación de un Plan de desarrollo urbano en el delta que proteja de la urbanización todo el eje central del delta y todos los corredores biológicos que restan sin urbanizar.
- El cambio de una agricultura de secano hacia una de regadío es otra de las tendencias que observamos en el delta de la Tordera. La relación de campos de secano y regadío ha pasado de 1 por cada 3 a 1 por cada 5.
- La artificialización de la zona costera es otra de las tendencias que se observa en el delta de la Tordera. Para combatir y neutralizar la erosión, han aparecido distintas estructuras de defensa en la costa que van en la dirección de artificializarla. Así pues, la tendencia actual para el futuro del delta es la artificialización de la costa para evitar la erosión, nunca la recuperación de la funcionalidad del delta.
- El aislamiento de las zonas naturales y su fragmentación es evidente. Comparando los usos del suelo entre 1956 y 2018 y con la observación sobre el terreno de su estado, se constata que las zonas naturales son cada vez menores, más aisladas y están más degradadas.
- Los valores naturales del delta de la Tordera se están viendo amenazados. Con 148 hábitats y la presencia de abundantes especies consideradas de gran valor en este limitado espacio, el delta de la Tordera se ha identificado como uno de los puntos calientes más importantes de Catalunya en cuanto a biodiversidad se refiere. Por este motivo, y a pesar de las alteraciones sufridas, es recomendable implementar medidas de protección efectivas, que frenen la tendencia observada de aislamiento y fragmentación de los espacios naturales, que recuperen el mayor número de espacios alterados posibles, y que ordenen y regulen el gran crecimiento urbano y la creciente industria agrícola intensiva, atendiendo a las necesidades ecológicas y de viabilidad de los valores naturales del delta de la Tordera con el fin de preservarlos.

- Existe una gran correlación entre los picos de caudal del río Tordera y los episodios de lluvia. Estos picos se caracterizan por aumentar considerablemente (hasta $>200\text{m}^3/\text{s}$) el caudal base del río, establecido entre $0,5$ y $2\text{ m}^3/\text{s}$, y por tener una duración corta (5-6 días hasta recuperación caudal previo). Esto indica que la Tordera tiene un régimen fluvio-torrencial.
- Durante los meses de verano e inicios de otoño, la Tordera se caracteriza, en la actualidad, por la ausencia de régimen hídrico en superficie debido a la sobreexplotación que sufre su acuífero.
- Las dimensiones (cuenca pequeña) y la naturaleza de la cuenca (composición granítica) del río Tordera dan lugar a un tipo de sedimento medio compuesto por un 50% de gravas, un 30% de arena gruesa o muy gruesa y un 20% de arena fina o muy fina con una casi total ausencia de limos y arcillas (sólo el 17% de las muestras presentan pequeños porcentajes $<5\%$ de limos y arcillas). Esta distribución granulométrica media da lugar a un tamaño de grano medio de $1,6\text{mm}$ que permite catalogar el sedimento como “Arenas de composición granítica con gravas y ausencia de material fino”.
- La Tordera es un río anastomosado. Este tipo de ríos se caracterizan por presentar un lecho fluvial bastante ancho, que se asienta sobre depósitos de tipo aluvial, sobre el que se constituye una red de canales entrelazados de poca profundidad separados por pequeñas “islas” de arena. Estos ríos tienen como característica la proporción entre carga en suspensión y carga de fondo, siendo esta última mucho mayor que la anterior.
- La casi ausencia de carga en suspensión en este tipo de ríos hace que la tasa de transporte esté casi exclusivamente relacionada con la carga de fondo, la cual está más determinada por la granulometría y la altura de la columna de agua que del caudal en sí. Eso hace que sea difícil establecer una relación clara entre caudal y transporte y, a su vez, genera la peculiaridad de que un caudal A inferior a un caudal B pueda transportar más sedimento a pesar de ser de menor magnitud.
- El caudal mínimo para el transporte en la Tordera en condiciones post-crecida es de $0,2\text{m}^3/\text{s}$ y de $0,6\text{m}^3/\text{s}$ en condiciones en las que llevamos mucho tiempo sin una crecida importante, entendiendo por crecida importante esa que supera el umbral de $5\text{ m}^3/\text{s}$.

- El desconocimiento por parte de muchos sectores de la sociedad de este tipo de ríos ha llevado a una concepción errónea de ríos como la Tordera por parte de los gestores y administraciones competentes. A menudo, estos ríos se consideran degradados ya que se gestionan en base a unos indicadores de río rectilíneo o meandriforme.
- El análisis de la tipología de transporte de un río y la determinación del tipo de cauce fluvial son de vital importancia para sentar las bases de una gestión eficiente y sostenible de cualquier sistema fluvial y/o deltaico.
- El muestreo de transporte en suspensión ha confirmado la hipótesis de que el transporte de sedimentos del río Tordera es fundamentalmente por carga de fondo. La carga en suspensión representa menos del 3% del total del transporte, siendo habitual que dicha carga en suspensión sea inferior al 1%.
- El transporte de arena del río Tordera hacia el mar, en la actualidad, es de entre 100.000 y 120.000 m³/año considerando un error de +/- 10% sobre la media de nuestros datos. Al comparar esta estimación de transporte con los datos existentes en la bibliografía se observa que, a pesar de no haber recuperado la tasa de transporte histórica (previa a las modificaciones antrópicas), sí que se ha aumentado considerablemente dicha tasa con respecto a los datos de la segunda mitad del siglo XX.
- La sobreexplotación del acuífero de la Tordera debe ser el principal causante de que el transporte actual esté lejos del transporte histórico ya que las demás actuaciones antrópicas importantes para el transporte de sedimentos han cesado o reducido.
- Considerando la compensación de la deriva litoral, la estimación de la distribución de los sedimentos aportados por el río Tordera es: 55% hacia el sur, 0% en la desembocadura y 45% hacia el norte. En total, el aporte fluvial necesario para cubrir dicha necesidad de sedimentos es de unos 115.000 m³/anuales, una cifra que se acerca mucho a la media anual de aportes que hemos comentado anteriormente (112.000 m³/anuales).

- El frente deltaico se sitúa a una profundidad media de entre 10 y 15 metros, por debajo de la profundidad límite de incidencia del oleaje, motivo por el cual se cree que la incidencia de la reflexión del oleaje en el transporte transversal debe ser muy pequeña. Debido a que el frente deltaico se encuentra a tan solo unos 500 metros de la costa, y a que tiene una pendiente muy elevada, en momentos de grandes crecidas parte del sedimento que baja por el río puede ser proyectado hasta más allá del frente deltaico por el impulso del flujo fluvial.
- Se necesitan alrededor de 650.000 metros cúbicos para progradar 1 metro el frente deltaico. Ese volumen necesario es el equivalente a todos los aportes del río Tordera durante 5 años y medio, una tasa claramente inferior a la de erosión que hay en la zona.
- Parte del material que llega procedente del río al hemidelta sur queda retenido en la barra litoral la cual, a su vez, también ejerce de protección frente a la deriva litoral. De esta manera, ambos fenómenos se contrarrestan haciendo que nuestra estimación sea bastante representativa, a pesar de no haberla considerado en los cálculos.
- Los datos confirman la hipótesis que nos habíamos planteado inicialmente de que, para poder estudiar la distribución de los sedimentos aportados por el río, hay que considerar la redistribución de estos a medio y largo plazo por la plataforma deltaica en lugar de fijarse en el oleaje presente durante los días del episodio de aportes fluviales y posteriores.
- Un objetivo futuro ligado a este análisis es el calibrado y mejora de un sistema de toma de datos batimétricos “low cost” con la idea que pueda convertirse en una herramienta más para la gestión de playas, ya sea a nivel regional (por ejemplo, Agencia Catalana del Agua) o incluso a nivel local (técnicos de ayuntamientos) dada la facilidad de la toma de datos y el bajo coste económico del equipo y de las campañas.
- La estructura del zócalo sobre el que se asientan los materiales sedimentarios del delta condiciona la circulación de agua subterránea hasta tal punto que existen puntos de circulación vertical de agua que generan cambios súbitos en los niveles de los acuíferos de la Baja Tordera.

- La granulometría de la zona, arena media y gruesa, con casi ausencia de material fino, ha impedido la formación de capas impermeables (acuitardos) que separen un acuífero de otro, permitiendo así una conectividad entre ellos que varía constantemente en función de la presencia o no de ese material y su espesor.
- Esa conectividad debido a la granulometría y la circulación vertical asociada a fallas estructurales, dan lugar a un sistema acuífero que se asemeja más al de un único acuífero libre que al de un sistema de dos acuíferos. Así pues, cualquier actuación en uno de ellos (extracción, contaminación, etc...) tendrá un efecto directo en el otro.
- Debido a todo esto, al extraer agua del acuífero profundo se genera una afectación de los niveles de agua subterránea tanto en profundidad como en superficie. Precisamente el descenso de los niveles superficiales son los responsables del secado del cauce de la Tordera en superficie desde inicios de junio hasta el otoño/invierno.
- El sistema de fallas presentes en el delta de la Tordera requiere de nuevos estudios para confirmar la existencia tanto de las hipotéticas fallas propuestas en este trabajo como otras más que podrían conocerse en un futuro. Este estudio de las fallas del delta no tan solo sería interesante de cara a conocer aún mejor, si cabe, el funcionamiento del sistema acuífero de la Baja Tordera, sino que, además, podrían ser interesantes en cuanto al riesgo sísmico se refiere ya que se trata de fallas que afectan sedimentos cuaternarios con saltos de falla asociados a temblores de cierta magnitud.
- Las conclusiones del apartado de estructura geológica del delta, abren una nueva dimensión en el funcionamiento del delta de la Tordera y ponen en juego un nuevo elemento que debería ser objeto de futuros estudios para poder garantizar un correcto funcionamiento del sistema en un contexto de alta explotación de agua como es el caso de la Baja Tordera.
- Hay que remarcar el enorme potencial del monitoreo del acuífero en cuanto a predicción de sequías se refiere. Nuestra metodología basada en el cálculo mensual de anomalía de los acuíferos se ha mostrado muy efectiva para detectar sequías con mucha antelación, antes que los efectos se empiecen a observar sobre el terreno. Por este motivo, recomendamos el uso de esta herramienta por parte de las administraciones gestoras de aguas subterráneas para su uso en la predicción de

sequias que les permitiría actuar de forma proactiva en lugar de reactiva como se viene realizando en la actualidad.

- Debido a la relación existente entre la estructura geológica y el comportamiento del acuífero que ha puesto de manifiesto este trabajo, creemos que se trata de un punto clave para la futura gestión del agua del delta de la Tordera. Es una obviedad que, si el mayor problema del delta de la Tordera es la sobreexplotación de su acuífero, hay que actualizar los modelos de estructura y funcionamiento de éste para conseguir una gestión más eficaz, adecuada y sostenible que la que se realiza en la actualidad.
- Se ha validado la herramienta del Beach Quality Index propuesto por Ariza et al. (2010) como cuadro de mando para su uso en la gestión integrada de zonas costeras. Así mismo, se ha realizado una crítica constructiva de la herramienta que ha consistido en una serie de recomendaciones a tener en cuenta para la versión final y mejorada de éste índice. Además, se han realizado ya algunas variaciones de los subíndices y/o parámetros de los indicadores parciales en aquellos casos en los que se observó que la metodología previa no proporcionaba resultados concluyentes.
- Ha quedado demostrada la efectividad de ésta herramienta en la gestión de playas siendo de especial interés su uso como cuadro de mando para los gestores de playas ya que permite focalizar en que aspectos y dirección se deben enfocar los esfuerzos, tanto humanos como económicos, para la mejora de las playas. Una utilidad posible de ésta herramienta sería usarla como sistema de alarma de cada uno de los parámetros que conforman los 13 indicadores de manera que los gestores pudieran actuar con rapidez siempre que uno o más parámetros entrasen en fase de alarma.
- La playa urbana de s'Abanell cumple con muy buena nota la función recreativa. Destacan aspectos como los servicios, seguridad, accesibilidad o calidad del agua que otorgan a la playa de s'Abanell un estado excelente para la función recreativa. También son destacables otros aspectos como la saturación o la ausencia de polución. La anchura de playa efectiva que presenta ésta playa, sobrepasa de largo los mínimos de la función de protección obteniendo de ésta manera un estado muy bueno para la función de protección de la playa frente a temporales marítimos. Sin embargo, la situación es algo distinta para la función natural ya que las condiciones

naturales de la playa en materia de especies habituales o desarrollo del hábitat dunar están bajo mínimos. Por este motivo la función natural presenta un estado regular para ésta playa.

- La playa semiurbana, presenta enormes deficiencias en todas las funciones siendo la función de protección la que se encuentra en peor estado ya que la playa no es capaz de ejercer dicha función para temporales extremos de clase IV o V como los descritos por Mendoza & Jiménez (2009). La función recreativa tampoco muestra resultados demasiado esperanzadores ya que se observan deficiencias muy notorias en materia de servicios, instalaciones, seguridad, accesibilidad y saturación. Aun así, algunos aspectos como la calidad medioambiental o la calidad de los alrededores son bastante mejores que para la playa urbana de s'Abanell. Destacan positivamente aspectos como la calidad del agua o la calidad de los alrededores, así como la ausencia de polución. Finalmente, la función natural también presenta deficiencias provenientes de la enorme afectación de la tasa de erosión y la presencia de elementos impropios del sedimento de playa por actuaciones antrópicas, así como una puntuación muy pobre de las condiciones naturales.
- Durante la última década, las administraciones públicas han empezado a trabajar intensamente en la mejora de las playas, sobretodo en referencia a su función recreativa. Por éste motivo, las playas han adoptado otras actividades acuáticas cómo parques infantiles o alquiler de kayaks que han llamado la atención de los usuarios, los cuales ahora han vuelto a destinar más horas a la playa. Además, la calidad de los servicios básicos, el nivel de limpieza o la oferta de restaurantes, se han aumentado de manera considerable. Éste hecho ha provocado que los niveles de satisfacción de los usuarios con el estado de las playas sean notables
- Sin embargo, los usuarios se muestran preocupados ante la problemática erosiva actual de las playas y empiezan a mostrar su descontento en aspectos relacionados con la función natural y de protección de las playas. Por éste motivo urge implementar una gestión de playas basada en la gestión por ecosistema que gestione las playas de una forma más sostenible y efectiva para no perder un espacio tan importante económica, social y naturalmente cómo es el sistema playa.
- Desgraciadamente, a menudo hay la percepción de que no se pueden gastar muchos recursos económicos en la playa ya que ésta no genera unos ingresos muy elevados. Por éste motivo, algunas administraciones se muestran reacias a destinar

sus recursos a la mejora de la calidad de sus playas y, sobretodo, a la preservación y protección de éstas. Sin embargo, el estudio del gasto directo de los usuarios de las playas pone de manifiesto que el sistema playa genera un número importante de recursos económicos muy variados.

- Una playa como la de Blanes genera unos 4 millones de euros en impuestos derivados del gasto directo de los usuarios. A esto habría que añadir la recaudación de impuestos de los gastos en alojamiento y transporte, con lo cual se estarían generando unos 8 millones de euros anuales en impuestos directos (IVA). Habría que añadir a éste dato, el elevadísimo número de puestos de trabajo del tercer sector que se generan para complacer la demanda turística, y su repercusión en el primer y segundo sector derivados de las compras de material, bienes y alimentos para satisfacer ésta demanda. En definitiva, queda demostrado que el recurso playa es una enorme fuente de riqueza para todas las partes implicadas, incluso para la administración pública la cual debería destinar más esfuerzos a la preservación y protección de sus espacios de playa.
- Tal y como ha sido descrito para otras zonas Mediterráneas (Aguilo et al. 2005) el mercado turístico en la Costa Brava sigue aumentando y, a su vez, el número de usuarios locales está en aumento. Por éste motivo el uso de Sistemas de Gestión Ambiental (Environmental Management Systems) debería ser aplicado en las playas con el objetivo de mejorar o preservar el estado actual de nuestras playas. En éste sentido, los estudios de frecuentación, percepción y gastos de los usuarios de las playas proporcionan una argumentación clave y poderosa para justificar la destinación de recursos públicos a la gestión de playas.
- En lo que respecta a los riesgos naturales, la totalidad de la superficie del delta de la Tordera está afectada por uno o más fenómenos naturales potencialmente peligrosos asociados a las 3 dinámicas existentes en la zona (fluvial, costera y de subsidencia), siendo la zona costera la que presenta los niveles de riesgo más elevados.
- Al menos un 80% de la superficie ocupada por campings está catalogada con un nivel alto o muy alto de riesgo lo que muestra una gran deficiencia en el planeamiento y la gestión que se ha realizado en la zona.

- A menudo los humanos tenemos una falsa sensación de seguridad por el hecho de vivir en una zona “sin” grandes desastres naturales como volcanes, terremotos o huracanes. Frecuentemente esta falsa seguridad se traduce en un pobre planeamiento de los usos del suelo y concesión de permisos de construcción/ocupación sin contemplar los peligros naturales que afectan el área. Como resultado de todo esto, la exposición y la vulnerabilidad de las comunidades hacia un fenómeno potencialmente peligroso aumentan considerablemente. Por lo tanto, es necesario tener en cuenta el riesgo que supone exponerse, tanto para vivir como para cualquier uso, a terrenos susceptibles de sufrir algún fenómeno natural potencialmente peligroso y de hacerlo de una manera muy poco preparada (vulnerabilidad).
- Debemos alertar a las comunidades existentes en el delta de la Tordera están expuestas a una serie de fenómenos naturales peligrosos con niveles de riesgo considerable que hacen necesario tenerlos en cuenta en las políticas de planeamiento y gestión del uso del suelo.
- El hecho es que, históricamente, la ausencia de un enfoque holístico para la gestión y marcos de gobernanza efectivos en éstas zonas costeras ha causado graves consecuencias en todo el mundo. A pesar de que tanto las causas naturales como las intervenciones hechas por el hombre pueden ser agentes causantes, las observaciones descritas y los resultados de ésta tesis ponen de manifiesto que son éstas últimas, las intervenciones humanas, las que tienen una mayor responsabilidad en los impactos producidos en éstas áreas.
- El modelo de gestión tradicional de zonas costeras, una gestión enfocada al aprovechamiento puntual sin una visión global de ecosistema y, sobretudo, una gestión reactiva a las consecuencias que van surgiendo y al que hemos llamado gestión desintegrada de la zona costera, ha quedado desfasado.
- En la zona del delta de la Tordera, a principios del siglo XXI, el cóctel explosivo de sucesivos eventos que no fueron gestionados correctamente por las diferentes agencias y oficinas gubernamentales, junto con las actuaciones humanas llevadas a cabo en las últimas décadas, pusieron la playa de s’Abanell al borde del colapso. En ese momento, se elaboró un plan regional para la protección del delta de la Tordera y sus playas en colaboración con diferentes organizaciones donde se proyectaron una serie de medidas correctoras en la zona para mitigar el proceso de

erosión y restablecer así la anchura y funcionalidad de las playas. Aun así, la mejora observada fue parcial e incompleta. Debido a eso, sigue habiendo problemas en momento de temporal y se sigue actuando de forma reactiva como antaño.

- Después de estas primeras acciones para aliviar las presiones humanas en el delta, se realizó un enorme esfuerzo para crear las condiciones que permitiesen gestionar el sistema de una forma integrada siguiendo las directrices del Ecosystem Approach junto con los principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (Sardá et al., 2013, 2014, 2015; Billé & Rochette 2015). A pesar de los esfuerzos realizados y de que los marcos de la GIZC normalmente sirven para lidiar con estas situaciones, tanto en la Tordera como en muchas otras regiones del planeta, la realidad muestra que hoy en día estas pautas aún se están infravalorizando, hecho que impide que se instauren del todo los marcos de la GIZC.
- Uno de los principales motivos por los que cuesta tanto implementar una gestión de este tipo es porque España, al igual que muchos países, es particularmente susceptible al reto de la fragmentación de competencias, hecho que da lugar a un solapamiento de jurisdicciones y una falta de soporte a la legislación para una GIZC.
- Con el objetivo de plantear acciones proactivas y planificadas para mitigar la erosión costera en la zona de estudio de estas tesis, imaginamos un desarrollo gerencial que podría ejecutarse bajo un esquema de gestión basado en el ecosistema dentro de una estructura como la GIZC (Sarda et al., 2014 & 2015). Para llevar a cabo dicha idea, se deben crear dos pilares preliminares: un pilar de participación que nos permita construir una estructura de gobernanza y un pilar de información que nos permita conocer la raíz de los problemas, precisamente dónde están enfocados los distintos trabajos de esta tesis.
- Es necesario que los gestores del territorio, no solo en el delta de la Tordera sino en todas las regiones costeras del mundo, se muevan hacia un modelo de gestión costera por ecosistema que siga el marco y principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras (GIZC) que permita establecer un Plan Estratégico Integral y Global a largo plazo mediante el uso de herramientas de gestión adaptadas a cada caso particular.

- Hay que aprovechar la creación de la Taula del Delta i la Baixa Tordera para que acabe siendo un espacio de gobernanza efectivo y alineado con los principios de la GIZC y del Ecosystem Approach.
- En la zona de estudio, la dirección que se está tomando sigue la mayoría de principios de la Gestión Integrada de Zonas Costeras y del Enfoque por Ecosistema, pudiendo afirmar que se está avanzando hacia un nuevo modelo de gestión en la zona bastante cercana a la que debería ser. Sin embargo, sigue habiendo aspectos que está costando implementar para que esto se canalice en una verdadera gestión integrada 2.0.
- El siguiente paso para una futura gestión adecuada del delta de la Tordera debe ser la redacción y aplicación de un Plan Integral que incluya un conjunto de medidas adaptadas a las necesidades de las partes implicadas y que vayan en la dirección de renaturalizar un ecosistema que, actualmente, aun recibe muchas presiones.

CAPÍTULO 7

REFERÈNCIAS

Capítulo 1

- Barragán Muñoz, J. M. (2003). Coastal zone management in Spain (1975-2000). *Journal of Coastal Research*, 19(2), 314-325
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3), 393-408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- Departament d'Indústria, Comerç i Turisme (2002). La temporada turística en xifres 2001. *Direcció General de Turisme. Serveis d'Estudis i Assessorament, Generalitat de Catalunya*.
- Pickaver, A. H., Gilbert, C., & Breton, F. (2004). An indicator set to measure the progress in the implementation of integrated coastal zone management in Europe. *Ocean & Coastal Management*, 47(9-10), 449-462. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2004.06.001>
- Puertos del Estado. (2016). Conjunto de datos SIMAR-44. *Proyecto HIPOCAS, Ministerio de Fomento, (Gobierno de España)*.
- Sagristà, E., Agell, G., Sarda, R., Reyes, T., Roger, A., & Roura, J. (2017). La platja de Blanes i el delta de la Tordera: Passat, present i futur. (C. d'Estudis A. de B. CEAB-CSIC & A. M. de B. (AMBL) Ajuntament de Blanes, Eds.).
- Salman, A., Lombardo, S., & Doody, P. (2004). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *Euroasion project reports*.
- TW Group (1988). The WAM model—A third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography*, 18(12), 1775-1810.
- Vila, I., & Serra, J. (2015). Tordera River Delta system build up (NE Iberian Peninsula): sedimentary sequences and offshore correlation. *Scientia Marina*, 79(3), 305-317. <http://doi.org/10.3989/scimar.04188.07A>
- Von Bodungen, B., & Turner, R. K. (2001). Science and integrated coastal management: an introduction. In *Science and Integrated Coastal Management*. Dahlem Workshop Report (Vol. 85, pp. 1-15).

Capítulo 2

- Aguilar, L. F. (2007). El aporte de la Política Pública y de la Nueva Gestión Pública a la gobernanza. *Revista del clad Reforma y Democracia*, (39), 5-32.
- Ariza, E., Jiménez, J. A., & Sardá, R. (2008). A critical assessment of beach management on the Catalan coast. *Ocean & Coastal Management*, 51(2), 141-160. <http://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2007.02.009>
- Ariza, E., Sardá, R., Jiménez, J. A., Mora, J., & Ávila, C. (2007). Beyond performance assessment measurements for beach management: application to Spanish Mediterranean beaches. *Coastal Management*, 36(1), 47-66.
- Ariza, E., Jimenez, J. A., Sarda, R., Villares, M., Pinto, J., Fraguell, R., ... & Fluvia, M. (2010). Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches. *Environmental Management*, 45(5), 998-1013.

- Ballesteros-Arias, P. (2010). La Arqueología Rural y la construcción de un paisaje agraria medieval: El caso de Galicia.
- Berkes, F., Folke, C., & Colding, J. (1998). *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, 15-25
- Bosom, E. (2014). Coastal vulnerability to storms at different time scales. *Application to the Catalan coast [Vulnerabilidad de la costa Catalana a tormentas con escalas variables de tiempo]*(Tesis Doctoral), *Universitat Politècnica de Catalunya BarcelonaTech, Barcelona*.
- Cabré, A., & Domingo i Valls, A. (2002). *Demografía y crecimiento de la población española durante el siglo XX* (pp. 121-138). Cajamar Caja Rural.
- Canteras, J. C., Pérez, L., Cantera, E., Soler, M., & Carralimos, C. I. (1995). Impacto ambiental de regeneración de playas: La playa de Poniente (Gijón). *Ingeniería del agua*, 2(1_Extraordinario), 223-243.
- Centre Internacional d'Investigació dels Recursos Costaners (CIIRC). 2010. Estat e la Zona Costanera a Catalunya. *Departament Política Territorial i Obres Públiques*. Barcelona.
- Cooper, P. (2013). Socio-ecological accounting: DPSWR, a modified DPSIR framework, and its application to marine ecosystems. *Ecological Economics*, 94, 106-115. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.010>
- Copeiro, E. (1982). Playas y obras costeras en España. *Revista de Obras Públicas*, 82, 125-130.
- Cormier, R., Kannen, A., Davies, I., Sardá, R., & Diedrich, A. (2010). Policy fragmentation implications in ecosystem-based management in practice. In *Proceedings of the ICES Annual Science Conference* (pp. 20-24).
- Crutzen Paul, J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415(6867), 23.
- Durán, R., Alonso, B., Bernabeu, A., Casas, D., Ercilla, G., & Estrada, F. (2006) Presentación del Proyecto BEACHMED-e "Gestión estratégica de las medidas de protección de playas para un desarrollo sostenible de las áreas costeras", y su aplicación a la costa atlántica peninsular. *5º Simposio sobre el Margen Ibérico Atlántico*. Aveiro
- DGPC, 1986. Investigación tecnológica de las acciones a tomar para la estabilidad del tramo de costa de los términos municipales de Malgrat y Sta. Susana. *Generalitat de Catalunya*, 2, p.318.
- DPTOP, 2013. Endegament i defensa de la riera de Valldeburg en el T.M . de Blanes (Girona). *Junta d'Aigües. Departament de Política Territorial i Obres Públiques* (Generalitat de Catalunya), 1988.
- European Commission (2000) Communication from the Commission to the Council and the European Parliament on integrated coastal zone management: A strategy for Europe. Brussels COM 547 final.
- European Commission (1999) A European Strategy for Integrated Coastal Zone Management (ICZM): general principles and political options. Luxemburg.
- European Environmental Agency EEA (1999). Environmental indicators: Typology and overview (p. 19). Technical report nº 25. Copenhagen.
- Farmer, A., Mee, L., Langmead, O., Cooper, P., Kannen, A., Kershaw, P., & Cherrier, V. (2012). The ecosystem approach in marine management. *EU FP7 KNOWSEAS Project*.
- Galán, M. B. (2000). *Tartesios, iberos y celtas: pueblos, culturas y colonizadores de la Hispania antigua*. Temas de Hoy.
- Gelonch, G. (1990). Anàlisi del comportament de les platges regenerades al Maresme. Memoria anual (Set. 1989-Jul. 1990). *Informe técnico DG Ports i Costes, Generalitat de Catalunya*.

- García, C., & Servera, J. (2003). Impacts of tourism development on water demand and beach degradation on the island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 85(3-4), 287-300.
- García, M. A., Sánchez-Arcilla, A., Sierra, J. P., Sospedra, J., & Gómez, J. (1993). Wind waves off the Ebro delta, NW Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 4, 235-262.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2011). Integrated coastal zone management and the ecosystem approach. *PEGASO Internal Deliverable ID2*.
- IDESCAT. (2015). Visitantes extranjeros. Turistas y otros visitantes. Por procedencia. Institut d'Estadística de Catalunya, Catalunya (2015), *Encuesta Frontur*.
- INDEC. (2015). Padrón Municipal. *Instituto Nacional de Estadística y Censos*, 17.-Girona(17023–Blanes).
- Isla, F. I. (2006). Erosión y defensa costeras. *Manual de manejo costero para la provincia de Buenos Aires. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata*, 125-147.
- Íñigo, A. (2010). *Directrices para la redacción de Planes de Gestión de la Red Natura 2000 y medidas especiales a llevar a cabo en las ZEPA*. Seo/BirdLife.
- Jiménez, J., Sánchez-Arcilla, A., Valdemoro, H. I., Gracia, V., & Nieto, F. (1997). Processes reshaping the Ebro delta. *Marine Geology*, 144(1-3), 59-79.
- Laffi, U. (2002). La colonización romana desde el final de la guerra de Anibal a los Gracos.
- Lindeboom, H. (2002). The coastal zone: an ecosystem under pressure. *Oceans 2020: Science, Trends and the Challenge of Sustainability*, 49-84.
- López, J. Q., & Portela, M. S. E. (2015). El paisaje y la ocupación del territorio durante la prehistoria reciente en torno a La Calzadilla (Almenara de Adaja-Puras, Valladolid). *BSAA Arqueología*, (81), 85-120.
- Mazón, T. (2006). El turismo litoral mediterráneo: ¿políticas turísticas o desarrollo inmobiliario?. *Sociología para el futuro. Barcelona: Icaria*, 301-310.
- Martí, C (2005). *La transformació del paisatge litoral de la Costa Brava: Anàlisi de l'evolució (1956-2003), diagnosi de l'estat actual i prognosi de futur*. Universitat de Girona.
- MEA (2005). Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis, Published by World Resources Institute, Washington, DC
- Medina, A. M. R. (2018). Los espacios portuarios vizcaínos mutaciones y adaptaciones de los puertos vizcaínos, siglos XIV-XVI. *CEM Cultura, Espaço & Memória*, (4).
- Medina, R. A., Martínez, A. L., Mormeneo, L., & Richiano, S. M. (2016). Cambios morfosedimentarios causados por la construcción de un espigón en Camet Norte, provincia de Buenos Aires, Argentina.
- Mee, L. D. (2005). Assessment and monitoring requirements for the adaptive management of Europe's regional seas. In *Managing European Coasts* (pp. 227-237). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, 2016. Defensa de las playas de s'Abanell y la Marina, T.M. de Blanes (Girona). *Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar*, (Documento Inicial del Proyecto 14108-ME-00), p.81.
- MOPU, 1979. Estudio de la dinámica litoral en la costa peninsular mediterránea y onubense. Dirección General de Puertos.
- Noorloos, F. Van (2011). Residential tourism causing land privatization and alienation: New pressures on Costa Rica's coasts. *Development*, 54(1), 85-90.
- Olsen, S. B., Page, G. G., & Ochoa, E. (2009). *The analysis of governance responses to ecosystem change: a handbook for assembling a baseline*. GKSS Research Centre, LOICZ International Project Office, Institute for Coastal Research.
- PEGASO Deliverable D 2.4A (2014). PEGASO ICZM Governance Platform: Guidelines and Lessons learned.

- Pérez-Cayeiro, M. L., Ruiz, J. A. C., Garrido, M. A., & Sánchez, J. A. L. (2016). Análisis de la evolución de las metodologías de gestión integrada de áreas litorales en los periodos comprendidos entre 1990-1999 y 2000-2012. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 16(2), 207-222.
- Pérez-España, H., & Arreguín-Sánchez, F. (1999). Complexity related to behavior of stability in modeled coastal zone ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 2(2), 129-135.
- Peterson, C. H., & Bishop, M. J. (2005). Assessing the environmental impacts of beach nourishment. *Bioscience*, 55(10), 887-896.
- Peterson, C. H., Hickerson, D. H., & Johnson, G. G. (2000). Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 368-378.
- Pierre, J., & Peters, B. G. (2000). *Governance, politics and the state*. Red Globe Press.
- Rhodes, R. A. W. (2005). La nueva gobernanza: gobernar sin gobierno. *La gobernanza hoy*, 10, 99-122.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., ... & Nykvist, B. (2009). A safe operating space for humanity. *nature*, 461(7263), 472-475. <http://doi.org/10.1038/461472a>
- Ruano De la Fuente, J. M. (2013). La gobernanza como forma de acción pública y como concepto analítico.
- Sagristà, E., Agell, G., Sarda, R., Reyes, T., Roger, A., & Roura, J. (2017). La platja de Blanes i el delta de la Tordera: Passat, present i futur. (C. d'Estudis A. de B. CEAB-CSIC & A. M. de B. (AMBL) Ajuntament de Blanes, Eds.).
- Salman, A., Lombardo, S., & Doody, P. (2004). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *EuroSION project reports*.
- Sánchez-Arcilla, A.; Gómez, M.; Gracia, V. (2014). «Reliability analysis of beaches under a climate change scenario». *Proceedings of the 34th International Conference on Coastal Engineering*, Seül (Corea del Sud).
- Sardá, R., Valls, J. F., Pintó, J., Ariza, E., Lozoya, J. P., Fraguell, R. M., ... & Jimenez, J. A. (2015). Towards a new integrated beach management system: the ecosystem-based management system for beaches. *Ocean & Coastal Management*, 118, 167-177. <http://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2015.07.020>
- Sardá, R., Conde, R., Casadesús, M., Sánchez, A., & Pablo, J. (2013). Erosión en las playas y gestión desintegrada: la problemática actual de la playa de S'Abanell. *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas, Documenta Universitaria, Girona*, 51-71.
- Sardá, R., Pintó, J., & Valls, J. F. (2012). Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas. *Documenta Universitaria, Girona*.
- Sarda, R., Avila, C., & Mora, J. (2005). A methodological approach to be used in integrated coastal zone management processes: the case of the Catalan Coast (Catalonia, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3), 427-439. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.028>
- Sardá, R., Pinedo, S., Grémare, A., & Taboada, S. (2001). Changes in the dynamics of shallow soft-bottom due to man-made disturbance processes in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J Mar Sci*, 57, 1446-1457.
- Sardá, R., & Fluvià, M. (1999). Tourist development in the Costa Brava (Girona, Spain): a quantification of pressures on the Coastal Environment. In *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management* (pp. 257-277). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Serra, I. & Pintó, J. (2005). La transformació del paisatge del delta de la Tordera en els darrers cent cinquanta anys. Una anàlisi per mitjà dels canvis en els usos i les cobertes del sòl. *Documents d'anàlisi geogràfica*, (46), 81-102.

- Serra, J., Valois, X., & Parra, D. (2007). Estructura del prodelta de la Tordera (costa del Maresme, NO Mediterráneo) a partir del análisis sísmico de alta resolución. *Geogaceta*, 41(3).
- Sierra, J. P., & Casas-Prat, M. (2014). Analysis of potential impacts on coastal areas due to changes in wave conditions. *Climatic change*, 124(4), 861-876.
- Sorribas, J., Serra, J., & Calafat, A. M. (1993). Límites dinámicos y modos de transporte en el litoral del. *Geogaceta*, 14, 24-26.
- Sorribas, J. (1991). *Dinàmica del litoral del Baix Maresme: processos i quantificació* (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... & Folke, C. (2015a). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855.
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., & Ludwig, C. (2015b). The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *The Anthropocene Review*, 2(1), 81-98.
- Terradas, X. (2000). Los contextos de producción lítica y las actividades extractivas de materias primas minerales en sociedades cazadoras-recolectoras prehistóricas. In *Primer Simposio sobre la Minería y la Metalurgia Antigua en el SW Europeo* (pp. 51-60).
- Vila, I., & Serra, J. (2015). Tordera River Delta system build up (NE Iberian Peninsula): sedimentary sequences and offshore correlation. *Scientia Marina*, 79(3), 305-317.
- Wackernagel, M. (2001). *Nuestra huella ecológica: Reduciendo el impacto humano sobre la Tierra*. Lom Ediciones.

Capítulo 3

- Anthony, E. J., Marriner, N., & Morhange, C. (2014). Human influence and the changing geomorphology of Mediterranean deltas and coasts over the last 6000 years: From progradation to destruction phase?. *Earth-Science Reviews*, 139, 336-361.
- Ariza, E., Ballester, R., Rigall-I-Torrent, R., Saló, A., Roca, E., Villares, M., ... & Sardá, R. (2012). On the relationship between quality, users' perception and economic valuation in NW Mediterranean beaches. *Ocean & coastal management*, 63, 55-66.
- Ariza, E., Jimenez, J. A., Sarda, R., Villares, M., Pinto, J., Fraguell, R., ... & Fluvia, M. (2010). Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches. *Environmental Management*, 45(5), 998-1013.
- Ariza, E., Sardá, R., Jiménez, J. A., Mora, J., & Ávila, C. (2007). Beyond performance assessment measurements for beach management: application to Spanish Mediterranean beaches. *Coastal Management*, 36(1), 47-66.
- Bergillos, R. J., Rodríguez-Delgado, C. & López-Ruiz, A (2015). Variabilidad espacio-temporal de la morfología submergida de un sistema deltaico heterogéneo: Playa Granada (Sur de España).
- Billé, R., & Rochette, J. (2015). The Mediterranean ICZM Protocol: Paper treaty or wind of change?. *Ocean & Coastal Management*, 105, 84-91.
- Bondesanf, M., Castiglioni, G. B., Elmis, C., Gabbianellis, G., Marocco, R., Pirazzolift, P. A., & Tomasin, A. (1995). Coastal areas at risk from storm surges and sea-level rise in northeastern Italy. *Journal of Coastal Research*, 1354-1379.
- Cormier, R., Kannen, A., Davies, I., Sardá, R., & Diedrich, A. (2010). Policy fragmentation implications in ecosystem-based management in practice. In *Proceedings of the ICES Annual Science Conference* (pp. 20-24).
- DGPC (1986). Investigación tecnológica de las acciones a tomar para la estabilidad del tramo de costa de los términos municipales de Malgrat y Sta. Susana. *Generalitat de Catalunya*, 2, p.318.
- Díaz, J., & Maldonado, A. (1990). Transgressive sand bodies on the Maresme continental shelf, western Mediterranean Sea. *Marine Geology*, 91(1-2), 53-72.

- Durán, R., Guillén, J., Ruiz, A., Jiménez, J. A., & Sagristà, E. (2016). Morphological changes, beach inundation and overwash caused by an extreme storm on a low-lying embayed beach bounded by a dune system (NW Mediterranean). *Geomorphology*, 274, 129-142.
- Echevarria, P. r. (2013). Perspectivas de futuro para la playa de s' Abanell. Retrieved from <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/22625>
- Ericson, J. P., Vörösmarty, C. J., Dingman, S. L., Ward, L. G., & Meybeck, M. (2006). Effective sea-level rise and deltas: causes of change and human dimension implications. *Global and Planetary Change*, 50(1-2), 63-82.
- Ernst & Young (2015): The upside of disruption, Megatrends shaping 2016 and beyond, 2016. Gans, Joshua [2014]: The easy target that is the Theory of Disruptive Innovation, Link: www.digitopoly.org/2014/06/16/the-easy-target-that-is-the-theory-of-disruptive-innovation/
- Erskine, W. D., Geary, P. M., & Outhet, D. N. (1985). Potential impacts of sand and gravel extraction on the Hunter River, New South Wales. *Australian Geographical Studies*, 23(1), 71-86.
- Fanos, A. M. (1995). The impact of human activities on the erosion and accretion of the Nile Delta coast. *Journal of Coastal Research*, 821-833.
- Garcia, C., & Servera, J. (2003). Impacts of tourism development on water demand and beach degradation on the island of Mallorca (Spain). *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 85(3-4), 287-300.
- Generalitat de Catalunya (2010). Pla Especial d'Emergencies per Inundacions (INUNCAT). *Barcelona*, p-130.
- González Bernáldez, F. (1981). *Ecología y paisaje* (No. 574.5 G6).
- Guardiola, M., & Romera, X. (2018). Reparició de Reseda hookeri (Resedaceae) a les platges del Maresme, en una espècie considerada extingida a Catalunya. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 69-71.
- Gutiérrez, C. (1999). La Tordera. Perspectiva geograhicohistòrica d'un riu. *Publicacions de la rectoria vella. Sant Celoni*.
- Jiménez, J. A., Valdemoro, H. I., Bosom, E., Sánchez-Arcilla, A., & Nicholls, R. J. (2016). Impacts of sea-level rise-induced erosion on the Catalan coast. *Regional environmental change*, 17(2), 593-603.
- Jiménez, J.A., Sardá, R., Serra, J., Pintó, J. & Guillén, J. (2007). Informe sobre la problemàtica actual de la playa de S'Abanell. *Asociación Hostelería de Blanes*, 9pp.
- Larson, M., & Kraus, N. C. (1989). *SBEACH: numerical model for simulating storm-induced beach change. Report 1. Empirical foundation and model development* (No. CERC-TR-89-9). Coastal Engineering research center Vicksburg Ms.
- Lindeboom, H. (2002). The coastal zone: an ecosystem under pressure. *Oceans 2020: Science, Trends and the Challenge of Sustainability*, 49-84.
- Lozoya, J. P., Sarda, R., & Jiménez, J. A. (2011). A methodological framework for multi-hazard risk assessment in beaches. *Environmental science & policy*, 14(6), 685-696.
- Ludevid, M. (1995). *El canvi global en el medi ambient: introducció a les seves causes humanes*. Proa.
- Marcomini, S. C., López, R. A., & Spinoglio, A. (2007). Uso de la morfología costera como geoindicador de susceptibilidad a la erosión en costas cohesivas, Necochea, Buenos Aires. *Revista de la asociación geológica argentina*, 62(3), 396-404.

- Martí, C (2005). *La transformació del paisatge litoral de la Costa Brava: Anàlisi de l'evolució (1956-2003), diagnosi de l'estat actual i prognosi de futur*. Universitat de Girona.
- Martin-Vide, J. (2017). Tercer informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. *Institut d'Estudis Catalans and Generalitat de Catalunya*, Barcelona.
- Martínez, J. M., & Ripoll, D. C. (1994). Discusión de casos particulares de impactos físicos en playas arenosas por intervenciones del hombre en el litoral. In *Seminario sobre Territorio Litoral y su Ordenación* (pp. 143-160). Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- Mendoza, E. T., & Jiménez, J. A. (2008). Clasificación de tormentas costeras para el litoral catalán (Mediterráneo NO). *Tecnología y ciencias del agua*, 23(2), 21-32.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente, 2016. Defensa de las playas de s'Abanell y la Marina, T.M. de Blanes (Girona). *Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar*, (Documento Inicial del Proyecto 14108-ME-00), p.81.
- MOPU, 1979. Estudio de la dinámica litoral en la costa peninsular mediterránea y onubense. Dirección General de Puertos.
- Moss, D., & Wyatt, B. K. (1994). The CORINE biotopes project: a database for conservation of nature and wildlife in the European community. *Applied Geography*, 14(4), 327-349.
- Nicholls, R.J., Wong, P.P., Burkett, V., Codignotto, J., Hay, J., McLean, R., Ragoonaden, S. & Woodroffe, C.D. (2007). Coastal systems and low-lying areas. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden P, Hanson CE (Eds). *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Cambridge University Press, pp 315–357
- Noorloos, F. Van (2011). Residential tourism causing land privatization and alienation: New pressures on Costa Rica's coasts. *Development*, 54(1), 85-90.
- Orton, G. J., & Reading, H. G. (1993). Variability of deltaic processes in terms of sediment supply, with particular emphasis on grain size. *Sedimentology*, 40(3), 475-512.
- Panareda, J., & Serrano, M. (2008). Efectos de la dinámica litoral inducidos por la actividad humana en áreas urbanizadas: el caso del Maresme (Barcelona). *Territoris*, 7, 57.
- PRIDESA (2006). Proyecto Profit. Estudio aplicado de funcionamiento y del impacto en el medio marino del efluente de la desaladora del Tordera (Mejoras en el sistema y disminución del impacto. 90p
- Puertos del Estado. (2016). Conjunto de datos SIMAR-44. *Proyecto HIPOCAS*, Ministerio de Fomento, (Gobierno de España).
- Sagristà, E., Sardá, R., & Serra, J. (2019). Consecuències a Largo Plazo de la Gestión Desintegrada en Zonas Costeras: el Caso del Delta de la Tordera (Cataluña, España). *Revista Costas* 1,1, 2019 (pp. 1-21)
- Salman, A., Lombardo, S., & Doody, P. (2004). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *Euroasion project reports*.
- Sánchez-Arcilla Conejo, A., & Jiménez, J. A. (1995). Evolución en planta/perfil de una playa. Métodos predictivos. *Ingeniería del agua*, 2(1_Extraordinario), 119-132.
- Santás, J. C., & de la Peña, J. M. (2009). New requirements on beach design: limiting states condition. *Coastal Processes (CA: Brebbia, G. Benassai y GR Rodriguez, Eds). WIT Transations on Ecology and the Environment*, 126, 273-282.
- Sardá, R., Valls, J. F., Pintó, J., Ariza, E., Lozoya, J. P., Fraguell, R. M., ... & Jimenez, J. A. (2015). Towards a new integrated beach management system: the ecosystem-based management system for beaches. *Ocean & Coastal Management*, 118, 167-177.
- Sardà, R., O'Higgins, T., Cormier, R., Diedrich, A., & Tintoré, J. (2014). A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society*, 19(4).
- Sardá, R., Valls, J. F., & Pintó, J. (2013). Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas. *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas*, 1-194.

- Sardá, R., Ariza, E., & Jimenez, J. A. (2012). Buscando el uso sostenible de las playas. *En: Rodríguez-Perez, A, Roig, X., Pons, GX y JA Marín (eds.) La gestión integrada de playas y dunas: experiencias en Latinoamérica, Norte de Africa y Europa. Mon. Sociedad Historia Natural Balears, 18*, 13-21. ISBN: 978-1-4710-5763-2. Palma de Mallorca.
- Sarda, R., Avila, C., & Mora, J. (2005). A methodological approach to be used in integrated coastal zone management processes: the case of the Catalan Coast (Catalonia, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62*(3), 427-439.
- Sardá, R., Pinedo, S., Grémare, A., & Taboada, S. (2001). Changes in the dynamics of shallow soft-bottom due to man-made disturbance processes in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J Mar Sci, 57*, 1446-1457.
- Sciberras, A. M. (2002). Integrated Coastal Zone Management—A challenge for the EU in the 21st Century. *EIPASCOPE, 2002*(1), 1-5.
- Serra, J. & Bosch, E. (2010). L'equilibri dels sistemes deltaics i els efectes del canvi climàtic. Noves oportunitats de gestió. *El sistema litoral*, 103.
- Serra, I., & Pinto, J. (2005). La transformació del paisatge del delta de la Tordera en els darrers cent cinquanta anys. Una anàlisi per mitjà dels canvis en els usos i les cobertes del sòl. *Documents d'anàlisi geogràfica, (46)*, 81-102.
- Sheik, M., & Chandrasekar, N. (2011). A shoreline change analysis along the coast between Kanyakumari and Tuticorin, India, using digital shoreline analysis system. *Geo-spatial information science, 14*(4), 282-293.
- Sorribas, J., Serra, J., & Calafat, A. M. (1993). Límites dinámicos y modos de transporte en el litoral del. *Geogaceta, 14*, 24-26.
- Syvitski, J. P., Kettner, A. J., Overeem, I., Hutton, E. W., Hannon, M. T., Brakenridge, G. R., ... & Nicholls, R. J. (2009). Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience, 2*(10), 681-686.
- Thieler, E. R., Himmelstoss, E. A., Zichichi, J. L., & Ergul, A. (2009). *The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 4.0-an ArcGIS extension for calculating shoreline change* (No. 2008-1278). US Geological Survey.
- Thieler, E. R., & Danforth, W. W. (1994). Historical shoreline mapping (II): application of the digital shoreline mapping and analysis systems (DSMS/DSAS) to shoreline change mapping in Puerto Rico. *Journal of Coastal Research, 600-620*.
- Tricart, J., & Kilian, J. (1982). *La eco-geografía y la ordenación del medio natural* (No. 574.5 T823e). Edit. Anagrama,
- Turner, B., Moss, R. H., & Skole, D. L. (1993). Relating land use and global land-cover change. *IGBP Report 24, HDP Report 5*.
- Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics, 20*(1), 171-197.
- Turner, M. G. (1987). Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. *Landscape Ecology, 1*(1), 29-36.
- TW Group (1988). The WAM model—A third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography, 18*(12), 1775-1810.
- UNESCO-IRTCES (2001). Sediment Issues & Sediment Management in Large River Basins Interim Case Study Synthesis Report. International Sediment Initiative. *Technical Documents in Hydrology*. UNESCO Office in Beijing & IRTCES 2011.
- Valdemoro, H. I., & Jiménez, J. A. (2006). The influence of shoreline dynamics on the use and exploitation of Mediterranean tourist beaches. *Coastal Management, 34*(4), 405-423.
- Valiela, I. (2006). *Global coastal change*. John Wiley & Sons.

- Veloso-Gomes, F., Taveira-Pinto, F., Das Neves, L., & Pais-Barbosa, J. (2006). Eurosion-a european initiative for sustainable coastal erosion. *Pilot Site of River Douro–Cape Mondego and Case Studies of Estela, Aveiro, Caparica, Vale do Lobo and Azores. IHRH, Porto, Portugal.*
- Vila, I. (2016). *El delta holocè de la tordera i la plataforma continental adjacent* (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).
- Vila, I., & Serra, J. (2015). Tordera River Delta system build up (NE Iberian Peninsula): sedimentary sequences and offshore correlation. *Scientia Marina*, 79(3), 305-317.

Capítulo 4

- Aguiló, E., Alegre, J., & Sard, M. (2005). The persistence of the sun and sand tourism model. *Tourism management*, 26(2), 219-231.
- Agrawal, G. D., Lunkad, S. K., & Malkhed, T. (1999). Diffuse agricultural nitrate pollution of groundwaters in India. *Water science and technology*, 39(3), 67-75.
- Alegre, J., & Pou, L. (2006). An analysis of the microeconomic determinants of travel frequency. *Department of Applied Economics, Universitat de les Illes Balears.*
- Aleman, J. (1984). Estat d'utilització de les platges del litoral català. *Departament de Política Territorial i Obres Públiques, Generalitat de Catalunya, Barcelona.*
- Alves, B., Rigall-I-Torrent, R., Ballester, R., Benavente, J., & Ferreira, Ó. (2015). Coastal erosion perception and willingness to pay for beach management (Cadiz, Spain). *Journal of coastal conservation*, 19(3), 269-280.
- Arauzo, M., Díez, J. A., Hernáiz, P., & del Rey, A. (2003). Estimación de balances hídricos y lixiviación de nitratos en sistemas agrícolas. *Investigación de la zona no saturada*, 6.
- Areizaga, J., Sanò, M., Medina, R., & Juanes, J. (2012). A methodological approach to evaluate progress and public participation in ICZM: The case of the Cantabria Region, Spain. *Ocean & coastal management*, 59, 63-76.
- Ariza, E., Jimenez, J. A., Sarda, R., Villares, M., Pinto, J., Fraguell, R., ... & Fluvia, M. (2010). Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches. *Environmental Management*, 45(5), 998-1013.
- Ariza, E., Sardá, R., Jiménez, J. A., Mora, J., & Ávila, C. (2007). Beyond performance assessment measurements for beach management: application to Spanish Mediterranean beaches. *Coastal Management*, 36(1), 47-66.
- Assier-Rzadkiewicz, S., Heinrich, P., Sabatier, P. C., Savoye, B., & Bourillet, J. F. (2000). Numerical modelling of a landslide-generated tsunami: the 1979 Nice event. *Pure and Applied Geophysics*, 157(10), 1707-1727.
- Ballart, J. (1997). *El patrimonio histórico y arqueológico: valor y uso*. Ed. Ariel. Barcelona
- Ballesteros, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., & De Torres, M. (2007). A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine pollution bulletin*, 55(1-6), 172-180.
- Barbaza, Y., & Güell, J. C. (1988). *El paisatge humà de la Costa Brava*. Edicions 62.
- Barker, A. P., Newton, R. J., Bottrell, S. H., & Tellam, J. H. (1998). Processes affecting groundwater chemistry in a zone of saline intrusion into an urban sandstone aquifer. *Applied Geochemistry*, 13(6), 735-749.
- Bellotti, P., Chiocci, F. L., Milli, S., & Tortora, P. (1993). Variabilità nel tempo della distribuzione granulometrica sui fondali del Delta del Tevere. *Bollettino della Società geologica italiana*, 112(1), 143-153.
- Birkmann, J. (2013). Exposure to Natural Hazards. *Springer* 305-306.

- Blaikie, P., Cannon, T., Davis, I., & Wisner, B. (2014). *At risk: natural hazards, people's vulnerability and disasters*. Routledge.
- Blasco Trallero, D. (2011). Evolución costera del maresme norte (Blanes-Arenys). Bachelor's thesis Universitat Politècnica de Catalunya
- Bolle, H. J. (2003). Climate, climate variability, and impacts in the Mediterranean area: an overview. In *Mediterranean Climate* (pp. 5-86). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Bridge, J. S. (1993). The interaction between channel geometry, water flow, sediment transport and deposition in braided rivers. *Geological Society, London, Special Publications*, 75(1), 13-71.
- Bristow, C. S., & Best, J. L. (1993). Braided rivers: perspectives and problems. *Geological society, London, special publications*, 75(1), 1-11.
- Brown, R. H. (1963). Estimating the transmissivity of an artesian aquifer from the specific capacity of a well. *US Geological Survey Water Supply Paper*, 1536(1), 336-338.
- Brown, A. C., & McLachlan, A. (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29(1), 62-77.
- Burgueño, E., & del Vilar Vilà, M. (1996). El poblat ibèric de Montbarbat. Aproximació a l'estudi del territori al curs inferior de la Tordera en època ibèrica. *Quaderns de la Selva*, (9), 55.
- Cals, J. (1982). *La Costa Brava i el turisme: estudis sobre la política turística, el territori i l'hoteleria*. Kapel.
- Carreón-Freyre, D., Cerca, M., Luna-González, L., & Gámez-González, F. J. (2005). Influencia de la estratigrafía y estructura geológica en el flujo de agua subterránea del Valle de Querétaro. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 22(1), 1-18.
- Changming, L., Jingjie, Y., & Kendy, E. (2001). Groundwater exploitation and its impact on the environment in the North China Plain. *Water international*, 26(2), 265-272.
- Checa, A., Díaz, J. I., & Maldonado, A. (1988). Sistemas deltaicos holocenos de los ríos Llobregat, Besós y Foix: modelos evolutivos transgresivos. *Acta geológica hispánica*, 23(4), 241-255.
- Chica, A., Costa, J., Calidad, V. de, & Europea, A. (2006). *Elaboración, análisis e interpretación de encuestas, cuestionarios y escalas de opinión*. Universidad de Alicante.
- Copeiro, E. (1982). Playas y obras costeras en España. *Revista de Obras Públicas*, 82, 125-130.
- Cutter, S. L., Boruff, B. J., & Shirley, W. L. (2003). Social Vulnerability to Environmental Hazards*. *Social Science Quarterly*, 84(2), 242-261
- Cutter, S. L. (1996). Vulnerability to environmental hazards. *Progress in human geography*, 20(4), 529-539.
- Degg, M. (1992). Natural disasters: recent trends and future prospects. *Geography*, 198-209.
- DGPC (1986). Investigación tecnológica de las acciones a tomar para la estabilidad del tramo de costa de los términos municipales de Malgrat y Sta. Susana. *Generalitat de Catalunya*, 2, p.318.
- Diputació de Barcelona (2003). Programa d'higiene i seguretat a les platges. *Area de Salut Pública i Consum, Report*.
- Directiva Marco del Agua. (2000). Directiva 2000/60. CE Del Parlamento Europeo y Del Consejo de 23 de Octubre de 2000 Por La Que Se Establece Un Marco de Actuación En El Ámbito de La Política de Aguas.
- Durán, R., Guillén, J., Ruiz, A., Jiménez, J. A., & Sagristà, E. (2016). Morphological changes, beach inundation and overwash caused by an extreme storm on a low-lying embayed beach bounded by a dune system (NW Mediterranean). *Geomorphology*, 274, 129-142.
- Falgàs Parra, E. (2007). *Hydrogeophysics as a multidisciplinary tool on aquifer appraisal: Focus on AMT Capabilities*. Universitat de Barcelona.

- Ferrando, M., Ibáñez, J., & Martín, F. (1986). El análisis de la realidad social: métodos y técnicas de investigación. Alianza Editorial.
- Frost, W. (2004). *A hidden giant: second homes and coastal tourism in south-eastern Australia* (pp. 162-173). Channel View Publications.
- Fuchs, S., Birkmann, J., & Glade, T. (2012). Vulnerability assessment in natural hazard and risk analysis: current approaches and future challenges. *Natural Hazards*, 64(3), 1969-1975.
- Garau, C. (1981). Hacia una valoración del papel que juegan los condicionantes de caudales sólidos en la estabilidad de una playa. *Revista de Obras Públicas*, (3121), 343-360.
- García de Pedraza, L. (1980): «Clima suave y Húmedo Mediterráneo («CostaBrava» de Gerona)», *Calendario Meteoro Fenológico*, INM, Madrid.
- García, C., Sala, M., & Rovira, A. (1996). Medición continua del transporte e fondo en un río de gravas: La Tordera.
- Gelabert, B., & Säbat, F. (2001). Relaciones entre la hidrología subterránea y la estructura geológica en la Sierra de Tramuntana de Mallorca (Islas Baleares).
- Generalitat de Catalunya. (2010). Mapa de Protecció Civil de Catalunya.
- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, 63(2-3), 90-104.
- Giosan, L., Bokuniewicz, H., Panin, N., & Postolache, I. (1999). Longshore sediment transport pattern along the Romanian Danube delta coast. *Journal of Coastal Research*, 859-871.
- Graf, W. H. (1984). *Hydraulics of sediment transport*. Water Resources Publication.
- Castro, E. G., Medina, A. P., & Peraza, V. C. (2009). Origen de los sulfatos en el agua subterránea del sur de la sierrita de Ticul, Yucatán. *Ingeniería*, 13(1), 49-58.
- Guimerà, J., Jordana, S., Ruiz, E., Iglesias, M., & Borràs, G. (2003). Un modelo 3d de densidad variable para simular el sistema acuífero multicapa del delta del río Tordera (Barcelona, Cataluña, España).
- Himi, M., Brentari, C., Lovera, R., Ribero, L., Díaz, Y., Font, X., Tapias, J.C., Casas, A., (2007). Nueva aportación al estudio de la evolución de la intrusión marina del delta de la Tordera mediante tomografía eléctrica. *TIAC'07 III Simposio Internacional sobre Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros. II Simposio internacional sobre acuíferos costeros y desaladoras*. Almería
- Hoefel, F., & Elgar, S. (2003). Wave-induced sediment transport and sandbar migration. *Science*, 299(5614), 1885-1887.
- Huggenberger, P., & Aigner, T. (1999). Introduction to the special issue on aquifer-sedimentology: problems, perspectives and modern approaches. *Sedimentary Geology*, 129(3-4), 179-186.
- IDESCAT. (2015). Visitantes extranjeros. Turistas y otros visitantes. Por procedencia. Institut d'Estadística de Catalunya, Catalunya (2015), *Encuesta Frontur*.
- INDEC. (2015). Padrón Municipal. *Instituto Nacional de Estadística y Censos*, 17.-Girona(17023–Blanes).
- Institut de Ciències del Mar (CSIC). (2015). Aerosol deposition and ocean plankton dynamics. 2012-2015. Proyecto ADEPT (CTM2011-23458). Coordinator: Francesc Peters.
- Instituto de Estudios Turísticos (IET). (2006). Balance del Turismo en España en 2005. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, 20.
- Íñigo, A. (Ed.). (2010). *Directrices para la redacción de Planes de Gestión de la Red Natura 2000 y medidas especiales a llevar a cabo en las ZEPA*. Seo/BirdLife.

- Ioualalen, M., Migeon, S., & Sardoux, O. (2010). Landslide tsunami vulnerability in the Ligurian Sea: case study of the 1979 October 16 Nice international airport submarine landslide and of identified geological mass failures. *Geophysical Journal International*, 181(2), 724-740.
- Jiménez, J. A., Valdemoro, H. I., & Sánchez-Arcilla, A. (2003). Bayed beaches behaviour under storms. Effects of storm direction, intensity, duration and water level on beach erosion. In *Proceedings of the Int. Conf. Coastal Sediments* (Vol. 3).
- Koks, E. E., Jongman, B., Husby, T. G., & Botzen, W. J. (2015). Combining hazard, exposure and social vulnerability to provide lessons for flood risk management. *Environmental science & policy*, 47, 42-52.
- Knowles, T., & Curtis, S. (1999). The market viability of European mass tourist destinations. A post-stagnation life-cycle analysis. *International journal of tourism research*, 1(2), 87-96.
- Kron, W. (2005). Flood risk= hazard• values• vulnerability. *Water international*, 30(1), 58-68.
- Larios Ortiz, L. (2009). Contaminación del agua por nitratos: significación sanitaria. *Revista Archivo Médico de Camagüey*, 13(2)
- Larkin, R. G., & Sharp Jr, J. M. (1992). On the relationship between river-basin geomorphology, aquifer hydraulics, and ground-water flow direction in alluvial aquifers. *Geological Society of America Bulletin*, 104(12), 1608-1620.
- Larson, M., & Kraus, N. C. (1989). *SBEACH: numerical model for simulating storm-induced beach change. Report 1. Empirical foundation and model development* (No. CERC-TR-89-9). Coastal Engineering research center Vicksburg Ms.
- Leanza, L. N., Parente, J. R., Varanese, C. T., & Echeverría, P. L. (2005). Presencia de nitratos en el agua subterránea del norte bonaerense. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 9.
- Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., & Pérez, T. (2010). Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends in ecology & evolution*, 25(4), 250-260.
- Lerner-Lam, A. (2007). Assessing global exposure to natural hazards: Progress and future trends. *Environmental Hazards*, 7(1), 10-19.
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L.,... & Ulbrich, U. (2006). The Mediterranean climate: an overview of the main characteristics and issues.
- Llambrich, C. M., & Fusalba, J. P. (2012). Cambios recientes en el paisaje litoral de la Costa Brava. *Documents d'anàlisi geogràfica*, 58(2), 0239-264.
- Maccarrone, V., Filiciotto, F., Buffa, G., Mazzola, S., & Buscaino, G. (2014). The ICZM Balanced Scorecard: a tool for putting integrated coastal zone management into action. *Marine Policy*, 44, 321-334.
- MacLean, D. (2016). Climate change and natural hazards. In *Risk Analysis of Natural Hazards* (pp. 81-95). Springer, Cham.
- Mazón, T., & Aledo, A. (2005). El dilema del turismo residencial: Turismo o desarrollo. *Turismo residencial y cambio social Alicante: Agua Clara*, 13-30.
- Medina, R., Losada, I. J., Losada, M. Á., & Vidal, C. (1995). Variabilidad de los perfiles de playa: forma y distribución granulométrica. *Ingeniería del agua*, 2(1_Extraordinario), 133-142.
- Mendoza, E. T., & Jiménez, J. A. (2009). Regional vulnerability analysis of Catalan beaches to storms. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Maritime Engineering* (Vol. 162, No. 3, pp. 127-135). Thomas Telford Ltd.
- Mendoza, E. T., & Jiménez, J. A. (2008). Clasificación de tormentas costeras para el litoral catalán (Mediterráneo NO). *Tecnología y ciencias del agua*, 23(2), 21-32.
- Meyer, W. B (1996). *Human impact on the earth*. Cambridge University Press.
- Meyer, W. B., & Turner, B. L. (1992). Human population growth and global land-use/cover change. *Annual review of ecology and systematics*, 23(1), 39-61.

- Monti, A., & Escofet, A. (2008). Ocupación urbana de espacios litorales: gestión del riesgo e iniciativas de manejo en una comunidad patagónica automotivada (Playa Magagna, Chubut, Argentina). *Investigaciones geográficas*, (67), 113-129.
- MOPU, 1979. Estudio de la dinámica litoral en la costa peninsular mediterránea y onubense. Dirección General de Puertos.
- Moreno, D., Quiñones Bolaños, É., & Tovar Garrido, L. C. (2014). Los Sistemas de Alerta Temprana, SAT, una herramienta para la prevención de desastres por inundación y efectos del cambio climático.
- Naden, P. S. (1988). Models of sediment transport in natural streams. *Modelling Geomorphological Systems*. John Wiley and Sons New York. 1988. p 217-258, 13 fig, 6 tab, 86 ref.
- Orton, G. J., & Reading, H. G. (1993). Variability of deltaic processes in terms of sediment supply, with particular emphasis on grain size. *Sedimentology*, 40(3), 475-512.
- Palutikof, J. (2003). Analysis of Mediterranean climate data: measured and modelled. In *Mediterranean Climate* (pp. 125-132). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Plata, J., 2006. Tomografía geoelectrica: desarrollo para la caracterización de acuíferos. IGNE- Ministerio de Educación y Ciencias. Programas Nacionales I+D. REN 2002-04538-C02-01, REN 2002-04538-C02-02.
- Postel, S. L., Daily, G. C., & Ehrlich, P. R. (1996). Human appropriation of renewable fresh water. *Science*, 271(5250), 785-788.
- Puertos del Estado. (2016). Conjunto de datos SIMAR-44. *Proyecto HIPOCAS*, Ministerio de Fomento, (Gobierno de España).
- Pintó, J., Martí, C., & Fraguell, R. M. (2014). Assessing current conditions of coastal dune systems of Mediterranean developed shores. *Journal of Coastal Research*, 30(4), 832-842.
- Piqueras, V. Y. (2002). La explotación de las playas. La madurez del sector turístico. *OP Ingeniería y territorio*, 61, 72-77.
- Rexach, A. M. (1990). La Ley de Costas 22/88. *Vol. Jornadas sobre la Ley de Costas*.
- Razack, M., & Huntley, D. (1991). Assessing transmissivity from specific capacity in a large and heterogeneous alluvial aquifer. *Groundwater*, 29(6), 856-861.
- Rhoades, J. D. (1996). Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. *Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods*, 5, 417-435.
- Rico Amorós, A. M., Hernández Hernández, M., Olcina Cantos, J., & Martínez Ibarra, E. (2010). Percepción del riesgo de inundaciones en municipios litorales alicantinos: ¿aumento de la vulnerabilidad? *Papeles de Geografía*, (51-52), 245-256.
- Roca, E., & Villares, M. (2008). Public perceptions for evaluating beach quality in urban and semi-natural environments. *Ocean & Coastal Management*, 51(4), 314-329.
- Roig Echegaray, V. (2018). *Dinámica de desembocaduras en ambientes micromareales* (Bachelor's thesis, Universitat Politècnica de Catalunya).
- Rovira, A., Batalla, R. J., & Sala, M. (2004). Balance sedimentario en el tramo bajo de un río Mediterráneo (La Tordera, Cordilleras Costeras Catalanas). *Revista de Cuaternario y Geomorfología*, 18, 51-56.
- Sagristà, E., Sardá, R., & Serra, J. (2019). Consecuències a Largo Plazo de la Gestión Desintegrada en Zonas Costeras: el Caso del Delta de la Tordera (Cataluña, España). *Revista Costas* 1,1, 2019 (pp. 1-21)
- Sagristà, E., Agell, G., Sarda, R., Reyes, T., Roger, A., & Roura, J. (2017). La platja de Blanes i el delta de la Tordera: Passat, present i futur. (C. d'Estudis A. de B. CEAB-CSIC & A. M. de B. (AMBL) Ajuntament de Blanes, Eds.).
- Sahal, A., & Lemahieu, A. (2011). The 1979 Nice airport tsunami: mapping of the flood in Antibes. *Natural hazards*, 56(3), 833-840.
- Sala, M. (1979). Geomorfología de la cuenca alta del río Tordera. *Acta geológica hispánica*, 14(1), 457-461.

- Salat, J., & Pascual, J. (2006). Principales tendencias climatológicas en el Mediterráneo noroccidental, a partir de más de 30 años de observaciones oceanográficas y meteorológicas en la costa catalana.
- Salman, A., Lombardo, S., & Doody, P. (2004). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *EuroSION project reports*.
- Sánchez, A. G., Tur, A. A., & Parreño, J. M. R. (2002). El turismo del Mar Menor: predominio de la segunda residencia. *Cuadernos de turismo*, (9), 33-44.
- Sardá, R., Conde, R., Casadesús, M., Sánchez, A., & Pablo, J. (2013). Erosión en las playas y gestión desintegrada: la problemática actual de la playa de S'Abanell. *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas, Documenta Universitaria, Girona*, 51-71.
- Sardá, R., Ramis, J., Lozoya, J. P., Pintó, J., Martí, C., Fraguell, R., ... & Vico, C. (2012). De la gestión por competencias a la gestión por resultados: hacia un uso sostenible de los sistemas de playa. In *Proceedings of the Primer congreso iberoamericano de gestión integrada de áreas litorales, Barragán, J.(Ed.)*, Cádiz.
- Sardá, R., Mora, J., Ariza, E., Avila, C., & Jimenez, J. A. (2009). Decadal shifts in beach user sand availability on the Costa Brava (Northwestern Mediterranean Coast). *Tourism Management*, 30(2), 158-168.
- Sarda, R., Avila, C., & Mora, J. (2005a). A methodological approach to be used in integrated coastal zone management processes: the case of the Catalan Coast (Catalonia, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 62(3), 427-439.
- Sardá, R., Mora, J., & Avila, C. (2005b). Tourism development in the Costa Brava (Girona, Spain)—how integrated coastal zone management may rejuvenate its lifecycle. In *Managing European Coasts* (pp. 291-314). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Sardá, R., Pinedo, S., Grémare, A., & Taboada, S. (2001). Changes in the dynamics of shallow soft-bottom due to man-made disturbance processes in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES J Mar Sci*, 57, 1446-1457.
- Sardá, R., & Fluvià, M. (1999). Tourist development in the Costa Brava (Girona, Spain): a quantification of pressures on the Coastal Environment. In *Perspectives on Integrated Coastal Zone Management* (pp. 257-277). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Schumm, S. A., & Khan, H. R. (1972). Experimental study of channel patterns. *Geological Society of America Bulletin*, 83(6), 1755-1770.
- Sciberras, A. M. (2002). Integrated Coastal Zone Management—A challenge for the EU in the 21st Century. *EIPASCOPE*, 2002(1), 1-5.
- Serra, J., Vila, I. (2012). El delta del río Tordera: estructura y evolución morfosedimentaria.
- Serra, J., Valois, X., & Parra, D. (2006). Estructura del prodelta de la Tordera (costa del Maresme, NO Mediterráneo) a partir del análisis sísmico de alta resolución. *Geogaceta*, 41(3).
- Serra, J. (1998). La problemàtica derivada dels temporals marítims a la vila de Blanes. *Revista Blanda*.
- Shirokova, Y., Forkutsa, I., & Sharafutdinova, N. (2000). Use of electrical conductivity instead of soluble salts for soil salinity monitoring in Central Asia. *Irrigation and Drainage Systems*, 14(3), 199-206.
- Simons, D. B., & Şentürk, F. (1992). *Sediment transport technology: water and sediment dynamics*. Water Resources Publication.
- Small, C., & Nicholls, R. J. (2003). A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of coastal research*, 584-599.
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology journal*, 10(1), 52-67.
- Sorribas, J., Serra, J., & Calafat, A. M. (1993). Límites dinámicos y modos de transporte en el litoral del. *Geogaceta*, 14, 24-26.
- Stenström, M. L., & Lasonen, J. (2000). Strategies for reforming initial vocational education and training in Europe. *Jyväskylä: Institute for Educational Research*.

- Stive, M. J., & Battjes, J. A. (1985). A model for offshore sediment transport. In *Coastal Engineering 1984* (pp. 1420-1436).
- Sunamura, T. (1980). A laboratory study of offshore transport of sediment and a model for eroding beaches. In *Coastal Engineering 1980* (pp. 1051-1070).
- Syvitski, J. P., Morehead, M. D., Bahr, D. B., & Mulder, T. (2000). Estimating fluvial sediment transport: the rating parameters. *Water resources research*, 36(9), 2747-2760.
- Teixidó, T. (2000). *Caracterització del subsòl mitjançant sísmica de reflexió d'alta resolució* (Doctoral dissertation, Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona).
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., ... & Sykes, M. T. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 9(3-4), 137-152.
- Tockner, K., Paetzold, A., Karaus, U. T. E., Claret, C., & Zettel, J. (2006). Ecology of braided rivers. *Special Publication-International Association of Sedimentologists*, 36, 339.
- Trenberth, K. E., Jones, P. D., Ambenje, P., Bojariu, R., Easterling, D., Tank, A. K., ... & Soden, B. (2007). Observations: surface and atmospheric climate change. Chapter 3. *Climate change*, 235-336.
- TW Group (1988). The WAM model—A third generation ocean wave prediction model. *Journal of Physical Oceanography*, 18(12), 1775-1810.
- Undl, M. B., Romang, H. E., Bischof, N., & Rheinberger, C. M. (2009). The risk concept and its application in natural hazard risk management in Switzerland. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9(3), 801.
- Vargas-Yáñez, M., Salat, J., Luz Fernández de Puelles, M., López-Jurado, J. L., Pascual, J., Ramírez, T., ... & Franco, I. (2005). Trends and time variability in the northern continental shelf of the western Mediterranean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110(C10).
- Vargas, J. E. (2002). *Políticas públicas para la reducción de la vulnerabilidad frente a los desastres naturales y socio-naturales* (Vol. 50). United Nations Publications.
- Vidal, J. M., González-Rodríguez, M. J., Vega, A. B., & Frenich, A. G. (2004). Estudio de la contaminación por pesticidas en aguas ambientales de la provincia de Almería. *Revista Ecosistemas*, 13(3).
- Vila, I. (2016). *El delta holocè de la tordera i la plataforma continental adjacent* (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).
- Vila, I., & Serra, J. (2015). Tordera River Delta system build up (NE Iberian Peninsula): sedimentary sequences and offshore correlation. *Scientia Marina*, 79(3), 305-317.
- Vilaplana, J. M., & Payàs, B. R. (2008). Els riscos naturals a Catalunya. *Informe executiu/Los riesgos naturales en Cataluña/Natural Risks in Catalonia. Informes del CADS nº6, Dept. de la Presidència*.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Yepes, V. (2007). Gestión del uso y explotación de las playas. *Cuadernos de Turismo*, (19). 241-254
- Yepes, V. (1999). Las playas en la gestión sostenible del litoral. *Cuadernos de turismo*. (4) 89-110
- Wang, J. J. (2015). Flood risk maps to cultural heritage: Measures and process. *Journal of Cultural Heritage*, 16(2), 210-220.
- Wentworth, C. K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The journal of geology*, 30(5), 377-392.
- Winter, T. C. (1999). Relation of streams, lakes, and wetlands to groundwater flow systems. *Hydrogeology Journal*, 7(1), 28-45.

Zhang, Q., Jimenez, J. L., Canagaratna, M. R., Allan, J. D., Coe, H., Ulbrich, I., ... & Dzepina, K. (2007). Ubiquity and dominance of oxygenated species in organic aerosols in anthropogenically-influenced Northern Hemisphere midlatitudes. *Geophysical research letters*, 34(13).

Capítulo 5

Ariza, E., Jimenez, J. A., Sarda, R., Villares, M., Pinto, J., Fraguell, R., ... & Fluvia, M. (2010). Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches. *Environmental Management*, 45(5), 998-1013.

Billé, R., & Rochette, J. (2015). The Mediterranean ICZM Protocol: Paper treaty or wind of change?. *Ocean & Coastal Management*, 105, 84-91.

Bruun, P. (1988). The Bruun rule of erosion by sea-level rise: a discussion on large-scale two- and three-dimensional usages. *Journal of Coastal Research*, 627-648.

CBD (1998). The convention on biological diversity and agriculture.

Copeiro, E. (1982). Playas y obras costeras en España. *Revista de Obras Públicas*, 82, 125-130.

Cormier, R., Kannen, A., Davies, I., Sardá, R., & Diedrich, A. (2010). Policy fragmentation implications in ecosystem-based management in practice. In *Proceedings of the ICES Annual Science Conference* (pp. 20-24).

DGPC (1986). Investigación tecnológica de las acciones a tomar para la estabilidad del tramo de costa de los términos municipales de Malgrat y Sta. Susana. *Generalitat de Catalunya*, 2, p.318.

Jiménez, J.A., Sardá, R., Serra, J., Pintó, J. & Guillén, J. (2007). Informe sobre la problemática actual de la playa de S'Abanell. *Asociación Hostelería de Blanes*, 9pp.

Larson, M., & Kraus, N. C. (1989). *SBEACH: numerical model for simulating storm-induced beach change. Report 1. Empirical foundation and model development* (No. CERC-TR-89-9). Coastal Engineering research center Vicksburg Ms.

MOPU, 1979. Estudio de la dinámica litoral en la costa peninsular mediterránea y onubense. Dirección General de Puertos.

Olsen, S. B., Page, G. G., & Ochoa, E. (2009). *The analysis of governance responses to ecosystem change: a handbook for assembling a baseline*. GKSS Research Centre, LOICZ International Project Office, Institute for Coastal Research.

Salman, A., Lombardo, S., & Doody, P. (2004). Living with coastal erosion in Europe: Sediment and Space for Sustainability. *EuroSION project reports*.

Sardá, R., Valls, J. F., Pintó, J., Ariza, E., Lozoya, J. P., Fraguell, R. M., ... & Jimenez, J. A. (2015). Towards a new integrated beach management system: the ecosystem-based management system for beaches. *Ocean & Coastal Management*, 118, 167-177.

Sardà, R., O'Higgins, T., Cormier, R., Diedrich, A., & Tintoré, J. (2014). A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society*, 19(4).

Sardá, R., Conde, R., Casadesús, M., Sánchez, A., & Pablo, J. (2013). Erosión en las playas y gestión desintegrada: la problemática actual de la playa de S'Abanell. *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas, Documenta Universitaria, Girona*, 51-71.

Sarda, R., Diedrich, A., Tintore, J., & Cormier, R. (2011). The ecosystem-based management system: a formal tool for the management of the marine environment. *Littoral 2010—Adapting to Global Change at the Coast: Leadership, Innovation, and Investment*, 14001.

Serra, J., Montori, C., & Valois, X. (2003). Tordera River delta relict lobes and Holocene Sea level rise (Maresme Coast, Spain, NW Mediterranean). In *Project IGCP 437 Final Conference, Puglia. GI2S Coast Research Publication* (Vol. 4, pp. 211-212).

Capítulo 6

- Aguiló, E., Alegre, J., & Sard, M. (2005). The persistence of the sun and sand tourism model. *Tourism management*, 26(2), 219-231.
- Ariza, E., Jimenez, J. A., Sarda, R., Villares, M., Pinto, J., Fraguell, R., ... & Fluvia, M. (2010). Proposal for an integral quality index for urban and urbanized beaches. *Environmental Management*, 45(5), 998-1013.
- Billé, R., & Rochette, J. (2015). The Mediterranean ICZM Protocol: Paper treaty or wind of change?. *Ocean & Coastal Management*, 105, 84-91.
- Mendoza, E. T., & Jiménez, J. A. (2009). Regional vulnerability analysis of Catalan beaches to storms. In *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Maritime Engineering* (Vol. 162, No. 3, pp. 127-135). Thomas Telford Ltd.
- Sardá, R., Valls, J. F., Pintó, J., Ariza, E., Lozoya, J. P., Fraguell, R. M., ... & Jimenez, J. A. (2015). Towards a new integrated beach management system: the ecosystem-based management system for beaches. *Ocean & Coastal Management*, 118, 167-177.
- Sardà, R., O'Higgins, T., Cormier, R., Diedrich, A., & Tintoré, J. (2014). A proposed ecosystem-based management system for marine waters: linking the theory of environmental policy to the practice of environmental management. *Ecology and Society*, 19(4).
- Sardá, R., Conde, R., Casadesús, M., Sánchez, A., & Pablo, J. (2013). Erosión en las playas y gestión desintegrada: la problemática actual de la playa de S'Abanell. *Hacia un nuevo modelo integral de gestión de playas*, Documenta Universitaria, Girona, 51-71.

