

4

Estuario del Nervión

"Laboriosa ciudad, salmo de fábricas donde el hombre maldice, mientras rezan los presidentes de Consejo: oh altos hornos, infiernos hondos en la niebla".

Blas de Otero, *Muy lejos* (1955).



Vista de la grúa "Carola", vestigio y símbolo del pasado industrial de la ría del Nervión. Levantada en 1957, fue utilizada para la construcción de embarcaciones en los astilleros Euskalduna (Bilbao). Fuente: <https://www.flickr.com>

4. Estuario del Nervión

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos en la ría del Nervión y en su desembocadura, la bahía interna de El Abra, a partir de los análisis geoquímicos, físicos, microfaunísticos y radiométricos realizados sobre muestras superficiales y sondeos cortos, así como la discusión e interpretación de los mismos. Con el propósito de dar una mayor coherencia al discurso general de este capítulo y facilitar su comprensión, los resultados serán descritos y discutidos en el siguiente orden: muestras superficiales, sondeos cortos intermareales y sondeos cortos submareales.

4.1 Muestras superficiales

La totalidad de los resultados geoquímicos, físicos y microfaunísticos obtenidos a partir del muestreo de 13 estaciones en el estuario del Nervión durante la campaña de 2017 (Figuras 4.1 y 4.2) se encuentran recopilados en los Apéndices Ib, IIc y IVa, además de publicados en Irabien et al. (2018).



Figura 4.1. Localización geográfica de los puntos de muestreo de la ría del Nervión: 1. Erribera, 2. Zorrotza, 3. Elorrieta, 4. Burtzeña, 5. Asua, 6. Rontegi, 7. Galindo, 8. Erandio, 9. Simondrogas, 10. Axpe, 11. Gobelás, 12. Benedicta, 13. Arriluze. Modificado de Leorri et al. (2008).



Figura 4.1. Labores de muestreo en algunas de las estaciones analizadas (febrero de 2017): a) Arriluze, b) Benedicta, c) Zorrotza, d) Erribera.

4.1.1 Resultados

4.1.1.1 Geoquímica y susceptibilidad magnética

En general, las concentraciones de metales y As obtenidas en los sedimentos superficiales (n=13) son relativamente altas, encontrándose en todas las estaciones de muestreo por encima de los niveles de fondo locales (Tabla 4.1) que fueron estimados por Cearreta et al. (2000) a partir de sedimentos pre-industriales procedentes de dos sondeos largos perforados en las zonas baja y media de la ría. Los elementos que se encuentran en mayores proporciones son el Zn (rango 107 – 958 mg kg⁻¹) y el Pb (37 – 259 mg kg⁻¹), seguidos por el Cu (38 – 331 mg kg⁻¹). Por su

parte, Ni, Cd y As presentaron niveles considerablemente más bajos (Ni 13 – 54; Cd <0,5 – 4,3; As 11 – 107 mg kg⁻¹). Las mayores concentraciones de metales se observaron en las zonas inferior y media de la ría (Figura 4.3), alcanzando su máxima expresión en las estaciones de Galindo (zona media) y Gobelas (zona inferior). En ellas se detectaron niveles de metales y As entre 2 y 10 veces más altos que los determinados en el resto de las estaciones analizadas (Tabla 4.1). En el otro extremo se encuentran las estaciones de Burtzeña y Elorrieta (zona superior), con los niveles más bajos de la ría (Figura 4.1).

Tabla 4.1. Resultados de los metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd) y As obtenidos en muestras superficiales de la ría del Nervión en febrero de 2017, junto con los valores de fondo locales estimados por Cearreta et al. (2000).

Zona	Estación	Pb mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Ni mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	As mg kg ⁻¹
Superior	Erribera	232	228	76	35	<0,5	13
	Zorrotxa	67	245	71	31	0,7	14
	Elorrieta	37	147	38	25	<0,5	12
	Burtzeña	48	107	41	13	<0,5	11
Media	Asua	146	367	74	30	2,1	24
	Rontegi	114	277	81	27	1,3	19
	Galindo	217	958	210	54	4,3	47
	Erandio	85	265	66	28	1,0	18
Inferior	Simondrogas	125	307	83	22	1,3	21
	Axpe	174	754	169	39	3,3	31
	Gobelas	259	626	331	26	3,3	107
	Benedicta	110	372	89	22	3,4	26
Bahía	Arriluze	89	568	53	13	1,5	44
Valores de fondo local (Cearreta et al., 2000)		21	63	20	23	-	-

En cuanto al análisis de la susceptibilidad magnética, los resultados obtenidos ofrecen valores, en general, muy altos en todas las estaciones ($5,7 \cdot 10^{-7} - 1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$), especialmente si se las compara con los valores de fondo locales ($1 - 17 \cdot 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) estimados por Irabien et al. (2018) (Tabla 4.2). De nuevo, en las estaciones de Galindo y Gobelas se encontraron los niveles más elevados de toda la ría (Figura 4.3), además de en Burtzeña (zona superior) y Benedicta (zona inferior). El resto de puntos de muestreo arrojaron valores mucho más bajos y constantes que en estas estaciones. De hecho, tal y como se puede ver en la Tabla 4.2, la medida más baja de todas (Asua: $5,7 \cdot 10^{-7} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$) es casi 20 veces menor que la más alta (Galindo: $1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$).

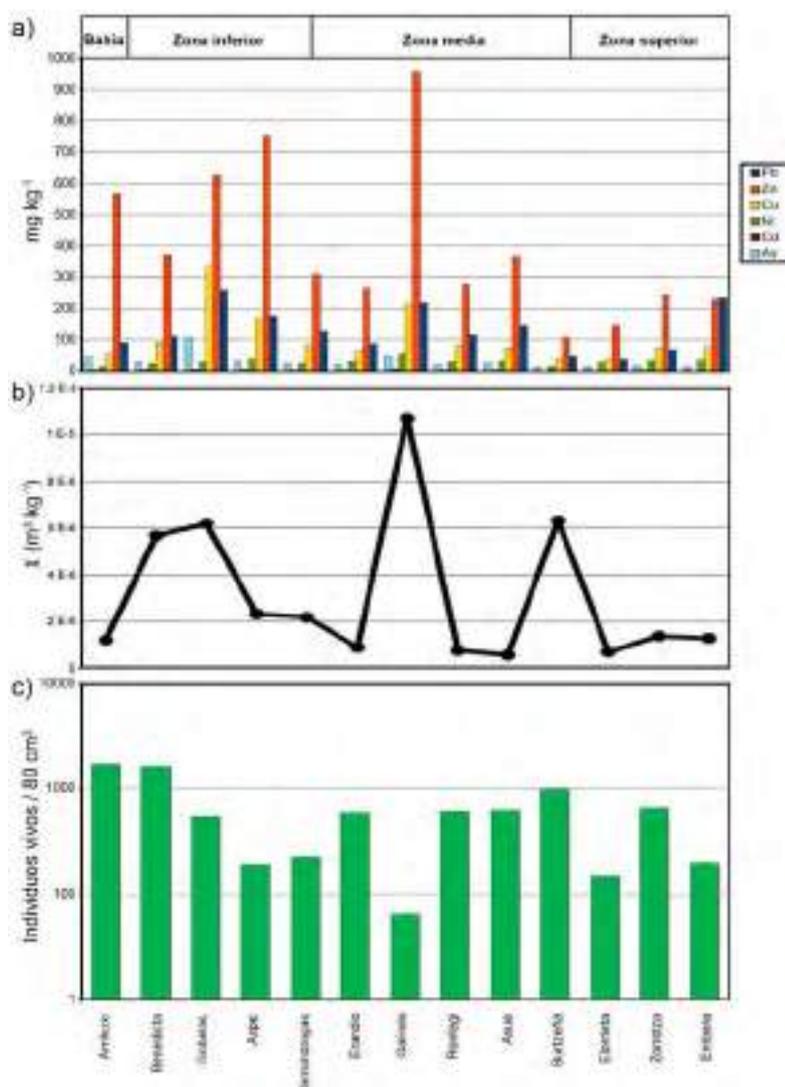


Figura 4.3. Parámetros analizados a partir de los sedimentos superficiales de la ría del Nervión muestreados en 2017. a) Concentraciones de los principales metales pesados y As (mg kg^{-1}); b) Medidas de la susceptibilidad magnética ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$); c) Número de foraminíferos bentónicos vivos por 80 cm^3 de sedimento (*standing crop*).

Tabla 4.2. Resultados de la susceptibilidad magnética (χ) y desviación típica (σ) obtenidos en las estaciones de muestreo de la ría del Nervión en Febrero de 2017, junto con los valores de fondo locales estimados por Irabien et al. (2018).

Zona	Muestras	χ	σ
	Estación	$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$	$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$
Superior	Erribera	$1,3 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^9$
	Zorrotza	$1,4 \cdot 10^6$	$7,1 \cdot 10^{10}$
	Elorrieta	$7,1 \cdot 10^7$	$9,7 \cdot 10^{10}$
	Burtzeña	$6,3 \cdot 10^6$	$3,3 \cdot 10^9$
Media	Asua	$5,7 \cdot 10^7$	$7,7 \cdot 10^{10}$
	Ronategi	$7,7 \cdot 10^7$	$4,4 \cdot 10^{10}$
	Galindo	$1,1 \cdot 10^5$	$8,7 \cdot 10^9$
	Erandio	$9,0 \cdot 10^7$	$6,8 \cdot 10^{10}$
Inferior	Simondrogas	$2,2 \cdot 10^6$	$9,7 \cdot 10^{10}$
	Axpe	$2,3 \cdot 10^6$	$6,5 \cdot 10^9$
	Gobelás	$6,2 \cdot 10^6$	$4,0 \cdot 10^9$
	Benedicta	$5,7 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^9$
Bahía	Arriluze	$1,2 \cdot 10^6$	$5,0 \cdot 10^{10}$
Valores de fondo local (Irabien et al., 2018)		$1-1 \cdot 10^8$	

4.1.1.2 Micropaleontología

Se han recuperado un total de 7.206 foraminíferos bentónicos (3.228 individuos pertenecientes a la asociación viva y 3.978 caparazones pertenecientes a la asociación muerta) a partir de las 13 muestras superficiales obtenidas en ambos márgenes de la ría, e identificado 32 especies (12 estuarinas y 20 de origen marino).

4.1.1.2a Asociación viva

La asociación viva presenta un número relativamente elevado de individuos recuperados (>100 – 300 caparazones), salvo en Galindo, donde se ha registrado un número inferior a 100 individuos. La mayor abundancia se ha detectado en la muestra perteneciente a Arriluze, con un *standing crop* (80 cm³) igual a 1.714 individuos vivos (Figura 4.3). Por otro lado, la muestra más pobre en términos de abundancia se corresponde con Galindo, con tan sólo una densidad de 63 individuos (Figura 4.3). En total, se han identificado 19 especies vivas a lo largo de todo el estuario (7, 3 – 10 por muestra), siendo nuevamente Arriluze la estación con mayor número de especies (10) y Gobelas (zona inferior) la menos diversa (3). Las asociaciones vivas en toda la ría están compuestas por formas casi exclusivamente hialinas (99, 97 – 100%), dominando *A. tepida* (63, 42 – 87%) y *H. germanica* (18, 5 – 34%), además de *E. oceanense* (15, 12 – 41%) en Zorrotza, Burtzeña, Asua, Rontegi, Erandio Simondrogas y Arriluze. Asimismo, se ha observado que las abundancias relativas de *A. tepida* aumentan, por lo general, en la zona superior de la ría (zona inferior 63%, zona media 55%, zona superior 71%). Por el contrario, *H. germanica* muestra un comportamiento inverso (26%, 15%, 11%), mientras que *E. oceanense* presenta sus mayores abundancias relativas en la zona media (5%, 20%, 17%).

4.1.1.2b Asociación muerta

La abundancia de foraminíferos bentónicos pertenecientes a la asociación muerta es también relativamente alta, por lo que fue posible recuperar un número suficiente de caparazones (>300) en todas las muestras para realizar un análisis estadístico significativo. En total, fueron identificadas 32 especies muertas distintas (10, 6 – 18 por muestra), de las cuales 12 son estuarinas y 20 de origen marino. La

proporción media de formas marinas por muestra es del 2 (1 – 15)%, presentando el valor más elevado la muestra perteneciente a la estación de Arriluze, que fue obtenida en la zona interna de la bahía. Esta estación es, además, la que contiene el mayor número de especies de todo el estuario (18). En el otro extremo se encuentra la estación de Simondrogas (zona inferior), con el número más bajo de especies (6). El tipo de caparazón más representado en todo el estuario es el hialino (96, 89 – 99%). La asociación característica es, en general, bastante homogénea en todas las estaciones de muestreo, estando dominada por las especies estuarinas *A. tepida* (49, 31 – 71%) y *H. germanica* (22, 11 – 56%), además de *E. oceanense* (21, 18 – 27%) en Zorrotza (zona superior), Asua, Rontegi, Erandio (zona media) y Simondrogas (zona inferior), y la presencia puntual de *C. williamsoni* (10%) en Arriluze (bahía). En el resto de estaciones, sin embargo, estas dos últimas especies presentan unas abundancias relativas considerablemente más bajas: 4 (0 – 8)% y 1 (0 – 1)%, respectivamente.

Por último, se calculó el índice de similitud entre ambas asociaciones en todas las muestras estudiadas (excepto en Galindo) arrojando unos valores, en general, de moderadamente altos a muy altos (82, 55 – 95%).

4.1.2 Discusión

Como se ha descrito en el apartado dedicado a los resultados, en 2017 la mayoría de las estaciones de muestreo (excepto Galindo y Gobelás) presentaron unos valores de metales pesados y As claramente superiores a los valores de fondo locales (Tabla 4.3). Para tener una idea del grado de deterioro en el que se encuentran estos sedimentos, los resultados se han comparado con los valores de referencia propuestos por Long et al. (1995): el ERL y el ERM. Tres de las 13 estaciones muestreadas (Erribera, Galindo y Gobelás) superan el ERM para el Pb, mientras que 4 lo hacen para el Zn (31%, Galindo, Axpe, Gobelás y Arriluze). Sólo Gobelás (8%) presentó concentraciones de Cu y As por encima de su ERM, y Galindo (8%) de Ni. Ninguna de las muestras presentó valores de Cd superiores a este umbral. El ERL, por su parte, es superado para Pb, Zn, Cu y As en todas las estaciones de muestreo (Tabla 4.3). La comparación con estos umbrales y con los valores de fondo naturales determinados por Cearreta et al. (2000) indica que los niveles de algunos de estos metales (especialmente el Pb, Zn y Cu) se encuentran, en la mayoría de las

estaciones, lejos de unas condiciones ambientales plenamente recuperadas.

Las 13 muestras superficiales recolectadas en Febrero de 2017 están incluidas dentro de un programa de monitorización ambiental que se lleva a cabo trianualmente desde el año 1997 (Figura 4.3), y cuyos resultados han sido objeto de varias publicaciones previas (Cearreta et al., 2000; Leorri et al., 2008, Irabien et al., 2018). Diversos estudios han demostrado la utilidad de la monitorización a largo plazo de parámetros indicadores para evaluar los procesos de regeneración ambiental de los ecosistemas costeros (Baeyens et al., 1998; Harland et al., 2000; Yashuhara et al., 2012).

Tabla 4.3. Resultados de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd) y As (mg kg^{-1}) y susceptibilidad magnética ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) para 2017 en la ría del Nervión, comparados con los valores de fondo locales (a, c) y los Efectos de Rango Bajo y Medio (b). En rojo, los valores que superaron los ERLs y en rojo resaltado los que lo hicieron para los ERMs.

Superficiales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As	X
Estación	mg kg^{-1}	$\text{m}^3 \text{mg}^{-1}$					
Erribera	232	228	76	35	<0,5	13	$1,3 \cdot 10^6$
Zorrotza	67	245	71	31	0,7	14	$1,4 \cdot 10^6$
Elorrieta	37	147	38	25	<0,5	12	$7,1 \cdot 10^7$
Burtzeña	48	107	41	13	<0,5	11	$6,3 \cdot 10^6$
Asua	146	367	74	30	2,1	24	$5,7 \cdot 10^7$
Rontegi	114	277	81	27	1,3	19	$7,7 \cdot 10^7$
Galindo	217	958	210	54	4,3	47	$9,0 \cdot 10^7$
Erandio	85	205	66	28	1,0	18	$1,1 \cdot 10^8$
Simondrogas	125	307	83	22	1,3	21	$2,2 \cdot 10^6$
Axpe	174	754	169	39	3,3	31	$2,3 \cdot 10^6$
Gobelas	259	626	331	26	3,3	107	$6,2 \cdot 10^6$
Benedicta	110	372	89	22	3,4	26	$5,7 \cdot 10^6$
Arriluze	89	568	53	13	1,5	44	$1,2 \cdot 10^6$
Fondo local ^a	21	63	20	23	-	-	$1-17 \cdot 10^{10}$
ERL ^b	47	150	34	21	1,2	8	
ERM ^c	218	410	270	70	9,6	52	

^aCearreta et al. (2000)

^bLong et al. (1995)

^cIrabien et al. (2018)

Los datos presentados en este trabajo (campaña de 2017) se han comparado con los resultados obtenidos en las campañas anteriores (Irabien et al., 2018), con el objetivo de determinar la evolución de la calidad ambiental de los sedimentos a lo largo de las últimas dos décadas. Las primeras campañas de muestreo pusieron de relieve el elevado grado de deterioro ambiental en el que se encontraban los sedimentos superficiales de la ría del Nervión a finales del siglo pasado. De hecho, durante los dos primeros muestreos, efectuados en los años 1997 y 2000, se detectaron concentraciones extremadamente elevadas de metales pesados y As (Figura 4.4). Todas las estaciones de muestreo exhibían, para ambos años, niveles de

Zn superiores a su ERM, hasta un orden de magnitud mayor en aproximadamente el 50% de las mismas (Leorri et al., 2008). Además, aproximadamente también la mitad de las estaciones presentaban concentraciones de Pb, Ni y As por encima de sus ERMs (Cearreta et al., 2000; Leorri et al., 2008). A partir de 2003, sin embargo, se observó una disminución significativa en la mayoría de los metales (Figura 4.4). En particular, se detectó una mejora sustancial de la calidad geoquímica del sedimento en las muestras de la zona superior (Erribera, Zorrotza, Elorrieta y Burtzeña) donde, en las campañas sucesivas, ninguna muestra excedió los ERMs de ningún metal ni As, con la excepción puntual de una medida aislada de Zn en Elorrieta, perteneciente a la campaña de 2006. En menor medida, también se apreció una leve disminución de los niveles de contaminantes en las zonas inferior y media, aunque mucho menos acusada (Leorri et al., 2008). En 2009, las zonas superior y media de la ría ya presentaron valores por debajo de los ERMs en todos los metales, persistiendo únicamente la estación de Galindo. Además, a partir de ese año se incluyó al Cd en la lista de elementos monitorizados (Irabien et al., 2018), ya que la Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y del Consejo clasificó este metal y sus compuestos como sustancias peligrosas prioritarias en el ámbito de la política de aguas, estableciendo concentraciones máximas admisibles de entre 0,45 y 1,5 $\mu\text{g l}^{-1}$, en función de la dureza del agua.

En cuanto a las estaciones de Galindo y Gobelás, situadas en la desembocadura de los afluentes principales del Nervión (ríos homónimos, Figura 4.2), ambas muestran que el enriquecimiento en metales es muy persistente en estas áreas a lo largo de los años, pudiendo ser consideradas como “hot spots”. Debido a que este concepto ha sido fundamentalmente concebido para cuerpos de agua, no se ha desarrollado una definición ni caracterización definitiva para su aplicación en sedimentos. Sin embargo, el Departamento de Calidad Ambiental de Oregón, USA (1998) propone definirlos, dentro de este ámbito, como áreas de alta movilidad química, donde las concentraciones de contaminantes exceden los umbrales basados en el riesgo ecológico y humano, y/o no son susceptibles de ser contenidas de manera confiable. De hecho, distintos procesos de removilización, como los dragados, pueden contribuir activamente a poner de nuevo en circulación las sustancias peligrosas que contienen este tipo de sedimentos. Aunque Rodríguez-Iruretagoiena et al. (2016)

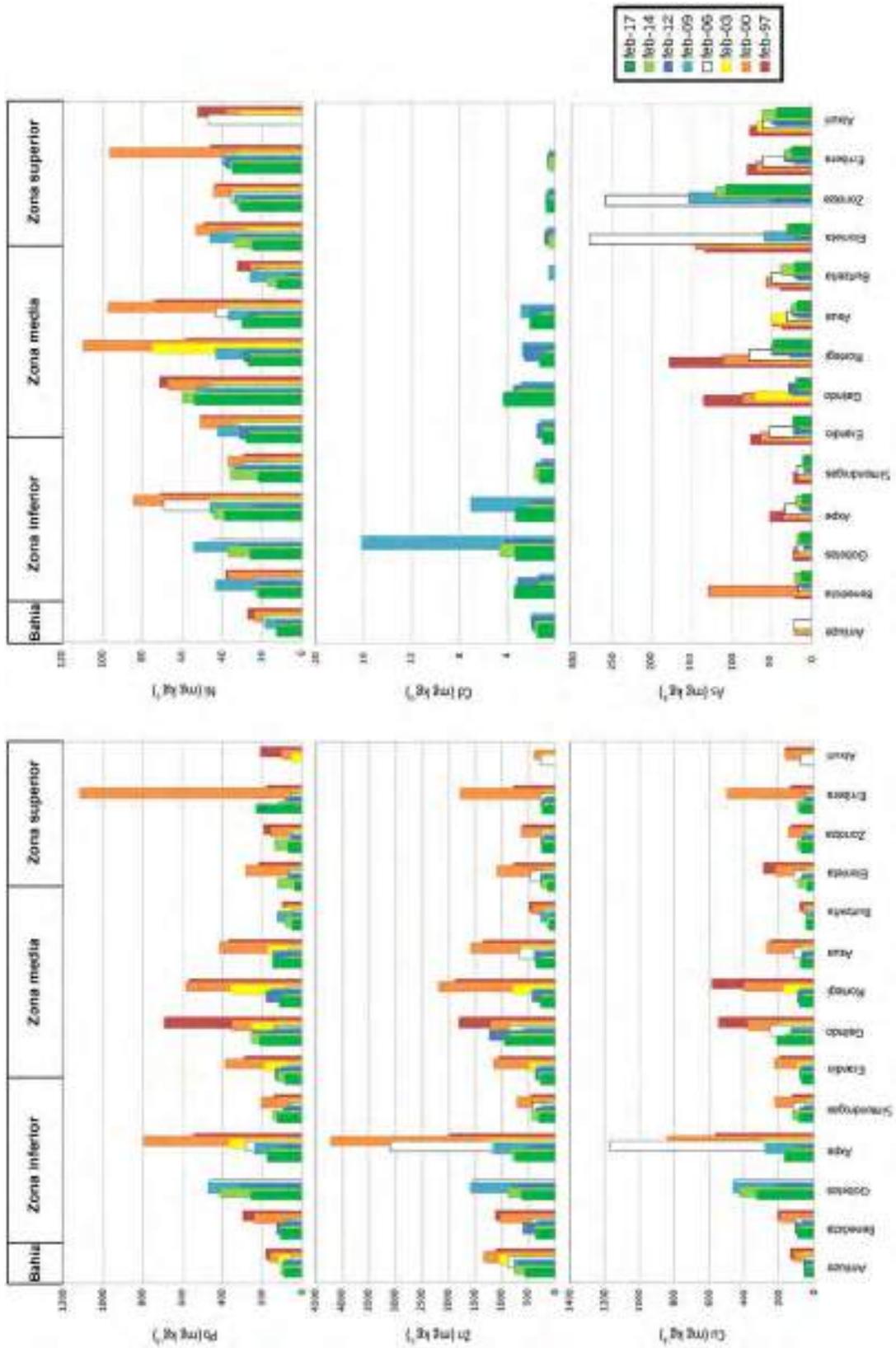


Figura 4.4. Evolución en las concentraciones de los metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni, Cd) y As (mg kg⁻¹) a lo largo de las campañas de monitorización ambiental de la ría del Nervión (1997 – 2017).

también clasificaron estos dos puntos como “hot spots” durante el período comprendido entre 2009 y 2011, la mejora que detectaron en Gobelas posteriormente hizo que lo eliminaran de esta categoría en 2014. Por el contrario, los datos extraídos en la última campaña de monitorización en 2017 no hacen sino confirmar que los niveles de metales siguen siendo lo suficientemente elevados como para no poder suponer una mejora efectiva en la calidad de los sedimentos en ambas desembocaduras. Además, los estudios realizados únicamente sobre la caracterización de sedimentos superficiales suelen ignorar que los materiales contaminados siguen formando parte de un registro geológico que, en ocasiones, puede alcanzar grandes espesores y continuar funcionando potencialmente como una fuente secundaria de contaminación. De ello puede colegirse la necesidad de aportar un nuevo enfoque al estudio de la evolución ambiental del estuario que incluya una perspectiva estratigráfica, lo que justifica el análisis de los 6 sondeos cortos intermareales descritos más adelante, ayudando a ofrecer una evaluación ambiental más realista y veraz.

En relación a la susceptibilidad magnética, los resultados correspondientes a las muestras superficiales recolectadas en 2017 fueron mucho más altos en todas las estaciones de muestreo que los valores de fondo obtenidos a partir de sedimentos pre-industriales procedentes de tres sondeos largos previamente estudiados por Leorri y Cearreta (2004) (Tabla 4.3). Este parámetro, que puede servir como indicador indirecto de la fracción de material ferromagnético contenida en el sedimento, ha sido ampliamente utilizado en sedimentos afectados por la contaminación antropogénica desde los años 1970 (Scoullos et al., 1979; Evans y Heller, 2003; Dekkers, 2007). De hecho, tomando las altas medidas de susceptibilidad detectadas, queda patente que los sedimentos de la ría del Nervión presentan un claro enriquecimiento en materiales ferromagnéticos. En un área dominada por la industria sidero-metalúrgica, la presencia en los sedimentos de grandes cantidades de escorias enriquecidas en Fe y otros residuos de carácter ferromagnético es muy frecuente. Este tipo de industrias, junto a otras actividades que hacen uso de la quema de carbón, son las responsables de la emisión de enormes cantidades de material ferromagnético, bien en forma de escorias ricas en Fe, bien como cenizas (Maher y Thompson, 1999; Scoullos et al.,

2014, Zhang et al., 2018). Precisamente éste ha sido el escenario industrial dominante en la ría del Nervión durante el último siglo y medio (Cearreta, 1998a).

Por otra parte, aunque diversos estudios muestran que puede existir una correlación entre la susceptibilidad magnética y diferentes tipos de contaminantes, como los metales pesados (Evans y Heller, 2003; Dekkers, 2007; Scoullos et al., 2014), no se ha observado una relación clara a lo largo de la ría del Nervión entre estos dos parámetros. Si bien, en ambos casos, los valores más altos se encuentran en Galindo y Gobelas (Figura 4.3), no en todas las muestras se ha observado este comportamiento. Esto puede deberse a la extrema heterogeneidad geoquímica del estuario, reflejo de la multitud y diversidad de las fuentes contaminantes que operan simultáneamente. En Burtzeña, por ejemplo, los elevados valores de susceptibilidad magnética contrastan con bajos niveles de metales. En este caso, la fuente de las altas concentraciones de material ferromagnético podría estar relacionada, al menos parcialmente, con la actividad de alguna de las industrias instaladas a lo largo del curso del río Kadagua. Por ejemplo, el 2% de los residuos generados por la incineradora Zabalgardi está compuesto por chatarras de hierro, según informa la propia compañía en su sitio web (www.zabalgardi.com). Otra posibilidad es que las fases magnéticas de Burtzeña procedan de las explotaciones mineras de hierro que se localizan hacia el sur y que drenan en el río. Históricamente, el curso del Kadagua se ha caracterizado por la presencia de numerosas ferrerías, siendo en el pasado un área especialmente vinculada a la industria del hierro (Barrio, 2016). Por su parte, en un estudio sobre la geoquímica de los sedimentos de la ría del Nervión, Raposo et al. (2006) obtuvieron elevados contenidos de Fe en muestras procedentes del río Kadagua y, dada su localización geográfica (zona superior), los relacionaron con más probabilidad con la composición de los materiales geológicos en la cuenca de drenaje antes que al producto de la actividad industrial. De todos modos, para conocer la fuente actual del material ferromagnético en esta área, sería necesario realizar análisis adicionales para conocer las fases minerales que son responsables del incremento de la susceptibilidad. En este sentido, un estudio reciente realizado sobre estos materiales (Villasante et al., 2019) indica que, a pesar de su alta susceptibilidad, otros parámetros que se encuentran directamente vinculados a la presencia de fases ferromagnéticas (p. e. imanación de saturación) presentan valores asimismo elevados,

lo que sugiere que las altas medidas de susceptibilidad pueden deberse, en realidad, a una elevada abundancia de minerales paramagnéticos (p. e. siderita).

Por lo que respecta al estudio micropaleontológico, la microfauna bentónica ha demostrado ser un pilar fundamental en la mayoría de los programas de monitoreo en ecosistemas marinos y costeros (Bilyard, 1987). El análisis de los foraminíferos bentónicos en 2017 refleja que tanto el *standing crop* (80 cm³) como el número de especies son relativamente elevados en comparación con los resultados obtenidos a partir de los muestreos de años previos (Tabla 4.4). Las primeras campañas de muestreo (1997 – 2003) habían dado como resultado una presencia de foraminíferos vivos extremadamente baja (Irabien et al., 2018), indicando una intensa defaunación fruto de unas condiciones ambientales desfavorables para su crecimiento y reproducción (Figura 4.5). En 1997 sólo Arriluze (ubicada en el área de la bahía) presentaba un número de individuos vivos superior a 100. En 2006, a ésta se le suma Benedicta (zona inferior). Sin embargo, ya que la distribución de los escasos foraminíferos vivos encontrados durante este periodo parece responder más a la aleatoriedad que a una colonización efectiva, es más probable que se tratara de

Tabla 4.4. Resultados de los *standing crop* (80 cm³) y número de especies de la asociación viva en las muestras superficiales de la ría del Nervión durante el periodo 1997 – 2017. Tomada de Irabien et al. (2018). NR = no recolectada.

<i>Standing crop</i> (80 cm ³)	1997	2000	2003	2006	2009	2012	2014	2017
Abxuri	0	0	0	0	NR	NR	NR	NR
Erribera	0	0	0	2	39	70	288	196
Zorrotxa	0	0	4	6	57	228	2.412	654
Elorrieta	0	0	0	19	70	152	662	146
Burtzeña	0	0	0	6	15	45	244	985
Asua	1	0	1	42	64	966	250	615
Rontegi	2	0	0	0	162	856	2.133	605
Gallindo	1	0	1	5	16	53	123	64
Erandio	1	0	1	2	41	248	2.997	585
Simondrogas	0	0	2	10	44	324	647	223
Axpe	0	0	40	13	104	172	1.058	190
Gobelas	3	10	4	30	264	184	1.560	540
Benedicta	11	9	NR	154	582	307	7.745	1.620
Arriluze	107	10	66	250	644	427	724	1.714
nº de especies	1997	2000	2003	2006	2009	2012	2014	2017
Abxuri	0	0	0	0	NR	NR	NR	NR
Erribera	0	0	0	1	4	5	9	7
Zorrotxa	0	0	1	3	4	5	10	6
Elorrieta	0	0	0	4	5	3	12	4
Burtzeña	0	0	0	2	4	3	8	6
Asua	1	0	1	3	3	7	11	6
Rontegi	2	0	0	0	4	4	11	6
Gallindo	1	0	1	3	4	4	9	5
Erandio	1	0	1	1	3	4	10	9
Simondrogas	0	0	1	5	3	3	10	7
Axpe	0	0	8	4	5	7	9	5
Gobelas	2	1	1	4	7	4	10	3
Benedicta	3	3	NR	9	3	4	11	8
Arriluze	7	3	12	7	6	4	14	10

individuos transportados hacia el interior del estuario por acción de las mareas y el oleaje, aunque la baja calidad ambiental de este ecosistema impidió que pudieran reproducirse (Cearreta et al., 2000). De hecho, los estuarios constituyen áreas preferenciales de deposición de foraminíferos marinos transportados como carga de fondo y en suspensión. En concreto, los depósitos intermareales de estuarios de régimen mesomareal, como el del Nervión, suelen presentar proporciones de moderadas a elevadas en caparazones alóctonos (Wang y Murray, 1983). A partir de 2009 se detectó por primera vez un aumento significativo en la abundancia de individuos vivos (Figura 4.5). Un análisis detallado de la distribución espacial y temporal de los foraminíferos permitió observar claramente cómo éstos colonizaron progresivamente la ría desde los tramos inferiores a los superiores, alcanzando, ya en 2014, abundancias relativamente altas en todas las estaciones de muestreo. Los datos presentados en este trabajo (muestreo de 2017) confirman esta tendencia. De hecho, Cearreta et al. (2000) ya habían sugerido que, en caso de que las condiciones del sedimento mejorasen suficientemente, los pocos foraminíferos vivos transportados de las especies dominantes procedentes de otras zonas costeras cercanas y menos contaminadas deberían ser capaces de colonizar las áreas defaunadas. Esta recolonización, como se ha visto, comenzó a hacerse efectiva de forma incipiente a partir del año 2009 en la zona baja del estuario, extendiéndose con éxito progresivamente a todo el estuario en los últimos años (periodo 2014 – 2017) y prosperando, incluso, en algunas zonas donde la calidad geoquímica del sedimento sigue siendo particularmente mala (Gobelos). Con todo, los contenidos actuales de foraminíferos bentónicos aquí todavía se encuentran lejos de las abundancias que caracterizan otros estuarios cercanos que han sufrido una escasa antropización como, por ejemplo, el estuario de Santoña (Figura 4.5). En un estudio realizado en ese estuario, Cearreta (1988) cuantificó unos *standing crop* (90 cm³) estacionales generalmente superiores a los 3.000 individuos vivos para el estuario inferior, lo que reformulado a los estándares de este trabajo (80 cm³), corresponderían a unos 2.500 individuos.

La asociación viva típica en todas las estaciones de muestreo está compuesta casi invariablemente por *A. tepida*, *H. germanica* y, en menor medida, *E. oceanense*. Las dos primeras constituyen las especies dominantes en los ecosistemas estuarinos

de latitudes medias (Murray, 1991). De hecho, la asociación estuarina básica de la ría del Nervión durante el Holoceno está formada asimismo por *A. tepida* y *H. germanica*, junto con *E. oceanense* y *C. williamsoni* en áreas salobres, o con *Bolivina britannica*, *Bolivina pseudoplicata* y *Quinqueloculina seminula* en zonas de mayor influencia marina (Cearreta, 1998; Leorri y Cearreta, 2004). En cualquier caso, un rasgo característico de estas asociaciones naturales es su estructuración típica en unas pocas especies dominantes, unas pocas especies secundarias y un número más o menos variable, aunque pequeño de especies proporcionalmente menores (Murray, 2014). Sin embargo, salvo en algunas estaciones, la mayor parte de ellas presenta una estructura en la que no aparecen especies secundarias, sino que las asociaciones se encuentran altamente dominadas por dos o tres especies (especialmente por una de ellas), presentando el resto de taxones una escasa representación. En el caso de la ría del Nervión, más del 50% de las asociaciones vivas están caracterizadas por *A. tepida*. En ecosistemas degradados o que se encuentran en proceso de recuperación ambiental, donde la diversidad se halla mermada, las especies que dominan las asociaciones son las que naturalmente presentan una mayor tolerancia al estrés ambiental (como ocurre, de hecho, con *A. tepida*). Se trata, por tanto, de formas altamente oportunistas que, debido a sus adaptaciones específicas ante ciertos tipos de contaminantes, superan al resto de taxones (Alve, 1995).

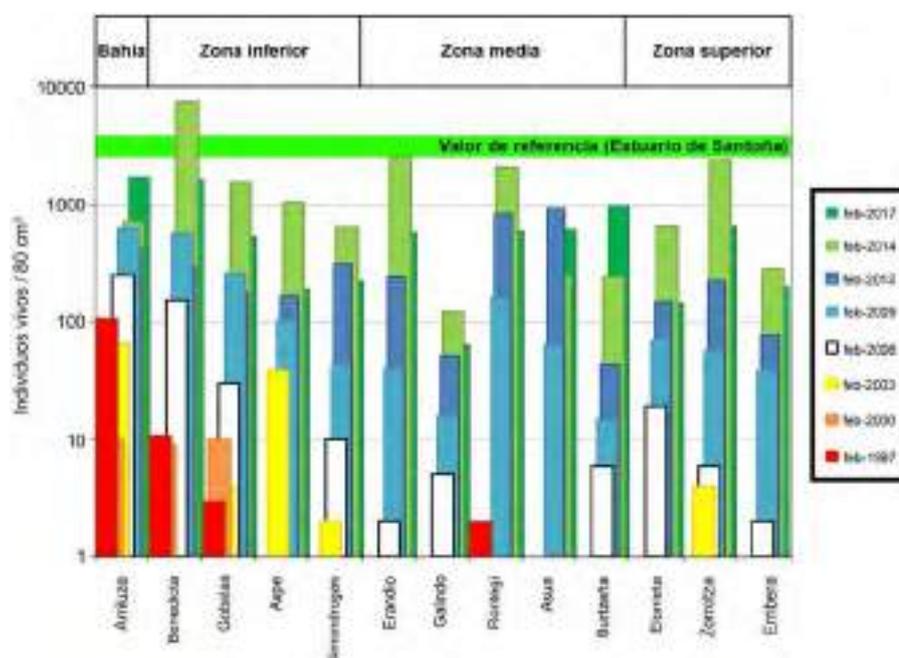


Figura 4.5. Evolución del *standing crop* (80 cm³) de la asociación viva en las muestras superficiales de la ría del Nervión durante el periodo 1997 – 2017. La franja verde horizontal representa los niveles promedio en el estuario de referencia (Santoña, Cantabria; Cearreta, 1988).

Dado que las asociaciones muertas representan la acumulación temporal de generaciones de foraminíferos (Murray, 1991), es usual que éstas presenten un mayor número de caparazones que las asociaciones vivas para un mismo volumen de sedimento, así como un mayor número de especies, debido fundamentalmente al transporte de caparazones alóctonos por efecto de las corrientes mareales y el oleaje. Este factor parece ser el responsable de la distribución de foraminíferos muertos encontrada a lo largo de la ría (Cearreta et al., 2000, 2002). Las especies dominantes pertenecientes a la asociación muerta son las mismas que en la asociación viva (*A. tepida*, *H. germanica* y *E. oceanense*). En concreto, *A. tepida* vuelve a aparecer en todas las muestras como la especie más representada. Este tipo de estuarios ambientalmente estresados puede dar lugar en ocasiones a asociaciones de tipo “casi monoespecífico”, entendiendo como tal aquellas cuyo índice de Berger-Parker se encuentra comprendido entre 0,5 y 0,8 (Hayward, 2014). Este índice expresa la proporción de la especie dominante frente al conjunto de la muestra, o expresado de forma inversa, su abundancia en forma de porcentaje. Para el cálculo de este índice suele tenerse en cuenta sólo la asociación muerta, que es más estable en su composición, puesto que incluir la viva podría introducir sesgos derivados de su variabilidad estacional. Todas las estaciones de muestreo, excepto Burtzeña (0,3), Asua (0,4) y Galindo (0,4), exhiben valores dentro de este rango para sus asociaciones muertas (0,5 – 0,7; Apéndice IId).

En cuanto al grado de similitud entre ambas asociaciones, se detectaron índices moderadamente altos a muy altos en todas las estaciones de muestreo. Tal como propone Rogers (1976), se considera una similitud alta a aquella cuyo valor se encuentre por encima del 70%. Este sería el caso de todas las estaciones estudiadas, excepto Elorrieta y Burtzeña (55 y 65%, respectivamente; Apéndice IId), mientras que en Galindo no fue posible calcularlo debido al escaso número de ejemplares vivos recuperados. Las especies que presentan mayores diferencias en sus abundancias relativas son *E. oceanense* (Elorrieta y Burtzeña), *Q. seminula* (Elorrieta) y *H. germanica* (Burtzeña) (Apéndice IId). Los bajos índices de similitud estas dos estaciones podrían estar vinculados, como ya se ha indicado, al transporte de caparazones alóctonos por las corrientes. Sin embargo, dado que ambas se encuentran situadas en la zona superior (un área menos influida por las mareas), no

hay que descartar que las diferencias entre ambas asociaciones se deban a procesos tafonómicos.

A pesar de que algunos estudios han sugerido que existe una correspondencia directa entre la presencia de altos contenidos de contaminantes y algunos parámetros ecológicos como la abundancia y la diversidad de foraminíferos bentónicos (Yanko et al., 2003; Martins et al., 2010; Ayadi et al., 2016), esta relación no parece mostrar una tendencia definida en la ría del Nervión, si bien es cierto que en Galindo (una de las estaciones químicamente más degradadas) se han hallado las menores abundancias de foraminíferos de todo el estuario. Sin embargo, Gobelas, que supera a Galindo en niveles de contaminación, presenta una abundancia de individuos vivos hasta 8 veces superior. Lo mismo puede decirse del resto de estaciones, donde no se ha encontrado ninguna correlación significativa entre los metales pesados y la abundancia de individuos o el número de especies. En este sentido, González-Oreja y Sáinz-Salinas (1998) propusieron el agotamiento del oxígeno disuelto como la principal causa antropogénica de la defaunación de la ría del Nervión. De hecho, estos autores informaron que la oxigenación de las aguas era, en aquel momento, muy baja en todo el estuario (condiciones anóxicas e hipóxicas). La monitorización de las aguas llevada a cabo posteriormente por Villate et al. (2013) puso de manifiesto, sin embargo, que la saturación de oxígeno disuelto aumentó significativamente a lo largo de la década siguiente (1998 – 2008), si bien de manera irregular. En el área del estuario medio, por ejemplo, detectaron que el contenido en oxígeno medio anual había llegado a duplicarse (de un 40% a un 80 % de saturación).

Tampoco se ha observado una correspondencia entre la aparición de caparzones de foraminíferos con formas aberrantes y las zonas más contaminadas. Al menos, en las muestras estudiadas en este trabajo no se ha hallado un número significativo de ejemplares deformes como para poder establecer una relación clara entre ambos parámetros. De hecho, Ruiz-González (2015), quien sí encontró suficientes formas aberrantes en muestras pertenecientes a las asociaciones vivas y muertas de los dos muestreos inmediatamente anteriores (2012 y 2014), no pudo establecer una relación directa con la distribución de metales pesados. Aunque algunos estudios realizados en otros ecosistemas contaminados sugieren que puede existir una correspondencia entre ellos (Alve, 1995; Yanko et al., 1998), se considera

que este tipo de crecimiento anormal puede indicar más bien condiciones de estrés ambiental asociadas al agotamiento del oxígeno o fluctuaciones en la salinidad (Boltovskoy et al., 1991; Cearreta et al., 2002a; Barbieri y Vaiani, 2018). La mejora en la saturación del oxígeno disuelto identificada por Villate et al. (2013) en las últimas décadas, podría justificar la ausencia de formas aberrantes en las muestras más modernas.

En resumen, los resultados de las muestras superficiales analizadas (campaña de 2017), sumados a los datos geoquímicos y microfaunísticos procedentes de las campañas de muestreo anteriores (años 1997 – 2014), contribuyen a reafirmar que actualmente está teniendo lugar un proceso de regeneración ambiental incipiente, aunque efectivo, en gran parte del estuario del Nervión. En concreto, en 2017, los contenidos de foraminíferos continuaron mostrando una tendencia general a su incremento generalizado en toda la ría. Por su parte, la mejora de la calidad geoquímica de los sedimentos superficiales fue especialmente favorable en Zorrotza, Elorrieta, Burtzeña, Asua, Rontegi, Erandio, Simondrogas y Benedicta, donde se alcanzaron valores por debajo de los ERMs en todos los elementos analizados, mientras que elevados niveles de metales han persistido en Galindo y Gobelás. Situaciones intermedias se han encontrado en Erribera, Axpe y Arriluze, donde las concentraciones han permanecido relativamente bajas a excepción de un metal cuya concentración superó el ERM (Pb en Erribera y Zn en Axpe y Arriluze). Sin embargo, es importante remarcar que, independientemente del grado de mejora detectado, las concentraciones de todos los metales (excepto el Ni) y As, así como los valores de susceptibilidad magnética de todas las estaciones de muestreo aún se encuentran muy por encima de los valores de fondo pre-industriales establecidos a nivel local y siguen superando frecuentemente sus respectivos ERLs. Tampoco se debe olvidar que las tendencias de mejora de la calidad geoquímica de los sedimentos y el aumento de los foraminíferos bentónicos no muestran trayectorias sincrónicas. Mientras que el descenso de los metales comienza a ser significativo a partir de 2003, no existe una respuesta biológica clara hasta el año 2009 (Irabien et al., 2018). Este desfase temporal está bien documentado en ecosistemas costeros altamente degradados que se encuentran en proceso de regeneración (Scheffer et al., 2001; Lillebø et al., 2005; Válega et al., 2008). En el caso de la ría del Nervión, tras la

desaparición de las principales fuentes de contaminación durante la reconversión industrial bilbaína de los años 1980, sus efectos nocivos siguieron manifestándose tanto sobre la microbiota estuarina como en la calidad química de los sedimentos durante la década siguiente, sin presentar signos evidentes de mejora. Es decir, que a las trayectorias descendentes de la presión ambiental no han seguido de forma sincrónica otras trayectorias de mejora en la calidad del sedimento ni una inmediata respuesta biológica. Aunque Alve (1995) sugirió que la recuperación de un ecosistema degradado debería seguir una trayectoria simétrica e inversa a la que llevó al sistema a su deterioro, lo usual es que ambas tendencias no sigan este proceso. Esto responde a un modelo en el que las tendencias de degradación y regeneración muestran una histéresis, es decir, no son paralelas, sino que los umbrales de las presiones estresantes no son los mismos que los que permiten la recuperación (Duarte et al., 2018). El retraso en el tiempo de respuesta es, como se ha dicho, función no sólo del tipo e intensidad de la presión ambiental, sino también del tiempo de exposición a la misma, experimentándose un mayor retardo cuanto más prolongada ha sido ésta (Lotze et al., 2011). Por lo tanto, no resulta extraño que, incluso tras la desaparición de las principales fuentes de contaminación, sus efectos nocivos puedan seguir manifestándose tanto en la calidad química de los sedimentos como en la microbiota estuarina durante los años sucesivos sin presentar signos evidentes de mejora. Sin embargo, a pesar de que los sedimentos de las llanuras intermareales del estuario continúan mostrando niveles altos de contaminación en relación con los niveles de fondo naturales, los datos expuestos en este trabajo demuestran que las condiciones ambientales han mejorado lo suficiente en los últimos años como para que los foraminíferos bentónicos hayan podido recolonizar con éxito áreas del estuario que habían estado defaunadas durante décadas.

4.2 Sondeos cortos intermareales (Ría)

El conjunto de los resultados geoquímicos, físicos y microfaunísticos obtenidos a partir de los 6 sondeos cortos perforados en distintos puntos de la zona intermareal de la ría del Nervión (Figura 4.6) se encuentran recopilados en su totalidad en los Apéndices Ib y IIe y IVa, y publicados en Irabien et al. (2018).



Figura 4.6. Localización geográfica de los sondeos cortos intermareales en la ría del Nervión: 1. Zorrotza, 2. Rontegi, 3. Galindo, 4. Erandio, 5. Simondrogas, 6. Benedicta, 7. Gobelás. Modificado de Leorri et al. (2008). En rojo, el sondeo corto intermareal Gobelás analizado en Irabien et al. (2018).

4.2.1 Resultados

4.2.1.1 Zorrotza

El resumen de los resultados obtenidos a partir de las muestras analizadas puede consultarse en la Tabla 4.5. Se trata de un sondeo de naturaleza fangosa y color marrón oscuro (Figura 4.7). La proporción de arena es bastante homogénea a lo largo de todo el sondeo (23, 13 – 29%), con la excepción de tres niveles arenosos a 7, 12 y 19 cm de profundidad (74, 60 y 64%, respectivamente). No presenta evidencias significativas de bioturbación, macrorrestos de moluscos o materia vegetal.

Tabla 4.5. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg^{-1}), físicos ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) y microfaunísticos (caparzones/15 g) del sondeo Zorrotza. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Zorrotza	
Profundidad 20 cm	Caparzones 162 (14-206)
Litología fango	Especies 4 (3-7)
Arena 24 (13-74)%	Marinos 0 (0-1)%
	Aglutinantes 0%
Pb 77 (30-105)	Porcelanáceos 0%
Zn 331 (117-463)	Hialinos 100%
Cu 82 (35-99)	<i>A. tepida</i> 73 (68-81)%
Ni 37 (21-46)	<i>E. oceanense</i> 14 (8-19)%
Cd 1,2 (0,4-2,8)	<i>H. germanica</i> 12 (8-17)%
As 17 (10-29)	
X 1,0 (0,7-1,3)10 ⁻⁶	

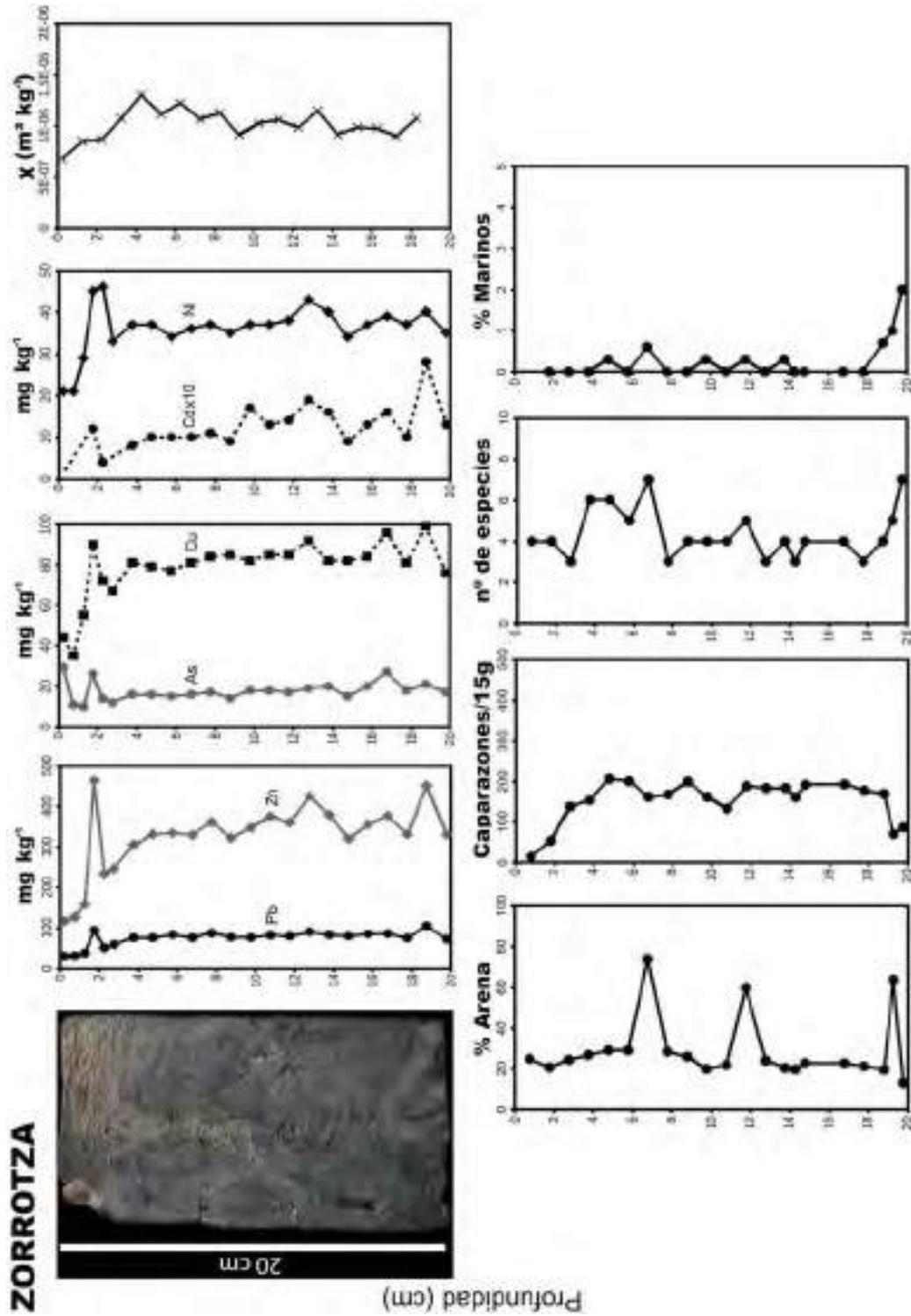


Figura 4.7. Sección longitudinal interna del sondeo corto Zorrotza (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) (mg kg⁻¹) y As, medidas de susceptibilidad magnética (m³ kg⁻¹), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

4.2.1.1a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los resultados geoquímicos obtenidos (n=24) revelan unos niveles relativamente bajos de metales pesados y As (Tabla 4.5), pero netamente superiores (salvo el Ni) a los niveles de fondo locales (Cearreta et al., 2000). Su distribución con la profundidad muestra un perfil muy estable a lo largo del tiempo, encontrándose los valores más elevados, en general, en el centímetro inferior (Figura 4.7). Los 4 cm superficiales están marcados por una suave tendencia decreciente, interrumpida puntualmente a 2 cm por un pico de mayores concentraciones (Figura 4.7), que fue detectado en todos los metales.

Por su parte, el análisis de la susceptibilidad magnética (n=19) ha dado como resultado, asimismo, valores bajos y constantes a lo largo de todo el sondeo (Tabla 4.5), percibiéndose, al igual que en el perfil de los metales pesados, un descenso progresivo en los 4 cm superficiales (Figura 4.8).

4.2.1.1b Isótopos estables de Pb

Para la caracterización de la huella isotópica del Pb se ha tenido en cuenta la relación entre los índices $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$. Los resultados se encuentran resumidos en la Tabla 4.6. En el caso de Zorrotza, las 3 muestras analizadas (a 1, 10 y 19 cm de profundidad) dan como resultado valores crecientes desde la base del sondeo hacia la superficie.

Tabla 4.6. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Zorrotza.

Zorrotza	Prof (cm)	$^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
	1	0,4797	1,1824
	10	0,4780	1,1730
	19	0,4767	1,1673

4.2.1.1c Micropaleontología

Por último, se han recuperado un total de 5.836 caparazones de foraminíferos bentónicos (n=21), pertenecientes a 11 especies distintas (7 de ellas estuarinas y 4

marinas). La abundancia de foraminíferos es muy baja en los dos centímetros más profundos (79, 70 – 87 caparazones/15 g) y muy pobre en especies (5, 4 – 6). Sin embargo, los sedimentos superiores contienen unas abundancias moderadas de ejemplares que se mantienen bastante homogéneas en el tiempo (167, 14 – 206 caparazones/15 g), aunque experimentan un importante descenso hacia los 4 centímetros más superficiales (Figura 4.7). El número de especies por muestra es nuevamente muy bajo en este tramo más superior (4, 3 – 5). Por su parte, las formas de origen marino son extremadamente escasas (>1%), mientras que casi la totalidad de los caparazones recuperados son de tipo hialino (~100%). La asociación faunística dominante es muy estable en todo el sondeo, y está representada por las especies estuarinas *A. tepida* (73, 68 – 81%), *E. oceanense* (14, 8 – 19%) y *H. germanica* (12, 9 – 17%).

4.2.1.2 Rontegi

En la Tabla 4.7 se encuentran resumidos los resultados obtenidos a lo largo del testigo. El sondeo presenta una textura fango-arenosa de color marrón oscuro (Figura 4.8), con una proporción en general bastante homogénea de arena del 34% (19 – 43%), salvo por la presencia de una intercalación arenosa (55%) hacia la base del sondeo (19 cm). Al igual que en el sondeo anterior, no se han observado restos relevantes de conchas, materia vegetal o evidencias de bioturbación.

Tabla 4.7. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹), físicos (m³ kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo Rontegi. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Rontegi	
Profundidad 20 cm	Caparazones 307 (56-633)
Litología fango arenoso	Especies 6 (3-9)
Arena 38 (18-55)%	Marinos 0 (0-1)%
	Aglutinantes 0 (0-1)%
Pb 149 (78-274)	Porcelanáceos 0 (0-1)%
Zn 409 (206-685)	Hialinos 100 (98-100)%
Cu 97 (52-150)	<i>A. tepida</i> 74 (66-78)%
Ni 34 (25-55)	<i>H. germanica</i> 15 (11-24)%
Cd 2,0 (0,8-5,1)	<i>E. oceanense</i> 10 (7-17)%
As 24 (14-42)	
X 0,7 (6,0-11)10 ⁻⁷	

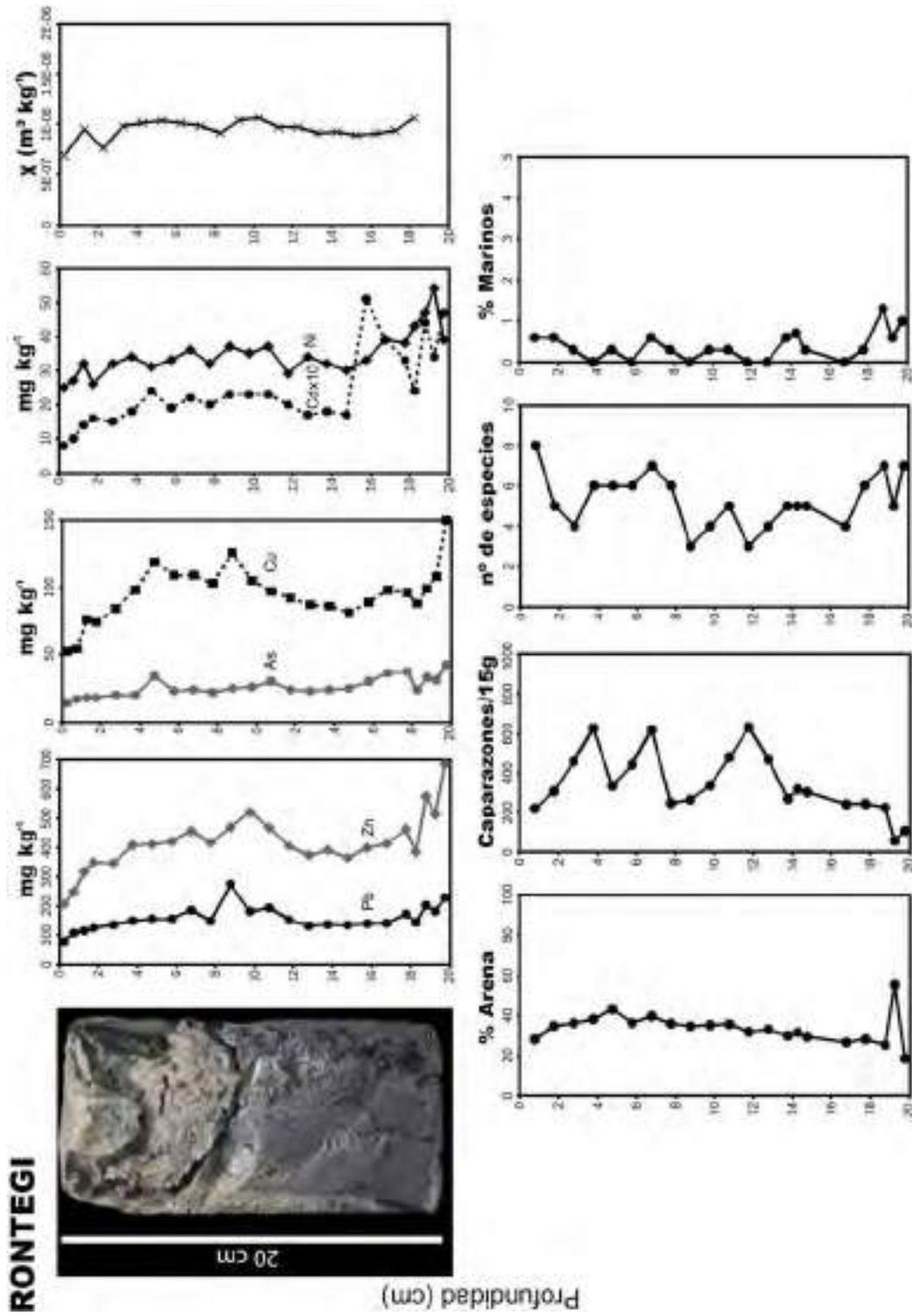


Figura 4.8. Sección longitudinal interna del sondeo corto Ronategi (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) ($mg kg^{-1}$) y As, medidas de susceptibilidad magnética ($m^3 kg^{-1}$), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

4.2.1.2a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los resultados obtenidos (n=25) ofrecen unas concentraciones algo más elevadas de metales y As que en el sondeo de Zorrotza (Tablas 4.5 y 4.7), presentando los dos centímetros basales los valores más altos este sondeo. Los metales decrecen a continuación hasta profundidades intermedias (12 cm), donde los niveles de Pb, Zn y Cu experimentan un aumento, alcanzando un pico de altas concentraciones a 9 cm. Por su parte, el Ni, el As y el Cd se mantienen relativamente constantes en el tiempo, aunque se observa en este último un comportamiento ligeramente fluctuante hasta los 15 cm de profundidad (Figura 4.8). Por último, el cuarto superior del testigo se caracteriza por una disminución progresiva de todos los metales y el As, alcanzándose en superficie los valores más bajos de todo el sondeo.

Por otro lado, los análisis de susceptibilidad magnética (n=19) dan como resultado un perfil muy similar al obtenido en el sondeo de Zorrotza, con valores bajos y muy estables (Tabla 4.7) a lo largo de toda la secuencia (Figura 4.8), detectándose también una disminución de los mismos en los 3 cm más superficiales.

4.2.1.2b Isótopos estables de Pb

En cuanto a la signatura isotópica del Pb, las muestras analizadas (a 2, 9 y 12 cm de profundidad; Tabla 4.8) dan valores que aumentan ligeramente, aunque de forma significativa, de base a techo a lo largo del sondeo.

Tabla 4.8. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Rontegi.

Rontegi	Prof (cm)	$^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
	2	0,4768	1,1684
	9	0,4767	1,1675
	12	0,4765	1,1665

4.2.1.2c Micropaleontología

Fueron recuperados un total de 6.247 caparazones de foraminíferos bentónicos (n=21) pertenecientes a 15 especies (9 estuarinas y 6 marinas). La

densidad de foraminíferos por 15 g es muy baja en los dos centímetros más basales (81, 56 - 106 caparazones), aumentando moderadamente hacia la superficie (317, 220 – 633 caparazones/15 g), aunque su distribución con la profundidad muestra un perfil poco uniforme, con la presencia de tres picos de máximas abundancias a 4, 7 y 12 cm de profundidad (Figura 4.8). Los últimos 4 cm se caracterizan por un decaimiento en el número de caparazones, aunque no llega a los valores que se encuentran en la parte inferior. El número de especies por muestra es bastante bajo (6, 3 – 9) en todo el sondeo, así como la proporción de ejemplares marinos (<1%). Los caparazones de tipo hialino representan casi la totalidad de los ejemplares recuperados (~100%) y la asociación microfaunística está casi exclusivamente compuesta en todo el sondeo por *A. tepida* (74, 66 – 78%), *H. germanica* (15, 11 – 25%) y *E. oceanense* (10, 7 – 17%).

4.2.1.3 Galindo

Los resultados obtenidos a partir de sus sedimentos puede consultarse de forma resumida en la Tabla 4.9. Todo el sondeo es de naturaleza fangosa y presenta un color negruzco (Figura 4.9). Su proporción de arena es extremadamente uniforme con la profundidad (26, 16 – 36%). Al igual que los sondeos anteriores, no presenta signos evidentes de bioturbación o macrorrestos de animales o vegetales.

Tabla 4.9. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹), físicos (m³ kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo Galindo. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Galindo	
Profundidad 20 cm	Caparazones 30 (3-52)
Litología fango	Especies 4 (3 - 7)
Arena 26 (17-36)%	Marinos 0 (0-3)%
	Aglutinantes 1 (0-6)%
Pb 333 (77-475)	Porcelanáceos 0 (0-1)%
Zn 1.075 (363-1.540)	Hialinos 99 (93-100)%
Cu 212 (69-280)	<i>A. tepida</i> 69 (58-79)%
Ni 51 (34-67)	<i>H. germanica</i> 28 (19-35)%
Cd 3,9 (0,9-6,0)	
As 91 (21-147)	
X 1,5 (0,6-1,9)10 ⁻³	

4.2.1.3a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los niveles de Pb, Zn y As son muy altos a lo largo de todo el sondeo (n=24;

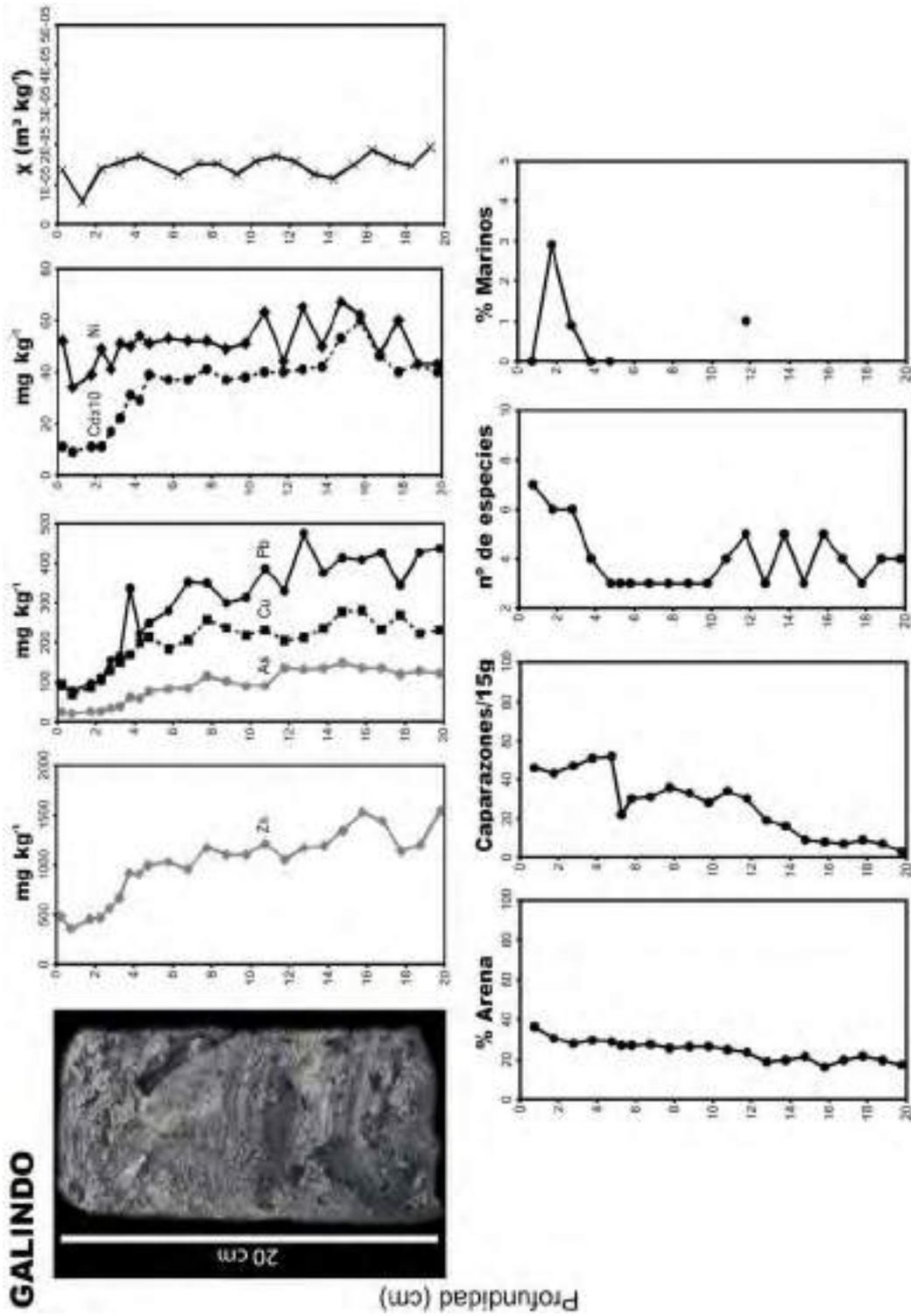


Figura 4.9. Sección longitudinal interna del sondeo corto Galindo (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) ($mg kg^{-1}$) y As, medidas de susceptibilidad magnética ($m^3 kg^{-1}$), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

Tabla 4.9). El resto de metales analizados muestran, en general, concentraciones más bajas. Todos ellos (excepto el Ni) muestran una distribución similar con la vertical, describiendo una suave tendencia decreciente de base a techo, que se acelera ligeramente en los 4 últimos centímetros (Figura 4.9).

Las medidas de susceptibilidad magnética (n=19) presentan niveles un orden de magnitud más elevados que los obtenidos en los sondeos precedentes (Tabla 4.9). El conjunto de datos ofrece un perfil muy estable a lo largo del tiempo, sin variaciones significativas (Figura 4.9).

4.2.1.3b Isótopos estables de Pb

Además, el análisis isotópico del Pb (a 1, 3 y 13 cm de profundidad) arroja ratios muy similares entre sí a lo largo del sondeo (Tabla 4.10), sin poder identificar una variación temporal significativa.

Tabla 4.10. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Galindo.

Galindo	Prof (cm)	$^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
	1	0,4780	1,1747
	3	0,4779	1,1744
	13	0,4780	1,1749

4.2.1.3c Micropaleontología

Todo el sondeo (n=21) se caracteriza por presentar una cantidad de foraminíferos bentónicos extremadamente baja (Figura 4.9). De hecho, solamente en las muestras pertenecientes a los 5 cm más superficiales se han podido recuperar más de 100 ejemplares. En total, fueron extraídos 1.477 caparazones (el 40% de ellos en esos últimos 5 cm). Aún así, ya desde la base del sondeo, puede observarse una suave tendencia creciente hacia arriba (Figura 4.9). El número de especies es, asimismo, muy bajo, con un total de 10 (8 estuarinas y 2 marinas) y un promedio de 4 (3 – 7) por muestra. La influencia marina, representada a través de la proporción de ejemplares alóctonos, es prácticamente inexistente (<1%), mientras que la casi totalidad de caparazones recuperados son de tipo hialino (~100%). La asociación

microfaunística está representada casi en exclusiva por *A. tepida* (68, 58 – 77%) y *H. germanica* (30, 26 – 35%).

4.2.1.4 Erandio

El resumen de los datos obtenidos en el sondeo Erandio puede consultarse en la Tabla 4.11. El testigo es principalmente fangoso y de una tonalidad marrón oscuro (Figura 4.10). Su proporción de arena es uniforme en toda su longitud (29, 15 – 53%), salvo por un nivel más arenoso a 9 cm de profundidad (53%), y no presenta signos de bioturbación o macrorrestos orgánicos de origen natural. Sin embargo, en los sedimentos más superficiales se han encontrado pequeños fragmentos de plástico de origen antrópico.

Tabla 4.11. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹), físicos (m³ kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo Erandio. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Erandio	
Profundidad 20 cm	Caparazones 87 (34-1.177)
Litología fango	Especies 3 (3-7)
Arena 29 (15-53)%	Marinos 0 (0-3)%
	Aglutinantes 0 (0-4)%
Pb 224 (60-926)	Porcelanáceos 0 (0-1)%
Zn 509 (167-939)	Hialinos 100 (96-100%)
Cu 128 (43-320)	<i>A. tepida</i> 60 (47-78)%
Ni 33 (22-38)	<i>E. oceanense</i> 18 (6-36)%
Cd 2,8 (0,6-8,0)	<i>H. germanica</i> 18 (14-24)%
As 35 (14-177)	
X 1,3 (0,7-2,1)10 ⁻⁶	

4.2.1.4a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los resultados de metales pesados (n=23) han mostrado unos niveles de Pb, Zn y As muy elevados, especialmente en la zona inferior del sondeo, frente a unas concentraciones más moderadas de Cu, Ni y Cd (Tabla 4.11). De base a techo se observa una marcada tendencia decreciente en todos los metales (excepto el Ni), cuya trayectoria es muy uniforme, sin presentar cambios bruscos (Figura 4.10).

Los análisis de susceptibilidad magnética (n=19) de nuevo parecen estar en consonancia con los metales pesados, al mostrar un paulatino, pero uniforme

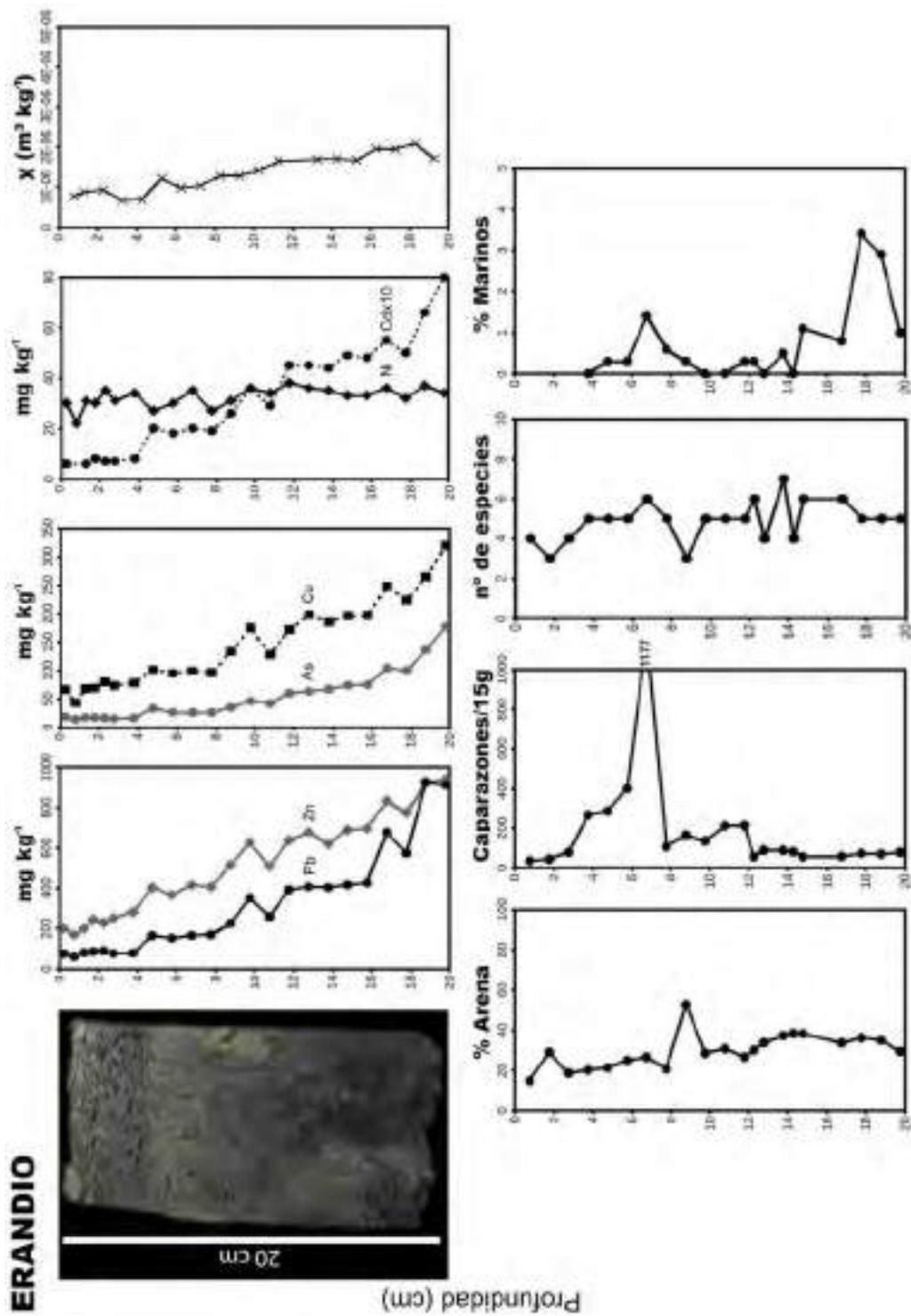


Figura 4.10. Sección longitudinal interna del sondeo corto Erandio (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) (mg kg^{-1}) y As, medidas de susceptibilidad magnética ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

descenso en sus valores (Tabla 5), en general bastante bajos, desde la base a los materiales más superficiales (Figura 4.10).

4.2.1.4b Isótopos estables de Pb

Por otro lado, el análisis de la relación entre los isótopos del Pb (a 1, 6 y 19 cm de profundidad; Tabla 4.12) dio como resultado, al igual que en los sondeos Zorrotza y Rontegi, valores crecientes desde la base del sondeo a la superficie.

Tabla 4.12. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Erandio.

Erandio	Prof (cm)	$^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
	1	0,4782	1,1757
	6	0,4771	1,1705
	19	0,4763	1,1680

4.2.1.4c Micropaleontología

Han sido recuperados 4.941 caparazones de foraminíferos bentónicos (n=21) pertenecientes a 17 especies (9 estuarinas y 8 marinas). La densidad de foraminíferos por 15 g de muestra es, en general, muy baja y uniforme desde los centímetros más profundos hasta los 12 cm (72, 55 – 88 caparazones/15 g), experimentando a partir de este punto un incremento suave (interrumpido por una brusca medida puntual a los 7 cm de profundidad en la que se alcanza su máximo (1.177 caparazones)), para luego volver a decaer en su contenido hasta obtener valores especialmente bajos hacia los sedimentos más superficiales (188, 34 – 1.177 caparazones) (Figura 4.10). La mediana de especies es muy baja, con sólo 5 (3 – 7) especies por muestra en todo el sondeo. Por otro lado, son muy pocos los ejemplares recuperados que corresponden a especies marinas (mediana <1%) aunque, curiosamente, las mayores proporciones se han encontrado en el tramo basal de menores abundancias (hasta un 3%). La práctica totalidad de ejemplares está constituida por formas hialinas (~100%). A pesar de los cambios en la densidad de caparazones, la asociación dominante es muy constante en todo el sondeo y está configurada por *A. tepida* (60, 47 – 78%), *H. germanica* (18, 14 – 24%) y *E. oceanense* (18, 10 – 21%).

4.2.1.5 Simondrogas

El conjunto de los datos pertenecientes a este sondeo se encuentra sintetizado en la Tabla 4.13. Se trata de un testigo de naturaleza fango-arenosa (31, 21 – 55% de arena) y presenta una coloración grisácea (Figura 4.11). A lo largo del mismo, se han encontrado macrorrestos de moluscos bivalvos y otros fragmentos de conchas diversas.

4.2.1.5a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los resultados obtenidos a partir del análisis geoquímico (n=21) indican que los niveles del Pb, Zn, Cu y As son particularmente elevados mientras que el Ni y el Cd presentan concentraciones menos acusadas (Tabla 4.13). Su distribución en profundidad es netamente decreciente de base a techo, excepto el Ni que mantiene sus contenidos sin apenas variación a lo largo de todo el sondeo (Figura 4.11).

En cuanto a las medidas de susceptibilidad magnética (n=18), se han obtenido de nuevo valores relativamente bajos (Tabla 4.13), que siguen una trayectoria decreciente, de forma similar a los metales, desde la base del sondeo hasta los sedimentos más superficiales (Figura 4.13).

Tabla 4.13. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg^{-1}), físicos ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) y microfaunísticos (caparzones/15 g) del sondeo Simondrogas. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Simondrogas	
Profundidad 20 cm	Caparzones 159 (5-543)
Litología fango arenoso	Especies 4 (3-6)
Arena 31 (21-55)%	Marinos 0 (0-1)%
	Aglutinantes 0 (0-1)%
Pb 315 (117-825)	Porcelanáceos 0%
Zn 653 (388-895)	Hialinos 100 (99-100)%
Cu 234 (110-376)	<i>A. tepida</i> 51 (44-78)%
Ni 30 (23-45)	<i>E. oceanense</i> 30 (7-38)%
Cd 4,0 (1,7-8,0)	<i>H. germanica</i> 19 (7-22)%
As 84 (30-264)	
X 2,4 (1,7-4,0)10*	

4.2.1.5b Isótopos estables de Pb

Además, en este caso, el análisis de la signatura isotópica del Pb (a 3, 14 y 20 cm; Tabla 4.14) no permitió identificar una tendencia definida en la distribución

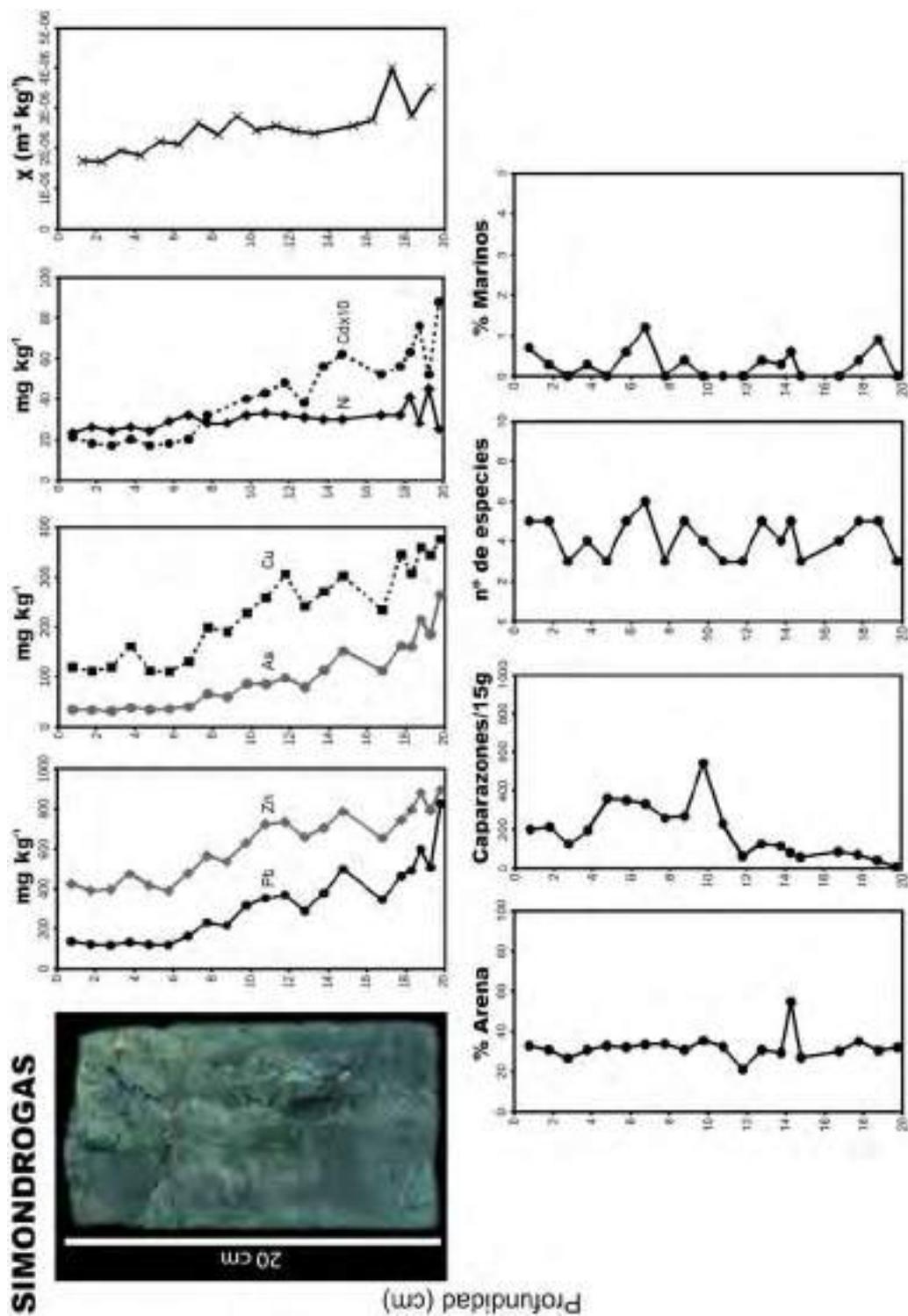


Figura 4.11. Sección longitudinal interna del sondeo corto Simondrogas (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) (mg kg⁻¹) y As, medidas de susceptibilidad magnética (m³ kg⁻¹), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

temporal de los índices obtenidos. Si bien la muestra más moderna presenta el índice más alto, la más basal muestra un valor superior al de la muestra intermedia.

Tabla 4.14. Ratios de $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ y $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ obtenidos a partir de los sedimentos analizados pertenecientes al sondeo Simondrogas.

Simondrogas	Prof (cm)	$^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
	3	0,4773	1,1708
	14	0,4766	1,1675
	20	0,4768	1,1683

4.2.1.5c Micropaleontología

Ha sido posible recuperar 4.732 caparazones de foraminíferos bentónicos (n=20) e identificar a partir de ellos hasta 14 especies (7 estuarinas y 7 marinas; Figura 4.11). Partiendo desde la base del sondeo, los dos primeros centímetros se caracterizan por presentar una densidad de caparazones por muestra particularmente baja (22, 5 – 39 caparazones/15 g), en la que no ha sido posible recuperar ni siquiera 100 ejemplares. Hasta los 14 cm de profundidad, las abundancias absolutas por 15 g siguen siendo bajas, aunque suficientes como para poder aplicarles un tratamiento matemático (74, 55 – 82). Es, sin embargo, a partir de esta profundidad cuando los foraminíferos aumentan, si bien moderadamente, de forma significativa (220, 61 – 543). A pesar de estas variaciones en el tiempo, el número de especies por muestra se mantiene relativamente homogéneo en toda su longitud (5, 3 – 7). Lo mismo ocurre con las proporciones de ejemplares marinos (<1%) y tipos de caparazón (~100% hialinos), así como con la asociación dominante, compuesta por *A. tepida* (51, 44 – 78%), *E. oceanense* (30, 8 – 38%) y *H. germanica* (19, 8 – 24%).

4.2.1.6 Benedicta

En la Tabla 4.15 se puede consultar el resumen de los resultados obtenidos a partir del sondeo Benedicta. Se trata de un testigo fundamentalmente fangoso de color negro (Figura 4.12), con un contenido en arena bajo y homogéneo a lo largo de todo su perfil (15, 7 – 24%) y sin presencia de macrorrestos de moluscos o materia vegetal.

Tabla 4.15. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹), físicos (m³ kg⁻¹) y microfauísticos (caparazones/15 g) del sondeo Benedicta. El primer valor corresponde con la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

Benedicta	
Profundidad 2 cm	Caparazones 139 (41-209)
Litología fango	Especies 5 (2-7)
Arena 15 (7-24)%	Marinos 1 (0-3)%
	Aglutinantes 0%
Pb 197 (79-396)	Porcelanáceos 0 (0-1)%
Zn 717 (241-1.520)	Hialinos 100 (99-100)%
Cu 155 (62-304)	<i>A. tepida</i> 76 (67-90)%
Ni 32 (26-39)	<i>H. germanica</i> 20 (5-33)%
Cd 5,0 (0,8-14,9)	
As 52 (18-157)	
X 5,6 (1,5-7,1)10 ⁻⁶	

4.2.1.6a Geoquímica y susceptibilidad magnética

Los resultados de metales pesados (n=20) indican unas concentraciones de Pb, Zn, Cd y As particularmente altas, especialmente en la mitad inferior del sondeo, mientras que el Cu y el Ni presentan contenidos más moderados (Tabla 4.15). Su distribución en el tiempo muestra que todos los elementos (excepto el Ni) tienen un comportamiento similar (Figura 4.12). Por un lado, se observa un aumento de las concentraciones desde la base hasta alcanzar su máximo a 16 cm de profundidad. A esta tendencia le sigue una trayectoria descendente, logrando, en el centímetro superficial, sus valores más bajos.

Los valores de susceptibilidad magnética (n=17) son relativamente bajos en este sondeo (Tabla 4.15) y muestran un perfil que comienza con un aumento progresivo en la parte inferior del sondeo, alcanzando también su máximo a 16 cm de profundidad (Figura 4.12). A partir de este punto, los niveles de susceptibilidad se mantienen bastante constantes, para luego disminuir considerablemente en los 5 centímetros superiores.

4.2.1.6b Micropaleontología

En total, fueron extraídos 6.187 caparazones de foraminíferos bentónicos (n=23) pertenecientes a 12 especies (6 estuarinas y 6 marinas). La densidad de caparazones/15 g es muy baja en los 2 cm más basales (81, 56 – 106), aumentando

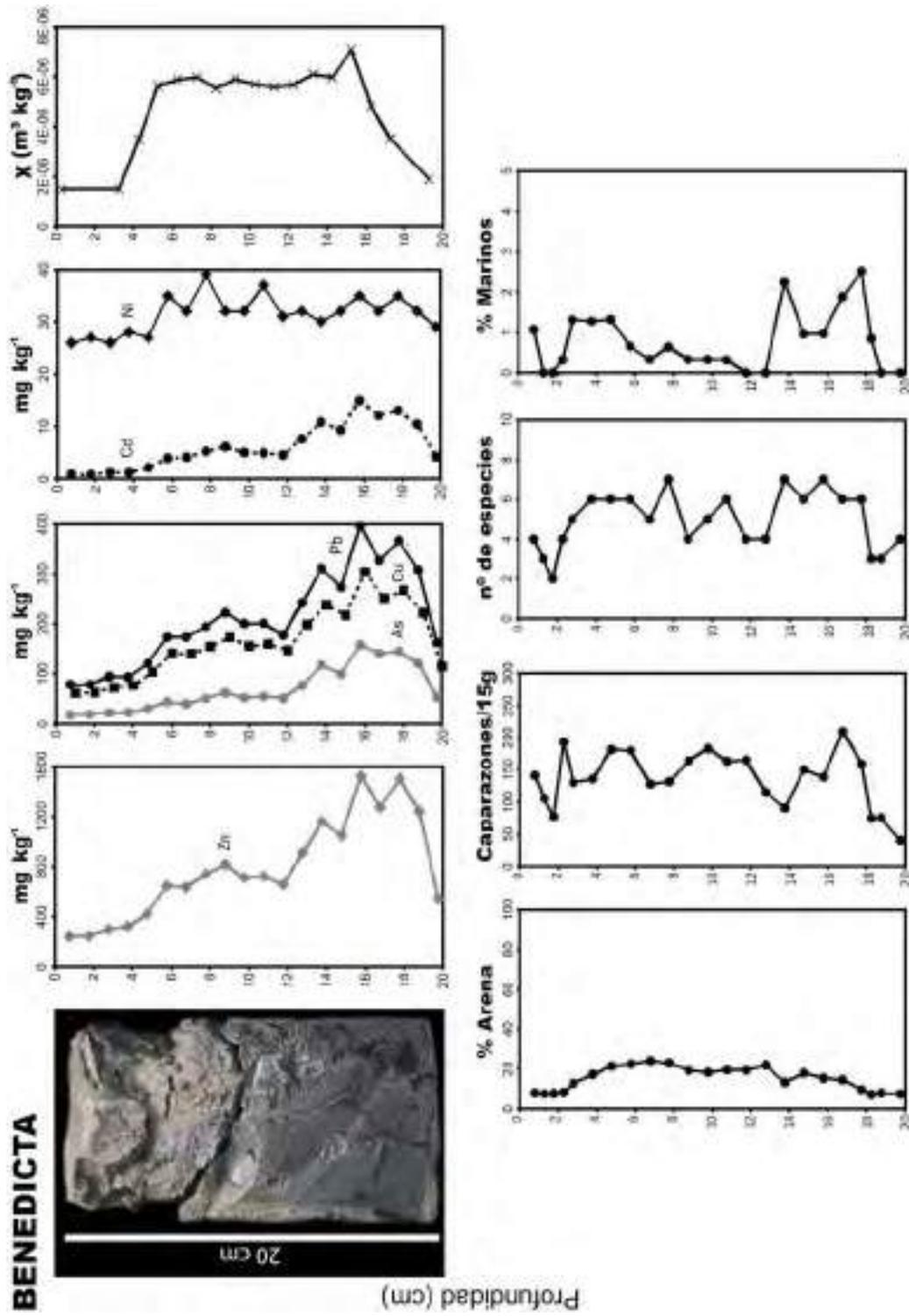


Figura 4.12. Sección longitudinal interna del sondeo corto BENELECTA (20 cm), concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) (mg kg⁻¹) y As, medidas de susceptibilidad magnética (m³ kg⁻¹), proporción de arena (%), abundancia de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies y proporción de ejemplares marinos (%).

sensiblemente en los centímetros superiores (317, 220 – 633 caparazones), aunque su distribución con la profundidad muestra un perfil algo errático, sin una tendencia definida (Figura 4.12). Por su parte, el número de especies por muestra en el tramo más basal es muy escaso (3, 3 – 4 especies por muestra), incrementándose ligeramente en el resto del sondeo (6, 3 – 9). La proporción media de ejemplares marinos es también extremadamente baja (<1%), mientras que los caparazones hialinos representan prácticamente la totalidad de los ejemplares recuperados (~100%). La asociación microfaunística está casi exclusivamente compuesta por dos especies y se mantiene muy estable en toda su longitud: *A. tepida* (76, 67 – 90%) y *H. germanica* (20, 5 – 33%).

4.2.2 Discusión

Con el propósito de facilitar la discusión de los datos obtenidos, los sondeos cortos intermareales han sido agrupados en función de sus similitudes sedimentológicas, geoquímicas y microfaunísticas.

4.2.2.1 Sondeos Zorrotza y Rontegi

Los testigos recuperados en Zorrotza y Rontegi presentan un perfil granulométrico muy similar entre sí, con una proporción media de arena parecida (22 y 34%, respectivamente) interrumpida por momentos puntuales de mayor contenido arenoso (3 en el caso de Zorrotza y uno basal en Rontegi; Figuras 4.8 y 4.10).

Ambos muestran los valores más bajos de metales y susceptibilidad magnética en relación a los demás sondeos (Tablas 4.5 y 4.7). En general, exhiben una distribución vertical relativamente uniforme por debajo de los 3 – 4 cm de profundidad, decreciendo hacia los materiales más superficiales (Figuras 4.8 y 4.10). La comparación de los contenidos en metales con los ERMs (Long et al., 1995), corroboran el relativamente bajo nivel de calidad geoquímica de estos sedimentos respecto al resto de sondeos (Tabla 4.16). Mientras que solamente 2 muestras (9% del total) superaron el ERM para el Zn en Zorrotza, una sola (4%) lo hizo para ese mismo metal en Rontegi, además de 4 para el Pb (17%). Sin embargo, en la mayoría de los casos, los niveles de metales se encuentran por encima de los valores de fondo

locales, superando, además, los ERLs con mucha frecuencia (Tabla 4.16). Aunque, en general, las mayores concentraciones se encuentran en los sedimentos más profundos y las más bajas en los más modernos, los dos sondeos registran sus máximos niveles a 2 y 9 cm de profundidad (Zorrotza y Rontegi, respectivamente). Estos picos puntuales, si bien indican una disminución esporádica de la calidad ambiental del sedimento, podrían deberse a la removilización de materiales más contaminados o a vertidos puntuales.

Tabla 4.16. Proporción de muestras de los sondeos Zorrotza y Rontegi cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERM (Long et al., 1995).

Sondeo	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Zorrotza	ERL	87%	91%	100%	100%	43%	100%
	ERM	0%	9%	0%	0%	0%	0%
Rontegi	ERL	100%	100%	100%	100%	92%	100%
	ERM	17%	4%	0%	0%	0%	0%

Long et al. (1995)

La relación entre distintos isótopos estables de Pb (^{206}Pb , ^{207}Pb y ^{208}Pb , entre otros) ha sido utilizada frecuentemente como huella geoquímica para identificar el impacto humano en los sedimentos costeros (Flegal et al., 1989; Gobeil et al., 1995; Kómarek et al., 2008). En concreto, algunos estudios han analizado la signatura isotópica de este elemento en el registro sedimentario del litoral cantábrico oriental, con el propósito de evaluar la variación de los aportes antropogénicos en el tiempo, tanto en época romana, como en periodos más recientes (p. e. Irabien et al., 2015). Junto con los valores obtenidos en los sedimentos analizados, en la Figura 4.13 aparecen representadas las relaciones isotópicas tanto de sedimentos considerados pre-industriales del cercano estuario del Oka (Sondeo Kanala), en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Leorri et al., 2014), como las procedentes de residuos antrópicos (derivados del proceso de fundición de Pb, gasolinas y aerosoles, Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012). Mientras que las primeras muestran relaciones isotópicas altas (rangos $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,1979 - 1,2004$; $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb} = 0,4831 - 0,4839$), los productos antrópicos se caracterizan por presentar valores muy bajos ($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb} = 1,1098 - 1,1503$; $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb} = 0,4660 - 0,4704$). En el caso de Zorrotza, las

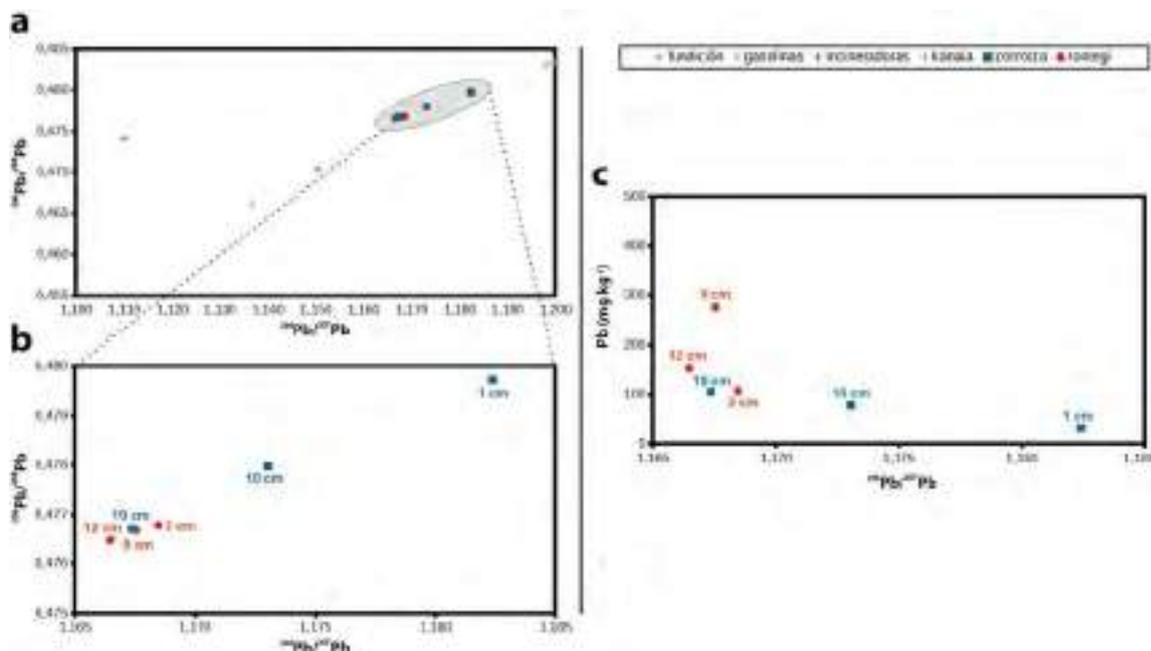


Figura 4.13. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes a los sondeos Zorrotza y Rontegi, y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai, Leorri et al., 2014) y las relaciones isotópicas del Pb procedente de procesos antrópicos (Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012). b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes a ambos sondeos. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.

relaciones isotópicas entre el $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y el $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ muestran unos valores intermedios entre ambos dominios, aunque puede apreciarse una clara tendencia creciente en el tiempo. Este comportamiento también puede observarse, a una escala mucho menor, en los materiales procedentes del sondeo Rontegi donde, una vez más, los sedimentos más modernos presentan índices algo más elevados que los infrayacentes. Estos resultados parecen indicar que se ha producido un descenso en la contribución de las fuentes antropogénicas hacia los materiales más superficiales, alejándose, a medida que transcurre el tiempo, de los valores típicamente antropogénicos y aproximándose de forma incipiente, hacia los de fondo pre-industrial (Figura 4.13a). Por otro lado, si se comparan estos resultados con las concentraciones absolutas del Pb en cada sondeo, es asimismo posible observar interesantes diferencias entre ellos. En concreto, la relación entre $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ y el Pb en el sondeo Zorrotza indica, como puede verse en la Figura 4.13c, que mientras las concentraciones de este elemento decaen dentro de un rango relativamente bajo y estrecho (30 – 105 mg kg^{-1}), sí puede observarse un importante aumento en la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$, desde los materiales más antiguos a los más modernos. En

Rontegi, por su parte, no parece quedar registrado este comportamiento de una manera tan evidente, aunque también puede apreciarse un suave incremento en los índices $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$. En este caso, las concentraciones más elevadas de Pb (78 – 274 mg kg^{-1}) impiden discernir un cambio de los valores isotópicos tan claramente como en Zorrotza, al ser el Pb antropogénico proporcionalmente mayoritario frente a la escasa participación del Pb procedente de fuentes naturales. Es decir, aunque disminuya su contenido a lo largo del tiempo, como de hecho hace, no es en una cantidad lo suficientemente significativa como para que sea perceptible un cambio isotópico relevante.

Con respecto a la microfauna bentónica, la abundancia de foraminíferos con la profundidad muestra en ambos sondeos una tendencia inversa a la observada para los metales pesados. Con el propósito de asignar un valor cualitativo a las abundancias absolutas de los foraminíferos, se han tenido en cuenta los umbrales propuestos por García-Artola et al. (2016) para los estuarios de la costa cantábrica oriental (Tabla 3.11). Los 2 centímetros más profundos tienen unos bajos contenidos de caparazones, aunque se encuentran en mayor cantidad que los obtenidos en la zona “industrial sin microfauna” definida por Cearreta et al. (2002). Los sedimentos de los tramos superiores contienen unas abundancias, en general, moderadas e, incluso, altas en algunos puntos, como es el caso de Rontegi. Además, la composición de las asociaciones es muy similar en ambos sondeos, presentando un número de especies bajo, una práctica ausencia de ejemplares marinos y una altísima dominancia de formas hialinas, casi exclusivamente representadas por las especies estuarinas *A. tepida*, *H. germanica* y *E. oceanense*.

Finalmente, al contrastar todos estos resultados con los de la monitorización de las muestras superficiales, se observa una relación con los datos de las muestras recolectadas trianualmente en estas mismas dos localizaciones y pueden establecerse algunas comparaciones. Por un lado, aunque en la monitorización de estas estaciones no es fácil identificar un descenso progresivo de los metales, sí puede considerarse como punto de inflexión la brusca disminución en la mayoría de ellos (especialmente en el Pb, Zn, Cu y Ni), que daría lugar a una segunda etapa de materiales menos contaminados a partir del año 2003 (Figura 4.4). En cambio, este brusco cambio no ha

sido identificado en ninguno de los dos sondeos. Sin embargo, el incremento también definido y neto de las abundancias de foraminíferos bentónicos producido a partir del año 2009 en las muestras de superficie, podría asociarse con el comportamiento observado a 19 cm de profundidad en ambos sondeos (Figura 4.14). Asumiendo que el registro geológico reciente representa la evolución observada en la monitorización, es decir, asignando de forma tentativa el año 2009 a los 19 cm de profundidad, sería posible estimar una tasa de sedimentación de $\sim 2,4 \text{ cm año}^{-1}$. Esta tasa es consistente con el hecho de que el fuerte descenso en los niveles de metales identificado en superficie entre los años 2003 y 2006 no haya sido observado en ambos testigos, cuya base se situaría, según esta estimación, en torno al año 2007.

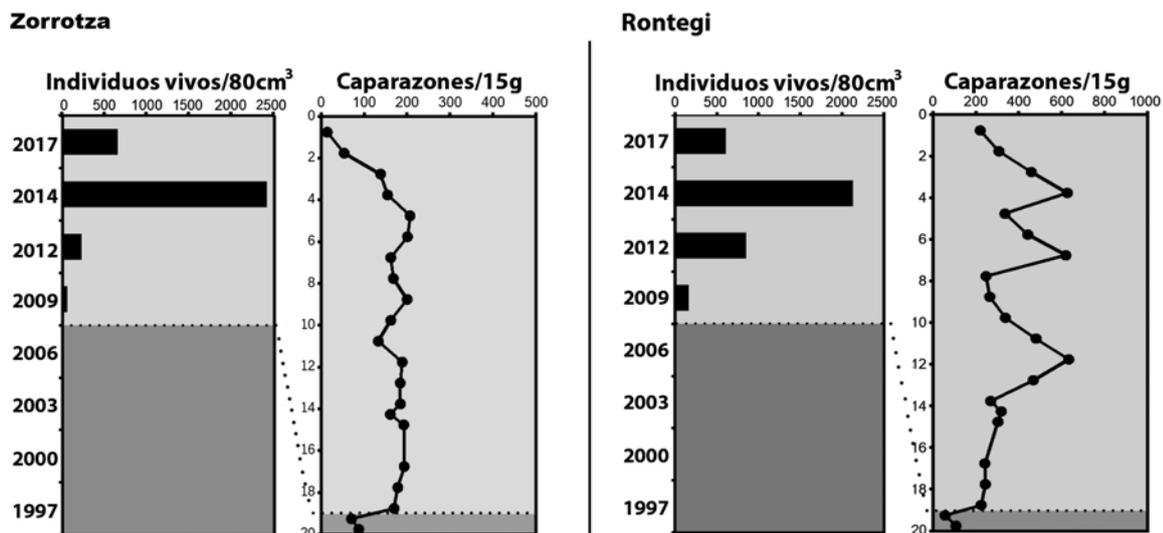


Figura 4.14. Comparación entre la monitorización de las asociaciones de foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Zorrotza y Rontegi. La línea punteada marca el comienzo de la proliferación efectiva de individuos vivos (2006 – 2009) y su posible correlación en ambos testigos con el incremento de caparazones.

4.2.2.2 Sondeos Erandio, Simondrogas y Benedicta

Estos tres testigos contienen niveles de metales y As notablemente superiores a Zorrotza y Rontegi, especialmente en sus tramos inferiores, superando con mucha frecuencia sus ERMs a lo largo de casi toda su longitud (Tabla 4.17). De hecho, el Pb y el Zn, los dos principales contaminantes, exhibieron concentraciones superiores a los umbrales de Long et al. (1995) en todas las muestras que se encuentran por

debajo de los 7 cm en Erandio, de los 6 cm en Simondrogas y de los 12 cm en Benedicta. En relación al total de los testigos, en Erandio un 52% de las muestras analizadas superaron el ERM para el Zn, el 57% de ellas lo hicieron para el Pb, el 26% para el As y solamente una (4%), la más basal, para el Cu (Tabla 4.17). Simondrogas presenta un panorama más alarmante, con el 86% de las muestras que superaron el ERM para el Zn, el 62% para el Pb, el 57% para el As y el 38% para el Cu. Por último, las muestras analizadas en Benedicta superaron el ERM del Zn en un 80% de las muestras, el del Pb en un 35%, el del As en un 35%, el del Cd en un 20% y el del Cu en una única muestra (5%). De estos datos se desprende que, efectivamente, el Zn y el Pb constituyen los principales contaminantes presentes en estos sedimentos, seguidos del As y, más puntualmente, el Cu y el Cd. El Ni, al igual que en los otros sondeos y las muestras superficiales, se mantiene uniformemente cercano a sus valores de referencia locales establecidos en Cearreta et al. (2000). Además, todos (salvo el Ni) presentan una clara tendencia decreciente hacia los sedimentos más superficiales: Erandio y Simondrogas exhiben esta trayectoria desde su base y Benedicta lo hace a partir de los 16 cm de profundidad, tras un intervalo de aumento en los centímetros más basales. A pesar de ello, incluso los sedimentos menos contaminados (los más modernos) se encuentran muy por encima de los valores de fondo locales y exceden en casi todos los casos los ERLs (Tabla 4.17).

Tabla 4.17. Resumen de la proporción de muestras de los sondeos Erandio, Simondrogas y Benedicta cuyas concentraciones de metales pesados y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs (Long et al., 1995).

Sondeo	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Erandio	ERL	100%	100%	100%	100%	70%	100%
	ERM	57%	52%	4%	0%	0%	26%
Simondrogas	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
	ERM	62%	86%	38%	0%	0%	57%
Benedicta	ERL	100%	100%	100%	100%	90%	100%
	ERM	35%	80%	5%	0%	20%	35%

Long et al. (1995)

La relación entre los isótopos del Pb del sondeo de Erandio sigue una distribución similar al de los sondeos Zorrotza y Rontegi: conforme más moderno es el

material, mayor es el valor de su relación isotópica (Figura 4.15). Sin embargo, a diferencia de éstos, Erandio presenta una concentración de Pb muy variable a lo largo del tiempo, con niveles muy altos en la base del sondeo que van decreciendo hacia los materiales más jóvenes. Es decir, que el aporte antrópico del Pb en estos sedimentos disminuye bruscamente frente al de origen natural, hasta que su concentración es lo suficientemente baja como para que se observe una importante variación en su signatura isotópica (Figura 4.15c). En cuanto al sondeo Simondrogas, los resultados de las relaciones isotópicas no muestran un patrón tan definido. Aunque es cierto que la muestra más joven es la que presenta una relación más elevada, la más antigua no es la que tiene una ratio más baja (Figura 4.15c). La explicación más probable es que la entrada de Pb procede de diversas fuentes, cada una con su propia signatura isotópica.

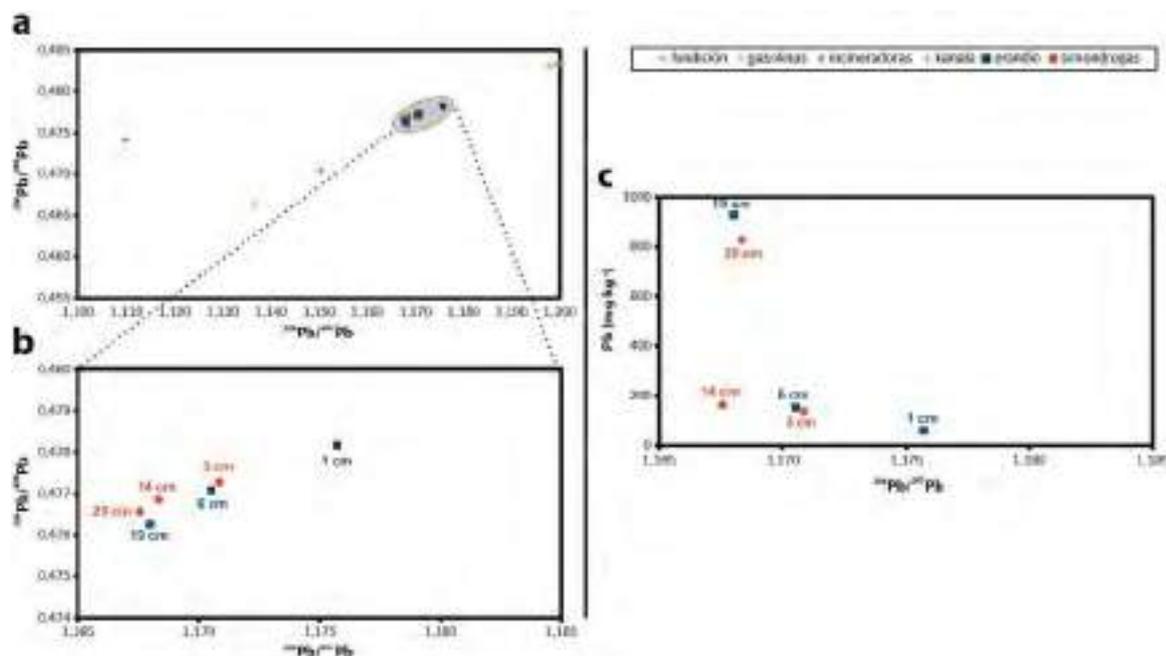


Figura 4.15. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes a los sondeos Erandio y Simondrogas, y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai, Leorri et al., 2014) y el índice isotópico del Pb procedente de procesos antrópicos (Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012). b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes a ambos sondeos. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.

En cuanto a los foraminíferos bentónicos, las únicas muestras que presentan unos contenidos que puedan considerarse como “muy bajos” se encuentran en la base del sondeo Simondrogas (últimos 2 cm). Sobre éstas y hasta los 14 cm (y desde

la base de Erandio y Benedicta hasta los 12 y 18 cm, respectivamente) se detectan en los tres sondeos valores ligeramente más elevados, aunque con abundancias bajas. Todos ellos comparten, a partir de sus tramos superiores, contenidos en caparazones muy variables, pero siempre con abundancias moderadas e, incluso, altas en algunos casos. Es decir, en todos ellos se puede identificar un signo general de recuperación de las asociaciones de foraminíferos bentónicos con el tiempo. Sin embargo, los últimos 3 cm de Erandio experimentan un descenso importante de abundancia absoluta de caparazones. Teniendo en cuenta que la distribución de los foraminíferos depende de muchos factores (fuentes de alimento, reproducción, ...) y está sujeta a un importante grado de variabilidad temporal, resulta difícil identificar con exactitud la causa de esta relativa desaparición, donde no se han observado, por otro lado, cambios composicionales en las asociaciones microfaunísticas. De hecho, las asociaciones son similares en los tres sondeos, caracterizándose, nuevamente por la presencia de un número bajo de especies y una ausencia casi total de ejemplares marinos. Las especies hialinas *A. tepida*, *H. germanica* y *E. oceanense* vuelven a ser, con mucha diferencia, las formas más representadas.

La monitorización en Erandio, Simondrogas y Benedicta siguió, como la mayoría de las estaciones, una evolución en dos etapas bien definidas: la primera de ellas (hasta 2003) caracterizada por un descenso brusco de los altos niveles de contaminantes, y la segunda (2006 – 2017) donde sus concentraciones (más bajas que en la primera etapa) fluctuaron sin una tendencia específica (Figura 4.1). De nuevo, en los foraminíferos se encuentra una posible correlación entre la proliferación detectada a partir del año 2009 en el seguimiento superficial con la aparición de asociaciones con abundancias absolutas de moderadas a altas en los tramos medios y superiores de los sondeos (Figura 4.16). Asumiendo, de nuevo, una correlación temporal entre ambas observaciones, las tasas de sedimentación estimadas se situarían tentativamente en unos 2,0 (Erandio), 2,3 (Simondrogas) y 2,4 cm año⁻¹ (Benedicta), semejantes a las estimadas para los sondeos Zorrotza y Rontegi (~2,4 cm año⁻¹) y también consistentes con la ausencia de un registro del brusco cambio detectado en los metales entre 2003 y 2006 durante la monitorización, al menos en los casos de Erandio y Simondrogas (edad de la base ~2007 CE). La única excepción la

constituiría *Benedicta*, cuya base podría datarse en ~2005 CE. Un análisis detallado de la evolución geoquímica temporal de los sedimentos superficiales en esta estación muestra cómo, tras la brusca disminución registrada en la campaña de 2006, los siguientes años se sitúan en unos valores ligeramente más altos. El incremento en los niveles de metales observado en la base de este sondeo (Figura 4.12) podría correlacionarse con lo observado en las muestras superficiales.

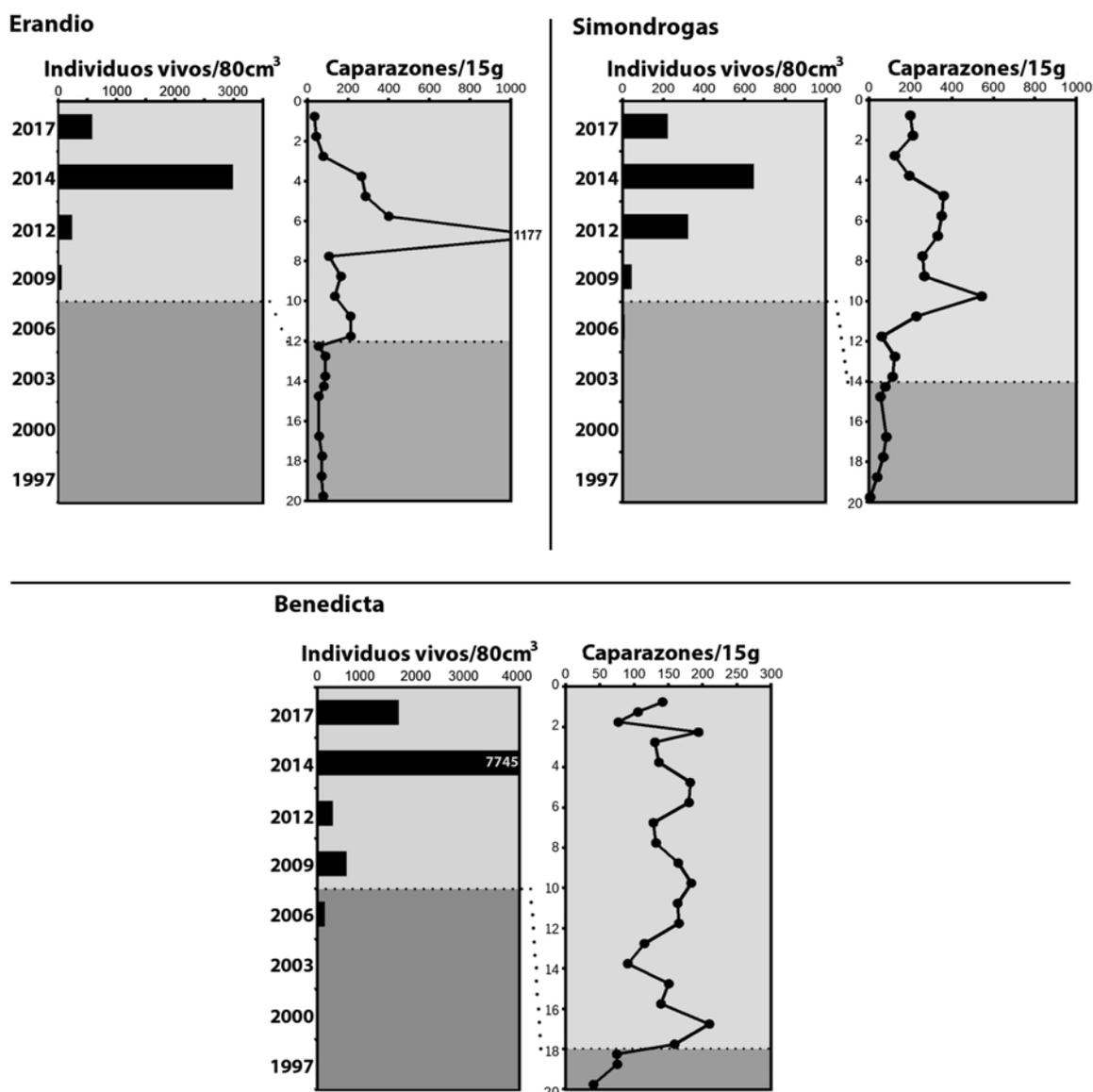


Figura 4.16. Comparación entre la monitorización de las asociaciones de foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Erandio, Simondrogas y Benedicta. La línea punteada marca el comienzo de la proliferación efectiva de individuos vivos (2006 – 2009) y su posible correlación en el registro geológico reciente con el aumento de caparazones.

4.2.2.3 Sondeos Galindo y Gobelos

Por su similitud, el sondeo Galindo va a ser comparado con otro testigo corto (20 cm) que fue perforado en la desembocadura del río Gobelos (Figura 4.6) y cuyos resultados se encuentran publicados en Irabien et al. (2018). Con ello se pretende ofrecer una información complementaria y lo más amplia de esta zona de la ría. Ambos sondeos comparten la característica común de que fueron extraídos en la desembocadura de dos de los principales tributarios del Nervión. Además, son los testigos que presentan una peor calidad química en sus sedimentos, exhibiendo un persistente enriquecimiento en metales, especialmente Pb y Zn, aunque también en el metaloide As. En el caso de Galindo, la práctica totalidad de las muestras analizadas exceden los ERLs de todos los metales (Tabla 4.18). Además, todas las muestras excepto una (96%) superaron el ERM para el Zn, el 75% lo hicieron para el Pb, el 67% para el As, el 38% para el Ni y el 8% para el Cu (Tabla 4.18). A la luz de estos resultados, y contrariamente a lo sugerido por Rodríguez-Iruretagoiena et al. (2016), ambas áreas deben seguir siendo consideradas “hot spots”, dado el gran volumen de material altamente contaminado actualmente presente bajo su superficie y que puede actuar como fuente de contaminación secundaria.

Tabla 4.18. Resumen de la proporción de muestras del sondeo Galindo cuyas concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs (Long et al., 1995).

Sondeo	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Galindo	ERL	100%	100%	100%	100%	83%	100%
	ERM	75%	96%	8%	38%	0%	67%

Long et al. (1995)

El fuerte y persistente enriquecimiento en muchos de sus metales indica que estas áreas aún se encuentran muy lejos de una mejora ambiental efectiva, en comparación con el resto de la ría. En el caso de Galindo, además, resulta significativo que es la única zona en la que las concentraciones de Ni, tanto en el sondeo como en superficie, se encuentran en niveles lo suficientemente altos como para poder ser considerados, según la perspectiva de los ERMs, como problemáticos. Aunque en los demás sondeos las proporciones y distribución de este metal parecen encontrarse dentro de los rangos de nivel de fondo del estuario (Cearreta et al., 2000), es posible

que su relativo enriquecimiento y distribución errática en esta localidad se deba a una causa de origen antropogénico. Fdez-Ortiz de Vallejuelo et al. (2010) y Gredilla et al. (2013) también detectaron niveles altos de este metal en la desembocadura del Galindo, sugiriendo la posibilidad de que tuvieran su origen en el mal funcionamiento de la Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) situada a poca distancia. Aunque las operaciones de los tratamientos físico-químico y biológico de esta planta han contribuido considerablemente a mejorar la gestión de los residuos urbanos, conviene no olvidar que también es la responsable de los mayores vertidos a la ría en esta zona (~90%). Landajo et al. (2004) estimaron que de los contaminantes que entran en la depuradora (entre ellos el Ni), aproximadamente la mitad son vertidos desde ésta a las aguas del estuario. Como último apunte a esta cuestión, cabe mencionar que, asociada a la desembocadura del Galindo, también se encuentra la acería de ArcelorMittal de Sestao, cuya actividad principal, heredera de los ya desaparecidos Hornos Altos de Vizcaya, es la laminación y decapado de bobinas de acero. Según informa la propia compañía, el Ni forma parte de las emisiones generadas por su actividad (emisiones atmosféricas: 0,9 – 4,5 $\mu\text{g m}^{-3}$; vertidos de aguas residuales: hasta 0,03 mg l^{-1} , ArcelorMittal, 2014).

En correspondencia con los datos geoquímicos, los altos niveles de susceptibilidad magnética detectados en Galindo se encuentran en un rango de entre 20 y 200 veces por encima de los valores de fondo calculados en materiales pre-industriales (Irabien et al., 2018), compartiendo con los metales, además, una distribución en función de la profundidad bastante similar. Estos resultados sugieren un contenido en material ferromagnético anormalmente elevado y que, además, apenas experimenta variaciones significativas a lo largo del sondeo. De hecho, como se recordará, la muestra superficial más reciente analizada en esta localización (estación de Galindo, campaña 2017) mostraba el valor de susceptibilidad magnética más destacado de toda la ría ($1,1 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$), equiparable a las obtenidas en profundidad en ese mismo punto ($0,6 - 1,9 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$). Nuevamente, la actividad siderometalúrgica de la cercana acería de ArcelorMittal en Sestao se impone como principal responsable de las medidas de susceptibilidad obtenidas en esta parte del estuario, debido al gran volumen de residuos ferromagnéticos (escorias de acerías) que genera (ArcelorMittal, 2014).

En cuanto a la huella isotópica del Pb, el caso de Galindo es opuesto al observado en Zorrotza (Figura 4.17). Al contrario que en éste, Galindo presenta unas relaciones isotópicas muy homogéneas a lo largo del sondeo (Figura 4.17a, b) sin apenas variación temporal, indicando que la naturaleza del aporte de este metal no ha variado en los últimos años en esta zona del estuario. En un caso como Galindo, donde los niveles de Pb antropogénico son tan elevados, el aporte de Pb natural representa una fracción prácticamente insignificante: aunque se aprecien variaciones en la concentración de Pb de origen humano, éstas no son lo suficientemente acusadas como para que pueda observarse un cambio significativo de los valores isotópicos. De todo ello puede colegirse que los sondeos que presentan menores concentraciones de Pb son aquellos en los que el cambio en la señal isotópica del Pb con el tiempo se hace más evidente, como ocurre con el sondeo Zorrotza. Llama la atención, sin embargo, que incluso en la capa más superficial de Galindo, donde los niveles de este metal son considerablemente más bajos que a mayores profundidades (Figura 4.17c), las relaciones isotópicas apenas varíen, cuando en otros sondeos donde se detectan concentraciones similares (p.e Zorrotza y Simondrogas, Figuras 4.13c y 4.13c) es posible discernir importantes variaciones. Por ello, la fuerte

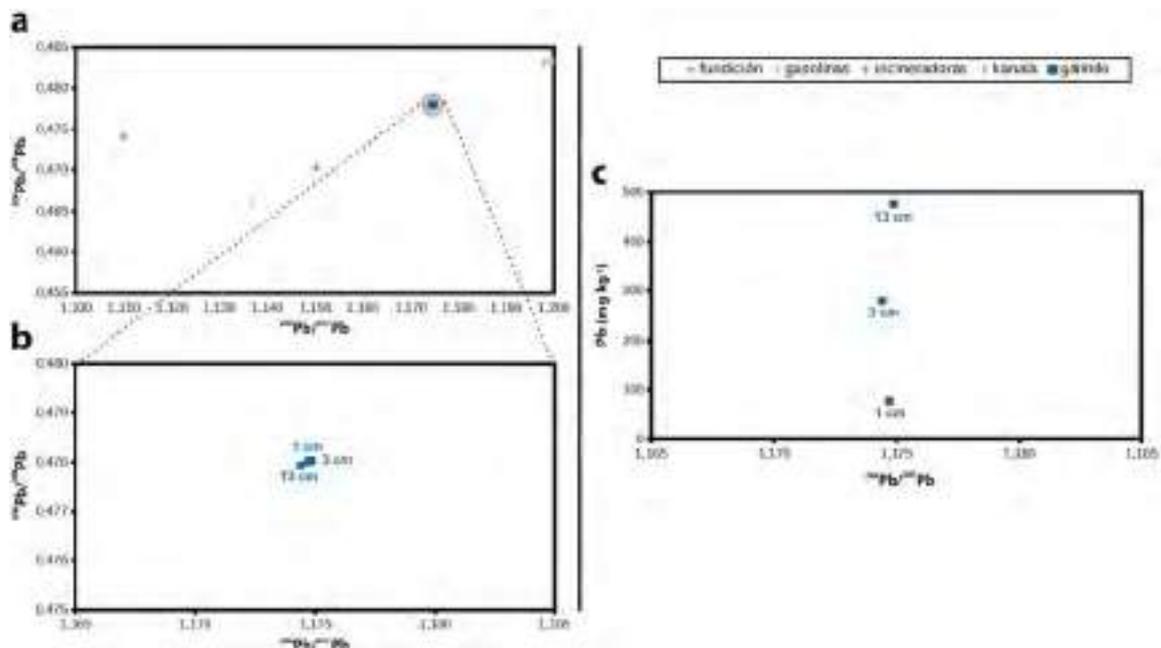


Figura 4.17. a) Relación isotópica del $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente al $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes al sondeo Galindo y su comparación con los valores de fondo extraídos de sedimentos pre-industriales pertenecientes al sondeo Kanala (estuario del Oka, Urdaibai, Leorri et al., 2014) y el índice isotópico del Pb procedente de procesos antrópicos (Monna et al., 1997; Álvarez-Iglesias et al., 2012). b) Detalle de la relación isotópica $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ frente $^{206}\text{Pb}/^{208}\text{Pb}$ en las muestras pertenecientes al sondeo Galindo. c) Distribución de la relación $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ con las concentraciones absolutas de Pb.

homogeneidad isotópica detectada en Galindo en todo el rango de concentraciones permite considerar el aporte de Pb natural como proporcionalmente insignificante frente al antropogénico.

Por último, Galindo presenta unos contenidos de foraminíferos muy bajos a lo largo de casi todo el sondeo, incrementándose de forma muy leve hasta abundancias bajas en los últimos 9 cm. Esto contrasta con los contenidos microfaunísticos de Gobelas (especialmente teniendo en cuenta el elevado nivel de degradación ambiental en esta zona del estuario), que presenta contenidos muy bajos a profundidades inferiores a los 14 cm, alcanzando a partir de esta cota abundancias de moderadas a altas (Irabien et al., 2018), hasta 8 veces superiores a Galindo. La composición de las asociaciones en ambos testigos es, al igual que en el resto de los casos, muy similar en cuanto al número de especies, contenido en foraminíferos alóctonos y especies dominantes (fundamentalmente *A. tepida* y *H. germanica*). No obstante, si bien la presencia de foraminíferos en Galindo es, efectivamente, demasiado baja como para sugerir una recolonización en esta área, al aplicar en Gobelas la tasa de sedimentación estimada en los sondeos previamente analizados (media 2,3 cm año⁻¹), la fecha que se obtiene para la cota en que el contenido en caparazones comienza a ser significativo (14 cm) es precisamente el año 2009 (Figura 4.18). Esto parece respaldar la correlación propuesta entre la recolonización observada en tiempo real y el aumento de caparazones percibido a través del registro geológico (sondeos cortos).

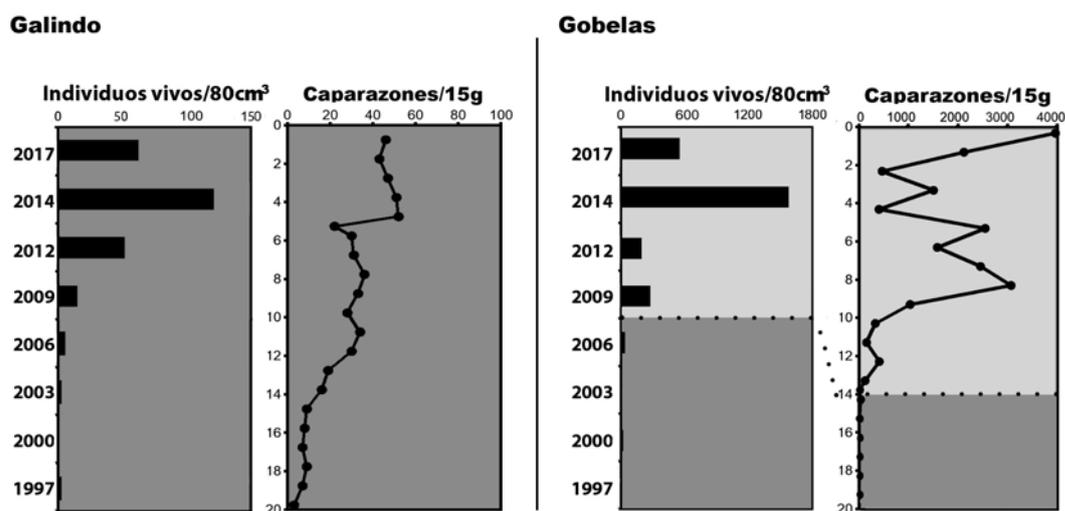


Figura 4.18. Comparación entre la monitorización de las asociaciones de foraminíferos bentónicos superficiales a lo largo del tiempo con los sondeos Galindo y Gobelas (Irabien et al., 2018). La línea punteada marca el comienzo de la proliferación efectiva de individuos vivos (2006 – 2009) y su posible correlación en el registro geológico reciente con el aumento de caparazones.

4.2.2.4 Zonación ambiental del área intermareal

A partir de la interpretación del registro sedimentario de estos sondeos cortos intermareales ha sido posible identificar tres fases o zonas ambientales que pueden considerarse sucesivas en el tiempo (Figura 4.19).

4.2.2.4a Zona basal o "industrial sin microfauna"

Esta zona ambiental ha sido identificada en los sondeos Simondrogas, Gobelas y Galindo y, dadas sus características, puede correlacionarse con la definida por Cearreta et al. (2002) como "industrial sin microfauna" y descrita como depósitos azoicos (<40 caparazones/15 g) altamente contaminados correspondientes con la segunda etapa de la historia industrial del estuario (1950 – 2000 CE). Los tres sondeos comienzan con la aparición de este tipo de materiales, presentes en Simondrogas solamente en los dos centímetros más basales y hasta los 14 cm de profundidad en Gobelas (Figura 4.19). El caso más extremo lo constituye Galindo,

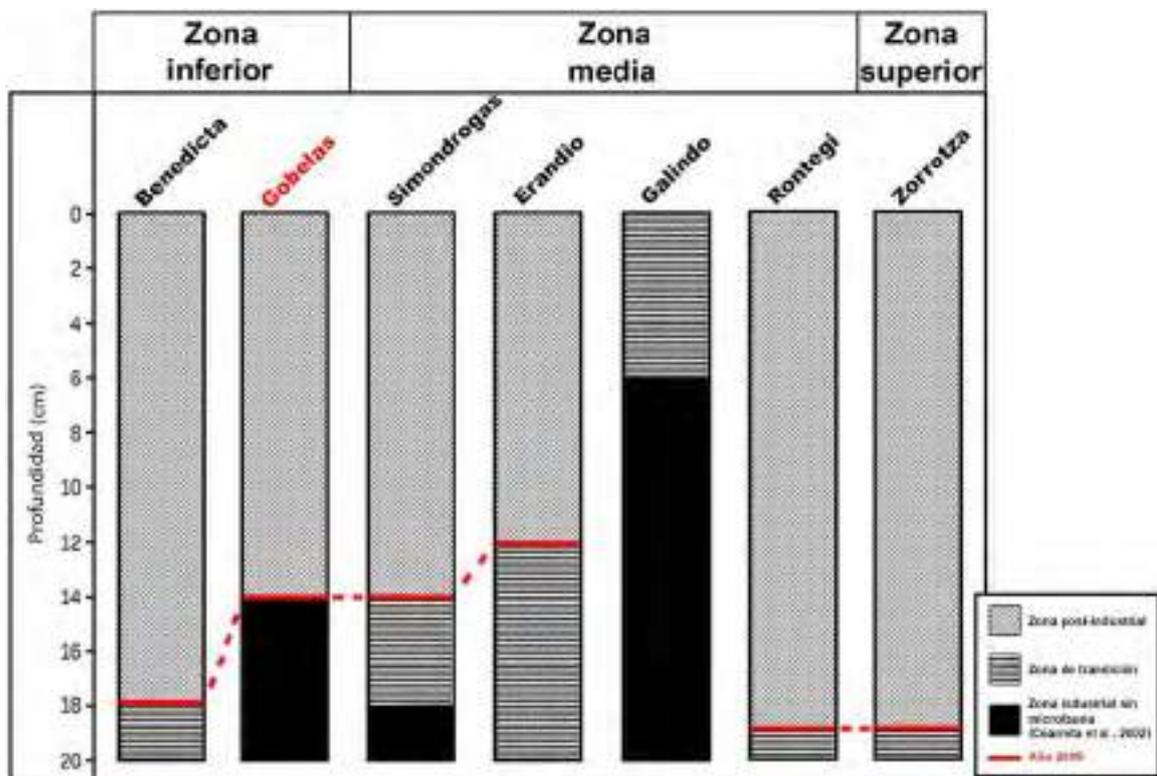


Figura 4.19. Interpretación ambiental de los sondeos cortos intermareales de la ría del Nervión, basado en el conjunto de los datos geoquímicos, físicos y microfaunísticos. En negro, los testigos analizados en este trabajo (modificado de Irabien et al., 2018).

donde estos materiales altamente degradados alcanzan su mayor potencia (desde los 20 hasta los 6 cm de profundidad, Figura 4.19). Precisamente los dos sondeos que presentan los mayores espesores fueron recuperados en las desembocaduras de los ríos Galindo y Gobelas, donde Cearreta et al. (2002) ya habían reconocido los volúmenes más elevados de sedimentos correspondientes a esta zona ambiental. Conviene no olvidar que estos ríos atraviesan localidades densamente pobladas además de áreas industriales y que, históricamente, una elevada cantidad de los vertidos de contaminantes a la ría ha procedido directamente de estos afluentes (Azkona et al., 1984; Anbiotek, 2009; Aguirre et al., 2017).

4.2.2.4b Zona intermedia o de transición

La siguiente zona ambiental se encuentra en todos los sondeos, excepto Gobelas (Figura 4.19). Su característica más destacable es la presencia de un leve, aunque significativo, incremento de las abundancias de foraminíferos bentónicos, que alcanzan proporciones de bajas a moderadas (40 – 100 caparazones/15 g). Esta sección intermedia, por lo tanto, podría ser considerada como una zona de transición donde, de forma variable, comienzan a observarse los primeros indicios de un cambio efectivo hacia unas condiciones ambientales más positivas para la microfauna.

4.2.2.4c Zona superior o "post-industrial"

La zona ambiental más moderna constituye el tipo de sedimentación imperante en la actualidad en toda la ría (a excepción de Galindo, Figura 4.19), y que se caracteriza por una disminución más o menos generalizada de las concentraciones de metales pesados y valores de susceptibilidad magnética, así como por la aparición y proliferación de asociaciones de foraminíferos bentónicos más numerosas (en abundancias de moderadas a altas: 100 – >3000 caparazones/15 g). Estas características, muy variables pero identificables a lo largo de la ría, han permitido definir esta nueva zona ambiental como "post-industrial" que, por otro lado, comparte muchas similitudes con la zona histórica "industrial con microfauna" (Cearreta et al., 2002). Como se ha indicado más arriba, la comparación de los sondeos cortos intermareales con los cambios microfaunísticos detectados en la monitorización

parece confirmar el año 2009 como el momento en el que comienzan a depositarse los materiales que pueden ser asociados con la zona "post-industrial". Sin embargo, esta evidente mejora aún se encuentra muy por debajo de las condiciones ideales previas a la industrialización del estuario e, incluso, de los estuarios actuales cercanos poco antropizados o regenerados (García-Artola et al., 2017). En todo caso, la interpretación de los resultados sugiere que estos cambios están reflejando ya, aunque de manera incipiente, un proceso de regeneración ambiental en este ecosistema.

4.3 Sondeos cortos submareales (El Abra)

Toda la información obtenida a partir de los análisis sedimentológicos, geoquímicos, microfaunísticos y radioisotópicos de los sondeos submareales recogidos en el Abra de Bilbao se encuentra recopilada en su totalidad en los Apéndices Ic, IIf y IIIc, así como recogida en Irabien et al. (2019).

4.3.1 Resultados

4.3.1.1 Abra 2

Las dos réplicas pertenecientes al sondeo Abra 2 fueron extraídas en el área interna de la bahía Abra de Bilbao. El resumen de los resultados obtenidos a partir del sondeo Abra 2 puede consultarse en la Tabla 4.19. Sedimentológicamente, el sondeo comienza con un tramo basal (61 – 48 cm de profundidad), constituido por fango de color negro (Figura 4.20) con un bajo contenido de arena (9, 2 – 20%). A continuación, entre los 48 y 22 cm, aparece una sucesión alternante de niveles más o menos arenosos e intercalaciones de naturaleza fangosa (26, 2 – 41% de arena). Por último, la parte superior del sondeo (22 – 0 cm) está compuesto nuevamente por materiales finos con un escaso contenido de arena (8, 5 – 21%). En ambos tramos fangosos (inferior y superior) se han observado restos dispersos de conchas del molusco bivalvo *S. plana* y pequeños gasterópodos.

4.3.1.1a Geoquímica

Se han analizado un total de 31 muestras en las que, en general, el contenido de Pb, Zn, Cu, Cd y As es extremadamente alto (Tabla 4.19), particularmente en los tramos compuestos por fango (Figura 4.20). De base a techo, la distribución de estos metales (en especial, el Pb y el Zn) comienza con una tendencia creciente bastante acusada hasta los 48 cm (donde se alcanzan las mayores concentraciones de todo el sondeo; Figura 4.19), para luego decaer progresivamente hasta su mínimo a los 26 cm (con valores hasta 10 veces más bajos que los máximos registrados). Estas bajas concentraciones se mantienen más o menos estables hasta los 22 cm, volviendo a incrementarse con intensidad hasta una profundidad de 19 cm, aunque sin llegar a alcanzar los valores del máximo (48 cm). A partir de este punto los metales inician un nuevo y paulatino descenso de sus concentraciones hasta los materiales más superficiales (Figura 4.20).

Tabla 4.19. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo submareal Abra 2. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

ABRA 2	
Longitud 61 cm	Caparazones 152 (4-735)
Litología fango y arena	Especies 19 (4-28)
Arena 9 (2-41)%	Marinos 53 (37-74)%
Pb 518 (98-1.860)	Aglutinantes 2 (0-25)%
Zn 668 (158-2.040)	Porcelanáceos 5 (0-14)%
Cu 194 (61-595)	Hialinos 89 (75-96)%
Cd 4,0 (0,5-14,8)	FAZ3 (22-0 cm)
As 153 (26-811)	<i>A. tepida</i> 36 (14-46)%
	<i>R. irregularis</i> 16 (1-46)%
	<i>E. scaber</i> 11 (1-25)%
	<i>C. lobatulus</i> 11 (2-20)%
	<i>H. germanica</i> 6 (3-12)%
	<i>B. gibba</i> 6 (1-12)%
	FAZ2 (48-22 cm)
	<i>R. irregularis</i> 27 (19-35)%
	<i>A. tepida</i> 27 (13-32)%
	<i>C. lobatulus</i> 19 (7-32)%
	<i>H. germanica</i> 10 (7-16)%
	FAZ1 (61-48 cm)
	<i>A. tepida</i> 48 (17-50)%
	<i>C. lobatulus</i> 20 (9-21)%
	<i>H. germanica</i> 7 (4-8)%
	<i>B. gibba</i> 5 (4-14)%
	<i>R. irregularis</i> 5 (4-14)%

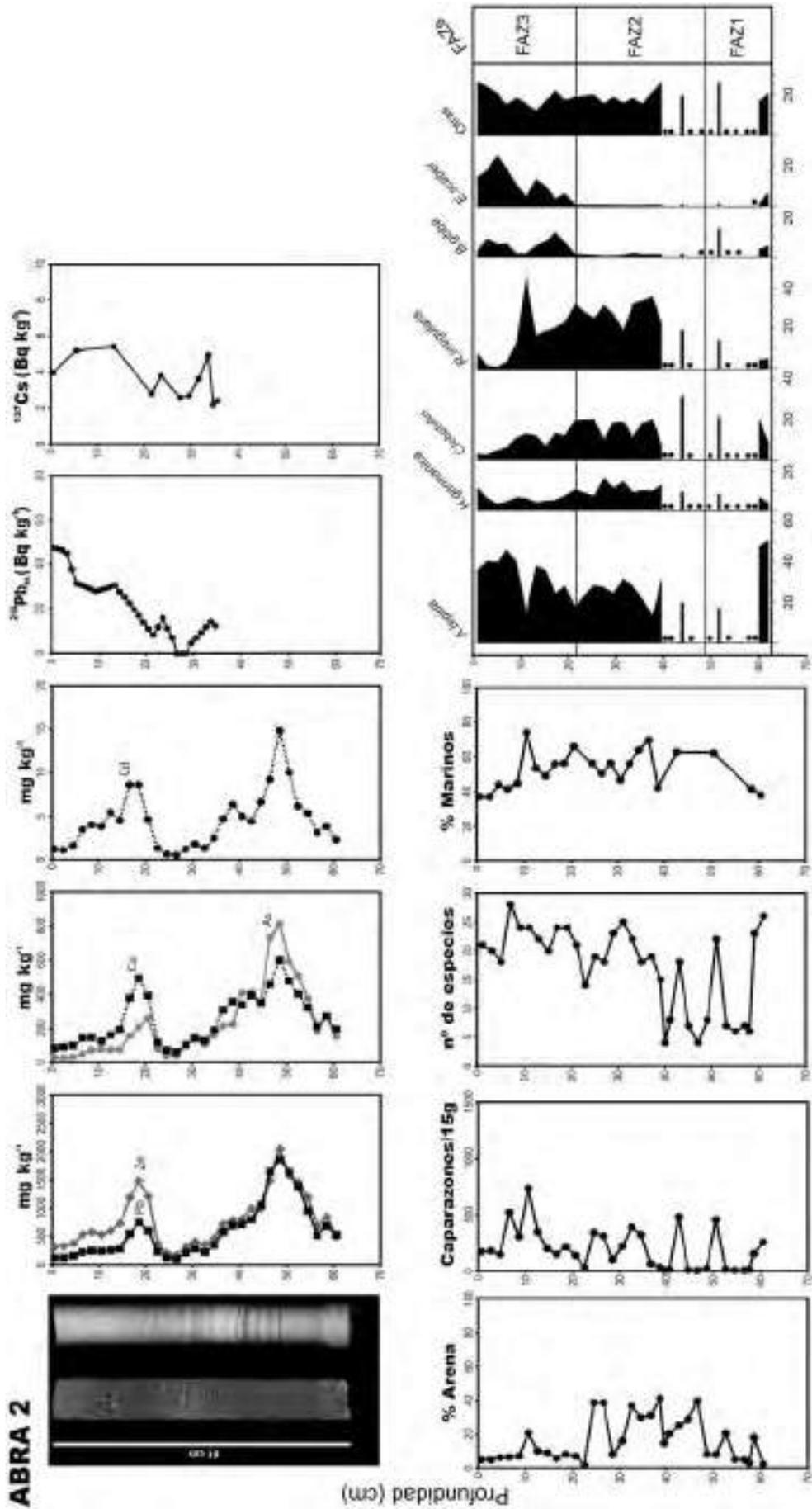


Figura 4.20. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 2 (61 cm): concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd) y As (mg kg⁻¹), concentraciones de ²¹⁰Pb_{exceso} y ¹³⁷Cs (Bq kg⁻¹), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies, proporción de ejemplares marinos (%) y abundancias relativas de las especies más representativas (%)

4.3.1.1b Micropaleontología

A lo largo de todo el sondeo (n=33) se han extraído un total de 7.063 caparazones de foraminíferos bentónicos e identificado 50 especies (8 estuarinas y 42 de origen marino). Todo el sondeo está caracterizado por una alternancia de tramos con abundancias variables de caparazones (Figura 4.19). La densidad de caparazones es, por lo general, de baja a moderada (152, 4 – 735 caparazones/15 g), aunque algunas muestras presentan abundancias particularmente bajas (<100), especialmente en la parte inferior del sondeo (Figura 4.20). El número de especies por muestra es relativamente elevado (19, 4 – 28), particularmente cuando se dan las mayores abundancias de caparazones, mientras que la proporción de ejemplares marinos se mantiene más o menos estable a lo largo de todo el sondeo (53, 37 – 74%). Asimismo, la gran mayoría de los caparazones está representado por formas hialinas (89, 75 – 96%), mientras que las formas aglutinantes y porcelanáceas se corresponden, respectivamente, sólo con un 2 (0 – 25)% y un 5 (0 – 14)% del total.

Por otro lado, la distribución de las asociaciones microfaunísticas presenta algunas variaciones a lo largo del sondeo, pudiendo reconocer hasta 3 zonas de foraminíferos o FAZs distintas (Figura 4.20). De base a techo y hasta aproximadamente los 48 cm de profundidad, la asociación dominante (FAZ1) está representada principalmente por la especie estuarina *A. tepida* (48, 17 – 50%) y, en menor proporción, la marina *C. lobatulus* (20, 9 – 21%). *Haynesina germanica* (7, 4 – 8%), *Bulimina gibba* (5, 4 – 14%) y *R. irregularis* (5, 4 – 14%) completan la asociación como especies secundarias. Sin embargo, entre los 48 y los 22 cm (FAZ2), más de la mitad de la asociación pasa a estar dominada por *R. irregularis* (27, 19 – 35%) junto con *A. tepida* (27, 13 – 32%) en proporciones muy similares, apareciendo como especies dominantes, además, *C. lobatulus* (19, 7 – 32%) y *H. germanica* (10, 7 – 16%). Finalmente, y por encima de ésta, la asociación típica (FAZ3) vuelve a estar representada en primer lugar por *A. tepida* (36, 14 – 46%), dominando también *R. irregularis* (16, 1 – 46%), *Eggerelloides scaber* (11, 1 – 25%) y *C. lobatulus* (11, 2 – 20%), mientras que *H. germanica* (6, 3 – 12%) y *B. gibba* (6, 1 – 12%) aparecen como secundarias.

4.3.1.1c Radioisótopos

Las actividades del ^{210}Pb y del ^{226}Ra se sitúan entre los rangos 6,9 – 77,6 Bq kg^{-1} , y 8,3 – 34,2 Bq kg^{-1} , respectivamente. La distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad muestra, en general, un decaimiento continuo hasta alcanzar valores cercanos a cero hacia los 38 – 39 cm (Figura 4.20). En cuanto al ^{137}Cs , se ha obtenido un rango de actividades comprendido entre los 2,1 y los 5,4 Bq kg^{-1} , hasta una profundidad de 35 cm (Figura 4.20).

4.3.1.2 Abra 3

Las dos réplicas pertenecientes al sondeo Abra 3 fueron extraídas en la bahía interna del Abra de Bilbao. La Tabla 4.20 incluye de forma resumida los datos de los principales parámetros analizados. De base a techo, se ha identificado una sucesión fangosa muy homogénea con un bajo contenido arenoso (6, 4 – 10%) hasta los 45 cm de profundidad (Figura 4.21), seguida de una alternancia de arenas y fangos que se suceden hasta los 25 cm (12, 1 – 22% de arena). Sobre ésta y hasta la superficie, se deposita otro tramo fangoso con una baja proporción de arena (6, 2 – 10%). Al igual que en el sondeo Abra 2, los materiales fangosos contienen abundantes restos de conchas de *S. plana* y pequeños gasterópodos.

Tabla 4.20. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg^{-1}) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo submareal Abra 3. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

ABRA 3	
Longitud 69 cm	Caparazones 5 (0-899)
Litología fango y arena	Especies 4 (0-20)
Arena 7 (1-22)%	Marinos 28 (13-37)%
Pb 907 (156-3.320)	Aglutinantes 2 (0-11)%
Zn 1.770 (242-3.400)	Porcelanáceos 1 (0-3)%
Cu 492 (88-1.070)	Hialinos 97 (89-99)%
Cd 9,9 (1,2-37,0)	FAZ3 (28-0 cm)
As 33 (43-818)	A. tepida 67 (52-81)%
	B. gibba 6 (4-8)%
	C. lobatulus 6 (3-7)%
	FAZ2 (35-28 cm)
	A. tepida 32 (30-35)%
	H. germanica 28 (19-30)%
	R. irregularis 18 (14-28)%
	C. lobatulus 8 (4-13)%
	FAZ1 (69-35 cm)
	Escasos foraminíferos
	A. tepida
	H. germanica
	R. irregularis

4.3.1.2a Geoquímica

El análisis geoquímico a partir de las 35 muestras estudiadas presenta un contenido en metales muy elevado a lo largo de casi todo el sondeo (Tabla 4.20; Figura 4.21). La distribución de las concentraciones con la profundidad sigue un patrón general semejante al observado en el sondeo Abra 2 (Figura 4.20 y 4.21). De base a techo, el sondeo comienza con unos altos contenidos de Pb, Zn, Cu, Cd y As, que se incrementan hasta alcanzar sus concentraciones máximas (excepto el Cu): el Pb y el Zn a 63 cm, el Cd y el As a 54 cm de profundidad, disminuyendo a continuación hasta su mínimo a una profundidad de 25 cm (Figura 4.21). Después, los niveles de metales aumentan nuevamente de forma abrupta hasta alcanzar valores de nuevo muy elevados a 18 cm de profundidad (Figura 4.21), aunque rápidamente comienzan a disminuir hacia los sedimentos más modernos.

4.3.1.2b Micropaleontología

Se han extraído un total de 3.143 caparazones a partir de las 38 muestras analizadas, identificándose 41 especies distintas (8 estuarinas y 33 marinas). La distribución de la abundancia con la profundidad muestra una presencia de foraminíferos extremadamente baja a lo largo de casi todo el sondeo hasta los 10 cm de profundidad (a excepción de un pequeño incremento a 30 cm), a partir de donde aumenta rápidamente su contenido hacia arriba (Figura 4.21). De hecho, la densidad de caparazones en los 60 cm inferiores es tan reducida (4, 0 – 202 caparazones/15 g) que solamente ha sido posible superar el mínimo de 100 ejemplares recuperados en 4 muestras. Los 10 cm más superficiales, por el contrario, sí han ofrecido un número relevante de foraminíferos bentónicos, presentando abundancias moderadas e, incluso, altas en los centímetros más superficiales (752, 49 – 1.088 caparazones/15 g). En cuanto al número de especies por muestra, los valores más reducidos se encuentran de nuevo en los 60 cm inferiores, a excepción del pequeño incremento a 30 cm (4, 0 – 18). Los últimos 10 cm, sin embargo, presentan medianas sensiblemente más elevadas (18, 10 – 20). En las muestras donde ha sido posible calcularlo, la proporción de ejemplares marinos alcanzó medianas del 28% (13 – 37%). Por su parte, las formas hialinas representaron el 97% (87 – 99%), mientras que

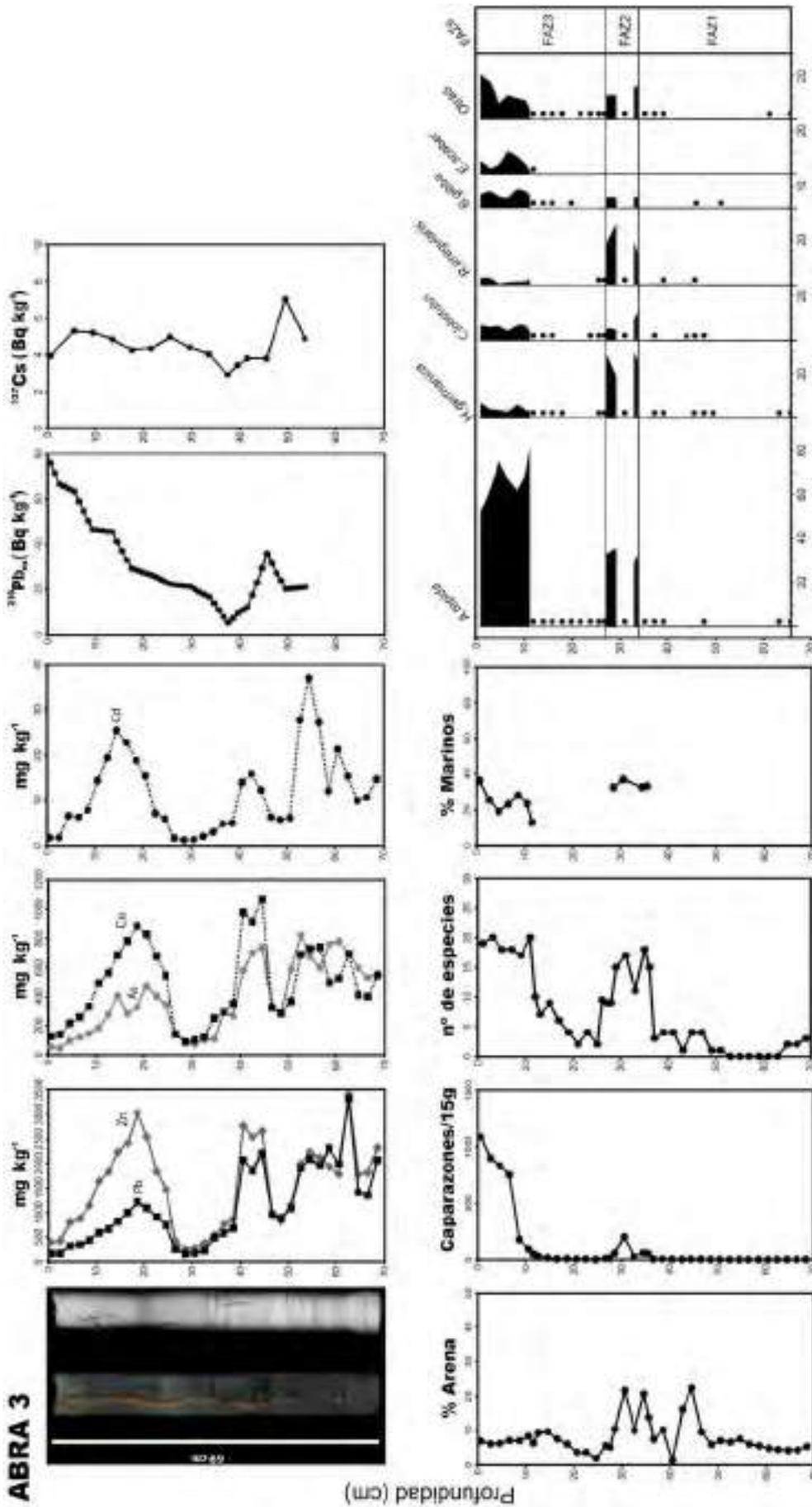


Figura 4.21. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 3 (69 cm): concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd) y As (mg kg^{-1}), concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones / 15 g), número de especies, proporción de ejemplares marinos (%) y abundancias relativas de las especies más representativas (%).

las aglutinantes y porcelanáceas apenas alcanzaron el 1% (0 – 11%) y el 2% (0 – 3%) del conjunto total. La distribución de las asociaciones microfaunísticas también presentó algunas variaciones a lo largo del sondeo, siendo reconocidas 3 FAZs sucesivas (Figura 4.21). Aunque la primera de ellas, FAZ1 (69 – 36 cm), contiene un número de caparazones muy bajo, los pocos ejemplares recuperados pertenecen, en su mayoría, a las especies estuarinas *A. tepida* y *H. germanica*, y, en menor medida, al taxón marino *R. irregularis*, sin poder precisar sus abundancias relativas concretas. Sin embargo, el incremento detectado entre los 36 y los 28 cm de profundidad (FAZ2) permite estimar que la asociación característica está dominada por *A. tepida* (32, 30 – 35%), *H. germanica* (28, 19 – 30%), *R. irregularis* (18, 14 – 28%), junto con *C. lobatulus* (8, 4 – 13%) como especie secundaria. Por último, a partir de los 28 cm hasta la superficie (FAZ3), la asociación dominante la constituye únicamente *A. tepida* (67, 52 – 81%), acompañada ocasionalmente por *B. gibba* (6, 4 - 8%) y *C. lobatulus* (6, 3 – 7%) como especies secundarias.

4.3.1.2c Radioisótopos

Por su parte, las actividades del ^{210}Pb y ^{226}Ra dieron resultados que se sitúan entre los 39,8 – 109,7 y 30,3 – 40,0 Bq kg⁻¹, respectivamente. La distribución del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad decae hasta hacerse cero a 38 cm sin definir una curva exponencial exacta (sugiriendo una sedimentación no constante), para luego volver a aumentar hacia los materiales más antiguos (Figura 4.21). La señal radioisotópica en la base del sondeo sugiere que su inventario es incompleto y que, por lo tanto, la edad de los sedimentos basales es inferior a los 100 – 120 años. Asimismo, el ^{137}Cs pudo ser identificado a lo largo del sondeo y sus actividades se encuentran comprendidas entre los 2,9 y los 5,3 Bq kg⁻¹ (Figura 4.21).

4.3.1.3 Abra 5

Las dos réplicas pertenecientes al sondeo Abra 5 fueron extraídas en el área interna del Abra de Bilbao. El resumen de los datos obtenidos ha sido sintetizado en la Tabla 4.21. Todo el sondeo presenta una litología muy homogénea (Figura 4.22), siendo de naturaleza fundamentalmente fangosa con un bajo contenido arenoso (4, 1

– 9%). Asimismo, no presenta señales de bioturbación ni macrorrestos de moluscos o gasterópodos.

4.3.1.3a Geoquímica

Aunque todo el sondeo (n=25) presenta unos contenidos, en general, muy elevados de metales pesados y As (Tabla 4.21), la distribución de sus concentraciones con la profundidad muestra, en general, un perfil decreciente, encontrándose los sedimentos más contaminados en la sección basal del sondeo (el máximo se encuentra entre los 42 y 44 cm) y disminuyendo sus valores hacia los materiales más modernos (Figura 4.22).

Tabla 4.21. Tabla resumen de los resultados litológicos, geoquímicos (mg kg⁻¹) y microfaunísticos (caparazones/15 g) del sondeo submareal Abra 5. El primer valor corresponde a la mediana y los valores entre paréntesis a los rangos.

ABRA 5	
Longitud 52 cm	Caparazones 66 (4-201)
Litología fango	Especies 15 (3-24)
Arena 4 (1-9)%	Marinos 31 (8-49)%
	Aglutinantes 4 (0-21)%
Pb 434 (178-860)	Porcelanáceos 10 (3-61)%
Zn 1.075 (453-2.360)	Hialinos 86 (40-91)%
Cu 285 (141-715)	
Cd 9,9 (1,7 - 41,7)	FAZZ (29-0 cm)
As 205 (50-612)	A. tepida 62 (15-79)%
	Q. seminula 6 (2-42)%
	E. scaber 6 (1-21)%
	B. gibba 5 (1-13)%
	FAZI (52-29 cm)
	Q. seminula 40 (37-43)%
	B. gibba 14 (13-16)%
	M. subrotunda 12 (9-16)%
	R. irregularis 7 (6-8)%

4.3.1.3b Micropaleontología

Ha sido posible extraer un total de 4.429 caparazones de foraminíferos a partir de las 27 muestras analizadas y se han identificado 42 especies (8 estuarinas y 34 marinas). La distribución de su abundancia con la profundidad es extremadamente baja (Figura 4.22), mostrando una suave tendencia creciente hacia los materiales más superficiales (66, 4 – 201 caparazones/15 g). El número de especies por muestra es, asimismo, relativamente bajo (15, 3 – 24). La proporción de ejemplares de origen marino es del 31% (8 – 49%), mientras que las formas con caparazón hialino

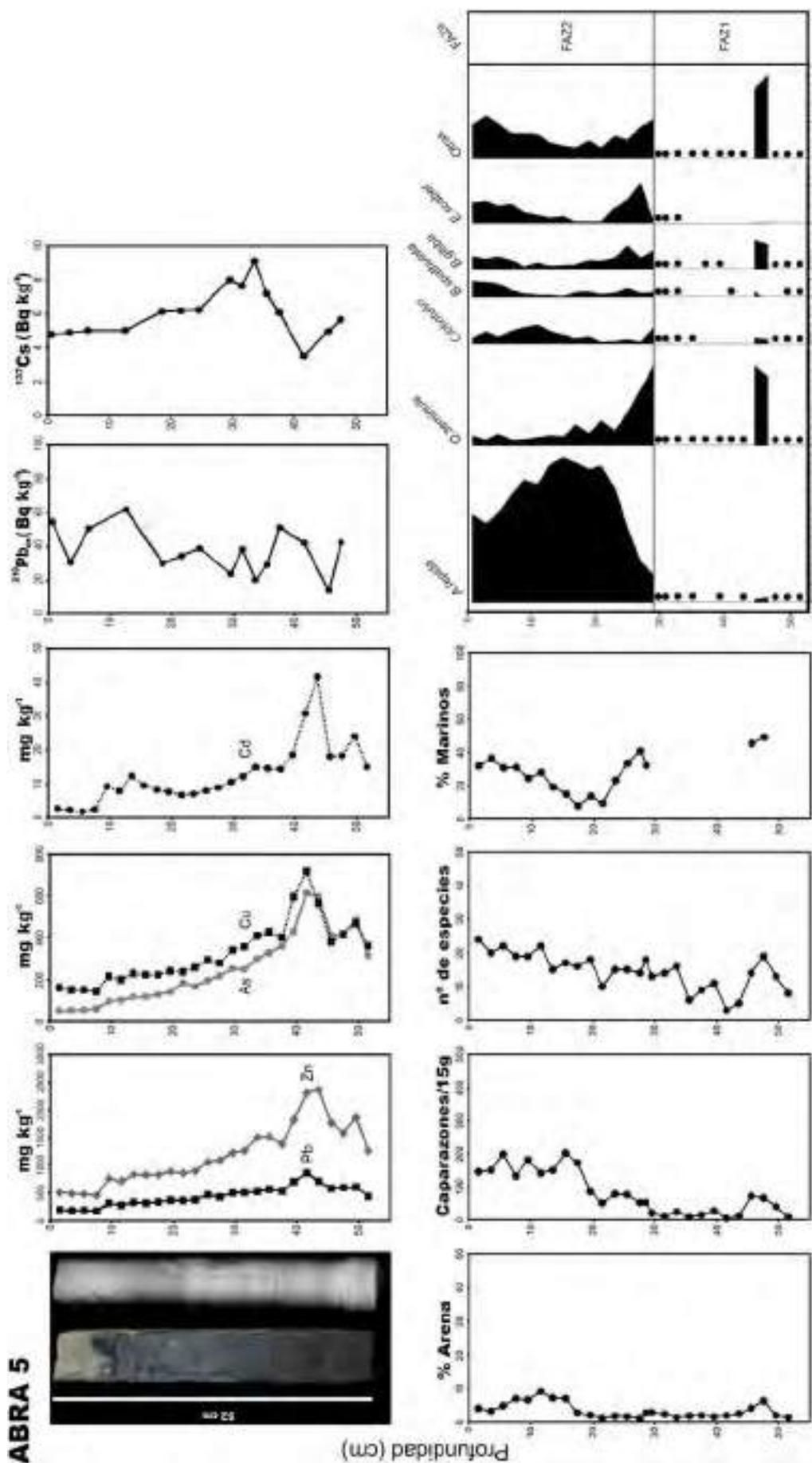


Figura 4.22. Estructura interna (fotografía y radiografía) y distribución de los resultados del sondeo submareal Abra 5 (52 cm): concentración de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cd) y As (mg kg^{-1}), concentraciones de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y ^{137}Cs (Bq kg^{-1}), contenido en arena (%), abundancia absoluta de foraminíferos bentónicos (caparazones/ 15 g), número de especies, proporción de ejemplares marinos (%) y abundancias relativas de las especies más representativas (%).

representan el 86% (40 – 91%). Por otra parte, las formas aglutinantes y porcelanáceas constituyen un 10 y un 4% de las asociaciones, respectivamente.

En base a las asociaciones microfaunísticas dominantes, Abra 5 puede ser dividido en dos FAZs distintas. La más basal de ellas (FAZ1, 52 – 29 cm), muy escasa en cuanto al número de caparazones, está compuesta fundamentalmente por *Q. seminula* (40, 37 – 43%), *B. gibba* (14, 13 – 16%) y *Miliolinella subrotunda* (12, 9 – 16%), junto con *R. irregularis* (7, 6 – 8%) como especie secundaria (Figura 4.22). Por el contrario, la FAZ2, que se extiende desde los 29 cm hasta la superficie y es mucho más abundante que la anterior, se caracteriza por una alta dominancia de la forma hialina *A. tepida* (62, 15 – 79%), pasando *Q. seminula* (6, 2 – 42%) a formar parte de las especies secundarias, junto con *E. scaber* (6, 1 – 21%) y *B. gibba* (5, 1 – 13%).

4.3.1.3c Radioisótopos

Finalmente, las actividades del ^{210}Pb y del ^{226}Ra se encuentran comprendidas entre los rangos 43,1 – 88,2 Bq kg⁻¹ y 23,5 – 33,6 Bq kg⁻¹, respectivamente. El perfil de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ con la profundidad ha resultado ser muy irregular (Figura 4.22), estando presente este radioisótopo a lo largo de todo el sondeo. Por su parte, el ^{137}Cs también se encuentra en la totalidad del sondeo, con unas actividades entre los 3,5 y 9,1 Bq kg⁻¹.

4.3.2 Discusión

4.3.2.1 Abra 2

El análisis conjunto de la distribución de las variables granulométricas, geoquímicas, microfaunísticas y radioisotópicas con la profundidad ha permitido identificar hasta 3 intervalos de profundidad (IPs) distintos en este sondeo submareal (Figura 4.23).

Antes de continuar con la discusión de los resultados en función de dichos intervalos, es conveniente establecer el marco cronológico en el que se apoyan. Por ello, se discutirán en primer lugar los resultados obtenidos a partir del análisis radioisotópico de todo el sondeo. Así, el perfil de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ no se ajusta totalmente con una exponencial (Figura 4.23), lo que sugiere que la tasa de sedimentación no ha

sido constante a lo largo de todo el sondeo. Por ello, para calcular la MAR y la SAR fue necesario aplicar el modelo geocronológico CF (*constant flux*, flujo constante). Este modelo asume un flujo constante de ^{210}Pb , aunque considera tasas de sedimentación variables en el tiempo (Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Para su aplicación es necesario el inventario completo del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en todo el testigo (sumatorio de las actividades del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en cada sección por unidad de área). Por desgracia, durante el muestreo no fue posible recuperar la parte inferior de la réplica, por lo que se desconoce la evolución del perfil por debajo de esta profundidad (35 cm). Una vez estimadas las actividades no analizadas mediante interpolación exponencial con la profundidad másica (g cm^{-2}), el inventario total pudo ser calculado y la aplicación de este modelo (CF) permitió estimar unas tasas de acumulación promedio $\text{MAR} = 0,89 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}$ y $\text{SAR} = 1,12 \text{ cm año}^{-1}$.

Por su parte, aunque la actividad del ^{137}Cs fue medida a lo largo del sondeo hasta una profundidad de 35 cm, no fue posible reconocer un máximo de suficiente magnitud como para ser asociado a la fecha de referencia del máximo de ensayos nucleares atmosféricos (año 1963). Aunque, como se ha indicado, la parte inferior de la réplica se ha perdido (por lo que no es posible conocer la distribución del ^{137}Cs por debajo de esta profundidad), su presencia a partir de los 35 cm indica que, en todo caso, los materiales de esta capa se depositaron después de 1954 CE.

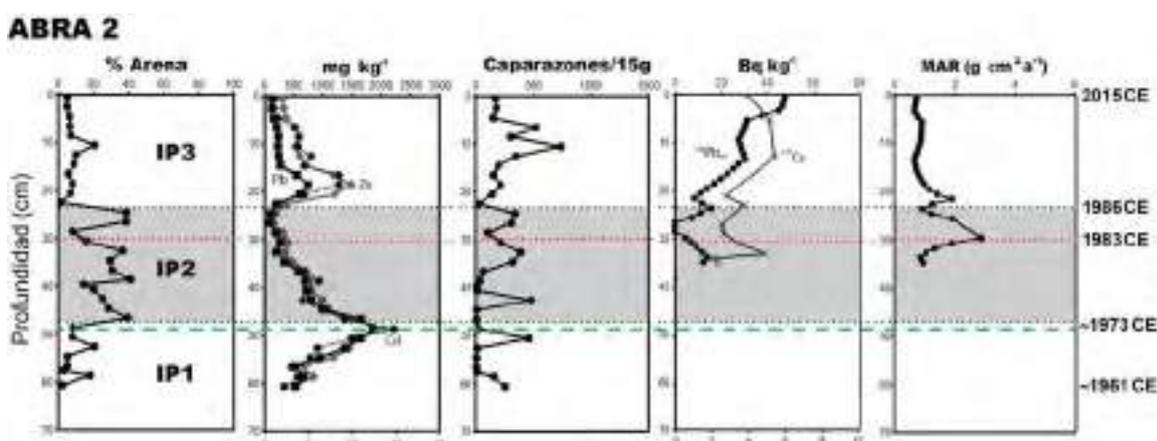


Figura 4.23. División del testigo submareal Abra 2 en los tres intervalos de profundidad identificados a partir de los parámetros analizados. Las escalas inferiores corresponden al Cd y al ^{137}Cs , respectivamente. La línea discontinua verde representa la sección con mayores concentraciones de metales (48 cm, ~1973 CE). La línea punteada roja representa la sección con la MAR más elevada (30 cm, 1983 CE).

4.3.2.1a Intervalo de profundidad inferior

El primero de los intervalos y más basal (IP1) se desarrollaría desde la base del sondeo (61 cm) hasta los 48 cm de profundidad (Figura 4.23). Todo el tramo está constituido fundamentalmente por fangos altamente contaminados. Aunque la pérdida de la parte inferior de la réplica de este sondeo ha impedido tomar medidas del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ en este tramo, si se tiene en cuenta la tasa de sedimentación promedio calculada ($1,12 \text{ cm año}^{-1}$), pueden estimarse hipotéticamente unas fechas basal y superior para IP1 cercanas a 1961 y 1973 CE, respectivamente.

Desde el punto de vista geoquímico, todo el intervalo se caracteriza por presentar contenidos en metales (Pb, Zn, Cu, Cd) y As extremadamente altos. De hecho, hacia la parte superior del tramo (48 cm) se han documentado los mayores valores de todo el sondeo (Figura 4.23), que pueden situarse temporalmente en torno a principios de la década de 1970. La comparación de las concentraciones con umbrales de Long et al. (1995) ha resultado ser especialmente reveladora en la caracterización de este y los demás intervalos, ya que se han observado interesantes diferencias entre ellos (Tabla 4.22). Así, los niveles de Pb, Zn y As del IP1 se encuentran por encima de los ERMs en todas las muestras analizadas (100%), mientras que el Cu lo hace en el 71% del total (Tabla 4.22). El Cd tiene, sin embargo, una presencia por encima de su ERM más desigual. Todos estos porcentajes dan cuenta, por un lado, del elevado grado de deterioro ambiental a que históricamente se ha visto sometida el área de la bahía interna, auténtico sumidero de los desechos industriales y urbanos procedentes del estuario, y, por otro lado, de las posibles repercusiones derivadas de la existencia de enormes volúmenes de sedimentos contaminados almacenados bajo el lecho marino y susceptibles de ser dragados, con la consiguiente puesta en circulación de contaminantes de nuevo en superficie.

Un rasgo interesante de los sedimentos pertenecientes a este intervalo es su fuerte enriquecimiento en Pb. A este respecto, resulta particularmente revelador su inusual relación de proporcionalidad con el Zn, elemento con el que suele encontrarse fuertemente asociado y que para este tramo arroja valores promedio de 0,9 (0,8 – 1,0). Expresado de otro modo, estas relaciones reflejan que ambos elementos presentan unas concentraciones similares a lo largo de todo el tramo. Los estudios

Tabla 4.22. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 2 cuyas concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) y As superaron sus respectivos ERLs y ERMs (Long et al., 1995).

Sondeo	I.P.	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Abra 2	IP3 (22-0 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	91%	100%
		ERM	64%	73%	27%	0%	0%	18%
	IP2 (48-22 cm)	ERL	100%	100%	100%	85%	85%	100%
		ERM	69%	54%	46%	0%	0%	85%
	IP1 (61-48 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		ERM	100%	100%	71%	0%	29%	100%

Long et al. (1995)

realizados sobre muestras pertenecientes tanto a sedimentos pre-industriales (Cearreta et al., 2000) como en la mayoría de los sedimentos superficiales analizados a lo largo del programa de monitorización del estuario (Cearreta et al., 2000; Leorri et al., 2008; Irabien et al., 2018) indican que los contenidos de Pb son usualmente más bajos que las concentraciones de Zn en una relación $Pb/Zn \leq 0,5$ ($<0,35$ y $0,5$ respectivamente). Es decir, tanto en materiales no contaminados como en la mayoría de los contaminados, los sedimentos suelen mostrar unas concentraciones de Zn que, como mínimo duplican a las de Pb. Sin embargo, las proporciones que reflejan los resultados obtenidos en esta zona basal muestran que los niveles de Pb son similares a los de Zn. Esto indica que, en el momento de formación de estos depósitos, algunos de los productos vertidos a la ría debieron contener unas concentraciones de Pb inusualmente altas, dando como resultado esta particular huella química en los sedimentos basales. Son, de hecho, tan elevadas, que suelen superar el umbral de peligrosidad establecido para este metal (el 43% del total de muestras analizadas), tal como establecen las “Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre” definidas por la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM, 2015; Buceta et al., 2015). Por lo tanto, en el caso de que eventualmente se realizasen operaciones de dragado, los sedimentos deberán ser sometidos a análisis específicos que determinen adecuadamente sus condiciones de manipulación y gestión conforme a lo establecido en la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados (CIEM, 2015).

Los elevados valores de Pb detectados, si bien se encuentran con mayor

desarrollo en estos materiales, no son exclusivos de los sedimentos inferiores de los sondeos submareales. Al contrario, también han sido detectados en las áreas intermareales de la ría. Concretamente, el testigo recolectado en Gobelas presenta una relación Pb/Zn entre 0,7 y 1,1 en su mitad inferior (20 – 8 cm). Esta relación también puede apreciarse parcialmente en los sedimentos más profundos de los sondeos de Erandio (donde en los 4 cm más basales los valores oscilan entre 0,7 y 1,2) y en Simondrogas (con índices entre 0,7 y 0,9 en los 2 últimos cm), lo que indica una mayor contaminación de Pb en el pasado. El resto de su longitud, sin embargo, presenta índices cercanos a 0,5. De modo anecdótico, aunque las muestras estuarinas tomadas en superficie a lo largo de las dos últimas décadas muestran una relación Pb/Zn acorde con los datos apuntados anteriormente, la muestra recolectada en Erribera (zona superior) durante la última campaña de muestreo (año 2017) presentó valores anómalos de Pb, equiparables a los de Zn en una proporción cercana a 1. Este comportamiento no se ha observado en ninguna de las campañas previas. Una posible explicación para esta excepción podría encontrarse en la reciente apertura del Canal de Deusto (finalizada en octubre de 2018), cuyas obras acometidas desde 2017 justo frente al punto de muestreo, han removilizado importantes cantidades de sedimentos enterrados.

En cuanto a los foraminíferos bentónicos, si bien el intervalo IP1 presenta abundancias absolutas en general bajas (ocasionalmente moderadas), está dominado por una mezcla de especies marinas y estuarinas (principalmente *A. tepida*, *H. germanica*, *R. irregularis* y *C. lobatulus*), cuyas proporciones individuales nunca superan el 50%.

4.3.2.1b Intervalo de profundidad medio

El intervalo medio (IP2) se extiende hasta una profundidad de 22 cm (Figura 4.23). Desde el punto de vista radiométrico es muy interesante, porque el decaimiento natural del $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ muestra una interrupción sedimentaria a una profundidad de aproximadamente entre 30 y 40 cm, donde las actividades de este radioisótopo se aproximan a cero (Figura 4.23) y se registran las mayores tasas de acumulación y sedimentación (~30 cm; MAR = 2,40 g cm⁻² año; SAR = 2,82 cm año⁻¹). Las tasas de

sedimentación obtenidas en Abra 2 han permitido estimar unas fechas para la deposición de estos materiales en la década de 1980. Concretamente, la sección en la que se registró la máxima tasa de acumulación ha podido datarse con precisión en el año 1983 ± 2 (Figura 4.23).

Geoquímicamente, el IP2 se caracteriza, al contrario que el intervalo basal, por una distribución más variable de las concentraciones de metales, condicionadas principalmente por el tipo de sedimento depositado. Así, mientras que los niveles arenosos están compuestos fundamentalmente por materiales limpios en los que ningún elemento excede los umbrales propuestos por Long et al. (1995), las capas intercaladas de material más fino presentan características geoquímicas comparables a los sedimentos contaminados procedentes de nivel inferior. La proporción de muestras que superan los ERLs y ERMs pueden consultarse en la Tabla 4.22. Además, el contenido en Pb comienza a alcanzar proporciones respecto al Zn más próximas a 0,5 (0,8, 0,6 – 1,1), al menos para los tramos más arenosos. Esto sugiere que estas arenas pudieran tener un origen distinto a los materiales previamente depositados.

A pesar de que los datos microfaunísticos tomados en su conjunto no muestran diferencias composicionales significativas con el resto de intervalos, en detalle, los sedimentos más arenosos no contaminados contienen abundancias absolutas de caparzones altas e, incluso, muy altas. Otra característica particular es que sus abundancias relativas son muy parecidas a las descritas por Cearreta y Leorri (2004) para materiales arenosos procedentes del registro geológico holoceno cercano al área de la bahía interna (sondeo S5, localizado en Getxo). En concreto, la proporción de especies en las asociaciones holocenas pertenecientes a los sedimentos arenosos intermareales que constituyen la mitad inferior del sondeo se corresponde con un elevado grado de semejanza a las abundancias relativas obtenidas en los paquetes arenosos submareales del intervalo de profundidad IP2 (zona FAZ2), salvo por la presencia de mayores proporciones de *A. tepida* (Tabla 4.23). Esto podría deberse al menor grado de desarrollo de los paquetes arenosos en este sondeo submareal, enmascarados, además, por la mezcla con los materiales finos intercalados, lo que podría explicar la mayor presencia de este taxón.

Tabla 4.23. Comparación entre las asociaciones de foraminíferos bentónicos del intervalo IP2 del sondeo submareal Abra 2 (FAZ2) y el tramo arenoso del sondeo intermareal holoceno S5 (FAZ2) analizado por Leorri y Cearreta (2004).

	Abra 2 FAZ2	S5* FAZ2
<i>R. irregularis</i>	27%	32%
<i>A. tepida</i>	27%	10%
<i>C. lobatulus</i>	19%	17%
<i>H. germanica</i>	10%	10%

*Leorri y Cearreta (2004)

En definitiva, todos los datos obtenidos a partir de los sedimentos de este intervalo medio (cambios granulométricos, disminución brusca de los metales pesados y las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, cambios en las asociaciones de foraminíferos bentónicos) apuntan a una mezcla de materiales finos contaminados modernos y paquetes arenosos con un origen más antiguo (Holoceno) y geográficamente cercano, que, junto con las altas tasas de acumulación detectadas, parece aludir a un posible evento sedimentario lo suficientemente energético como para haberlos removilizado probablemente desde la zona inferior de la ría y haberlos depositado en la bahía.

4.3.2.1c Intervalo de profundidad superior

El intervalo superior (IP3, Figura 4.23) se extiende a lo largo de los primeros 22 cm de profundidad, pudiendo asignarle un rango temporal comprendido entre mediados de la década de 1980 y el año 2015 CE. Todo el tramo se caracteriza por volver a presentar materiales fangosos con unas elevadas concentraciones de metales (especialmente en la parte inferior del tramo), aunque en menor grado que en IP1. A pesar de que las muestras pertenecientes al IP3 siguen superando en muchos casos los ERMs (Tabla 4.22), se han detectado niveles de metales promedio hasta 7 veces inferiores para el Pb y hasta 3 veces para el Zn con respecto a los altos valores registrados en IP1. La distribución de metales es decreciente a lo largo de todo el sondeo, encontrándose materiales menos contaminados hacia los sedimentos más modernos. A pesar de las similitudes sedimentológicas y geoquímicas con el intervalo basal, la relación del Pb con respecto al Zn presenta unas proporciones cercanas a 0,5, estabilizándose en valores medianos de 0,4 y siendo, además, muy homogéneas a lo largo del sondeo.

En cuanto a los foraminíferos bentónicos, el intervalo IP3 presenta un comportamiento variable (Figura 4.23). Aunque inferiores a los altos contenidos de los tramos arenosos, las abundancias absolutas obtenidas en este intervalo superior son más elevadas que en el intervalo inferior (IP1). Las asociaciones tienen una mayor representación de *A. tepida* (>30%), acompañada por proporciones más bajas, aunque variables, de *H. germanica*, *R. irregularis* y *C. lobatulus*.

4.3.2.2 Abra 3

El análisis de la distribución de sus variables granulométricas, geoquímicas, microfaunísticas y radioisotópicas en la vertical ha permitido identificar también 3 intervalos de profundidad en este testigo submareal (Figura 4.24).

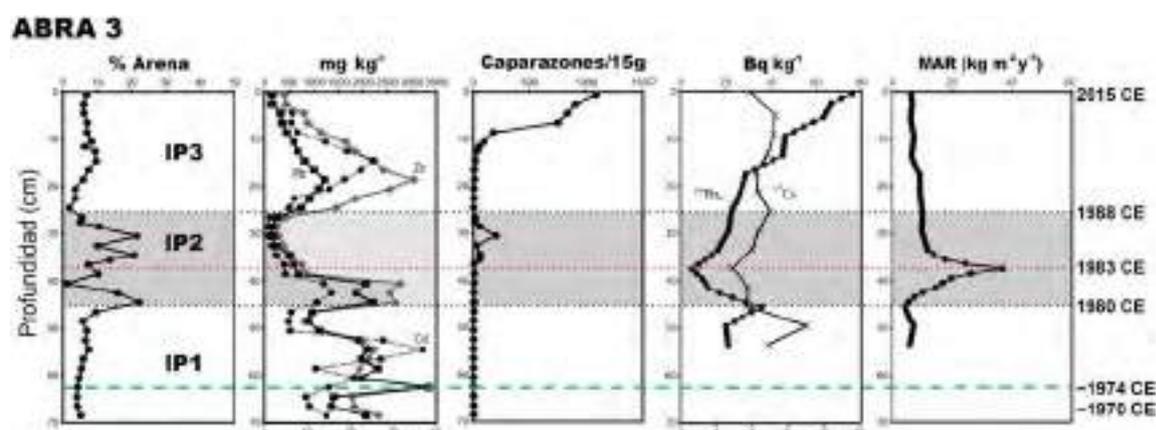


Figura 4.24. División del testigo submareal Abra 3 en los tres intervalos de profundidad identificados a partir de los parámetros analizados. Las escalas inferiores corresponden al Cd y al ^{137}Cs , respectivamente. La línea discontinua verde representa la sección con mayores concentraciones de metales (63 cm, ~1974 CE). La línea punteada roja representa la sección con la MAR más elevada (38 cm, 1983 CE).

Al igual que en el sondeo anterior, se discutirá primeramente el marco temporal. La aplicación del modelo CF permitió estimar unas tasas de acumulación promedio $\text{MAR} = 1,00 \text{ g cm}^{-2} \text{ año}$ y $\text{SAR} = 1,55 \text{ cm año}^{-1}$. Por su parte, la presencia de ^{137}Cs a partir del centímetro 53 (Figura 4.24) informa de que la edad de los materiales depositados en el intervalo profundo es posterior a los años 1950. Sin embargo, el análisis de la distribución relativamente constante de su actividad no arrojó información adicional para una datación más precisa de estos sedimentos.

4.3.2.2a Intervalo de profundidad inferior

El intervalo más basal (IP1) se desarrolla desde la base del sondeo (69 cm) hasta los 45 cm de profundidad (Figura 4.24) y, en función a la SAR media, es posible estimar una fecha inicial al tramo próxima al año 1970 CE. De igual modo que ocurría en Abra 2, el IP1 está constituido por fangos negros con un alto contenido en metales pesados, donde se registran los mayores valores de todo el sondeo, en especial de Pb y Zn (63 cm) (Figura 4.24). A este respecto, llama inmediatamente la atención que, al aplicar la SAR media de este sondeo, la fecha obtenida en esta sección (~1974 CE) es muy similar a la estimada para el máximo de metales de Abra 2 (~1973 CE) (Figuras 4.23 y 4.24), lo que sugiere que ambas secciones pudieran ser correlacionadas. En concreto, los niveles de Pb, Zn, Cu y As se encuentran por encima de los ERLs en todas las muestras analizadas (Tabla 4.24), de manera muy similar a lo observado en el tramo inferior del sondeo Abra 2 (Tabla 4.22). El Cd también tiene una importante presencia en este intervalo, superando su ERM en el 75% de los casos.

Análogamente a Abra 2, también se ha detectado en estos sedimentos un fuerte enriquecimiento en Pb (Pb/Zn ~1,0, 0,7 – 1,2), llegando, en algunos casos, a superar las concentraciones de Zn (Figura 4.24).

Tabla 4.24. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 3 cuyas concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) y As superaron sus respectivos ERLs y ERLs (Long et al., 1995).

Sondeo	I.P.	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Abra 3	IP3 (26-0 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		ERM	85%	92%	69%	0%	46%	85%
	IP2 (45-26 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		ERM	80%	60%	50%	10%	30%	90%
	IP1 (69-45 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		ERM	100%	100%	100%	8%	75%	100%

Long et al. (1995)

En cuanto a los foraminíferos bentónicos, todo el tramo presenta abundancias extremadamente bajas (Figura 4.24). A pesar de ello, los escasos caparazones

recuperados sugieren que la composición de su asociación microfaunística es compatible con la del tramo IP1 de Abra 2 (principalmente *A. tepida*, *H. germanica* y *C. lobatulus*).

En resumen, toda la información expuesta indica una gran semejanza composicional con el IP1 de Abra 2 (fangos con altas concentraciones de metales pesados, elevados contenidos de Pb respecto al Zn y bajas abundancias de foraminíferos bentónicos), que permite establecer, por lo tanto, una correlación entre los intervalos basales de ambos sondeos.

4.3.2.2b Intervalo de profundidad medio

El intervalo medio (IP2) se extiende desde los 45 cm hasta los 26 cm de profundidad, cuyas dataciones en base al $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ corresponden a los años 1980 y 1988 CE, respectivamente (Figura 4.24). El decaimiento natural de este radioisótopo muestra una interrupción sedimentaria a una profundidad aproximadamente entre los 30 y 40 cm, donde sus actividades se aproximan a cero, con un valor mínimo a ~38 cm (Figura 4.24). Del mismo modo que se observa en Abra 2, este mínimo es coincidente con las máximas MAR (3,71 g cm⁻² año) y SAR (6,46 cm año⁻¹), correspondiendo, en base a la datación $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, al año 1983 ± 1 CE.

Geoquímicamente, todo el intervalo se caracteriza, como en Abra 2, por una alternancia de tramos arenosos y fangosos con una distribución variable de las concentraciones de metales. Aunque gran parte de esta sección presenta bajos niveles de contaminantes, se han encontrado elevados valores de metales a aproximadamente 40 – 45 cm de profundidad (Figura 4.24). Con todo, los contenidos de metales superan sus ERMs con menor frecuencia que en el intervalo basal. Por ejemplo, el As excede su ERM en el 90% de los casos, mientras que el Pb lo hace en el 80% de ellos y el Zn y el Cu en el 60% y 50%, respectivamente (Tabla 4.23). Además, el contenido en Pb también empieza a equilibrarse respecto al Zn en proporciones similares a las observadas en el intervalo medio arenoso de Abra 2 (0,7, 0,6 – 0,9).

Por su parte, los contenidos de foraminíferos presentan abundancias más

elevadas que en el tramo inferior pero, en todo caso, son bajas a muy bajas. Con todo, las más numerosas se encuentran asociadas a los niveles arenosos limpios (Figura 4.24), mientras que los niveles fangosos, así como el arenoso contaminado (40 – 45 cm), pueden ser considerados prácticamente azoicos. En cuanto a las asociaciones dominantes, las tres especies más representadas vuelven a ser *A. tepida*, *H. germanica* y *R. irregularis*.

Tanto la información sedimentológica, como la geoquímica, microfaunística y radiométrica son compatibles con lo expuesto anteriormente para el intervalo medio (IP2) del sondeo Abra 2, reforzando la hipótesis de la existencia de un gran evento sedimentario que puede correlacionarse en el espacio (registrado en ambos sondeos) y en el tiempo (año 1983 CE).

4.3.2.2c Intervalo de profundidad superior

Los 26 cm más superficiales (post-1980s) vuelven a estar formados por sedimentos fangosos contaminados (Figura 4.24), con una presencia importante de metales pesados que exceden con frecuencia sus respectivos ERMs (Tabla 4.23). Así, el Zn lo supera en el 92% de las muestras analizadas, mientras que el Pb y el As lo hacen en el 85%. El Cu y el Cd sobrepasan sus ERMs en proporciones algo más modestas, aunque considerablemente elevadas (69% y 46%, respectivamente). Estos valores son semejantes a los obtenidos en el IP3 de Abra 2, así como la proporción del Pb frente al Zn, que se sitúa en valores cercanos a 0,5 (0,4, 0,4 – 0,5).

Los datos microfaunísticos revelan abundancias muy bajas, aunque superiores a las observadas en el intervalo más inferior del sondeo (Figura 4.24), lo que sugiere cierto grado de recuperación con respecto a los materiales más antiguos (IP1). En cuanto a la asociación microfaunística, llama la atención la presencia particularmente alta de *A. tepida* (67%). Es tan elevada que, al menos donde el número de ejemplares recuperados ha permitido calcular sus abundancias relativas, éstas superan el índice de Berger-Parker para asociaciones de tipo “casi monoespecífico” (0,5 – 0,8; Hayward, 2014). Este fenómeno, por el contrario, no ha sido observado en ninguna de las muestras pertenecientes al IP1 e IP2 de este testigo, cuyas proporciones de *A. tepida* son siempre mucho más modestas.

Todo ello permite correlacionar este intervalo con el tramo IP3 descrito en Abra 2, confirmando, por lo tanto, que ambos sondeos han compartido la totalidad de su historia ambiental, tal como queda reflejado en los datos sedimentológicos, geoquímicos, microfaunísticos y radioisotópicos.

4.3.2.3 Abra 5

El análisis conjunto de todos los parámetros indica que el sondeo submareal Abra 5 es mucho más homogéneo que los testigos Abra 2 y Abra 3, pudiendo reconocer en él un solo intervalo de profundidad (Figura 4.25).

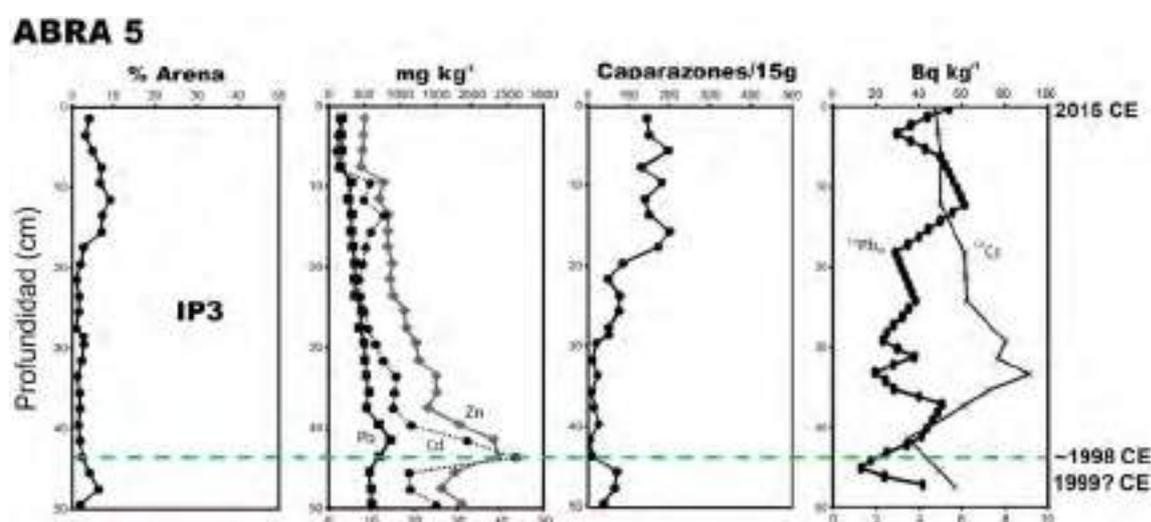


Figura 4.25. Distribución de los principales parámetros analizados en el sondeo submareal Abra 5. Las escalas inferiores corresponden al Cd y al ^{137}Cs , respectivamente. La línea discontinua verde representa la sección con mayores concentraciones de metales (44 cm, ~1998 CE).

Al contrario que los sondeos Abra 2 y Abra 3, Abra 5 muestra una actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ muy irregular (Figura 4.25), impidiendo obtener una datación radiométrica fiable. Aunque su perfil irregular no permite asumir una sedimentación constante, se aplicó de manera exploratoria el modelo geocronológico CFCS (*constant flux and constant sedimentation*, flujo constante y sedimentación constante; Sánchez-Cabeza y Ruiz-Fernández, 2012). Los resultados obtenidos indican una edad 1999 ± 8 para la base del sondeo. Aunque deben ser tomados con cautela y solamente a modo de aproximación, estos datos sugieren que las tasas de sedimentación son, en todo caso, muy elevadas en este punto de la bahía. Complementariamente y de acuerdo con lo

expuesto anteriormente, la presencia del ^{137}Cs a lo largo de todo el sondeo permite asumir una edad posterior a la década de 1950, aunque su distribución con la profundidad no reveló picos lo suficientemente significativos como para relacionarlos con confianza a una fecha de referencia (1963 CE).

Todo el sondeo esta compuesto por fangos oscuros altamente contaminados, aunque a una escala menor que en los sedimentos pertenecientes al IP1 de los otros sondeos submareales (Figuras 4.23, 4.24 y 4.25). De hecho, aunque las muestras pertenecientes a Abra 5 siguen superando en muchos casos los ERLs (Tabla 4.25), se han detectado niveles de metales en un orden medio hasta 7 veces inferior para el Pb y hasta 3 veces menor en el Zn que los registrados en el IP1 de los otros sondeos. La distribución de los metales en este sondeo es decreciente hacia arriba, encontrándose materiales no contaminados en los sedimentos más modernos. Además, la relación de proporcionalidad del Pb y el Zn se mantiene en todo el sondeo muy estable dentro de unos proporciones próximos a 0,5 (0,4, 0,3 – 0,4). Todas estas características geoquímicas son compatibles con las observadas en los materiales más superficiales (IP3) de los sondeos Abra 2 y Abra 3. Sin embargo, el mayor desarrollo de este intervalo en Abra 5 (≥ 52 cm) en comparación con los otros sondeos submareales analizados ($\text{IP3}_{\text{Abra 2}} = 22$ cm; $\text{IP3}_{\text{Abra 3}} = 25$ cm), apoyan la idea de que las tasas de sedimentación han debido de ser mayores en esta zona de la bahía.

Tabla 4.25. Resumen de la proporción de muestras del sondeo submareal Abra 5 cuyas concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Ni y Cd) y As superaron sus respectivos ERLs y ERM (Long et al., 1995).

Sondeo	I.P.	Umbrales	Pb	Zn	Cu	Ni	Cd	As
Abra 5	IP3 (52-0 cm)	ERL	100%	100%	100%	100%	100%	100%
		ERM	85%	100%	54%	15%	0%	50%

Long et al. (1995)

Un detalle interesante y que puede ayudar a situar cronológicamente estos materiales, es que la muestra perteneciente al centímetro 44 del sondeo presenta las concentraciones más altas de Cd registradas en toda la bahía. Abra 2 y Abra 3 también muestran dos picos con concentraciones muy elevadas de este metal (Figura 4.26): uno en el IP1 y otro en el IP3. En este sentido, las ratios Pb/Zn de los

sedimentos que constituyen Abra 5 pueden ayudar a discernir a qué intervalo correspondería este pico de Cd. Esta relación resulta ser muy distinta en ambos intervalos ($>0,8$ en IP1 y $<0,5$ en IP3). Como se ha indicado previamente, la ratio Pb/Zn media de 0,4 en Abra 5 sugiere que los materiales que conforman Abra 5 son compatibles con el intervalo superior IP3. Por lo tanto, es posible correlacionar el máximo de Cd de Abra 5 (44 cm) con los picos presentes en el IP3 de Abra 2 (18 cm) y Abra 3 (15 cm) y, de acuerdo con la datación de estas secciones, asignar una fecha cercana a 1998 CE al centímetro 44 de Abra 5 (Figura 4.26). Suponiendo, pues, que el pico de Cd represente el mismo evento, esta cronología apoya la hipótesis de que, efectivamente, en este punto de la bahía las tasas de sedimentación han debido de ser mucho más altas que las que se han podido determinar en los sondeos Abra 2 y Abra 3.

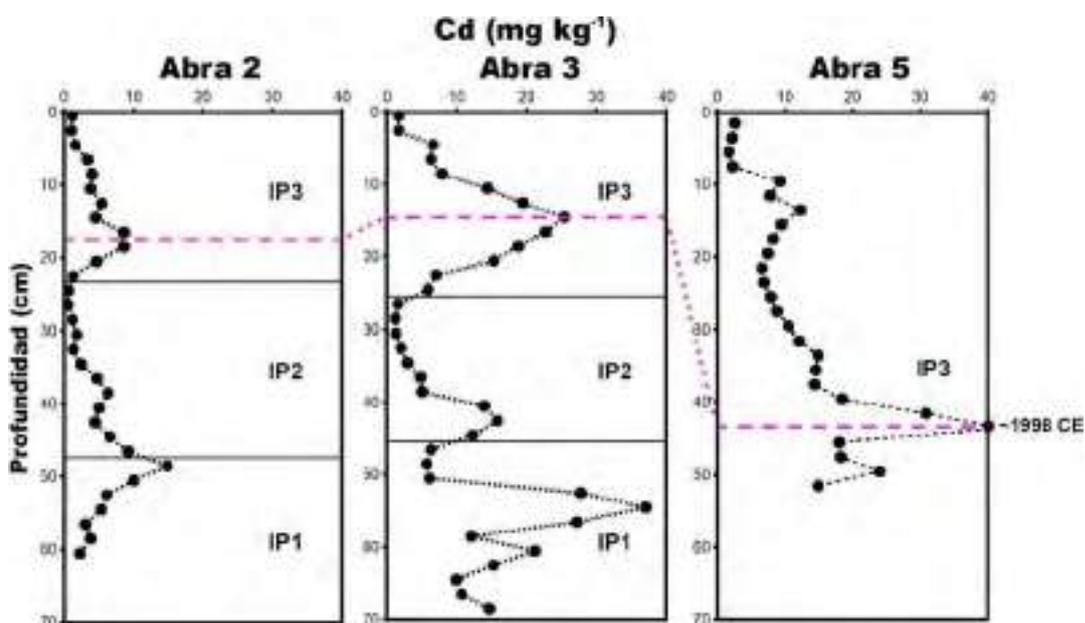


Figura 4.26. Distribución del Cd a lo largo de los tres sondeos submareales y correlación de sus respectivas concentraciones máximas.

En cuanto a su contenido microfaunístico, el sondeo Abra 5 presenta unas abundancias absolutas variables, aunque no particularmente elevadas (de muy bajas a moderadas), sobre todo si se compara con lo observado en los IP3 de los demás sondeos. Como ya se ha constatado en los sondeos Abra 2 y Abra 3, las abundancias obtenidas en el intervalo superior (IP3) suelen ser más altas que las del intervalo inferior (IP1), aunque en menor medida que en los tramos arenosos (IP2). De todas

formas, es importante hacer especial hincapié en la naturaleza variable de las distribuciones de foraminíferos bentónicos, por lo que un análisis exclusivamente cuantitativo es insuficiente para una interpretación adecuada, siendo necesario buscar semejanzas en la composición de sus asociaciones. En este sentido, la principal diferencia composicional entre los intervalos fangosos IP1 e IP3 radica en la mayor presencia de *A. tepida*, que en este último comienza a cobrar una especial importancia, llegando incluso en algunos casos (Abra 3 y Abra 5) a poder considerar sus asociaciones como “casi monoespecíficas” (índice Berger-Parker 0,5 – 0,8; Hayward, 2014). Así, Abra 5 se caracteriza por mostrar una importante representación de *A. tepida* (58%), al menos en la parte superior del sondeo (correspondiente con la FAZ2), ya que, como se ha indicado en los resultados, la parte basal del mismo se encuentra fuertemente dominada por la forma porcelanácea *Q. seminula* (FAZ1). Esta especie es característica de ambientes de desembocadura estuarina (Murray, 2006; Pascual et al., 2006), pudiendo relacionarse normalmente su presencia con un mayor contenido arenoso en los sedimentos que en el caso de *A. tepida*. La proximidad de este sondeo con la zona de desembocadura del Nervión y la playa de Las Arenas (Figura 4.27) podría explicar la elevada presencia de este taxón. Sin embargo, no se han detectado diferencias granulométricas lo suficientemente significativas entre ambas zonas que puedan justificar la mayor presencia de *Q. seminula* en FAZ1, ni su posterior declive.

4.3.2.4 Reconstrucción histórica de El Abra interior durante el Antropoceno

Con el propósito de elaborar una historia lo más completa posible de la evolución ambiental reciente en la bahía interna de El Abra, los resultados obtenidos a partir de los sondeos Abra 2, Abra 3 y Abra 5 han sido comparados con los de otros testigos cortos recuperados en la misma área (Figura 4.27). Como ya se indicó en el capítulo de Materiales y Métodos, junto con los sondeos estudiados en este trabajo también fueron extraídos otros tres (Abra 1, Abra 4 y Abra 6), que fueron analizados por Cearreta et al. (2017) e Irabien et al. (2019). En concreto, tanto estructural como composicionalmente, el sondeo Abra 1 es muy similar a Abra 2 y Abra 3. Esta similitud, así como el hecho de que los tres testigos se encuentren geográficamente alineados con una orientación NO-SE, hace recomendable que sean considerados



Figura 4.27. Localización geográfica de los 6 sondeos cortos submareales extraídos en la bahía interna de El Abra. En rojo, los sondeos analizados en este trabajo.

dentro de un mismo grupo (Transecto A; Figura 4.27). Así, Abra 1 también presentó un intervalo basal fangoso (IP1) cuyo contenido en elementos traza era extremadamente elevado y caracterizado por un marcado enriquecimiento en Pb (Pb/Zn 0,9, 0,7 – 1,2; Irabien et al., 2019), un intervalo medio arenoso (IP2) limpio de metales pesados y abundante en foraminíferos, y un intervalo superior fangoso (IP3) nuevamente contaminado, aunque en menor medida que el IP1 y con una relación Pb/Zn <0,5 (Irabien et al., 2019).

En relación al intervalo arenoso medio, Irabien et al. (2019) informaron de un mayor desarrollo en Abra 1 que en los sondeos Abra 2 y Abra 3 (de hasta 22 cm de espesor). Además, la información microfaunística ofrecida por este sondeo es especialmente parecida a la de los sedimentos arenosos holocenos analizados por Cearreta y Leorri (2004): la presencia de *R. irregularis* en proporciones cercanas al 30%, seguidas de *C. lobatulus* (~15%), *A. tepida* (~10%) y *H. germanica* (~10%), así como la aparición de especies secundarias en proporciones menores, como *Rosalina*

anomala y *E. oceanense* rubrica el origen holoceno de estos sedimentos. Por último, desde el punto de vista radioisotópico, estos autores también constataron una interrupción de similares características a las observadas en Abra 2 y Abra 3: mínimas actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$, y máximas MAR y SAR a una profundidad semejante (38 cm).

En conjunto, los intervalos que conforman los tres sondeos que constituyen el Transecto A (Abra 1, Abra 2 y Abra 3) revelan una continuidad espacial del relleno sedimentario reciente claramente identificable a lo largo de la sección más externa de El Abra interior.

Por otro lado, los otros dos sondeos (Abra 4 y Abra 6) se encuentran geográficamente alineados, junto con Abra 5, paralelamente a los sondeos del Transecto A con una orientación NO-SE (Transecto B) y situados en un sector de la bahía más interno (Figura 4.26). Por su parte, Abra 6, además de ser sedimentológicamente similar a Abra 5 (constituido enteramente por fangos negros), también se caracteriza por presentar un contenido en metales relativamente bajo y decreciente hacia la superficie, así como unas ratios Pb/Zn >0,5 (Irabien et al., 2019). En el caso del sondeo Abra 4, si bien su mitad superior está formada por el mismo tipo de sedimentos fangosos, también compatibles con el IP3 (Pb/Zn <0,5), Irabien et al. (2019) mencionan un tramo inferior de naturaleza arenosa que estratigráficamente podría asociarse con el IP2, o al menos con su parte superior, aunque una gran proporción de sus sedimentos presentan, en general, unos importantes niveles de contaminación y su relación Pb/Zn es mayor a 0,5. Abra 4 y Abra 6 también presentan densidades medias de caparazones que puede ser consideradas altas, llegando a ser incluso muy altas en algunas secciones (Irabien et al., 2019). En cuanto a la zona arenosa basal en el sondeo Abra 4, presentó, al igual que en los sondeos del Transecto A, valores máximos de MAR y SAR a profundidades parecidas (~40 cm) y, aunque las actividades de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ no llegan a alcanzar valores nulos, permanecieron bastante bajas (Irabien et al., 2019), corroborando la pertenencia de estos sedimentos al IP2. En el mismo sentido, las dataciones que se realizaron para este sondeo revelaron que las máximas MAR y SAR son asimismo coincidentes con el año 1983 CE.

De este modo, los datos procedentes de los sondeos analizados en esta memoria de tesis, junto con los otros tres estudiados por Irabien et al. (2019), reflejan la evolución de la historia ambiental reciente de la bahía interna. La diferencia detectada en la dinámica sedimentaria de los dos transectos (mayor tasa de sedimentación en los sondeos del Transecto B, respecto a los del Transecto A) podrían responder a la particular morfología de El Abra de Bilbao. La circulación hidrodinámica en su interior está casi exclusivamente controlada por la acción de las mareas, con una participación mínima de otros factores, como el viento o el oleaje (Grifoll et al., 2009). Aunque el segundo factor en importancia que afecta a la dinámica hidrológica estuarina sea el fluvial, en el caso del estuario del Nervión, el flujo de salida de agua fluvial promedio es relativamente bajo ($30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Mestres et al., 2014). Sin embargo, las corrientes de marea se encuentran muy restringidas tanto por la morfología natural de la bahía (en forma de embudo), como por la severa transformación física provocada por sus infraestructuras perimetrales. Esto da como resultado un movimiento hídrico en sentido horario durante la bajamar y en sentido anti-horario durante la pleamar (Lugaresaresti Bilbao, 1994), que afecta directamente a los patrones de sedimentación y contribuye de forma determinante a la reubicación de los sedimentos. Esto podría explicar, junto con la influencia estuarina, la distribución sedimentaria observada en los sondeos submareales de El Abra, donde se detectan diferencias sedimentológicas en función de la disposición geográfica de los mismos. Por ejemplo, en los sondeos pertenecientes al Transecto B (Abra 4, Abra 5 y Abra 6), su distribución en la parte más interna de la bahía (Figura 4.26) hace que estén mucho menos condicionados por el flujo de salida de la ría que los que forman el Transecto A (Abra 1, Abra 2 y Abra 3). Con todo, en base a los intervalos de profundidad descritos anteriormente y las cronologías establecidas, ha sido posible reconstruir la historia ambiental antropocena de la bahía interna de El Abra a lo largo de tres fases sucesivas (Figura 4.28), que se describen a continuación de mayor a menor antigüedad.

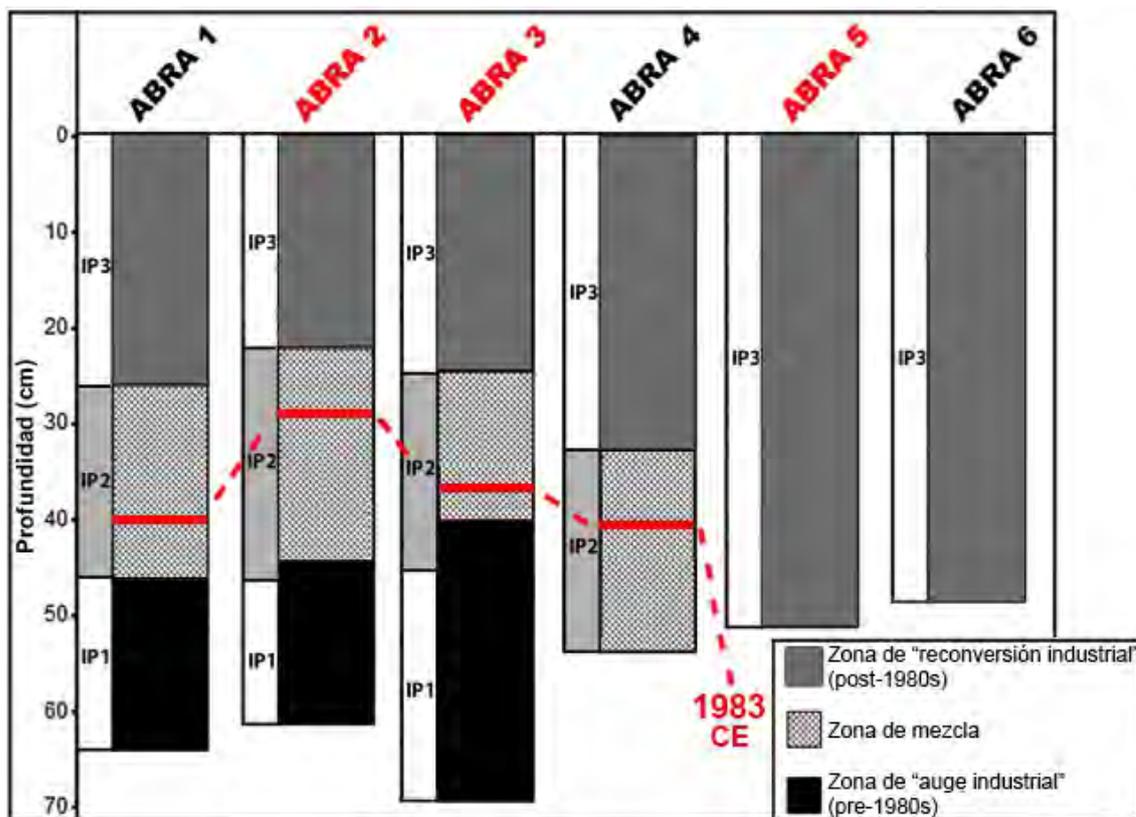


Figura 4.28. Interpretación ambiental de los sondeos cortos submareales de la bahía interna de El Abra basada en el conjunto de los datos geoquímicos, físicos y microfaunísticos. Los nombres en rojo corresponden a los testigos analizados en este trabajo. En negro, los sondeos publicados en Irabien et al. (2019).

4.3.2.4a Etapa de "auge industrial"

A esta etapa corresponden los sedimentos pertenecientes al intervalo de profundidad IP1 (identificado únicamente en los sondeos del Transecto A). La interpretación de este intervalo profundo, el más degradado ambientalmente de los tres identificados en la bahía interna, indica unas condiciones ambientales especialmente negativas. Los sedimentos que configuran este intervalo son, desde el punto de vista geoquímico, los más enriquecidos de toda la bahía, con niveles de metales pesados que no sólo exceden mayoritariamente los ERM, sino también en algunos casos los umbrales de peligrosidad propuestos por el CIEM (2015). El alto grado de deterioro geoquímico junto con la baja presencia de foraminíferos bentónicos (abundancias, en general, muy bajas) comparte características con la zona ambiental "industrial sin microfauna" definida por Cearreta et al. (2002) en el área intermareal de la ría. De hecho, los sedimentos más antiguos recuperados en la bahía (sondeo Abra

1) han sido datados a principios de la década de 1950 (Irabien et al., 2019), que, como se recordará, es el momento en que comienzan a depositarse los sedimentos pertenecientes a la zona ambiental azoica en la ría (Cearreta et al., 2002). En todo caso, este intervalo se desarrolla temporalmente desde, al menos, mediados del siglo XX hasta principios de la década de 1980, con un comportamiento análogo al descrito también en los sedimentos intermareales del estuario del Saja-Besaya para el mismo periodo de tiempo (intervalo IP3 de Miengo 1).

En cuanto a las posibles fuentes de contaminación en el área de la bahía, el Pb, junto con el Zn y el Cd, constituyen los elementos principales del polvo de acerías (Borja et al., 2008b), residuo producido como consecuencia de la fabricación de acero y su tratamiento (p.e. trabajos de metalistería). Estos autores ya detectaron una fuerte correlación entre estos 3 elementos y su origen probable en este tipo de residuos. La intensa actividad industrial en toda esta área (Figura 4.29), en concreto la siderometalúrgica (cuyos productos residuales fueron vertidos a la ría de forma incontrolada a lo largo de casi todo el siglo XX) ha provocado que esta zona (incluida la bahía) haya actuado históricamente como sumidero de vertidos industriales.



Figura 4.29. Vista panorámica de la bahía de El Abra durante la década de 1970, momento de máximo auge de la industria sidero-metalúrgica en el estuario del Nervión. Fuente: <https://sestao.wordpress.com>.

4.3.2.4b Zona de mezcla

Todo lo expuesto anteriormente para el tramo intermedio IP2 (mezcla de paquetes arenosos no contaminados y tramos fangosos degradados, asociaciones de foraminíferos correlacionables con las del Holoceno de la zona inferior de la ría, bajos niveles de $^{210}\text{Pb}_{\text{exceso}}$ y elevadas tasas de acumulación másica y de sedimentación) sugieren que éste se corresponde con un rápido evento sedimentario de extraordinaria magnitud, en el que cantidades significativas de material limpio de grano más grueso procedentes del sustrato holoceno del estuario se depositaron en la bahía, mezcladas con sedimentos finos contaminados más modernos cuyo origen probablemente pueda relacionarse con la llegada de materiales removilizados más jóvenes procedentes de diversas áreas de la ría (Cearreta et al., 2017). Por su parte, las tasas de sedimentación calculadas permiten situar temporalmente estos materiales en un intervalo comprendido entre los años 1980 y 1988. Estas fechas remiten inmediatamente a la mayor catástrofe natural ocurrida en la historia reciente del País Vasco: las violentas inundaciones de agosto de 1983 (Figura 4.30). Este evento



Figura 4.30. a) El Mercado de la Ribera y b) el Puente de San Antón (Casco Viejo de Bilbao) durante las inundaciones catastróficas de agosto de 1983.

descargó en un intervalo de sólo tres días (24, 25 y 26 de agosto) el equivalente a la mitad de la precipitación anual media (Ibáñez et al., 2000). Fue la consecuencia de la interacción de una advección cálida a través del Mediterráneo con una masa de aire polar en capas altas, lo que generó un sistema convectivo a mesoescala responsable de una precipitación inusualmente abundante e intensa (Egaña y Gaztelumendi, 2018). Conocido en España como "gota fría", este fenómeno parece ser la principal amenaza regional en términos de inundaciones (Ocio et al., 2015). Aunque las inundaciones ocurridas en 1983 fueron de una magnitud inusitada, con un periodo de retorno estimado en más de 1.000 años (Ocio et al., 2015), la vertiente cantábrica del País Vasco presenta un grado de riesgo por inundaciones relativamente elevado. En concreto, el estuario del Nervión es especialmente vulnerable a acontecimientos de este tipo (históricamente conocidos a nivel local como "aguaduchos"). Desde la fundación de la ciudad de Bilbao (año 1300), se han registrado 39 inundaciones de carácter catastrófico (Fernández, 1993). Entre los factores que hacen que este fenómeno tenga una gran recurrencia, además del intenso régimen pluviométrico, destacan los elevados coeficientes de escorrentía, debidos tanto a factores naturales (geológicos, geomorfológicos e hidrológicos) como a la elevada densidad urbana alrededor del estuario. De hecho, el río Nervión presenta un índice de Fournier especialmente alto ($144 \text{ tm km}^{-2} \text{ a}^{-1}$, Ibáñez et al., 2000). Este índice, también conocido como "índice de agresividad climática" (Fournier, 1960), es un indicador de la capacidad erosiva de las precipitaciones. Además, el rápido desarrollo urbano e industrial que ha experimentado Bilbao y sus localidades limítrofes, especialmente durante el siglo XX, se ha asentado a menudo sobre las antiguas llanuras aluviales. Las inundaciones de 1983 dejaron 39 fallecidos y unas pérdidas económicas de 150.000 millones de pesetas (más de 800 millones de euros). Inicialmente, las precipitaciones se dieron con mayor intensidad en la cuenca baja, pero tras las inundaciones producidas por las lluvias tuvo lugar una avenida, que coincidió con la pleamar, agravando considerablemente la situación. A las cantidades de agua en escorrentía hubo que añadir la capacidad de carga de la misma y su poder destructor. A pesar de la densa cobertura vegetal de esta región, estudios de carga sólida realizados en el río Nervión proporcionaron tensiones de arrastre muy elevadas (Prieto y Lamas, 1985). Desafortunadamente, se prevé que los fenómenos convectivos de

este tipo en el País Vasco, que conducen a un aumento de los eventos de lluvias extremas e inundaciones, aumenten en el futuro como resultado del calentamiento global en curso (Benito et al., 2005).

El hecho de que la zona de mezcla presente diferentes espesores en función del punto de la bahía muestreado (Figura 4.28) o, incluso, se encuentre ausente (al menos hasta la profundidad a la que se ha perforado), sugiere que la ya mencionada circulación hidrodinámica en el interior de la bahía (Lugaresaresti Bilbao, 1994) ha influido de forma determinante en los patrones de sedimentación, contribuyendo activamente a la reubicación diferencial de estos sedimentos.

En definitiva, la mezcla de sedimentos tan dispares que conforman este intervalo de profundidad, pone de relieve la enorme capacidad de removilización y reubicación que los eventos catastróficos naturales tienen, así como las graves consecuencias posibles para la calidad ambiental de un estuario cuando existen grandes volúmenes de materiales contaminados bajo la superficie, como es el caso del estuario del Nervión. Concretamente, los potentes flujos turbulentos generados durante un evento de este tipo (Connell y Kulasiri, 2010) podrían poner a los sedimentos contaminados y enterrados bajo condiciones anóxicas en contacto con el ambiente oxigenado superficial, facilitando la puesta en circulación de gran cantidad de contaminantes (Eggleton y Thomas, 2004).

4.3.2.4c Etapa de "reconversión industrial"

Tras los sedimentos mezclados previos derivados de las inundaciones de 1983, la sedimentación del fondo de la bahía interna volvió a depositar materiales finos con un importante grado de contaminación, que se corresponden estratigráficamente con el intervalo de profundidad IP3, siendo el tipo de sedimentación dominante hasta la actualidad. Sin embargo, los niveles de metales no fueron tan elevados como en el intervalo IP1 y ya no se observa un enriquecimiento de Pb en relación al Zn, lo que sugiere un cambio en el tipo de vertidos. Además, en casi todo el intervalo, la calidad de los sedimentos va mejorando gradualmente con el tiempo. La disminución de metales pesados detectada en los sondeos podría relacionarse como un proceso análogo a la mejora de la calidad geoquímica que

comienza a observarse en los sedimentos procedentes del interior de la ría a partir de los años 2000 – 2003. Todo ello parece reflejar un cambio de tendencia no sólo en la distribución de los materiales contaminados, sino también en la naturaleza de los propios vertidos que los constituyeron, quizás derivado de la severa crisis industrial que tuvo lugar a partir de los años 1980 y de las nuevas políticas ambientales llevadas a cabo por las instituciones locales en las últimas décadas del siglo XX. De hecho, 1983 es un año clave en la historia ambiental del estuario del Nervión. Hasta esa fecha se vertían al estuario unos 250.000 m³ diarios de aguas residuales urbanas y 67.000 m³ de vertidos industriales tóxicos (Azkona et al., 1984). Es precisamente a partir de ese momento cuando el Consorcio de Aguas Bilbao-Bizkaia pone en marcha el “Plan Integral de Saneamiento”, que incluyó la construcción de 170 kilómetros de interceptores y cinco plantas depuradoras (Consorcio de Aguas del Gran Bilbao, 1993), entre ellas la de Galindo. Estas mejoras, que fueron implementándose de manera progresiva en los años sucesivos, coincidieron además con el declive y desaparición de gran parte de las antiguas industrias instaladas a lo largo del estuario, dentro del escenario global de reconversión industrial sufrido tras la crisis del petróleo de 1973 (Figura 4.31). Por ejemplo, la empresa Altos Hornos de Vizcaya, que había dominado el sector sidero-metalúrgico en el área del Gran Bilbao durante casi 100 años, sobrevivió hasta 1996, momento en que cerró definitivamente sus instalaciones de cabecera (Fdez. de Pinedo, 2003).

Resulta llamativo que, al contrario de lo observado en las zonas intermareales caracterizadas como "post-industriales", la mejora en la calidad de los sedimentos de la bahía no parece ir acompañada de signos de mejora en las asociaciones de foraminíferos bentónicos lo suficientemente significativos como para suponer una recuperación efectiva de las mismas, presentando una distribución mucho más variable. De todas formas, un estudio realizado sobre la macrofauna bentónica de El Abra por Pagola-Carte y Saiz-Salinas (2001) puso de manifiesto que en las áreas costeras donde las mareas tienen más influencias (bahía, estuario inferior), éstas pueden producir falsas apreciaciones sobre la abundancia aparente de algunos organismos, pudiendo llegar a originar infraestimaciones en los datos obtenidos (abundancias inferiores a las reales).



Figura 4.31. Regeneración urbana del barrio bilbaíno de Abandoibarra (estuario superior) antes (1970s) y después (2010s) de la reconversión industrial. Fuente: BILBAO Ría 2000.

4.4 Pasado y presente del Estuario del Nervión

Los resultados obtenidos en este trabajo han permitido realizar una aproximación tanto al estado actual del estuario del Nervión como a su historia ambiental durante el Antropoceno, desde el estuario superior hasta el área de la bahía. A modo de resumen, pueden establecerse una serie de conclusiones generales que ofrecen una visión del estado ambiental (pasado y presente) de sus sedimentos:

1) Los resultados analizados a partir de los sedimentos superficiales pertenecientes a la última campaña de muestreo (año 2017) han actualizado la base de datos del programa de monitorización que se realiza en la ría del Nervión desde 1997. En concreto, la tendencia a la mejora geoquímica de los sedimentos superficiales observada a partir del año 2003 ha quedado nuevamente corroborada con los datos analizados en este trabajo. Sin embargo, es conveniente recordar que, a pesar de la evidente mejora en su calidad ambiental, las concentraciones de metales todavía son muy superiores a los valores de fondo pre-industriales en todas las estaciones de muestreo y superan, ocasionalmente, los umbrales ecotoxicológicos de Long et al. (1995), por lo que aún deben de ser considerados, al menos en su mayor parte, como

sedimentos contaminados.

2) Los valores de susceptibilidad magnética medidos durante el muestreo de la campaña de 2017 dieron resultados considerablemente elevados en todas las estaciones de muestreo, estableciéndose, al igual que en el caso de los metales pesados, muy por encima de los valores locales de fondo pre-industrial. A pesar de ello, no se encontró una correlación positiva determinante entre la concentración de metales y el contenido en materiales ferromagnéticos. A este respecto, los dos casos más extremos han sido Galindo y Burtzeña, que, aun siendo las dos estaciones con mayores susceptibilidades registradas, presentan niveles de metales dispares (muy altos y relativamente bajos, respectivamente), lo que pone de manifiesto la gran heterogeneidad físico-química del estuario, reflejo de la gran diversidad de fuentes de contaminación a lo largo del mismo.

3) Los datos microfaunísticos obtenidos durante la campaña de 2017 continuaron mostrando una tendencia general a su incremento generalizado en toda la ría, ya detectada desde el año 2009. Además, los foraminíferos también parecen estar colonizando áreas que aún presentan altos niveles de metales y susceptibilidad magnética, prosperando, incluso, en zonas tan deterioradas ambientalmente como Gobelos.

4) El estudio de alta resolución del registro geológico antropoceno (6 sondeos cortos intermareales de 20 cm de profundidad) de la ría confirmó la mejora ambiental detectada a través de la monitorización superficial. El análisis conjunto de los metales pesados y foraminíferos bentónicos permitió identificar tres zonas ambientales sucesivas. La más basal de ellas, formada por materiales altamente contaminados y prácticamente afaunales, pudo ser identificada como la zona "industrial sin microfauna" definida previamente por Cearreta et al. (2000) y que, a finales del siglo XX, constituía el tipo de sedimentación dominante en toda la ría. A continuación, se identificó una zona transicional caracterizada por una leve mejora en la calidad de los sedimentos. Por último, se definió una zona ambiental más moderna que constituye el tipo de sedimentación predominante actualmente en casi toda la ría (excepto en Galindo) y que, por sus características (disminución generalizada de niveles de metales pesados y susceptibilidad magnética, y proliferación de las asociaciones de foraminíferos bentónicos), ha sido denominada como zona "post-industrial",

alcanzando espesores de hasta 19 cm (Zorrotza y Rontegi). La comparación de los sondeos con los datos procedentes de la monitorización superficial ha permitido correlacionar el comienzo de la deposición de esta zona con la mejora en la calidad ambiental observada a partir de 2009 , lo que ha permitido extrapolar una tasa de sedimentación promedio de $\sim 2,3$ cm año⁻¹.

5) A pesar de los evidentes signos de mejora ambiental atestiguados tanto a partir de los sedimentos superficiales como a través del registro geológico antropoceno, las desembocaduras de los ríos Galindo y Gobelas se han configurado como los lugares donde las malas condiciones ambientales están siendo más persistentes en el tiempo, pudiendo ser considerados, aún actualmente, como "hot spots".

6) En el caso del área interna de la bahía, el análisis de los parámetros geoquímicos, microfaunísticos y radioisotópicos con la profundidad en los 3 sondeos submareales analizados (Abra 2, Abra 3 y Abra 5), y su comparación con los sondeos Abra 1, Abra 4 y Abra 6 estudiados por otros autores, dio como resultado la identificación de 3 zonas ambientales netamente diferenciadas, que reflejan dos periodos determinantes en la historia industrial del estuario, separadas entre sí por un evento natural catastrófico. Así, los materiales más antiguos y altamente contaminados (etapa de "auge industrial") se encuentran enterrados debajo de una capa delgada con un espesor entre 26 y >52 cm de sedimentos relativamente más limpios que se han depositado recientemente debido a que las descargas de contaminantes han disminuido sustancialmente en las últimas décadas, debido a la reconversión industrial y las regulaciones ambientales (etapa de "reconversión industrial"). Separando ambos periodos, se ha detectado la huella dejada en el registro sedimentario por las inundaciones catastróficas de 1983, caracterizada por una mezcla de materiales arenosos antiguos (Holoceno) y fangosos contaminados, productos del poder de removilización y reubicación de sedimentos que presentan los eventos naturales de esta magnitud.

7) A la luz de los datos obtenidos tanto en las áreas intermareales (monitorización y sondeos intermareales) como en la bahía interna (sondeos submareales), se han identificado una serie de cambios que pueden interpretarse como una mejora efectiva, aunque incipiente, en la calidad ambiental general del estuario durante la última década. Sin embargo, como también ha quedado reflejado a lo largo de este capítulo,

cada área se ha comportado y ha evolucionado de forma distinta, lo que pone de manifiesto el fuerte carácter heterogéneo de este estuario. Dada esta extrema variabilidad, quizás sería más adecuado hablar de procesos de mejora ambiental en plural o, en todo caso, de un único proceso de regeneración que se manifiesta de manera desigual y con sus propias singularidades en función del área del estuario que se considere. Por tanto, éste debe ser entendido como un sistema particularmente complejo, en el que múltiples factores se encuentran actuando de forma simultánea. En primer lugar, la intensa transformación física a la que se ha visto sometido a lo largo de los últimos dos siglos imposibilita un proceso completo de regeneración, ya que los antiguos dominios estuarinos se encuentran hoy ocupados por un denso entramado urbano en ambos márgenes de la ría. Aunque algunos cambios pueden revertirse localmente (Cearreta et al., 2013), la mayoría de las infraestructuras del estuario (canales artificiales, diques e instalaciones portuarias) generalmente se construye de manera permanente, conduciendo a la transformación definitiva de las características morfológicas e hidrodinámicas originales. A las barreras arquitectónicas, se le suma, en segundo lugar, la fuerte presión industrial que durante décadas ha contribuido a que el estuario del Nervión consolide un complejo crisol de perturbaciones. Tal como puede inferirse de los datos presentados en este trabajo, los puntos donde la degradación ambiental ha sido más intensa y persistente suelen corresponder a aquellas áreas donde la actividad industrial y urbana ha sido más importante (bahía y zonas baja-media de la ría), mientras que el estuario superior, menos industrializado, presenta los menores índices de contaminación. A pesar de esta heterogeneidad, la comparación de los resultados obtenidos a partir de los rellenos sedimentarios intermareales y los sedimentos submareales de la bahía interna permite inferir algunas semejanzas que pueden ser relevantes a la hora de interpretar la evolución ambiental general del estuario. Desde el punto de vista histórico, este proceso es consecuencia de un descenso generalizado de las presiones a las que se ha visto sometido: las que corresponden a las actividades industrial y urbana. Ahora bien, a pesar de estos evidentes signos de mejora ambiental, es imprescindible tener en cuenta que los sedimentos más limpios y biológicamente recolonizados constituyen actualmente, en el mejor de los casos (sondeos intermareales de Zorrotza y Rontegi), espesores centimétricos (19 cm) y que

por debajo de ellos se encuentran almacenados enormes volúmenes de materiales muy contaminados. Recuérdese, por ejemplo, las grandes potencias de sedimento altamente degradado pertenecientes a la “zona industrial sin microfauna”, con más de 8 metros de espesor en algunos puntos del estuario medio (Cearreta et al., 2002).

8) Finalmente, dada la gran complejidad de este estuario, con múltiples fuentes y procesos operando simultáneamente, se hace muy difícil establecer una previsión confiable sobre el comportamiento y eventual liberación de sustancias peligrosas en el futuro. Todo lo descrito anteriormente es vital a la hora de llevar a cabo una gestión responsable tanto de los residuos contaminantes como de la manipulación de los sedimentos costeros. Las medidas de restauración llevadas a cabo por las instituciones locales y otros organismos en los últimos años se encuentran, por lo tanto, limitadas por esta circunstancia. Las operaciones de dragado constituyen uno de los principales riesgos de removilización de materiales altamente contaminados, poniendo en peligro el proceso de regeneración que se está produciendo en la actualidad. Además, los resultados presentados en este trabajo han demostrado que los eventos climáticos de gran magnitud, como las inundaciones del año 1983, son también capaces de poner en circulación enormes volúmenes de materiales históricos contaminados. Queda plenamente justificada, pues, la necesidad de llevar a cabo una caracterización multidisciplinar detallada de sus sedimentos, que pase por una identificación de los puntos más degradados, su cuantificación y la determinación de posibles riesgos ecotoxicológicos, con el propósito de poder abordar las medidas preventivas y correctivas necesarias, así como una adecuada gestión del material susceptible de ser dragado y removilizado en el futuro.

5

Conclusiones generales



Centaurea nigra en flor sobre la marisma de
Cudón (estuario del Saja-Besaya).
Fotografía: Alejandro Cearreta.

5. Conclusiones generales

Los resultados presentados a lo largo de este trabajo han contribuido a arrojar luz acerca del impacto de las actividades humanas, así como de los eventos naturales, sobre los depósitos sedimentarios de dos de los ecosistemas costeros más degradados de la costa sur-oriental del Golfo de Bizkaia (el estuario del Saja-Besaya y el estuario del Nervión) a lo largo de su historia reciente, y su influencia sobre los procesos de regeneración ambiental allí donde se están produciendo. A este respecto, han podido extraerse una serie de conclusiones generales, que se exponen a continuación:

1) Este estudio de alta resolución y carácter multidisciplinar (sedimentológico, geoquímico, físico, micropaleontológico y radioisotópico) de los rellenos sedimentarios de ambos estuarios ha permitido establecer un marco lo más completo posible tanto de su situación actual, como de su transformación ambiental a lo largo del tiempo, a través de datos históricos y actuales.

2) En el caso del estuario del Saja-Besaya, y pese a la reducción de la presión humana desde la finalización de las labores mineras (año 2003), no ha sido posible detectar una mejora efectiva en la calidad ambiental de los sedimentos, como ha quedado confirmado por su baja calidad geoquímica, así como por la merma de las asociaciones de foraminíferos bentónicos. Por un lado, la alta proporción de materiales que exceden los distintos valores de referencia considerados para los principales contaminantes (fondos geoquímicos regionales, ERL, ERM, umbrales de peligrosidad), incluso en los sedimentos más superficiales, evidencia la presencia de grandes volúmenes de materiales altamente contaminados aún enterrados bajo la superficie inundable, mostrando una vez más la necesidad de llevar a cabo medidas de tratamiento y confinamiento por parte de las administraciones públicas de aquellos materiales susceptibles de ser dragados. Además, los análisis geoquímicos y radioisotópicos realizados sobre los sedimentos de la zona media del estuario

(marisma de Cudón) han revelado que, pese al cese de la principal fuente de degradación ambiental de este estuario hace ya más de 15 años (mina de Pb-Zn de Reocín), las actividades post-operacionales ulteriores (la inundación de la mina) aún siguen teniendo un serio impacto en el registro sedimentario estuarino, por lo que éstas deben ser tenidas en cuenta a la hora de evaluar la evolución futura de la calidad ambiental de este ecosistema. Por otro lado, la microfauna bentónica mostró una importante defaunación en todo el estuario que ha persistido hasta la actualidad (especialmente en la margen izquierda), descartando que actualmente se esté produciendo un proceso de recolonización efectiva de las asociaciones de foraminíferos.

3) Por su parte, el análisis de la información obtenida a lo largo del estuario del Nervión apunta a un escenario bastante diferente. Si bien el estuario vasco continúa revelándose como uno de los ecosistemas costeros más degradados de la costa cantábrica, su situación ambiental en las últimas dos décadas ha experimentado cambios significativos respecto al siglo pasado. Tanto en la bahía interna como en las áreas intermareales estudiadas, los rellenos sedimentarios antropocenos han dejado constancia de una mejora incipiente, aunque evidente, en la calidad de los sedimentos. En el caso de los sondeos intermareales, estos signos de mejora han confirmado las observaciones realizadas por el programa de monitorización que se lleva a cabo desde 1997 (actualizado con los datos procedentes de la campaña de 2017), aportando, con ello, una perspectiva estratigráfica que se ha revelado como indispensable para la correcta interpretación y evaluación del estado ambiental del estuario. Esto ha permitido definir una nueva zona ambiental que se ha denominado “post-industrial”, por corresponder con un tipo de sedimentación, en general, que presenta un menor contenido de contaminantes (metales pesados, material ferromagnético) y una mayor presencia de microfauna bentónica, que se superpone al tipo de sedimentación altamente contaminada y abiótica, dominante desde mediados del siglo pasado (zona “industrial sin microfauna”). Las observaciones han indicado que esta zona ambiental más “limpia” se deposita desde aproximadamente el año 2009 en casi toda la ría (a excepción del área correspondiente a la desembocadura del río Galindo, considerado un “hotspot”). Por otro lado, el estudio de los rellenos

submareales de la bahía ha corroborado que en esta área también se ha detectado una mejora gradual de la calidad geoquímica de los sedimentos, como resultado de la desindustrialización del estuario en las décadas de 1980 y 1990. Además ha sido posible identificar la huella estratigráfica de uno de los eventos climáticos más devastadores de la historia reciente de Bilbao: las inundaciones catastróficas de 1983. La naturaleza de los materiales que componen la capa que registra este evento (una mezcla de sedimentos arenosos holocenos y fangos industriales contaminados), ha puesto de manifiesto la enorme capacidad de removilización que poseen los eventos extremos de este tipo.

4) La comparación de los resultados obtenidos en los dos estuarios ha mostrado que, a pesar de la disminución de la presión antrópica de ambos ecosistemas desde finales del siglo XX, cada uno de ellos se ha comportado de manera muy distinta. Mientras que el estuario del Nervión, a pesar de encontrarse densamente urbanizado, comienza a mostrar desde hace poco más de una década los primeros signos de recuperación ambiental (si bien es cierto que fuertemente limitada por la intensa transformación física y la alteración de su hidrodinámica natural), el estuario del Saja-Besaya, con un desarrollo estuarino aparentemente más naturalizado, no parece estar respondiendo favorablemente a la disminución de la presión humana. El hecho de que la antigua mina de Reocín siga teniendo un impacto sobre una parte del estuario más allá de su vida útil, y de que las principales industrias locales (Solvay, Sniace, AZSA) sigan constituyendo importantes focos de vertidos contaminantes, parece ser la causa principal de que la baja calidad ambiental de este ecosistema haya perdurado de manera tan persistente hasta la actualidad.

5) Para finalizar, conviene resaltar nuevamente el papel que la perspectiva estratigráfica ha aportado a la hora de abordar la evaluación ambiental de los ecosistemas costeros. Independientemente de los signos de mejora detectados (en el caso del Nervión), la presencia de enormes volúmenes de sedimento muy contaminado bajo la superficie inundable de ambos estuarios constituye una fuente de contaminación secundaria potencialmente peligrosa. A este respecto, es necesario recordar que, incluso en aquellos puntos en los que las condiciones de los sedimentos más superficiales mostraron una regeneración efectiva (estuario superior del Nervión),

éstos representan, en el mejor de los casos, apenas unos 20 cm de espesor, bajo los cuales se encuentran grandes potencias de materiales altamente degradados. Esto resulta especialmente importante en estuarios con una fuerte presencia humana, donde los dragados y otras operaciones de manipulación del sedimento son tan frecuentes. A las actividades humanas hay que sumarle, como ya se ha indicado, la capacidad removilizadora de los eventos climáticos catastróficos (como las inundaciones de 1983), que se revelan como un agente más (natural en este caso) a tener en cuenta, con capacidad de poner en circulación sedimentos contaminados enterrados. Esta conclusión merece un especial interés dentro del escenario de cambio climático global, ya que, según los modelos actuales, se esperan tiempos de retorno más cortos que los habituales para este tipo de fenómenos catastróficos, hasta ahora considerados raros en estas latitudes. Esto puede poner en un serio compromiso los esfuerzos de mejora ambiental desarrollados por parte de las administraciones públicas, así como los procesos naturales de regeneración en curso.

Referencias bibliográficas

Referencias

- Abril, J.M., 2004. Constrains on the use of ^{137}Cs as a time-marker to support CRS and SIT chronologies. *Environmental Pollution* 129: 31-37.
- Adams, G.; Kanmacher, F., 1798. *Essays on the microscope: containing a practical description of the most improved microscopes; a general history of insects, their transformations, peculiar habits, and œconomy: an account of the various species, and singular properties, of the hydræ and vorticellæ: a description of three hundred and eighty-three animalcula: with a concise catalogue of interesting objects: a view of the organization of timber, and the configuration of salts, when under the microscope.* Dillon and Keating, London, 724 pp.
- Adl, S.M., Leander, B.S., Simpson, A.G.B., Archibald, J.M., Anderson, R.O., Bass, D., Bowser, S.S., Brugerolle, G., Farmer, M.A., Karpov, S., Kolisko, M., Lane, C.E., Lodge, D.J., Mann, D.G., Meisterfeld, R., Mendoza, L., Moestrup, Ø., Mozley-Standridge, S.E., Smirnov, A.V., Spiegel, F., 2007. Diversity, Nomenclature, and Taxonomy of Protists. *Systematic Biology* 56(4): 684-689.
- Alejandre, F.J., 2018. Consideraciones sobre la datación de morteros de cal mediante ^{14}C . *Revista PH Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico* 93: 122-140.
- Aleksander-Kwaterczak, U., Helios-Rybicka, E., 2009. Contaminated sediments as a potential source of Zn, Pb and Cd river system in the historical metalliferous ore mining and smelting industry area of South Poland. *Journal of Soils and Sediments* 9: 13-22.
- Álvarez-Iglesias P, Rubio B, Millos J. Isotopic identification of natural vs. anthropogenic lead sources in marine sediments from the inner Ría de Vigo (NW Spain). *Science of Total Environment* 437: 22-35.
- Alve, E., 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution. *Journal of Foraminiferal Research* 25(3): 190-203.
- Appleby, P. G., 1998. Dating recent sediments by ^{210}Pb : Problems and solutions. En: Illus, E.(ed.), *Dating of sediments and determination rate*, Vol. STUK-A145, p. 7-24.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., 1992. Application of ^{210}Pb to sedimentation studies. En: Ivanovich, M., Harmon, R.S. (eds.), *Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine & Environmental Sciences*, Oxford University Press, p. 731-778.
- Appleby, P.G., Oldfield, F., Thompson, R., Huttunen, P., Tolonen, K., 1979. ^{210}Pb dating of annually laminated lake sediments from Finland. *Nature* 280: 53-55.
- ArcelorMittal, 2014. *Declaración Ambiental*, ArcelorMittal Sestao, 75 pp.
- Ayadi, N., Zghal, I., Aloulou, F., Bouzid, J., 2016. Impacts of several pollutants on the distribution of recent benthic foraminifera: the southern coast of Gulf of Gabes, Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research* 23: 6414-6429.
- Azkona, A., Jenkins, S.H., Roberts, H.M.G., 1984. Sources of pollution of the estuary of the river Nervión, Spain: a case study. *Water, Science and Technology* 16: 95-125.

- Baeyens, W., 1998. Evolution of trace metal concentrations in the Scheldt estuary (1978–1995). A comparison with other estuarine and ocean levels. *Hydrobiologia* 366: 157-167.
- Barbieri, G., Vaiani, S.C., 2018. Benthic foraminifera or Ostracoda? Comparing the accuracy of palaeoenvironmental indicators from a Pleistocene lagoon of the Romagna coastal plain (Italy). *Journal of Micropalaentology* 37: 203-230.
- Bárcena, J.F., Claramunt, I., García-Alba, J., Pérez, M.L., García, A., 2017. A method to assess the evolution and recovery of heavy metal pollution in estuarine sediments: Past history, present situation and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin* 124: 421-434.
- Bard, E., Ménot-Combes, G., Rostek, F., 2004. Present status of radiocarbon calibration and comparison records based on Polynesian corals and Iberian margin sediments. *Radiocarbon* 46(3): 1189-1202.
- Bartolomé, L., Etxebarria, N., Raposo, J.C., 2012. Contaminants in Estuaries in Relation to Human Activities. En: Jordan, S.J. (ed.), *Estuaries: Classification, Ecology and Human Impacts*, Environmental Science, Engineering and Technology Marine Biology, p. 137-168.
- Bailey, J.W., 1851. Microscopical examination of soundings made by the U.S. Coast Survey off Atlantic coast of the U.S. *Smithsonian Contributions to Knowledge* 2: 1-15.
- Belzunce, M.J., Solaun, O., Franco, J., Valencia, V., Borja, A., 2001. Accumulation of Organic Compounds in Surface Sediments along the Nervión estuary (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 42(12): 1407-1411.
- Bengtsson, L., Enell, M., 1986. Chemical analysis. En: Berglund, B.E. (ed), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, Wiley, Chichester, p. 423-445.
- Benito, G., Barriendos, M., Lasat, C., Machado, M., Thorndycraft, V.R. 2005. *Impactos sobre los riesgos naturales de origen climático*. En: *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del Cambio Climático*, Ministerio de Medio Ambiente, p. 527-548.
- Bilyard, G.R., 1987. The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Marine Pollution Bulletin* 18: 581-585.
- Boltovskoy, E., Scott, D.B., Medioli, F.S., 1991. Morphological variations of benthic foraminiferal tests in response to changes in ecological parameters: a review. *Journal of Paleontology* 65: 175-185.
- Borja, A., Dauer, D.M., Elliot, M., Simenstad, C.A., Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33: 1249-1260.
- Borja, A., Solaun, O., Galparsoro, I., Tello, E.M., Muxika, I., Valencia, V., Bald, J., Franco, J., Manzanos, A., 2004. *Caracterización de las presiones e impactos en los estuarios y costa del País Vasco*. Informe de la Fundación AZTI para la Dirección de Aguas del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, 322 p.
- Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2006. Long term recovery of soft-bottom benthos

- following urban and industrial sewage treatment in the Nervión estuary (southern Bay of Biscay). *Marine Ecological Progress Series* 313: 43-55.
- Borja, A., Tueros, I., Belzunce, M.J., Galparsoro, I., Garmendia, J.M., Revilla, M., Solaun, O., Valencia, V. 2008. Investigative monitoring within the European Water Framework Directive: a coastal blast furnace slag disposal, as an example. *Journal of Environmental Monitoring* 10: 453-462.
- Brady, G.S.; Robertson, D., 1870. XXVI.-The Ostracoda and Foraminifera of tidal rivers. With an analysis and descriptions of the Foraminifera. *Annals and Magazine of Natural History* 6(34): 273-309.
- Brayner, F.M.M., Philippini da Silva, H.K., de Freitas Barbosa, A.M., 2001. Speciation of Heavy Metals in Estuarine Sediments in the Northeast of Brazil. *Environmental Science and Pollution Research* 8(4): 269-274.
- Brito, A.C., 2012. A Changing Definition of Estuary? Adjusting Concepts to Intermittently Closed and Open Coastal Systems. *Journal of Ecosystem and Ecography* 2: e106.
- Buceta, J.L., Lloret, A., Antequera, M., Obispo, R., Sierra, J., Martínez-Gil, M. 2015. Nuevo marco para la caracterización y clasificación del material dragado en España. *Ribagua* 2: 105-115.
- Bustillo Revuelta, M., Ordóñez, S., 1985. Los yacimientos Pb-Zn del tipo Reocín en el sector oeste de Cantabria: Estudio comparativo y aspectos genéticos. *Boletín Geológico y Minero* 96: 626-631.
- Bustillo, M., Fort, R., 1990. Los carbonatos marinos aptienses del anticlinal de Santillana del Mar. Cantabria: Procesos diagenéticos y su relación con los contenidos en Sr, Fe y Mn. *Estudios Geológicos* 46: 57-64.
- Buzas M.A., Hayek L.C., Reed S.A., Jett J.A., 2002. Foraminiferal densities over five years in the Indian River, Lagoon, Florida: a model of pulsating patches. *Journal of Foraminifera Research* 32: 68-92.
- Carvalho, F., Godoy, J.M., Godoy, M.L.D.P., Carvalho, Z.L., Lopes, R.T., Sánchez-Cabeza, J.A., Lacerda, L.D, Wasserman, J.C., 2009. Heavy metals in sediment profiles from Sepetiba and Ribeira Bays: A comparative study. *Radioprotection* 44 (5): 243-250.
- Casas, M., Mata, M.P., Barbero, L., Moreno, A., Morellón, M., Vegas, J., Sánchez España, J., Navas, A., Ballesteros, P., Valero Garcés, B.L., 2015. Datación de sedimentos lacustres recientes del Lago Enol mediante $^{239,240}\text{Pu}$. En: Galve, J.P., Azañón, J.M., Pérez Peña, J.V., Ruano, P. (eds.), *Una visión global del Cuaternario: El hombre como condicionante de procesos geológicos*, XIV Reunión Nacional de Cuaternario, Granada, p. 98-100.
- Castro, A.M., Calvo, M., García, G., Alonso, A., 2001. La mina de Reocin (Cantabria). *Bocamina* 8: 112-167.
- Cearreta, A., 1988. Distribution and ecology of benthic foraminifera in the Santoña estuary Spain. *Revista Española de Paleontología* 3: 23-38.
- Cearreta, A., 1992. Cambios medioambientales en la Ría de Bilbao durante el Holoceno. *Cuadernos de la Selección de Historia de Eusko Ikaskuntza* 20: 435-454.
- Cearreta, A., 1993. Paleoenvironmental interpretation of holocene coastal sequences

- in southern Bay of Biscay. *Geologische Rundschau* 82: 234-240.
- Cearreta, A., 1994. Análisis micropaleontológico e interpretación paleoecológica del relleno sedimentario holoceno en el estuario del Bidasoa (Golfo de Bizkaia). *Geobios* 27(3): 271-283.
- Cearreta, A., 1998a. Transformación ambiental de la Ría de Bilbao. En: Barcena, I. (ed.) *Bilbo nora zoaz? ¿Es sostenible nuestro modelo de ciudad? Reflexiones para un atlas medioambiental*, Ayuntamiento de Bilbao, p. 25-33.
- Cearreta, A., 1998b. Holocene sea-level change in the Bilbao estuary (north Spain): foraminiferal evidence. *Micropaleontology* 44: 265-276.
- Cearreta, A., 2017. El Antropoceno. *Grand Place* 7: 39-51.
- Cearreta, A., Murray, J.W., 1996. Holocene paleoenvironmental and relative sea-level changes in the Santoña estuary, Spain. *Journal of Foraminiferal Research* 26(4): 289-299.
- Cearreta, A., Murray, J.W., 2000. AMS 14C dating of Holocene estuarine deposits: consequences of high-energy and reworked foraminifera. *The Holocene* 10: 155-159.
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Leorri, E., Yusta, I., Croudace, I.W., Cundy, A.B., 2000. Recent anthropogenic impacts on the Bilbao Estuary, northern Spain: Geochemical and microfaunal evidence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 571-592.
- Cearreta, A., Alday, M., Freitas, M.C., Andrade, C., Cruces, A., 2002a. Modern foraminiferal record of alternating open and restricted conditions in the Santo André lagoon, SW Portugal. *Hydrobiologia* 475/476: 21-27.
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Ulibarri, I., Yusta, I., Croudace, I.W., Cundy, A.B., 2002b. Environmental transformation of the Bilbao estuary, N. Spain: microfaunal and geochemical proxies in the recent sedimentary record. *Marine Pollution Bulletin* 44: 487-503.
- Cearreta, A., Monge-Ganuzas, M., Iriarte, E., 2006. Análisis micropaleontológico (foraminíferos) y evolución ambiental holocena del estuario superior del Oka (área de Portuzarra, Gernika-Lumo). *Illunzar* 6: 57-68.
- Cearreta, A., Monge-Ganuzas, M., 2013. Evolución paleoambiental del estuario del Oka (Reserva de la Biosfera de Urdaibai, Vizcaya) durante el Holoceno como respuesta al ascenso del nivel marino. *Geo-Temas* 14: 163-166.
- Cearreta, A., Irabien, M.J., Gómez-Arozamena, J., Kortabitarte, I., González-Lanchas, A., 2017. El registro geológico antropoceno en el Abra de Bilbao: evidencias de su historia natural y humana. *Geogaceta* 61: 12-14.
- Chapman, P. M., Wang, F., 2001. Ascending sediment contamination in estuaries. *Environmental toxicology and Chemistry* 20: 3-22.
- Chagué-Goff, C., Nichol, S.L., Jenkinson, A.V., Hejnis, H., 2000. Signatures of natural catastrophic events and anthropogenic impact in an estuarine environment, New Zealand. *Marine Geology* 167: 285-301.
- Châtelet, E.A., Gebhardt, K., Langer, M.R., 2011. Coastal pollution monitoring: Foraminifera as tracers of environmental perturbation in the port of Boulogne-sur-Mer (Northern France). *Neues Jahrbuch für Geologie und Paläontologie* -

- Abhandlungen* 262(1): 91-116.
- CIEM-Comisión Interministerial de Estrategias Marinas, 2015. Directrices para la caracterización del material dragado y su reubicación en aguas del dominio público marítimo-terrestre. En: www.magrama.gob.es/es/costas/temas/proteccion-medio-marino/directrices2015_tcm7-325119.pdf
- Corner, G.D., Steinsund, P.I., and Aspeli, R., 1996. Distribution of recent benthic foraminifera in a subarctic fjord-delta: Tana, Norway. *Marine Geology* 134: 113-125.
- Consortio de Aguas del Gran Bilbao, 1993. *Memoria 1992*. Consortio de Aguas, Bilbao, 95 pp.
- Coz, A., González-Piñuela, C., Andrés, A., Viguri, J.R., 2007. Physico-chemical and environmental characterisation of sediments from Cantabrian estuaries (Northern Spain). *Aquatic Ecosystems & Health Management* 19: 41-46.
- Crossland, C.J., Baird, D., Ducrotoy, J.P., Lindeboom, H., 2005. The Coastal Zone – a Domain of Global Interactions. En: Crossland, C.J., Kremer, H.H., Lindeboom, H., Marshall Crossland, J.I., Le Tissier, M.D.A. (eds.), *Coastal Fluxes in the Anthropocene: The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the International Geosphere-Biosphere Programme*, Springer Science & Business Media, p. 1-37.
- Croudace, I., Warwick, P., Taylor, R., Dee, S., 1998. Rapid procedure for plutonium and uranium determination in soils using a borate fusion followed by ion-exchange and extraction chromatography. *Analytica Chimica Acta* 371: 217-225.
- Crusius, J., Anderson, R.F., 1995. Evaluating the mobility of ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{210}Pb from their distributions in laminated lake sediments. *Journal of Paleolimnology* 13(2): 119-141.
- Crutzen, P.J., Stoermer, E.F., 2000. The Anthropocene. *Global Change Newsletters* 41: 17-18.
- Cundy, A.B., Croudace, I.W., Cearreta, A., Irabien, M.J., 2003. Reconstructing historical trends in metal input in heavily-disturbed, contaminated estuaries: Studies from Bilbao, Southampton Water and Sicily. *Applied Geochemistry* 18: 311-325.
- Cushman, J.A., 1923. The Foraminifera of the Atlantic Ocean pt. 4: Lagenidae. *Bulletin of the United States National Museum* 104: 1-228.
- Cushman, J.A., 1928. *Foraminifera; their classification and economic use*. Cushman Laboratory for Foraminiferal Research, 401 pp.
- Cushman, J. A., 1930. The Foraminifera of the Atlantic Ocean. Part 7. Nonionidae, Camerinidae, Peneroplidae and Alveolinellidae. *Bulletin of the United States National Museum* 104(7): 1-79.
- Cushman, J.A.; Brönnimann, P., 1948. Additional new species of arenaceous Foraminifera from shallow waters of Trinidad. *Contribution to Laboratory for Foraminiferal Research* 24(2): 37-42.
- Cushman, J.A.; Brönnimann, P., 1948. Some new genera and species of foraminifera from brackish water of Trinidad. *Contribution to Laboratory for Foraminiferal Research* 24(1): 15-21.

- Dean, W.E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: Comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44: 242-248.
- Defrance J.L.M., 1804-1845. Mineralogie et Geologie En: *Dictionnaire des Sciences Naturelles dans lequel on traite méthodiquement des différents êtres de la nature*, Cuvier, G. (ed.). Paris. Vol. 1-2 [1804]. Vol. 3-4 [1806]. Suppl. 1 [1816]. Vol. 5-9 [1817]. Vol. 10-12 [1818]. Vol. 13-15 [1819]. Vol. 16-17 [1820]. Vol. 18-22 [1821]. Vol. 23-25 [1822]. Vol. 26-29 [1823] Vol. 30-33 [1824]. Vol. 34-38 [1825]. Vol. 39-44 [1826]. Vol. 45-51 [1827]. Vol. 52-53 [1828]. Vol. 54 [1829]. Vol. 55-57 [1828]. Vol. 58-59 [1829]. Vol. 60 [1830]. Vol. 61 [1845].
- Dekkers, M.J., 2007. Magnetic proxy parameters. En: Gubbins, D., Herrero-Bervera, E. (eds.), *Encyclopedia of Geomagnetism and Palaeomagnetism*, Springer, p. 525-534.
- Department of Environmental Quality, 1998. *Guidance for Identification of Hot Spots*. DEQ State of Oregon, <http://www.oregon.gov/deq/FilterDocs/GuidanceIdentificationHotSpots.pdf>
- Deshayes G.P., 1830-1832, *Encyclopédie méthodique ou par ordre de matières*. Histoire naturelle des Vers et Mollusques. Vol. 2, part 1: i-vi, 1-256 [1 Feb 1830]; part 2: 1-144 [1 Feb. 1830], 145-594 [29 Sept. 1832]. Vol. 3: 595-1152 [29 Sept. 1832].
- Dillon, W.R., Goldstein, M., 1984. *Multivariate Analysis—Methods and Applications*. Wiley, New York, 608 pp.
- Donnici, S., Serandrei-Barbero, R., Bonardi, M., Sperle, M., 2012. Benthic foraminifera as proxies of pollution: The case of Guanabara Bay (Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 64: 2015-2018.
- Duarte, C.M., Borja A., Carstensen, J., Elliot, M., 2015. Paradigms in the Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems. *Estuaries and Coasts* 38(4): 1202-1212.
- Duffus, J.H., 2002. "Heavy Metals" - A meaningless term?. *Pure Applied Chemistry* 74(5): 793-807.
- Earth System Sciences Committee, NASA Advisory Council, 1986. *Earth System Science: Overview. A Program for Global Change*. National Aeronautics and Space Administration, Washington, D.C., 48 pp.
- van Eck, G.T.M., de Rooij, N.M., 1993. Potential Chemical Time Bombs in the Schelde Estuary. *Land degradation & Rehabilitation* 4: 317-332.
- Ecologistas en Acción, 2004. Problemas en el cierre de la mina de Reocín (publicación digital). En: <https://www.ecologistasenaccion.org/235/problemas-en-el-cierre-de-la-mina-de-reocin/>
- Ecologistas en Acción, 2011. *Informe de Banderas Negras 2011*. Madrid, 71 pp.
- Ecologistas en Acción, 2018. *Informe de Banderas Negras 2018*. Madrid, 70 pp.
- Egaña, J., Gaztelumendi, S., 2018. A study of meteorological conditions during the historical August 1983 Basque Country floods. *EMS Annual Meeting Abstracts* 15, EMS2018-636.
- Eggleton, J., Thomas, K.V., 2004., A review of factors affecting the release and

- bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environmental International* 30: 973-980.
- Elliott, M., McLusky, D.S., 2002. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55(6): 815-827.
- Evans, M.E., Heller, F., 2003. *Environmental magnetism*. Academic Press, 311 pp.
- Everett, S.E., Tims, S.g., Hancock, G.J., Bartley, R., Fifield, L.K., 2008. Comparison of Pu and ¹³⁷Cs as tracers of soil and sediment transport in a terrestrial environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 99: 383-393.
- Fagan, M., 2019. On the dangers of an Anthropocene epoch: Geological time, political time and post-human politics. *Political Geography* 70: 55-63.
- Fernández, J.R., Laredo, J.L., Alonso, J.A., 2009. La inundación de la mina de Reocín. *Industria y Minería* 380: 34-41.
- Fernández, J.M., 1993. Inundaciones en el País Vasco. *Obras Públicas* 26: 26-35.
- Fernández-Naranjo, F.J., Rodríguez, V., Rodríguez, R., Alberruche, M.E., Arranz, J.C., Vadillo, L., 2015. Liquefaction susceptibility assessment and study of "La Luciana" tailings dam fault (Spain, 1960) based on historical documents. *Dyna* 82: 189-198.
- Fdez-Ortiz de Vallejuelo, S., Arana, G., de Diego, A., Madariaga, J.M., 2010. Risk assessment of trace metals in sediments: the case of the estuary of the Nerbioi-Ibaizabal river (Basque Country). *Journal of Hazardous Wastes* 1(3): 565-573.
- Fdez. de Pinedo, E., 2003. Desarrollo, crisis y reconversión de la siderurgia española a través de una empresa vizcaína, AHV (1929-1996). *Ekonomiaz* 54: 28-51.
- Ferraro L, Sprovieri M, Alberico I, Lirer F, Prevedello L, Marsella E., 2007. Benthic foraminifera and heavy metals distribution: a case study from the Naples Harbour (Tyrrhenian Sea, Southern Italy). *Environmental Pollution* 142: 274-87.
- Flegal, J. Nriagu, S. Niemeier, K., 1989. Coalescent isotopic tracers of lead contamination in the Great Lakes. *Nature* 339: 455-458.
- Flynn, W.W., 1968. The determination of low levels of polonium-210 in environmental materials. *Analytica Chimica Acta* 43: 221-227.
- Fisher-Power, L.M., Cheng, T., Rastghalam, Z.S., 2016. Cu and Zn adsorption to a heterogeneous natural sediment: Influence of leached cations and natural organic matter. *Chemosphere* 144: 1973-1979.
- Fournier, F., 1960. *Climat et érosion: la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques*. Presses universitaires de France, Paris, 201 pp.
- Gałuszka, A., Migaszewski, Z.M., Jacek Namieśnik, J., 2017. The role of analytical chemistry in the study of the Anthropocene. *Trends in Analytical Chemistry* 97: 146-152.
- García-Artola, A., Cearreta, A., Leorri, E., 2011. Cambios en el nivel marino y transformación ambiental del estuario de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco, España) durante el Holoceno y el Antropoceno. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural Sección Geología* 105(1-4): 45-51.

- García-Artola, A., Cearreta, A., Irabien, M.J., Leorri, E., Sánchez-Cabeza, J.A., Corbett, D.R., 2016. Agricultural fingerprints in salt-marsh sediments and adaptation to sea-level rise in the eastern Cantabrian coast (N. Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 171: 66-76.
- García-Artola, A., Cearreta, A., Irabien, M.J. 2017. Recent Agricultural Occupation and Environmental Regeneration of Salt Marshes in Northern Spain. En: Finkl, C.W., Makowski, C. (eds.), *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*, Coastal Research Library 21, p. 47-79.
- García-Artola, A., Stéphan, P., Cearreta, A., Kopp, R.E., Khan, N.S., Horton, B.P., 2018. Holocene sea-level database from the Atlantic coast Europe. *Quaternary Science Reviews* 196: 177-192.
- García-Orellana, J., 2012. Determinación de ^{210}Pb y otros radionúclidos. En: J.A. Sánchez-Cabeza, M. Díaz-Asencio, A.C. Ruiz-Fernández (eds.) *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones*, Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena: 21-28 p.
- García Sepúlveda, I., Carames Lorite, M., Coy, R., 1986. Niveles de contaminación en los sedimentos de la Ría de Suances (Cantabria). *Revista de Materiales y Procesos Geológicos* 4: 47-69.
- Garmendia, M., Fdez-Ortiz de Vallejuelo, S., Liñero, O., Gredilla, A., Arana, G., Soto, M., de Diego, A., 2019. Long term monitoring of metal pollution in sediments as a tool to investigate the effects of engineering works in estuaries. A case study, the Nerbioi-Ibaizabal estuary (Bilbao, Basque Country). *Marine Pollution Bulletin* 145: 555-563.
- Gibson, T.G., Walker, W.M., 1967. Floatation methods for obtaining foraminifera from sediment samples. *Journal of Paleontology* 41: 1294-1297.
- Gobeil, C., Johnson, W.K., MacDonald, R.W., Wong, C.S., 1995. Sources and burden of lead in St. Lawrence estuary sediments: isotopic evidence. *Environmental Science & Technology* 28:193-201.
- Goineau, A., Fontanier, C., Jorissen, F., Buscail, R., Kerhervé, P., Cathalot, C., Pruski, A.M., Lantoiné, F., Bourgeois, S., Metzger, E., Legrand, E., Rabouille, C., 2012. Temporal variability of live (stained) benthic foraminiferal faunas in a river-dominated shelf – Faunal response to rapid changes of the river influence (Rhône prodelta, NW Mediterranean). *Biogeosciences* 9: 1367-1388.
- González-Oreja, J.A., Sáiz-Salinas, J.I., 1998. Exploring the relationships between abiotic variables and benthic community structure in a polluted estuarine system. *Water Research* 32: 3799-3807.
- Goldberg, E.D., 1963. Geochronology with ^{210}Pb . En: *Radioactive Dating. Proceedings of a Symposium*, International Atomic Energy Agency, Viena, p. 121-131.
- Gredilla, A., Fdez-Ortiz de Vallejuelo, S., Arana, G., de Diego, A., Madariaga, J.M., 2013. Long-term monitoring of metal pollution in sediments from the estuary of the Nerbioi-Ibaizabal River (2005 – 2010). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131: 129-139.
- Greenpeace, 2012. *Destrucción a toda costa 2012: Informe sobre la situación*

- económica y ambiental del litoral*. Greenpeace España, Madrid, pp. 158.
- Greiner, G.O.G., 1974. Environmental factors controlling the distribution of recent benthonic foraminifera. *Breviora*, Museum of Comparative Zoology, Harvard, 420: 1-35.
- Grifoll, M., Fontán, A., Ferre, L., Mader, J., González, M., Espino, M., 2009. 3D hydrodynamic characterization of a meso-tidal estuary: the case of Bilbao (northern Spain). *Coastal Engeneering* 55: 907-918.
- Harland, B.J., Taylor, D., Wither, A., 2000. The distribution of mercury and other trace metals in the sediments of the Mersey Estuary over 25 years 1974-1998. *Science of the Total Environment* 253(1-3): 45-62.
- Hawkes, H.E., Webb, J.S., 1962. *Geochemistry in Mineral Exploration*. Harper & Row, New York, 415 pp.
- Haynes, J. R., 1973, Cardigan Bay Recent Foraminifera (Cruises of the R. V. Antur, 1962-1964), Bulletin of the British Museum (Natural History), *Zoology, Supplement* 4: 1-245.
- Hayward, B.W., Grenfell, H.R., Nicholson, K., Parker, R., Wilmhurst, J., Horrocks, M., Swales, A., Sabaa, A.T., 2004. Foraminiferal record of human impact on intertidal estuarine environments in New Zealand's largest city. *Marine Micropaleontology* 53: 37-66.
- Hayward, B.W., 2014. "Monospecific" and near-monospecific benthic foraminiferal faunas, New Zealand. *The Journal of Foraminiferal Research* 44: 300-315.
- Hazera, J., 1968. *La región de Bilbao et son arrière pays: Etude géomorphologique*. Sociedad de Ciencias Aranzadi, San Sebastián, 358 p.
- He, Q., Sillman, B.R., 2019. Climate Change, Human Impacts, and Coastal Ecosystems in the Anthropocene. *Current Biology* 29: 1021-1035.
- He, Z., Shentu, J., Yang, X., Baligar, V.C., Zhang, T., Stoffella, P.J., 2015. Heavy Metal Contamination of Soils: Sources, Indicators, and Assessment. *Journal of Environmental Indicators* 9: 17-18.
- He, Q., Walling, D.E., 1996a. Use of fallout Pb-210 measurements to investigate longer-term rates and patterns of overbank sediment deposition on the floodplains of lowland rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 21: 141-154.
- He, Q., Walling, D.E., 1996b. Interpreting particle size effects in the adsorption of ¹³⁷Cs and unsupported 210Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30: 117-137.
- Heron-Allen, E.; Earland, A., 1913. Clare Island Survey: Part 64. Foraminifera. *Proceedings of the Royal Irish Academy* 31(3): 1-188.
- Hewitt, W.J., 2000. Determining the Ages of Recent Sediments Using Measurements of Trace Radioactivity. *Terra et Aqua* 78: 21-28.
- Hieu Ho, H., Swennen, R., Cappuyns, V., Vassilieva, E., Van Tran, T., 2012. Necessity of normalization to aluminum to assess the contamination by heavy metals and arsenic in sediments near Haiphong Harbor, Vietnam. *Journal of Asian Earth Sciences* 56: 229-239.

- Hill, T.M., Brooks, G.R., Duncan, D.S., Medioli, F.S., 2003. Benthic foraminifera of the Holocene transgressive west-central Florida inner shelf: paleoenvironmental implications. *Marine Geology* 200(1): 263-272.
- Ibisate, A., Ollero, A., Ormaetxea, O., 2000. Las inundaciones en la vertiente cantábrica del País Vasco en los últimos veinte años: principales eventos, consecuencias territoriales y sistemas de prevención. *Serie Geográfica* 9: 177-186.
- Iglesias Gil, J.M., Muñiz Castro, J.A., 1995. Prospecciones arqueológicas en la vía Pisoraca-luiobriga-Portus Blendium en 1988. *Memorias de Historia Antigua* 15-16: 303-326.
- Instituto de Hidráulica Ambiental, 2011. *Encomienda de Gestión para la realización del proyecto conjunto de Investigación titulado "Investigación de Sistemas Hídricos de Cantabria (2010-2012)"*. Plan Hidrológico de la aguas de transición y costeras de Cantabria. Gobierno de Cantabria.
- Irabien, M.J., Yusta, I., Zabaleta, A., 2001. Metales pesados en sedimentos contaminados: Variabilidad espacio-temporal en la ría de Bilbao. *Geogaceta* 30: 203-205.
- Irabien, M.J., Cearreta, A., Leorri, E., Gómez, J., Viguri, J., 2008. A 130 year record of pollution in the Suances estuary (southern Bay of Biscay): Implications for environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1719-1727.
- Irabien, M.J., García-Artola, A., Cearreta, A., Leorri, E., 2015. Chemostratigraphic and lithostratigraphic signatures of the Anthropocene in estuarine areas from the eastern Cantabrian coast (N. Spain). *Quaternary International* 364: 196-205.
- Irabien, M.J., Cearreta, A., Serrano, H., Villasante, V., 2018. Environmental regeneration processes in the Anthropocene: The Bilbao estuary case (northern Spain) *Marine Pollution Bulletin* 135: 977-987.
- Irabien, M.J.; Cearreta, A.; Gómez-Arozamena, J.; Serrano, H.; Sánchez-Cabeza, J.A. & Ruiz-Fernández, A.C., 2019. Geological record of extreme floods and anthropogenic impacts on an industrialised bay: the inner Abra of Bilbao (northern Spain). *Science of the Total Environment* 696, 133946
- Jeong, D.U., Lee, Y.G., Kim, Y.W., Park, J.J., Le, J.S., 2017. Historical record of the effects of anthropogenic pollution on benthic foraminifera over the last 110 years in Gamak Bay, South Korea. *Biogeosciences Discussion*: <https://doi.org/10.5194/bg-2017-383>.
- Jones, H.P., Schmitz, O.J., 2009. Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLoS ONE* 4: e5653
- Joseph, K.O., Srivastava, J.P., 1993. Heavy Metal Contamination in the Sediments of Estuarine Systems around Madras. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 41(1): 79-83.
- Karrer, F., 1865. Über das Auftreten der Foraminiferen in den Mergeln der marinen Uferbildungen (Leythakalk) des Wiener Beckens. *Sitzungsberichte der mathematisch-naturwissenschaftlichen Classe der kaiserlichen Akademie der*

- Wissenschaften* 50(1): 692-721.
- Klaminder, J., Appleby, P., Crook, P., Renberg, I., 2012. Post-deposition diffusion of ^{137}Cs in lake sediment: Implications for radiocaesium dating. *Sedimentology* 59(7): 2259-2267.
- Komárev, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M., 2008. Lead isotopes in environmental sciences: A review. *Environmental International* 34: 562-577.
- Kornfeld, M.M., 1931. Recent Littoral Foraminifera from Texas and Louisiana. *Contributions from the Department of Geology of Stanford University* 1(3): 77-93.
- Krishnaswami, S., Lal, D., Martin, J.M., Meybeck, M., 1971. Geochronology of Lake Sediment. *Earth and Planetary Science Letters* 11(1): 407-414.
- Lamarck, J.B.P.A., 1804. Suite des mémoires sur les fossiles des environs de Paris. *Annales du Muséum National d'Histoire Naturelle* 5: 349-357.
- Lamarck J.B.P.A., 1816. *Tableau encyclopédique et méthodique des trois règnes de la nature*. Vingt troisième partie. Mollusques et polypes divers. Madame Veuve Agasse, Paris, 16 pp.
- Landajo, A., Arana, G., de Diego, A., Etxebarria, N., Zuloaga, O., Amouroux, D., 2004. Analysis of heavy metal distribution in superficial estuarine sediments (estuary of Bilbao, Basque Country) by open-focused microwave-assisted extraction and ICP-OES. *Chemosphere* 56(11): 1033-1041.
- Lenton, T. M., 2015. *Earth System Science. A Very Short Introduction*, Oxford University Press, Oxford, 153 pp.
- Leorri, E., Cearreta, A., 2004. Holocene environmental development of the Bilbao estuary, northern Spain: sequence stratigraphy and foraminiferal interpretation. *Marine Micropaleontology* 51: 75-94.
- Leorri, E., Cearreta, A., 2009. El registro geológico de la transformación ambiental de la ría de Bilbao durante el Holoceno y el Antropoceno. *Munibe* Suplemento 16, 188 pp.
- Leorri, E., Cearreta, A., Irabien, M.J., Yusta, I., 2008. Geochemical and microfaunal proxies to assess environmental quality conditions during the recovery process of a heavily polluted estuary: The Bilbao estuary case (N. Spain). *Science of Total Environment* 396: 12-27.
- Leorri, E., Cearreta, A., Milne, G., 2012. Field observations and modelling of Holocene sea-level changes in the southern Bay of Biscay: implication for understanding current rates of relative sea-level change and vertical land motion along the Atlantic coast of SW Europe. *Quaternary Science Reviews* 42: 59-73.
- Leorri, E., Mitra, S., Irabien, M.J., Zimmerman, A.R., Blake, W.H., Cearreta, A., 2014. A 700 year record of combustion-derived pollution in northern Spain: Tools to identify the Holocene/Anthropocene transition in coastal environments. *Science of Total Environment* 470-471: 240-247.
- Li, H.C., Burr, G.S., Löwemark, L., Ku, T.L., 2017. AMS C14 applications. Editorial: *Quaternary International* 447: 1-2.
- Libby, W.F., 1952. *Radiocarbon dating*. The University of Chicago Press, Chicago, 124

- pp.
- Lillebø, A.I., Neto, J.M., Martins, I., Verdelhos, T., Leston, S., Cardoso, P.G., Ferreira, S.M., Marques, J.C., Pardal, M.A., 2005. Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: the effect of hydrodynamics on the system nutrient loading. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 697-707.
- Linnaeus, C., 1758. *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Editio decima, reformata vol. 1, 824 pp.
- Little, S., Spencer, K.L., Schuttelaars, H.M., Millward, G.E., Elliott, M., 2017. Unbounded boundaries and shifting baselines: Estuaries and coastal seas in a rapidly changing world. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 198: 311-319.
- Loeblich, A.R., Tappan, H., 1988. *Foraminiferal genera and their classification*. Springer US, 2031 pp.
- Loeblich, A.R., Tappan, H., 1994. Foraminifera of the Sahul Shelf and Timor Sea. *Cushman Foundation for Foraminiferal Research, Special Publication* 31: 1-661.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.
- Lorca, J.M., 2015. El impacto de la crisis del petróleo de 1973 en el contexto económico español. *Espacio, tiempo y forma* 27: 165-180.
- Lotze, H.K., Coll, M., Magera, A.M., Ward-Paige, C., Airoidi, L., 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 26(11): 595-605.
- Lovelock, J., Margulis, L., 1974. Atmospheric homeostasis by and for the biosphere: the Gaia hypothesis, *Tellus* 26(1-2): 2-10.
- Lugaresaresti Bilbao, J.I., 1994. Aspectos del clima marítimo y morfodinámica en el Puerto exterior de Bilbao (Shoreface morphodynamics in the Abra Bay of Bilbao, Basque Country). *Kobie* 22: 23-32.
- Maher, B.A., Thompson, R. (Eds.), 1999. *Quaternary Climates, Environments and Magnetism*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 402 pp.
- Márquez, M., Ferrero, L., 2011. Paleoecología de foraminíferos de un testigo holoceno en la planicie costera de la laguna Mar Chiquita, Buenos Aires, Argentina. *Ameghiniana* 48(3): 289-304.
- Martins, V., Ferreira da Silva, E., Sequeira, C., Rocha, F., Duarte, A.C., 2010. Evaluation of the ecological effects of heavy metals on the assemblages of benthic foraminifera of the canals of Aveiro, (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 293-304.
- Matthews, K.M., Kim, C.K., Martin, P., 2007. Determination of ²¹⁰Po in environmental materials: A review of analytical methodology. *Applied Radiation and Isotopes* 65: 267-279.
- Melis, R., Violanti, D., 2006. Foraminiferal biodiversity and Holocene evolution of Phetchaburi coastal area (Thailand Gulf). *Marine Micropaleontology* 61: 94-115.

- Mestres, M., Sierra, J.P., Mösso, C., Sánchez-Arcilla, A., Hernáez, M., 2014. Numerical assessment of the dispersion of overspilled sediment from a dredge barge and its sensitivity to various parameters. *Marine Pollution Bulletin* 79: 225-235.
- Miller, K.G., Lombardi, C.J., Browning, J.V., Schmelz, W.J., Gallegos, G., Mountain, G.S., Baldwin, K.E., 2018. Back to basics of sequence stratigraphy: early Miocene and mid-Cretaceous examples from the New Jersey paleoshelf. *Journal of Sedimentary Research* 88: 148-176.
- Meybeck, M., 2004. The global change of continental aquatic systems: Dominant impacts of human activities. *Water Science & Technology* 49(7): 73-83.
- Mirlean, N., Baraj, B., Niencheski, L.F., Baisch, P., Robinson, D., 2001. The effect of Accidental Sulphuric Acid Leaking on metal Distributions in estuarine Sediment of Patos Lagoon. *Marine Pollution Bulletin* 42(11): 1114-1117.
- Monna, F., Lancelot, J., Coudace, I., Cundy, A., Lewis, J.T. 1997. Pb isotopic composition of airborne particulate matter from France and the United Kingdom: implications for Pb pollution sources in urban areas. *Environmental Science and Technology* 31: 2277-2286.
- Montero, M. 2004. Bilbao en el franquismo y la transición. En: Tusell, J. (ed.), *Bilbao a través de sus historia*, Fundación BBVA, Bilbao, p. 177-191.
- Murray, J.W., 1979. *British nearshore foraminiferids. Synopsis of the British fauna (new series)*, vol. 16. Academic Press, London, 68 pp.
- Murray, J.W., 2006. *Ecology and Applications of Benthic Foraminifera*. Cambridge. New York, Melbourne: Cambridge University Press, 426 pp.
- Murray, J.W., 2014. *Ecology and Palaeoecology of Benthic Foraminifera*. Routledge, London, 408 pp.
- d'Orbigny, A.D., 1839. *Foraminifères des îles Canaries. Histoire naturelle des Iles Canaries* 2(2): 120-146.
- d'Orbigny, A.D., 1846. *Die fossilen Foraminiferen des tertiären Beckens von Wien. Foraminifères fossiles du bassin tertiaire de Vienne*. Gide et Compe, Paris, 312 pp.
- Ocio, D., Stoker, C., Eraso, A., Cowpertwait, P., 2015. Regionalized extreme flows by means of stochastic storm generation coupled with a distributed hydrological model. The case of the Basque Country. *E-proceedings of the 36th IAHR World Congress*.
- Osher, L.J., Leclerc, L., Wiersma, G.B., Hess, C.T., Guiseppe, V.E., 2006. Heavy metal contamination from historic mining in upland soil and estuarine sediments of Egypt Bay, Maine, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 169-179.
- Pagola-Cardé, S., Saiz-Salinas, J.I., 2001. Cambios en el macrozoobentos de sustrato rocoso del abra de Bilbao: 14 años de seguimiento de la recuperación biológica. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* 17(1-2): 163-177.
- Pascual, A., Rodríguez-Lázaro, J., 2006. Marsh development and sea level changes in the Gernika estuary (southern Bay of Biscay): foraminifers as tidal indicators. *Scientia Marina* 70S1: 101-117.
- Pirazzoli, P.A., 1991. *World Atlas of Holocene Sea-Level Changes*. Elsevier, Amsterdam.
- van der Plicht, J., Mook, W.G., 2015. Automatic radiocarbon calibration: illustrative

- examples. *Palaeohistoria* 29: 173-182.
- Plinio Segundo, G., 1998. *Historia Natural*. Libros III-VI. Coord.: Moure Casas, A.M. Traducción y notas: Fontán, A., García Arribas, I., Barrio Sanz, E., Arribas Heráez M.L.. Editorial Gredos, Madrid, 544 pp.
- Prieto, C., Lamas, J.L., 1985. Avenidas extraordinarias en el País Vasco. Geología y prevención de daños por inundaciones. En: Ayala, J.F. (ed.), *Geología y prevención de daños por inundaciones*, IGME, Madrid, p. 247-334.
- Pritchard, D.W., 1967. What Is an Estuary: Physical Viewpoint. *American Association for the Advancement of Science* 83: 3-5.
- Putyrskaya, V., Klemt, E., 2007. Modeling ^{137}Cs migration processes in lake sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 96: 54-62.
- Raposo, J.C., Zuloaga, O., Sanz, J., Villanueva, U., Crea, P., Etxebarria, N., Olazabal, M.A., Madariaga, J.M., 2006. Analytical and thermodynamical approach to understand the mobility/retention of arsenic species from the river to the estuary. The Bilbao case study. *Marine Chemistry* 99: 42-51.
- Rat, P., 1959. Les Pays cretacés basco-cantabriques. *Publications de l'Université de Dijon* 28: 1-525.
- Remier, P.J., Bard, E., Bayliss, A., Beck, J.W., Blackwell, P.G., Bronk Ramsey, C., Buck, C.E., Cheng, H., Edwards, R.L., Friedrich, M., Grootes, P.M., Guilderson, T.P., Hafliðason, H., Hajdas, I., Hatté, C., Heaton, T.J., Hoffmann, D.L., Hogg, A.G., Hughen, K.A., Kaiser, K.F., Kromer, B., Manning, S.W., Niu, M., Reimer, R.W., Richards, D.A., Scott, E.M., Southon, J.R., Staff, R.A., Turney, C.S.M., van der Plicht, J., 2013. INTCAL13 and MARINE13 radiocarbon age calibration curves 0-50,000 years cal BP. *Radiocarbon* 55(4): 1869-1887.
- Reuss, A.E., 1850. *Neue Foraminiferen aus den Schichten des österreichischen Tertiärbeckens*. Denkschriften der Kaiserlichen Akademie der Wissenschaften 1: 365-390.
- Reuss, A.E., 1851. *Die Foraminiferen und Entomostraceen des Kreidemergels von Lemberg: Mit 5 lithograph. Tafeln*. Aus den naturwissenschaftlichen Abhandlungen gesammelt und durch Subscription herausgegeben von W. Haidinger IV(17): 17-52.
- Robbins, J.A., 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. En: Nriagu, J.O. (ed.), *The Biogeochemistry of Lead in the Environment*, Elsevier/North-Holland Biomedical Press, p 285-393.
- Rodríguez-Iruretagoiena, A., Elejoste, N., Gredilla, A., Fdez-Ortiz de Vallejuelo, S., Arana, G., Madariaga, J.M., de Diego, A., 2016. Occurrence and geographical distribution of metals and metalloids in sediments of the Nerbioi-Ibaizabal estuary (Bilbao, Basque Country). *Marine Chemistry* 185: 82-90.
- Ruiz-Fernández, A.C., Díaz-Asencio, M., 2012. Muestreo de sondeos sedimentarios. En: J.A. Sánchez-Cabeza, M. Díaz-Asencio, A.C. Ruiz-Fernández (eds.) *Radiocronología de Sedimentos Costeros Utilizando ^{210}Pb : Modelos, Validación y Aplicaciones*, Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena: 29-38 p.
- Ruiz-Fernández, A.C., Frignani, M., Hillaire-Marcel, C., Ghaleb, B., Arvizu, M.D., Raygoza-Viera, J.R., Páez-Osuna, F., 2009. Trace metals (Cd, Cu, Hg and Pb)

- accumulation recorded in the intertidal mudflat sediments of three coastal lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 32: 551-564.
- Ruiz-González, V., 2015. Calidad ambiental de los sedimentos de la Ría de Bilbao: evidencias micropaleontológicas y geoquímicas. *Estudios de Cuaternario* 5: 141-156.
- Ruzafa, R., 2017. Caras tristes de un proceso histórico. La desindustrialización de la Ría de Bilbao en el último cuarto del siglo XX. *Historia, Trabajo y Sociedad* 8: 11-33.
- Ruzafa, R., García Abad, R., 2008. La vida social en la zona minera vizcaína (siglos XIX-XX): estado de la cuestión y algunas aportaciones. *Historia contemporánea* 36(1): 85-118.
- Sáez-Muñoz, M., Ortiz, J., Martorell, S., Gómez-Arozamena, J., Cearreta, A., 2020. Sequential determination of uranium and plutonium in soil and sediment samples by borate salts fusion. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 323: 1167-1177.
- Sáinz de Murieta, E., Abadie, L.M., Galarraga, I., 2018. Aumento del nivel del mar en la costa vasca: una aproximación probabilística. *Ekonomiaz* 94(2): 325-343.
- Sáinz-Salinas, J.I., Ruiz, M.J., Francés-Zubillaga, G. 1996. Heavy metal levels in intertidal sediments and biota from the Bidasoa estuary. *Marine Pollution Bulletin* 32: 69-71.
- Sánchez, A.J., 2004, Los acuerdos voluntarios para la protección del medio ambiente. *Revista de Administración Pública* 163: 279-347.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- Schellnhuber, H. J., 1999. 'Earth System' analysis and the second Copernican revolution, *Nature* 402: 19-23.
- Scoullou, M., Oldfield, F., Thompson, R., 1979. Magnetic monitoring of marine particulate pollution in the Elefsis Gulf, Greece. *Marine Pollution Bulletin* 10: 287-291.
- Scoullou, M., Botsou, F., Zeri, C. 2014, Linking Environmental Magnetism to Geochemical Studies and Management of Trace Metals. Examples from Fluvial, Estuarine and Marine Systems. *Minerals* 4: 716-745.
- Seebold, I., Fernández, G., Reinoso, J., Alonso, A., Escayo, M.A., Gómez, F., 1992. Yacimientos estratoligados de blenda, galena y marcasita en dolomías. Mina de Reocín (Cantabria), En: García-Guinea, J., Martínez-Frías, J., (eds.), *Recursos minerales de España*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, p. 947-967.
- Seguenza, G. (1862). *Die Terreni Terziarii del Distretto di Messina. Parte II - Descrizione dei Foraminiferi Monotalamici delle Marne Mioceniche del Distretto di Messina*. Capra, Messina, 84 pp.
- Semensatto, D.L., Dias-Brito, D., 2007. Alternative saline solutions to float foraminiferal tests. *Journal of Foraminifera Research* 37(3): 265-269.
- Sen Gupta, B.K.S., Machain-Castillo, M.L., 1993. Benthic foraminifera in oxygen-poor habitats. *Marine Micropaleontology* 20: 183-201.

- Serrano, S., 2002. Despegue, expansión, crisis y reconversión (1860-2000). La vida del eje industrial vertebrado por la Ría de Bilbao. *Lan Harremanak* 6: 133-160.
- Serrano, H., Cearreta, A., Irabien, M.J., Gómez-Arozamena, J. 2016. Impacto humano en la ría de Suances (Cantabria): indicadores geoquímicos y microfaunísticos en los sedimentos actuales. *Geogaceta* 60: 63-66.
- Serrano, H., Cearreta, A., Irabien, M.J. (2018): Procesos de regeneración ambiental en la ría de Bilbao y en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (País Vasco): indicadores microfaunísticos y geoquímicos, En: Amayuelas, E., Bilbao-Lasa, P., Bonilla, O., del Val, M., Errandonea-Martin, J., Garate-Olave, I., García-Sagastibelza, A., Intxauspe-Zubiaurre, B., Martínez-Braceras, N., Perales-Gogenola, L., Ponsoda-Carreres, M., Portillo, H., Serrano, H., Silva-Casal, R., Suárez-Bilbao, A., Suarez-Hernando, O. (eds.), *Life finds a way*, Gasteiz, p. 21-24.
- Silvestri, A., 1923. Microfauna pliocenica rizopodi reticolari di Capocolle presso Forli. *Atti della Pontificia Accademia della Scienze Nuovi Lincei* 76: 70-77.
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research* 19: 584-599.
- Smith, J.N., 2001. Why should we believe ^{210}Pb sediment geochronologies? *Journal of Environmental Radioactivity* 55: 121-123.
- Steffen, W., Crutzen, P.J., McNeill, J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio* 36: 614-621.
- Steffen, W., Leinfelder, R., Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Fairchild, I.J., Galuszka, A., Grinevald, J., Haywood, A., do Sul, J.I., Jeandel, C., McNeill, J.R., Odada, E., Oreskes, N., Revkin, A., Richter, D.B., Syvitski, J., Vidas, D., Wagreich, M., Wing, S.L., Wolfe, A.P., Schellnhuber, H.J., 2016. Stratigraphic and Earth System approaches to defining the Anthropocene, *Earth's Future* 4: 1-22.
- Stuiver, M., Braziunas T.F., 1993. Modeling atmospheric ^{14}C influences and ^{14}C ages of marine samples to 10,000 BC. *Radiocarbon* 35: 137-189.
- Sundara Raja Reddy, B.C., Jayaraju, N., Sreenivasulu, G., Suresh, U., Reddy, A.N., 2016. Heavy metal pollution monitoring with foraminifera in the estuaries of Nellore coast, East coast of India. *Marine Pollution Bulletin* 113: 542-551.
- Symons, D.T.A., Lewchuk, M.T., Kawasaki, K., Velasco, F., Leach, D.L., 2009. The Reocín zinc-lead deposit, Spain: Paleomagnetic dating of a late Tertiary ore body. *Mineralium Deposita* 44: 867-880.
- Tada, F., Suzuki, S., 1982. Adsorption and desorption of heavy metals in bottom mud of urban rivers. *Water Research* 16(10): 1489-1494.
- Terquem, M.O., 1876. Essai sur le classement des animaux qui vivent sur la plage et

- dans les environs de Dunkerque. *Mémoires de la Société dunkerquoise pour l'encouragement des sciences, des lettres et des arts* 20: 146-191.
- Toca, A., 1997. La industria química y cambio tecnológico: el proceso electrolítico Solvay en Torrelavega (Chemical industry and technological change: the Solvay electrolytic process in Torrelavega). *Quaderns d'història del'enginyeria* 2: 40-69.
- Toribio, M., García, J.F., Rauret, G., Pilviö, R., Bickel, M., 2001. Plutonium determination in mineral soils and sediments by a procedure involving microwave digestion and extraction chromatography. *Analytica Chimica Acta* 447: 179-189.
- UNSCEAR, 1993. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources and effects of ionizing radiation*. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. UN, New York, 922 pp.
- Válega, M., Lillebø, A.I., Pereira, M.E., Duarte, A.C., Pardal, M.A., 2008. Long-term effects of mercury in a salt marsh: Hysteresis in the distribution of vegetation following recovery from contamination. *Chemosphere* 71: 765-772.
- Velasco, F., 2003. Geology and Geochemistry of the Reocin Zinc-Lead Deposit, Basque-Cantabrian Basin, Northern Spain. *Economic Geology* 98: 1371-1396.
- Velasco, F., Alonso, J.A., Cueto, J., Herrero, J.M., Muñoz, F., Seebold, I., Yusta, I., 2000. Relación entre dolomitización y mineralización en el yacimiento de Zn-Pb de Reocín, Cuenca Vasco-Cantábrica, España. *Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe* 25: 135-137.
- Vernadski, V. 2001. *La estructura química de la biosfera de la Tierra y de su entorno*. Nauka, Moscú: 64 pp.
- Villasante-Marcos, V.; Irabien, M.J.; Cearreta, A., 2019. Propiedades magnéticas de los sedimentos recientes de la Ría de Bilbao: un relato de contaminación industrial y recuperación postindustrial en el Antropoceno. En: Cearreta, A. (ed.). *Libro de Resúmenes XV Reunión Nacional de Cuaternario*, SC Aranzadi-UPV/EHU-Asociación Española para el Estudio del Cuaternario (AEQUA), Donostia-San Sebastián: 214-217.
- Villate, F., Iriarte, A., Uriarte, I., Intxausti, L., de la Sota, A., 2013. Dissolved oxygen in the rehabilitation phase of an estuary: Influence of sewage pollution abatement and hydro-climatic factors. *Marine Pollution Bulletin* 70: 234-246.
- Viguri, J.R., Irabien, M.J., Yusta, I., Soto, J., Gómez, J., Rodríguez, P., Martínez-Madrid, M., Irabien, J.A., Coz, A., 2007. Physico-chemical and toxicological characterization of the historic estuarine sediments: a multidisciplinary approach. *Environmental International* 33: 436-444.
- Walling, D.E., Woodward, J.C. 1992. Use of radiometric fingerprints to derive information on suspended sediment sources. En: Bogen, J., Walling, D.E. and Day, T. (eds.), *Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basin*, International Association of Hydrological Sciences Publications 210, 153 pp.
- Walton, W.R., 1952. Techniques for recognition of living foraminifera. *Contributions from the Cushman Foundation for Foraminiferal Research* 3: 56-60.

- Wang, A., Kawser, A., Xu, Y., Ye, X., Rani, S., Chen, K., 2016. Heavy metal accumulation during the last 30 years in the Karnaphuli River estuary, Chittagong, Bangladesh. *SpringerPlus* 5: 2079 DOI 10.1186/s40064-016-3749-1
- Wang, P., Murray, J.W., 1983. The use of foraminifera as indicators to tidal effects in estuarine deposits. *Marine Geology* 51: 230-250.
- Waters, C.N., James, P.M., Syvitski, A.G., Hancock, G.J., Zalasiewicz, J., Cearreta, A., Grinevald, J., Jeandel, C., McNeill, J.R., Summerhayes, C., Barnosky, A., 2015. Can nuclear weapons fallout mark the beginning of the Anthropocene Epoch? *Bulletin of the Atomic Scientists* 71: 46-57.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Galuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J.R., Richter, D.B., Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wapreisch, M., Williams, M., Zhisheng, A., Grinevald, J., Odada, E., Oreskes, N., Wolfe, A.P., 2016. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science* 351: 137.
- Weinstein, M.P., 2008. Ecological restoration and estuarine management: placing people in the coastal landscape. *Journal of Applied Ecology* 45: 296-304.
- Williamson, W.C., 1848. On the Recent British species of the genus *Lagena*. *Annals and Magazine of Natural History* 1 (1): 1-20.
- Williamson, W.C., 1858. *On the recent Foraminifera of Great Britain*. The Ray Society, 107 pp.
- Yamamoto, M., Hoshi, M., Takada, J., Sakaguchi, A., Apsalikov, K.N., Gusev, B.I., 2004. Distributions of Pu isotopes and ¹³⁷Cs in soil from Semipalatinsk Nuclear Test Site detonations through southern districts. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 261: 19-36.
- Yanko, V., Ahmad, M., Kaminski, M.A., 1998. Morphological deformities of benthic foraminiferal tests in response to pollution by heavy metals: Implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research* 28(3): 177-200.
- Yanko, V., Arnold, A.J., Parker, W.C. 1999 Effects of marine pollution on benthic Foraminifera. En: Sen-Gupta, B.K. (ed.), *Modern Foraminifera*, Springer, Dordrecht: p 218-235.
- Yashuhara, M., Hunt, G., Breitburg, D., Tsujimoto, A., Kastsuki, K., 2012. Human-induced marine ecological degradation: Micropaleontological perspectives. *Ecology and Evolution* 2(12): 3242-3268.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Aldrigde, D.C., Wilkinson, I.P., 2018. The stratigraphical signature of the Anthropocene in England and its wider context. *Proceedings of the Geologists' Association* 129: 482-491.
- Zalasiewicz, J., Waters, C.N., Williams, M., Barnosky, A.D., Cearreta, A., Crutzen, P., Ellis, E., Ellis, M.A., Fairchild, I.J., Grinevald, J., Haff, P.K., Hajdas, I., Leinfelder, R., McNeill, J., Odada, E.O., Poirier, C., Richter, D., Steffen, W., Summerhayes, C., Syvitski, J.P.M., Vidas, D., Wapreisch, M., Wing, S.L., Wolfe, A.P., Zhisheng, A., Oreskes, N., 2015. When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. *Quaternary International* 383: 196-203.

- Zalasiewicz, J., Williams, M., Waters, C.N., Barnosky, A.D., Haff, P., 2014. The technofossil record of humans. *The Anthropocene Review* 1(1): 34-43.
- Zhang, C., Qingqing, Q., Piper, J.D.A. Huang, B., 2011. Assessment of heavy metal pollution from a Fe-smelting plant in urban river sediments using environmental magnetic and geochemical methods. *Environmental Pollution* 159: 3057-3070.
- Zhang, R., Zhou, L., Zhang, F., Ding, Y., Gao, J., Chen, J., Yan, H., Shao, W., 2013. Heavy metal pollution and assessment in the tidal flat sediments of Haizhou Bay, China. *Marine Pollution Bulletin* 74: 403-412.
- Zhang, K., Li, G., Pan, S., Qian, X., Liu, Z., Xu, Y., Hao, Y., 2019. Migration path and isotope tracing of ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in estuary sediments: a case study of Liao River estuary in China. *Journal of Soils and Sediments* 19: 491-500.

Anexos

Anexo 1: Listado faunístico completo de foraminíferos bentónicos

Estuario del Saja-Besaya = ESB

Estuario del Nervión = EN

Formas aglutinantes

Arenoparrella mexicana (Kornfeld) = *Trochammina inflata* var. *mexicana* Kornfeld, 1931 (ESB, EN)

Cribrostomoides jeffreysii (Williamson) = *Nonionina jeffreysii* Williamson, 1858 (ESB)

Eggerelloides scaber (Williamson) = *Bulimina scabra* Williamson, 1858 (EN)

Entzia macrescens (Brady) = *Trochammina inflata* (Montagu) var. *macrescens* Brady, 1870 (ESB, EN)

Haplophragmoides wilberti Andersen, 1953 (ESB)

Miliammina fusca (Brady) = *Quinqueloculina fusca* Brady, 1870 (ESB, EN)

Siphotrochammina lobata Saunders, 1957 (ESB)

Textularia sp. DeFrance, 1824 (EN)

Textularia earlandi Parker, 1952 (EN)

Triphotrocha comprimata (Cushman & Brönnimann) = *Trochammina comprimata* Cushman & Brönnimann, 1948 (ESB, EN)

Trochammina inflata (Montagu) = *Nautilus inflatus* Montagu, 1808 (ESB, EN)

Lepidodeuterammia ochracea (Williamson) = *Rotalina ochracea* Williamson, 1858 (ESB)

Formas porcelanáceas

Adelosina sp. d'Orbigny, 1826 (ESB)

Adelosina bicornis (Adams) = *Serpula bicornis* Adams, 1798 (ESB, EN)

Adelosina longirostra (d'Orbigny) = *Quinqueloculina longirostra* d'Orbigny, 1826 (ESB, EN)

Adelosina striata d'Orbigny, 1826 (ESB)

Massilina secans (d'Orbigny) = *Quinqueloculina secans* d'Orbigny, 1826 (ESB, EN)

Miliolinella subrotunda (Montagu) = *Vermiculum subrotundum* Montagu, 1803 (ESB, EN)

Miliolinella webbiana (d'Orbigny) = *Triloculina webbiana* d'Orbigny, 1839 (ESB)

Quinqueloculina sp. d'Orbigny, 1826 (ESB)

Quinqueloculina lata Terquem, 1875 (ESB, EN)

Quinqueloculina seminula (Linnaeus) = *Serpula seminulum* Linnaeus, 1758 (ESB, EN)

Triloculina oblonga (Montagu) = *Vermiculum oblongum* Montagu, 1893 (ESB, EN)

Triloculina trigonula (Lamarck) = *Miliolites trigonula* Lamarck, 1804 (ESB, EN)

Triloculina truncata Karrer, 1865 (ESB)

Formas hialinas

Ammonia tepida (Cushman) = *Rotalia beccarii* var. *tepida* Cushman, 1926 (ESB, EN)

Astacolus crepidulus (Fichtel & Moll) = *Nautilus crepidula* Fichtel & Moll, 1798 (EN)

Asterigerinata mamilla (Williamson) = *Rotalia mamilla* Williamson, 1858 (ESB, EN)

Bolivina bicostata (Cushman) = *Bolivina costata* var. *bicostata* Cushman, 1926 (ESB)

Bolivina britannica Macfadyen, 1942 (ESB, EN)

Bolivina difformis (Williamson) = *Textularia variabilis* var. *difformis* Williamson, 1858 (ESB, EN)

Bolivina pseudoplicata Heron-Allen and Earland, 1930 (ESB, EN)

Bolivina spathulata (Williamson) = *Textularia variabilis* var. *spathulata* Williamson, 1858 (ESB, EN)

Bolivina variabilis (Williamson) = *Textularia variabilis* Williamson, 1858 (ESB, EN)

Bulimina elongata d'Orbigny, 1846 (ESB, EN)

Bulimina gibba Fornasini, 1902 (ESB, EN)

Bulimina marginata d'Orbigny, 1826 (ESB, EN)

Buliminella elegantissima (d'Orbigny) = *Bulimina elegantissima* d'Orbigny, 1839 (EN)

Cassidulina carinata (Silvestri) = *Cassidulina laevigata* var. *carinata* Silvestri, 1896 (ESB, EN)

Cassidulina obtusa Williamson, 1858 (ESB, EN)

Cibicidoides lobatulus (Walker & Jacob) = *Nautilus lobatulus* Walker & Jacob, 1798 (ESB, EN)

Cornuspira involvens (Reuss) = *Operculina involvens* Reuss, 1850 (ESB)

Criboelphidium sp. Cushman & Brönnimann, 1948 (ESB)

Criboelphidium excavatum (Terquem) = *Polystomella excavata* Terquem, 1875 (ESB, EN)

Criboelphidium gerthi (van Voorthuysen) = *Elphidium gerthi* van Voorthuysen, 1957 (EN)

Criboelphidium williamsoni (Haynes) = *Elphidium williamsoni* Haynes, 1973 (ESB, EN)

Elphidium aculeatum (d'Orbigny) = *Polystomella aculeata* d'Orbigny, 1846 (EN)

Elphidium crispum (Linnaeus) = *Nautilus crispus* Linnaeus, 1758 (ESB, EN)

Elphidium macellum (Fichtel & Moll) = *Nautilus macellum* Fichtel & Moll, 1798 (ESB, EN)

Elphidium margaritaceum Cushman, 1930 (ESB, EN)

Elphidium oceanense (d'Orbigny) = *Polystomella oceanensis* d'Orbigny, 1826 (ESB, EN)

Favulina hexagona (Williamson) = *Entosolenia squamosa* var. *hexagona* Williamson, 1848 (ESB)

- Favulina squamosa* (Montagu) = *Vermiculum squamosum* Montagu, 1803 (ESB)
- Fissurina hexagona* (Heron-Allen & Earland) = *Fissurina pulchella* Brady, 1867 (ESB)
- Fissurina lucida* (Williamson) = *Entosolenia marginata* var. *lucida* Williamson, 1848 (EN)
- Fissurina marginata* (Montagu) = *Vermiculum marginatum* Montagu, 1803 (ESB)
- Fissurina orbignyana* Seguenza, 1862 (ESB)
- Florilus pauperatus* (Balkwill & Wright) = *Nonionina pauperata* Balkwill & Wright, 1885 (ESB)
- Gavelinopsis praegeri* (Heron-Allen & Earland) = *Discorbina praegeri* Heron-Allen & Earland, 1913 (ESB, EN)
- Globobulimina auriculata* (Bailey) = *Bulimina auriculata* Bailey, 1851 (ESB)
- Globulina gibba* (d'Orbigny & Deshayes) = *Polymorphina gibba* d'Orbigny & Deshayes, 1832 (ESB)
- Haynesina depressula* (Walker & Jacob) = *Nautilus depressulus* Walker & Jacob, 1798 (EN)
- Haynesina germanica* (Ehrenberg) = *Nonionina germanica* Ehrenberg, 1840 (ESB, EN)
- Lagena* sp. Walker & Jacob, 1798 (ESB)
- Lagena striata* (d'Orbigny) = *Oolina striata* d'Orbigny, 1839 (ESB, EN)
- Lagena substriata* Williamson, 1848 (ESB)
- Lamarckina haliotidea* (Heron-Allen & Earland) = *Pulvinulina haliotidea* Heron-Allen & Earland, 1911 (EN)
- Lenticulina gibba* (d'Orbigny) = *Cristellaria gibba* d'Orbigny, 1839 (EN)
- Nodosaria* sp. Lamarck, 1816 (EN)
- Nonion boueanum* (d'Orbigny) = *Nonionina boueana* d'Orbigny, 1846 (EN)
- Planorbulina mediterranensis* d'Orbigny, 1826 (ESB, EN)
- Pyrgo williamsoni* (Silvestri) = *Biloculina williamsoni* Silvestri, 1923 (EN)
- Reussoolina laevis* (Montagu) = *Vermiculum laeve* Montagu, 1803 (EN)
- Reussoolina apiculata* (Reuss) = *Oolina apiculata* Reuss, 1851 (EN)
- Rosalina anomala* Terquem, 1875 (ESB, EN)
- Rosalina irregularis* (Rhumbler) = *Discorbina irregularis* Rhumbler, 1906 (ESB, EN)
- Spirillina vivipara* Ehrenberg, 1843 (ESB, EN)
- Spiroloculina excavata* d'Orbigny, 1846 (ESB, EN)
- Uvigerina* sp. d'Orbigny, 1826 (ESB)
- Uvigerina peregrina* Cushman, 1923 (ESB, EN)

Anexo 2: Fotografías SEM de las especies de foraminíferos bentónicos más significativas

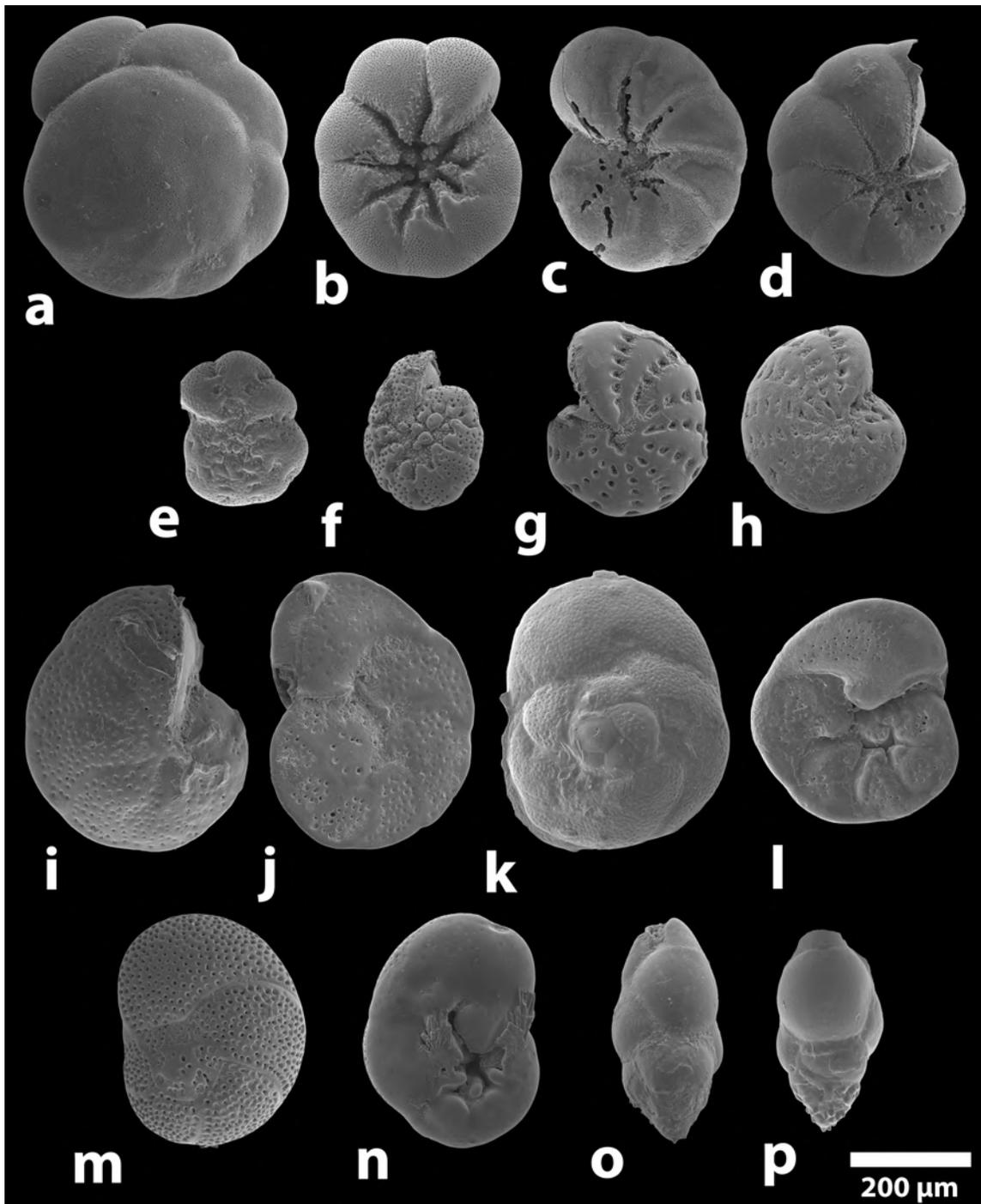


Lámina 1. Fotografías de microscopio electrónico de barrido (SEM) de las principales especies hialinas dominantes y secundarias presentes en los estuarios del Saja-Besaya y del Nervión. (a) *Ammonia tepida*, vista dorsal, sondeo Zorrotza (1,5-2,0 cm; Nervión); (b) *Ammonia tepida*, vista umbilical, sondeo Zorrotza (1,5-2,0 cm; Nervión); (c, d) *Haynesina germanica*, estación 4 (Saja-Besaya); (e, f) *Elphidium oceanense*, estación 4 (Saja-Besaya); (g, h) *Criboelphidium williamsoni*, estación 8 (Saja-Besaya); (i) *Cibicoides lobatulus*, vista dorsal, estación 8 (Saja-Besaya); (j) *Cibicoides lobatulus*, vista umbilical, estación 8 (Saja-Besaya); (k) *Rosalina irregularis*, vista dorsal, sondeo Abra 2 (36-37 cm; Nervión); (l) *Rosalina irregularis*, vista umbilical, sondeo Abra 2 (36-37 cm; Nervión); (m) *Rosalina anomala*, vista dorsal, sondeo Abra 2 (24-25 cm; Nervión); (n) *Rosalina anomala*, vista umbilical, sondeo Abra 2 (24-25 cm; Nervión); (o, p) *Bulimina gibba*, sondeo Abra 5 (24-25 cm; Nervión).

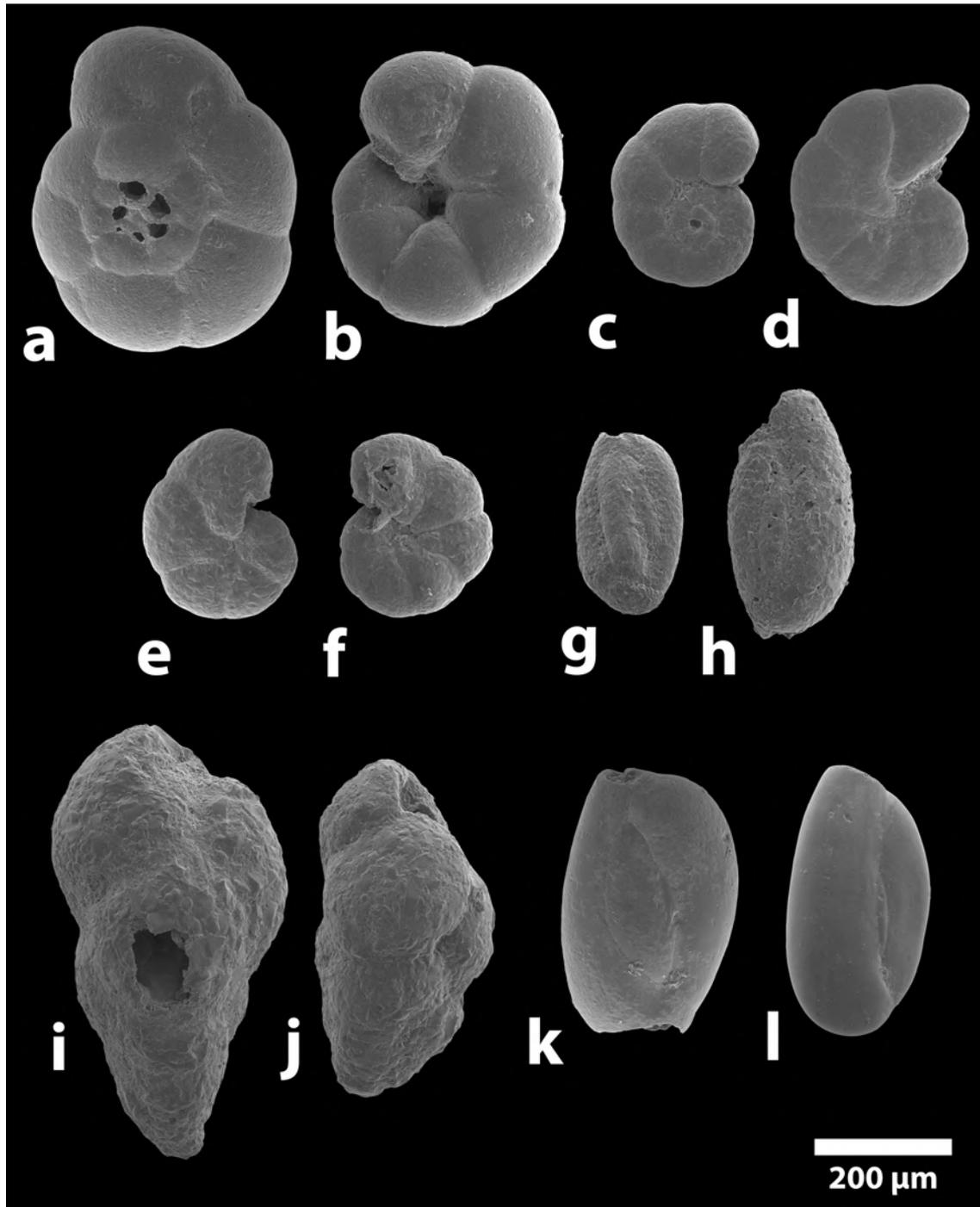


Lámina 2. Fotografías de microscopio electrónico de barrido (SEM) de las principales especies aglutinadas y porcelanáceas, dominantes y secundarias, presentes en los estuarios del Saja-Besaya y del Nervión. (a) *Trochammina inflata*, vista dorsal, estación 6 (Saja-Besaya); (b) *Trochammina inflata*, vista umbilical, estación 6 (Saja-Besaya); (c) *Entzia macrescens*, vista dorsal, estación 6 (Saja-Besaya); (d) *Entzia macrescens*, vista umbilical, estación 6 (Saja-Besaya); (e, f) *Cribostomoides jeffreysii*, estación 15 (Saja-Besaya); (g, h) *Miliammina fusca*, estación 6 (Saja-Besaya); (i, j) *Eggerelloides scaber*, sondeo Abra 2 (6-7 cm; Nervión); (k, l) *Quinqueloculina seminula*, sondeo Abra 5 (44-45 cm; Nervión).

