

UNIVERSIDAD DE CANTABRIA



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

TESIS DOCTORAL

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

AUTORA

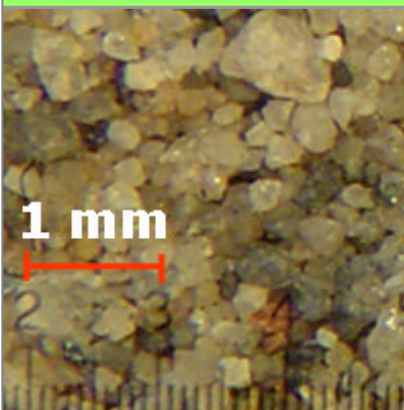
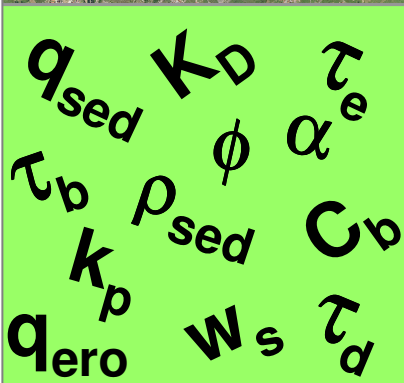
María Luisa Sámano Celorio

DIRECTORES

Andrés García Gómez

José Antonio Revilla Cortezón

Santander, 2011



5. APLICACIÓN DEL MODELO DESARROLLADO A LA RÍA DE SAN MARTÍN

Este capítulo está dedicado a la descripción de la metodología seguida para llevar a cabo la aplicación del modelo desarrollado en la Ría de Suances. Esta ría, situada en el litoral del Mar Cantábrico, representa una oportunidad valiosísima en términos de la aplicabilidad de dicho modelo a un caso real que requiere de una gestión rápida y eficiente debido al alto grado de contaminación que presenta.

Si bien la información disponible tanto de las presiones como de la calidad del medio, no es tan extensa y detallada como sería deseable, resulta suficiente como para establecer, de manera satisfactoria, algunos casos de análisis así como la validación de los resultados generados por el modelo desarrollado.

Cabe subrayar que durante la elaboración de esta tesis se ha tenido la oportunidad de determinar experimentalmente algunas propiedades físicas de los sedimentos así como llevar a cabo una campaña de campo específica que ha permitido conocer la variabilidad temporal de los sólidos en suspensión durante un periodo completo de marea. Todo ello ha permitido calibrar y validar los parámetros sedimentarios propios de esta Ría.

Esto, a su vez, ha permitido analizar el transporte de dos sustancias contaminantes (zinc y cloroformo) teniendo en cuenta la interacción de éstas con los sólidos en suspensión y con los sedimento de la zona de estudio.

5.1. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El estuario de Suances, históricamente, se ha visto sometido a una mezcla creciente de presiones, principalmente debidas a la extracción mineral y a la actividad industrial. Todo ello ha ido dejando un registro en los sedimentos de la zona así como en la propia columna de agua, de tal forma que, se tiene constancia de las altas concentraciones de algunos metales pesados y compuestos orgánicos en los sedimentos superficiales de este estuario (Coz et al., 2007).

Puesto que la actividad industrial y de transporte en este estuario son de vital importancia en términos de la economía local, resulta fundamental el establecimiento de un sistema de gestión eficiente capaz de equilibrar las necesidades socioeconómicas con la realidad medioambiental de esta zona. Así pues, un modelo como SOLTOX podría facilitar tales labores al constituirse como una herramienta capaz de proporcionar un seguimiento indirecto y, por lo tanto, mucho menos costoso del estuario, mediante el cual, los gestores podrán basar la toma de decisiones pertinentes en la zona.

El estuario de Suances es un estuario somero mesomareal localizado en la costa norte de España (Figura 5-1). Con una longitud de aproximadamente 11 km y una anchura media de 150 m cuenta con una extensión de algo más de 300 ha, de las cuales, un elevado porcentaje está ocupado por plataformas intermareales. En este estuario se observan alteraciones hidromorfológicas (principalmente diques) que modifican ostensiblemente las condiciones hidrodinámicas de la zona. El principal aporte fluvial que recibe el sistema, de aproximadamente 700 Hm³/año, proviene de los ríos Saja y Besaya (GESHA, 2005).

Tal y como se ha comentado previamente, la información batimétrica resulta imprescindible puesto que representa el punto de partida para llevar a cabo los cálculos dentro del modelo desarrollado. Así pues, como fuente de información inicial, se ha utilizado la batimetría obtenida de los trabajos llevados a cabo para desarrollar estudios de saneamiento litoral en el Mar Cantábrico y, en concreto, para el sistema fluvial Saja-Besaya (CHN, 1999). Complementando dicha información con otras fuentes cartográficas y ortofotos de la zona, en estudios posteriores (Bárcena, 2009; CMA-Cantabria, 2009), se han generado dos mallas: una de 85 x 230 celdas de 50 metros de lado, que cubre toda la superficie de la Ría de San Martín y; otra de mayor detalle, compuesta por 589 x 950 celdas de 5 metros de lado que se corresponde con la zona concreta donde se concentran los vertidos más significativos (Figura 5-2).



Figura 5-1. Zona de estudio y batimetría general de la Ría de San Martín (izq.). Batimetría de detalle (dcha.).

5.2. SÍNTESIS DE LA INFORMACIÓN DISPONIBLE SOBRE LA ZONA DE ESTUDIO

Para poder llevar a cabo la validación del modelo desarrollado resulta imprescindible, por un lado, conocer la calidad del medio y, por otro lado, contar con la caracterización de los vertidos presentes en la zona de estudio. Por tal motivo, se ha realizado una detallada búsqueda de información, obteniendo, como resultado: i) los datos correspondientes a las campañas llevadas a cabo como parte del Programa de Seguimiento Sistemático de las Masas de Agua Litorales de Cantabria y, ii) la información correspondiente a las autorizaciones de vertido de las empresas localizadas en la zona de estudio. A continuación se presenta una síntesis de toda la información recopilada.

5.2.1. Presiones existentes

Con respecto a las empresas autorizadas a verter sus efluentes a la Ría de San Martín, únicamente se tiene constancia de tres entidades: Asturiana de

Zinc, S. A.; Solvay Química, S.L. y; Sniace Cogeneración, S. A. En la Tabla 5-1 se detalla la magnitud y localización de estos vertidos.

Empresa	Tipo de vertido	X UTM30	Y UTM30	Caudal (m ³ /h)
Asturiana de Zinc	Aguas industriales	416029	4805350	13.5
Solvay	Aguas industriales	415437	4803633	1600
Sniace	Aguas industriales	415021	4802214	2400

Tabla 5-1. Localización y magnitud de los vertidos generados por empresas autorizadas a verter en la Ría de San Martín.

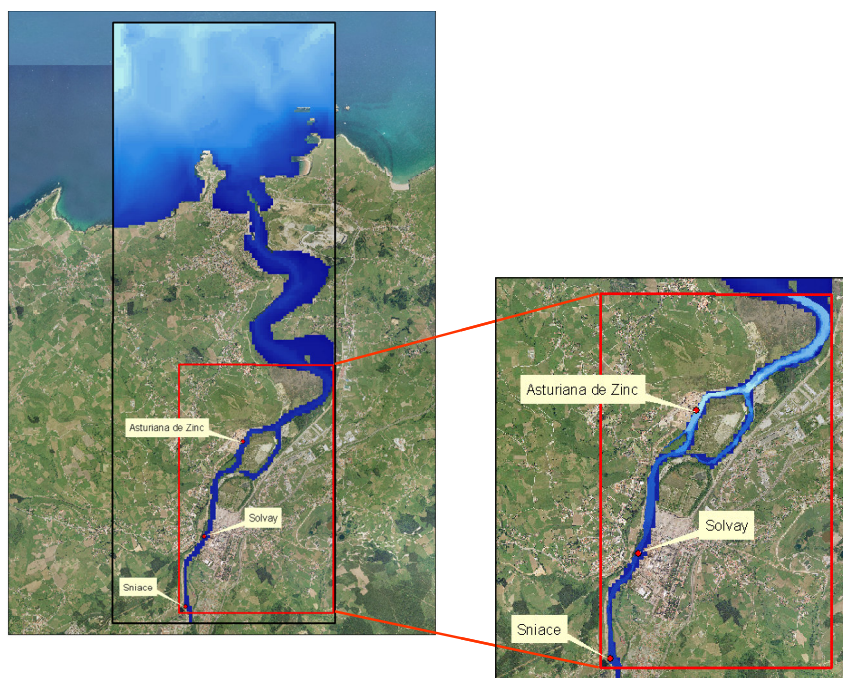


Figura 5-2. Vertidos significativos a la Ría de San Martín.

Asimismo, los valores medios mensuales establecidos como los límites de vertido autorizados para cada parámetro se indican en la Tabla 5-2. Cabe mencionar que la caracterización que se presenta a continuación recoge, únicamente, los parámetros susceptibles de ser modelados y que, por tanto, pueden ser utilizados, de alguna manera, como datos de alimentación para el modelo desarrollado.

Empresa	SS (mg/l)	Mercurio (mg/l)	Cobre (mg/l)	Cadmio (mg/l)	Zinc (mg/l)	Plomo (mg/l)	Níquel (mg/l)	Cloroformo (mg/l)
Asturiana de Zinc	35 - 40	0.10	2.5	0.4	6.0	1.0	-	-
Solvay	35 - 40	0.05	-	-	-	-	-	-
Sniace	35 - 40	-	-	-	<0.3	-	-	<0.02

Tabla 5-2. Límites de vertido autorizados para distintas empresas en la Ría de San Martín.

Por otro lado, de acuerdo con Bárcena (2009), en esta zona de estudio la influencia del caudal proveniente de la confluencia del Saja-Besaya resulta sumamente significativa en términos del transporte de sustancias contaminantes a lo largo de la Ría de San Martín. Por tal motivo, resulta imprescindible conocer su comportamiento a lo largo del año. A partir de la información derivada del estudio de recursos hídricos realizado en esta zona (GESHA, 2005; Prieto, 2010) se ha elaborado el cuadro resumen de la Tabla 5-3 a fin de establecer una visión global. No obstante, a efectos del modelado, puesto que se dispone de información suficiente, la introducción del valor del caudal no se limita a la utilización de un valor medio, sino que se establece como una condición de contorno considerando la distribución de caudales correspondiente.

Aportaciones de la vertiente Saja-Besaya en Hm ³												
Año	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	My.	Jun.	Jul.	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
1970	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27.02	52.32	68.17
1971	59.05	70.78	109.79	88.68	121.93	85.56	23.62	14.79	8.97	5.68	172.69	187.11
1972	121.84	190.13	68.62	68.35	249.78	54.72	19.52	12.22	9.31	36.43	11.26	13.29
1973	39.55	284.08	83.38	70.30	26.35	88.00	16.32	10.67	9.45	123.51	14.21	90.12
1974	57.96	183.62	215.74	103.80	34.79	17.06	10.29	11.15	6.52	289.82	117.16	50.24
1975	39.90	25.02	85.50	231.91	106.41	34.30	15.97	10.10	62.27	73.07	169.18	165.14
1976	60.71	128.72	44.36	162.79	35.93	16.08	18.14	8.92	10.98	23.03	88.90	55.92
1977	42.62	25.23	20.41	106.17	134.21	184.83	73.37	37.31	15.33	9.15	12.90	18.71
1978	201.88	140.45	61.19	195.50	157.41	83.41	20.63	14.29	8.05	52.41	70.94	61.43
1979	178.20	119.65	178.24	146.48	67.27	32.17	14.65	8.73	37.52	125.76	288.43	115.71
1980	163.87	25.04	95.37	102.93	112.16	28.65	19.39	11.02	6.66	94.52	46.77	227.71
1981	180.90	60.96	56.03	56.56	58.22	33.58	20.80	12.27	7.63	43.07	21.07	134.86
1982	53.39	76.62	114.67	24.41	14.45	18.38	9.19	6.22	3.88	33.62	56.22	238.01
1983	44.27	146.32	61.68	192.61	27.45	15.76	23.77	144.87	45.82	12.58	7.93	22.58
1984	126.90	156.26	65.37	45.07	130.02	64.28	17.10	10.55	7.21	85.09	52.02	58.21
1985	130.77	39.71	119.90	80.13	210.21	28.48	15.66	9.32	5.26	2.90	55.50	21.72
1986	160.21	208.05	48.07	74.44	39.21	18.44	11.02	6.37	7.39	30.01	13.93	59.86
1987	142.24	96.48	74.40	71.08	20.00	20.83	10.65	6.80	3.96	8.02	200.76	59.39
1988	38.41	91.27	124.00	170.65	39.90	48.46	59.89	21.02	14.26	9.11	5.78	25.33
1989	28.32	13.17	44.72	109.80	62.35	50.86	15.79	9.68	5.53	3.07	8.00	9.12
1990	17.25	14.64	11.93	206.16	47.99	34.40	14.98	9.42	5.44	7.87	46.38	152.73
1991	47.79	37.59	116.81	95.79	158.71	20.74	12.67	7.27	6.00	33.91	204.57	28.45
1992	18.58	13.41	114.75	147.50	58.04	99.27	45.85	15.67	25.42	270.33	90.41	106.00
1993	19.59	25.96	105.67	42.42	79.03	44.29	36.32	33.85	25.52	74.10	44.36	114.68
1994	154.09	43.12	24.58	103.90	29.93	14.97	9.12	5.15	71.52	73.19	29.31	33.56
1995	207.91	57.03	118.96	27.45	46.87	17.65	15.59	8.89	6.09	4.73	30.49	47.04
1996	46.37	213.46	54.61	41.47	45.16	18.56	20.99	12.47	19.67	85.03	151.08	266.35
1997	116.66	31.23	15.98	9.73	23.76	41.31	61.88	23.19	27.92	15.53	67.35	143.94
1998	50.43	45.61	80.74	104.52	132.11	46.12	17.36	10.67	14.05	114.07	42.58	133.79
1999	111.49	119.70	96.86	53.78	54.03	23.58	13.97	9.39	6.08	7.30	166.19	132.03
2000	49.51	27.81	29.74	94.88	35.44	20.91	12.99	8.92	5.24	54.44	68.16	41.52
2001	108.50	132.06	67.20	54.59	69.18	20.53	16.28	9.09	8.69	5.45	127.87	38.86
2002	31.06	54.34	33.89	68.70	114.58	66.60	19.60	37.60	31.38	23.61	30.71	186.93
2003	173.90	195.70	29.57	17.51	43.29	17.64	11.11	6.63	3.95	19.08	107.14	108.88
2004	182.05	62.59	147.94	90.28	83.28	20.97	17.67	10.21	6.42	5.55	171.52	116.56
2005	106.68	204.73	142.66	71.11	38.45	17.62	12.00	7.05	7.29	18.13	107.31	136.17
2006	158.86	89.17	134.78	41.29	25.13	14.71	9.52	5.61	3.26	2.81	3.58	47.54
2007	62.41	75.20	208.02	112.18	59.21	40.93	18.26	24.94	21.57	24.98	28.13	36.73
2008	19.69	18.61	122.20	99.25	100.81	147.85	23.82	14.10	8.84	-	-	-

Tabla 5-3. Aportación mensual de la vertiente Saja-Besaya correspondientes al periodo comprendido entre Oct. 1970 y Sept. 2008 (GESHA, 2005; IH Cantabria, 2010; Prieto, 2010).

Con base en esta información ha sido posible el establecimiento de las aportaciones medias mensuales observando una oscilación entre los 10.6 y 90.5 Hm³ en régimen natural. Asimismo, se ha obtenido el valor de la aportación media anual que se sitúa entorno a los 696.1 Hm³ (58 Hm³/mes) (Tabla 5-4).

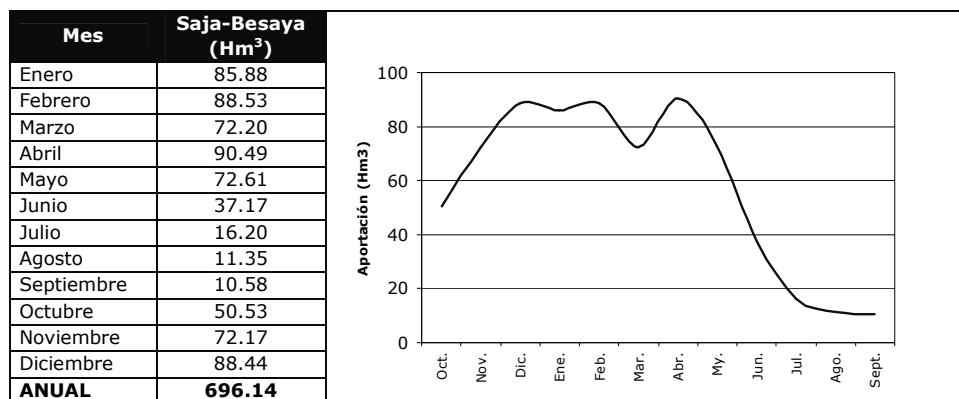


Tabla 5-4. Aportación media mensual aproximada proveniente de la confluencia Saja-Besaya (régimen natural).

No obstante, debe tenerse presente la existencia del embalse del Alsa. Este embalse de 22 Hm³ de capacidad y uso hidroeléctrico, recibe agua proveniente del azud de Aguayo a través de una conducción en presión, que permite, en determinadas condiciones, la reversibilidad del flujo, con un caudal máximo de 2.2 m³/s en ambos sentidos (García et al., 2007a). Por tal motivo, cabría esperar que las detracciones que ocurran, oscilarán en torno a este orden de magnitud.

5.2.2. Calidad del medio

Con respecto a la calidad del medio ha sido posible la obtención de la información derivada de los trabajos de la Red de Calidad dispuesta a lo largo del litoral cántabro por la Consejería de Medio Ambiente de esta Comunidad Autónoma. En principio, esta Red cuenta con 20 estaciones de muestreo coincidentes con la zona de estudio. No obstante, ocasionalmente, introduce estaciones adicionales que obedecen a campañas específicas tal y como sucede con los puntos P1 y P2 establecidos para la detección

preliminar de sustancias prioritarias (Tabla 5-5). La localización de estos puntos de muestreo se recoge en la Figura 5-3.

Estación	UTM X	UTM Y	Referencia
AB-AC05	416198	4812218	Costera
AB-AC22	416257	4811304	Costera
AB-SB01S	416789	4808945	
AB-SB02S	416473	4807396	
AB-SB03S	417489	4806135	
AB-SB04S	416755	4805674	
AM-SB01	416409	4809216	Espigón playa Riberuca
A-SB02	416474	4807311	Cerrado en Cortiguera
A-SB03	416212	4805599	Embarcadero Asturiana de Zinc
A-SB04	415314	4803448	Aguas arriba vertido Solvay
A-SB05	417836	4806481	Requejada - Aguas abajo vertido invierno EDAR
A-SB06	416834	4805854	Aguas arriba vertido invierno EDAR
A-SB07	415816	4805023	Vertido verano EDAR
A-SB08	415679	4804831	Aguas abajo Solvay (800 m)
A-SB09	415019	4802260	Vertido Sniace (100 m)
A-SB10	415129	4802148	Aguas abajo vertido Sniace
B-SB01	416647	4808875	Playa de La Riberuca (por dentro del dique)
B-SB02	416715	4807131	Cerrado de Cortiguera
B-SB03	416981	4806552	Depuradora de Vuelta a Ostrera
B-SB04	417782	4806989	Dique de Requejada
P1*	416960	4805926	
P2*	415494	4803861	

* Estaciones de una campaña especial de detección preliminar de sustancias prioritarias

Tabla 5-5. Puntos de muestro del Programa de Seguimiento Sistemático de las Masas de Agua Litorales de Cantabria localizados dentro de la zona de estudio.

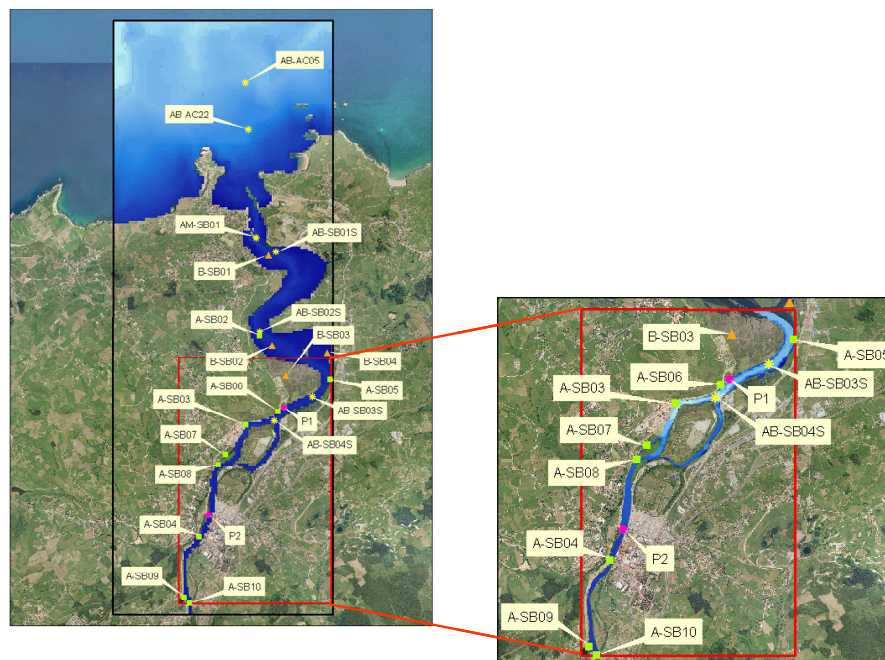


Figura 5-3. Localización de los puntos de muestreo correspondientes a la Ría de San Martín (Muestreo de: * - Agua y Sedimentos, ■ - Agua, ▲ - Sedimentos, ● - Sustancias Prioritarias).

Como parte del Programa de Seguimiento Sistemático de las Masas de Agua Litorales de Cantabria se ha llevado a cabo la determinación de diversos parámetros en todos estos puntos de muestreo, no obstante, a continuación se presentan sólo aquellos que pueden resultar significativos o que aportan la información necesaria para poder llevar a cabo el estudio concreto que se pretende desarrollar en esta tesis.

Medio Pelágico

Tal y como cabría esperar, la salinidad media varía ostensiblemente entre las estaciones localizadas en aguas costeras y aquellas ubicadas en aguas de transición (Tabla 5-6). Asimismo, se observa la variación de este parámetro entre las distintas estaciones asentadas en aguas de transición puesto que las estaciones más interiores (A-SB04, A-SB09 y A-SB10) no llegan a alcanzar una UPS, mientras que las más exteriores (AB-SB01S y AM-SB01) ostentan valores de más de 25 UPS. Por su parte, las aguas costeras reflejan valores típicos de aproximadamente 35 UPS.

	Estación	2005	2006	2007	2008	2009	Salinidad media por estación (UPS)
Aguas costeras	AB-AC05	35.36	35.51	35.35	35.42	35.50	35.43
	AB-AC22	-	-	-	-	35.46	35.46
	Media anual	35.36	35.51	35.35	35.42	35.48	-
Aguas de transición	AB-SB01S	-	-	-	22.20	30.22	26.21
	AB-SB02S	-	-	-	18.75	23.54	21.15
	AB-SB03S	-	-	-	25.01	19.86	22.43
	AB-SB04S	-	-	-	18.78	19.91	19.35
	AM-SB01	33.95	30.27	26.26	29.82	6.69	25.40
	A-SB02	18.15	24.90	17.23	15.95	2.85	15.82
	A-SB03	10.60	12.46	3.20	2.10	0.42	5.76
	A-SB04	0.85	0.51	0.30	0.29	0.24	0.44
	A-SB05	-	-	15.92	6.24	1.33	7.83
	A-SB06	-	-	16.90	6.65	1.56	8.37
	A-SB07	-	-	5.60	3.62	0.26	3.16
	A-SB08	-	-	3.18	5.27	0.39	2.94
	A-SB09	-	-	-	0.67	1.08	0.87
A-SB10	-	-	0.43	0.23	0.17	0.27	
	Media anual	15.89	17.04	9.89	11.11	7.75	-

Tabla 5-6. Valores de salinidad determinados en la Ría de Suances entre 2005 y 2009.

En cuanto a la temperatura (Tabla 5-7) se observa una oscilación entre 14 y 20°C carente de un patrón espacial definido. Cabe subrayar que los valores presentados se corresponden con los valores medios anuales, no obstante, este parámetro se encuentran directamente influenciado por la estación del año en que se realice la determinación.

	Estación	2005	2006	2007	2008	2009	Temperatura media por estación (°C)
Aguas costeras	AB-AC05	14.62	17.77	13.50	15.85	15.50	15.45
	AB-AC22	-	-	-	-	18.78	18.78
	Media anual	14.62	17.77	13.50	15.85	17.14	-
Aguas de transición	AB-SB01S	-	-	-	18.97	18.82	18.89
	AB-SB02S	-	-	-	19.22	17.54	18.38
	AB-SB03S	-	-	-	19.35	19.17	19.26
	AB-SB04S	-	-	-	19.55	18.53	19.04
	AM-SB01	18.50	17.14	15.12	14.47	11.69	15.38
	A-SB02	17.20	15.56	15.08	16.17	11.02	15.01
	A-SB03	20.15	16.41	15.80	16.16	9.99	15.70
	A-SB04	18.65	16.21	15.95	16.11	9.54	15.29
	A-SB05	-	-	18.68	17.17	12.01	15.95
	A-SB06	-	-	17.30	16.67	10.05	14.67
	A-SB07	-	-	18.20	17.39	10.70	15.43
	A-SB08	-	-	18.55	15.98	13.27	15.93
	A-SB09	-	-	-	21.02	20.53	20.77
	A-SB10	-	-	17.35	15.56	8.88	13.93
Media anual	18.63	16.33	16.89	17.41	13.69	-	

Tabla 5-7. Valores de temperatura determinados en la Ría de Suances entre 2005 y 2009.

Por su parte, no se observan gradientes pronunciados en cuanto al potencial de hidrógeno se refiere (Tabla 5-8). A excepción de la estación A-SB09 que presenta un valor de 4.7, el resto de las estaciones ubicadas en aguas de transición poseen un valor de pH prácticamente neutro. Las aguas costeras presentan valores ligeramente mayores (algo más alcalinos). Cabe comentar, asimismo, que la acidez detectada en la citada estación podría ser el reflejo del efecto del vertido de Sniace.

	Estación	2005	2006	2007	2008	2009	pH medio por estación
Aguas costeras	AB-AC05	8.31	8.13	8.10	8.10	8.02	8.13
	AB-AC22	-	-	-	-	-	-
	Media anual	8.31	8.13	8.10	8.10	8.02	-
Aguas de transición	AB-SB01S	-	-	-	-	7.73	7.73
	AB-SB02S	-	-	-	-	7.16	7.16
	AB-SB03S	-	-	-	-	7.13	7.13
	AB-SB04S	-	-	-	-	7.11	7.11
	AM-SB01	8.04	7.34	7.94	7.99	7.46	7.75
	A-SB02	7.43	7.04	7.58	7.61	7.57	7.45
	A-SB03	6.76	6.58	7.81	7.56	7.87	7.32
	A-SB04	6.23	6.49	7.23	7.80	7.57	7.07
	A-SB05	-	-	7.49	7.67	7.86	7.67
	A-SB06	-	-	7.04	7.56	7.72	7.44
	A-SB07	-	-	7.08	7.62	7.97	7.56
	A-SB08	-	-	6.89	7.68	7.78	7.45
	A-SB09	-	-	2.40	5.21	6.48	4.70
	A-SB10	-	-	7.27	7.70	8.11	7.69
Media anual	7.12	6.86	6.87	7.44	7.54	-	

Tabla 5-8. Valores de pH determinados en la Ría de Suances entre 2005 y 2009.

Aunque el contar con la información de salinidad, temperatura y pH permitiría afinar o detallar los cálculos, a efectos de la ejecución del modelo desarrollado, un valor medio anual resultaría suficiente. En contrapartida, los valores de sólidos en suspensión y de sustancias prioritarias resultarían absolutamente fundamentales para la realización de tal ejecución. De este modo, cuanto mayor y más precisa sea la información correspondiente a estos últimos parámetros, los resultados generados por el modelo exhibirían una mejora significativa.

Tal y como puede observarse en la Tabla 5-9, existe un patrón espacial que diferencia el contenido de sólidos en suspensión de las aguas costeras y de las aguas de transición, presentando estas últimas valores mucho más elevados.

	Estación	2005	2006	2007	2008	2009	Sol. Susp. medio por estación (mg/l)
Aguas costeras	AB-AC05	8.00	9.44	4.30	12.48	8.60	8.56
	AB-AC22	-	-	-	-	-	-
	Media anual	8.00	9.44	4.30	12.48	8.60	-
Aguas de transición	AB-SB01S	-	-	-	-	-	-
	AB-SB02S	-	-	-	-	-	-
	AB-SB03S	-	-	-	-	-	-
	AB-SB04S	-	-	-	-	-	-
	AM-SB01	19.00	20.33	13.60	22.39	11.60	17.39
	A-SB02	6.50	11.33	24.50	7.56	10.20	12.02
	A-SB03	21.50	11.67	15.93	5.93	10.60	13.13
	A-SB04	24.50	38.67	2.80	8.64	36.20	22.16
	A-SB05	-	-	22.60	5.40	10.40	12.80
	A-SB06	-	-	27.30	4.77	9.80	13.96
	A-SB07	-	-	13.10	9.30	10.60	11.00
	A-SB08	-	-	11.70	6.07	23.00	13.59
	A-SB09	-	-	25.00	18.38	10.40	17.93
A-SB10	-	-	7.00	5.86	5.20	6.02	
	Media anual	17.88	20.50	16.35	9.43	13.80	-

Tabla 5-9. Valores de sólidos en suspensión determinados en la Ría de Suances entre 2005 y 2009.

Finalmente, se cuenta con los resultados de la determinación de 11 sustancias prioritarias en dos estaciones de muestreo identificadas como P1 y P2 (Figura 5-3). Estos datos fueron obtenidos durante los muestreos llevados a cabo los días 23 de junio y 12 de noviembre del año 2008 durante la hora posterior a la bajamar y la hora previa a la pleamar, respectivamente (Tabla 5-10).

	P1* (µg/l)	P1** (µg/l)	P2** (µg/l)
Fecha de muestreo	12/11/2008	23/06/2008	23/06/2008
Cu Total	-	21	-
Pb Total	-	20	-
Zn Total	106	184	50
Cloroformo	0.3	0.3	0.4
Antraceno	-	-	0.05
Fluoranteno	0.03	-	0.01
Naftaleno	0.05	-	0.02
4-n-Nonilfenol	-	0.12	-
Bis(2-etilhexil)ftalato	-	0.12	0.07
Dibutilestaño	-	0.32	0.26
Tributilestaño	-	0.06	0.15
*Muestreo realizado 1 hora antes de pleamar.			
**Muestreo realizado 1 hora después de bajamar.			

Tabla 5-10. Valores de algunas de las sustancias prioritarias determinadas durante los análisis preliminares para su detección en aguas litorales (Junio y Noviembre de 2008).

Medio Bentónico

Con respecto al medio bentónico resulta fundamental el conocimiento de la distribución granulométrica de los sedimentos a efectos de poder obtener información más precisa y, sobre todo, de poder interpretar adecuadamente los resultados generados por el modelo desarrollado.

De acuerdo con la información presentada en la Tabla 5-11, en la ría de San Martín, dicha distribución indica la presencia mayoritaria de arcillas y arena fina (prácticamente el 70% del contenido) seguida de arena muy fina y media (más del 20% del contenido).

Estación	Materia Orgánica	Gravas (4mm)	Gravas (2mm)	Arena muy gruesa	Arena gruesa	Arena media	Arena fina	Arena muy fina	Arcillas
AB-AC05	2.57	0.00	0.05	0.14	0.90	9.10	73.16	13.38	3.83
AB-SB01S	18.24	0.00	0.00	0.04	0.41	15.55	76.80	3.05	4.15
AB-SB02S	6.05	0.00	0.01	0.52	0.70	22.14	47.46	17.56	11.61
AB-SB04S	10.62	0.17	0.36	0.52	0.84	3.97	16.48	13.88	63.79
B-SB01	2.91	0.00	0.43	0.92	3.83	18.33	34.00	4.40	13.01
B-SB02	8.00	1.33	0.23	0.83	2.19	10.86	12.93	12.86	58.70
B-SB03	11.62	0.53	0.62	0.80	0.60	0.79	3.35	14.93	61.70
B-SB04	9.61	0.35	0.69	0.80	1.86	2.33	5.02	19.68	58.57
Promedio	8.70	0.30	0.30	0.57	1.42	10.38	33.65	12.47	34.42

Tabla 5-11. Distribución granulométrica de los sedimentos de la Ría de San Martín (%).

Considerando la escala granulométrica mostrada en la Tabla 5-12, el diámetro medio de partícula de los sedimentos de la Ría de San Martín se encuentra alrededor de los 0.182 mm (182 micras). Por su parte, la varianza correspondiente se sitúa entorno a los 0.0017 mm (1.7 micras). No obstante, de acuerdo con la distribución granulométrica de estos

sedimentos (Figura 5-4) se observa un marcado patrón espacial con respecto al diámetro medio de partícula. Los valores de diámetro medio por estación oscilan entre 0.062 y 0.240 mm aproximadamente, advirtiéndose que en las estaciones más interiores (B-SB02, B-SB03, B-SB04 y AB-SB04S) existe un predominio de sedimentos finos de menos de 0.062 mm diámetro, mientras que en aquellas localizadas desde la zona intermedia hasta la zona más exterior de la Ría (AB-SB01S, AB-SB02S, B-SB01 y AB-AC05), el diámetro medio alcanza casi los 0.200 mm.

Tipo de partícula	Diámetro medio (mm)
Materia Orgánica	0.032
Gravas	4.0
Gravas	2.0
Arena muy gruesa	1.9
Arena gruesa	1.0
Arena media	0.4
Arena fina	0.1
Arena muy fina	0.06
Arcillas	0.001

Tabla 5-12. Escala granulométrica (Tu et al., 2009).

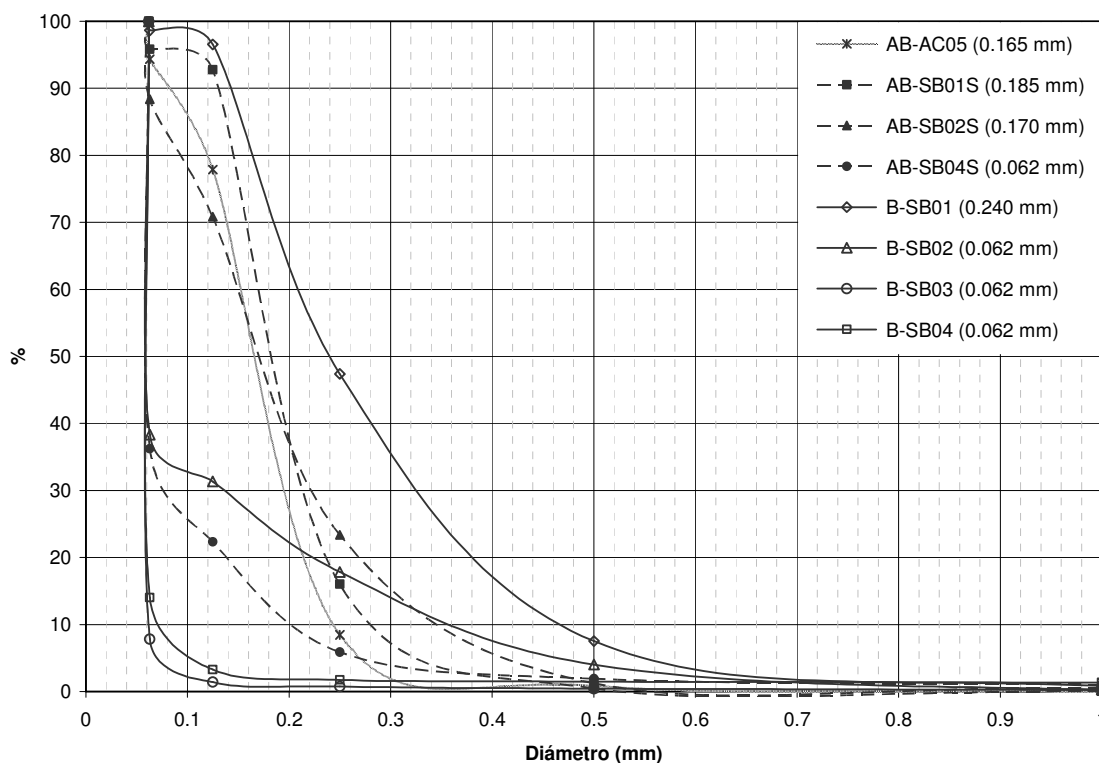


Figura 5-4. Distribución granulométrica de los sedimentos de la ría de San Martín (Datos campaña 2008).

En la Tabla 5-13 se resumen los valores medios de aquellos parámetros determinados en el medio bentónico que son susceptibles de ser modelados utilizando el modelo SOLTOX.

Parámetro (mg/Kg)	2005	2006	2007	2008	Media
Antraceno	0.04	0.04	<0.02	-	0.03
Benzo(a)Pireno	0.06	0.08	<0.02	<0.02	0.04
Benzo(g,h,i)perileno	0.05	-	<0.02	0.02	0.03
Benzo(k)Fluoranteno	0.03	0.06	<0.02	<0.02	0.03
Cadmio	16.93	14.50	16.03	-	15.82
Cobre	46.58	25.60	30.55	-	34.24
Fluoranteno	0.13	0.15	<0.02	<0.02	0.08
Indeno(1.2.3-c.d)Pireno	0.03	0.09	<0.02	<0.02	0.04
Mercurio	6.26	2.40	4.90	-	4.52
Naftaleno	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
Níquel	33.58	26.00	27.73	-	29.10
Plomo	707.28	386.00	462.75	-	518.68
Zinc	7649.03	6789.40	26123.25	-	13520.56

Tabla 5-13. Valores medios de algunas sustancias contaminantes detectadas en los sedimentos de la Ría de San Martín entre 2005 y 2008.

La información recogida en este apartado permite establecer, de manera general, la calidad de la zona de estudio puesto que evidencia las variaciones tanto temporales como espaciales de varios parámetros físicos y químicos a lo largo de toda la Ría, no obstante, resulta insuficiente para calibrar el modelo desarrollado.

Por tal motivo, se ha diseñado una campaña especial de toma de datos a fin de obtener los parámetros sedimentarios requeridos para poder calibrar el módulo asociado a la simulación de sólidos en suspensión. Asimismo, se ha llevado a cabo la determinación experimental de ciertas propiedades físicas implicadas en el modelo desarrollado con el objetivo de alimentarlo con información más precisa.

Desafortunadamente, no ha sido posible llevar a cabo una campaña especial de toma de datos para calibrar el módulo asociado a la simulación de compuestos tóxicos debido a la complejidad que esto supondría dado el elevado número de tóxicos que considera el modelo y las dificultades propias de su adecuada cuantificación (técnicas analíticas especializadas, límites de detección, etc.). No obstante, la calibración de los parámetros sedimentarios debería reflejar una mejora significativa en la simulación del destino y transporte de las sustancias contaminantes identificadas en la zona de estudio puesto que de ello depende el adecuado cálculo de la concentración particulada de dichas sustancias.

5.2.3. Campaña de toma de datos

Selección de la fecha

En primer lugar, haciendo uso de una base de datos de Grenoble, se simuló la marea para el periodo comprendido entre el 22 de abril y el 31 de mayo de 2010 a fin de identificar un día concreto cuyas características de marea fuesen representativas y adecuadas para llevar a cabo la campaña (Figura 5-5). De este modo, se identificó el día 26 de mayo como un día apropiado para llevar a cabo la toma de datos puesto que los niveles de marea observados se correspondían con condiciones medias suficientemente representativas.

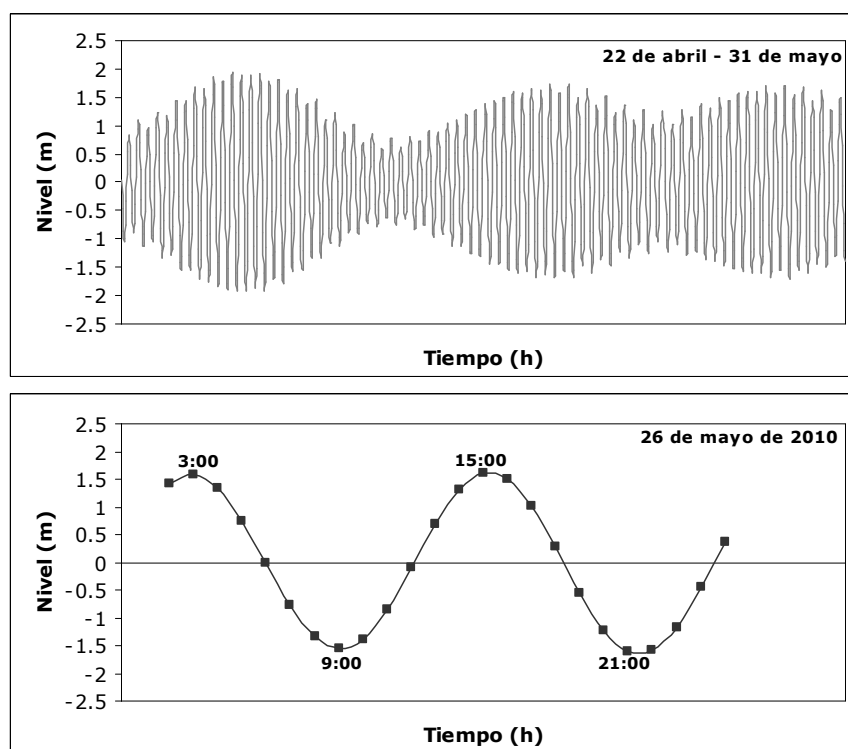


Figura 5-5. Ondas de marea generadas.

Selección de las estaciones de muestreo

Tal y como se ha comentado, en la zona de estudio se encuentran alrededor de 20 estaciones pertenecientes a la Red de Calidad dispuesta por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria y, puesto que dichos puntos permiten tener cierto conocimiento histórico de la evolución de algunos parámetros, se ha juzgado conveniente hacer coincidir los

puntos de muestreo seleccionados para esta campaña con algunos de los establecidos previamente por dicha red. De este modo, considerando los tiempos de desplazamiento y que la toma de datos debía realizarse con periodicidad horaria, se establecieron 2 puntos de muestreo (Figura 5-6): AB-SB02S y AB-SB03S. Adicionalmente, se llevó a cabo la toma de datos en las estaciones AB-SB01S y AB-SB04S, pero con una frecuencia de dos horas.

Selección de los parámetros

Con el objetivo de poder calibrar los parámetros sedimentarios del modelo desarrollado resulta imprescindible realizar mediciones simultáneas de sólidos en suspensión y de velocidad de corriente durante un ciclo completo de marea en cada uno de los puntos de muestreo seleccionados. Estas últimas, a su vez, exigen la determinación de la profundidad, la temperatura y la salinidad como parámetros de ajuste para programar adecuadamente el equipo de medición. Adicionalmente, se decidió llevar a cabo la realización de algunas otras determinaciones tales como: turbidez, oxígeno disuelto y conductividad.



Figura 5-6. Puntos de muestreo seleccionados.

Selección del equipo de medición

Para realizar las determinaciones de salinidad, temperatura, conductividad y oxígeno disuelto se utilizó el medidor multiparamétrico HQ40d de HACH acoplado un electrodo específico de conductividad (CDC40103) y otro de oxígeno disuelto (LDO10103). Con respecto a la turbidez, se utilizó un turbidímetro portátil HI 98713 de HANNA. Ambos instrumentos permitieron la determinación in situ de dichos parámetros.

Por su parte, para la determinación de las velocidades de corriente se utilizó un perfilador acústico Doppler (ADCP) de NORTEK AS. Este equipo lleva a cabo la determinación utilizando la velocidad del sonido que ajusta en función de la salinidad y la temperatura. Es capaz de grabar datos cada segundo en el sistema de coordenadas especificado por el usuario. Cuenta con un compás interno a través del cual graba simultáneamente la dirección en todo momento. La única limitación inherente a este equipo radica en la profundidad del punto de muestreo al momento de la medición puesto que requiere de un mínimo para poder arrojar resultados correctos. Tal y como puede observarse en la Figura 5-7, el medidor debe estar situado un poco por debajo del casco de la embarcación (en este caso concreto se colocó a 1.2 m por debajo de la superficie) y se debe contar con una distancia de 0.4 m de distancia de blanco en las que el equipo es incapaz de realizar mediciones. A partir de este nivel, el equipo puede fraccionar la columna de agua restante en un determinado número de capas de cierto grosor de acuerdo con las especificaciones del usuario. Durante esta campaña se fijó como criterio la utilización de 2 capas cuyo espesor se fue variando de acuerdo con el calado registrado en cada medición. Cabe mencionar que en las cercanías del fondo, la precisión del equipo se ve reducida, por tal motivo, no resulta conveniente incluir la totalidad de la columna de agua.

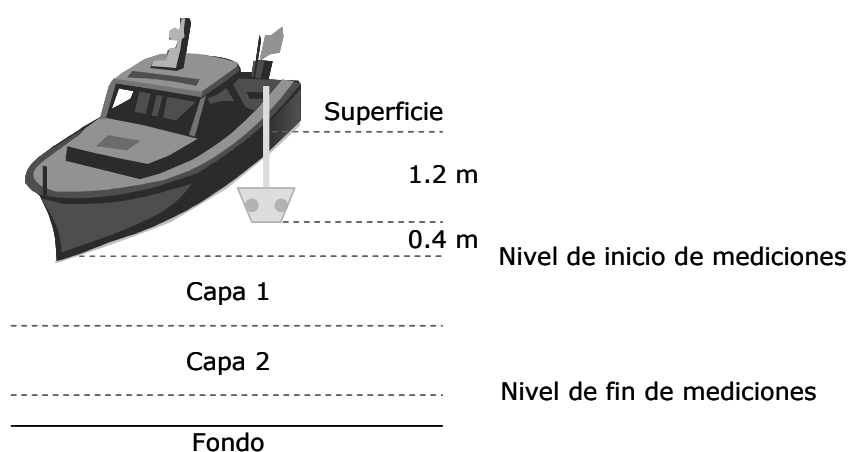


Figura 5-7. Esquema de funcionamiento del equipo medidor de velocidades.

Finalmente, comentar que no fue posible llevar a cabo la determinación de los sólidos en suspensión in situ, razón por la cual, se analizó dicho parámetro mediante ensayos gravimétricos de laboratorio.

Resultados obtenidos

Tal y como puede observarse en la Figura 5-5 la bajamar ocurrió a las 9:00, hora en la que se dio inicio a la campaña. De este modo, durante este primer recorrido fue posible observar sedimento muy fino en las orillas así como una clara demanda de oxígeno por parte del sedimento que se manifestaba como un burbujeo continuo. Durante este período, en términos generales, se registraron los niveles más bajos de salinidad, oxígeno disuelto y conductividad así como mayores niveles de turbidez. Por su parte, los sólidos en suspensión presentan valores medios durante esta fase (Tabla 5-14).

Posteriormente, entorno a las 15:00 horas, ocurrió la pleamar. En este intervalo de mediciones se observó la disminución de la turbidez y se registraron valores bajos de sólidos en suspensión. En contrapartida, se observó el incremento de otros parámetros tales como la salinidad, el nivel de oxígeno disuelto y la conductividad debido a la intrusión del agua de mar (Tabla 5-14). Aunado a esto, se observó también mayor actividad y presencia de peces durante las horas de pleamar.

	Hora	Turb. (FNU)	SS (mg/l)	pH	Temp. (°C)	Sal. (ppt)	O.D. (mg/l)	O.D. (%)	Cond. (ms)
AB-SB01S	10:05	6.42	7.67	7.45	18.30	16.18	1.99	23.30	23.00
	12:17	5.42	8.67	7.60	19.20	19.37	2.25	27.20	27.70
	14:17	1.29	2.33	8.43	16.80	36.40	8.17	104.80	46.20
	16:13	1.75	2.00	8.36	17.00	36.40	8.31	107.00	46.50
	18:26	3.56	4.67	8.27	17.70	29.10	6.64	83.50	N.D.
	20:18	6.45	12.67	7.90	17.80	22.40	4.37	52.60	30.60
AB-SB02S	9:43	4.99	8.00	7.64	18.40	8.80	3.72	41.70	13.15
	10:56	6.38	7.33	7.59	18.80	10.63	2.63	30.10	16.09
	11:56	5.94	8.33	7.47	20.00	10.41	2.35	27.50	16.40
	13:05	6.38	6.33	7.72	19.40	18.65	2.05	24.80	26.70
	13:58	4.55	7.67	7.91	18.30	23.50	3.47	42.30	32.30
	15:03	2.20	13.00	8.58	16.70	36.40	8.14	104.30	46.10
	15:54	1.76	2.00	8.26	17.40	35.60	8.14	104.70	45.90
	17:00	4.86	4.33	8.17	18.20	26.10	4.56	56.40	35.40
	17:56	7.05	20.00	7.68	18.60	16.87	3.35	39.70	24.00
	19:12	7.17	13.67	7.61	18.40	15.84	3.67	43.00	22.70
	20:02	8.20	12.00	7.67	18.40	14.63	3.77	43.90	21.01
20:38	7.33	11.67	7.78	18.10	9.77	4.18	47.10	14.38	
AB-SB03S	9:25	6.06	9.67	7.63	18.60	9.20	3.83	43.00	13.77
	10:37	5.05	9.67	7.66	18.60	6.45	4.84	53.80	10.00
	11:36	5.00	9.00	7.55	19.30	6.11	4.31	48.50	9.55
	12:45	5.00	6.00	7.40	19.60	5.80	4.26	48.30	17.00
	13:39	7.92	24.67	7.82	19.90	8.16	3.03	35.00	12.66
	14:44	6.94	8.33	7.95	19.50	11.88	0.98*	11.50*	17.76
	15:36	6.14	8.00	7.70	19.90	8.17	2.70	31.10	12.70
	16:42	5.56	11.67	8.05	19.50	7.02	3.60	40.90	10.94
	17:38	8.95	11.00	7.79	19.70	3.74	6.56	73.40	6.12
	18:57	6.14	11.33	8.01	18.60	4.41	7.47	82.40	7.00
	19:45	6.89	10.33	8.05	18.80	6.11	5.20	58.10	9.47
20:58	6.69	10.00	8.13	18.40	6.92	6.20	68.80	10.53	
AB-SB04S	9:10	4.77	9.00	7.72	18.00	7.55	5.10	56.30	11.29
	11:20	5.89	14.33	8.46	19.50	2.38	6.89	76.70	4.07
	13:27	5.32	23.33	8.05	19.70	4.58	5.30	59.50	7.39
	15:24	4.50	14.33	8.04	20.10	1.63	7.58	84.20	2.82
	17:26	8.78	13.00	7.96	19.60	3.70	7.36	82.20	6.04
	19:35	6.00	5.33	8.51	18.70	4.16	8.00	87.90	6.59

N.D. = No Determinable. * = El duplicado de la medición de OD confirmó drásticos descensos.

Tabla 5-14. Propiedades fisicoquímicas determinadas durante la campaña en los puntos de muestreo seleccionados.

Con respecto a los resultados de velocidad de corriente, el equipo utilizado graba, en un único fichero de extensión .ADP (Tabla 5-15), valores de velocidad, amplitud, desviación estándar, dirección y parámetros de configuración, entre otros. Estos ficheros .ADP deben ser descomprimidos mediante la utilización del ejecutable "GETADP.EXE". La totalidad de los ficheros .ADP grabados así como el citado ejecutable se encuentran incluidos en el DVD adjunto, no obstante, a continuación se resumen los parámetros utilizados para configurar la grabación de cada fichero y los resultados de velocidad de corriente obtenidos.

Para llevar a cabo cada medición de velocidad de corriente, el equipo registra la información en las tres direcciones (Este, Norte y vertical) cada paso de tiempo (aproximadamente cada 2 segundos). Por tal motivo, la descompresión de cada fichero .ADP proporciona tres ficheros de velocidad de extensiones .v1, .v2 y .v3 que se corresponden con las velocidades de corriente registradas para cada paso de tiempo en las direcciones Este, Norte y vertical, respectivamente. Atendiendo a esto, se calculó la resultante promedio de las componentes de velocidad en el plano horizontal (Este - Norte) obteniendo así la magnitud de la velocidad de corriente para cada medición.

Cabe mencionar que este tipo de equipos son ampliamente utilizados para medir la velocidad del flujo tanto en experimentos hidráulicos como en observaciones de campo debido a que resultan muy prácticos en su utilización y manejo. No obstante, los datos que registran contienen picos denominados ruido debido a problemas de distorsión de la señal Doppler, al efecto de las burbujas de aire, etc. Por tal motivo, a fin de minimizar dichos efectos, es preciso limpiar o filtrar la señal registrada.

El proceso de eliminación del ruido para los datos registrados durante la campaña de campo se llevó a cabo siguiendo el método del valor umbral fase-espacio (Goring y Nikora, 2002; Mori et al., 2007) cuyo procedimiento puede sintetizarse en los siguientes pasos (ver Figura 5-8):

1. Calcular la primera y segunda derivadas de la velocidad de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$\Delta u_i = \frac{(u_{i+1} - u_{i-1})}{2} \quad (5-1)$$

$$\Delta^2 u_i = \frac{(\Delta u_{i+1} - \Delta u_{i-1})}{2} \quad (5-2)$$

2. Calcular la desviación estándar de las tres variables σ_u , $\sigma_{\Delta u}$ y $\sigma_{\Delta^2 u}$
3. Calcular el valor umbral de acuerdo con la ecuación 5-3, siendo N el número de datos registrados

$$\lambda = \sqrt{2 \ln N} \quad (5-3)$$

- Calcular el ángulo de rotación del eje principal $\Delta^2 u$ vs u utilizando la correlación descrita por la ecuación 5-4

$$\theta = \tan^{-1} \left(\frac{\sum u_i \Delta^2 u_i}{\sum u_i^2} \right) \quad (5-4)$$

- Calcular los ejes del elipsoide como:

Δu vs $u \rightarrow$ Eje mayor = $\lambda \sigma_u$. Eje Menor = $\lambda \sigma_{\Delta u}$.

$\Delta^2 u$ vs $\Delta u \rightarrow$ Eje mayor = $\lambda \sigma_{\Delta u}$. Eje Menor = $\lambda \sigma_{\Delta^2 u}$.

$\Delta^2 u$ vs $u \rightarrow$ Eje mayor = a . Eje Menor = b .

Donde: $(\lambda \sigma_u)^2 = a^2 \cos^2 \theta + b^2 \sin^2 \theta$ y $(\lambda \sigma_{\Delta^2 u})^2 = a^2 \sin^2 \theta + b^2 \cos^2 \theta$

- Generar un elipsoide inclinado considerando el ángulo y los ejes previamente calculados
- Identificar los puntos que caen fuera del elipsoide y reemplazarlos
- El reemplazo puede efectuarse de diversas formas resultando muy eficaces la extrapolación de uno o dos datos precedentes
- Continuar con el procedimiento previamente descrito hasta que no sea necesario llevar a cabo más reemplazos

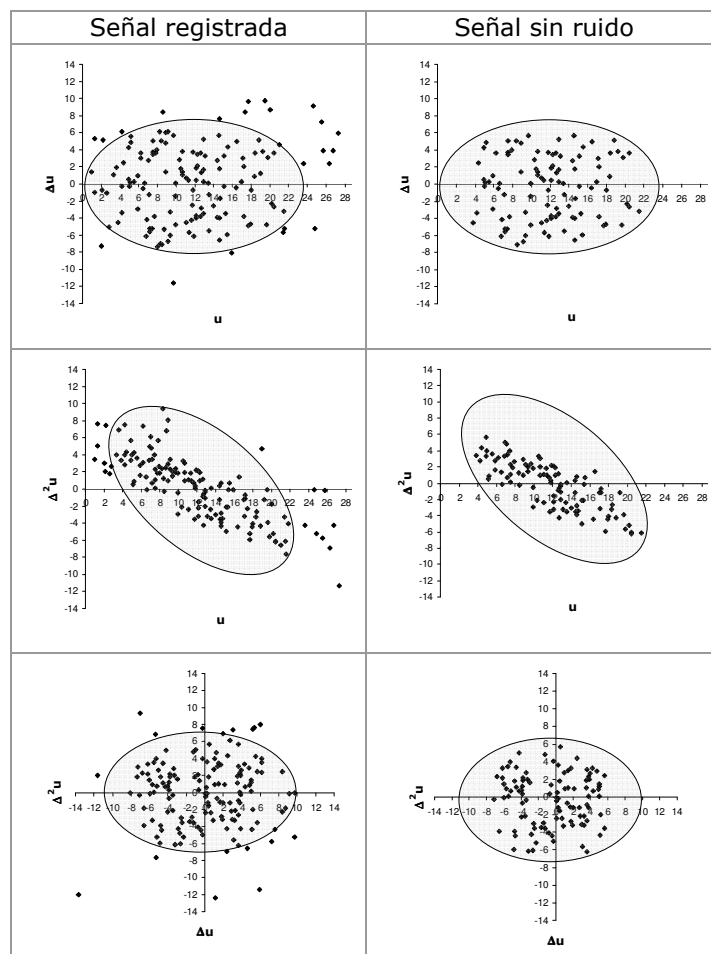


Figura 5-8. Ejemplo de aplicación del método de eliminación del ruido de la señal Doppler a la medición llevada a cabo en el punto AB-SB02S a las 9:43 horas.

De este modo, se filtró la señal registrada obteniendo los valores de velocidad de corriente recogidos en la Tabla 5-15.

	Hora	Fichero .ADP	Temp. (°c)	Sal. (ppt)	Prof. (m)	No. capas	Grosor (m)	Vel. (cm/s)	Dir. (Nte=0)
AB-SB01S	10:05	SB01_9	18.30	16.18	4.00	2	1.60	8.90	198.90
	12:17	SB01_11	19.20	19.37	4.00	2	1.60	28.90	275.80
	14:17	SB01_13	16.80	36.40	7.80	2	3.50	43.05	294.40
	16:13	SB01_15	17.00	36.40	7.80	2	3.50	8.65	239.70
	18:26	SB01_17	17.70	29.10	3.40	2	1.30	13.28	234.30
20:18	SB01_19	17.80	22.40	3.20	2	1.30	13.86	282.60	
AB-SB02S	9:43	SB02_9	18.40	8.80	1.90	2	0.55	11.86	183.80
	10:56	SB02_10	18.80	10.63	2.00	2	0.60	10.23	187.70
	11:56	SB02_11	20.00	10.41	2.40	2	0.80	12.61	243.80
	13:05	SB02_12	19.40	18.65	3.30	2	1.25	23.66	285.40
	13:58	SB02_13	18.30	23.50	4.10	2	1.65	25.63	276.60
	15:03	SB02_14	16.70	36.40	4.50	2	1.85	38.71	304.60
	15:54	SB02_15	17.40	35.60	5.00	2	2.10	22.95	294.20
	17:00	SB02_16	18.20	26.10	4.90	2	2.05	11.38	134.90
	17:56	SB02_17	18.60	16.87	4.60	2	1.90	14.2	145.10
	19:12	SB02_18	18.40	15.84	3.70	2	1.45	11.74	174.70
20:02	SB02_19	18.40	14.63	3.00	2	1.10	13.32	160.40	
20:38	SB02_20	18.10	9.77	2.60	2	0.90	14.05	135.50	
AB-SB03S	9:25	SB03_9	18.60	9.20	2.10	2	0.80	7.17	139.20
	10:37	SB03_10	18.60	6.45	1.60	2	0.40	14.44	185.10
	11:36	SB03_11	19.30	6.11	1.70	2	0.45	14.9	172.40
	12:45	SB03_12	19.60	5.80	2.80	2	1.00	17.48	80.70
	13:39	SB03_13	19.90	8.16	2.10	2	0.65	9.24	170.40
	14:44	SB03_14	19.50	11.88	4.50	2	1.85	10.56	114.80
	15:36	SB03_15	19.90	8.17	3.70	2	1.45	18.69	83.20
	16:42	SB03_16	19.50	7.02	4.60	2	1.90	18.49	82.08
	17:38	SB03_17	19.70	3.74	4.20	2	1.51	9.79	140.00
	18:57	SB03_18	18.60	4.41	4.10	2	1.65	8.91	170.10
19:45	SB03_19	18.80	6.11	2.60	2	0.90	15.35	240.30	
20:58	SB03_20	18.40	6.92	2.30	2	0.70	13.65	201.70	
AB-SB04S	9:10	SB04_9	18.00	7.55	2.70	2	1.00	-	-
	11:20	SB04_11	19.50	2.38	2.60	2	0.90	10.24	147.50
	13:27	SB04_13	19.70	4.58	3.60	2	1.40	11.43	152.90
	15:24	SB04_15	20.10	1.63	4.50	2	1.85	9.34	136.00
	17:26	SB04_17	19.60	3.70	5.00	2	2.10	11.06	121.10
19:35	SB04_19	18.70	4.16	3.10	2	1.15	6.46	187.80	

Tabla 5-15. Parámetros utilizados para configurar la grabación y resultados de velocidad y dirección de corriente en los puntos de muestreo seleccionados.

5.2.4. Determinación de propiedades físicas

Para llevar a cabo la determinación experimental de algunas de las propiedades físicas de los componentes del medio involucrados en el modelo desarrollado, se utilizaron también muestras obtenidas de los 4 puntos previamente mencionados: AB-SB01S, AB-SB02S, AB-SB03S y AB-SB04S (Figura 5-6). Con fecha de 16 de febrero de 2010, se realizó el muestreo de agua y sedimentos en dichos puntos a las 17:00, 17:10, 17:33 y 17:44 horas, respectivamente. Asimismo, en la misma fecha a las 15:50 horas, se llevó a cabo el muestreo de agua en el punto de vertido de Sniace (estación AS-B09, Figura 5-3).

Las **muestras de agua** correspondientes a los puntos AB-SB01S, AB-SB02S, AB-SB03S y AB-SB04S no presentaban sólidos en suspensión visibles, ni turbidez aparente. Por su parte, la muestra correspondiente al vertido de Sniace, a pesar de presentar cierta coloración amarillada y espuma en la superficie, tampoco presentaba sólidos en suspensión visibles (Figura 5-9). Por tal motivo, se procedió a filtrar parte de estas muestras (medio litro) con el objetivo de retener en el filtro las partículas sólidas a fin de poder observarlas y, en su caso, dimensionarlas. Para ello, se utilizó un filtro de 1.2 micras de diámetro (WHATMAN GF/C 47 mm Cat No 1822-047) garantizando con ello la retención de todas las partículas de diámetro igual o superior.



Figura 5-9. Apariencia del agua de uno de los puntos de muestreo (izq.) y de uno de los vertidos localizados en la zona de estudio (dcha.).

Las partículas retenidas en los filtros fueron observadas con una lupa MOTIC SMZ-168 a la cual se acopló un micrómetro graduado lineal W10X/23 de 14 mm con particiones de 0.1 mm equivalentes a 100 micras cuando se utiliza un aumento 1.0. De este modo, se advirtió que para las muestras AB-SB01S, AB-SB02S y AB-SB03S las partículas retenidas en los filtros presentan una gran variedad de formas y tamaños. Asimismo, se observó que en las partículas de mayor tamaño imperan las formas alargadas y que su dimensión predominante oscila entre 100 y 300 micras. Por su parte, las partículas retenidas en el filtro correspondiente a la muestra AB-SB04S se corresponden con partículas mucho más finas, mayoritariamente redondeadas, cuya dimensión media se encuentra en torno a las 100 micras (Figura 5-10).

Finalmente, las partículas obtenidas de la filtración de una muestra del vertido de Sniace son extremadamente finas, mayoritariamente redondeadas, que lucen como finos puntos incluso bajo un aumento de 10 veces (Figura 5-11).

Cabe comentar que estas observaciones no permitieron establecer el tamaño medio de partícula puesto que únicamente las de mayor tamaño, que en todos los casos representan una absoluta minoría, pudieron ser dimensionadas. Asimismo, en estas partículas de mayor tamaño pudieron comprobarse formas geométricas que difieren ostensiblemente de la forma esférica que teóricamente suele asignárseles (Tabla 5-16), sin embargo, no es posible garantizar que en las partículas de menor tamaño se reproduzcan las formas observadas.

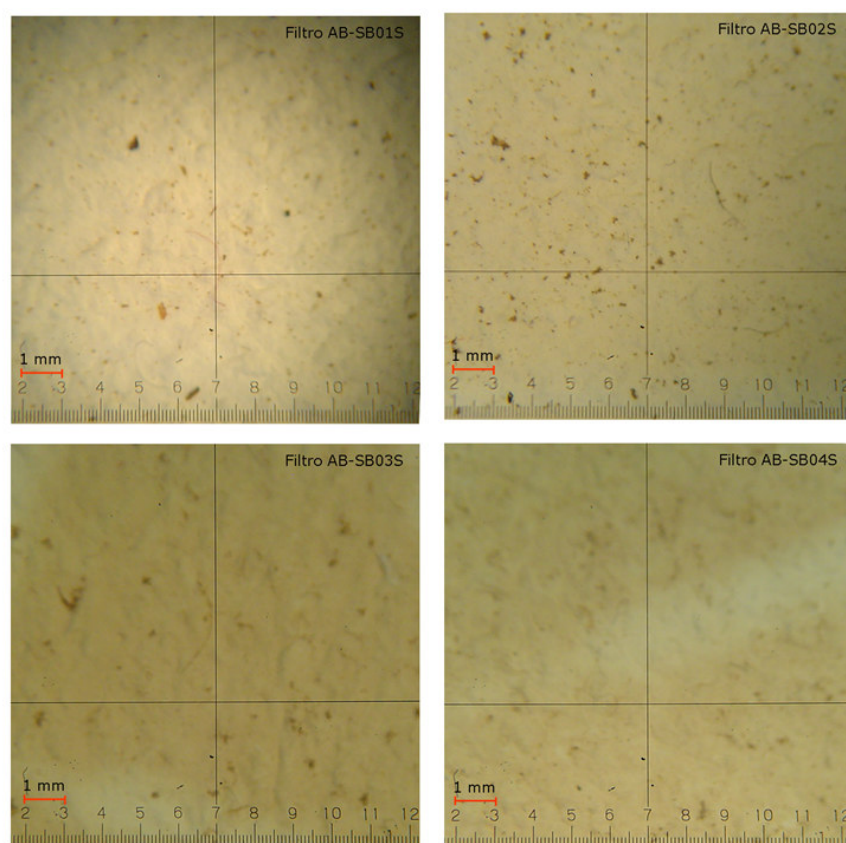


Figura 5-10. Aspecto de las partículas retenidas en los filtros de los puntos de muestreo bajo una lupa de 10 aumentos.

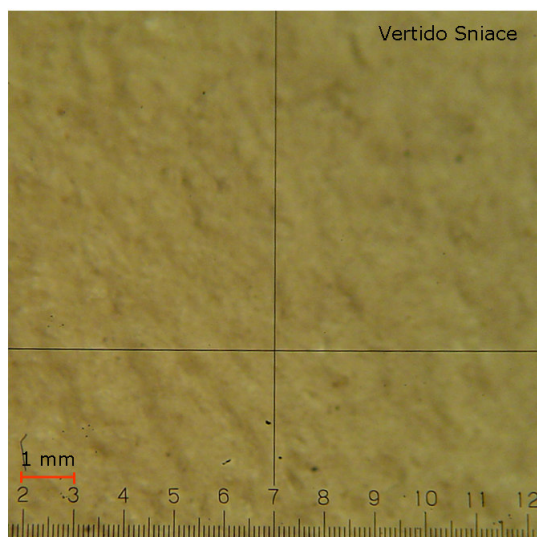


Figura 5-11. Aspecto de las partículas retenidas en el filtro del vertido de Sniace bajo una lupa de 10 aumentos.

Muestra	Largo (μm)	Ancho (μm)	Forma
AB-SB01S	500	100	Alargada
AB-SB01S	500	200	Alargada
AB-SB01S	500	250	Irregular
AB-SB01S	200	200	Redondeada
AB-SB01S	200	150	Rectangular
AB-SB01S	300	200	Irregular
AB-SB02S	300	200	Alargado
AB-SB02S	350	200	Alargado
AB-SB02S	350	100	Alargado
AB-SB02S	350	150	Alargado
AB-SB02S	300	200	Redondeado
AB-SB03S	700	500	Irregular
AB-SB03S	900	200	Alargada
AB-SB03S	400	100	Alargada
AB-SB03S	500	300	Irregular
AB-SB03S	500	400	Forma de Y
AB-SB04S	200	200	Redondeada
AB-SB04S	400	300	Irregular
AB-SB04S	200	200	Redondeada
AB-SB04S	100	100	Redondeada
Vertido	150	150	Redonda
Vertido	200	200	Redondeada
Vertido	250	200	Rectangular
Vertido	100	100	Redonda

Tabla 5-16. Dimensión y forma de las partículas de mayor tamaño retenidas en los filtros.

Por su parte, con respecto a las **muestras de sedimento**, fue posible llevar a cabo la determinación de las densidades, tanto en seco como en húmedo, además de la obtención de la densidad global del lecho, implicada en el cálculo de la pérdida definitiva de los contaminantes en capas más profundas del sedimento.

A simple vista, es posible apreciar que las muestras AB-SB01S y AB-SB02S se componen de un sedimento más fino y compacto, mientras que las muestras AB-SB03S y AB-SB04S se corresponden con un sedimento más

grueso que, incluso, contiene pequeños trocitos de ramas y piedras (Figuras 5-12 y 5-13).

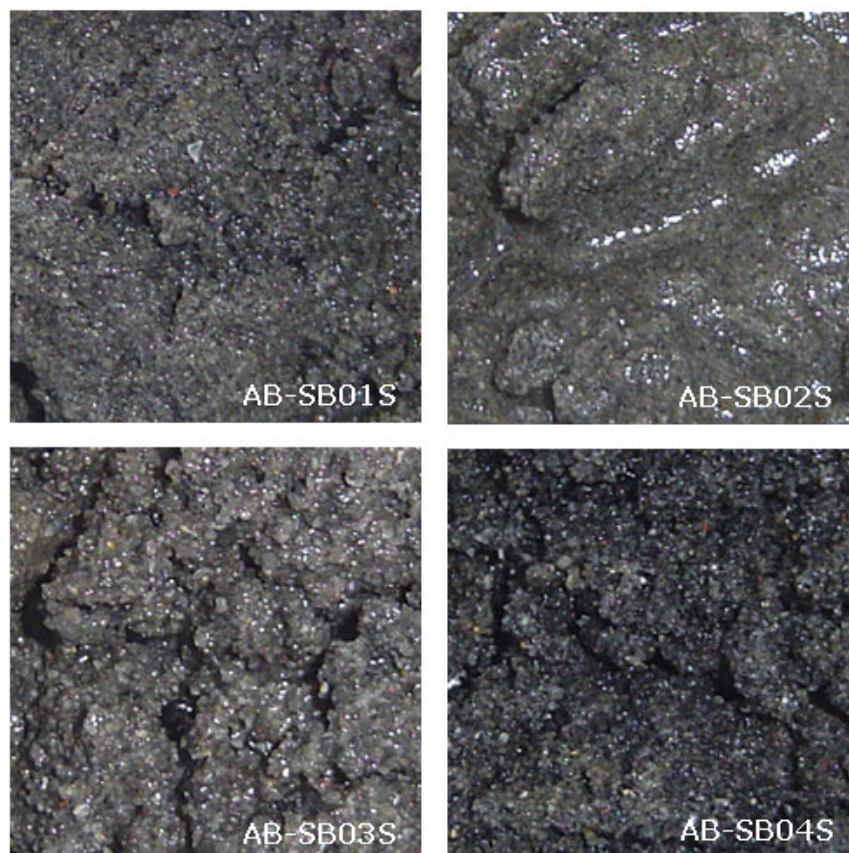


Figura 5-12. Apariencia del sedimento húmedo de cuatro puntos de muestreo localizados en la zona de estudio.

La determinación de la densidad de sedimento húmedo se realizó mediante la medición del volumen ocupado por 150 gramos de material, obteniendo, como era de esperarse, una mayor densidad para las dos primeras muestras (Tabla 5-17). El valor medio calculado para la densidad de sedimento húmedo es de 1743.39 kg/m^3 . Cabe mencionar que de acuerdo con la US Army Corps of Engineers (2002), la densidad del sedimento húmedo de un lecho de este tipo (arena uniforme floja) es de 1890 kg/m^3 .

Muestra	Masa húmeda (g)	Volumen húmedo (ml)	$\rho_{\text{sed_hum}}$ (kg/m^3)
AB-SB01S	150	82	1829.27
AB-SB02S	150	82	1829.27
AB-SB03S	150	91	1648.35
AB-SB04S	150	90	1666.67
Promedio	150	86.25	1743.39

Tabla 5-17. Determinación de la densidad de sedimento húmedo.

Posteriormente, se introdujeron 150 gramos de cada una de las muestras en una estufa que se mantuvo a 110°C durante 48 horas para garantizar el correcto secado del material. Una vez seco, la determinación de la densidad se llevó a cabo mediante la medición de masas y volúmenes tal y como se detalla en la Tabla 5-18. De este modo, se obtuvo que la densidad promedio del sedimento seco es de 1275.20 kg/m³. Cabe mencionar que de acuerdo con la US Army Corps of Engineers (2002), la densidad del sedimento seco de un lecho de este tipo es de 1430 kg/m³.

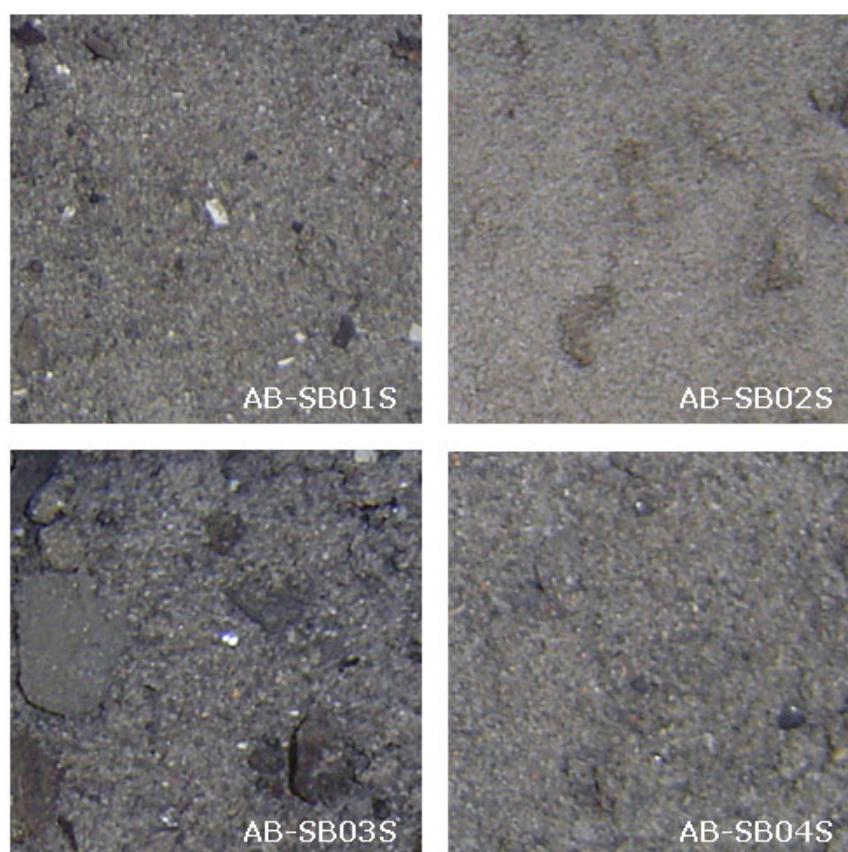


Figura 5-13. Apariencia del sedimento seco de cuatro puntos de muestreo localizados en la zona de estudio.

Muestra	Masa seca (g)	Volumen seco (ml)	$\rho_{\text{sed_seco}}$ (kg/m ³)
AB-SB01S	117	88	1329.55
AB-SB02S	114	88	1295.45
AB-SB03S	115	92	1250.00
AB-SB04S	114	93	1225.81
Promedio	115	90.25	1275.20

Tabla 5-18. Determinación de la densidad de sedimento seco.

Finalmente, combinando la información anterior, fue posible llevar a cabo la determinación de la densidad global del lecho definida como el cociente entre la masa de sedimento seco entre el volumen de sedimento húmedo. De este modo, el valor medio calculado para este parámetro resultó ser igual a 1336.87 kg/m³(Tabla 5-19).

Muestra	Masa seca (g)	Volumen húmedo (ml)	ρ_{global} (kg/m ³)
AB-SB01S	117	82	1426.83
AB-SB02S	114	82	1390.24
AB-SB03S	115	91	1263.74
AB-SB04S	114	90	1266.67
Promedio	115	86.25	1336.87

Tabla 5-19. Determinación de la densidad global del lecho.

Por otro lado, al igual que se hizo con las partículas presentes en las muestras de agua que fueron retenidas en los filtros, se observaron bajo la lupa las partículas de sedimento seco advirtiéndose que predominan, en todo caso, las formas geométricas entre rectangulares y redondeadas. Se aprecian, en general, formas con vértices que distan mucho de la esfericidad. Además de la diversidad de formas, se observa una gran variedad de tamaños de grano así como coloraciones distintas que abarcan desde el negro hasta la ausencia de color (abundante presencia de partículas transparentes semejantes a pequeños cristales), pasando por distintos tonos de gris y marrón (Figura 5-14).

Tal y como se ha mencionado, con respecto al tamaño de grano se observó una gran variedad, por tal motivo, se dimensionaron las partículas de mayor entidad a fin de establecer una cota superior para este parámetro (Tabla 5-20). No obstante, en términos de la dimensión media, se detectó que en la muestra AB-SB01S dicho parámetro oscila entre 200 y 300 micras. Asimismo, se advirtió que las partículas más finas se corresponden con la muestra AB-SB02S cuyo tamaño medio de partícula oscila entre 100 y 300 micras, mientras que para las muestras de sedimento más grueso (AB-SB03S y AB-SB04S) se observó un tamaño medio de partícula entre 300 y 400 micras.

A la luz de estos resultados experimentales ha quedado evidenciada la no esfericidad tanto de las partículas retenidas en los filtros procedentes de la columna de agua, como en las muestras de sedimento seco analizadas. Cabe resaltar que no se cuenta con elementos de análisis suficientes para extrapolar estas observaciones a las partículas de menor tamaño.

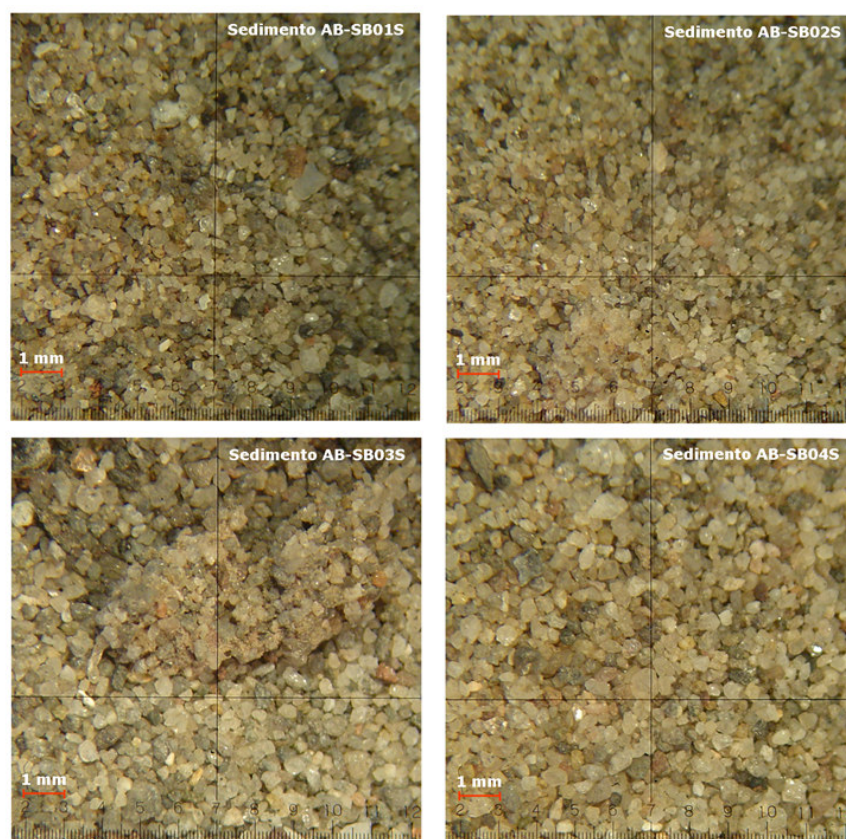


Figura 5-14. Aspecto de las partículas de las muestras de sedimento seco bajo una lupa de 10 aumentos.

Muestra	Largo (μm)	Ancho (μm)	Forma
AB-SB01S	1000	700	Irregular
AB-SB01S	800	700	Redondeada
AB-SB02S	500	300	Irregular
AB-SB02S	500	300	Alargada
AB-SB03S	800	700	Rectangular
AB-SB03S	700	600	Irregular
AB-SB04S	1000	800	Redondeada
AB-SB04S	700	300	Alargada
AB-SB04S	600	500	Irregular

Tabla 5-20. Dimensión y forma de las partículas de mayor tamaño de las muestras de sedimento seco.

5.2.5. Coeficiente de dispersión

Cuando se utilizan velocidades promediadas en vertical, los coeficientes de difusión horizontal deben tener en cuenta el llamado "shear effect". Este efecto se debe a la no uniformidad de la distribución de la velocidad en

vertical. Esto origina que en las zonas de mayor velocidad la sustancia diluida en el fluido se mueva más rápidamente, de tal forma que, se realiza una importante dispersión de la sustancia que no se tiene en cuenta al utilizar el promedio.

Los coeficientes con los que se tiene en cuenta el "shear effect" se denominan normalmente coeficientes de dispersión y suelen ser mucho mayores que los de difusión turbulenta horizontal. Entre las fórmulas que se emplean para calcular dicho coeficiente, la más conocida es la fórmula de Elder:

$$D_l = 5.9 \cdot U^* \cdot h \quad (5-5)$$

$$U^* = \sqrt{g \cdot h \cdot S} \quad (5-6)$$

donde:

D_l : coeficiente de dispersión en la dirección del flujo; h : profundidad; U^* : velocidad de fricción; S : pendiente de superficie libre; g : gravedad.

Sin embargo, la experiencia señala que los coeficientes de dispersión obtenidos en la calibración de modelos matemáticos son, en muchas ocasiones, mayores que los calculados con la fórmula de Elder u otras semejantes. Este fenómeno se puede explicar por el hecho de que la discretización necesaria para resolver numéricamente estos modelos, implica, en sí misma, un promedio tanto espacial como temporal. Debido a ello, la ecuación 5-7 pretende calcular los coeficientes de dispersión en función de dicha discretización.

$$D_l = K \cdot \Delta l \cdot u \quad (5-7)$$

donde:

D_l : coeficiente de dispersión en la dirección del flujo; Δl : tamaño de la celda en la dirección del flujo; u : velocidad del flujo. Siendo K un coeficiente de discretización que oscila entre 0.03 y 0.15.

Para el caso concreto de la Ría de Suances, se ha estimado un coeficiente de dispersión de 2 m²/s (GESHA, 2007) y 0.5 m²/s (Bárcena, 2009) considerando celdas de 50 y 5 m de longitud, respectivamente.

5.2.6. Calibración de los parámetros sedimentarios

Tal y como se ha comentado en el capítulo 2, de acuerdo con Vidal et al. (2005), cuando las variaciones temporales de la concentración de sólidos en suspensión son mayores que los procesos advectivos, es posible llevar a cabo la determinación experimental de los parámetros sedimentarios involucrados en los procesos de deposición y erosión mediante la medición simultánea de las velocidades de las corrientes y de las concentraciones de sólidos en suspensión en el agua de mar.

Así pues, iniciando a las 9:00 horas del día 26 de mayo de 2010 se llevó a cabo, con periodicidad horaria, la toma de muestras de agua en las estaciones AB-SB01S, AB-SB02S, AB-SB03S y AB-SB04S durante un ciclo de marea (12 horas) para la posterior determinación de sólidos en suspensión en el laboratorio utilizando técnicas gravimétricas. Asimismo, de manera simultánea a la toma de estas muestras se midió la velocidad de la corriente en dichos puntos utilizando un ADP de NORTEK AS. Cabe subrayar que en la síntesis de resultados obtenidos durante la citada campaña que se presenta en la Tabla 5-21, los datos de velocidad de corriente se corresponden con los datos de la señal ya filtrada.

Tal y como se observa en las Figuras 5-15 y 5-16, la información de velocidad de corriente obtenida durante la campaña de campo y la generada por el modelo hidrodinámico utilizado presentan un ajuste razonable. Puesto que se cuenta con la calibración hidrodinámica del modelo empleado para estimar la velocidad de corriente (Bárcena et al., enviado), esta comparación ha permitido confirmar la viabilidad de su uso para llevar a cabo la evaluación de esta variable que, a su vez, alimentará al modelo de transporte generado.

Cabe mencionar que para la ejecución de los cálculos hidrodinámicos se ha utilizado una malla de 85 x 230 celdas de 50 metros de lado, que cubre toda la superficie de la Ría de San Martín. Los parámetros empleados durante dicha ejecución se corresponden con las condiciones obtenidas como fruto del proceso de calibración extraído de trabajos precedentes (CHN y GESHA, 1999).

En concreto, tales condiciones quedan definidas como: un coeficiente de fricción de Manning igual a 40 y una viscosidad de remolino de 5. Los contornos, tanto el de la izquierda, como el de la derecha, se consideran como cerrados. Por su parte, por el contorno superior se ha introducido una marea generada utilizando la base de datos de Grenoble para un período de 15 días comprendido entre el 14 y el 28 de mayo de 2010 a fin de poder contrastar los resultados obtenidos de la posterior simulación de transporte con las mediciones de la campaña de campo realizada el 26 de mayo de

2010. Finalmente, por el contorno inferior se ha introducido el caudal observado de la confluencia de los ríos Saja y Besaya a través de dos celdas de 50 m lineales considerando la fluctuación diaria registrada durante el citado periodo en la estación de aforo del río Besaya. El paso de tiempo utilizado se ha fijado en 10 s.

	Evolución horaria	Hora	Velocidad de corriente (cm/s)	Sólidos en suspensión (mg/l)	Profundidad (m)
AB-SB01S	Hora 1	10:05	8.90	7.67	4.0
	Hora 3	12:17	28.90	8.67	4.0
	Hora 5	14:17	43.05	2.33	7.8
	Hora 7	16:13	8.65	2.00	7.8
	Hora 9	18:26	13.28	4.67	3.4
	Hora 11	20:18	13.86	12.67	3.2
AB-SB02S	Hora 1	9:43	11.86	8.00	1.9
	Hora 2	10:56	10.23	7.33	2.0
	Hora 3	11:56	12.61	8.33	2.4
	Hora 4	13:05	23.66	6.33	3.3
	Hora 5	13:58	25.63	7.67	4.1
	Hora 6	15:03	38.71	13.00	4.5
	Hora 7	15:54	22.95	2.00	5.0
	Hora 8	17:00	11.38	4.33	4.9
	Hora 9	17:56	14.20	20.00	4.6
	Hora 10	19:12	11.74	13.67	3.7
	Hora 11	20:02	13.32	12.00	3.0
	Hora 12	20:38	14.05	11.67	2.6
AB-SB03S	Hora 1	9:25	7.17	9.67	2.1
	Hora 2	10:37	14.44	9.67	1.6
	Hora 3	11:36	14.90	9.00	1.7
	Hora 4	12:45	17.48	6.00	2.8
	Hora 5	13:39	9.24	24.67	2.1
	Hora 6	14:44	10.56	8.33	4.5
	Hora 7	15:36	18.69	8.00	3.7
	Hora 8	16:42	18.49	11.67	4.6
	Hora 9	17:38	9.79	11.00	4.2
	Hora 10	18:57	8.91	11.33	4.1
	Hora 11	19:45	15.35	10.33	2.6
	Hora 12	20:58	13.65	10.00	2.3
AB-SB04S	Hora 1	9:10	-	9.00	2.7
	Hora 3	11:20	10.24	14.33	2.6
	Hora 5	13:27	11.43	23.33	3.6
	Hora 7	15:24	9.34	14.33	4.5
	Hora 9	17:26	11.06	13.00	5.0
	Hora 11	19:35	6.46	5.33	3.1

Tabla 5-21. Datos de velocidad de corriente y sólidos en suspensión en la zona de muestreo.

De este modo, representando la información contenida en la tabla anterior como la variación de la concentración de sólidos en suspensión con respecto al tiempo multiplicada por la profundidad del punto de control ($H^*(\partial C/\partial t)$) vs el cuadrado de la velocidad de corriente multiplicada por el coeficiente de arrastre (u^{2*}), se obtiene un gráfico característico para cada punto de control sobre el cual se pueden ajustar las líneas cuyas pendientes determinan los parámetros sedimentarios (Figuras 5-17 a 5-20).

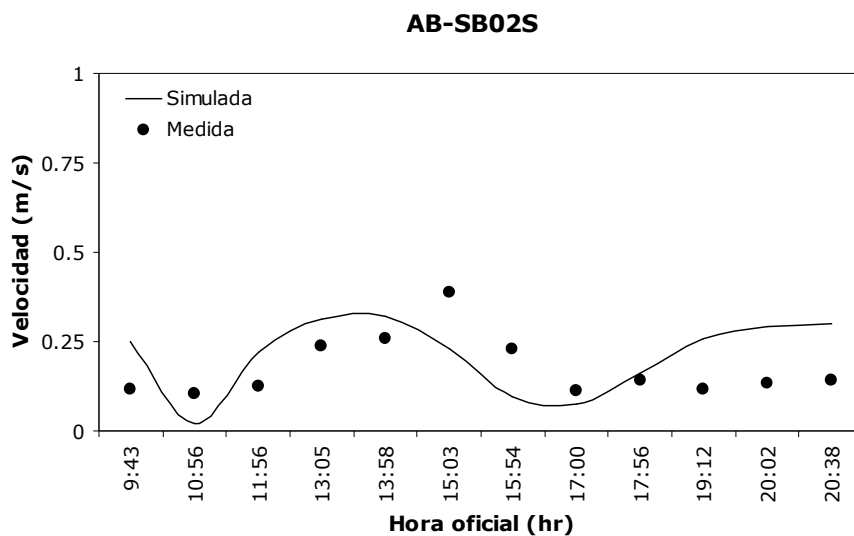


Figura 5-15. Comparación de los valores de velocidad de corriente medidos y simulados en el punto de control AB-SB02S.

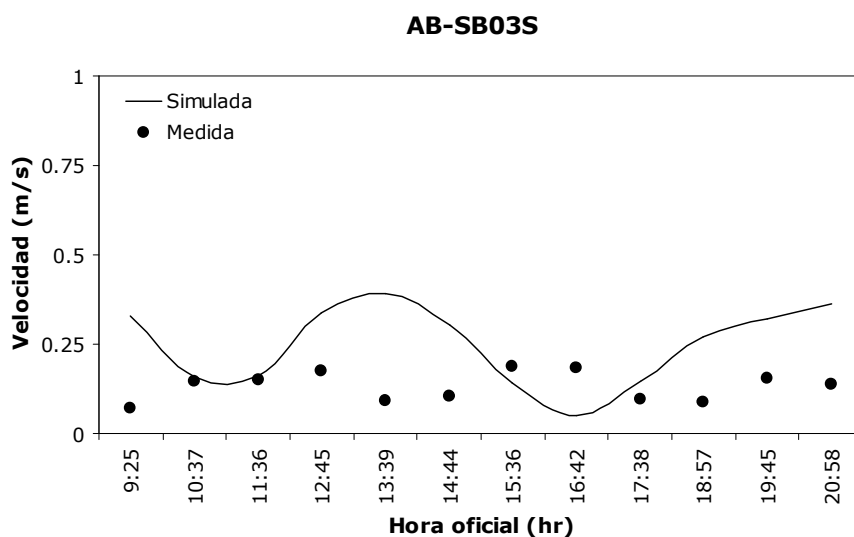


Figura 5-16. Comparación de los valores de velocidad de corriente medidos y simulados en el punto de control AB-SB03S.

Cabe comentar que en los puntos de muestreo AB-SB01S y AB-SB04S únicamente fue posible realizar mediciones cada dos horas debido al tiempo requerido para acceder a estos puntos como consecuencia de su localización en los extremos del tramo de la ría seleccionado para llevar a cabo la campaña. Si bien esta información resulta de gran valor a efectos de validación, no permite llevar a cabo tal ajuste y, por tanto, no resulta de utilidad en términos de la calibración de los parámetros sedimentarios (Figuras 5-17 y 5-18).

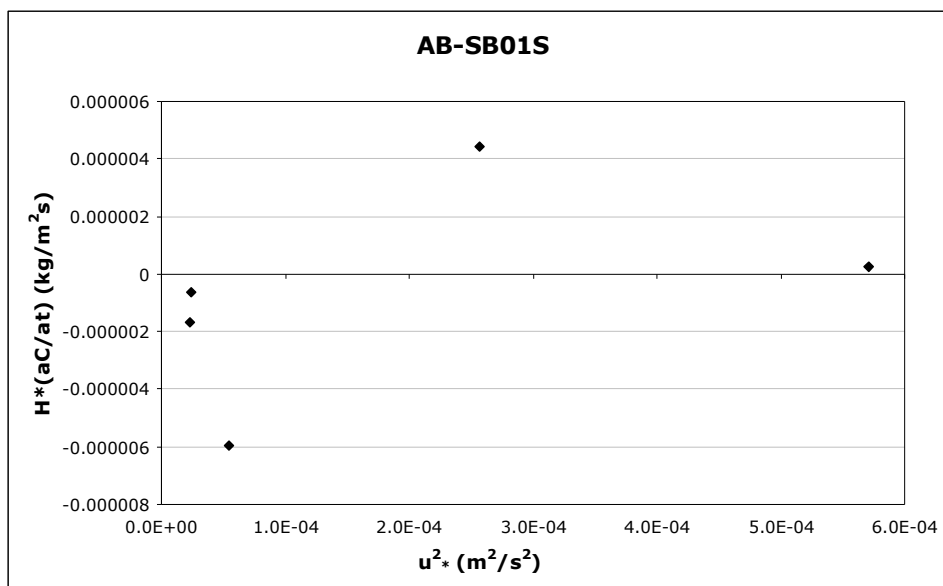


Figura 5-17. Representación gráfica de la información obtenida en el punto de control AB-SB01S.

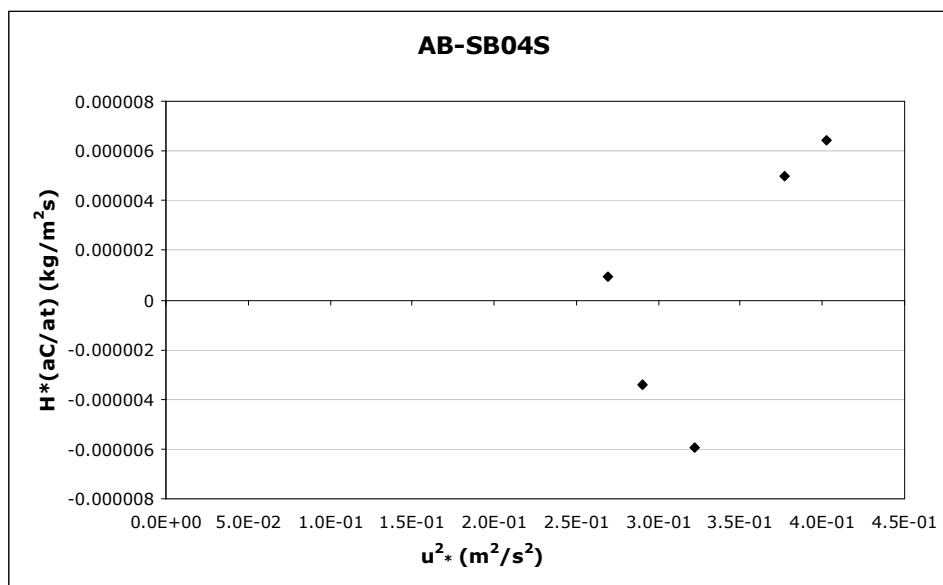


Figura 5-18. Representación gráfica de la información obtenida en el punto de control AB-SB04S.

Por su parte, con respecto a los puntos de muestreo intermedios (AB-SB02S y AB-SB03S), la determinación horaria de las variables previamente mencionadas permitió el establecimiento de las líneas de ajuste que, según el método planteado por Vidal et al. (2005), hace posible la evaluación de los parámetros sedimentarios correspondientes (Figuras 5-19 y 5-20).

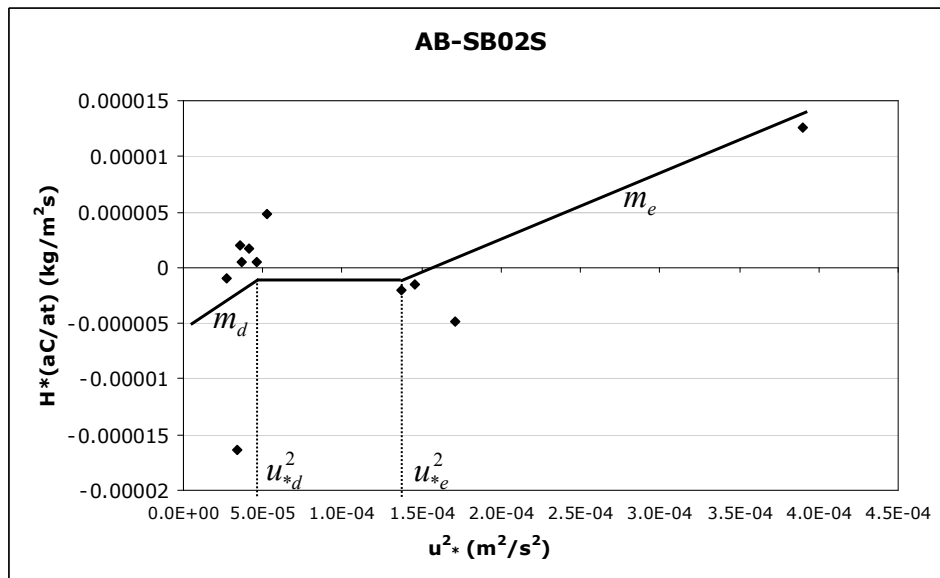


Figura 5-19. Representación gráfica de la información obtenida en el punto de control AB-SB02S.

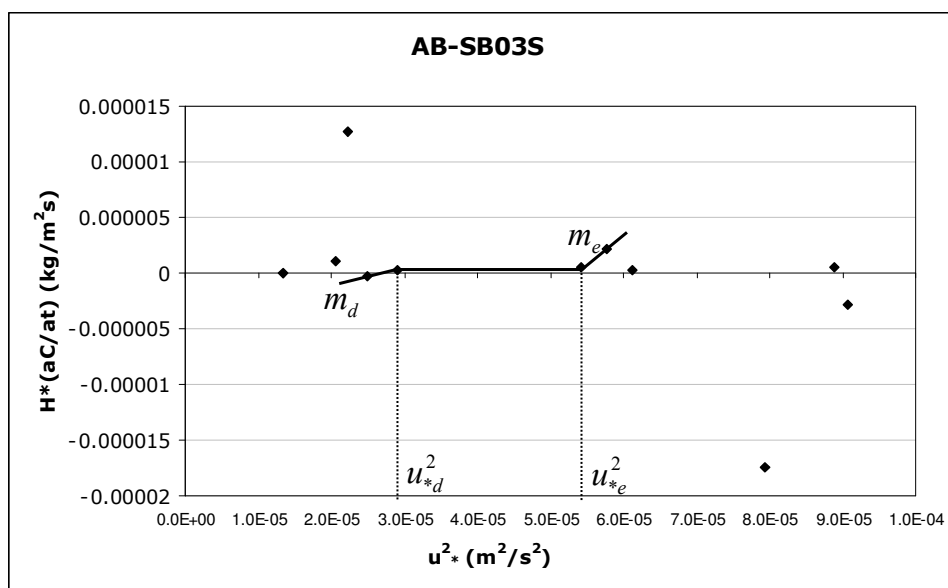


Figura 5-20. Representación gráfica de la información obtenida en el punto de control AB-SB03S.

Tal y como puede observarse, a partir de las Figuras 5-19 y 5-20 se determinan las velocidades críticas de sedimentación (u_{*d}^2) y erosión (u_{*e}^2). Asimismo, es posible establecer la velocidad de sedimentación media de la zona considerando una concentración media de sólidos en suspensión (C) de acuerdo con la siguiente relación:

$$m_d = \frac{w_s C}{u_{*d}^2} .$$

Comentar, finalmente, que el producto de la densidad del agua por las velocidades críticas de sedimentación y erosión previamente identificadas permite evaluar las respectivas tensiones. La totalidad de los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 5-22.

Punto de muestreo	$u_*^2_d$ (m^2/s^2)	w_s (m/s)	τ_d (kg/ms^2)	$u_*^2_e$ (m^2/s^2)	τ_e (kg/ms^2)
AB_SB02S	4.61 E-05	3.9 E-04	4.67 E-02	1.37 E-04	13.87 E-02
AB_SB03S	2.90 E-05	3.5 E-04	2.93 E-02	5.42 E-05	5.49 E-02
Promedio	3.76 E-05	3.7 E-04	3.80 E-02	9.56 E-05	9.68 E-02

Tabla 5-22. Parámetros sedimentarios correspondientes a la Ría de Suances.

El orden de magnitud de estos datos hace sospechar que los sólidos en suspensión analizados se corresponden con sedimento de tipo cohesivo. Al respecto, cabe recordar que la toma de muestras de agua para analizar el contenido de sólidos en suspensión se realizó a nivel superficial donde se asume existe un mayor contenido de este tipo de sedimento ya que al ser mucho más fino, su sedimentación se dificulta y permanece mucho más tiempo suspendido. De hecho, algunos autores consideran que únicamente el sedimento cohesivo puede permanecer como un material en suspensión puesto que el sedimento no cohesivo sedimenta muy rápidamente y, por tanto, presenta un movimiento horizontal despreciable (Periáñez et al., 1996).

Por su parte, con respecto a la relación que guardan entre sí los valores de tensión de erosión y sedimentación obtenidos, cabe subrayar que la tensión de sedimentación del sedimento cohesivo es mucho menor que su correspondiente tensión de erosión, mientras que para el sedimento no cohesivo, la tensión de sedimentación es sólo ligeramente menor que su tensión de erosión puesto que las partículas no cohesivas prácticamente sedimentan tan pronto como la tensión de erosión no es suficiente para erosionarlas (Ji, 2008). En este caso, la tensión de sedimentación representa tan solo el 39.26% del valor de la tensión de erosión.

Finalmente, esta suposición se ve reforzada con los intervalos de tensiones de erosión y sedimentación reportados por algunos autores para el sedimento cohesivo. Así, por ejemplo, de acuerdo con Wu y Falconer (2000) el valor de tensión de sedimentación de este tipo de material oscila entre 0.04 y 0.15 kg/ms^2 , mientras que los valores de tensión de erosión varían entre 0.07 y 0.17 kg/ms^2 . En este caso, tanto el valor de tensión de sedimentación como el de erosión se encuentran incluidos en los intervalos utilizados por estos autores. No obstante, algunos otros autores indican que, para este tipo de material, los valores de tensión de sedimentación

fluctúan entre 0.06 kg/ms^2 (Burton et al., 1995; Huang et al., 2006; Ji, 2008 y Periañez, 2009) y 1.1 kg/ms^2 (Ji, 2008).

El método utilizado resuelve los parámetros previamente descritos para materiales cohesivos y no cohesivos generando valores de partida que pueden ajustarse posteriormente en los procesos de validación (Vidal et al., 2005).

5.2.7. Análisis de sensibilidad de los parámetros involucrados en el modelo desarrollado

Tal y como apunta Ji (2008), cuando se pretende llevar a cabo la modelización de procesos que implican la interacción con los sedimentos, un análisis adecuado requiere de la experimentación in situ, no obstante, dado el amplio espectro de valores reportados en la literatura científica, las **tensiones de sedimentación** y **erosión** pueden considerarse como parámetros de ajuste o de calibración. Por tal motivo, a pesar de que el modelo desarrollado ofrece distintas alternativas para el cálculo de estos parámetros, permite al usuario introducir valores específicos puesto que si se pretende ejecutar sobre distintos estuarios, será necesario realizar un proceso previo de calibración. De este modo, algunos autores parten directamente de valores propuestos en la literatura científica ajustándolos, posteriormente, mediante prueba y error (Wu y Falconer, 2000; Wu et al., 2005). En algunos otros casos, se introducen factores adicionales a los valores obtenidos en campo a fin de reproducir las condiciones reales. Por ejemplo, Burton et al. (1995) descubrieron la necesidad de multiplicar los valores de las tensiones obtenidas por 1.5 durante la bajamar a fin de mantener valores máximos de turbidez en el modelado de los procesos de transporte del estuario Ribble.

En este sentido, en cuanto a la **tensión de lecho**, aunque en la literatura científica no se trata explícitamente como un parámetro de calibración, para llevar a cabo este análisis de sensibilidad se ha evaluado de acuerdo con la formulación planteada por algunos autores (Cappuci et al., 2004; Ji, 2008) introduciendo los datos experimentales de velocidad de corriente determinados en la zona de estudio. Es decir, la tensión del lecho se ha calculado multiplicando el valor medio de la densidad del agua por el coeficiente de arrastre (0.0026) y por el cuadrado de la velocidad media registrada en la zona de estudio. De este modo, el valor de tensión de lecho obtenido ha sido de 0.0623 kg/ms^2 .

Por su parte, estudios previos (Bárcena, 2009) revelan la importancia del **diámetro de partícula** y del **factor "α"** relativo a su esfericidad. Por tal motivo se ha hecho un análisis de la información granulométrica de los puntos de control para dos campañas distintas observando un diámetro medio de partícula mucho mayor en la sección de carácter más costero que en la zona de mayor influencia fluvial. Para la zona más exterior, el diámetro medio de partícula del sedimento se sitúa en torno a las 164 micras, mientras que en la zona más interior este parámetro adquiere valores de alrededor de 75 micras (Tabla 5-23). No obstante, tal y como se ha comentado anteriormente, el análisis de los sólidos en suspensión contenidos en las muestras de agua analizadas apunta hacia la presencia mayoritaria de sedimento cohesivo (partículas con un diámetro menor a 62 micras) en la columna de agua. Además, considerando que el material no cohesivo sedimenta casi tan pronto como la tensión del lecho no sea suficiente para resuspenderlo (Ji, 2008), esta suposición resulta razonable. No obstante, debe tenerse en cuenta que la sedimentación de los flóculos de material cohesivo es algo distinta, por tal motivo, puesto que no se cuenta con información detallada sobre la distribución de este tipo de material, se ha supuesto un único tamaño medio de partícula igual a 20 micras debido a que a partir de esta dimensión la agregación resulta despreciable (Wu y Falconer, 2000).

Punto de muestreo	Campaña 2008	Campaña 2009	Promedio
AB_SB01S	185	138	161
AB_SB02S	170	163	166
AB_SB03S	-	74	74
AB_SB04S	62	86	75

Tabla 5-23. Valores de diámetro medio de partícula de las muestras de sedimento en los cuatro puntos de muestreo seleccionados. Campañas 2008 y 2009.

Por otro lado, cabe mencionar que a pesar de la clara distribución espacial que exhiben las partículas del sedimento, a nivel operativo, resulta mucho más práctico tanto en el manejo del modelo, como a efectos de gestión y toma de decisiones, la utilización de un único valor de diámetro de partícula para definir la dimensión de los sólidos en suspensión presentes en la columna de agua. De otro modo, el modelo exigiría la introducción de este parámetro mediante ficheros de configuración matricial que deberían contener la información de esta variable para cada celda. Esto presentaría dos problemas principales: en primer lugar, la dificultad de disponer de información suficiente y detallada para construir dicho fichero y, en segundo lugar, el tiempo de ejecución se vería considerablemente incrementado.

A efectos del caso que se está analizando, la utilización de este diámetro, condiciona que el valor del factor " α " sea igual a 1 puesto que se sabe que la velocidad de sedimentación media en la zona de estudio es de aproximadamente 0.00037 m/s (Tabla 5-22).

La suposición de que α es igual a 1 implica que la partícula se asume como esférica. Al respecto, cabe comentar que aunque la evidencia experimental demostró que las partículas en suspensión de mayor tamaño presentan cierta diversidad de formas, no aportó información concluyente sobre la forma característica de las partículas de diámetro más pequeño que son, precisamente, las que se encuentran en mayor abundancia. Por su parte, esta suposición ha sido utilizada, de forma implícita, por algunos autores que plantean formulaciones para el cálculo de la velocidad de sedimentación en las que directamente se prescinde de este factor (Tabla 2-12).

Tomando como punto de partida la información anterior, se realizó un análisis de sensibilidad sobre la malla general (85 x 230 celdas) combinando los parámetros previamente evaluados con distintos valores de tensión de sedimentación entre 0.038 y 0.095 kg/ms².

El límite inferior del intervalo utilizado para este análisis se corresponde con el valor de tensión de sedimentación obtenido a partir de los datos de la campaña de campo previamente descrita (Tabla 5-22). Por su parte, el límite superior se corresponde con el punto medio de un intervalo de valores de tensión de sedimentación (0.06 – 0.25 kg/m²s) generalmente utilizado en la literatura científica (Tabla 2-20). Una vez fijados estos límites, mediante el método de bisección, se aplicaron distintos valores de tensión de sedimentación a un mismo caso de estudio. En la Tabla 5-24 se sintetizan las características de los casos que generaron mejores resultados así como los correspondientes a los límites previamente fijados.

Cabe comentar que para llevar a cabo los cálculos de transporte se han desechado los datos de las primeras 48 horas de simulación hidrodinámica a fin de lograr condiciones estables. Cada ejecución se ha mantenido durante 312 h con un paso de tiempo de 20 s.

Tal y como puede observarse en la Tabla 5-24, pequeñas variaciones en el parámetro de tensión de sedimentación provocan ciertas fluctuaciones en el valor medio de sólidos en suspensión modelado. Asimismo, de la información anterior se advierte que en la zona más exterior (puntos de control AB-SB01S y AB-SB02S) se logra un mejor ajuste con respecto a los valores experimentales cuando se utiliza un valor de tensión de sedimentación de 0.0630 kg/ms² (Caso 2), mientras que en la zona de mayor influencia fluvial (puntos de control AB-SB03S y AB-SB04S) se obtienen mejores resultados al utilizar valores de tensión de sedimentación alrededor de 0.0640 kg/ms² (Casos 5 y 6). Esto confirma la variabilidad

espacial de las características del sedimento y de la dinámica asociada a éste.

Clave del caso	τ_d (kg/ms ²)	Concentración media de sólidos en suspensión (mg/l)			
		AB_SB01S	AB_SB02S	AB_SB03S	AB_SB04S
Caso 1	0.0380	13.54	19.08	27.26	29.83
Caso 2	0.0630	5.80	9.22	17.21	20.87
Caso 3	0.0635	3.36	5.83	12.95	16.71
Caso 4	0.0637	2.73	4.91	11.65	15.37
Caso 5	0.0638	2.47	4.52	11.06	14.76
Caso 6	0.0641	1.84	3.55	9.53	13.12
Caso 7	0.0675	0.14	0.44	2.55	4.56
Caso 8	0.0950	0.00	0.00	0.05	0.19
Valor experimental	0.0380	6.34	9.53	10.81	13.22

d=20 μ m, τ_b = 0.0623 kg/ms² y τ_e =0.0968 kg/ms².

Tabla 5-24. Resultados del análisis de sensibilidad aplicado sobre el parámetro de tensión de sedimentación.

Hasta el momento, se ha comprobado la variabilidad espacial que presentan los parámetros de calibración a lo largo de la Ría de San Martín. No obstante, tal y como se ha comentado, resulta recomendable la adopción de un único valor para cada parámetro de calibración aplicable a toda la zona de estudio puesto que ello se traduce en una mayor eficiencia operativa de la herramienta de gestión resultante tras la integración del modelo desarrollado en un SIG. Por tal motivo, surge la necesidad de determinar cual de estos casos proporciona los mejores resultados a nivel general. Para ello, se ha llevado a cabo el cálculo de los distintos errores (Jorba, 2005) que se presentan en la Tabla 5-25 a fin de poder seleccionar una única combinación de parámetros sedimentarios que aporten resultados representativos para la totalidad del estuario.

De la información obtenida del análisis de los resultados que arrojan los distintos errores se observa que el Caso 5 es el que presenta un menor error absoluto, mientras que el Caso 3 es el que exhibe un menor error relativo. Asimismo, se observa que de las 9 formulaciones utilizadas para calcular el error entre los valores simulados y los medidos, el Caso 3 presenta el menor error para 5 de ellas.

τ_d (kg/ms ²)	Caso	A	AM	R (%)	RM (%)	RMSE	PRMSE	MAE	NMAE	BIAS
0.0380	Caso 1	49.82	12.46	492.00	123.00	13.13	131.69	12.46	1.230	12.46
0.0630	Caso 2	14.90	3.72	105.53	26.38	5.00	50.13	3.72	0.322	3.30
0.0635	Caso 3	12.30	3.08	-39.62	-9.90	3.13	31.43	3.08	0.330	-0.26
0.0637	Caso 4	11.21	2.80	-81.29	-20.32	3.15	31.56	2.80	0.324	-1.31
0.0638	Caso 5	10.67	2.67	-99.58	-24.89	3.26	32.67	2.67	0.319	-1.77
0.0641	Caso 6	11.84	2.96	-146.22	-36.55	3.79	38.03	2.96	0.366	-2.96
0.0675	Caso 7	32.20	8.05	-335.12	-83.78	8.13	81.50	8.05	0.838	-8.05
0.0950	Caso 8	39.65	9.91	-398.08	-99.52	10.20	102.31	9.91	0.995	-9.91

$\text{Absoluto : } A = \phi_i - \phi_{iobs} $ $\text{Absoluto Medio : } AM = \frac{1}{N} \sum \phi_i - \phi_{iobs} $ $RMSE = \sqrt{\sum_{i=1}^N \frac{(\phi_i - \phi_{iobs})^2}{N}}$ $MAE = \sum_{i=1}^N \frac{ \phi_i - \phi_{iobs} }{N}$ $BIAS = \sum_{i=1}^N \frac{\phi_i - \phi_{iobs}}{N}$	$\text{Relativo : } R = \left(\sum_{i=1}^N \left(\frac{\phi_i - \phi_{iobs}}{\phi_{iobs}} \right) \right) \cdot 100$ $\text{Relativo Medio : } RM = \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{\phi_i - \phi_{iobs}}{\phi_{iobs}} \right) \right) \cdot 100$ $PRMSE = \frac{RMSE}{\phi_{iobs}} \cdot 100$ $NMAE = \sum_{i=1}^N \frac{ \phi_i - \phi_{iobs} / \phi_{iobs}}{N}$
--	--

Donde:
 ϕ_i : valor calculado en la determinación i
 ϕ_{iobs} : valor medido en la determinación i
N: número de determinaciones

Tabla 5-25. Determinación de los distintos errores entre los valores simulados y medidos en función de la variación del parámetro de tensión de sedimentación.

La información gráfica de estos resultados (Figura 5-21) permite observar que el Caso 2, a pesar de definir con bastante precisión los valores correspondientes a las estaciones más exteriores, sobrevalora considerablemente las estaciones más interiores. En contrapartida, los Casos 5 y 6 definen muy acertadamente los valores correspondientes a las estaciones con mayor influencia fluvial, pero infravaloran de forma significativa las estaciones más exteriores. Por su parte, el Caso 3, a nivel general, aporta los mejores resultados puesto que en el estudio global del estuario las diferencias por sobrevaloración e infravaloración se ven compensadas, presentando así el menor error de entre los 8 casos analizados (Tabla 5-25).

En todo caso, cabe considerar que, en parte, la diferencia observada entre los valores reales y los simulados puede deberse a las incertidumbres asociadas tanto al muestreo como a la propia determinación experimental de la concentración de sólidos en suspensión en las muestras de agua recogidas.

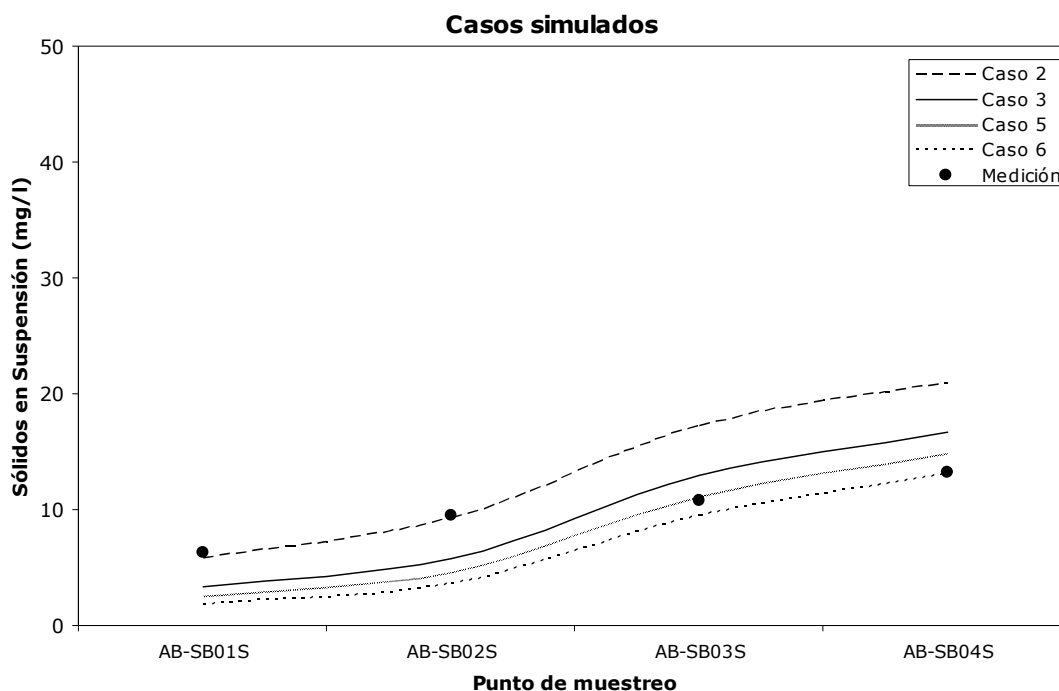


Figura 5-21. Comparación de los valores simulados en los casos 2, 3, 5 y 6 con los valores medidos en los distintos puntos de control.

Por tal motivo, se ha considerado que el Caso 3, es decir, la utilización de un valor de tensión de sedimentación igual a 0.0635 kg/ms^2 es el que resulta más representativo a nivel general. Este nuevo valor de tensión de sedimentación representa el 65.6% del valor de tensión de erosión. Este caso arroja un valor medio de concentración de sólidos en suspensión igual a 9.71 mg/l , en tanto que el promedio de las mediciones realizadas en los puntos de control seleccionados fue de 9.97 mg/l .

De este modo, la combinación de parámetros que mejor define la dinámica sedimentaria general de la zona de estudio se corresponde con: $d=20 \text{ }\mu\text{m}$, $\tau_b=0.0623 \text{ kg/ms}^2$, $\tau_e=0.0968 \text{ kg/ms}^2$ y $\tau_d=0.0635 \text{ kg/ms}^2$. Los resultados de concentración de sólidos en suspensión obtenidos tras llevar cabo la simulación utilizando los parámetros previamente descritos se han comparado con las determinaciones experimentales tal y como se muestra en las Figuras 5-22 y 5-23. En éstas se advierte que las mayores oscilaciones de concentración de sólidos en suspensión se presentan en la serie de datos medidos, observándose una progresión mucho más suave en la serie de datos simulados. Esto se debe a la variabilidad inherente al proceso que acompaña al muestreo así como a las determinaciones analíticas. No obstante, se observa que, en términos generales, el modelo reproduce con una aproximación razonable la realidad física en ambos puntos de muestreo.

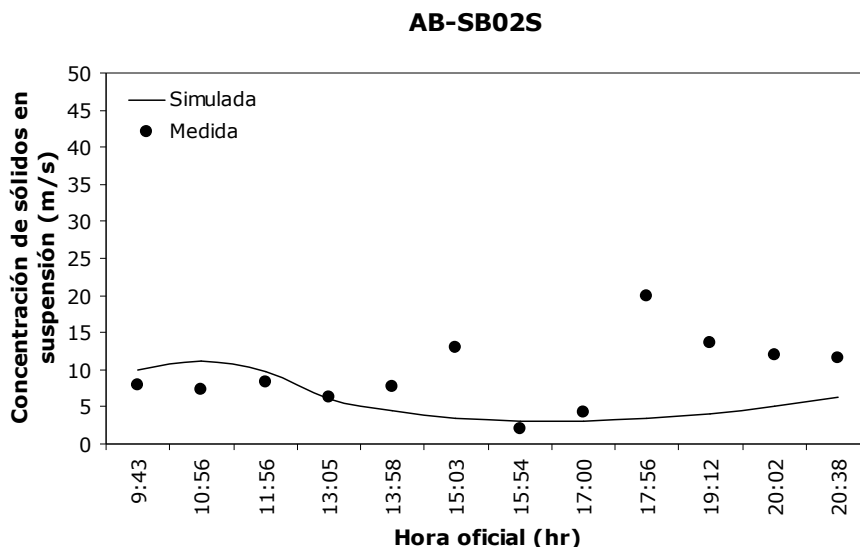


Figura 5-22. Comparación de los valores de concentración de sólidos en suspensión medidos y simulados en el punto de control AB-SB02S.

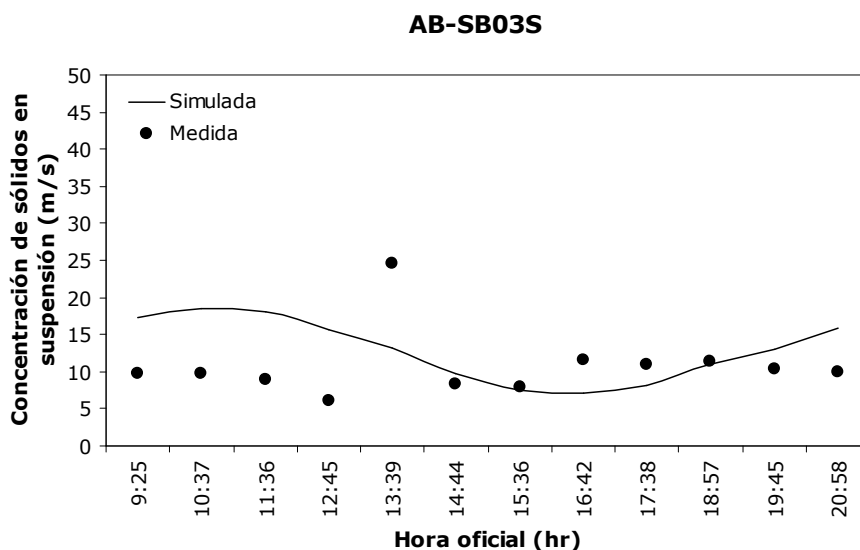


Figura 5-23. Comparación de los valores de concentración de sólidos en suspensión medidos y simulados en el punto de control AB-SB03S.

5.2.8. Validación de los parámetros sedimentarios

Podría asumirse que los resultados obtenidos hasta ahora presentan cierto grado de validación en tanto que los parámetros sedimentarios se calcularon en función de dos puntos de control y se aplicaron, de forma satisfactoria, en cuatro. No obstante, con el objetivo de profundizar en el

alcance de la validez de los parámetros determinados ($\tau_b=0.0623 \text{ kg/ms}^2$, $\tau_e=0.0968 \text{ kg/ms}^2$ y $\tau_d=0.0635 \text{ kg/ms}^2$, considerando $d=20 \text{ }\mu\text{m}$ y $\alpha=1$), éstos fueron aplicados a un nuevo caso de estudio cuyos resultados fueron contrastados con los datos de sólidos en suspensión obtenidos en una campaña de muestreo previa realizada el día 27 de mayo de 2009. Esta campaña forma parte del programa de seguimiento sistemático llevado a cabo por la Consejería de Medio Ambiente del Gobierno de Cantabria sobre las masas de agua litorales de esta Comunidad Autónoma.

Los resultados obtenidos de dicha campaña, así como los generados por el modelo numérico se sintetizan en la Figura 5-24. En ella se observa el mismo patrón generado durante el proceso previo de calibración, es decir, la zona más exterior se ve infravalorada por el modelo, en tanto que la zona más interior resulta sobrevalorada. La concentración media de los cuatro puntos de control considerados resultó ser de 10 mg/l , mientras que los resultados de la simulación arrojaron un valor medio de 8.34 mg/l (un 16.6% inferior).

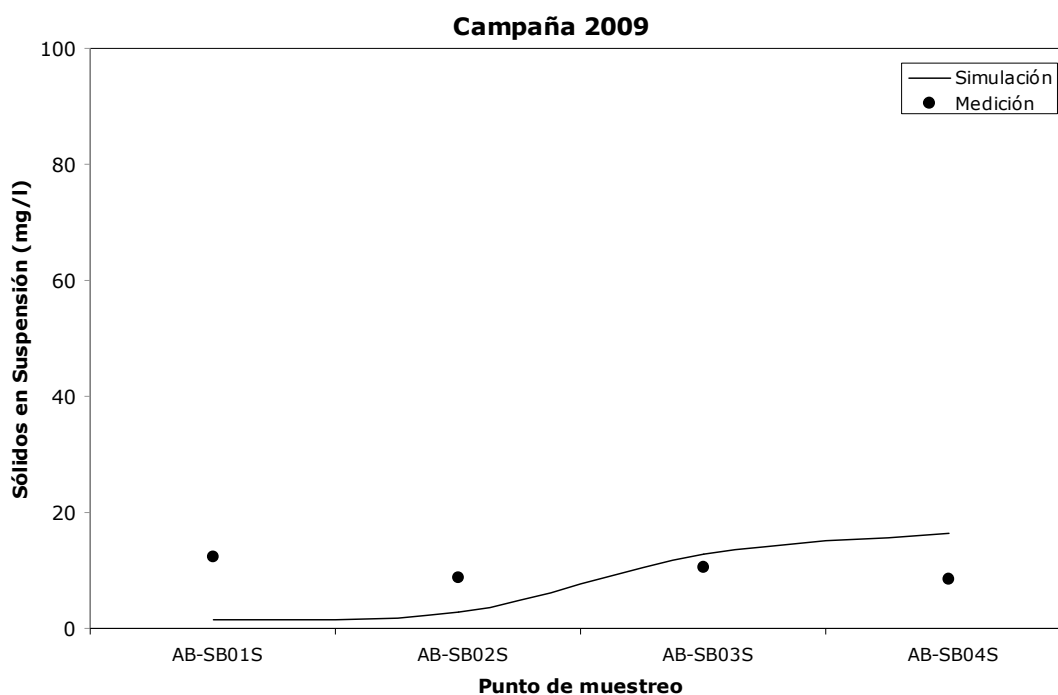


Figura 5-24. Valores de sólidos en suspensión (mg/l) simulados y medidos durante la campaña 2009.

En muchos otros estudios, como por ejemplo, en el llevado a cabo por Wu et al., (2005) en el estuario del Mersey (Figura 5-25 a) se observa un porcentaje de desviación similar entre los valores medidos y los simulados. No obstante, dada la complejidad e incertidumbres asociadas al transporte de sedimentos, estos autores consideraron que, en términos generales, el

modelo que utilizaban estaba bien calibrado y resultaba apropiado para ser aplicado en el estudio de la distribución de concentraciones de sustancias contaminantes. Al comparar estos resultados con los obtenidos durante el proceso previo de calibración (Figura 5-25 b y c) para dos de los puntos de control, parece adecuado el uso del modelo desarrollado para llevar a cabo la ejecución de los casos de estudio que se detallan en el siguiente apartado.

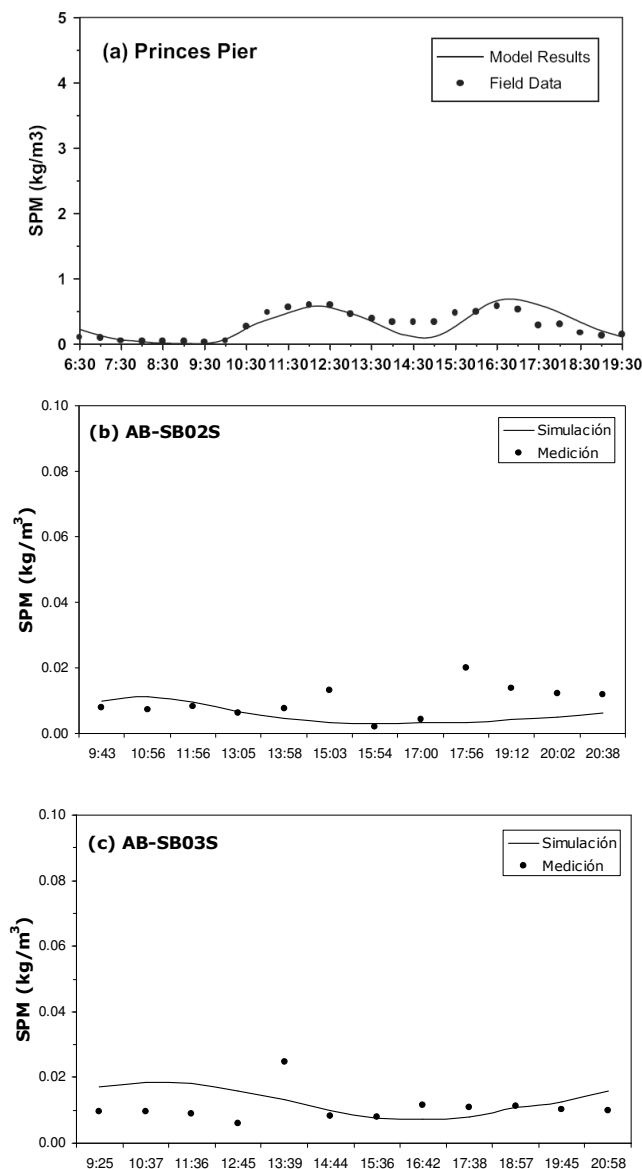


Figura 5-25. Comparación de resultados medidos y simulados en distintos casos de estudio: (a) Punto de control Princes Pier (Estuario del Mersey, noroeste de Inglaterra) (tomada de Wu et al., 2005); (b) y (c) Puntos de control AB-SB02S y AB-SB03S (Ría de Suances, norte de España) (generados a partir de la campaña de 2010).

Finalmente, además de las variaciones relativas a la resolución numérica, cabe subrayar que, en parte, estas diferencias pueden deberse a problemas inherentes al muestreo y/o a la determinación analítica.

5.3. MODELADO DE SUSTANCIAS CONTAMINANTES DETECTADAS EN LA ZONA DE ESTUDIO

A fin de poder ejecutar el modelo de transporte desarrollado es preciso cumplir con ciertas condiciones previas que exigen contar con la calibración hidrodinámica de la malla y de los parámetros sedimentarios así como haber realizado los cálculos hidrodinámicos correspondientes al periodo de estudio.

Tal y como se ha comentado en el apartado 5.2.6, las dos primeras condiciones han sido satisfechas para una malla de 85 x 230 celdas de 50 metros de lado, que cubre toda la superficie de la Ría de San Martín. Con respecto al cumplimiento de la última condición, se han realizado los cálculos hidrodinámicos correspondientes al periodo comprendido entre el 8 de junio y el 8 de julio de 2008 a fin de poder contrastar los resultados obtenidos de la posterior simulación de transporte con la campaña de campo realizada el día 23 de junio de 2008. De este modo, esta malla cuenta con todos los elementos necesarios para poder ser utilizada en el análisis del transporte de sustancias contaminantes mediante el modelo desarrollado.

No obstante, con el objetivo de estudiar más detalladamente la evolución de dichas sustancias en la zona más interior de la Ría, este análisis se ha llevado a cabo también sobre una malla compuesta de 589 x 950 celdas de 5 metros de lado que se corresponde con la zona concreta donde se concentran los vertidos más significativos.

Cabe comentar que la calibración hidrodinámica de esta malla de cálculo fue realizada en estudios previos (Bárcena, 2009) y ha conducido a la obtención de los siguientes parámetros: un coeficiente de fricción de Chezy igual a 40 y una viscosidad de remolino de 0.85. El contorno del lado derecho se ha considerado como cerrado, mientras que el del lado izquierdo se ha utilizado para introducir uno de los vertidos presentes en la zona de estudio. Por su parte, por el contorno superior se ha introducido una marea generada utilizando la base de datos de Grenoble para un período de un mes comprendido entre el 8 de junio y el 8 de julio de 2008 con el objetivo de poder contrastar los resultados generados tras la simulación de transporte con las mediciones de la campaña de campo llevada a cabo el día 23 de

junio de 2008. Finalmente, por el contorno inferior se ha introducido el caudal de la confluencia del Saja-Besaya a través de 19 celdas de 5 m lineales considerando la fluctuación diaria registrada durante el citado periodo en la estación de aforo del río Besaya.

Con respecto a la calibración de los parámetros sedimentarios, cabe comentar que dichos parámetros son propios de cada estuario por lo que se han considerado los mismos valores de tensiones de lecho, erosión y sedimentación obtenidos para la malla de 85 x 230. Asimismo, se ha mantenido la suposición de un diámetro de partícula de 20 micras puesto que, además de haberse justificado su uso para el análisis del transporte de los sólidos en suspensión, es en este tipo de partículas de menor tamaño y, por tanto, de mayor área superficial, que las sustancias contaminantes presentan una mejor y mayor adsorción.

Para llevar a cabo los cálculos de transporte en ambas mallas se han desechado los datos de las primeras 48 horas de simulación hidrodinámica a fin de lograr condiciones estables. Cada ejecución se ha mantenido durante 360 h con un paso de tiempo de 20 s para la malla de 85 x 230 y de 1 s para la malla de 589 x 950.

5.3.1. Descripción de los casos de estudio

En primer lugar, cabe mencionar que se han establecido las estaciones de muestreo P1 y P2 como puntos de control puesto que únicamente se han realizado análisis de la calidad química de la columna de agua en estas estaciones. Dicho análisis permitió la detección de 11 sustancias prioritarias y peligrosas (ver Tabla 5-10), no obstante, solo 4 de ellas podrían provenir actualmente de los vertidos industriales presentes en la zona de estudio (ver Tabla 5-2). Por tal motivo, en principio, se consideró oportuno centrar el estudio del transporte de las sustancias contaminantes en el análisis de cobre, plomo, zinc y cloroformo. No obstante, los datos de campo disponibles para cobre y plomo se corresponden con un solo punto de muestreo (P1), por tal motivo, no resulta viable su utilización en términos de la validación de los resultados generados por el modelo desarrollado. De este modo, se optó por analizar únicamente la evolución del zinc y del cloroformo considerando como referencia las concentraciones de sustancias contaminantes y sólidos en suspensión que aparecen registradas como límite permisible en las Autorizaciones Ambientales Integradas (en adelante AAI) de las empresas autorizadas a verter en la Ría de San Martín.

La ejecución de las primeras pruebas puso de manifiesto la importancia de introducir al modelo un valor adecuado de fracción disuelta del contaminante en el sedimento. Puesto que este parámetro es sumamente específico, se ha considerado como un parámetro adicional de ajuste para el modelo. Para ello, se consideró una concentración de sólidos en el sedimento (ϕ_b) igual a 0.52 kg/l (Di Toro, 2001. Ver Tabla 2-29) y un coeficiente de partición (K_D) de 1.26E+05 y 2.93E-06 l/kg para el zinc y el cloroformo, respectivamente (Bárcena, 2009; Gómez, 2010. Ver Tabla 3-4).

Introduciendo estos valores en la ecuación 5-8, fue posible el establecimiento de una fracción disuelta en sedimento de zinc y cloroformo de 0.000015 y 0.999998, respectivamente.

$$f_d = \frac{1}{1 + K_D \cdot \phi_b} \quad (5-8)$$

Estas fracciones son congruentes con los resultados esperados puesto que el elevado valor del coeficiente de partición del zinc indica su afinidad por permanecer en el estado particulado, mientras que, por el contrario, el bajo valor del coeficiente de partición del cloroformo alude a una mayor afinidad hacia el estado disuelto.

Análisis de la evolución de zinc en la Ría de Suances

Tal y como se puede extraer de la información mostrada en la Tabla 5-13, existe una elevada concentración de zinc en los sedimentos de la Ría de Suances que representa una fuente de dicha sustancia contaminante al sistema. Por tal motivo, resulta fundamental el establecimiento de su concentración basal en el lecho bentónico puesto que el modelo desarrollado considera un flujo difusivo entre la columna de agua y los sedimentos. De este modo, con base en la información disponible sobre la calidad química de los sedimentos de esta zona, se ha establecido una concentración basal de zinc de 12073 mg/l.

Puesto que dicha concentración basal se traduce en un aporte continuo de zinc desde el sedimento hacia la columna de agua, se analizó la concentración basal de este metal en el medio pelágico. Para ello, se consideró que en la Ría no existían vertidos de zinc y que la concentración inicial de este elemento en la columna de agua era igual a cero de tal forma que la única fuente de contaminante quedara representada por los aportes desde el sedimento. La ejecución de esta simulación durante un año evidenció concentraciones medias de zinc en agua que variaron entre 0.0001 y 0.0035 mg/l para los doce puntos de control distribuidos a lo largo

de toda la Ría. Cabe comentar que el promedio de la concentración media registrada en estos doce puntos fue de 0.001 mg/l.

Con el objetivo de analizar la influencia de la concentración basal tanto en agua como en sedimentos se plantearon los casos de estudio descritos en la Tabla 5-26. Para ello se consideraron dos vertidos que, de acuerdo con la información extraída de las correspondientes AAI, pueden llegar a suponer caudales de hasta 0.8403 m³/s y contener hasta 6 mg/l de zinc.

Caso	CBA (mg/l)	CBS (mg/l)	P1 (mg/l)	P2 (mg/l)
Zn01	0.0001	12073	0.1819	0.0769
Zn02	0.0010	12073	0.1819	0.0769
Zn03	0.0035	12073	0.1819	0.0769
Zn04	0.0010	1200	0.0287	0.0232
Zn05	0.0010	45500	0.6530	0.2421
CBA=Concentración basal en agua CBS=Concentración basal en sedimento Vertidos autorizados: A) Celda=(50,70), Q=0.0047 m ³ /s, SS=40 mg/l y Zn=6.0 mg/l B) Celda=(28,8), Q=0.8403 m ³ /s, SS=40 mg/l y Zn=0.3 mg/l				

Tabla 5-26. Casos de estudio planteados para el análisis del efecto de la concentración basal de zinc en agua y sedimentos.

Los datos obtenidos mediante la utilización del tercer módulo del modelo desarrollado permiten extraer tres conclusiones. Por un lado, se observa la no dependencia de la concentración basal de zinc en agua para llevar a cabo el cálculo de la concentración correspondiente a los puntos de control P1 y P2. En contrapartida, tal y como cabría esperarse, se observa la fuerte dependencia de la concentración basal de zinc en los sedimentos para realizar dicho cálculo. Por último, se confirma que la concentración basal de zinc de 12073 mg/l previamente establecida resulta apropiada puesto que los datos de campo para los puntos de control P1 y P2 evidenciaron una concentración de 0.184 y 0.05 mg/l de zinc, respectivamente (Figura 5-26 dcha.). Esta diferencia entre los valores medidos y los simulados representa un error relativo medio del 27.5%.

Con el objeto de evaluar el efecto de introducir o no la interacción que presentan las sustancias contaminantes con los sólidos en suspensión, así como las interacciones existentes entre el agua y el sedimento, se ha ejecutado nuevamente el caso Zn02 utilizando el segundo módulo del modelo desarrollado. Cabe recordar que este módulo desprecia las interacciones entre agua y sedimento y asume una formulación simplificada para el cálculo de las pérdidas por sedimentación. Los resultados obtenidos mediante este módulo han indicado una concentración de 0.00033 y 0.00399 mg/l para los puntos P1 y P2, respectivamente (Figura 5-26 izq.). Estos valores resultan ser significativamente inferiores a los que en realidad han sido determinados en la Ría presentando un error relativo promedio de casi un 96% con respecto a las determinaciones experimentales llevadas a cabo en la Ría. Tal infravaloración de la concentración de zinc en el agua

pone de manifiesto la importancia de considerar los aportes provenientes del sedimento.

Cabe comentar que para llevar a cabo la representación gráfica de estos resultados se ha establecido una leyenda específica según la cual, el color se va oscureciendo de acuerdo con el incremento de la concentración de zinc. Esta intensificación del color morado ocurre únicamente a partir de los 0.06 mg/l puesto que es este valor el que se corresponde con el objetivo de calidad establecido para esta sustancia. De este modo, todas aquellas celdas que cumplan con dicho objetivo quedarán representadas por distintas tonalidades de azul.

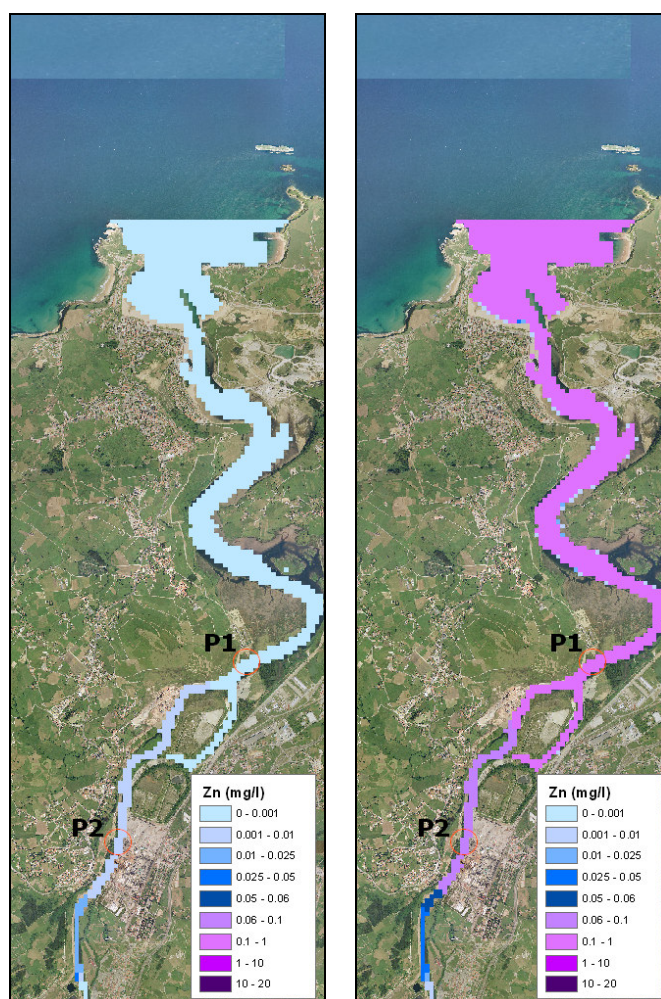


Figura 5-26. Estudio de la evolución del zinc con una cinética de degradación simplificada (izq.) y considerando las interacciones que presenta con los sedimentos (dcha.).

Por su parte, se ha establecido un último caso de estudio para evaluar la evolución del zinc en una malla de mayor nivel de detalle constituida por más de medio millón de celdas de 5 metros de lado que cubre la zona afectada de forma más directa por los vertidos identificados en la Ría de Suances. Para este caso se ha establecido una concentración basal de zinc

en agua y sedimentos de 0.001 y 12073 mg/l, respectivamente. Además, se han considerado los dos vertidos autorizados que contienen dicha sustancia. Por un lado, en la celda (246,656) se ha introducido el vertido A mientras que el vertido B (ver Tabla 5-26) ha sido introducido como condición de contorno. Los resultados obtenidos para esta zona concreta se presentan en la Figura 5-27 indicando una concentración de 0.1491 en el punto P1 y de 0.0799 mg/l en el punto P2. La variación entre los resultados obtenidos con el modelo desarrollado y las determinaciones experimentales supone un error relativo promedio de alrededor del 39%.

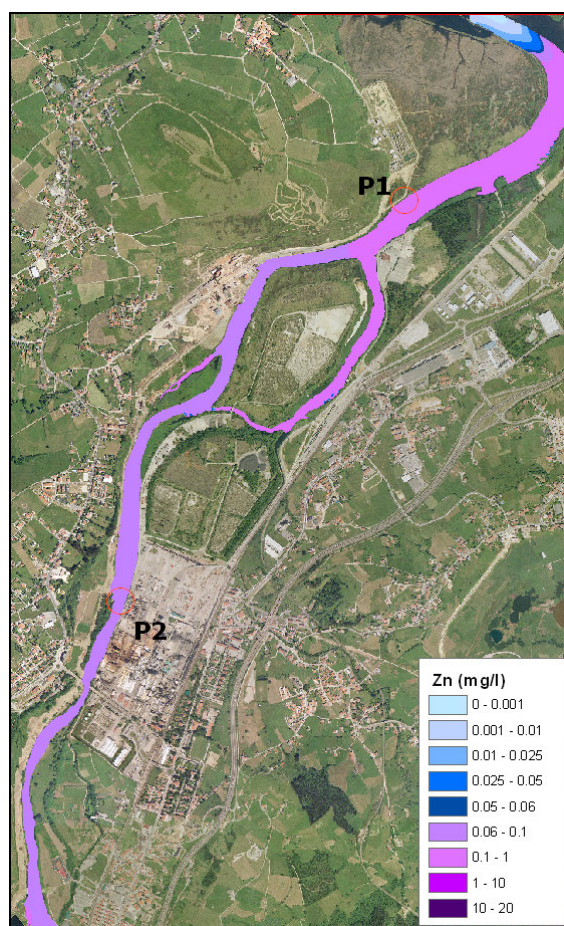


Figura 5-27. Concentración de zinc en el agua de la zona afectada de forma más directa por los vertidos identificados en la Ría de Suances.

Análisis de la evolución de cloroformo en la Ría de Suances

A diferencia del zinc, el cloroformo encuentra su principal vía de degradación en la volatilización, por tal motivo, para llevar a cabo este análisis se ha introducido al modelado numérico una velocidad de viento constante representativa de la zona de estudio. En contrapartida, los procesos de adsorción-desorción no resultan significativos para este

compuesto, por tal motivo, puede asumirse que la concentración de esta sustancia contaminante acumulada en los sedimentos resulta despreciable.

De este modo, se han planteado dos casos de estudio para analizar la evolución del cloroformo en la Ría de Suances. En primer lugar, se han considerado las interacciones que presenta esta sustancia contaminante con los sólidos en suspensión y, posteriormente, se ha estudiado el comportamiento de este compuesto de forma independiente. Cabe comentar que se ha identificado un único vertido de cloroformo en esta zona que, de acuerdo con la AAI correspondiente, puede llegar a representar un caudal de $0.8403 \text{ m}^3/\text{s}$ y contener hasta 40 mg/l de sólidos en suspensión y 0.02 mg/l de cloroformo. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 5-27 y en la Figura 5-28.

Caso	Tipo de modelado	P1 (mg/l)	P2 (mg/l)
TCM1	Cloroformo + sedimentos	0.000364	0.000466
TCM2	Cloroformo	0.000369	0.000466
Vertido autorizado: B) Celda=(28,8), $Q=0.8403 \text{ m}^3/\text{s}$, $SS=40 \text{ mg/l}$ y $TCM=0.02 \text{ mg/l}$			

Tabla 5-27. Casos de estudio planteados para el análisis de la evolución del cloroformo en agua.

Los datos de campo para los puntos de control P1 y P2 evidenciaron una concentración de 0.0003 y 0.0004 mg/l de cloroformo, respectivamente. Por tal motivo, la diferencia entre los valores medidos y los simulados (Figura 5-28 dcha.) para el caso TCM1 mediante el tercer módulo del modelo desarrollado representa un error relativo medio de 18.92% .

Por su parte, la evaluación de la evolución y transporte del cloroformo independientemente de los procesos relacionados con la materia en suspensión, es decir, despreciando las interacciones entre agua y sedimento y asumiendo una formulación simplificada para el cálculo de las pérdidas por sedimentación, ha evidenciado concentraciones de 0.000369 y 0.000466 mg/l para los puntos P1 y P2, respectivamente (Figura 5-28 izq.). Esto supone un error relativo promedio de 19.75% , el cual, es ligeramente superior al obtenido en el caso anterior.

Cabe comentar que para llevar a cabo la representación gráfica de estos resultados se ha establecido una leyenda específica basada en dos colores según la cual, ambos van oscureciéndose de acuerdo con el incremento de la concentración de cloroformo. Para los valores que se encuentran por debajo de la NCA establecida por la Directiva 2008/105/CE se ha fijado una escala de color azul que, además de indicar el cumplimiento de la NCA correspondiente, permite visualizar los gradientes de concentración de cloroformo a lo largo de la Ría de Suances. Por su parte, la escala de color morado comienza a partir de los 0.0025 mg/l puesto que es este valor el que se corresponde con la NCA que establece la concentración media anual

admisible. Esta escala de color morado señalaría las zonas en las que se incumpliera la NCA y, al igual que la escala de color azul, indicaría los gradientes de concentración de cloroformo representando los mayores niveles con tonos más oscuros.



Figura 5-28. Estudio de la evolución del cloroformo con una cinética de degradación simplificada (izq.) y considerando las interacciones que presenta con los sedimentos (dcha.).

Finalmente, se ha establecido un último caso de estudio para evaluar la evolución del cloroformo con mayor nivel de detalle utilizando una malla mucho más fina compuesta por celdas de 5 metros de lado que, tal y como se ha comentado, cubre la zona afectada de forma más directa por los vertidos identificados en la Ría de Suances. Tomando en consideración los mecanismos de desaparición del cloroformo, para este caso se ha asumido que la concentración basal de este compuesto, tanto en agua como en sedimentos, resulta despreciable. Además, se ha considerado un único vertido (B) que ha sido introducido como condición de contorno (ver Tabla 5-27). Los resultados obtenidos para esta zona concreta se presentan en la Figura 5-29 indicando una concentración de 0.000348 mg/l en el punto P1 y de 0.000452 mg/l en el punto P2. La variación entre los resultados

obtenidos mediante el tercer módulo del modelo desarrollado y las determinaciones experimentales supone un error relativo promedio de alrededor del 14.5%.



Figura 5-29. Concentración de cloroformo en el agua de la zona afectada de forma más directa por los vertidos identificados en la Ría de Suances.

Con respecto al efecto del viento, cabe comentar que en zonas estuarinas su acción no resulta significativa puesto que en estas zonas las corrientes de marea ejercen los efectos más representativos. No obstante, en los casos en los que se analiza la evolución de una sustancia volátil, el efecto del viento adquiere especial relevancia, por tal motivo, para los tres casos previamente presentados se consideró una velocidad de viento constante representativa de la zona de estudio.

Análisis de la evolución de otras sustancias peligrosas y prioritarias

Tal y como se ha comentado, mediante la utilización de los datos de campo disponibles ha sido posible llevar a cabo únicamente el análisis de la evolución de zinc y cloroformo debido a que solo estas sustancias han sido

determinadas en dos puntos de control, permitiendo así, cierto nivel de validación del modelo desarrollado. No obstante, los valores de cobre y plomo registrados en uno de los puntos de muestreo podrían provenir de los vertidos analizados. Por tal motivo y, dado que el modelo desarrollado ha sido validado a través de los casos de estudio previamente resueltos, se han planteado dos casos adicionales para analizar la evolución y transporte del cobre y el plomo en la Ría de Suances. Para ello, se ha utilizado el tercer módulo puesto que éste permite considerar la interacción de dichas sustancias con los sedimentos.

Para el caso del cobre, de acuerdo con la información disponible sobre el medio, se ha establecido una concentración basal de 0.001 y 60 mg/l ($34.24 \text{ mg/kg} \cdot 1743 \text{ kg/m}^3$) en agua y sedimentos, respectivamente, en función de la densidad del sedimento y de los datos disponibles sobre la calidad del medio de la zona de estudio (ver Tabla 5-13). Asimismo, se ha tomado en cuenta un único vertido que, de acuerdo con la AAI correspondiente, puede llegar a representar un caudal de $0.0047 \text{ m}^3/\text{s}$ y una concentración de sólidos en suspensión y de cobre de hasta 40 y 2.5 mg/l, respectivamente. Se ha calculado que la fracción disuelta de cobre en el sedimento es igual a $3.84\text{E-}5$. Los valores obtenidos de la campaña de campo para esta sustancia en el punto de control P1 evidenciaron una concentración de 0.021 mg/l, mientras que los valores obtenidos mediante la utilización del tercer módulo del modelo desarrollado arrojó una concentración de 0.00218 mg/l. Tal y como puede observarse, el valor simulado es un orden de magnitud inferior que el valor medido en campo, esto podría deberse a que el vertido considerado no sea la única fuente de cobre a la Ría, tal y como sucede con otras sustancias detectadas en el medio pelágico (Antraceno, Fluoranteno, Naftaleno, 4-n-Nonilfenol, Bis(2-etilhexil)ftalato, Dibutilestaño y Tributilestaño. Ver Tabla 5-10) que no están siendo introducidas al medio a través de los vertidos identificados. Por tanto, es preciso intensificar la identificación y caracterización de todas las fuentes de sustancias contaminantes a la Ría de Suances.

El análisis de la evolución de esta sustancia peligrosa ha conducido a la obtención de los resultados que se muestran en la Figura 5-30. Cabe mencionar que al igual que en los casos anteriores, la leyenda aplicada muestra una intensificación del color en tonos de azul para indicar gradientes de concentración de cobre a lo largo de la Ría, pero que se encuentran por debajo del límite establecido por la NCA correspondiente (0.025 mg/l). A partir de este valor, es cuando empiezan a distinguirse distintos tonos de morado.



Figura 5-30. Evaluación de la concentración de cobre en el agua en la Ría de Suances.

Por su parte, para el caso del plomo, se ha fijado un valor de 0.001 y 900 mg/l ($518.68 \text{ mg/kg} \cdot 1743 \text{ kg/m}^3$) como concentración basal en agua y sedimentos, respectivamente, en función de la densidad del sedimento y de los datos disponibles sobre la calidad del medio de la zona de estudio (ver Tabla 5-13). Al igual que en el caso anterior, se ha considerado un único vertido que, de acuerdo con la AAI correspondiente, puede llegar a representar un caudal de $0.0047 \text{ m}^3/\text{s}$ y una concentración de sólidos en suspensión y de plomo de hasta 40 y 1 mg/l, respectivamente. Se ha calculado que la fracción disuelta de plomo en el sedimento es igual a $4.83\text{E}-6$. Los datos de campo obtenidos de la estación P1 indicaron una concentración de esta sustancia prioritaria de 0.02 mg/l mientras que los valores obtenidos mediante el tercer módulo del modelo desarrollado revelaron una concentración igual a 0.0087 mg/l. No obstante, a diferencia de lo que ocurre con el zinc y el cobre, para los cuales los valores determinados en campañas de campo (Tabla 5-13) y los recogidos la literatura científica coinciden, para el caso del plomo, esta última menciona un intervalo de concentración basal de este compuesto en los sedimentos de la zona de estudio (Irabien et al., 2008) que cubre concentraciones entre

336 y 3870 mg/l. Por tal motivo, se ejecutó nuevamente este caso considerando el valor medio de dicho intervalo (2100 mg/l) como concentración basal del sedimento obteniendo una concentración de 0.0202 mg/l, lo cual, representa un error relativo del 1%.

Los resultados obtenidos tras el análisis de esta sustancia prioritaria se muestran en la Figura 5-31. La leyenda aplicada mantiene las características previamente descritas mostrando una intensificación del color a partir de los 0.0072 mg/l puesto que este valor se corresponde con la NCA establecida como concentración media anual admisible para el plomo. Así pues, las celdas que cumplen con dicha NCA quedan representadas por distintos tonos de azul.

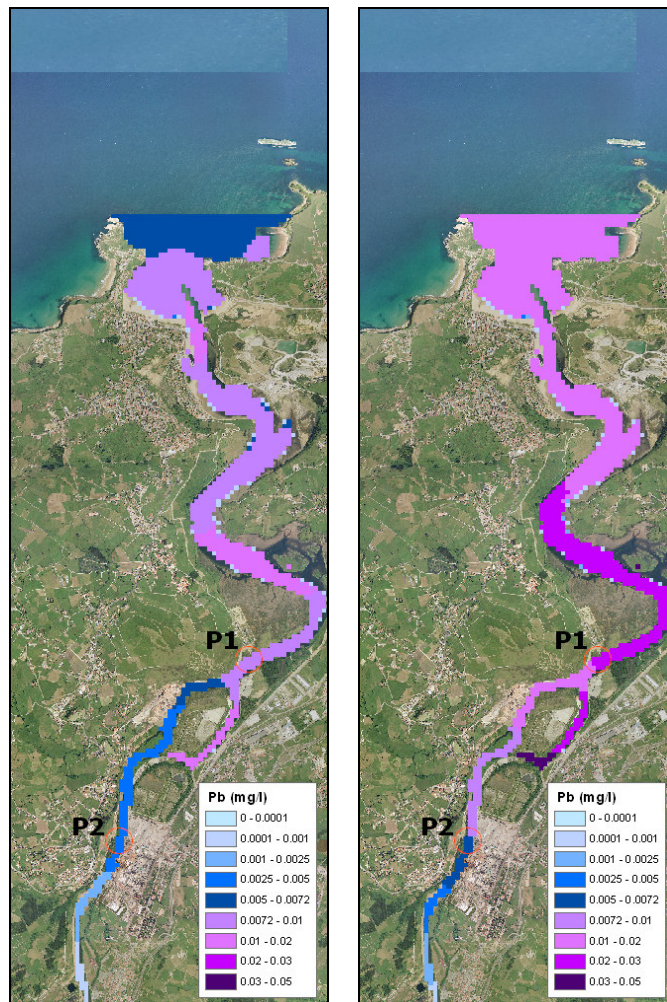


Figura 5-31. Estudio de la evolución del plomo utilizando una concentración basal en sedimentos de 900 mg/l (izq.) y de 2100 mg/l (dcha.).

5.4. DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En primer lugar, cabe comentar que en estuarios someros y estrechos, existen tres patrones de circulación bien diferenciados: altamente estratificados, débilmente estratificados y parcialmente mezclados. Cada uno de ellos tiene un mecanismo de intercambio vertical propio que conduce al mezclado del agua dulce y salda de una forma distinta (Jay y Smith, 1990). De acuerdo con esta clasificación y, a la luz de los datos de campo, la Ría de Suances podría corresponderse con un estuario débilmente estratificado durante la mayor parte de un ciclo mensual de marea con una fluctuación periódica a estuario bien mezclado durante los períodos de marea viva y bajo caudal fluvial (Bárcena et al, enviado). Por tal motivo, dado que para el período de estudio el caudal fluvial adquiere valores más bien bajos, la utilización de un modelo bidimensional de transporte resulta justificable.

Por otro lado, cabe resaltar que el primer módulo del modelo desarrollado, dedicado al modelado del material en suspensión, ha sido calibrado y validado generando resultados satisfactorios en los puntos de control considerados. Con base en ello, ha sido posible comprobar su eficacia en cuanto a la variación espacial y temporal de este parámetro se refiere. Para ello, se han integrado los resultados del Caso 3 dentro del entorno SIG obteniendo la secuencia de imágenes que se muestra en la Figura 5-32.

A partir de una condición inicial de concentración de sólidos en suspensión (background) el modelo calcula la variación espacial y temporal de esta variable considerando, además de las condiciones hidrodinámicas, los factores asociados a la dinámica sedimentaria y los aportes de sólidos en suspensión provenientes de los vertidos presentes en la zona de estudio. Tal y como puede observarse y, de acuerdo con lo esperado, conforme transcurre el tiempo de simulación la concentración de sólidos en suspensión en las zonas más exteriores se ve disminuida debido al efecto de las corrientes. Por el contrario, las zonas más interiores comienzan a acumular una mayor concentración de sólidos en suspensión debido a que, además de ser esta la zona en donde se localizan los vertidos más significativos, el efecto de la advección y dispersión de los sólidos en suspensión es menor.

Con respecto a los otros dos módulos que permiten el análisis del transporte de las sustancias contaminantes ya sea de forma independiente o bien asociadas al material en suspensión, los resultados obtenidos de los casos analizados han permitido conocer la evolución y comportamiento de dos contaminantes (cloroformo y zinc) en la zona de estudio. Asimismo, ha permitido llevar a cabo una primera aproximación sobre el comportamiento de otras sustancias prioritarias y peligrosas como el plomo y el cobre.

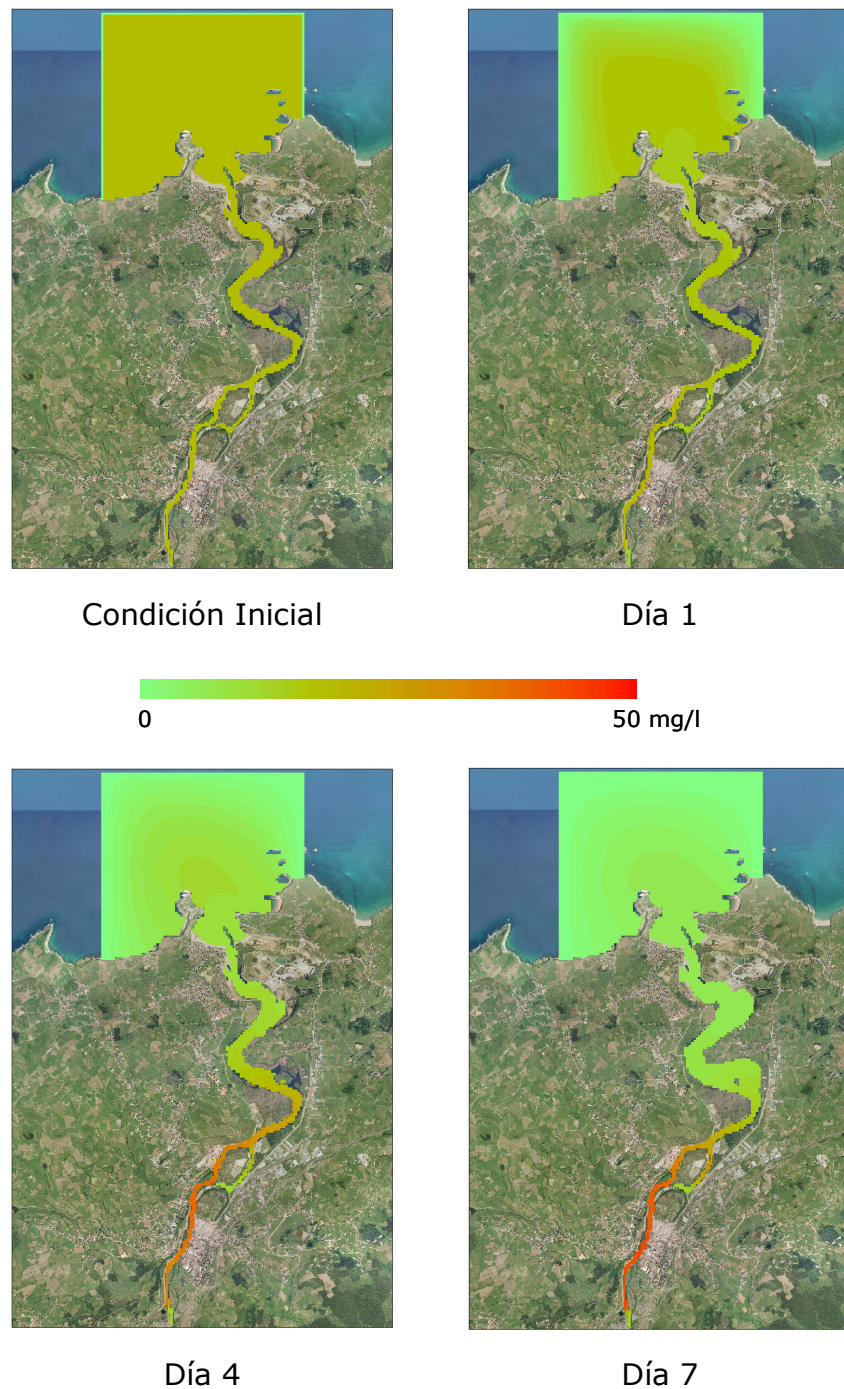


Figura 5-32. Resultados de variación espacial y temporal de sólidos en suspensión.

En términos generales, se considera que los resultados obtenidos para el análisis de las sustancias contaminantes seleccionadas se corresponden con lo que cabría esperar y obedecen a la información disponible que ha sido introducida al modelo desarrollado. Sin duda, una información más detallada sobre la calidad del medio y una caracterización más minuciosa de

los vertidos presentes en la zona de estudio se vería reflejada en resultados más precisos.

Las simplificaciones introducidas al modelado por la no consideración de viento únicamente afectan al análisis de sustancias volátiles como el cloroformo, cuyo principal mecanismo de desaparición es la volatilización. No obstante, distintas pruebas preliminares indicaron que variaciones del parámetro correspondiente a la velocidad del viento se traducen en un cambio poco significativo en los resultados de concentración obtenidos en este tipo de sustancias, por tal motivo, la suposición de una velocidad de viento media representativa de la zona de estudio resulta viable. La diferencia significativa se produce en la consideración de viento en calma puesto que ello supone que la tasa de desaparición debida a la volatilización sea igual a cero, anulando así el proceso de desaparición más importante de este tipo de sustancias.

A continuación se sintetizan los resultados obtenidos de los distintos casos de estudio analizados así como el error relativo promedio que estos representan con respecto a la información obtenida de la campaña de campo realizada el día 23 de junio de 2008.

Sustancia analizada	Malla utilizada	Módulo utilizado*	Concentración simulada (mg/l)		Concentración medida (mg/l)		Error relativo (%)
			P1	P2	P1	P2	
Zinc	General	2	0.000328	0.003985	0.184	0.05	95.93
Zinc	General	3	0.1819	0.0769	0.184	0.05	27.47
Zinc	Detalle	3	0.1491	0.0799	0.184	0.05	39.38
Cloroformo	General	2	0.000369	0.000466	0.0003	0.0004	19.75
Cloroformo	General	3	0.000364	0.000466	0.0003	0.0004	18.92
Cloroformo	Detalle	3	0.000348	0.000452	0.0003	0.0004	14.50
Cobre	General	3	0.0022	-	0.021	-	89.52
Plomo ¹	General	3	0.0087	-	0.020	-	56.50
Plomo ²	General	3	0.0202	-	0.020	-	1.00

*Módulo 2: Permite analizar sustancias contaminantes independientemente de la dinámica sedimentaria
 *Módulo 3: Permite analizar la evolución de sustancias contaminantes considerando las interacciones de éstas con los sedimentos
¹Concentración basal de plomo en sedimentos = 900 mg/l (dato de campo).
²Concentración basal de plomo en sedimentos = 2100 mg/l (valor medio indicado por la literatura científica).

Tabla 5-28. Síntesis de resultados obtenidos.

Tal y como puede observarse en la Tabla 5-28, para el caso del zinc, la utilización del tercer módulo del modelo desarrollado supone una reducción ostensible del error inherente a la simulación con respecto a la utilización del segundo módulo. Esto se debe, principalmente, a que este último módulo no considera los aportes provenientes del sedimento y, por tanto, la concentración que calcula en el agua es significativamente menor que la que en realidad ha sido determinada en la Ría de Suances.

Por su parte, cabe recordar que la calibración de los parámetros sedimentarios fue llevada a cabo para la malla general, por tal motivo, la utilización de una malla de mayor nivel de detalle, aunque permite un

análisis más minucioso, supone un incremento del error relativo en la valoración de la concentración de zinc en estos puntos.

Si bien es cierto que podrían establecerse los parámetros sedimentarios propios de esta zona de mayor afección llevando a cabo la calibración de los mismos en la malla de mayor detalle, se considera apropiado el establecimiento de parámetros sedimentarios únicos aplicables para el estuario en general debido a que no resulta operativo, a nivel de gestión, definir con tanta exactitud dichas variables puesto que ello supondría el uso de mallas distintas para un mismo estuario, repercutiendo, por tanto, en una mayor complejidad en términos de la utilización del modelo desarrollado.

Con respecto al cloroformo, tal y como puede observarse en la Tabla 5-28, la diferencia derivada de la elección del uso del módulo que considera la interacción de las sustancias contaminantes con los sedimentos y el que analiza la evolución de dichas sustancias de forma independiente, resulta poco significativa. Para este caso, la valoración que hace el modelo utilizando el segundo módulo se encuentra muy próxima a la concentración determinada utilizando el tercer módulo debido a la escasa interacción del cloroformo con los sólidos en suspensión. De este modo, para llevar a cabo el análisis de sustancias volátiles resulta viable la utilización de cualquiera de los dos módulos que ofrece el modelo desarrollado.

Por su parte, al comparar los resultados obtenidos mediante la utilización del tercer módulo para la malla general y una de mayor detalle se observa que para esta última el error relativo promedio es algo menor (Tabla 5-28). Esto se debe a que, para el caso del cloroformo, tal y como se ha comentado, la interacción con los sedimentos resulta poco significativa y, por tanto, los parámetros sedimentarios no ejercen tanta influencia mientras que, en contrapartida, la utilización de una malla de mayor nivel de detalle permite un análisis más preciso.

Finalmente, para los casos de cobre y plomo analizados mediante el tercer módulo del modelo desarrollado, tal y como se ha comentado, las diferencias observadas entre los datos de la campaña de campo y los valores obtenidos a través de la simulación numérica podrían deberse a dos razones. Por un lado, que los vertidos identificados en la zona de estudio no se correspondieran con la fuente principal de estas sustancias pudiendo indicar, entonces, la existencia de otros vertidos no identificados y, por tanto, no considerados en el modelado numérico tal y como ocurre con algunas otras sustancias prioritarias detectadas en las aguas de la Ría de Suances. Por otro lado, tales diferencias podrían deberse al valor considerado como concentración basal de estas sustancias en los sedimentos de la Ría de Suances.

En el caso del cobre, lo más probable es que ocurra lo primero puesto que los valores de concentración registrados en los sedimentos coinciden con los valores que sugiere la literatura científica para esta zona.

No obstante, para el caso del plomo, lo más probable es que la fuente de error se corresponda con la valoración de la concentración basal de esta sustancia prioritaria en los sedimentos de la Ría puesto que los valores determinados en campañas de campo son significativamente menores a los presentados por la literatura científica para esta zona. Por tal motivo, la consideración de la concentración basal de plomo indicada en la literatura científica (ver Tabla 5-28 caso Plomo²) conduce a una ostensible reducción del error relativo. Sin embargo, no puede descartarse que también existan otras fuentes de plomo no identificadas en esta zona.

5.5. CONCLUSIONES

Sin duda, cuanto mayor sea la información disponible sobre la zona de estudio (batimetría, mediciones de nivel y velocidad, aportes fluviales calidad físico-química del medio pelágico y bentónico, identificación y caracterización de vertidos, etc.) el modelo desarrollado puede ser alimentado con información más precisa, lo cual, se traduce en mejores resultados.

A lo largo de los casos de estudio analizados se ha puesto de manifiesto, de forma recurrente, la importancia de la consideración de la dinámica sedimentaria y de la adecuada calibración de estos parámetros. En primer lugar, el proceso requerido para llevar a cabo tal calibración supone, por un lado, el análisis y establecimiento de distintos factores tales como: estaciones de muestreo, parámetros a determinar y selección del equipo de medición necesarios para realizar la campaña de toma de datos. Por otro lado, exige la determinación de propiedades físicas tanto del agua como del sedimento. Posteriormente, este proceso requiere llevar a cabo un análisis gráfico de los datos obtenidos, lo cual, permite obtener los valores iniciales de los parámetros sedimentarios que logran un ajuste apropiado tras el análisis de sensibilidad correspondiente.

A través de dicho análisis y, con base en la literatura científica, se consideró apropiado para estos casos de estudio la utilización de un diámetro de partícula de 20 micras debido a que a partir de esta dimensión los efectos de agregación resultan despreciables y a que en estas partículas de menor tamaño y, por lo tanto, de mayor área superficial, es donde las sustancias contaminantes presentan una mayor adsorción. Además, el uso de dicho

diámetro de partícula elimina las incertidumbres asociadas al establecimiento del factor de esfericidad " α " en el cálculo de la velocidad de sedimentación puesto que, para diámetros de partícula inferiores a las 100 micras, algunas formulaciones directamente prescinden de dicho factor. De este modo, fue posible determinar los parámetros sedimentarios propios de la Ría de Suances como: $\tau_b=0.0623 \text{ kg/ms}^2$, $\tau_e=0.0968 \text{ kg/ms}^2$, $\tau_d=0.0635 \text{ kg/ms}^2$, mediante los cuales se obtuvieron resultados que presentaron un error relativo medio de menos del 10% con respecto a los datos reales de sólidos en suspensión determinados.

Asimismo, se ha advertido la influencia que ejerce la valoración de las fracciones disuelta y particulada, tanto en agua como en sedimentos, puesto que, éstas dependen, a su vez, de la concentración de sólidos. A diferencia del segundo módulo en el que dichas fracciones se calculan en la columna de agua en función de una concentración constante de sólidos, el tercer módulo del modelo desarrollado permite actualizar dichas fracciones en cada paso de tiempo de acuerdo con la actualización que lleva a cabo para la concentración de sólidos. Por su parte, el adecuado establecimiento de la fracción disuelta en el lecho bentónico resulta fundamental para poder representar, con cierto grado de precisión, el fenómeno de difusión entre la columna de agua y los sedimentos, así como los procesos de erosión, degradación y pérdida definitiva que ocurren en el lecho bentónico.

Cabe comentar, asimismo, que la omisión de los procesos difusivos entre la columna de agua y los sedimentos, así como la simplificación de ciertos elementos implicados en la dinámica sedimentaria (segundo módulo del modelo desarrollado), pueden resultar válidas únicamente para el estudio de sustancias altamente volátiles o cuyo coeficiente de partición sea muy bajo.

Con respecto al establecimiento de la concentración basal, se ha concluido que, en la columna de agua, los resultados de la simulación no dependen de esta variable. En contrapartida, se observó que los resultados del modelo numérico presentaron una fuerte dependencia de la concentración basal asignada a los sedimentos, por tal motivo, resulta fundamental ahondar en el establecimiento de esta variable mediante estudios de campo específicos que permitan conocer la acumulación histórica de sustancias contaminantes en el lecho bentónico puesto que éste se constituye como la fuente principal de dichas sustancias a la Ría de Suances.

Por otro lado, cuanto más precisa sea la información correspondiente a los propios vertidos introducida al modelo, los resultados obtenidos presentarán una mayor precisión y describirán de forma más ajustada la realidad física de la Ría. Por tal motivo, resulta fundamental contar con información completa que refleje fielmente la realidad de la zona de estudio. Para ello,

es preciso intensificar la identificación y detallar lo más posible la caracterización de todos los vertidos presentes en la Ría de Suances.

Si bien es cierto que resulta sumamente compleja la obtención de la totalidad de la información requerida para alimentar al modelo desarrollado, se considera que, en ausencia de esta, la repercusión económica que supondría su obtención mediante campañas de campo diseñadas específicamente para tales efectos resulta viable. De cara a la gestión, los costes iniciales derivados de estas labores serían equiparables a una inversión inicial que puede ser recuperada, con creces, si se logra disponer de una malla de la zona de estudio para la que hayan sido calibrados los parámetros sedimentarios y para la que se conozca también, además de las concentraciones basales en agua y sedimento de la sustancia contaminante de interés, propiedades físicas del sedimento tales como la densidad de lecho seco y húmedo. De este modo, al contar con todos los elementos necesarios para llevar a cabo una adecuada calibración y validación de la malla que representa al estuario que se pretende gestionar, los puntos de muestreo necesarios para su control rutinario podrían verse reducidos de forma ostensible debido a que el modelo desarrollado sería capaz de reproducir las concentraciones de la sustancia contaminante de interés, tanto en agua como en sedimento, en cualquier punto del estuario y en cualquier instante de tiempo con una precisión aceptable. La posibilidad de reducir puntos de muestreo sustituyéndolos por puntos de control en el modelado numérico puede suponer un ahorro significativo considerando el elevado coste de las determinaciones analíticas de las sustancias prioritarias y peligrosas.

Por otro lado, cabe resaltar los beneficios de la utilización de un entorno SIG para llevar a cabo estas tareas de gestión puesto que es posible recoger, en una sola imagen, la totalidad de la información relacionada con la variable que se desea analizar (zonas de mayor sedimentación, zonas en las que se incumple la Norma de Calidad Ambiental Establecida, gradientes de concentración de una sustancia contaminante, etc.). Cabe comentar, asimismo, que la adecuada elección de la leyenda de representación de resultados es un factor esencial para que esta labor resulte fácil y eficaz.

Finalmente, con base en los planteamientos que formula la literatura científica y en los resultados obtenidos se sugiere que para futuras campañas de campo orientadas a la detección de sustancias prioritarias y peligrosas, se realicen, simultáneamente, para los mismos puntos de muestreo, mediciones de sólidos en suspensión, salinidad y pH además de las determinaciones de las sustancias contaminantes de interés. Asimismo, resulta recomendable establecer una mayor concentración de puntos de muestreo en las zonas de mayor acumulación de sedimentos.