

ESTUDIO BIOGEOQUÍMICO DE LOS FONDOS DEL MAR MENOR (MURCIA) – CARACTERIZACIÓN GEOQUÍMICA DE SEDIMENTOS. Ref. TEC0004881

INFORME FINAL ASISTENCIA

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA

Julio 2019

Redacción del informe:

Dr. José Álvarez Rogel (Catedrático de Universidad- UPCT). Coordinador del proyecto.

Dr. Juan Santos Echeandía (Científico Titular-IEO)

Dr. Xose Luis Otero Pérez (Profesor Titular de Universidad-USC)

Con la colaboración del Dr. Víctor M. León León (Profesor de Investigación-IEO)

Procesado de muestras y trabajo de laboratorio:

Dra. María del Carmen Tercero Gómez (contratada por TRAGSA)

D. Fernando Torres Cánovas (contratado por TRAGSA)

Dra. María Dolores Belando (contratada por TRAGSA)

Dña. María Santiso Taboada (técnico de laboratorio USC)

Dña. Paulina Guevara (Doctoranda USC)

Dña. Aranzazu Ramos Segura (titulado superior de laboratorio IEO)

Trabajo de campo:

Dr. Juan Manuel Ruíz Martínez (Científico Titular-IEO)

D. Vicenç Moltó Seguí (técnico de laboratorio IEO)

Dr. Jaime Bernardeau Esteller (contratado PTA IEO)

Dr. Felipe Aguado (IMIDA)

Dña. Rocío García (técnico de laboratorio IEO)

Colaboración en el procesado de las muestras y en el trabajo de laboratorio:

Dr. José Álvarez Rogel (Catedrático de Universidad- UPCT). Coordinador del proyecto.

Dr. Juan Santos Echeandía (Científico Titular-IEO)

Dr. Xose Luis Otero Pérez (Profesor Titular de Universidad-USC)

Dr. Héctor Miguel Conesa Alcaraz (Profesor Titular UPCT)

D. Ibrahim Tunç (estudiante Erasmus UPCT)

Dña. Joana Patricio Rodrigues (estudiante Erasmus IEO)

Dr. José Roberto Rivera Hernández (Postdoc IEO)

Dr. Víctor M. León León (Profesor de Investigación-IEO)

D. Antonio Peñalver Alcalá (estudiante de doctorado de la UPCT)

D. Brecht Straetemans (estudiante Erasmus, UCLL University Colleges, Leuven, Bélgica)

Siglas: UPCT: Universidad Politécnica de Cartagena; IEO: Instituto Español de Oceanografía; USC: Universidad de Santiago de Compostela; IMIDA: Instituto Murciano de Investigación Agrario y Alimentario

Índice

Capítulo 1. Introducción	6
Capítulo 2. Objetivos	9
Capítulo 3. Material y Métodos	10
3.1. Muestreo	10
3.2. Procesado de las muestras	12
3.2.1. Testigos con agujeros para medir directamente pH y Eh y para hacer la descripción macromorfológica	12
3.2.2. Procesado en fresco de cuatro de los testigos sin agujeros para extracción del agua intersticial y para obtener las secciones de sedimento de diferentes profundidades	12
3.2.3. Procesado del quinto testigo (sin agujeros) para determinar la densidad aparente	14
3.3. Métodos de laboratorio para los parámetros medidos en la fracción sólida del sedimento, en el agua de poro y en la columna de agua	14
3.3.1. Análisis de muestras sólidas	14
3.3.1.1. <i>Granulometría del sedimento</i>	14
3.3.1.2. <i>Carbonato cálcico (CaCO₃) total del sedimento</i>	15
3.3.1.3. <i>Carbono orgánico y nitrógeno totales (COT y NT) del sedimento</i>	15
3.3.1.4. <i>Amonio (NH₄⁺) retenido en el sedimento</i>	15
3.3.1.5. <i>Fósforo total y fraccionamiento del fósforo en el sedimento</i>	15
3.3.1.6. <i>Metales y metaloides totales en el sedimento por fluorescencia de rayos X (FRX)</i>	18
3.3.1.7. <i>Metales totales en las fracciones granulométricas arena y limo+arcilla</i>	19
3.3.1.8. <i>Sulfuros volátiles solubles en medio ácido (AVS) en el sedimento y metales asociados (SEM-AVS)</i>	19
3.3.1.9. <i>Extracción secuencial de metales del sedimento</i>	20
3.3.2. Análisis de muestras líquidas (agua intersticial y agua de la columna)	21
3.3.2.1. <i>Carbono orgánico soluble (COS) del agua de la columna y del agua intersticial</i>	21
3.3.2.2. <i>Amonio (NH₄⁺) y nitrato (NO₃⁻) del agua de la columna y del agua intersticial</i>	21

3.3.2.3. Sulfuros (HS^-) del agua intersticial	21
3.3.2.4. Fosfatos (PO_4^{3-}) del agua de la columna y del agua intersticial.....	22
3.3.2.5. Metales solubles del agua de la columna y del agua intersticial.....	22
3.4. Metodología para el cálculo de flujos difusivos de nutrientes y metales....	23
Capítulo 4. Resultados y Discusión.....	25
4.1. Descripción morfológica de los testigos de sedimento.....	25
4.1.1. Arenas someras (< 2m de profundidad) sin vegetación (AS) y con praderas mixtas de <i>Cymodocea/Caulerpa</i> (CYA)	26
4.1.2. Fangos someros (< 2m de profundidad)) sin vegetación (FS) y con praderas mixtas de <i>Cymodocea/Caulerpa</i> (CYF).....	37
4.1.3. Fangos de 2 a 4 m de profundidad sin vegetación (F24) y con praderas de <i>Caulerpa prolifera</i> (CAU)	50
4.1.4. Fangos profundos (> 4m de profundidad) F4 (sin vegetación).....	60
4.2. Parámetros medidos y/o analizados en el sedimento y en el agua intersticial	71
4.2.1. Granulometría del sedimento	71
4.2.2. Densidad aparente del sedimento	72
4.2.3. Carbonato cálcico total ($CaCO_3$) del sedimento	74
4.2.4. pH y potencial de oxidación-reducción (potencial redox, Eh) del sistema sedimento-agua intersticial.....	75
4.2.5. Contenidos en carbono orgánico y nitrógeno en el sistema sedimento-agua intersticial-columna de agua.....	78
4.2.5.1. Concentraciones y stocks de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) del sedimento.....	78
4.2.5.2 Amonio (NH_4^+) retenido en el sedimento.....	85
4.2.5.3. Carbono orgánico soluble (COS), amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) del agua intersticial y la columna de agua	87
4.2.6. Sulfuros en el sedimento y en el agua intersticial	95
4.2.6.1. Sulfuros volátiles solubles en ácido (AVS) extraídos del sedimento.....	95
4.2.6.2. Sulfuros disueltos en el agua intersticial	99
4.2.7. Fósforo en el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua	101
4.2.7.1. Fósforo total y fraccionamiento del fósforo en el sedimento.....	101
4.2.7.2. Fosfato (PO_4^{3-}) en el agua intersticial y en la columna de agua	104

4.2.8. Metales y metaloides totales en el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua	106
4.2.8.1. <i>Contenidos totales de Fe, Mn, Zn y Pb en el sedimento medidos por FRX..</i>	106
4.2.9.2. <i>Metales y As extraídos del sedimento simultáneamente a los AVS (SEM-AVS)</i>	112
4.2.9.3. <i>Extracción secuencial de metales del sedimento</i>	119
4.2.9.4. <i>Metales solubles en el agua intersticial y la columna de agua y su relación con las características del sedimento y la presencia de vegetación bentónica</i>	133
4.3. Flujos difusivos entre el sedimento y la columna de agua	144
4.2.1. Flujos difusivos de nutrientes.....	145
4.2.2. Flujos difusivos de metales.....	149
5. Capítulo 5. Síntesis de resultados, conclusiones y recomendaciones	157
Capítulo 6. Bibliografía	161
APÉNDICE 1. Tablas de datos analíticos	167
APÉNDICE 2. Fotografías	221

Capítulo 1. Introducción

La realización de este proyecto surge a raíz de la crisis eutrófica que sufrió el Mar Menor en el año 2016. Dado que la calidad del agua, la hidrodinámica y las comunidades biológicas son aspectos básicos pero no suficientes para realizar un diagnóstico completo del estado y calidad ambiental de la laguna, se planteó realizar un estudio detallado de los fondos, que incluyera una completa caracterización biogeoquímica.

Los fondos marinos están constituidos por diversos compartimentos estrechamente relacionados (fundamentalmente vegetación y sedimentos) cuyas características tienen una gran importancia sobre el conjunto de las comunidades bentónicas que se desarrollan en ellos y las características de la columna de agua, además de constituir una potencial fuente de elementos potencialmente eutrofizantes y tóxicos. Estos elementos se pueden encontrar en el sedimento en diferentes formas geoquímicas cuya reactividad puede variar sustancialmente tanto espacial como temporalmente. Así, pueden encontrarse formando parte de los minerales del sedimentos o de la materia orgánica débilmente adsorbidos a la fracción coloidal, precipitados, complejados, etc., y/o haber sido absorbidas por los organismos, sobre todo la vegetación. Debido a que las zonas sumergidas contienen menor contenido en oxígeno que las emergidas y, en el caso de ecosistemas marinos, existe saturación permanente en agua salada, los ciclos biogeoquímicos tienen características particulares que los diferencian de los ambientes terrestres.

Los ecosistemas costeros en general y las lagunas en particular son extremadamente sensibles a la incorporación de materia orgánica, especialmente cuando ésta se produce en sus formas más lábiles como son fitoplancton, restos vegetales, etc., tanto de origen natural como antropogénico. El incremento de la sedimentación de sustancias orgánicas suele llevar asociado un deterioro ambiental del sistema lacustre; consecuencia de la intensificación de los procesos degradativos de la propia materia orgánica. Estos procesos le confieren a sustrato y al agua condiciones anaerobias que a su vez pueden afectar la transferencia de nutrientes (fundamentalmente N y P) y de otros elementos como los metales traza. La difusión de nutrientes del sedimento al agua retroalimenta una elevada producción primaria en la columna de agua. Esta circunstancia se encuentra especialmente agravada cuando existen además entradas de nutrientes como consecuencia de la actividad agrícola, residuos urbanos, etc., bien de forma directa o través de acuíferos que favorecen un estado de eutrofización, como ocurre en el Mar Menor.

En un sistema eutrofizado los excesos de nutrientes pueden almacenarse en los diferentes compartimentos definidos en el fondo marino. En este sentido cabe destacar el

papel que juegan los macrófitos marinos en los procesos de intercambio entre el sedimento y la columna de agua. Los macrófitos marinos contribuyen a la protección del sedimento frente a la erosión, reduciendo su resuspensión a la columna de agua y a la retención de partículas en suspensión facilitando así su sedimentación. Además, y en especial las angiospermas marinas, a través de su sistema radicular, actúan como sumideros al ser capaces de absorber sustancias del sedimento e incorporarlas en sus propios tejidos. Esto disminuye la disponibilidad de dichas sustancias en el medio, pero contribuye al desarrollo de un reservorio de éstas a medio-largo plazo. Por el contrario, su degradación, ya sea por causas naturales o relacionadas con presiones de carácter antrópico (por ejemplo, procesos de eutrofización), supone en última instancia la reincorporación de todas estas sustancias acumuladas al medio acuático. A su vez, los sedimentos constituyen otro sumidero en donde estas sustancias pueden ser retenidas en diferentes formas orgánicas e inorgánicas; pero con el riesgo de liberarse de nuevo si cambian las condiciones biogeoquímicas, abasteciendo así a la columna de agua de sustancias potencialmente perjudiciales. Dichos cambios en las condiciones biogeoquímicas pueden ser propiciados por los propios macrófitos marinos a través de sus tejidos enterrados (rizomas, estolones, raíces).

A pesar de que el problema más grave acontecido en el Mar Menor en los últimos los ha sido el de la eutrofización de sus aguas, existe un problema histórico que se corresponde con la problemática de los metales pesados. La Sierra Minera de Cartagena-La Unión es rica en metales, principalmente Fe, Pb y Zn (Oen et al., 1975) que han sido históricamente explotados desde época romana (Conesa y Schulin, 2010). Hasta 1958 los residuos de los lavaderos de mineral eran vertidos directamente a los cauces como la Rambla del Beal, el Miedo y la Carrasquilla, siendo arrastrados a las zonas topográficamente más bajas alcanzando varios humedales costeros del Mar Menor (sobre todo el Saladar de Lo Poyo) y la propia laguna. Después de ese tiempo y hasta el final de su explotación en los años 90, los residuos mineros se descargaron directamente a la Bahía de Portman en el Mar Mediterráneo. A pesar del cese de la actividad minera, la gran cantidad de residuos mineros que permanecen en los antiguos depósitos de los lavaderos así como los que tapizan algunas ramblas y los que quedaron acumulados en los saladares y zonas aledañas a la laguna, continúan causando entradas continuas de metales pesados al Mar Menor. Esto se produce debido a la erosión hídrica, durante de las fuertes tormentas que generalmente ocurren entre finales de verano y otoño, y eólica, al ser barridos por el viento en forma de polvo formado por partículas finas y eflorescencias salinas cargadas de metales que precipitan en la superficie del suelo tras la fuerte desecación estival. Este problema no es nuevo en absoluto, ya que se

conoce desde los estudios de Simonneau et al. (1973) y otros posteriores. Aunque ninguno de esos trabajos había analizado en tanto detalle la geoquímica de los metales como se ha hecho en este proyecto, todos mostraron que la mayoría de los metales encontrados, especialmente Pb y Zn, se encuentran sobre todo en la cubeta sur de la laguna, claramente influenciados por la llegada de material minero de la Sierra de La Unión.

Por todo lo anterior, resulta crucial conocer, no sólo las concentraciones totales de un elemento o compuesto en los diferentes compartimentos del fondo marino, sino también su especiación a fin de evaluar su movilidad y biodisponibilidad, así como el riesgo de que haya liberación a la columna de agua. Dado que hay que tratar de averiguar de la forma más aproximada posible el estado en que se encuentran las sustancias y elementos de interés, es fundamental que la recogida, manipulación y análisis de las muestras se realice de forma adecuada, a fin de evitar alteraciones que modifiquen su especiación. Esto implica métodos de muestreo, almacenamiento y análisis especiales, cuya implementación conlleva un esfuerzo adicional al que se realiza cuando se trabaja en ambientes aireados. Además de la capacidad de transferencia desde el sedimento o la vegetación en las situaciones comentadas anteriormente en las que se puede facilitar una alta liberación de sustancias, también es necesario estimar las tasas de transferencia directa de nutrientes como consecuencia de los procesos metabólicos “in situ”, bien sea mediante cámaras bentónicas o estimando los flujos difusivos en la columna sedimentaria.

Capítulo 2. Objetivos

Los objetivos principales de este trabajo fueron tres:

- Obtener una caracterización biogeoquímica de los fondos del Mar Menor en cuanto al sedimento y al agua intersticial incluyendo: nutrientes y metales en el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua.
- Estimación de los flujos bentónicos de materia orgánica, nutrientes y metales/metaloides desde el sedimento a la columna de agua
- Evaluar los riesgos potenciales asociados a la contaminación/eutrofización y sugerir estrategias de manejo y posibles medidas correctoras.

Capítulo 3. Material y Métodos

3.1. Muestreo

Se ubicaron 22 estaciones de muestreo en el Mar Menor con los siguientes criterios:

1. Que los fondos fueran arenosos o fangosos
2. Que existiera o no existiera vegetación
3. Que se cubrieran tres rangos de profundidad de la laguna: < 2m; 2 – 4 m y > 4 m.
4. Que los ambientes que correspondían a cada combinación de las condiciones descritas en los puntos 1 a 3 se distribuyeran por toda la laguna

Con los criterios citados se establecieron siete ambientes de muestreo (Tabla 3.1.1) cuya ubicación aparece en la Figura 3.1.

Tabla 3.1.1. Ambientes seleccionados para el muestreo. La profundidad se refiere a la profundidad de la lámina de agua. EL término “arenoso” se refiere al predominio de partículas de arena (tamaño > 2 mm) en el sedimento y “fangoso” al predominio de partículas de limo+arcilla (tamaño < 2 mm) en el sedimento.

Profundidad	Tipo de fondo	Vegetación	Número de puntos	Código
< 2 m	Arenoso	No	3	AS
	Arenoso	Pradera mixta de <i>Cymodocea/Caulerpa</i>	3	CYA
	Fangoso	No	3	FS
	Fangoso	Pradera mixta de <i>Cymodocea/Caulerpa</i>	3	CYF
2 a 4 m	Fangoso	No	2	F24
	Fangoso	<i>Caulerpa prolifera</i>	3	CAU
> 4 m	Fangoso	No	5	F4

En cada una de las 22 estaciones se recogieron 6 testigos de sedimento, utilizando tubos de PVC de diámetro interior = 84 mm, diámetro exterior = 90 mm, grosor del PVC = 3 mm y longitud = 300 mm (Fotografías 1 y 2, Anexo 2). Los tubos se fabricaron en el taller de la UPCT. De ellos, varios estaban agujereados a diversas profundidades para poder insertar electrodos de pH y potencial redox (Eh) una vez que las muestras estuvieran en el

laboratorio. Dichos agujeros se taparon con cinta americana hasta el momento de abrirlos para insertar los electrodos de pH/Eh (Fotografías 3 y 4, Anexo 2).

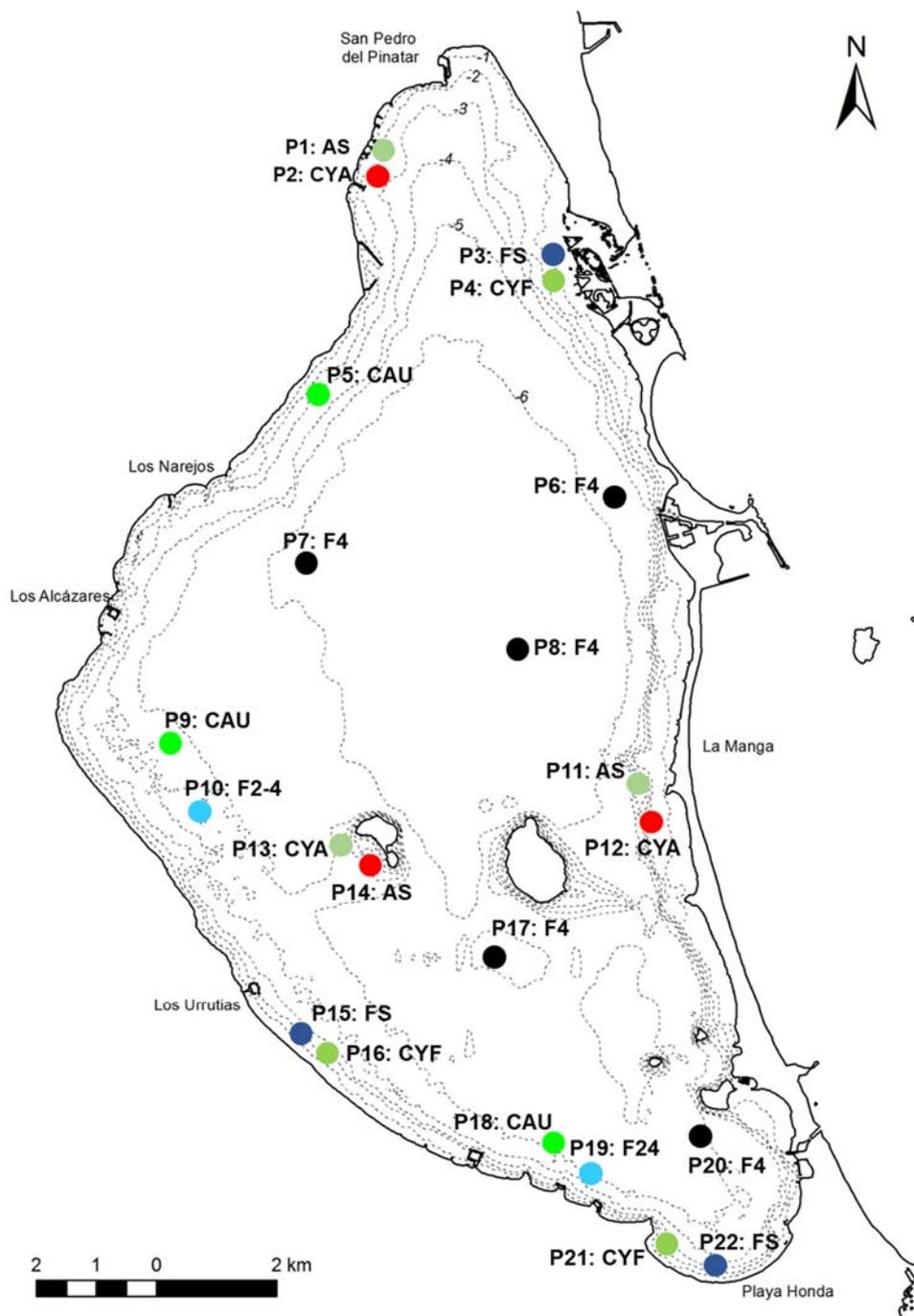


Figura 3.1. Ubicación de las estaciones de muestreo en el Mar Menor. Para el significado de las siglas ver Tabla 3.1.1.

Para la recogida de las muestras los tubos de PVC se insertaron manualmente en el fondo marino por buceadores especializados, colocando un tapón de goma hermético en la base y otro en la parte superior (Fotografías 5 y 6, Anexo 2). De los 6 testigos de cada estación; - 5 de ellos se recogieron con tubos sin agujeros, de los que 4 se utilizaron para análisis químicos y 1 para medida de la densidad aparente; - el sexto testigo se recogió con un tubo agujereado y se utilizó para la medida del pH y el Eh y para hacer una descripción macromorfológica del sedimento.

Todos los testigos se llevaron al laboratorio en el interior de neveras refrigeradas en posición vertical y se guardaron en frigorífico (Fotografías 7 y 8, Anexo 2).

Además de las muestras sólidas, se tomaron muestras de la columna de agua justo por encima del sedimento para la medida de metales disueltos, de nutrientes y carbono orgánico y nitrógeno disueltos.

3.2. Procesado de las muestras

3.2.1. Testigos con agujeros para medir directamente pH y Eh y para hacer la descripción macromorfológica

Se colocó verticalmente el testigo en una base estable sin retirar el tapón inferior. Con una cuchilla se hicieron cortes en la cinta americana en los agujeros para introducir electrodos de pH y Eh Crison 50/50 para la medida de ambos parámetros (Fotografías 9 y 10, Anexo 2).

Posteriormente se extrajo el material del interior del tubo de PVC y se abrieron por la mitad transversalmente para describir su contenido y sus coloraciones según la Guía Munsell estandarizada para la descripción de suelos (Munsell® Soil Colour Charts, 1994) (Fotografías 11, 12 y 13, Anexo 2). Las descripciones de los colores se realizaron en húmedo y en seco, a fin de evaluar posibles cambios de estado de los compuestos y minerales presentes debido a procesos de oxidación. Estas descripciones se han utilizado para complementar los datos analíticos y apoyar las interpretaciones sobre los procesos biogeoquímicos en los fondos del Mar Menor.

3.2.2. Procesado en fresco de cuatro de los testigos sin agujeros para extracción del agua intersticial y para obtener las secciones de sedimento de diferentes profundidades

El procesado de los cuatro testigos sin agujeros se realizó en el laboratorio de la Unidad de Ecología y Biotecnología de Suelos del Instituto de Biotecnología Vegetal (IBV) de la UPCT.

En primer lugar, se retiró el tapón superior y se extrajo el sobrenadante de agua que quedaba dentro del tubo de PVC (Fotografías 14 y 15, Anexo 2). Luego se retiró el tapón inferior y en su lugar se colocó una pieza cilíndrica que actuaba como émbolo durante la extracción. A continuación, se colocó el testigo en vertical en el eyector de muestras (consistente en un gato hidráulico acoplado a un soporte fabricado en el taller del SAIT-UPCT) (Fotografías 16, 17 y 18, Anexo 2). Según se iba extrayendo el testigo del tubo de PVC se iban cortando las secciones (Fotografías 19 y 20, Anexo 2) a profundidades previamente establecidas: 0-1,5 cm; 1,5-3 cm; 3-4,5 cm; 4,5-6 cm; 6-9 cm; 9-12 cm; 12-17; > 17 cm. Cada sección se colocaba en un bol de vidrio antes de introducirlo en un tubo de centrifuga. Este procedimiento se hacía insuflando N_2 para evitar oxidaciones (Fotografías 21 y 22, Anexo 2). Esto se repetía para los otros 3 testigos de cada punto, de manera que se obtenía una muestra compuesta para cada profundidad. Una vez que se había terminado de cortar las secciones de los 4 testigos y se habían colocado las muestras dentro de los tubos de centrifuga, se equilibraba el peso de cada tubo dentro de una cámara con atmósfera de N_2 en la que se había introducido una balanza (Fotografías 23 y 24, Anexo 2). Una vez que todos los tubos tenían el mismo peso, se centrifugaban las muestras a 8.000 rpm en una centrifuga refrigerada para separar la fase sólida del agua intersticial, que se filtraba a través de un filtro de nylon de 0,45 μm de diámetro de poro (Fotografías 25, 26, 27 y 28, Anexo 2) separando dos alícuotas: una para medir metales disueltos y otra para medir HS^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y carbono orgánico disuelto (COS).

En los testigos de fondos arenosos la cantidad de agua intersticial extraída fue escasísima, siendo inviable contar con volumen suficiente para el análisis de los parámetros necesarios para su caracterización. Por esta razón, en este tipo de testigos se optó por extraer dicha agua intersticial insertando muestreadores tipo Rhizon® directamente en los cores a las profundidades deseadas. Para esto, se realizaron agujeros de 2 mm de diámetro cada 1,5 cm de profundidad en algunos de los cores. Estos agujeros se taparon con cinta americana durante el muestreo y se fueron destapando en el laboratorio para la inserción de los muestreadores Rhizon®, que se conectaron a jeringas de succión para extraer las muestras de agua intersticial de cada uno de los 4 cores correspondientes de cada punto de muestro. Antes de dicha extracción se sacó el agua sobrenadante de cada core. Para obtener una muestra compuesta de cada profundidad se combinó el agua extraída de cada

core (Fotografías 29, 30, 31 y 32). Una vez obtenidas las muestras de agua intersticial el procesado de dichas muestras, así como el de la fracción sólida, se hizo igual que en los testigos de fango.

Se asume que este procedimiento no es 100% equivalente a la obtención de agua intersticial por centrifugación que se realizó en los testigos de fango, pero se considera la alternativa más parecida y más viable para obtener la cantidad de muestra necesaria.

La fracción sólida se guardó refrigerada para realizar el análisis granulométrico, los carbonatos totales, el carbono orgánico y nitrógeno totales (COT y NT respectivamente), la extracción del NH_4^+ retenido, el azufre total, los sulfuros volátiles solubles en ácido (AVS) y metales y As asociados (AVS-SEM), la extracción secuencial de metales, los metales y metaloides totales y la extracción secuencial de fósforo.

3.2.3. Procesado del quinto testigo (sin agujeros) para determinar la densidad aparente

En este testigo el corte de las secciones a diferentes profundidades se realizó utilizando el eyector de muestras, por el mismo procedimiento descrito en el apartado 3.2.2., (Fotografías 33 y 34, Anexo 2). Una vez cortadas las secciones, se pesaron en húmedo y se secaron a 65°C 72 horas. Una vez secas se volvieron a pesar para calcular la humedad. La relación volumen/peso seco permitió calcular la densidad aparente, que se utilizó para estimar los stocks de los elementos medidos en el sedimento.

3.3. Métodos de laboratorio para los parámetros medidos en la fracción sólida del sedimento, en el agua de poro y en la columna de agua

3.3.1. Análisis de muestras sólidas

3.3.1.1. Granulometría del sedimento

Se determinó por tamizado en húmedo. En primer lugar, se colocaron unos 50 g de muestra en un vaso de precipitado con agua destilada que se introdujo en un baño de ultrasonidos durante 10 minutos para propiciar la dispersión de las partículas. Después se hizo pasar la muestra a través de un tamiz de 2 mm y la fracción que quedó por encima de dicho tamaño (fundamentalmente las conchas de moluscos de mayor) se descartó. El resto de muestra se colocó sobre un tamiz de 0,05 mm (50 μm) que se fue agitando bajo una

corriente de agua hasta hacer pasar las partículas de menor tamaño (Fotografía 35, Anexo 2). Después se secaron y se pesaron ambas fracciones (Fotografía 36, Anexo 2) y se calculó el porcentaje que suponía cada una sobre el peso total obteniendo el porcentaje de fracción gruesa (arena) y fina (limo+arcilla).

Se hizo en el laboratorio del grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT.

3.3.1.2. Carbonato total del sedimento

El carbonato total se determinó en alícuotas secas y molidas en mortero de ágata. El análisis se hizo con un equipo CHN 628 de Leco del SAIT-UPCT del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica de la UPCT (SAIT-UPCT) tras ataque con HCl 4 M (Fotografías 37 y 38, Anexo 2).

3.3.1.3. Carbono orgánico y nitrógeno totales (COT y NT) del sedimento

Se determinaron en alícuotas secas y molidas en mortero de ágata con un equipo CHN 628 de Leco del SAIT-UPCT (Fotografías 37 y 38, Anexo 2).

3.3.1.4. Amonio (NH_4^+) retenido en el sedimento

Se realizó poniendo una cantidad de sedimento conocida en agitación con KCl 1N durante dos horas, durante las cuales el K^+ satura el complejo de cambio liberando el NH_4^+ a la fase soluble (Soil and Plant Analysis Council, Inc. 1999). Además, se produce también la solubilización de las sales de NH_4^+ que pudiera haber precipitadas y la extracción de cualquier otra forma de NH_4^+ que se encuentre en la muestra y que pueda solubilizarse. El NH_4^+ extraído se midió según Neiker (2005) (Fotografía 39, Anexo 2).

Se hizo en el laboratorio del grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT.

3.3.1.5. Fósforo total y fraccionamiento del fósforo en el sedimento

La extracción se realizó con las muestras en fresco, a fin de evitar en lo posible oxidaciones que modificasen el estado geoquímico del fósforo. No obstante, los resultados se expresan como contenido de P (mg kg^{-1}) por peso seco de sedimento, a fin de hacerlo comparable con datos de otros estudios.

EL fraccionamiento del P se llevó a cabo por modificación del método propuesto por Jensen y Thamdrup (1993), Paludan y Jensen (1995) y Paludan y Morris (1999), y consistió en un esquema de 4 etapas (Figura 2, Fotografías 40, 41, 42, 43):

- **Etapa 1.** Se tomaron ≈ 5 g de sedimento y se agitaron (agitador rotatorio, Agitaser Modelo Rotativo 12 F, Barcelona) durante 2 h con 100 mL de cloruro potásico (KCl) 2M a pH 7 en botellas de plástico de 250 mL provistas de obturador y tapadera de rosca. El extracto resultante se pasó a través de filtros de sedimentos de celulosa (7–9 μm , filtros chm). De dicho extracto se obtuvo una fracción reactiva soluble de P inorgánico (PiRS), que **se considera el P soluble e intercambiable con KCl (Pi-KCl)**, y una fracción no reactiva soluble de P orgánico (Po-NRS1). El residuo de sedimento que quedó en el papel de filtro, junto con éste, se volvió a introducir en la botella para la siguiente extracción.

- **Etapa 2.** El residuo procedente de la etapa 1 se agitó (agitador rotatorio) durante 17 h con 100 mL de hidróxido sódico (NaOH) 0,1M. Tras el filtrado se obtuvo una segunda fracción de PiRS, que **se considera el P adsorbido a minerales de Fe, Mn y Al (Pi-NaOH)** -como óxidos y oxihidróxidos-, y una segunda fracción no reactiva soluble de P orgánico (Po-NRS2). Al utilizar NaOH en este paso, se pudieron solubilizar sustancias húmicas por lo que hay que asumir algo del P extraído pudo pertenecer a dichas sustancias si estuvieran presentes. El residuo de sedimento que quedó en el papel de filtro, junto con éste, se volvió a introducir en la botella para la siguiente extracción.

- **Etapa 3.** El residuo procedente de la etapa 2 se agitó (agitador rotatorio) durante 24 h con 100 mL de ácido clorhídrico (HCl) 0,5M. Tras el filtrado se obtuvo una tercera fracción de PiRS, que **se considera el P asociado a compuestos de Ca y Mg (Pi-HCl)**, como carbonatos y fosfatos de calcio. De acuerdo a Paludan y Morris (1999) y Schlichting et al. (2002), la fracción no reactiva soluble de P orgánico en esta extracción es prácticamente inexistente por lo que no se tuvo en cuenta.

- **Etapa 4.** El residuo resultante de la etapa 3 (restos de sedimento y filtros utilizados en las extracciones previas) se introdujo en crisoles de porcelana y se calcinó durante 2 h a 520 °C en una mufla eléctrica (P-Selecta select-horn) (Holmboe et al., 2001). Las cenizas se disolvieron con HCl 1M caliente (Paludan y Jensen, 1995; Paludan y Morris, 1999). El P extraído en esta etapa **se considera una fracción orgánica refractaria o residual (Po-Res)** que comprendería principalmente P ligado a materia orgánica refractaria, básicamente ligninas y complejos orgánicos muy estables de difícil degradación (Schlichting et al., 2002;

Largeau, 2004), aunque también puede incluir P ligado a algunos minerales no extraídos ni con ácido ni con base (Reddy et al., 1999).

El P inorgánico presente en las fracciones reactivas solubles (PiRS) de todos los extractos se determinó espectrofotométricamente a una longitud de onda (λ) de 825 nm de acuerdo con el método de Murphy y Riley (1962). Las alícuotas de los extractos obtenidos en las etapas 1 y 2 fueron sometidas a una oxidación alcalina con peroxodisulfato potásico ($K_2S_2O_8$) durante 30 min a 121 °C (Koroleff, 1983), en un autoclave (Sterilav AES-28 Trade Raypa®), con el fin de transformar el Po-NRS en PiRS, que fue entonces medido (esta concentración representaba el P total extraído en el paso correspondiente). El P orgánico no reactivo soluble (Po-NRS) se obtuvo por diferencia entre el PiRS total y el PiRS medido inicialmente. Las fracciones Po-NRS1 y Po-NRS2 se combinaron para constituir una única fracción de Po-NRS. Esta fracción se considera constituida por P orgánico fácilmente degradable, junto con P almacenado en bacterias (polifosfatos) y compuestos más estables como el fitato (Emil, 2000).

Las diferentes fracciones de PiRS (Pi-Lábil, Pi-Fe/Mn/Al y Pi-Ca/Mg) se consideran la reserva de P inorgánico presente en el suelo, mientras que la suma del Po-NRS y Po-Res con la reserva de P orgánico.

Este mismo método fue aplicado por Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel (2008) en los suelos de la Marina del Carmolí, determinando que el contenido total de P medido por digestión ácida y el obtenido sumando las fracciones extraídas diferían $\pm 14\%$. Esta diferencia fue del mismo orden que el 10% de diferencia obtenido por Paludan and Morris (1999) en un estudio de los suelos de saladares en USA en el que usaron los mismos procedimientos, por lo que se considera aceptable estimar el P total como el sumatorio de las fracciones. Posteriormente González-Alcaraz et al. (2012) y Tercero et al. (2016) aplicaron el mismo método con éxito en suelos de saladares costeros del Mar Menor.

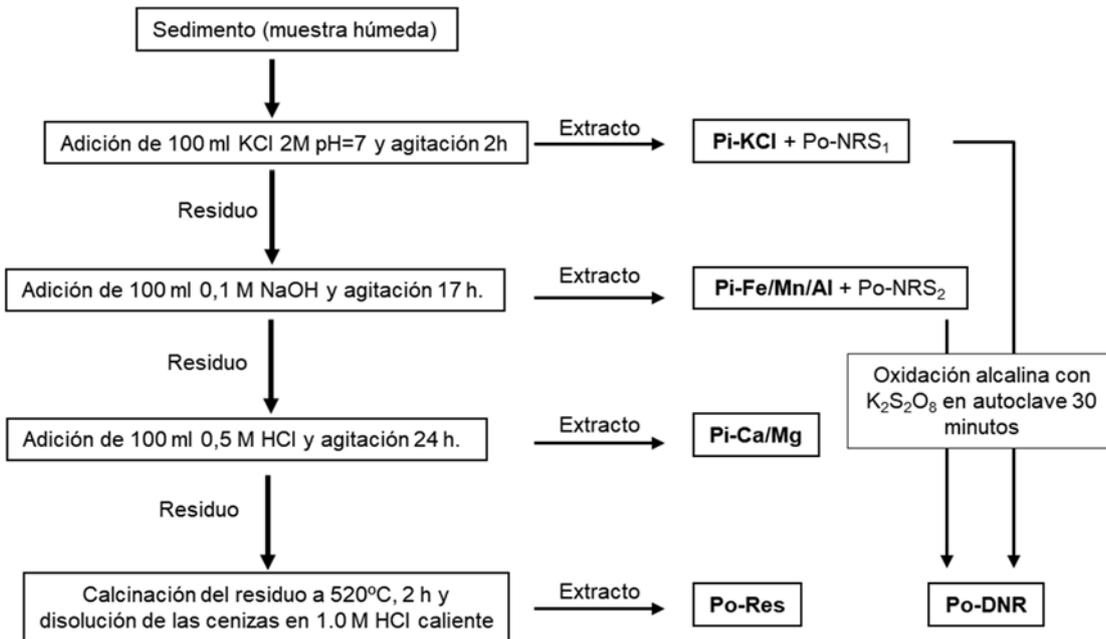


Figura 3.2. Esquema del fraccionamiento del fósforo (P) del sedimento. Pi: fósforo inorgánico. Po: fósforo orgánico. Pi-KCl: fósforo inorgánico soluble e intercambiable. Pi-Fe/Mn/Al: fósforo inorgánico adsorbido a los minerales de Fe, Mn y Al. Pi-Ca/Mg: fósforo inorgánico asociado a compuestos de Ca y Mg. Po-NRS: fósforo orgánico no reactivo soluble. Po-Res: fósforo orgánico residual.

Se hizo en el laboratorio del grupo de Investigación Edafología Ambiental, Química y tecnología Agrícola de la ETSIA-UPCT.

3.3.1.6. Metales y metaloides totales en el sedimento por fluorescencia de rayos X (FRX)

Se determinaron en alícuotas de muestras molidas en mortero de ágata por espectrometría de fluorescencia de rayos x de dispersión de longitud de onda, con un equipo de fluorescencia de Rayos-X S4 Pioneer, en el SAIT-UPCT. Este método, aunque se aplica directamente a muestras sólidas, es relativamente poco preciso ya que trabaja a niveles de tanto por ciento. Por tanto, no se considera muy adecuado para elementos minoritarios. No obstante, se ha utilizado ya que al hacer un barrido por todos los elementos de la tabla periódica permite identificar si existen altas concentraciones de algún elemento no considerado en los análisis habituales y proporciona una primera visión general de las zonas más afectadas por contaminación. Para afinar en las concentraciones de metales y

As potencialmente tóxicos se han extraído los SEM-AVS y se ha realizado una extracción secuencial de metales, procedimientos que se explican a continuación.

3.3.1.7. Metales totales en las fracciones granulométricas arena y limo+arcilla

A fin de obtener una estimación sobre en qué tamaño de partículas se encontraba la mayor concentración de metales, si en la fracción gruesa (arena) o en la fina (limo+arcilla), en el testigo P15FS (uno de los más afectados por residuos mineros) se analizaron por separado las concentraciones en ambas fracciones. La fracción fina es más reactiva que la gruesa y por tanto los metales ligados a ella presentan mayor riesgo de movilización.

Las fracciones arena y limo+arcilla se separaron por el método descrito en el apartado 3.3.1.1. Una alícuota de cada una de ellas se sometió a una digestión ácida en un sistema Ultrawave con el método USEPA (United States Environmental Protection Agency) 3051 modificado: 0,3 g de muestra con 3 ml de ácido nítrico y 1 ml de ácido clorhídrico a 240 °C. Los extractos obtenidos se analizaron en un ICP-MS Agilent en el SAIT de la UPCT para determinar el contenido de metales y As. Los límites de detección en los extractos analizados fueron de 0,002 mg L⁻¹.

3.3.1.8. Sulfuros volátiles solubles en medio ácido (AVS) en el sedimento y metales asociados (SEM-AVS)

Se extrajeron con una disolución de HCl 3M bajo una corriente continua de N₂. El H₂S generado en medio ácido fue recogido en una disolución de 3% de acetato de según el método de Cline (1967) (Fotografías 44, 45, 46, Anexo 2). La fracción AVS se determinó colorimétricamente a 670 nm previa reacción con el reactivo de diamida (Cline 1969) (Fotografías 47 Anexo 2).

El extracto ácido obtenido se centrifugó a 10000 rpm y en el sobrenadante se analizó la concentración de metales (Fe, Mn, Zn, Pb, Cu y Cd) y As extraídos (SEM-AVS; SEM, del inglés Simultaneously Extracted Metals) en un espectrómetro de absorción atómica en cámara de grafito de la marca Perkin Elmer 4110 ZL. Los límites de detección para el Fe fueron de 0,03 μmol g⁻¹, para el Mn 5 nmol g⁻¹ y para los elementos traza ~0,1 nmol g⁻¹. Los metales extraídos provienen de los componentes que se disuelven a consecuencia del ataque ácido con el HCl 3M, como son los AVS pero también, algunos óxidos y los carbonatos.

Estas determinaciones se hicieron en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela.

3.3.1.9. Extracción secuencial de metales del sedimento

La extracción secuencial de las formas geoquímicas de Fe, Mn y metales fue realizada en 1 gramo de muestra húmeda con el fin de evitar alteraciones de las condiciones geoquímicas de la propia muestra (fundamentalmente oxidación de las formas reducidas). Par ello, se siguió un procedimiento que combina varios métodos (Tessier et al. 1979, Fortin et al. 1993 y Huerta-Díaz & Morse 1990), y que ya ha sido aplicado en diversos trabajos y proyectos científicos (Ferreira et al., 2007, Otero et al., 2008, Orero et al., 2009). Este procedimiento permite extraer del sedimento las siguientes formas de Fe, Mn y metales asociados:

Fracción F1: Fracción intercambiable: 30 ml de una disolución 1 M de $MgCl_2$ con un pH de 7.0 y en agitación durante 30 min. El sobrenadante se extrajo por centrifugado durante 30 min a 10000 rpm y 4 °C, usando para ello una centrifuga MPW 351R. Posteriormente se realizó un lavado con agua Milli-Q desoxigenada en N_2 gas durante 15 min. Estos dos últimos procesos (centrifugado y lavado) se repitieron en los pasos restantes que se describen a continuación.

Fracción F2: Fracción metálica asociada a los carbonatos: se extrajo con 30 ml de una disolución 1 M de acetato de sodio con un pH de 5,0; en agitación durante 5 h.

Fracción F3: Fe/Mn de bajo orden de cristalinidad y metales asociados a estas fracción: se extrajo con 30 ml de una disolución de 0.04 M hidroxilamina + 25% de ácido acético (v/v) en agitación continua durante 6 h a 96°C.

Fracción F4: Fracción metálica asociada a óxidos e hidróxidos de Fe cristalino (goethita): se extrajo con 20 ml de una disolución 0,25 M de citrato de sodio + 0,11 M de bicarbonato sódico con 3 g de ditionito de sodio; agitando durante 30 minutos a 75° C.

Antes de la extracción de la F5, las muestras se sometieron a un tratamiento con HF 10 M durante 16 h. de agitación, eliminando el hierro asociado al silicato, y a otro con H_2SO_4 de 2 horas de agitación para eliminar los metales asociados a la materia orgánica.

Fracción F5: Fracción metálica asociada a la pirita: se extrajo con 10 ml de HNO_3 concentrado; las muestras se agitaron durante 2 h y luego fueron lavadas con 15 ml de agua Milli-Q.

La concentración de Fe y Mn de cada una de las fracciones se determinó por espectrofotometría de absorción atómica de llama usando para ello un aparato Perkin Elmer 1100B y la concentración de metales traza de cada una de estas fracciones se determinó

con un espectrómetro de absorción atómica en cámara de grafito de la marca Perkin Elmer 4110 ZL. Los límites de detección fueron: para el Fe $0,03 \mu\text{mol g}^{-1}$, para el Mn 5 nmol g^{-1} y para los elementos traza $\sim 0,1 \text{ nmol g}^{-1}$.

Estas determinaciones se hicieron en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela.

3.3.2. Análisis de muestras líquidas (agua intersticial y agua de la columna)

3.3.2.1. Carbono orgánico soluble (COS) del agua de la columna y del agua intersticial

Se midió con un analizador automático (TOC–VCSH Shimadzu) en el Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica (SAIT) de la UPCT (Fotografía 48, Anexo 2).

3.3.2.2. Amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) del agua de la columna y del agua intersticial

El NH_4^+ se midió igual que el extraído del sedimento (Neiker, 2005; ver apartado 3.3.1.4).

El NO_3^- se determinó según AOAC (1975) en un espectrofotómetro de doble haz de luz (Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer precisely), con cubetas de cuarzo, a dos λ en la región del ultravioleta (220 y 275 nm), previa adición de HCl 1N para eliminar la posible interferencia por presencia de carbonatos (Fotografías 49 y 50, Anexo 2). A 220 nm absorben los NO_3^- y la materia orgánica presente en la muestra. A 275 nm absorbe únicamente la materia orgánica, pero la mitad que a 220 nm. La absorbancia debida a los NO_3^- (A corregida) se calculó mediante la ecuación 1.

$$A \text{ corregida} = A_{220} - (A_{275} \cdot 2)$$

La relación entre absorbancia y concentración de NO_3^- se estableció por medio de una recta de calibrado preparada con concentraciones de NO_3^- conocidas.

3.3.2.3. Sulfuros (HS^-) del agua intersticial

Se midió inmediatamente tras su separación del sedimento por centrifugación para evitar su oxidación, utilizando un espectrofotómetro de doble haz de luz (Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer precisely) a 670 nm, según Cline (1969) (Fotografía 51 y 52, Anexo 2).

3.3.2.4. Fosfatos (PO_4^{3-}) del agua de la columna y del agua intersticial

Se determinó según la metodología propuesta por Murphy y Riley (1962) en un espectrofotómetro de doble haz de luz (Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer precisely), con cubetas de vidrio óptico, a una λ en la región del visible de 825 nm por reacción con molibdato (MoO_4^{2-}) y ácido ascórbico ($C_6H_8O_6$), produciéndose “azul de molibdeno” cuya intensidad es directamente proporcional a la cantidad de PO_4^{3-} presente en la alícuota de la muestra (Fotografías 53 y 54, Anexo 2). La relación entre absorbancia y concentración de PO_4^{3-} se estableció por medio de una recta de calibrado preparada con concentraciones de PO_4^{3-} conocidas.

3.3.2.5. Metales solubles del agua de la columna y del agua intersticial

Los metales en agua intersticial y agua de la columna por encima del sedimento del Mar Menor fueron analizados mediante técnicas electroquímicas, en concreto la polarografía. Este tipo de técnicas y metodologías son muy sensibles y a la vez necesarias en este tipo de matrices, a fin de alcanzar los límites de detección adecuados evitando el efecto salino. El análisis de cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn) y cadmio (Cd) se llevó a cabo siguiendo el método de Gardiner and Stiff (1975) mientras que el níquel (Ni) y cobalto (Co) se analizaron con el método de Santos-Echeandía (2011). El equipo utilizado fue de la marca Methrom y el modelo es un 797 VA Computrace. Los límites de detección de la técnica empleada fueron de 1 ppt para el Cd, 2 ppt para el Co, 4 ppt para el Pb, 6 ppt para Cu y Ni y 20 ppt para el Zn.

Una vez que se ha obtenido el agua intersticial de los cores y tras filtrar el agua de la columna a través de filtros de $0,45 \mu m$, las muestras fueron acidificadas a pH 2 para evitar la adsorción de los metales a las paredes de los botes y almacenadas hasta su análisis.

Antes de iniciar con los análisis propiamente, se realizaron blancos para comprobar que todo el procedimiento tenía lugar de forma limpia y posteriormente se analizaron materiales de referencia de agua de mar para chequear que el equipo estaba funcionando correctamente.

Previo a su análisis, las muestras deben ser digeridas con radiación ultravioleta para eliminar la materia orgánica y así poder ser determinadas mediante el método electroquímico usando la técnica de redisolución anódica para Cu, Pb, Zn y Cd y catódica para el Ni y Co (Fotografía 55 y 56, Anexo 2).

3.4. Metodología para el cálculo de flujos difusivos de nutrientes y metales

Los flujos difusivos (DF) a través de la interfaz sedimento-agua se estimaron de acuerdo con la primera ley de difusión de Fick (Berner, 1980), utilizando la ecuación:

$$J_i = \phi D_s^i \left(\frac{dC_i}{dx} \right)$$

donde J_i representa el flujo de analito (nutrientes o metales en nuestro estudio); ϕ representa la porosidad del sedimento; D_s^i representa el coeficiente de difusión para cada nutriente o metal ($\text{cm}^2 \text{s}^{-1}$); C_i representa la concentración de nutriente o metal disuelto y x representa la distancia entre el agua de la columna y el agua de poro.

La porosidad del sedimento (ϕ) se calculó a partir de la ecuación:

$$\phi_i = \frac{V_{IW}}{(V_{IW} + V_s)}$$

donde V_{IW} representa el volumen de agua de poro y V_s el volumen de sólidos en el sedimento. La porosidad fue calculada siguiendo el método de Berner (1980); brevemente, cada una de las porciones de sedimento de cada profundidad fueron pesadas en una navecilla. La muestra fue después colocada en un horno a ~ 50 °C hasta evaporar todo el agua y pesado varias veces hasta conseguir un peso constante. La porosidad se obtiene entonces dividiendo el peso final entre el inicial. El coeficiente de difusión (D_s^i) fue calculado a partir de la siguiente ecuación:

$$D_s^i = \phi^2 D_0^i$$

donde D_0^i representa el coeficiente de difusión de un nutriente o metal a una temperatura determinada (calculado a partir de Li and Gregory, 1974).

Los flujos difusivos se calcularon para cada uno de los testigos analizados en base a la concentración de cada elemento/compuesto en el agua intersticial y en la columna de agua, en los muestreos de febrero y septiembre de 2018. Además, se estimaron los flujos

para cada ambiente y para el total de la laguna utilizando las superficies medidas por el equipo de IEO (Tabla 3.4.1).

Tabla 3.4.1. Superficie de los diferentes ambientes muestreados

Profundidad	Tipo de fondo	Vegetación	Superficie (hectáreas)
< 2 m	AS	No	710,5
	CYA	Pradera mixta de <i>Cymodocea/Caulerpa</i>	361,5
	FS	No	9,2
	CYF	Pradera mixta de <i>Cymodocea/Caulerpa</i>	6,3
2 a 4 m	F24	No	289,2
	CAU	<i>Caulerpa prolifera</i>	1445,8
> 4 m	F4	No	9974,0

Hay que indicar que estos flujos son estimativos, basados en las concentraciones de los elementos/compuestos medidos en el agua intersticial y la columna de agua del día que se recogió cada muestra. No tienen en cuenta, por tanto, la variabilidad temporal, los flujos adventicios, las posibles entradas de elementos/compuestos desde tierra por erosión hídrica y eólica y/o las entradas a través de las aguas subterráneas y/o superficiales que llegan a la laguna.

Capítulo 4. Resultados y Discusión

4.1. Descripción morfológica de los testigos de sedimento

Los colores y morfología de los sedimentos aportan información cualitativa sobre procesos que pudieron suceder en los fondos estudiados y sirven de apoyo para complementar las interpretaciones de los datos analíticos. Los colores originales del sedimento se deben a las características de los componentes minerales que los forman, pero los procesos biogeoquímicos que se desarrollan cuando se pasa de un metabolismo aerobio a un metabolismo anaerobio provocan modificaciones en ciertos elementos y compuestos, que se reflejan en las coloraciones del material.

Así, por ejemplo, los grisáceos, gris verdosos, negruzcos y negro-azulados indican procesos metabólicos de mineralización anaerobia de la materia orgánica en los que Fe^{3+} , Mn^{4+} y SO_4^{2-} son utilizados como aceptores de electrones transformándose en sus formas reducidas Fe^{2+} , Mn^{2+} y HS^- . Los grises más claros y gris-verdosos están más relacionados con la pérdida de Fe^{3+} cuando se reduce a Fe^{2+} y se solubiliza y con el predominio de minerales tipo “green rust” de Fe^{2+} (Hansen et al. 1996). Los negros y negro-azulados son indicativos de la formación de sulfuros durante la sulfato-reducción. Por tanto, la existencia de manchas y/o zonas del sedimento con las coloraciones citadas muestran la existencia de metabolismo anaerobio y complementan los datos de Eh indicativos de condiciones reductoras.

Cuando el sedimento se seca las condiciones pasan a ser oxidantes y muchos de los colores cambian a pardos o anaranjados, al oxidarse el Fe^{2+} a Fe^{3+} , el Mn^{2+} a Mn^{4+} y los HS^- a SO_4^{2-} . Cuando los colores no cambian durante el secado es porque los colores oscuros se debían al propio material y no a procesos reductores, o bien porque se han formado minerales estables que no se oxidan al contacto con el aire.

A todo esto se superpone el efecto de la materia orgánica, que impregna el material y puede oscurecerlo independientemente de que se encuentre oxidado o reducido.

Además de las coloraciones, la presencia de restos orgánicos, conchas de moluscos y cualquier otro rasgo notorio que se observe puede ayudar a conocer mejor la evolución del sedimento y los procesos que se han desarrollado en el Mar Menor.

4.1.1. Arenas someras (< 2m de profundidad) sin vegetación (AS) y con praderas mixtas de *Cymodocea/Caulerpa* (CYA)

Corresponde a las estaciones de muestreo: P1AS vs. P2CYA; P11AS vs. P12CYA; P13CYA vs. P14AS.

En general las coloraciones del material fueron muy similares en los testigos recogidos en febrero y septiembre, tanto en húmedo como en seco: - en húmedo presentaron grandes manchas negruzcas y negro azuladas contrastando con zonas gris y gris oscuro; - en seco los contrastes desaparecieron al oxidarse el material, que adquirió un color gris o gris parduzco homogéneo. No obstante, en los testigos con vegetación de febrero hubo una tendencia a que los colores fueran algo más claros que en los testigos con vegetación de septiembre (ver P12CYA, Figura 4.1.4 y P13 CYA, Figura 4.1.3). Esto pudo deberse al efecto de aireación ejercido por las plantas de *Cymodocea* que frenaron el desarrollo de condiciones anóxicas en febrero. Este efecto no se apreció en septiembre, probablemente debido a que las altas temperaturas de verano estimularon el consumo de oxígeno por los microorganismos y la aireación producida por las plantas no fue suficiente para frenar el desarrollo de condiciones anóxicas. Unos valores de Eh más bajos en septiembre, como se verá más adelante en el apartado de resultados analíticos, apoya esta interpretación.

FEBRERO 2018	
Estación 1. (P1AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.1). Se trata de un testigo arenoso muy homogéneo con muy pocas conchas.	
Prof.	Descripción
0 - 3 cm	El color de la matriz en húmedo es gris a gris oscuro (2,5Y 4,5/1). Se diferencia del resto de capas por tener menos manchas negruzcas. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5), homogéneo en todo el material ya que las manchas han desaparecido debido a la oxidación de los componentes que estaban reducidos.
> 3 cm.	La matriz en húmedo es similar a la de la parte superficial gris a gris oscuro (2,5Y 4,5/1) pero aparecen grandes manchas gley gris azulado oscuro (5B 4/1) con límites difusos muy abundantes. Han aparecido zonas oxidadas alrededor de los agujeros donde se insertaron los electrodos de pH/Eh. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5), homogéneo en todo el material ya que las manchas han desaparecido debido a la oxidación de los componentes que estaban reducidos.

SEPTIEMBRE 2018	
Estación 1. (P1AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.1). Muy homogéneo, con apenas con algunas conchas pequeñas. Emite un fuerte olor a pescado podrido.	
Prof.	Descripción
0 - 2 cm	El color de la matriz en húmedo es gris (2,5Y 6/1) y en seco es gris (10YR 6/1).
2-11 cm	Un poco más oscuro que el anterior debido a que está más húmedo (gris a gris oscuro (2,5Y 4,5/1), con alguna mancha difusa poco prominente gley gris oscuro (N 4/). En seco han desaparecido las manchas gley al oxidarse el material y toda la matriz es

	homogénea es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5).
> 11 cm.	En húmedo hay gran acumulación de manchas gris azulado oscuro (10B-5PB 3,5/1). Aparecen algunas conchas y algunas piedras recubiertas de colores azulado negruzcos. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5), homogéneo en todo el material ya que las manchas han desaparecido debido a la oxidación de los componentes que estaban reducidos

FEBRERO 2018

Estación 2. (P2CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de *Cymodocea* (Figura 4.1.2). Se trata de un testigo arenoso muy homogéneo con abundancia de rizomas y raíces. Hay pocas conchas.

Prof.	Descripción
0 - 4 cm	Arena de color gris a gris oscuro en húmedo (2,5Y 4,5-5/1) con muy pocas manchas gris azulado oscuro (5B a 10B 4-5/1) muy difusas y poco prominentes. En seco gris a gris pardo claro (2,5Y 6/1,5).
4 - 14 cm.	El color de la matriz en húmedo es similar a la de la parte superficial, gris a gris oscuro (2,5Y 4,5-5/1), pero aquí abundan las manchas gris azulado oscuro (5B a 10B 4-5/1) muy difusas y poco prominentes. Color en seco similar al de la capa superior..
> 14 cm	En húmedo la única diferencia apreciable con la parte superior es que las machas son más oscuras y prominentes (5B a 10B 3/1). En seco color similar a las capas superiores.

SEPTIEMBRE 2018

Estación 2. (P2CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de *Cymodocea* (Figura 4.1.2). Tiene plantas de *Cymodocea* y *Caulerpa*. Fuerte olor a pescado podrido.

Prof.	Descripción
0 - 22 cm	Trama muy densa de raíces y rizomas. Muy homogéneo, color en húmedo pardo grisáceo claro (2,5Y5/1) en húmedo con los 2 cm superiores un poco más claros al estar un poco más seco (gris, 2,5Y6/1). Hay algunas manchas difusas gris oscuro (N 4/) a gris azulado oscuro (5PB 4/1) poco prominentes. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5), homogéneo ya que las manchas han desaparecido debido a la oxidación de los componentes que estaban reducidos.
> 22 cm.	En su parte inferior la coloración en húmedo es pardo oliva claro (2,5Y 5/3) con algunas conchas y hay cierta cantidad de un material de textura fina. Hay algunas manchas difusas gris oscuro (N 4/) a gris azulado oscuro (5PB 4/1) poco prominentes. A este nivel hay restos de hojas de <i>Cymodocea</i> y trozos de raíces, pero no tiene color negruzco sino pardo. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5), homogéneo en todo el material ya que las manchas han desaparecido debido a la oxidación de los componentes que estaban reducidos.

FEBRERO 2018

Estación 11. (P11AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.3). Material muy homogéneo arenoso con fuerte olor a pescado podrido.

Prof.	Descripción
0 - 3 cm	Capa de color pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2). La transición hacia la capa subyacente, de color oscuro debido a la reducción, es muy patente. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
> 3 cm	Capa de color negro azulado (10BG 2,5/1) debido a la reducción. Hay algunas

FEBRERO 2018

Estación 11. (P11AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.3).
 Material muy homogéneo arenoso con fuerte olor a pescado podrido.

conchas. En seco el color es similar a la capa superior.

SEPTIEMBRE 2018

Estación 11. (P11AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.3).
 Material muy homogéneo arenoso con fuerte olor a pescado podrido.

Prof.	Descripción
0 - 3 cm	Capa de color pardo grisáceo oscuro en húmedo (2,5Y 4/2) similar al testigo de febrero. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
> 3 cm	Capa de color pardo grisáceo oscuro en húmedo (2,5Y 4/2) con enormes manchas negro azuladas (10BG 2,5/1) debido a la reducción. Las manchas de la parte superior tienen los límites más abruptos las de la parte inferior. Hay algunas conchas acumuladas a unos 20 cm de profundidad. En seco el color es similar a la capa superior.

FEBRERO 2018

Estación 12. (P12CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de Cymodocea (Figura 4.1.4). Todo el testigo está formado por un material arenoso con abundantes rizomas de *Cymodocea*. Huele fatal a pescado podrido

Prof.	Descripción
0 - 4 cm	Arena de color pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2). En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
> 4 cm	La arena aparece de color negro azulado (10B 2,5/1) debido a la reducción. En seco el color es similar al de la capa superior.

SEPTIEMBRE 2018

Estación 12. (P12CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de Cymodocea (Figura 4.1.4). Todo el testigo está formado por un material arenoso con mucha abundancia de rizomas de *Cymodocea*. Aparecen algunos gusanos poliquetos.

Prof.	Descripción
0 - 5 cm	Arena de color gris a pardo grisáceo (2,5Y 5/1,5) en húmedo con algunas manchas gley 2 de gris azulado a gris azulado oscuro (4,5/PB) de límite difuso. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
5 - 12 cm	Muy similar a la capa superior, tanto en húmedo como en seco, pero en este caso las manchas son muchísimo más abundantes y llamativas, algunas con el límite neto. Hay algunas conchas medianas. En seco el color es similar al de la capa superior.
> 12 cm	Casi toda la matriz aparece de color negro azulado (10B-5PB 2,5/1) debido a la reducción. Pocos rizomas y apenas conchas. En seco el color es similar al de las capas superiores. En seco el color es similar al de las capas superiores.

INVIERNO

Estación 14. (P14AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.5). Muy similar al testigo P13CYA incluso en el olor, pero sin vegetación.

Prof.	Descripción
0 - 5cm	Arena de color pardo grisáceo oscuro (2,5Y 2/2) con grandes manchas negras (N 2,5/) de límites difusos en húmedo, entre las que destaca una banda más o menos paralela a la superficie. Abundan las berberechos vivos en la superficie, aparecen algunos gusanos poliquetos (Fotografía 24 del Anexo), y hay algunas cochas enterradas. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
5 - 18 cm	Color de la matriz predominantemente negro (N 2,5/) a gris muy oscuro (N 3/) en húmedo, pero con algunas zonas algo más parduzcas (2,5Y 3/1). El límite entre ambos colores es muy difuso y difícil de distinguir. Color similar al superior.
> 18 cm	Capa similar a la superficial, pero con mucho cascajo en forma de conchas trituradas (Fotografía 23 del Anexo). Color similar al superior.

VERANO

Estación 14. (P14AS). Arena somera (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.5). Muy similar al testigo P13CYA incluso en el olor, pero sin vegetación.

Prof.	Descripción
0 - 14 cm	Color gley 2 gris azulado oscuro en húmedo (10B 3/1) con abundancia de trozos muy pequeños de conchas blanquecinos y algunas conchas medianas y pequeñas. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
> 14 cm	El color gley 2 en húmedo es negro azulado (5B-10B 2,5/1), más oscuro que en la parte superior. Apenas hay trozos de conchas y por tanto no se aprecia el moteado blanquecino. En la parte inferior hay algunas acumulaciones de fibras que aglutinan partículas. Color similar a la capa superior.

FEBRERO 2018

Estación 13. (P13CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de Cymodocea (Figura 4.1.6). Todo el testigo está formado por un material arenoso con abundantes rizomas de *Cymodocea* creciendo en horizontal y en vertical. Tiene un olor fuerte a "pescado" pero sin que se aprecie el olor a sulfuros característico que se ha observado en otros testigos.

Prof.	Descripción
0 - 8 cm	Arena de color gris muy oscuro (2,5Y 3/1) en húmedo con grandes manchas negras (N 2,5/) de límites difusos. En seco el color es gris a gris parduzco (2,5Y 5/1,5).
> 8 cm	El color de la matriz en húmedo es predominantemente negro (N 2,5/) a gris muy oscuro (N 3/) pero aparecen algunas zonas algo más parduzcas (2,5Y 3/1). El límite entre ambos colores es muy difuso y difícil de distinguir. Color en seco similar a la capa superior.

SEPTIEMBRE 2018

Estación 13. (P13CYA). Arena somera (< 2m de profundidad) con pradera mixta de *Cymodocea* (Figura 4.1.6). Todo el testigo está formado por un material arenoso con abundantes rizomas y hojas de *Cymodocea* creciendo en horizontal y en vertical.

Prof.	Descripción
0 - 8 cm	Arena de color gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/1,5) en húmedo. Hay algunas conchas pequeñas y medianas (< 5 cm). No se aprecian manchas o son muy tenues. En seco el color es más pardo que las capas inferiores, a diferencia del testigo sin vegetación y de los testigos recogidos en febrero. La vegetación parece que ha contribuido a modificar el color (se aprecian matices algo anaranjados) que es pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5), al aportar materia orgánica y promover una mayor oxidación (esto coincide con valores de Eh más altos para este testigo, efecto que a se apreció más en septiembre que en febrero).
8 - 10 cm	En húmedo, casi toda la matriz está ocupada por machas gley 2 gris azulado oscuro (10B 3/1), aunque hay zonas pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/1,5). En seco color es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5).
> 10 cm	Matriz más oscura que las capas superiores en húmedo, al presentar color gley 2 de negro azulado a gris azulado oscuro (5B-10B 2,5-3/1), pero aún quedan zonas pardo grisáceas. Hay una gran cantidad de raíces que aglutinan partículas haciendo que cueste penetrar con la espátula. Abundan los trozos diminutos de conchas que dan lugar a un moteado blanquecino. También hay muchas conchas medianas y pequeñas enteras y en trozos. En seco color similar a la capa superior.

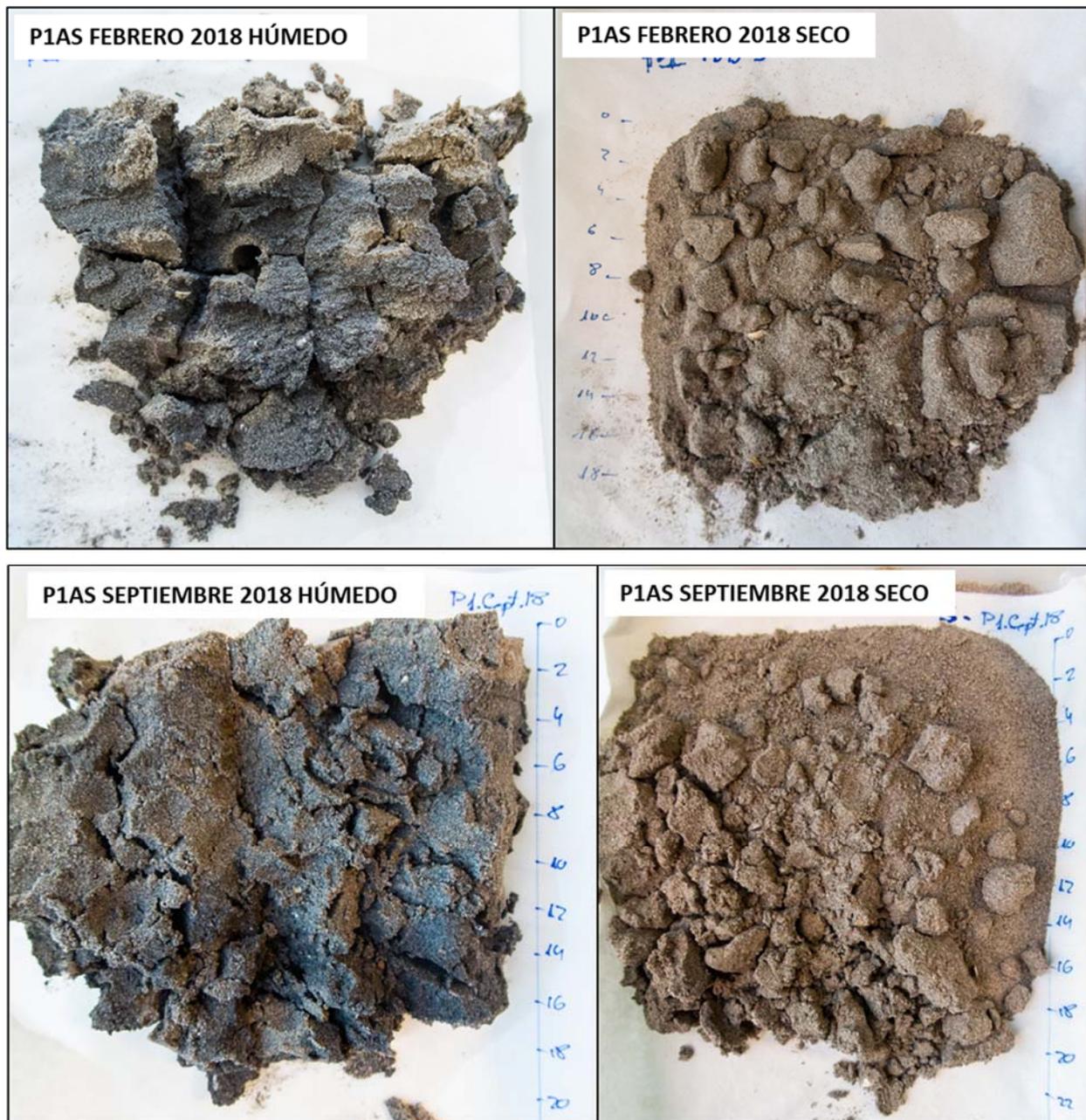


Figura 4.1.1. Aspecto del testigo P1AS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

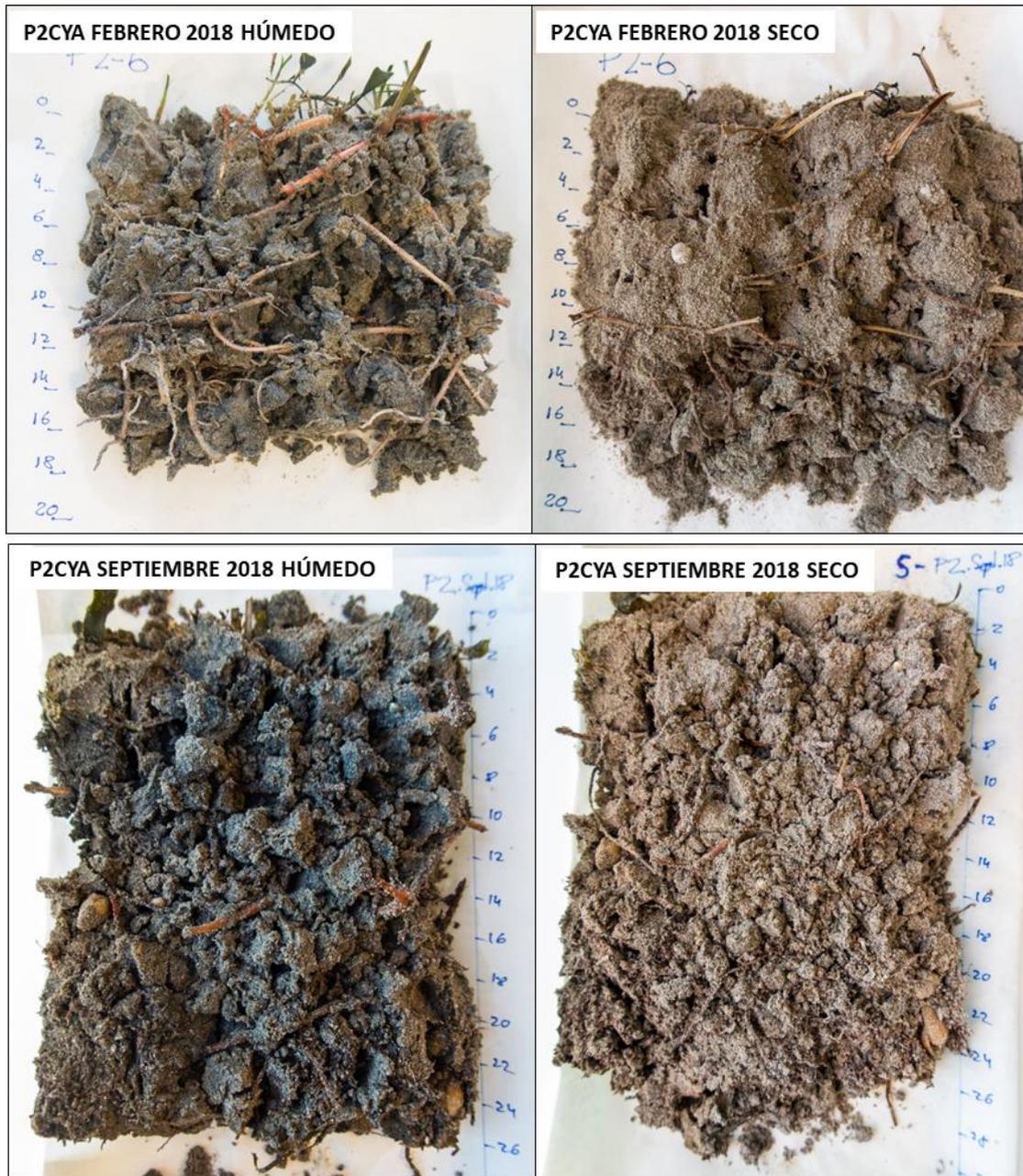


Figura 4.1.2. Aspecto del testigo P2CYA recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

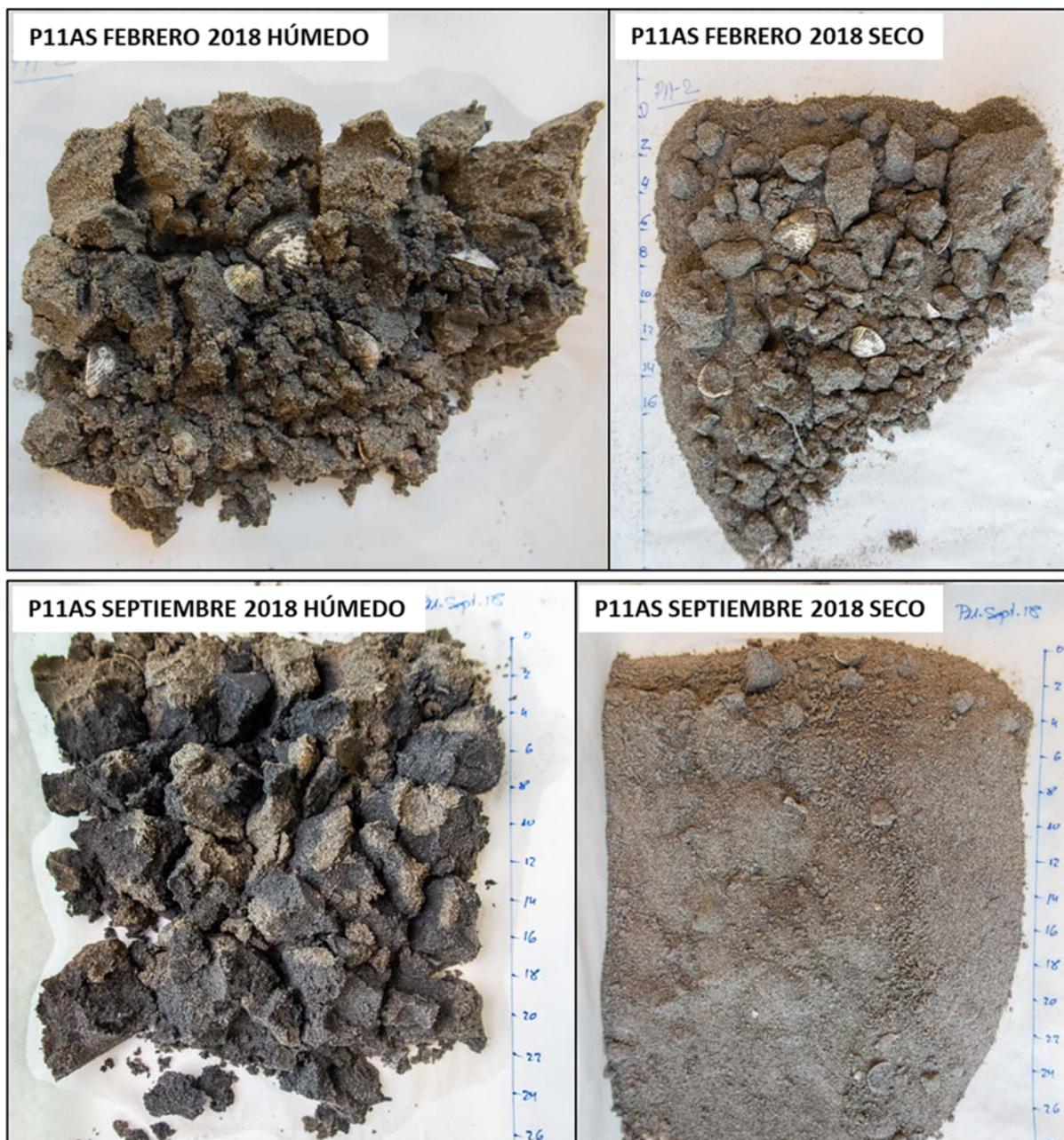


Figura 4.1.3. Aspecto del testigo P11AS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

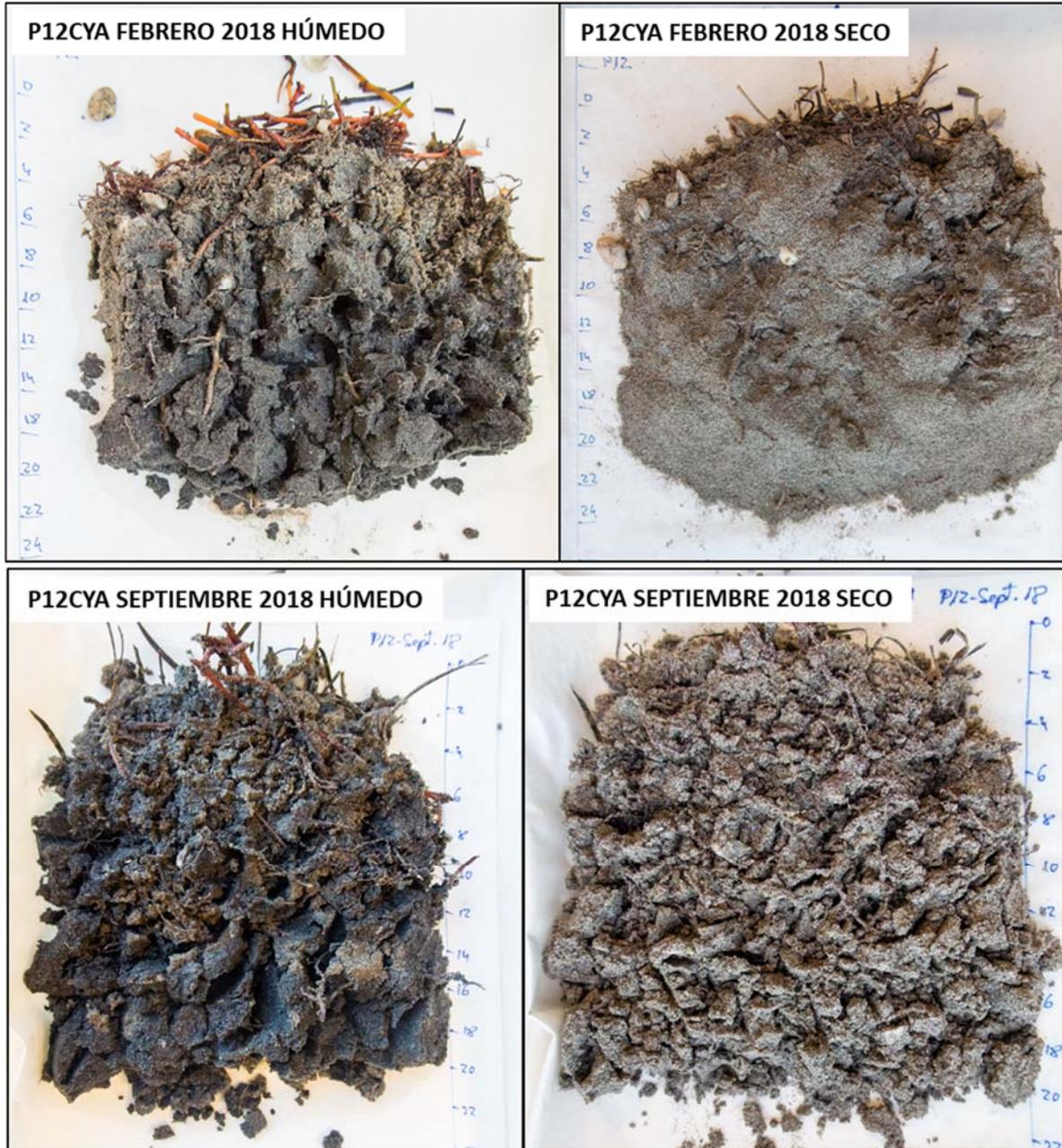


Figura 4.1.4. Aspecto del testigo P12CYA recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

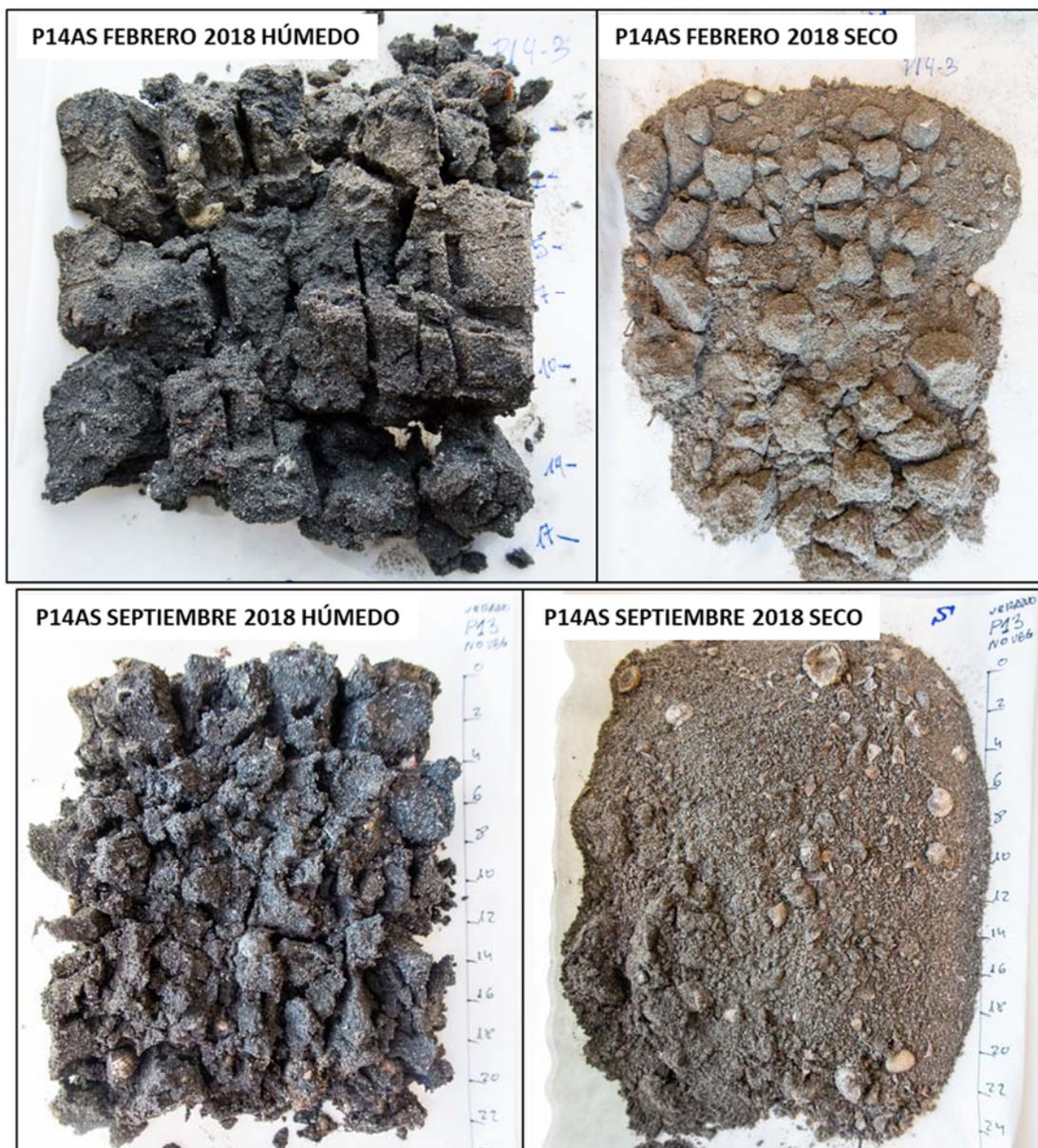


Figura 4.1.5. Aspecto del testigo P14AS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

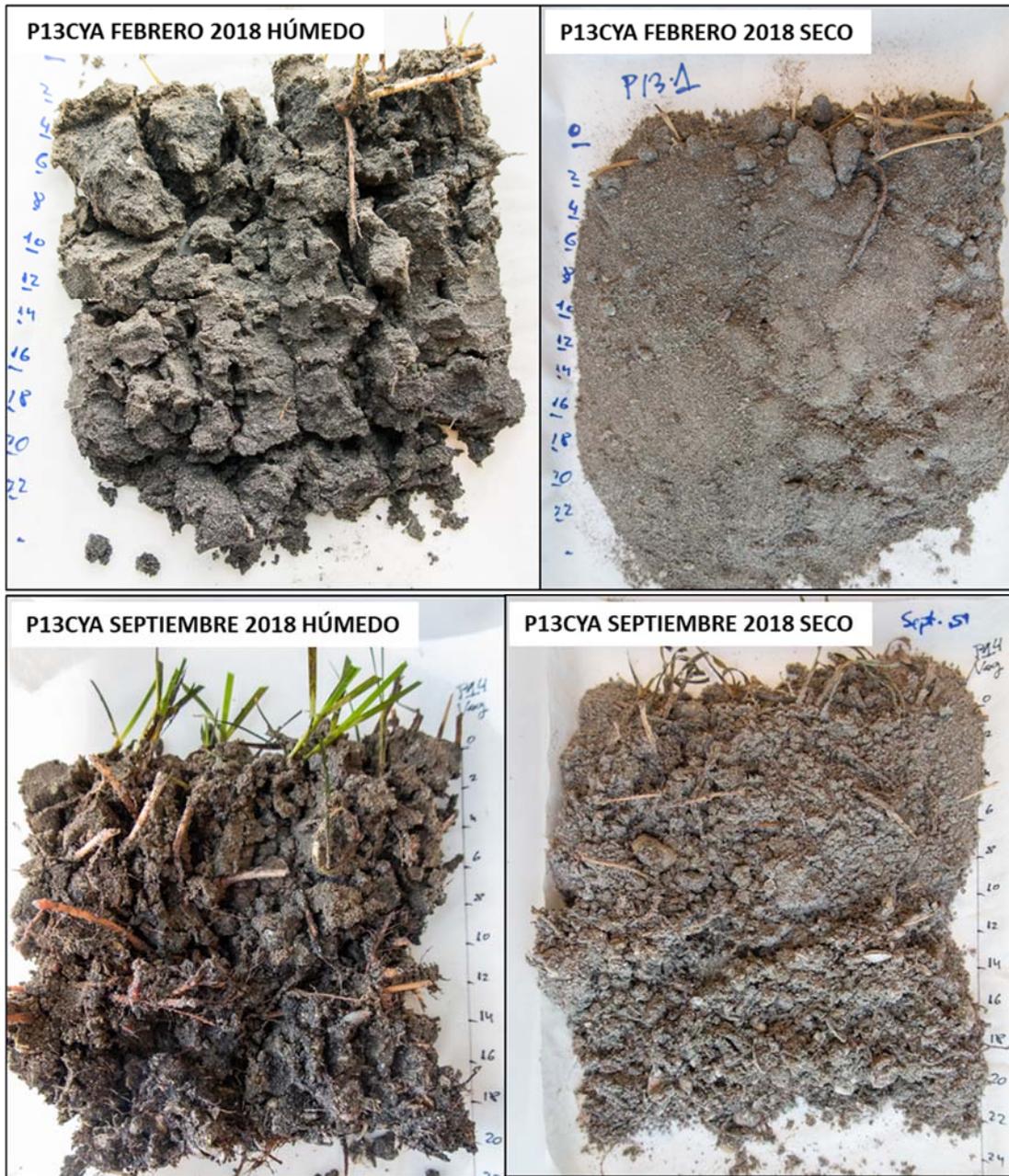


Figura 4.1.6. Aspecto del testigo P13CYA recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

4.1.2. Fangos someros (< 2m de profundidad)) sin vegetación (FS) y con praderas mixtas de *Cymodocea/Caulerpa* (CYF)

Corresponde a las estaciones de muestreo: P3FS vs. P4CYF; P15FS vs. P16CYF; P21CYF vs. P22FS (Figura 1).

Los testigos de fango no fueron tan homogéneos como las arenas ya que presentaron estratificaciones formadas por capas de conchas y restos biológicos bien diferenciadas, así como cambios de textura. En general, los fangos presentaron colores más oscuros que las arenas, con predominancia de negros-azulados característicos de sulfato reducción. Esto es lógico debido a que en los sedimentos de textura más fina se observó una mayor acumulación de materia orgánica y se asume una menor penetración de oxígeno, lo que potencia los procesos anaerobios. Se pueden destacar algunos aspectos de estos ambientes en base a las características observadas en los testigos estudiados.

Cuando se compararon los testigos P22FS vs. P21CYF (Figuras 4.1.11 y 4.1.12) se observó que en febrero el segundo tenía una coloración parda en los centímetros superiores sin apenas manchas negruzcas, mientras que en septiembre dominaban los colores indicativos de fuerte reducción en todas las profundidades. Parece, por tanto, que la vegetación fue capaz de mantener un ambiente más oxidado en invierno, pero no en verano, cuando el consumo de oxígeno por la actividad microbiana se disparó. Esto no se observó al comparar los testigos P3FS vs. P4CYF (Figuras 4.1.7 y 4.1.8), ya que ambos presentaron colores negruzcos muy oscuros en ambos muestreos incluso en superficie.

Aunque los colores oscuros tendieron a desaparecer al secarse el material indicando oxidación de sus componentes, aún se mantuvieron algunas coloraciones grisáceas y pardo oscuras. Por ejemplo, P22FS y P22CYF, sin ser los que presentaron colores más oscuros en húmedo, mantuvieron los colores grises oscuros incluso en seco (Figuras 4.1.11 y 4.1.12). Puede haber dos factores principales que determinen que no se produzca cambio de color tras el secado: que el material sea de color oscuro, independientemente de que exista o no anoxia, y/o que se hayan formado de minerales tipo "green rust" durante las fases anóxicas, que contienen Fe^{2+} y no se oxidan al aire.

Hay que destacar en este grupo de muestras la P15FS y P16CYF, tomadas frente a la desembocadura de la Rambla del Beal, la principal entrada de residuos mineros al Mar Menor. En estos testigos se observó una clara estratificación de materiales y fuertes contrastes de color, desde negros azulados intensos en los materiales más arenosos a pardo amarillentos en capas de textura más fina claramente menos permeables, como se deduce por presentar porcentajes de humedad bastante menores que el resto ($\approx 25-30\%$ vs. $\approx 45-55\%$). Que los materiales de textura fina presentaran colores pardo amarillentos en lugar de colores negro azulados indica las dificultades de los microorganismos para completar la sulfato reducción, lo que se puede achacar a que la menor permeabilidad de dichos materiales limitara la penetración de agua, materia orgánica y nutrientes. El escaso cambio de color de estos materiales al secarse corrobora la escasez de compuestos reducidos en húmedo y la ausencia de oxidación durante el secado. De hecho, en seco los colores son diferentes

del resto del material del testigo, lo que indica su diferente naturaleza, aspecto que no sorprende considerando la heterogeneidad de los residuos de lavaderos de mineral.

Otros rasgos interesantes de este grupo de testigos son la presencia de capas con acumulaciones de conchas de bivalvos y tubos carbonatados de poliquetos a diferentes profundidades (P3FS, P4CYF, P22FS) y la presencia de densas tramas de fibras vegetales, sobre todo en los testigos P3FS y P4CYF tomados en la zona de las encañizadas. Estas tramas de fibras, la mayoría restos de *Posidonia oceanica* (en P3FS de septiembre se encontró incluso una de las típicas bolas de fibras de esta especie, Figura 4.1.7) contribuyen a aglutinar las partículas de sedimento creando una matriz compacta que a veces es difícil penetrar.

INVIERNO	
Punto 3. (P3FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.7). La parte superior tiene bastante arena, pero luego el material tiene mezcla de arena y fango.	
Prof.	Descripción
0 - 4 cm	Arenoso, sin apenas manchas. En húmedo la matriz color gris (2,5Y 5,5-5/1) con algunas manchas gris azulado (10B 5,5/1) muy difusas que apenas se aprecian. En seco es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5).
4 - 18 cm	Capa con una densa trama de fibras que le da a la matriz un color pardo oliva claro a pardo oliva (2,5Y 4,5/3). En húmedo aparecen grandes manchas negras (N 2,5/) muy prominentes y otras negro azuladas (10B 2,5/1) Además, hay zonas de la matriz más arenosas con una coloración color gris (2,5Y 5,5-5/1) similar a la de la capa superior. La parte en contacto con la capa superior tiene una acumulación de material color negro (N 2,5/). En seco es pardo grisáceo a pardo grisáceo claro (2,5Y 5,5/2), más oscuro que la capa superior debido a la acumulación de fibras vegetales.
> 18 cm	Acumulación de conchas con abundantes fibras. El color en húmedo es más claro (gris oscuro, 2,5Y 4/1) que el de la capa superior debido precisamente a la abundancia de conchas. No se observan manchas negras. En seco es gris (2,5Y 6/1), más claro que las capas superiores debido a la acumulación de conchas.

VERANO	
Punto 3. (P3FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.7). Muy homogéneo con un entramado de fibras de <i>Posidonia</i> , habiendo incluso una "bola" típica de las que se forman con los restos de la planta. El color pardo se debe claramente a las fibras.	
Prof.	Descripción
0 - 14 cm	En húmedo la matriz es de color pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5) con grandes manchas gley color negro azulado a gris azulado oscuro (5PB 3/1 a 10B 2,5/1) de límite muy abrupto. Al secarse y oxidarse el material el color es gris parduzco claro a pardo amarillento claro (2,5 6/2,5).
> 14 cm	La diferencia fundamental con la capa superior es que aquí toda la matriz está reducida, como indica el color en húmedo: gley negro azulado a gris azulado oscuro (5PB 3/1 a 10B 2,5/1). Al secarse y oxidarse el material el color es gris parduzco claro a pardo amarillento claro (2,5 6/2,5).

INVIERNO	
Punto 4. (P4CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con pradera mixta de <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.8). En el testigo hay plantas de <i>Ruppia</i> sp enraizadas. Todo el testigo tiene textura fina.	

INVIERNO	
Punto 4. (P4CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con pradera mixta de <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.8). En el testigo hay plantas de <i>Ruppia</i> sp enraizadas. Todo el testigo tiene textura fina.	
Profundidad	Descripción
0 - 3 cm	En húmedo la matriz es color gris (2,5Y 5,5-5/1) con algunas manchas gris azulado (10B 5,5/1) muy difusas que apenas se aprecian. En seco es de pardo grisáceo a gris parduzco claro (2,5Y 5,5/2).
> 3 cm	Capa con una densa trama de fibras que le da a la matriz un color pardo oliva claro a pardo oliva (2,5Y 4,5/3) en húmedo, con grandes manchas negras (N 2,5/) muy prominentes y otras negro azuladas (10B 2,5/1) Además, hay zonas de la matriz más arenosas con una coloración color gris (2,5Y 5,5-5/1) similar a la de la capa superior. La parte en contacto con la capa superior tiene una acumulación de material color negro (N 2,5/). En seco es de pardo grisáceo a gris parduzco claro (2,5Y 5,5/2).

VERANO	
Punto 4. (P4CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con pradera mixta de <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.8). En el testigo hay plantas de <i>Cymodocea nodosa</i> con rizomas. Huele a pescado pero no desprende el mal olor que otros testigos.	
Profundidad	Descripción
0 - 9 cm	Material de textura fina con abundante trama de restos de fibras. En húmedo, matriz color gris (2,5Y 5,5-5/1) con grandes manchas gris azulado (10B 5,5/1) muy prominentes. En seco es gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5). Muy parecido al testigo de invierno.
> 9 cm	Material arenoso formado por arena y trozos minúsculos de conchas con algunas conchas medianas. Hay bastantes rizomas de <i>Cymodocea</i> . En húmedo el color de la arena no es negruzco como en la capa superior, sino de gris a gris claro (2,5Y 6-7/1). En seco es algo más claro que la capa superior (gris a gris claro, 2,5Y 6,5/1) debido a la infinidad de conchas minúsculas. Entre la primera y la segunda capa tienden a acumularse rizomas de <i>Cymodocea</i> .

INVIERNO	
Punto 15. (P15FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.9). Todo el testigo huele muy mal a pescado podrido. El aspecto y el color son similares al testigo de septiembre, aunque la distribución es algo diferente debido a la variabilidad de la estratificación.	
Prof.	Descripción
0 – 0,3 cm	Capa muy fina de material oxidado color pardo amarillo oscuro a pardo amarillento (10YR 4,5/5) en húmedo.
0,3 – 10 cm	Capa arenosa color negro (10YR 2/1) en húmedo con grandes manchas gley 2 negro azuladas (10B – 5PB 2,5/1). Color pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5).
10 – 12 cm	Capa de color similar a la superior pero de textura más fina y claramente está más seca. El color es pardo amarillo oscuro a pardo amarillento (10YR 4,5/5) en húmedo. Coincidió que en esta capa se insertaron los electrodos de pH/Eh por eso parecía que el color más claro era debido únicamente a la oxidación. Sin embargo, al secarse por completo el testigo se ve que el color sigue siendo diferente al del material que está por encima y por debajo, ya que es pardo amarillento oscuro (10YR 4/6) en seco. Es interesante indicar que al secarse el cambio de color no ha sido muy notable, ya que el material en húmedo no tenía coloraciones oscuras. No

INVIERNO	
<p>Punto 15. (P15FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.9). Todo el testigo huele muy mal a pescado podrido. El aspecto y el color son similares al testigo de septiembre, aunque la distribución es algo diferente debido a la variabilidad de la estratificación.</p>	
	hay conchas.
12 – 20 cm	Capa de aspecto similar a la que aparece entre 0,2 y 10 cm, pero con una matriz homogénea color negro (10YR 2/1) en húmedo sin manchas. Apenas hay conchas. En seco el color es pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5).
20 – 20,5 cm	Esta banda corresponde al límite con el material subyacente. Se trata de una capa color gley 2 negro azulado en húmedo (10B a 5PB 2,5/1) de límite muy claro. En seco el color es pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5).
> 20,5 cm	A partir de esta profundidad el material de textura más fina tiene color homogéneo sin matices azulados, gley 1 de negro a negro verdoso (N 2,5/ a 10Y 2,5/1), pero aparecen algunas manchas negro azulado en húmedo (10B a 5PB 2,5/1). En seco el color es pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5) con jaspeado pardo amarillento oscuro (10YR 4/6). Aparecen algunas conchas.

VERANO	
<p>Punto 15. (P15FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.9). Todo el testigo huele muy mal a pescado podrido. En húmedo se diferenciaban muy bien una variedad de colores amarillentos vivos de otros más pardos, con grandes manchas negruzcas y negro azuladas (ver detalles en la descripción de las capas), pero en seco la matriz se ha vuelto bastante homogénea con un color pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5) que corresponde a material arenoso con un jaspeado y estratificaciones algo más claras (10YR 5/5) de material de textura fina.</p>	
Prof.	Descripción
0 – 2 cm	Matriz color pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2) en húmedo con abundantes manchas gley 2 negro azuladas a gris azulado oscuras (10B – 5PB 2,5-3/1) con límites metros y difusos. Las manchas se interrumpen abruptamente en contacto con la capa subyacente. El material de esta capa superficial tiene aspecto granulado, parece de tamaño arena fina, y contiene fibras vegetales muy finas. En seco tiene color pardo a pardo amarillento oscuro (10YR 4/3,5).
2 – 4 cm	Material de color pardo amarillento a amarillo parduzco muy vivo (10YR 5,5/6) en húmedo, sin manchas. El aspecto es de material de textura fina que limita la penetración del agua. En seco ha desaparecido el color amarillento tan llamativo que se observaba en húmedo y el aspecto es más oscuro, pardo amarillento oscuro (10YR 4/5), aunque se diferencia aún del resto del material.
4 - 10 cm	Tiene un aspecto similar al de la capa más superficial, en húmedo color pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/2) con abundantes manchas muy grandes gley 2 negro azuladas a gris azulado oscuras (10B – 5PB 2,5-3/1) prominentes. En seco es parduzco a pardo amarillento oscuro (10YR 4/5) con un jaspeado algo más claro (10YR 5/5) del material de textura fina.
> 10 cm	A partir de esta profundidad el material es sobre todo arenoso pardo a pardo amarillento oscuro (10YR 4/3,5). Se aprecian algunas estratificaciones de materiales más finos pardo amarillento a amarillo parduzco similares a las de la segunda capa. Hay también algunos materiales rojo amarillentos (5YR 4/6) de textura fina que podrían alguna mineralización de Fe ³⁺ . En la parte inferior se observa alguna concha. Al predominar el material más arenoso el color en seco predominante es el parduzco a pardo amarillento oscuro (10YR 4/5).

INVIERNO	
Punto 16. (P16CYF). Fango somero (< 2 m de profundidad) con <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.10).	
Todo el testigo huele muy mal a pescado podrido. Todo el testigo es muy homogéneo en seco, con un color pardo grisáceo a pardo (10YR 5/2,5) con un ligero jaspeado pardo (10YR 5/3).	
Prof.	Descripción
0 – 15 cm	Los 2-3 mm superficiales oxidados son de color pardo amarillento (10YR 5/5) en húmedo. El resto el material es un jaspeado gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/1,5) con negro (2,5Y 2,5/1 a gley 1 N 2,5/). Hay manchas gley 2 negro azuladas (10B-5PB 2,5/1). Hay plantas de <i>Cymodocea</i> y también de <i>Caulerpa</i> .
> 15 cm	En esta capa el material tiene textura más fina y está más apelmazado. El color es gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/1,5) con infinidad de partículas brillantes que pueden ser pirita u otro mineral procedente de residuos mineros.

VERANO	
Punto 16. (P16CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.10).	
No huele a pescado podrido. Aparentemente es una mezcla de un material negruzco jaspeado de textura arenosa con otro más fino color parduzco. Hay capas del material más fino estratificadas con el más grueso. Abundan las raíces y rizomas de <i>Cymodocea</i> .	
Prof.	Descripción
0 – 11 cm	Es una mezcla de material fino y arenoso. Abundan las raíces y rizomas. En la superficie hay una lámina de 2-3 mm de color pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/2,5) de textura fina. Hay abundantes manchas gley 2 gris azuladas oscuras (5B 3/1) y negro azuladas (10B-5PB 2,5/1), la mayoría de ellas concentradas en el contacto con la capa de textura más fina subyacente. Al secarse y oxidarse el material han desaparecido las manchas negruzcas. En seco es parduzco a pardo amarillento oscuro (10YR 4/5).
11 – 14 cm	Capa de material de textura fina color pardo amarillento oscuro a pardo amarillento (10YR 4,5/6) con manchas negro azuladas (10B-5PB 2,5/1) justo por encima y por debajo. Se ven restos de <i>Cymodocea</i> enterrados sin descomponer. Capa algo más clara (10YR 5/5) ya que es el material de textura más fina.
> 14 cm	Se trata de una mezcla más o menos estratificada de un material jaspeado gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/1,5) con otros de textura más fina color pardo amarillento oscuro a pardo amarillento (10YR 4,5/6). En seco el color es un jaspeado entre los dos colores que aparecen en las capas superiores, con zonas más oscuras arenosas y otras más claras de textura más fina.

INVIERNO	
Punto 22. (P22FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.11).	
Prof.	Descripción
0 – 10 cm	Material pardo oliva claro (2,5Y 5/3) con grandes manchas gley 2 negro verdosas (5BG 2,5/1) muy prominentes en húmedo. Es una mezcla de granos de arena con material más fino. El color en seco es pardo a pardo amarillento (10YR 5/3,5).
10 – 16 cm	Material muy reducido, color gley 2 negro azulado (10B 2,5/1). Esta capa parece estar más húmeda que las que están por encima y por debajo. En esta capa se encuentra la mayor acumulación de conchas del testigo. El color en seco es gris muy oscuro a gris oscuro (2,5Y 3,5/1).
> 16 cm	Arena fina muy reducida, color gley 2 negro verdosa (10G-5BG 2,5/1) en húmedo. Parece un material negruzco de origen, que además está reducido. En seco el color continúa siendo oscuro, gris muy oscuro a gris oscuro (2,5Y 3,5/1), con un jaspeado blanco muy fino por la infinidad de trozos de conchas y lo que parecen restos de

INVIERNO

Punto 22. (P22FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.11).

poliquetos de tamaño muy pequeño, lo que demuestra que parte del color oscuro era por el material y no por la reducción.

VERANO

Punto 22. (P22FS). Fango somero (< 2m de profundidad) sin vegetación (Figura 4.1.11).

Prof.	Descripción
0 – 7 cm	Material superficial sin apenas conchas. Aparece alguna planta de <i>Caulerpa</i> que apenas presenta raíces. Aparecen algunas fibras. El color en húmedo es negro azulado (Gley 2 2,5/5PB) y han aparecido halos de oxidación pardo oliva a pardo oliva claro (2,5Y 4,5/3,5) de aproximadamente 1 mm donde se insertaron los electrodos. El color en seco es pardo oliva claro (2,5Y 5/3).
7 – 12 cm	Capa con gran cantidad de pequeñas caracolas con pequeñas conchas enteras y rotas así como restos vegetales en forma de hojas y fibras impregnando la matriz. El color es similar al de la capa superior pero en las zonas donde se acumulan más conchas adquiere un aspecto parduzco.
12 – 16 cm	Este material, que comienza justo por debajo de la capa de conchas, tiene aspecto de ser más arenoso. El color en húmedo es gris azulado oscuro (Gley 2 4/5PB) con grandes manchas más oscuras color negro azulado (Gley 2 2,5/5PB) de límites difusos. Contiene fibras y algunas conchas pequeñas. El color en seco es un jaspeado gris (2,5Y 5/1) mezclado con un gris azulado oscuro (Gley 2 4/10B-5PB).
> 16 cm	Material de aspecto arenoso de color similar, tanto en húmedo como en seco, al de la capa superior pero con apenas manchas oscuras. Abundan las raicillas rotas y las fibras.

INVIERNO

Punto 21. (P21CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con *Cymodocea* (Figura 4.1.12). Es un testigo arenoso con una capa de material de textura fina en la parte inferior. Hay plantas de *Cymodocea* y *Caulerpa*. Fuerte olor a pescado tanto en húmedo como en seco.

Prof.	Descripción
0 – 5 cm	En él se concentran muchos rizomas de <i>Cymodocea</i> y raíces de <i>Caulerpa</i> . El color en húmedo es pardo grisáceo muy oscuro a pardo grisáceo oscuro (10YR 3,5/2). El color en seco es pardo a pardo amarillento oscuro (10YR 4/3,5).
5 – 15 cm	Hay muchas raíces penetrando verticalmente a esta profundidad. En húmedo, la matriz es un jaspeado de colores gley 2 negro azulado (5B-10B 2,5/1) formando grandes manchas de límite difuso con otros colores algo más claros gley 2 negro verdosos (5BG-10BG 3/1). El color en seco es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/1,5)
> 15 cm	Material de textura fina mezclado con granos de arena. El color es gris muy oscuro a gris oscuro (2,5Y 3,5/1), más oscuro que otras capas de material gris arcilloso encontradas en la parte inferior de otros testigos. Hay raíces, pero menos que entre 5 y 15 cm. El color en seco es gris (2,5Y 6/1).

VERANO

Punto 21. (P21CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con *Cymodocea* (Figura 4.1.12). Contiene plantas de *Cymodocea*. Huele a pescado mal incluso en seco.

Prof.	Descripción
0 – 5 cm	En húmedo el material es color pardo oliva a pardo oliva claro (2,5Y 4,5/3,5), pero al

VERANO	
Punto 21. (P21CYF). Fango somero (< 2m de profundidad) con <i>Cymodocea</i> (Figura 4.1.12). Contiene plantas de <i>Cymodocea</i> . Huele a pescado mal incluso en seco.	
	encontrarse fuertemente reducido dicho color sólo se aprecia en la parte superior ya que prácticamente toda la matriz está dominada por manchas gley 2, negro azuladas (5PB 2,5/1). Abundan las raíces y rizomas de <i>Cymodocea</i> tanto horizontales como verticales. Aparecen conchas de bivalvos y caracolas. El color en seco es pardo a pardo amarillento (10YR 5/3,5).
5 – 9 cm	Capa con abundancia de pequeñas conchas de caracolas y trozos de conchas de bivalvos y también con raíces y rizomas.
9 – 13 cm	Capa de coloración gley 2 gris azulado oscuro (5PB 4/1) en húmedo con grandes manchas más oscuras negro azuladas (5PB 2,5/1). El color en seco es gris a pardo grisáceo (2,5Y 5/1,5).
> 13 cm	Material arenoso gley 2 gris azulado oscuro (5PB 4/1) con raicillas. No se aprecian rizomas. El color en seco parecido, gley 2 gris azulado (10B 5/1), por lo que no se ha producido su oxidación, al menos en la misma medida que en otros casos. Esto puede deberse a que predomina la pirita, que no oscurece el material, y/o minerales que no se oxidan fácilmente en contacto con el aire, como son los de tipo green rust.

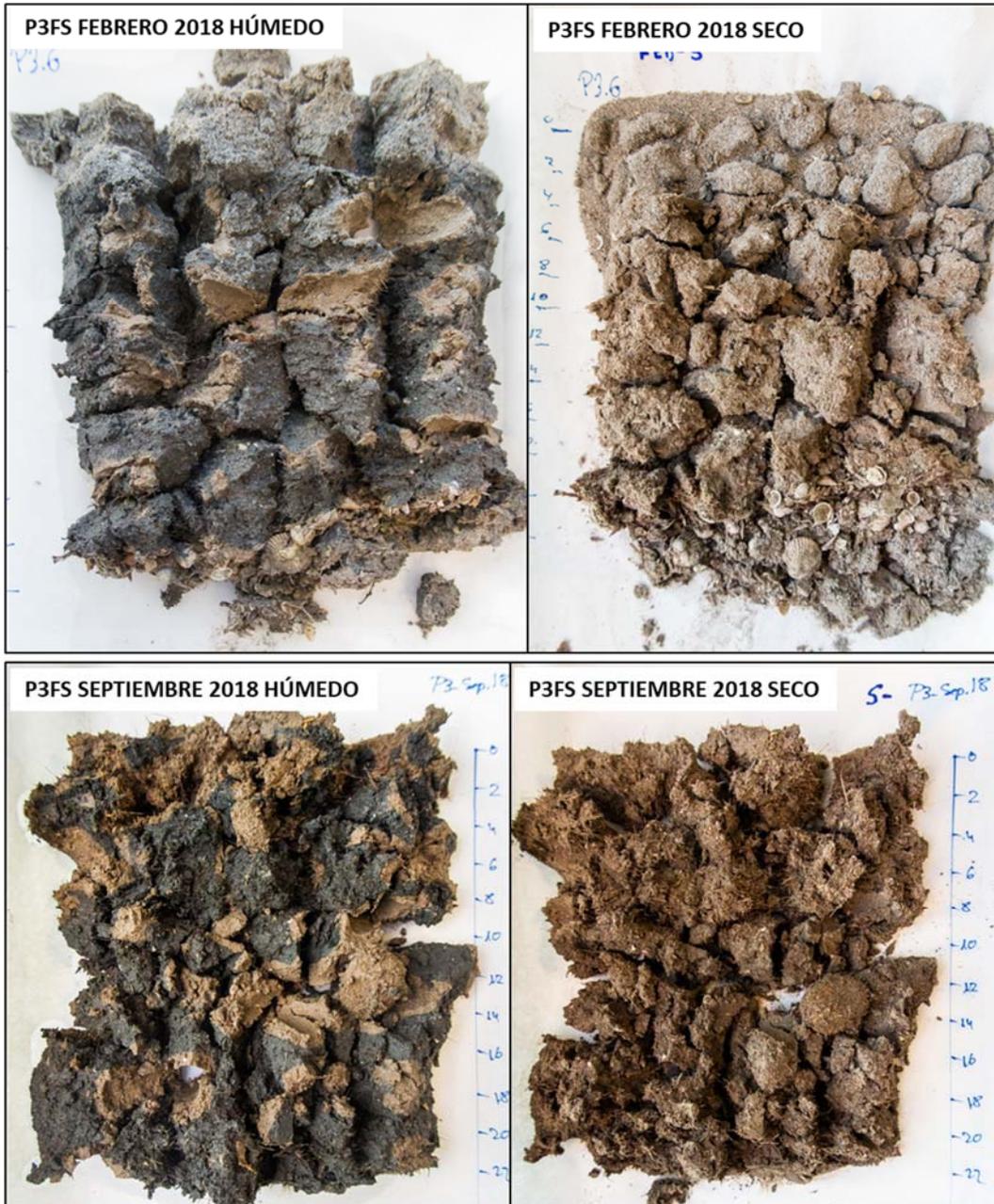


Figura 4.1.7. Aspecto del testigo P3FS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

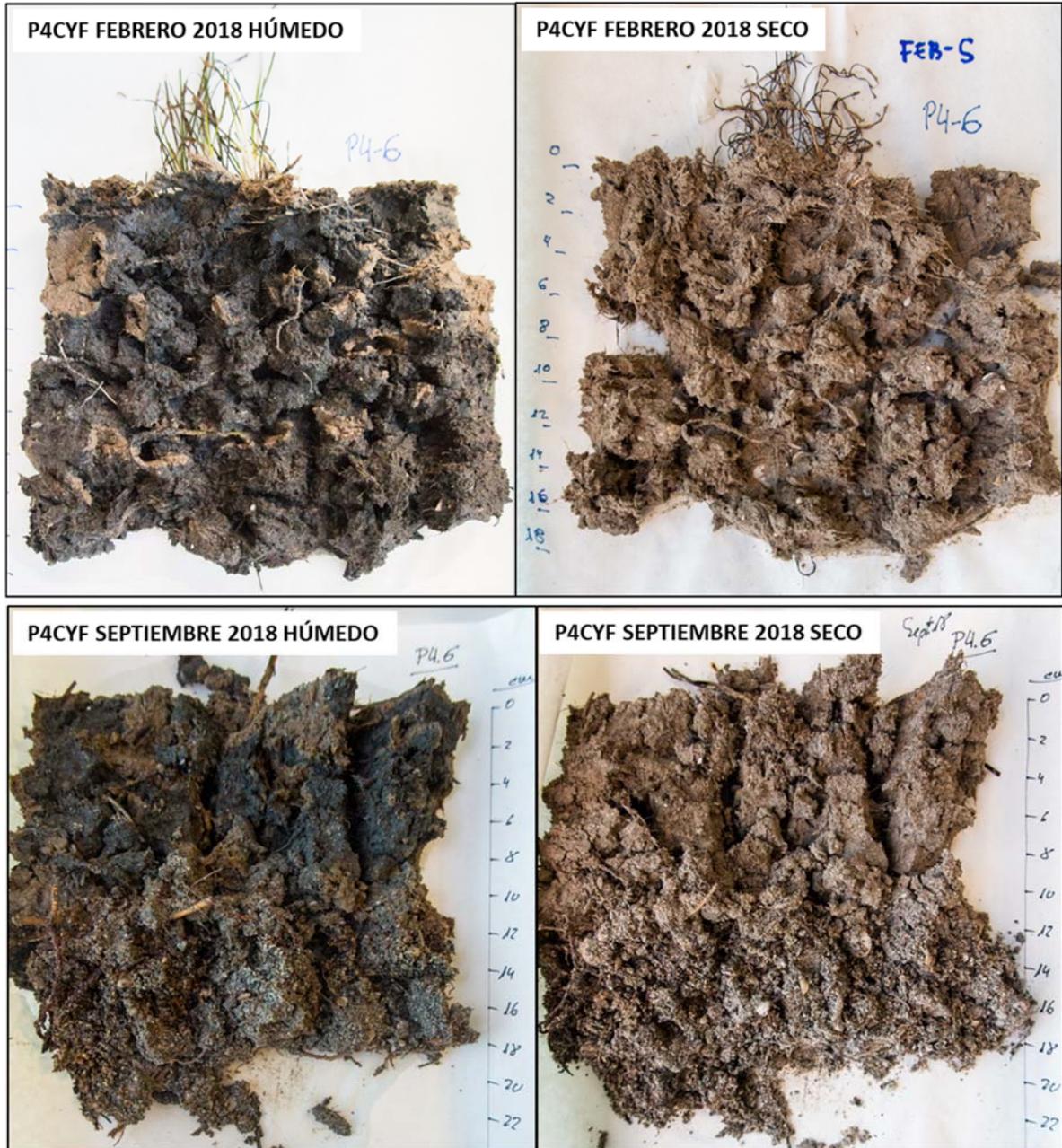


Figura 4.1.8. Aspecto del testigo P4CYF recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

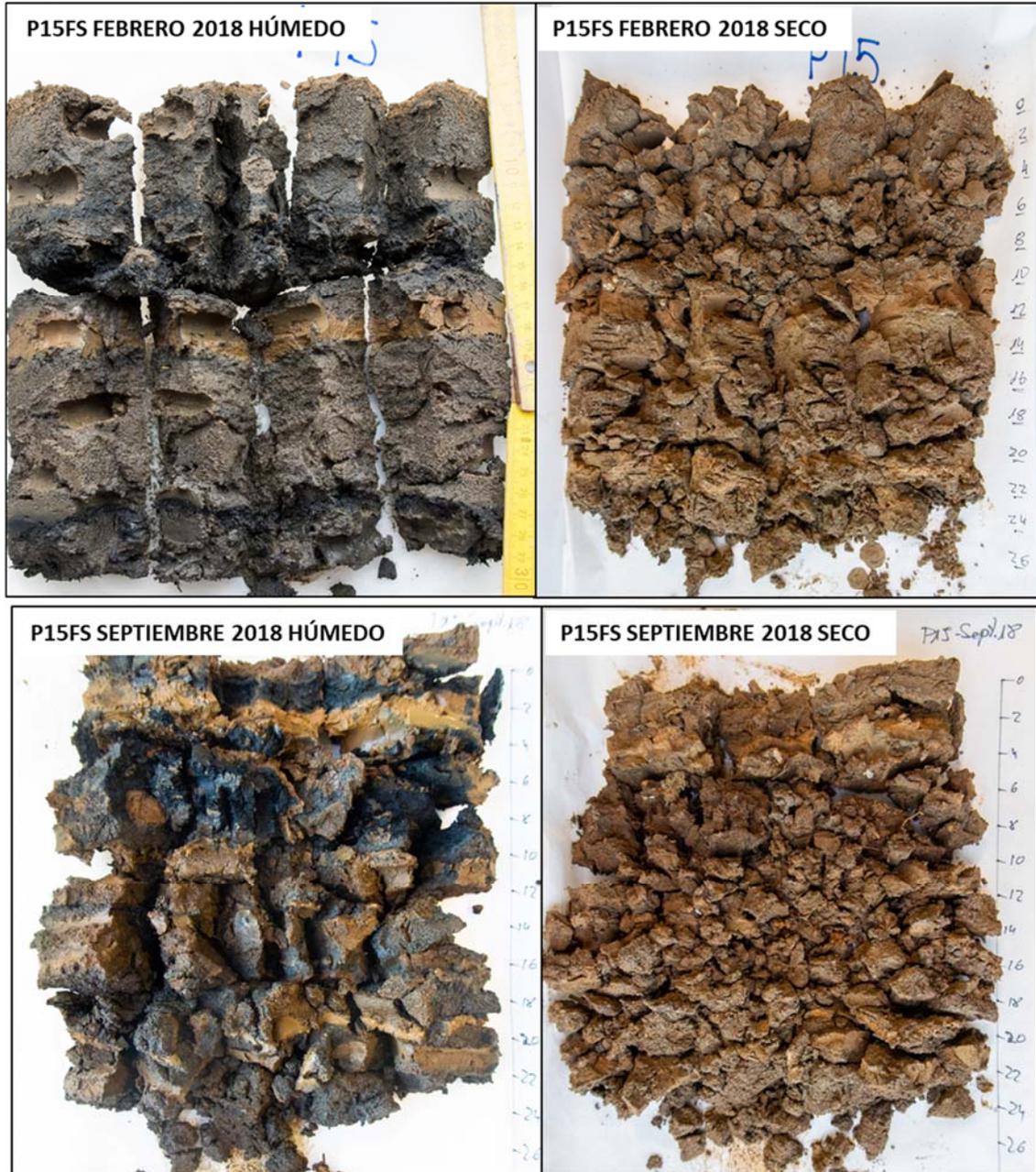


Figura 4.1.9. Aspecto del testigo P15FS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

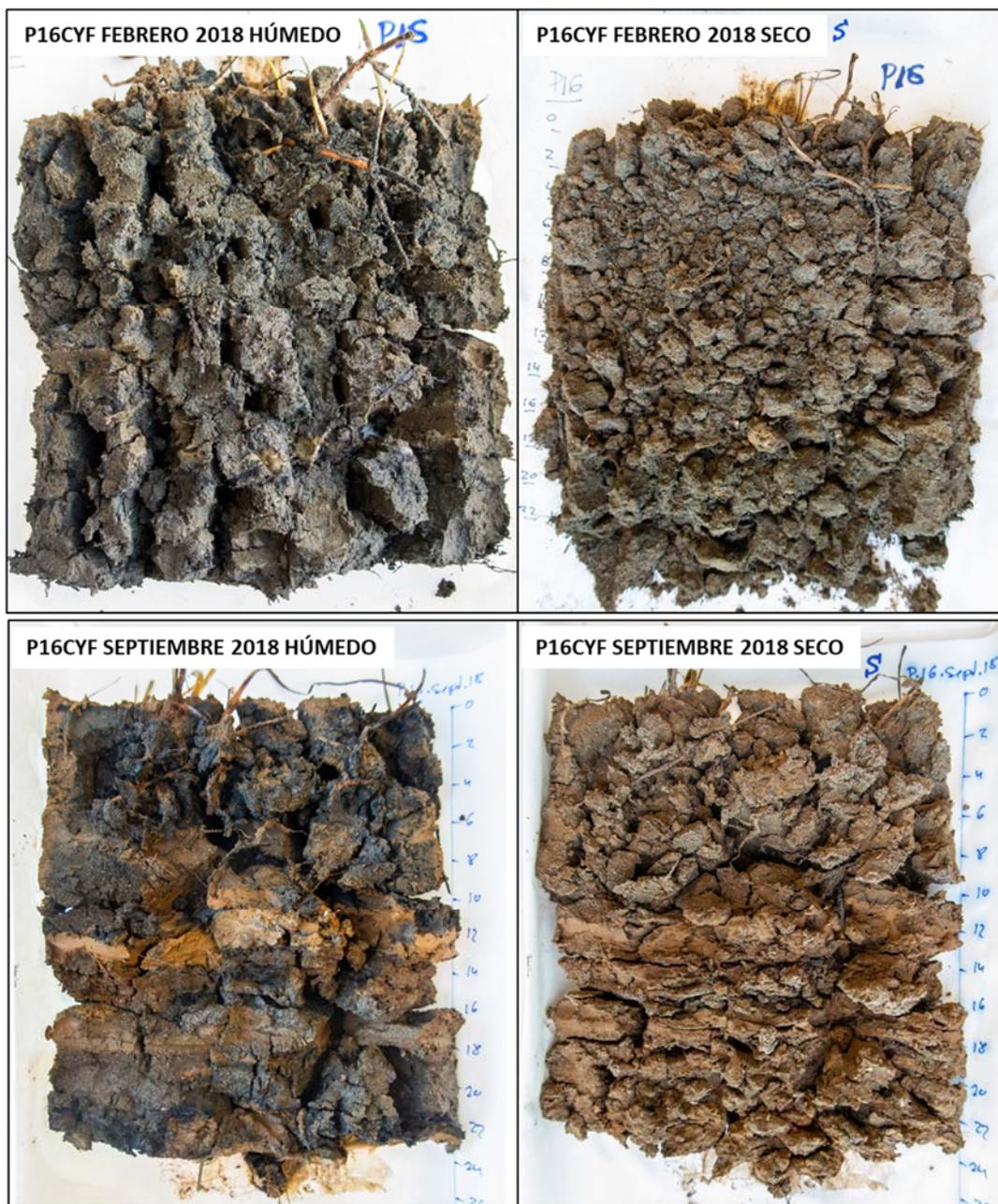


Figura 4.1.10. Aspecto del testigo P16CYF recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

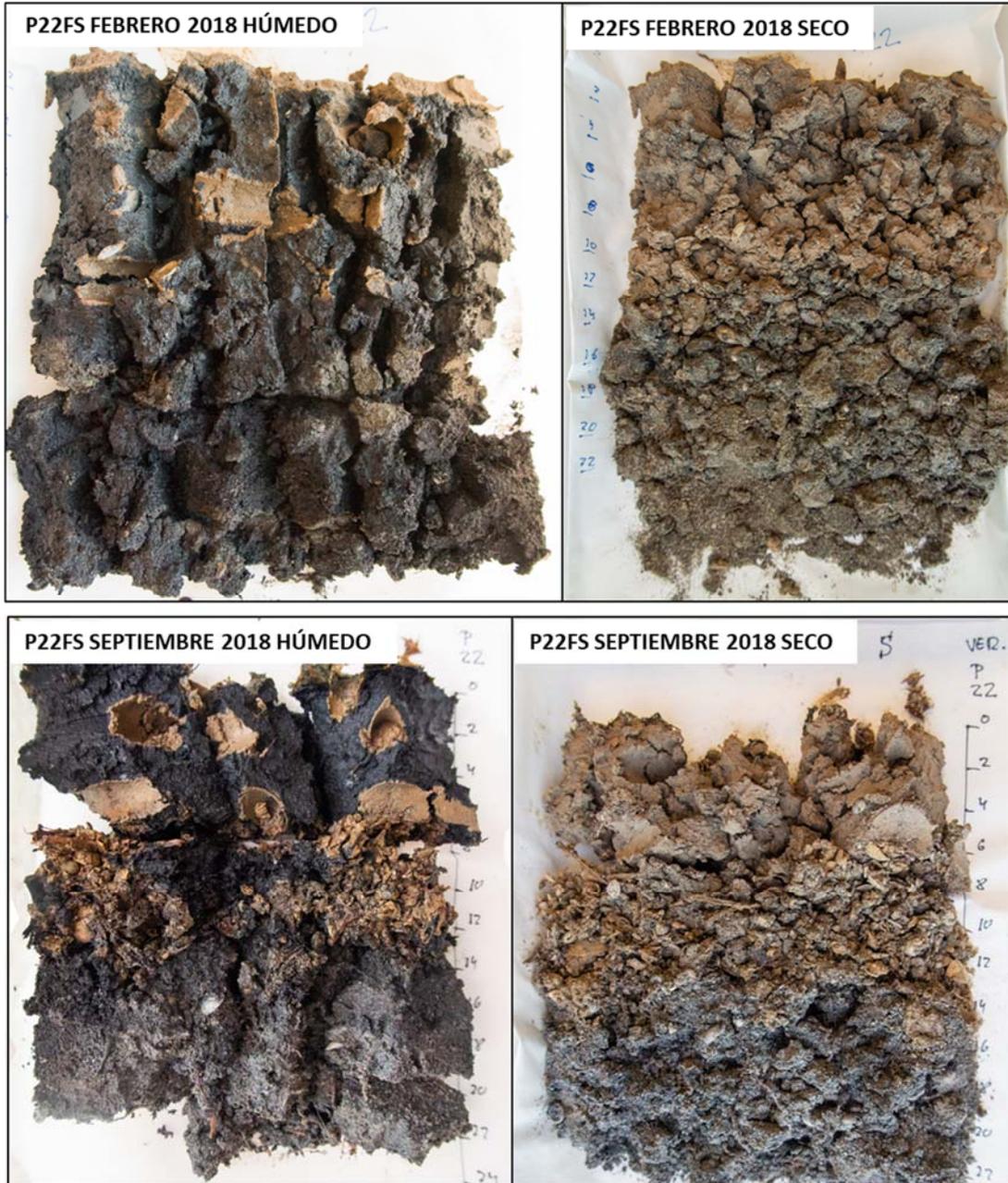


Figura 4.1.11. Aspecto del testigo P22FS recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

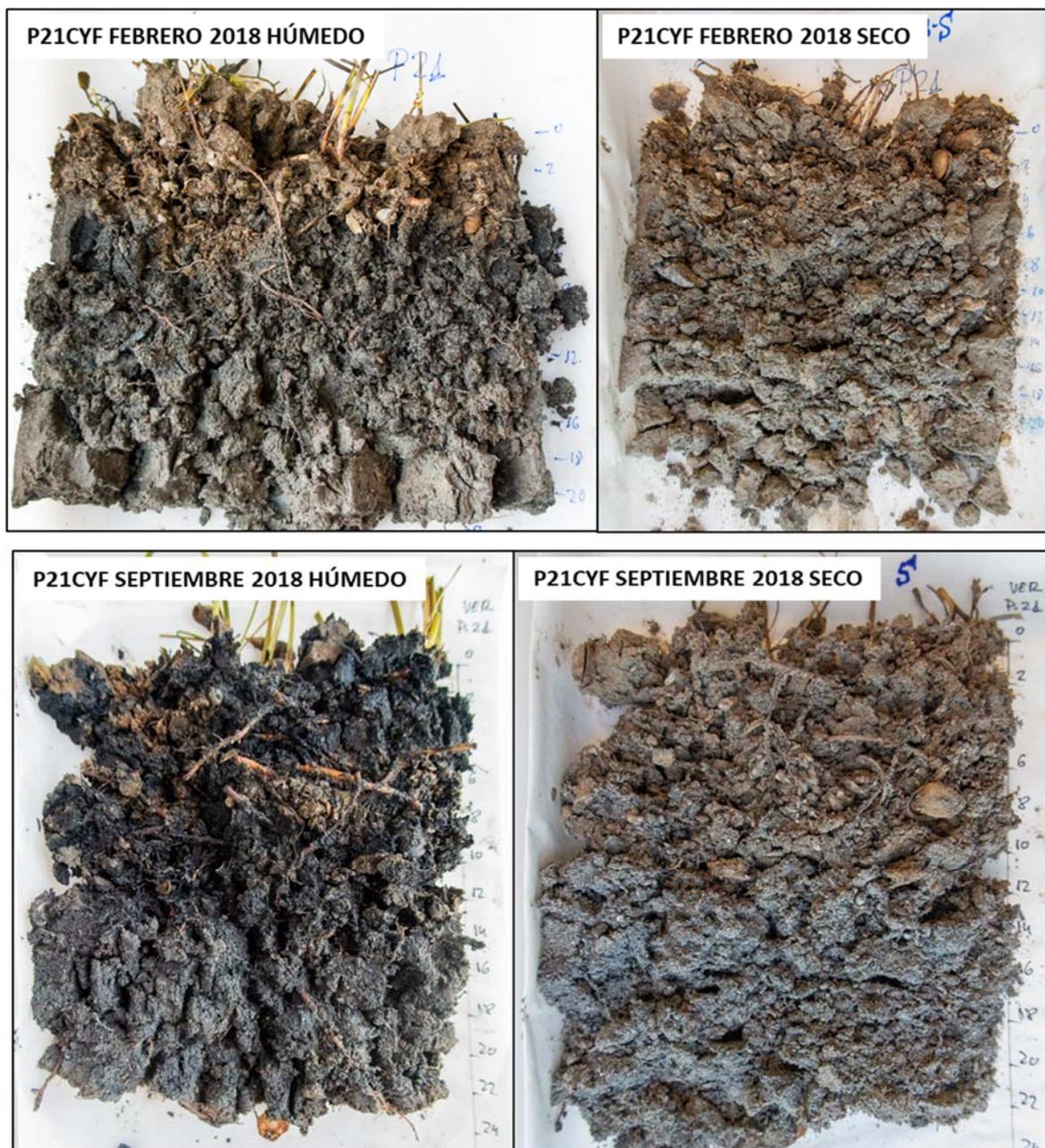


Figura 4.1.12. Aspecto del testigo P21CYF recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

4.1.3. Fangos de 2 a 4 m de profundidad sin vegetación (F24) y con praderas de *Caulerpa prolifera* (CAU)

Corresponde a las estaciones de muestreo: P5CAU; P9CAU vs. P10F24; P18CAU vs. P19F24 (Figura 1).

Los fangos de profundidad entre 2 y 4 m presentaron en general colores negruzcos y negro azulados en húmedo, que cambiaron a pardos al secarse y oxidarse. No obstante, en la parte inferior de algunos testigos (P10F24, P9CAU, P19F24) aparecieron capas de textura muy fina claramente diferentes a las superiores, de color gris-verdoso claro que no se oxidaron con el secado, indicativas de minerales de Fe²⁺ "green rust". Destaca la presencia de capas de tubos de poliquetos (P10F24, P19F24, P18CAU) y acumulaciones de conchas de diferentes tamaños (P10F24, P9CAU, P19F24), a profundidades variables según el testigo. Indicar que el testigo P5CAU fue algo distinto a los demás al tratarse de un material claramente más arenoso que el resto.

INVIERNO	
Punto 5. (P5CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de <i>Caulerpa prolifera</i> (Figura 4.1.13).	
Prof.	Descripción
0 - 4 cm	Capa con abundancia de trocitos pequeños de conchas y conchas pequeñas. Matriz color pardo oliva claro a pardo oliva (2,5Y 4,5/3,5) en húmedo y pardo grisáceo (2,5Y 5/2) en seco. Abundancia de raíces y rizomas de <i>Caulerpa</i> . El límite con la capa inferior está muy bien definido por un cambio de color.
4-8 cm	Capa de color gris verdoso oscuro (10BG 3/1) en húmedo y pardo grisáceo (2,5Y 5/2) en seco. Hay conchas pero no tantas como en la capa superior y la inferior. El límite con la capa inferior es difuso.
8-14 cm	Capa con acumulación de conchas de tamaño más grande que en el resto del testigo. En húmedo el color, gris verdoso oscuro (10Y-5GY 3/1), es algo más verdoso que el de las capas superior e inferior. En seco el color es similar al de la capa inferior.
> 14 cm	Capa con algunas conchas como las de la capa superior pero con infinidad de trozos pequeños de conchas que le dan un moteado blanco que destaca mucho. El color de la matriz en húmedo es gris verdoso oscuro a gris azulado oscuro (10BG-5B 3/1), con aspecto más azulado que en las capas superiores. En seco el color es un jaspeado entre gris (2,5Y 5/1) y gris azulado (Gley 2 5/10B-5PB) con una abundantísima punteado blanquecino debido a las infinidad de trozos minúsculos de conchas.

VERANO	
Punto 5. (P5CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de <i>Caulerpa prolifera</i> (Figura 4.1.13). Aparecen varias conchas y una caracola en superficie. En los 14 cm superiores hay abundancia de fibras que contribuyen a mantener el material unido. Los colores en seco son similares al testigo de febrero.	
Prof.	Descripción
0 - 6 cm	Material color pardo grisáceo oscuro a pardo grisáceo (2,5Y 4,5/2) en húmedo, con abundancia de conchas rotas de varios tamaños. No se observan manchas. En seco el

VERANO	
Punto 5. (P5CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de <i>Caulerpa prolifera</i> (Figura 4.1.13). Aparecen varias conchas y una caracola en superficie. En los 14 cm superiores hay abundancia de fibras que contribuyen a mantener el material unido. Los colores en seco son similares al testigo de febrero.	
	color es pardo grisáceo (2,5Y 5/2).
6-14 cm	Capa con gran acumulación de conchas de diversos tamaños. En húmedo la matriz es de gris oscuro a pardo grisáceo oscuro (2,5Y 4/1,5) con grandes manchas gley gris azulado oscuras (5PB 3,5/1) de límites difusos. En seco el color es pardo grisáceo (2,5Y 5/2).
> 14 cm	Material gley gris azulado oscuro (10B a 5PB 3/1) muy jaspeado por contener infinidad de muy pequeños trozos de conchas blancos. Hay muchas conchas medianas y grandes. En seco el color es un jaspeado entre gris (2,5Y 5/1) y gris azulado (Gley 2 5/10B-5PB) con una abundantísimo punteado blanquecino debido a las infinidad de trozos minúsculos de conchas.

INVIERNO	
Punto 10. (P10F24). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) sin vegetación (Figura 4.1.14). En la superficie crecen algas del género <i>Vaucheria</i> . Densa trama de restos de fibras vegetales por todo el testigo.	
Prof.	Descripción
0 - 5 cm	Material pardo oliva claro (2,5Y 5/5) con manchas gris azulado oscuras (10B 3/1) de límite neto concentradas en los 2,5 cm más superficiales. Entre 2,5 y 5 cm de profundidad las manchas se hacen continuas y dominan la matriz. En esta parte inferior aparecen abundantes canales, probablemente por penetración de gusanos, a cuyo alrededor el material aparece de color pardo oliva claro debido a que se re-oxidado (Fotografía 16 de Anexo). En seco el color es pardo pálido (10YR 6/3).
5 - 15 cm	Parece el mismo material que el de la capa superior, pero a esta profundidad contiene conchas. La coloración, tanto de las zonas pardas como de las manchas oscuras, es similar a la de la capa superior. Se observa claramente cómo en las zonas donde se insertaron los electrodos de pH/Eh el material se oxidó. En seco el color es pardo pálido (10YR 6/3).
15 - 20 cm	Se trata de un material similar al de las capas superiores, pero que presenta colores algo más claros y tonalidades algo más verdosas: negro verdoso a gris verdoso oscuro (10Y 2,5-3/1) Color pardo pálido (10YR 6/3) en seco.
> 20 cm	Material muy arcilloso sin fibras, similar al aparecido en otros testigos, color gris verdoso (5GY a 10GY 5/1) sin conchas ni restos de gusanos. En seco el color es más grisáceo que en las capas superiores: gris a gris claro (2,5Y 6,5/1).

VERANO	
Punto 10. (P10F24). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) sin vegetación (Figura 4.1.14). Se ven algunas plantas de <i>Caulerpa</i> .	
Prof.	Descripción
0 - 6 cm	La matriz en húmedo tiene color gley negro N 2,5/ al estar fuertemente reducida. Hay zonas oxidadas color pardo amarillento a pardo amarillento oscuro (10 YR 4,5/4) de 1-2 mm de espesor alrededor del material reducido. En seco el color es pardo pálido (10YR 6/3). Abundan las fibras vegetales.
6 - 10 cm	Consiste en una capa de tubos de poliquetos con trozos de conchas, color pardo amarillento (10 YR 5/4) en húmedo. No presenta manchas. En seco tiene color pardo

VERANO	
Punto 10. (P10F24). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) sin vegetación (Figura 4.1.14). Se ven algunas plantas de <i>Caulerpa</i> .	
	pálido (10YR 6/3).
10 – 14 cm	El color en húmedo es gris pardo a gris pardo oscuro (2,5Y 4,5/2), algo más oscuro que en la capa superior. En esta capa hay más conchas pequeñas-medianas (< 5 cm) que tubos de poliquetos. Abundan las fibras vegetales. En seco el color es similar al de las capas superiores.
> 14 cm	Capa arcillosa típica gley gris (N 5,5/) similar a la encontrada en muchos otros testigos, con manchas gley gris muy oscuro (N 3,5/) en la zona de contacto con la capa superior. No hay gusanos, ni conchas ni fibras. En seco tiene color gris claro (2,5Y 7/1,5).

INVIERNO	
Punto 9. (P9CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de <i>Caulerpa prolifera</i> (Figura 4.1.15). Fuerte olor a pescado podrido.	
Prof.	Descripción
0 - 6 cm	En húmedo el material de color pardo amarillento claro a amarillo oliva (2,5 Y6/5) con grandes manchas gris verdoso oscuro (10Y 3/1) de límites netos abruptos. A unos 2 cm de la superficie se observa una capa fina (\approx 0,5 cm) de tubos de gusanos poliquetos y algunas conchas. En seco el color es pardo pálido a pardo amarillento claro (10YR 6/3,5).
6 - 13cm	Casi todo el material tiene color negro verdoso en húmedo (5BG a 10BG 2,5/1) que indica fuerte reducción, pero se observan zonas pardo amarillentas más oxidadas. Hay abundancia de restos de fibras vegetales. Aparecen tubos de gusanos poliquetos y también algunos gusanos vivos. En seco el color es pardo pálido a pardo amarillento claro (10YR 6/3,5).
13 - 17 cm	Capa con mayor acumulación de conchas de bivalvos que la superior y completamente impregnada de restos de fibras vegetales. La mayor parte de la matriz es color negro grisáceo (10Y a 5GY 2,5/1) por reducción en húmedo, pero aún aparecen algunas zonas pardas. En seco el color es similar a los de las capas superiores.
> 17 cm	Material claramente más arcilloso que el resto, sin fibras ni conchas, de color gris verdoso (10Y 5/1) a gris (N 5/) en húmedo. En seco es muchas más claro de aspecto más grisáceo que el de las capas superiores: gris a gris pardo pálido (2,5Y 6/1,5).

VERANO	
Punto 9. (P9CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de <i>Caulerpa prolifera</i> (Figura 4.1.15).	
Prof.	Descripción
0 - 16 cm	El material en húmedo tiene colores gley negro azulados a gris azulados oscuros (10B–5PB 2,5/1) con una fina capa superficial color pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y/4-5) debido a la oxidación así como algunas zonas del mismo color pardo alrededor de los agujeros donde se insertaron los electros. En seco el color es pardo pálido a pardo amarillento claro (10YR 6/3,5). Entre las capas superior e inferior hay una acumulación de conchas pequeñas (<2 cm) y algunas fibras.
> 16cm	Material claramente más arcilloso que el resto, sin fibras ni conchas, de color gris verdoso (10Y 5/1) a gris (N 5/) en húmedo igual que el observado en invierno. En seco es muchas más claro de aspecto más grisáceo que el de las capas superiores:

VERANO

Punto 9. (P9CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de *Caulerpa prolifera* (Figura 4.1.15).

gris a gris pardo pálido (2,5Y 6/1,5).

INVIERNO

Punto 19. (P19F24). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) sin vegetación (Figura 4.1.16).

Prof.	Descripción
0 – 15 cm	Matriz en la que abundan grandes manchas gley 2 negro azuladas (10B – 5PB 2,5/1) en húmedo, aunque el material se oxida rápidamente adquiriendo un color pardo amarillento oscuro (10YR 4,5/4), que es el color en seco. Aparecen muchas conchas y una trama de fibras vegetales muy finas. En seco el color es pardo a pardo amarillento (10YR 5/3,5).
15 – 20 cm	Capa con abundantísimos tubos de poliquetos y conchas así como fibras finísimas. En húmedo, en la parte superior hay manchas negro azuladas similares a las de la capa superior, mientras que en la parte inferior los colores son gley 1 negro verdoso (10Y 2,5/1). En seco el color es similar al de la capa superior.

VERANO

Punto 19. (P19F24). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) sin vegetación (Figura 4.1.16). En este testigo hay plantas de *Caulerpa*.

Prof.	Descripción
0 – 4 cm	Capa con muchas conchas de tamaño mediano y grande (hasta 5 cm) y también algunos tubos de poliquetos. En húmedo el material es negro verdoso a negro azulado (10BG-5B 2,5/1) excepto en el milímetro superficial que tiene tono pardo. Color pardo amarillento oscuro (10YR 4,5/4) en seco.
4 – 10 cm	Hay conchas medianas (2-3 cm) y toda la matriz en húmedo es negro verdoso a negro azulado (10BG-5B 2,5/1). Apenas hay poliquetos ni raíces. Color pardo amarillento oscuro (10YR 4,5/4) en seco.
10 – 14 cm	Sólo aparecen algunas conchas muy pequeñas, pero hay muchos tubos de poliquetos. El color en húmedo es negro azulado (5B-10B 2,5/1). Color pardo amarillento oscuro (10YR 4,5/4) en seco.
> 14 cm	Capa que parece muy arcillosa, gley 2 negro verdosa (10G-5BG 2,5/1) en húmedo, sin conchas ni poliquetos. En la matriz hay restos de fibras vegetales completamente negruzcos, como el resto del material. . En seco es algo más oscuro que la capa superior (pardo grisáceo a pardo oliva claro, 2,5Y 5/2,5).

INVIERNO

Punto 18. (P18CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de *Caulerpa prolifera* (Figura 4.1.17).

Prof.	Descripción
0 – 3 cm	En los primeros milímetros el material está oxidado, como muestra su color pardo a pardo amarillento (10YR 5/3,5). Por debajo el material está fuertemente reducido, presentando colores gley 2 negro azulados (10-5PB 2,1/1). Abundan los restos de rizomas y/o raíces.
3 – 14 cm	Capa de material similar al superior pero completamente reducido, color gley 2 negro azulados (10-5PB 2,1/1). Hay abundancia de conchas.
> 14 cm	A partir de esta profundidad el material es más arcilloso y por tanto más difícil de penetrar, pero siguen apareciendo conchas. El color (Gley 1 3/N) es algo menos

INVIERNO

Punto 18. (P18CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de *Caulerpa prolifera* (Figura 4.1.17).

oscuro que en las superiores pero igualmente muestra aspecto de fuerte reducción.

VERANO

Punto 18. (P18CAU). Fango a profundidad intermedia (2-4 m) con pradera de *Caulerpa prolifera* (Figura 4.1.17).

Prof.	Descripción
0 – 6 cm	Capa de color pardo grisáceo muy oscuro (2,5Y 3/2) en húmedo con grandes manchas negro azuladas a gris azulado oscuras (Gley 2 2,5-3 5B-10B) de reducción. Hay algunas plantas pequeñas de <i>Caulerpa</i> con raíces apenas visibles. En seco el color es pardo a pardo amarillento (10YR 5/3,5).
6 – 14 cm	Material reducido de aspecto similar al superior pero con una gran acumulación de conchas medianas (2-4 cm) y esqueletos de poliquetos. Donde hay mayores acumulaciones de conchas el color es un poco más claro (pardo grisáceo muy oscuro, 2,5Y 3/2). En seco es similar a la capa superior.
14 – 17 cm	Material reducido de color similar a las capas superiores. Ausencia de esqueletos de poliquetos. Hay algunas conchas. En seco es algo más oscura que la capa superior (pardo, 10YR 4,5/3).
> 17 cm	Material muy arcilloso sin conchas ni restos de poliquetos. Color pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (2,5Y 3/2) con grandes manchas similares a las de las capas superiores pero tonos más verdosos, negro a negro verdosos (Gley 1 2,5/N-10Y). En seco ha adquirido un aspecto pardo oliva claro (2,5Y 5/3,5), lo que indica que ha habido cierta oxidación del hierro, a diferencia de otros testigos en los que la capa inferior ha permanecido grisácea aún después de seca.

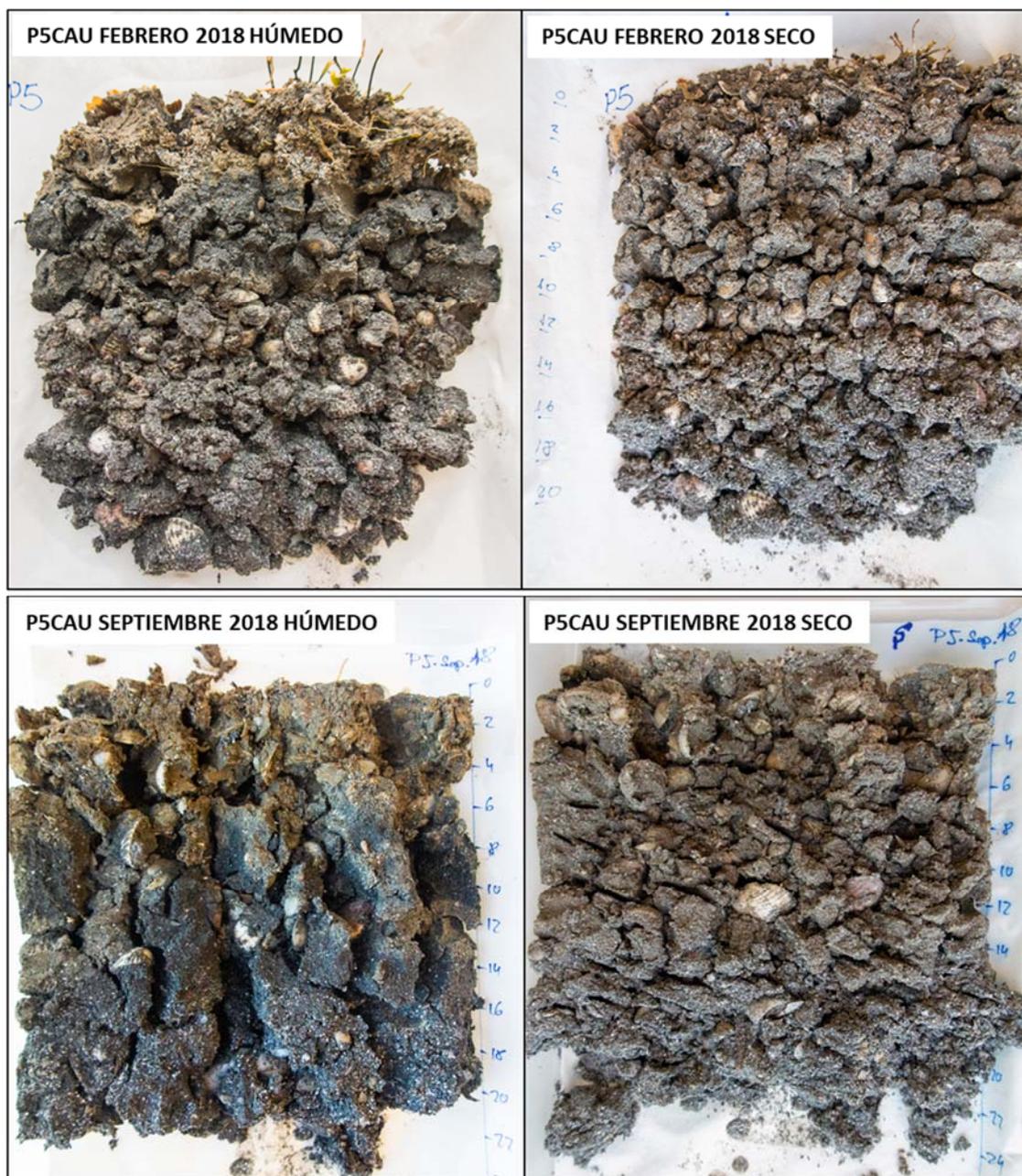


Figura 4.1.13. Aspecto del testigo P5CAU recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

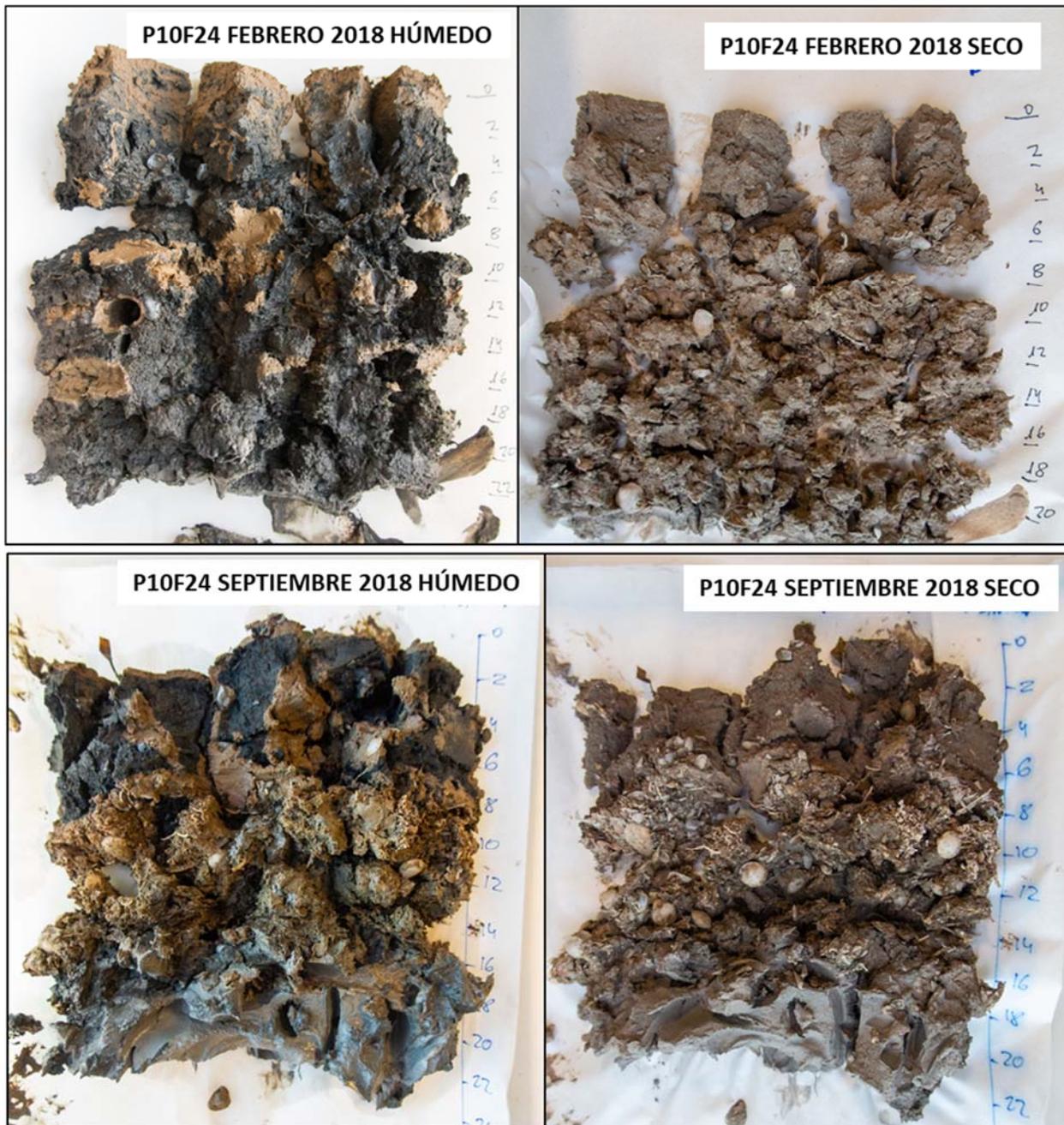


Figura 4.1.14. Aspecto del testigo P10F24 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

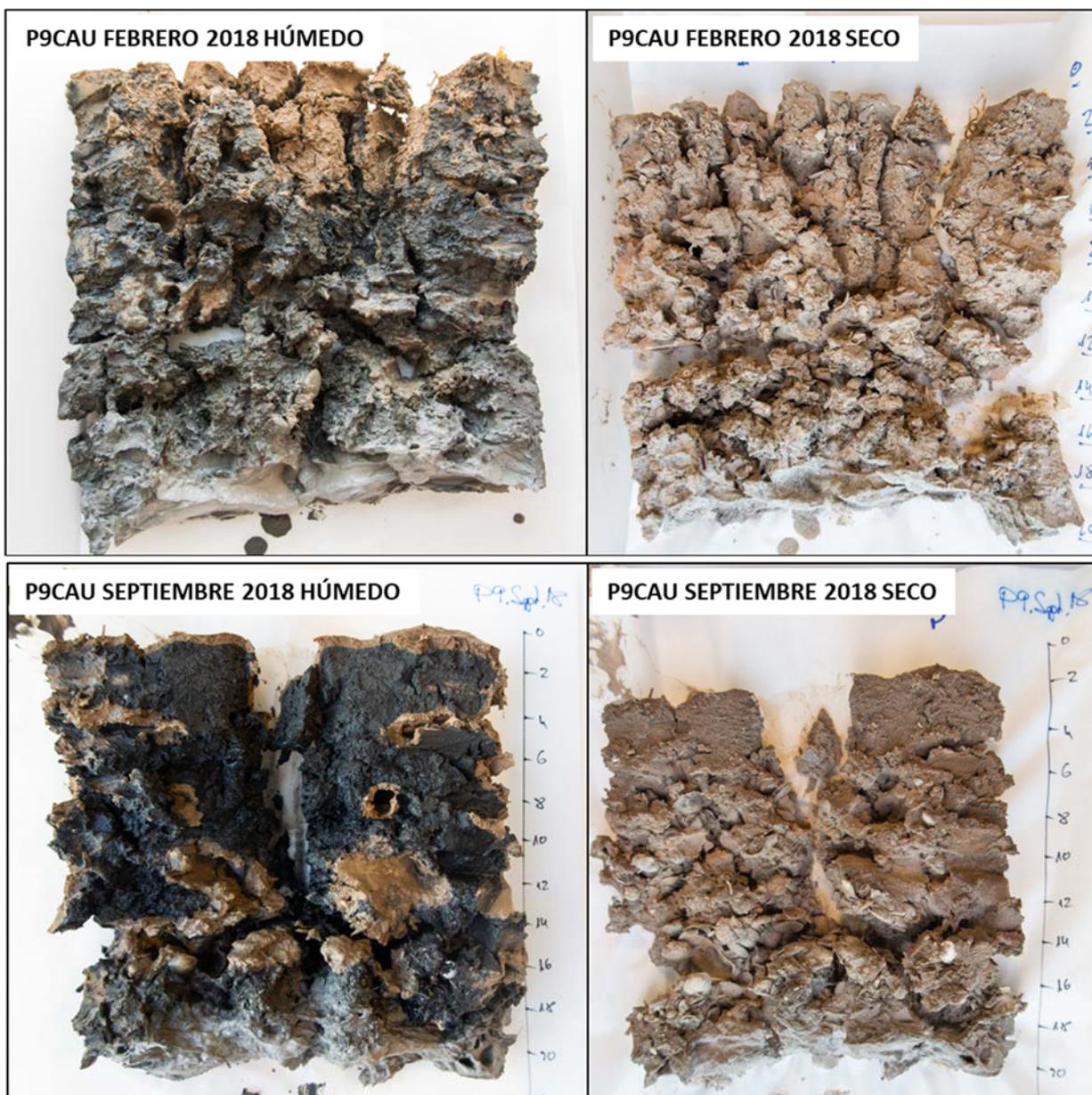


Figura 4.1.15. Aspecto del testigo P9CAU recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

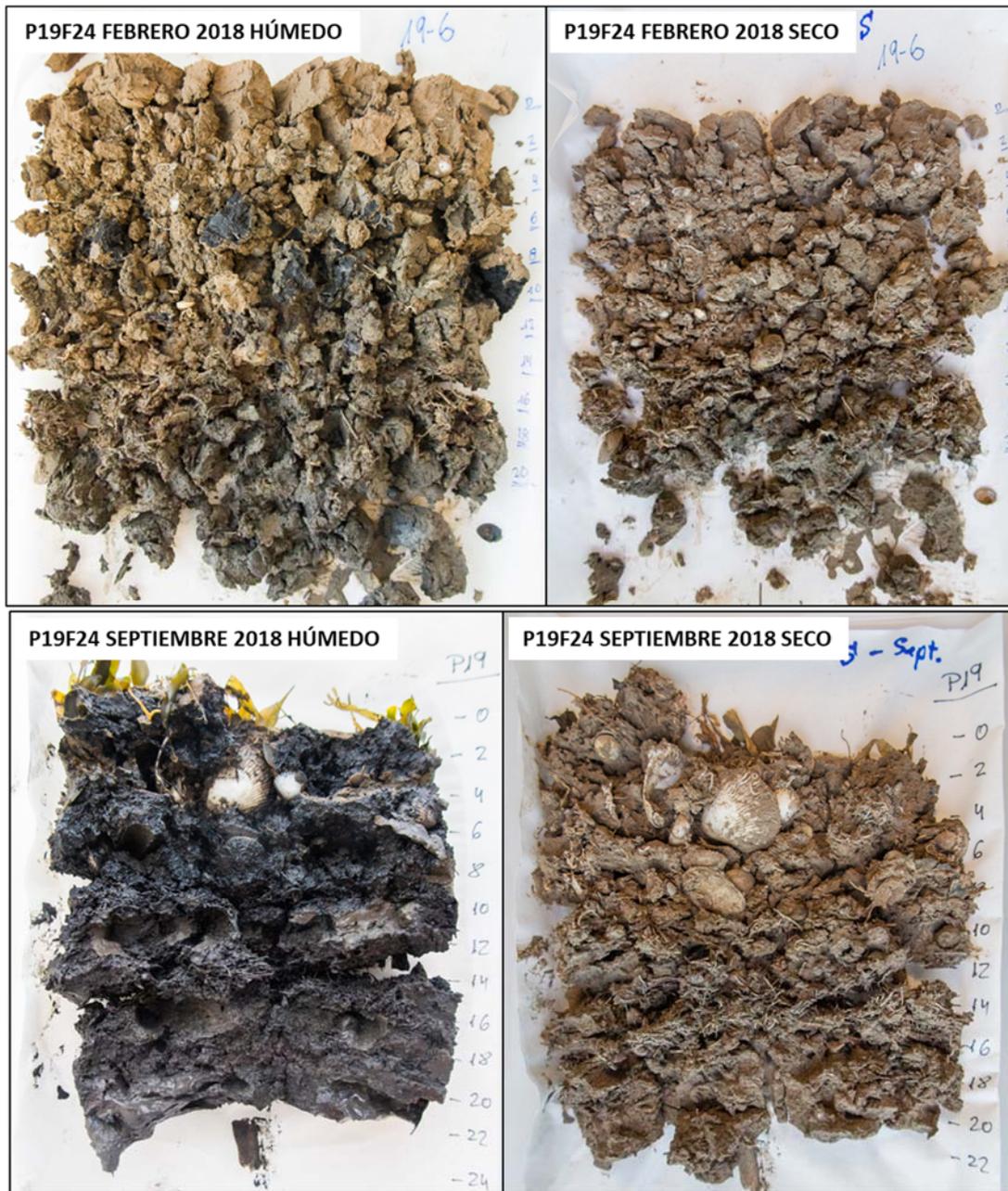


Figura 4.1.16. Aspecto del testigo P19F24 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.



P18CAU FEBRERO 2018 SECO
(fotografía no disponible)



Figura 4.1.17. Aspecto del testigo P18CAU recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

4.1.4. Fangos profundos (> 4m de profundidad) F4 (sin vegetación)

Corresponde a las estaciones de muestreo: P6F4; P7F4; P8F4, P17F4 y P20F4 (Figura 1).

Un rasgo destacado en estos testigos fue la aparición de un material gris-verdoso de textura fina en la parte inferior, similar al encontrado en los fangos de profundidad intermedia. Justo por encima de este material, y a veces parcialmente embutidas en él, aparecieron capas con abundancia de conchas y tubos de poliquetos. Cuando los restos de organismos están embutidos en el material fino se aprecian grandes manchas negras indicativas de sulfato reducción. Al secarse y oxidarse el material no siempre se observó un claro cambio de color en estos testigos. Esto se puede atribuir a razones similares a las que ya se han citado para este mismo comportamiento en otros ambientes.

INVIERNO	
Punto 6. (P6F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.18).	
Prof.	Descripción
0 - 5 cm	Material de color pardo a pardo oscuro (10YR 3,5/3) en húmedo con grandes manchas negro azuladas (10B-5PB 2,5/1). Alrededor de los agujeros donde se insertaron los electrodos de pH/Eh se ha formado una zona oxidada de color pardo (10YR 3,5/3) de unos 2 mm. En la parte inferior aparece una capa de tubos de poliquetos de ~1 cm de espesor. En seco el color es pardo grisáceo (2,5Y 5/2).
5 – 15 cm	El color de la matriz es muy oscura en húmedo, negro verdoso a gris verdoso oscuro (5BG-10BG 2,5-3/1). Alrededor de los agujeros que se usaron para insertar los electrodos de pH/Eh se ha formado una zona de color más claro y de tonos más verdosos (gris verdoso oscuro a gris verdoso, 5GY-10GY 4,5/1). En seco el color es gris (2,5Y 5/1).
> 15 cm	Muchas conchas y algunos tubos de poliquetos embutidos en una matriz gris verdosa oscura (5BG-10BG 4/1 a 10Y-5GY 3,5/1) en húmedo. En seco el color es similar a la capa superior.

VERANO	
Punto 6. (P6F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.18). Fuerte olor a pescado podrido. Testigo de tan sólo 12 cm de largo.	
Prof.	Descripción
0 - 2 mm	Capa muy superficial de color pardo a pardo oscuro (10YR 3,5/3) en húmedo con un límite neto muy claro con la coloración negro verdosa a gris verdoso oscuro (5BG-10BG 2,5-3/1) subyacente. En seco el color es pardo grisáceo (2,5Y 5/2).
> 2 mm	Material muy homogéneo con predominio de coloraciones negro verdoso a gris verdoso oscuro (5BG-10BG 2,5-3/1) en húmedo y algunas pequeñas zonas pardas. En la parte inferior las manchas adquieren tonos más verdosos (5BG-10BG 4/1 a 10Y-5GY 3,5/1). Hay pequeños trozos de tubos de poliquetos por toda la matriz y algunas

VERANO

Punto 6. (P6F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.18). Fuerte olor a pescado podrido. Testigo de tan sólo 12 cm de largo.

cochas. En la base hay algunos berberechos enteros. Abundan las fibras. En seco el color es gris (2,5Y 5/1).

INVIERNO

Punto 7. (P7F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.19). Material de textura fina, capas de conchas más o menos apreciables.

Prof.	Descripción
0 - 4 cm	En húmedo el color de la matriz es pardo oliva (2,5Y 4/3) con manchas de gris verdoso oscuro a negro verdosas poco llamativas, difusas, grandes y algunas más prominentes pequeñas de color pardo (10Y 2,5-3/1). En seco el color es pardo grisáceo a pardo grisáceo claro (2,5Y 5,5/2).
4 - 15 cm	En húmedo, matriz parda (2,5Y 4/3) con abundantísimas manchas de gris verdoso oscuro a negro verdosas (10Y 2,5-3/1) muy prominentes de límite neto muy abrupto. Se observa abundancia de restos de fibras vegetales. En la base aparece una acumulación de conchas de bivalvos. Color en seco similar a la capa superior.
> 15 cm.	Material en húmedo es color gris verdoso (10Y 5/1) con manchas negruzcas similares a las de las capas superiores. En seco el color es gris a gris claro (2,5Y 6,5/1).

VERANO

Punto 7. (P7:F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.19). Material de textura fina, capas de conchas más o menos apreciables.

Prof.	Descripción
0 - 2 cm	En húmedo el material es pardo oliva (2,5Y 4/3) con algunas manchas gris verdoso oscuro a negro verdoso difusas, grandes y algunas más prominentes pequeñas de color pardo (10Y 2,5-3/1). Abundan las fibras vegetales. En seco el color es pardo grisáceo a pardo grisáceo claro (2,5Y 5,5/2).
2 - 7 cm	Acumulación de pequeños trozos de conchas y tubos de poliquetos. Los colores son similares a los de la capa superior e inferior. En seco el color es pardo grisáceo a pardo grisáceo claro (2,5Y 5,5/2).
7 - 10 cm	En húmedo la matriz es parda (2,5Y 4/3) con abundantísimas manchas gley negro verdosas (10G-5BG 2,5-3/1) muy prominentes de límite neto muy abrupto. Abundancia de restos de fibras vegetales y de conchas de bivalvos enteras. En la base hay algunas conchas grandes de berberechos. En seco el color es similar a las capas superiores.
10 - 13 cm	Se trata de una nueva capa de tubos de poliquetos en la que también aparecen conchas enteras. En húmedo la matriz es parda (2,5Y 4/3) con pocas manchas gley negro verdosas (10G-5BG 2,5-3/1). En seco el color es similar a las capas superiores.
> 10 cm.	Material color gris verdoso (10Y 5/1) con manchas negruzcas similares a las de las capas superiores. En seco el color es gris a gris claro (2,5Y 6,5/1).

VERANO

Punto 8. (P8F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.20).

Prof.	Descripción
0 - 2cm	Material de color gris verdoso oscuro a negro verdoso (10Y 2,5-3/1) en húmedo con

VERANO	
Punto 8. (P8F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.20).	
	algunas conchas. En seco el color es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5).
2 - 12 cm.	Material en el que no se aprecian apenas manchas porque en húmedo todo él tiene color negro azulado (10B 2,5/1 a 5PB 2,5/1) por la reducción. Abundan los tubos de gusanos poliquetos e incluso se ha encontrado alguno vivo. Hay algunas conchas de bivalvos. En seco el color es similar al superior.
12 - 15 cm	Está formada por la base de la capa superior y en ella se acumulan una gran cantidad de conchas. Su coloración en húmedo está entre negro verdoso (5BG 2,5/1) y gris muy oscuro (N 3/). Color similar a los superiores.
> 15 cm	Material muy arcilloso color gris verdoso (10Y 5,5/1) a gris (N 5,5/) en húmedo. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5 6/1,5)

INVIERNO	
Punto 8. (P8F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.20).	
Prof.	Descripción
0 - 3 cm	Capa superficial de color pardo grisáceo oscuro a pardo grisáceo (2,5Y 4,5/2) en húmedo con grandes manchas gley negras (N 2,5/) a negro azulado (10B 2,5/1 a 5PB 2,5/1). Algunos restos de tubos de poliquetos. En seco el color es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5).
3 - 10 cm.	Similar a la capa superior pero la matriz reducida supone un 90%. En seco color similar al superior.
10 - 19 cm	Capa con gran cantidad de tubos de poliquetos y conchas, con algunos poliquetos vivos. El color en húmedo es negro verdoso oscuro a gris azulado oscuro (10BG a 5B 3/1) (con algunas zonas oxidadas color pardo donde se insertaron los electrodos de pH/Eh). Las conchas tienen de 2 a 4 cm o menos de 2 cm. En seco color similar a los superiores.
> 19 cm	Material muy arcilloso color gris verdoso (10Y 5,5/1) a gris (N 5,5/). En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5 6/1,5)

INVIERNO	
Punto 17. (P17F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.21).	
Prof.	Descripción
0 - 3 cm	Cascajo con abundancia de conchas de bivalvos y muchísimos restos carbonatados procedentes de tubos de poliquetos que forman una trama. El color en húmedo es de gris oscuro a pardo grisáceo oscuro (10YR 4/1,5).
3 - 5 cm	Se trata de una capa de color gley 2 negro azulado (10B - 5PB 2,5/1) en húmedo que indica condiciones de fuerte reducción. El aspecto es que los restos orgánicos procedentes de la capa superior se han acumulado sobre la capa arcillosa inferior, formando esta banda negruzca.
> 5 cm	Material muy arcilloso homogéneo sobre el que descansan las dos capas superiores. El color es gley 1 gris (N 5,5/) a gris verdoso (10Y 5,5/1)

VERANO	
Punto 17. (P17F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.21).	
Prof.	Descripción
0 - 2 cm	Lámina superficial de color gris oscuro a pardo grisáceo oscuro (10YR 4/1,5) en húmedo con manchas de reducción gley 2 negro azulado a gris azulado oscuro (5B-10B 2,5-3/1) Hay algunos berberechos vivos y algunas conchas. En seco el color es

VERANO	
Punto 17. (P17F4). Fangos profundos (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.21).	
Prof.	Descripción
	pardo grisáceo a pardo grisáceo claro (2,5Y 5,5/2).
2 – 9 cm	Capa con mucha abundancia de tubos de poliquetos y conchas muertas, pero también con algunos bivalvos vivos. En húmedo el color es algo más claro que en la capa superior (pardo grisáceo oscuro, 2,5Y 4/2) debido a la abundancia de los tubos de poliquetos. Hay grandes manchas gley 2 similares a las de la capa superior. En seco color similar al superior.
9 – 18 cm	Material claramente más arcilloso sin apenas conchas. En húmedo es color gley1 gris oscuro (N 4/) con enormes manchas gley 1 negras (N 2,5/) a gris verdoso muy oscuro (10Y 2,5/1). En seco color similar a los superiores.
> 18 cm	Material arcilloso gley 1 de gris verdoso oscuro a gris verdoso (10Y 4,5/1) sin conchas ni tubos de poliquetos. En seco el color es gris a gris parduzco claro (2,5 6/1,5).

INVIERNO	
Punto 20. (P20F4). Fangos profundos (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.22).	
Prof.	Descripción
0 – 5 cm	Color pardo oscuro a pardo en húmedo (10YR 3,5/3) que pasa progresivamente a un color gley 2 negro azulado (10B-5PB 2,5/1). Hay algunas conchas. El color en seco es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5).
5 – 10 cm	Capa con abundantes tubos de poliquetos color pardo (10YR 5/3). Además, en húmedo se ven grandes manchas color gley 2 negro azulado (10B-5PB 2,5/1). El color en seco es un poco más claro que la capa superior, pardo amarillo claro (2,5 6/4).
10 – 14 cm	Color gley 2 negro verdoso (10BG 2,5/1) en húmedo. Hay una gran acumulación de conchas medianas (\approx 2 cm) y algunos tubos de gusanos poliquetos. El color en seco es similar al de la primera capa del testigo.
> 14 cm	Capa color gley 2 gris azulado oscuro gley 2 (5B 3/1), algo más clara que la superior. Contiene una gran acumulación de conchas. El color en seco es más claro que las otras capas, gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5).

VERANO	
Punto 20. (P20F4). Fangos profundos (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.22).	
Prof.	Descripción
0 – 4 cm	Material gris muy oscuro a pardo grisáceo muy oscuro (10YR 3/1,5) con abundantes manchas gley 2 negro azuladas (10BG-5B 2,5/1). El color en seco es pardo grisáceo a pardo oliva claro (2,5Y 5/2,5).
4 – 7 cm	Capa de tubos de poliquetos con abundantes conchas pequeñas (1-2 cm) en una matriz pardo oscura (10YR 3/3) con abundancia de manchas gley 2 negro azuladas (5B 2,5/1). El color en seco es un poco más claro que la capa superior, pardo amarillo claro (2,5 6/4).
7 – 11 cm	Esta capa está formada por la parte inferior de la capa de tubos de poliquetos y conchas, pero aquí hay más conchas de tamaño mediano (2-3 cm). El color del material tiene un tono gley 1 negro verdoso (5GY-10GY 2,5/1) con algunas zonas gley 2 negro azuladas (5B 2,5/1). El color en seco es similar al de la primera capa del testigo.
11 – 20 cm	Continúa la acumulación de tubos de poliquetos y conchas, pero aquí el color del material en húmedo es más homogéneo y con aspecto gley 2 negro verdoso (10G 2,1/1). El color en seco es similar al de la capa superior.



VERANO

Punto 20. (P20F4). Fango profundo (> 4 m) sin vegetación (Figura 4.1.22).

> 20 cm	Capa de material que parece muy arcilloso mezclada con conchas enteras y otras trituradas y tubos de poliquetos rotos. El color en húmedo es gley 1 negro verdoso (10Y 2,5/1). El color en seco es más claro que las otras capas, gris a gris parduzco claro (2,5Y 6/1,5).
-------------------	--

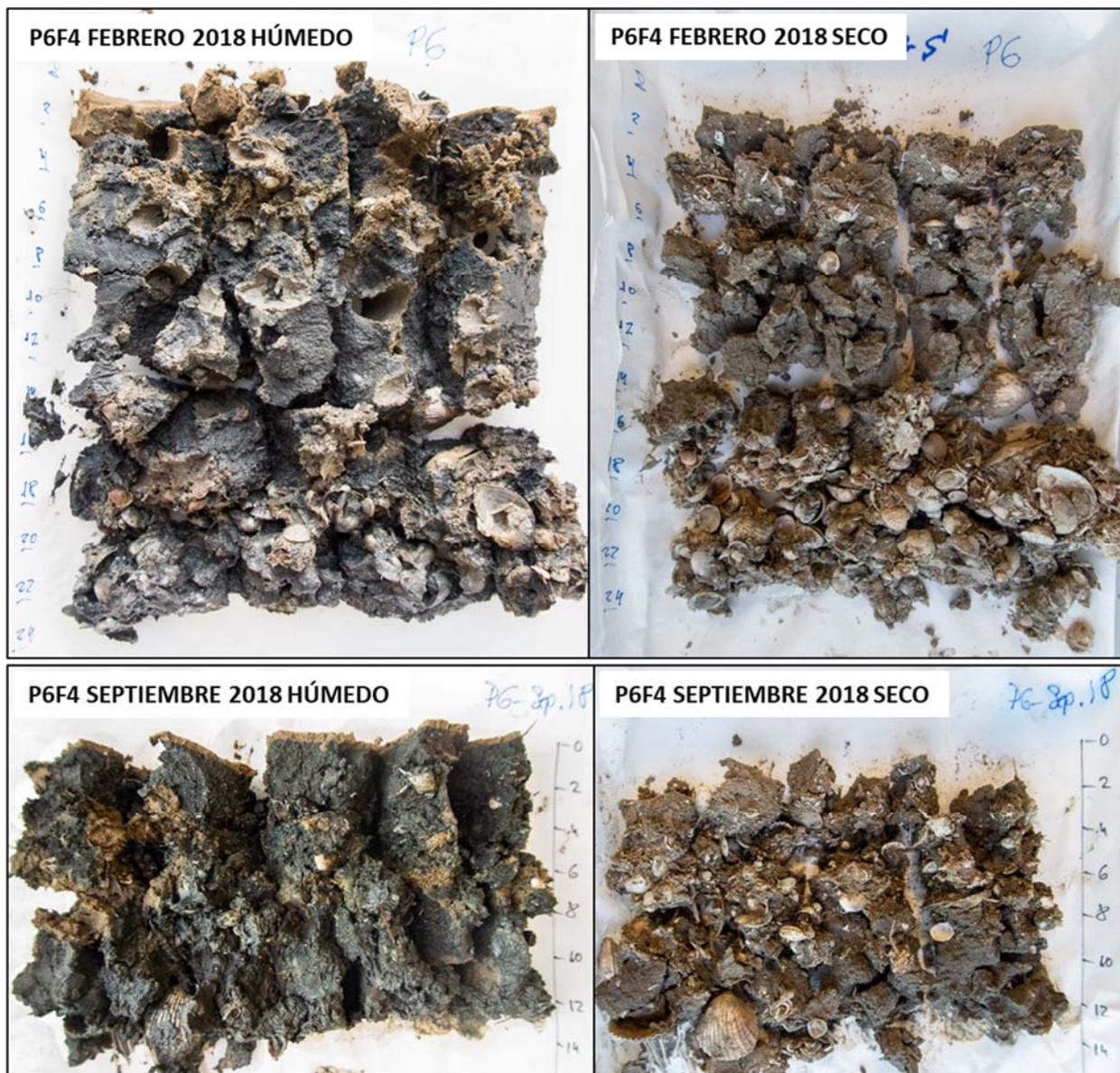


Figura 4.1.18. Aspecto del testigo P6F4 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

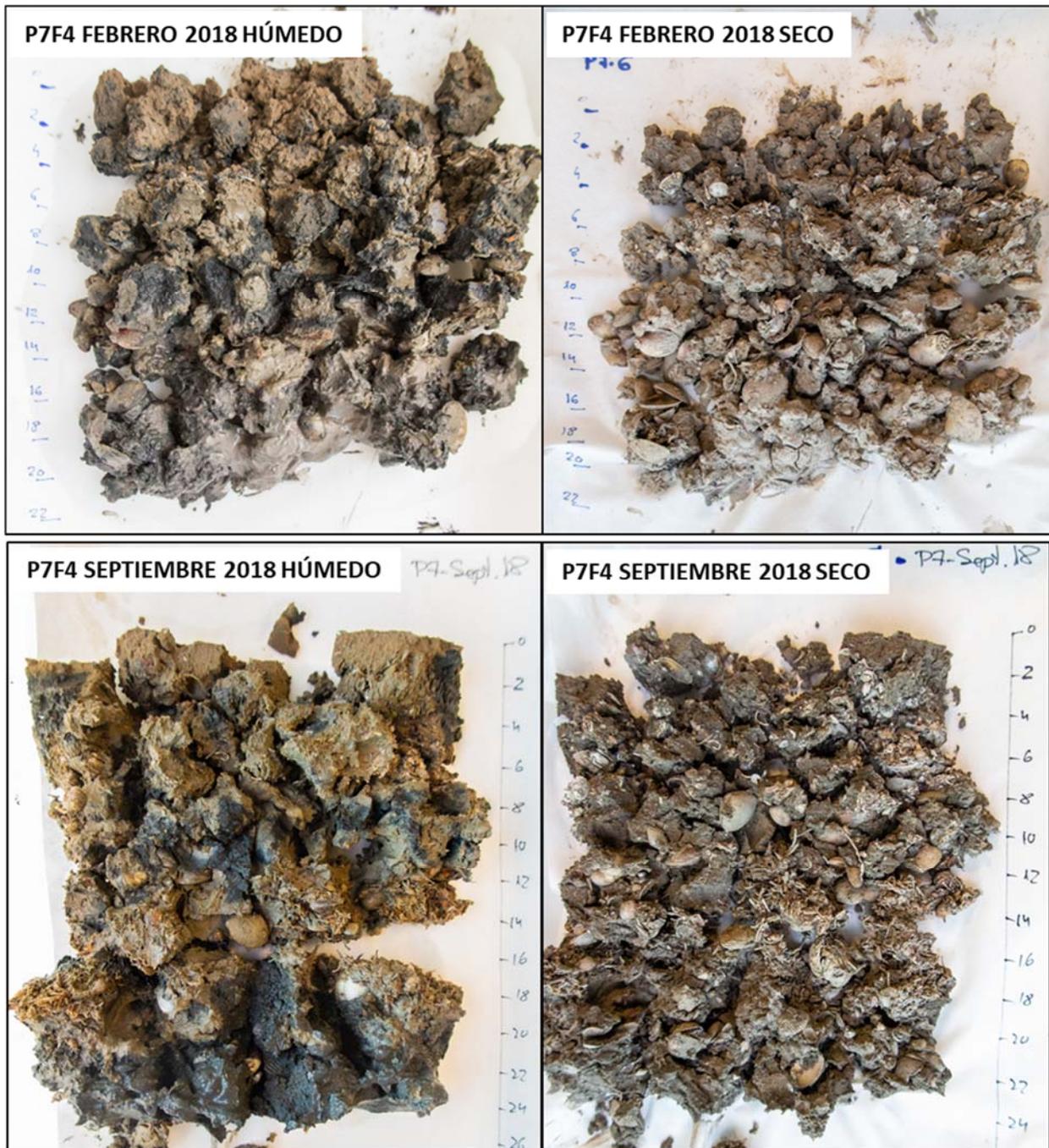


Figura 4.1.19. Aspecto del testigo P7F4 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.



Figura 4.1.20. Aspecto del testigo P8F4 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.



P17F4 FEBRERO 2018 SECO

(fotografía no disponible)



Figura 4.1.21. Aspecto del testigo P17F4 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

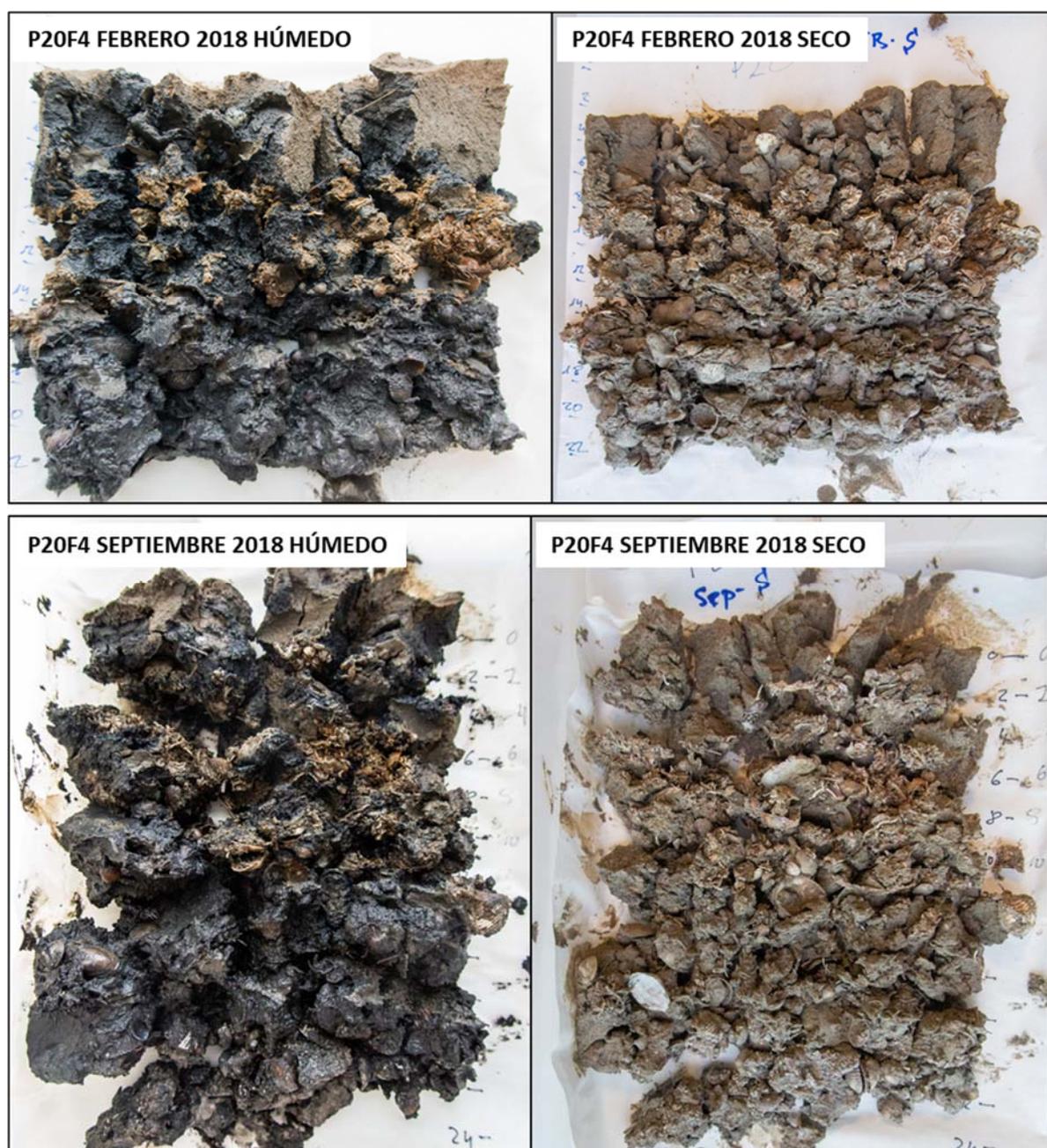


Figura 4.1.22. Aspecto del testigo P20F4 recogido en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.



Región de Murcia
Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente
Dirección General de Medio Natural
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios
Naturales** Región
de Murcia



UNIÓN EUROPEA

4.2. Parámetros medidos y/o analizados en el sedimento y en el agua intersticial

4.2.1. Granulometría del sedimento

Los fondos de arenas someras fueron los más homogéneos en cuanto a la composición granulométrica, con porcentajes de arena superiores al 95 % en todos los casos y a todas las profundidades (Figura 4.2.1).

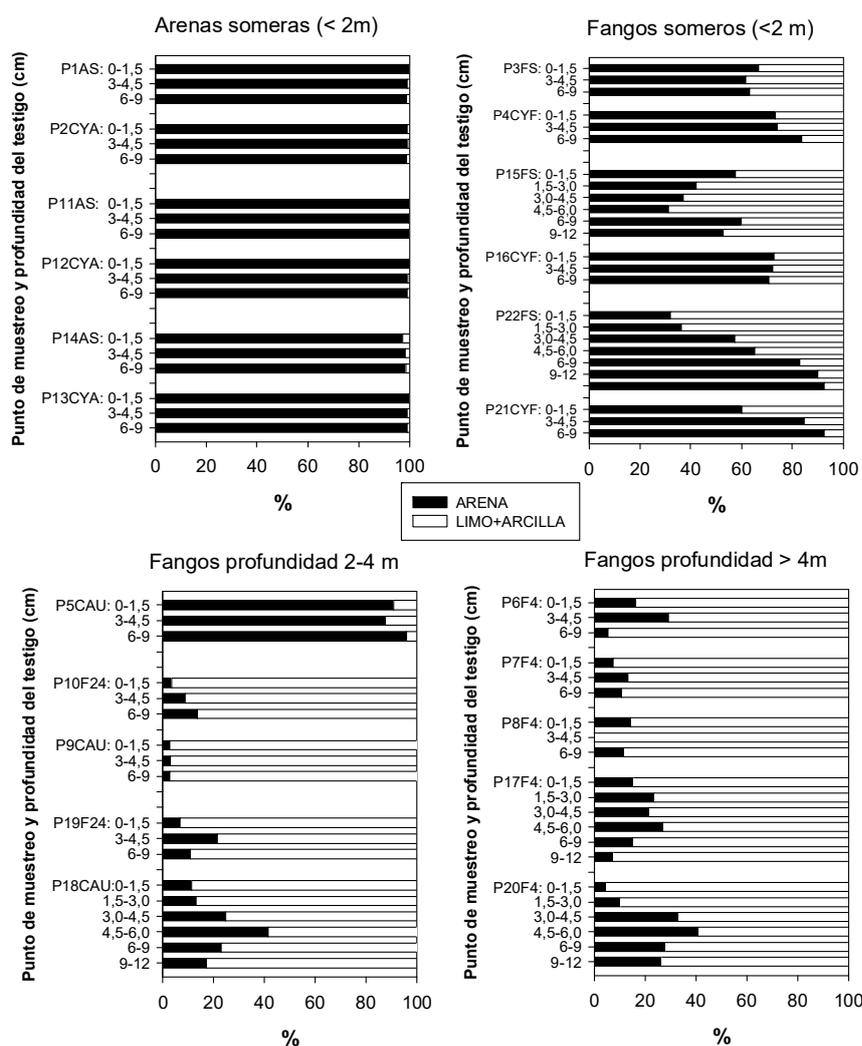


Figura 4.2.1. Porcentajes de arena y limo+arcilla a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en septiembre de 2018.

En los fondos fangosos de 2 a 4 m y de más de 4 m de profundidad predominaron los materiales finos ($\approx 60-80\%$), excepto el testigo P5CAU que tuvo $\approx 85\%$ de arena. Los testigos más equilibrados en cuanto a la granulometría fueron los de fangos de < 2 m de profundidad, que presentaron contenidos de material fino y de material grueso que variaron entre máximos

de $\approx 70\%$ y mínimos de $\approx 10\%$ (Figura 4.2.1). En estos últimos ambientes se observó una tendencia al aumento de arena en profundidad, sobre todo en los testigos P22FS y P21CYF.

4.2.2. Densidad aparente del sedimento

La densidad aparente fue muy similar en ambos muestreos y estuvo en un rango aproximado entre $\approx 1\text{-}2 \text{ g cm}^{-3}$ (Figuras 4.2.2 y 4.2.3 y Tabla 1 del Apéndice 1). En las arenas someras hubo escasa variabilidad, tanto espacial como en profundidad, con valores $\approx 1,5\text{-}2 \text{ g cm}^{-3}$ (Figura 4.2.2).

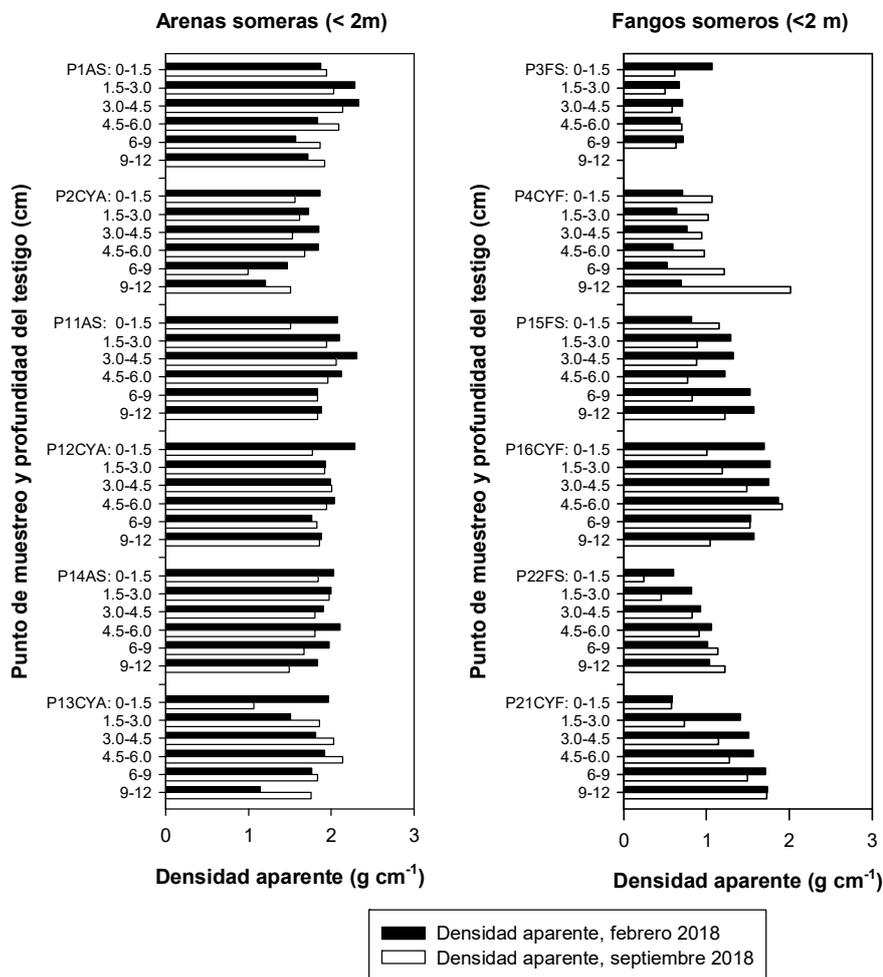


Figura 4.2.2. Valores de densidad aparente a las diferentes profundidades estudiadas en los testigos de ambientes someros recogidos en febrero y septiembre de 2018.

En los fangos someros (profundidad menor de 2 m) se obtuvo una amplia variación, con valores generalmente más bajos en las capas superficiales y una tendencia a incrementarse en las más profundas.

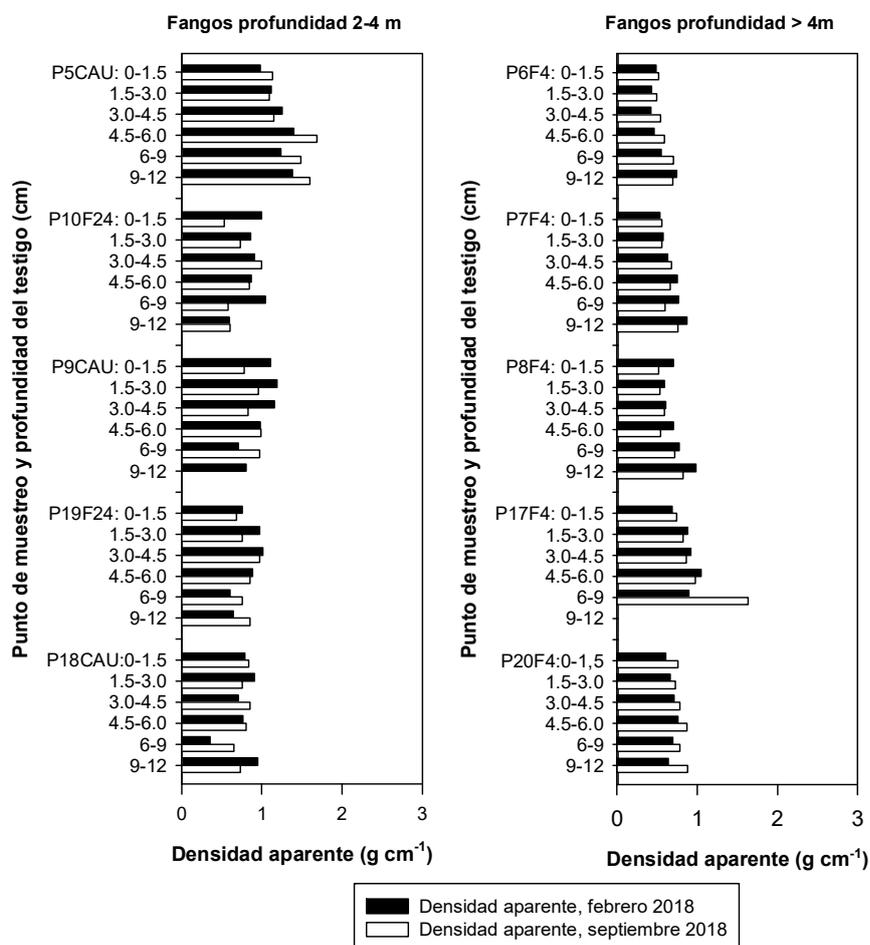


Figura 4.2.3. Valores de densidad aparente a las diferentes profundidades estudiadas en los testigos de ambientes de más de 2 m de profundidad en febrero y septiembre de 2018.

Dado que la densidad aparente es una relación entre el volumen del material y su peso, es esperable que las arenas (más pesadas) tengan valores más altos y los materiales finos más bajos, siempre que éstos últimos no estén muy compactados. Además, también es lógico que las capas inferiores de los testigos tengan habitualmente mayores valores, ya que se encuentran más compactadas. En cuanto a la presencia de plantas, cuando están bien desarrolladas hacen que la densidad aparente disminuya, fundamentalmente en la parte superficial, ya que generan poros y huecos gracias a sus raíces y rizomas y a que producen aporte de restos orgánicos que contribuyen a aumentar el volumen en mayor medida que el peso. También es esperable que las capas con abundancia de conchas y tubos de poliquetos tengan menores valores de densidad aparente si los huecos que quedan entre estas estructuras no se rellenan por completo de sedimento. En este sentido, destacan los bajos valores de densidad aparente de los testigos P3FS y P4CYF (Figura 4.2.2), tomados en Las

Encañizadas, cuya matriz contiene gran cantidad de fibras vegetales, o los valores por debajo de $\approx 1 \text{ g cm}^{-3}$ en los fangos de más de 4 m de profundidad (Figura 4.2.3), donde abundaron los restos de conchas y poliquetos (ver descripciones morfológicas) y los materiales fueron siempre de textura fina (Figura 4.2.1).

4.2.3. Carbonato cálcico total (CaCO_3) del sedimento

Los contenidos en carbonato cálcico fueron mayores de $\approx 40\%$ en prácticamente todos los testigos y a todas las profundidades (Figura 4.2.4; Tabla 2 Apéndice 1). Los únicos testigos que presentaron contenidos de carbonato relativamente bajos fueron el P15FS y el P16CYF, ambos recogidos frente al saladar de Lo Poyo, ya que están formados por acumulaciones de residuos mineros.

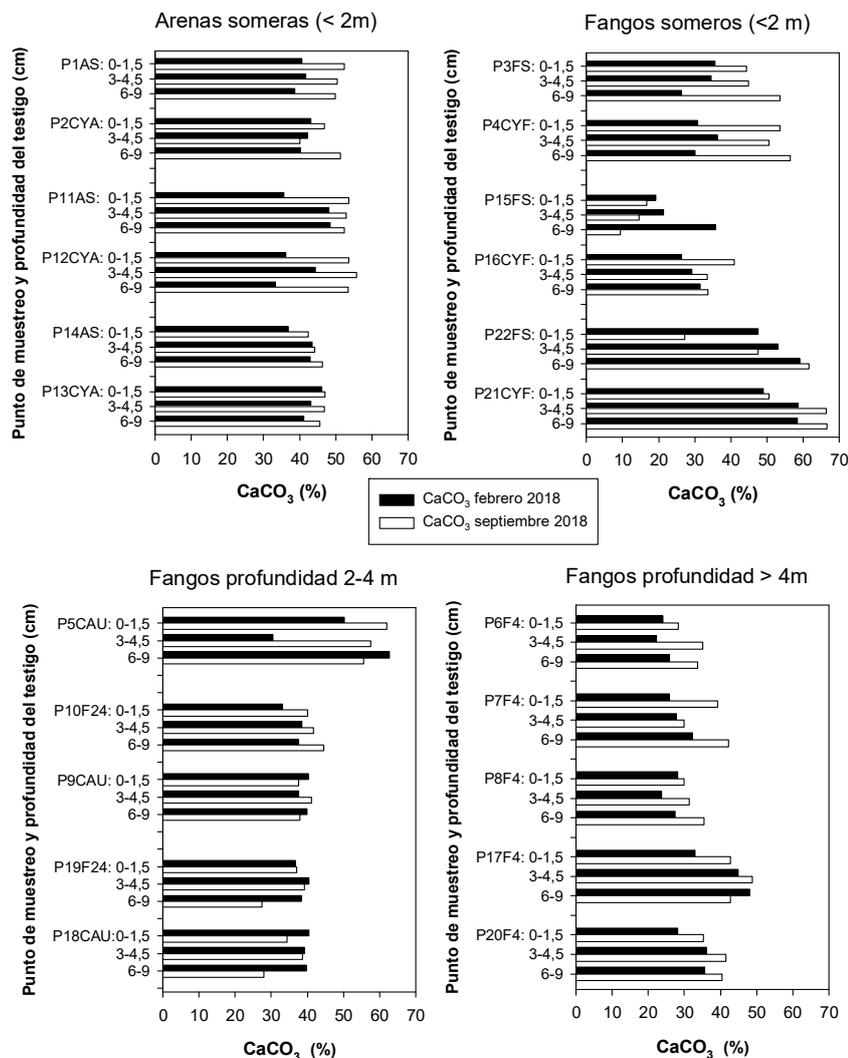


Figura 4.2.4. Concentraciones de carbonato cálcico a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018.

4.2.4. pH y potencial de oxidación-reducción (potencial redox, Eh) del sistema sedimento-agua intersticial

Los valores de pH y Eh para febrero y septiembre se encuentran en las Figuras 4.2.5 y 4.2.6 y en las Tablas 3 a 9 del Apéndice 1.

La mayoría de los valores de pH estuvieron en un rango entre 7,5 y 9,0 indicando ambientes básicos a alcalinos, excepto en los fangos de menos de 2m de profundidad (FS y CYF) en los que muchos valores estuvieron entre $\approx 6,9$ y $\approx 7,5$. Los testigos con estos pHs más bajos corresponden al P15FS, P16CYF y al P3FS y P4CYF, ambos recogidos en zonas con características particulares que los diferencian del resto. Los dos primeros fueron recogidos cerca de la desembocadura de la Rambla del Beal y están formados fundamentalmente por residuos mineros similares a los que hay en el saladar de Lo Poyo, en los que se han medido valores de $\text{pH} \approx 5,5$ (Conesa et al., 2011). Por tanto, no es de extrañar que los fondos en esa zona contengan materiales con cierta acidez. En cuanto al P3FS y P4CYF, contenían gran cantidad de fibras semidescompuestas, ya que se ubicaron cerca de Las Encañizadas, lo que favorece factores que pueden disminuir el pH, como es la elevada actividad biológica y la producción de ácidos orgánicos.

En cuanto al Eh (Figura 4.2.6), los sedimentos arenosos (AS y CYA) tendieron a presentar los valores más elevados, sobre todo en superficie y en el muestreo de febrero. En particular, se observa que en febrero los testigos con *Cymodocea* (CYA) mostraban valores de Eh más altos que el resto (por encima de 100 mV) incluso en profundidad, lo que se puede atribuir a la oxigenación de los sedimentos por los rizomas de la planta. En septiembre el efecto de las plantas no se observó y, tanto con plantas como sin ellas, los sedimentos fueron casi siempre anóxicos ($\text{Eh} < 100$ mV).

En los fangos someros (< 2 m) y en los de profundidad intermedia (2-4 m) también se observó una tendencia, en el muestreo de febrero, a valores de Eh más elevados en los ≈ 2 cm superficiales en presencia de plantas, como se aprecia al comparar FS vs CYF y F2-4 vs CAU. En ambos ambiente el sedimento anóxico a partir de los 3 cm de profundidad tanto en presencia como en ausencia de vegetación, aunque en presencia de *Cymodocea* se obtuvieron valores de Eh algo más elevados. Igual que ocurría con los fangos someros, en septiembre no se observaron estas diferencias y todos los valores fueron inferiores a 100 mV.

Con respecto a los fangos profundos (F4), siempre hubo condiciones anóxicas a todas las profundidades y en ambos muestreos.

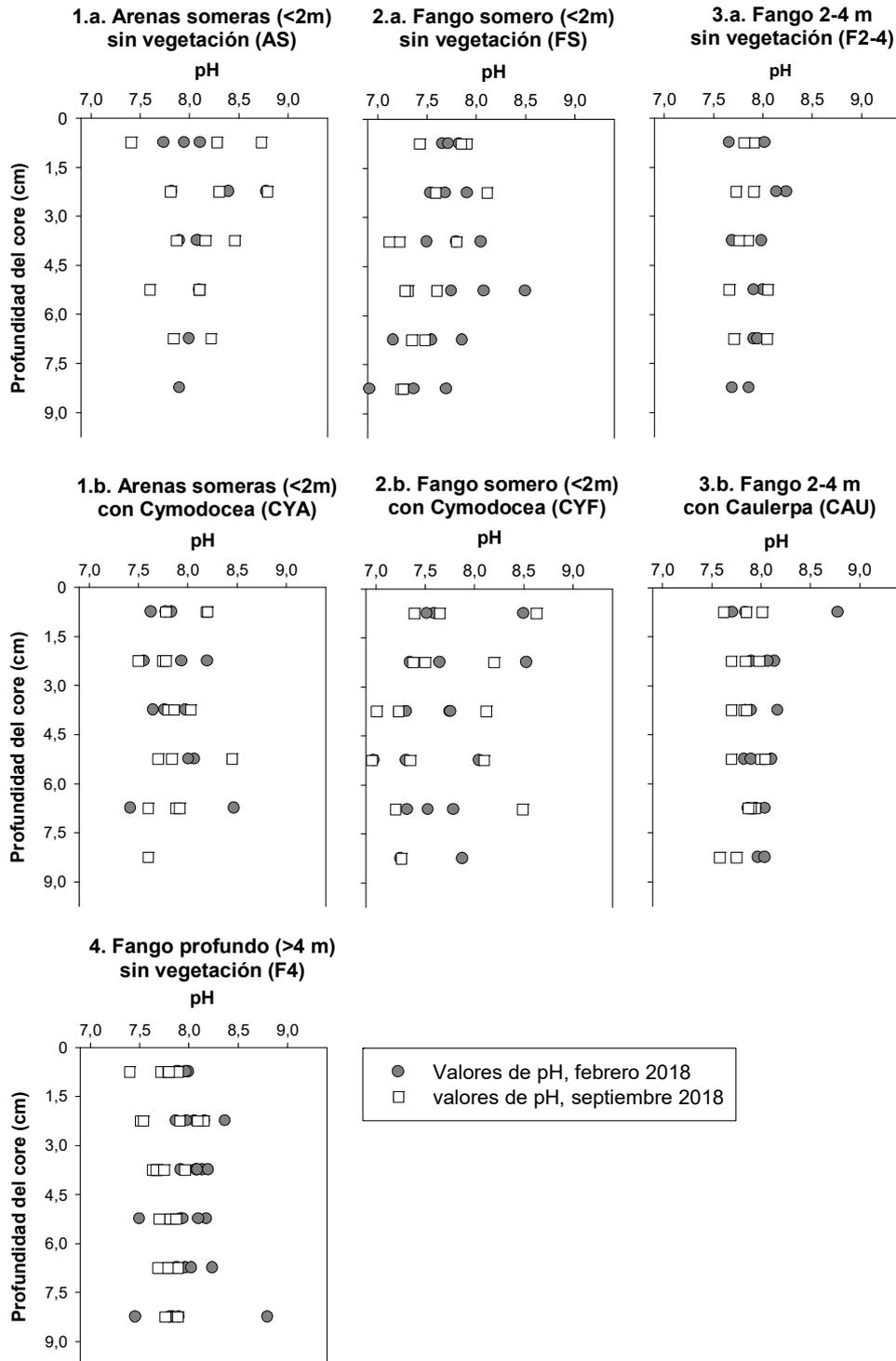


Figura 4.2.5. Valores de pH a las diferentes profundidades estudiadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018.

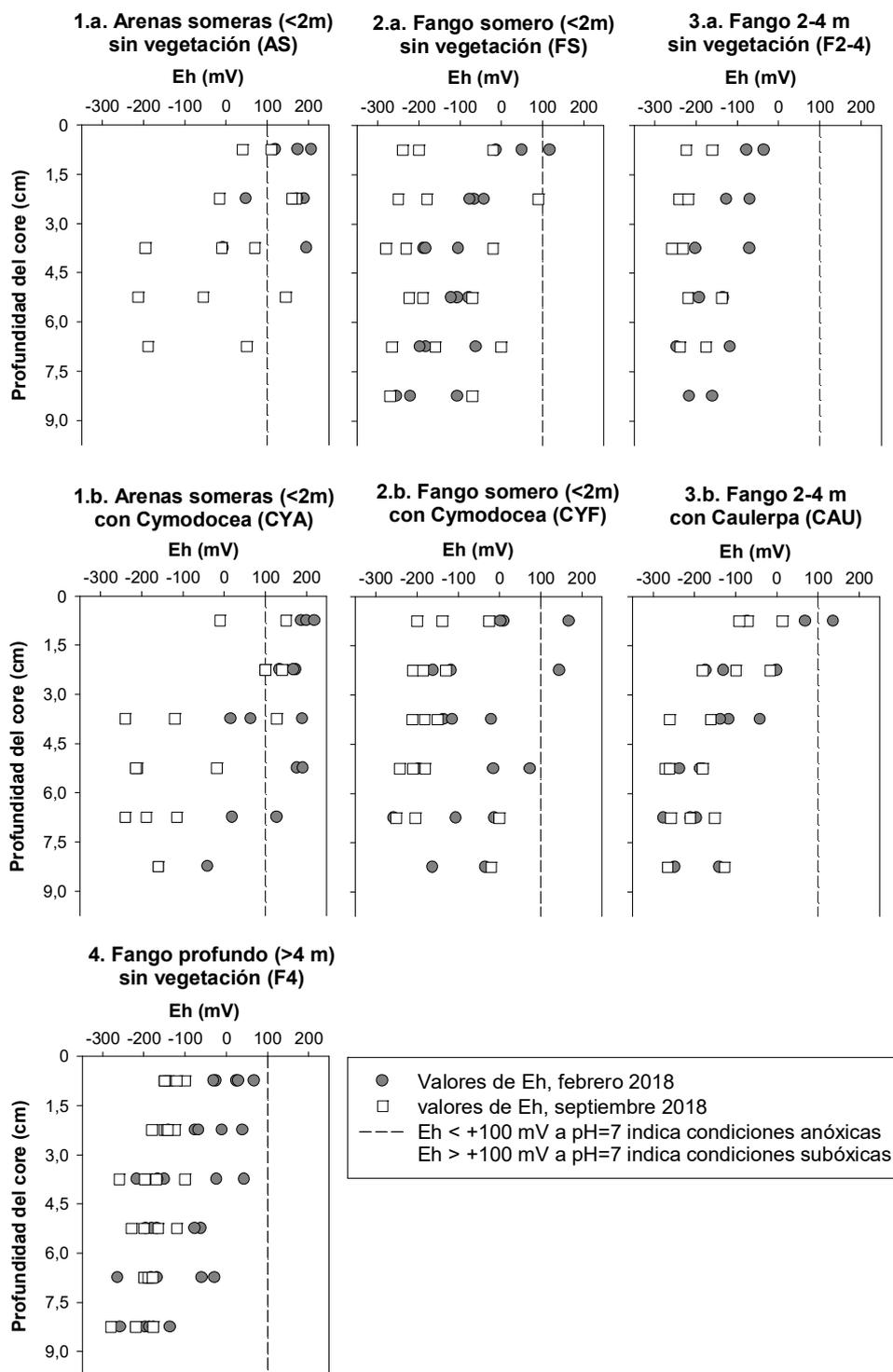


Figura 4.2.6. Valores de Eh a las diferentes profundidades estudiadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. La línea vertical discontinua indica el valor de Eh=100mV. Por encima de dicho valor el sedimento se considera el sedimento subóxico y por debajo anóxico (a valores de pH≈7, Otero y Macías, 2003).

El sistema pH-Eh es fundamental para los procesos biogeoquímicos que se dan en los sedimentos, ya que ambos parámetros están influidos, y a la vez regulan, la actividad biológica y los equilibrios químicos. Así, por ejemplo, la producción de CO₂ que genera ácido carbónico disminuye el pH cuando los microorganismos mineralizan el C orgánico utilizando O₂ como aceptor de electrones en su metabolismo (valores de Eh >≈300 mV). Además, el paso de NH₄⁺ a NO₃⁻ (nitrificación) produce H⁺ y contribuye también a bajar el pH. Sin embargo, cuando el oxígeno se agota y existen condiciones subóxicas (≈350 >Eh >≈100) o anóxicas (Eh <100 mV) se produce metabolismo microbiano anaerobio en el que NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, y SO₄²⁻ (en ese orden) se utilizan como aceptores de electrones y se reducen, consumiéndose H⁺ por lo que el pH tiende a subir. Aparte, hay otros procesos que se dan en sistemas anóxicos y que modifican el pH, como la oxidación anaerobia del NH₄⁺ por el NO₃⁻ (anammox) que produce N₂ y H⁺ y, en teoría, tienden a bajar el pH, o la reducción desasimilatoria de NO₃⁻ a NH₄⁺ (DRNA) que consume H⁺ y tiende a subirlo. Todo esto está condicionado por la heterogeneidad en la composición del sedimento, la actividad de los organismos y microorganismos, el dinamismo espacio-temporal de la interfase lámina de agua-sedimento y la capacidad de tamponamiento del sistema, que tiende a estabilizar el pH. Por tanto, son parámetros complejos cuyo análisis en profundidad requiere trabajos de monitorización más detallados de los realizados en este proyecto. Aun así, los datos indican claramente una fuerte anoxia generalizada desde el primer centímetro de sedimento, anoxia que fue más acentuada en septiembre lo cual se relaciona con el aumento de temperatura en verano, que acelera los procesos metabólicos en los sedimentos y consecuentemente el consumo del oxígeno disponible en esta matriz.

4.2.5. Contenidos en carbono orgánico y nitrógeno en el sistema sedimento-agua intersticial-columna de agua

4.2.5.1. Concentraciones y stocks de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) del sedimento

Los contenidos en COT y NT del sedimento en febrero y septiembre se encuentran en las Figuras 4.2.7 y 4.2.8 y en las Tablas 10 y 11 del Apéndice 1.

Tanto para COT como para NT las arenas someras presentaron las concentraciones más bajas, resultado lógico ya que las arenas tienen mucha menor capacidad de retención de materia orgánica que los sedimentos finos. En estos ambientes siempre existieron mayores concentraciones de COT en el muestreo de febrero que en el de septiembre.

Entre los fangos de menos de 4 m de profundidad (fangos someros, <2 m, y fangos de profundidad 2-4 m), las mayores concentraciones de COT se obtuvieron en los testigos P3FS y P4CYF, que como ya se ha indicado en otros apartados se recogieron en la zona de Las Encañizadas y presentaban gran acumulación de fibras vegetales, destacando también los primeros 1,5 cm del P22FS. Las concentraciones más bajas se obtuvieron en los testigos P15FS y P16CYF, constituidos principalmente por residuos mineros. Los contenidos de NT en los fangos de menos de 2 m de profundidad fueron muy irregulares, destacando los obtenidos en los testigos P3FS y P22FS en el muestreo de septiembre y el P4CYF en el muestreo de febrero, que se pueden asociar al elevado contenido en carbono orgánico en esas mismas muestras (Figura 4.2.7).

En cuanto a los fangos profundos (> 4 m), las concentraciones de COT y NT fueron más altas que en los otros ambientes, con una tendencia a que los sedimentos de la mitad sur (testigos P17F4 y P20F4) tuvieran menor contenido que los de la mitad norte (testigos P6F4, F7F4, P8F4). Considerando que en general los detritus se van acumulando en las zonas más profundas de la laguna, era esperable que las concentraciones de COT y NT fueran más altas en los fangos de más de 4 m.

Las concentraciones de COT obtenidas en muchas de las muestras analizadas en este estudio fueron superiores a los valores medios para las zonas norte, intermedia y sur publicados por León et al. (2016), que estuvieron entre $\approx 2,2$ y $\approx 6,6$ % considerando 22 puntos distribuidos en toda la laguna. En algunos de estos puntos se superaba el 6% de TOC, alcanzando un máximo del 21% frente al canal del Estacio (León et al., 2017). Pérez-Ruzafa et al. (2012) obtuvieron un promedio de COT entre $\approx 4,8$ % para praderas de *Caulerpa* creciendo sobre fangos con $\approx 30\%$ de material fino a profundidades $\approx 3,3$ m, que serían los más parecidos a FS, CYF, F24 y CAU, en los que, en este proyecto, se han obtenido concentraciones entre ≈ 2 y ≈ 5 % (sin tener en cuenta los dos testigos de Las Encañizadas). En cuanto a las praderas de *Cymodocea* creciendo en fondos predominantemente arenosos a profundidades de $\approx 1,4$ m, Pérez-Ruzafa et al. (2012) citaron valores promedio de $\approx 0,8$ %, mientras que en este proyecto se han obtenido concentraciones entre $\approx 0,4$ y $\approx 1,5$ % para los ambientes AS y CYA (arenas de menos de 2 m de profundidad sin y con vegetación). Por tanto, por lo general en este proyecto no hemos observado concentraciones de COT mucho más altas que las de estudios anteriores.

En cuanto al NT, Pérez-Ruzafa et al (2012) indicaron concentraciones de $\approx 1,6$ % para praderas de *Caulerpa* creciendo sobre fangos con $\approx 30\%$ de material fino a profundidades $\approx 3,3$ m, un $\approx 1,6$ % para praderas de *Cymodocea* creciendo en fondos predominantemente

arenosos a profundidades de $\approx 1,4$ m y un ≈ 1 % para praderas mixtas de ambas especies a profundidades de ≈ 2 m. En este proyecto las concentraciones más altas de NT en los fangos FS, CYF, F24 y CAU apenas han llegado al 0,8%, incluyendo las muestras de Las Encañizadas, y en las arenas nunca estuvieron por encima del $\approx 0,1$ %, por lo que para el NT sí hubo una gran discrepancia con los datos de los autores citados, que parecen excesivamente altos para ambientes de estas características.

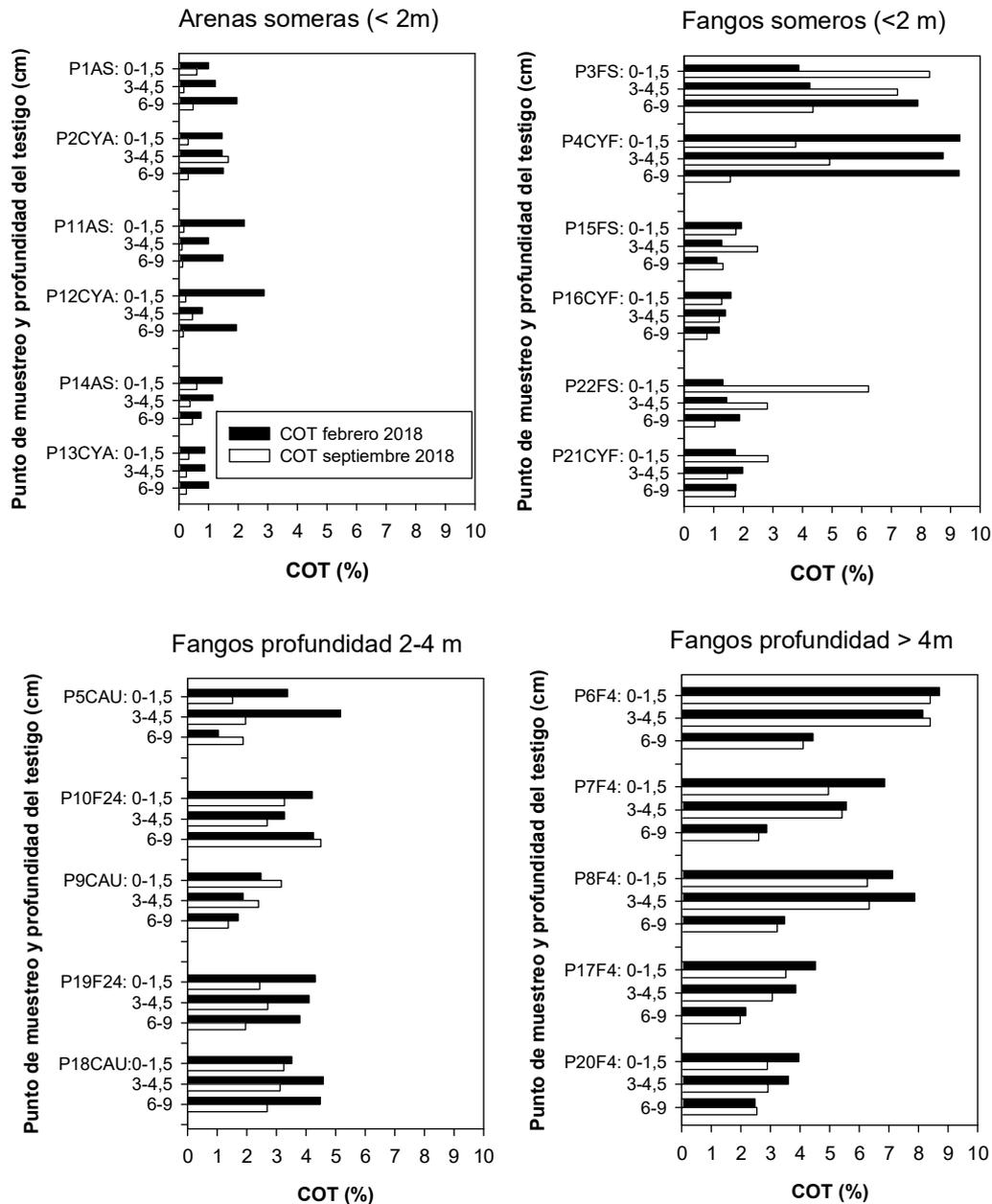


Figura 4.2.7. Concentraciones de carbono orgánico total (COT) a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018.

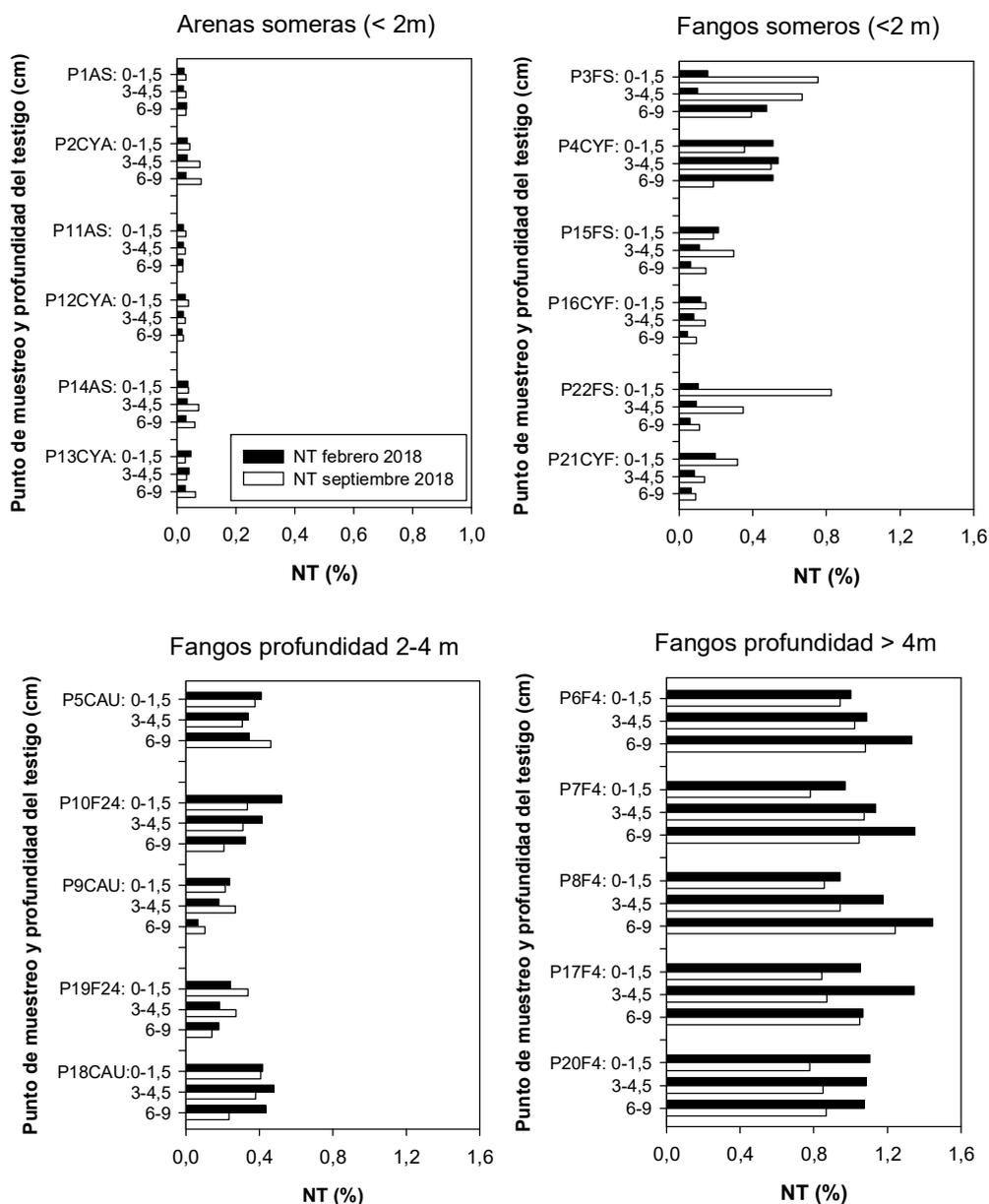


Figura 4.2.8. Concentraciones de nitrógeno total (NT) a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

Un aspecto interesante es la relación COT vs. NT en los diferentes ambientes estudiados (Figura 4.2.9) en los muestreos de febrero y septiembre. Como se observa, en las arenas someras (Figura 4.2.9. A, AS+CYA) hubo una clara diferenciación entre los resultados de ambos muestreos: en febrero los aumentos de COT no fueron acompañados por aumentos del NT, mientras que en septiembre fue el NT el que aumentó sin que se

observaran incrementos de COT. Esto es un resultado anómalo que no se puede explicar con la información que se tiene y que requeriría muestreos y análisis adicionales, ya que el NT es fundamentalmente orgánico y por tanto bien correlacionado con en COT. En los fangos someros (Figura 4.2.9. **B**, FS+CYF) hubo también una diferenciación entre ambos muestreos, pero la tendencia fue a que los aumentos de COT y NT fueran ligados en ambos ambientes. En fangos de más de 2 m de profundidad (Figura 4.2.9. **C** y **D**), las nubes de puntos se superpusieron.

Un comportamiento de las zonas más someras diferente del resto puede deberse a la mayor influencia que sufren estos ambientes frente a las entradas de material externo a la laguna (que pueden ser diferentes en diferentes momentos del año), así como con su mayor dinamismo. Analizar estos aspectos en más detalle requeriría un diseño de muestreo y un seguimiento específicos, pero se deja constancia de esta circunstancia para posibles estudios futuros o por si pueden contribuir a explicar algún otro fenómeno ocurrido en la laguna.

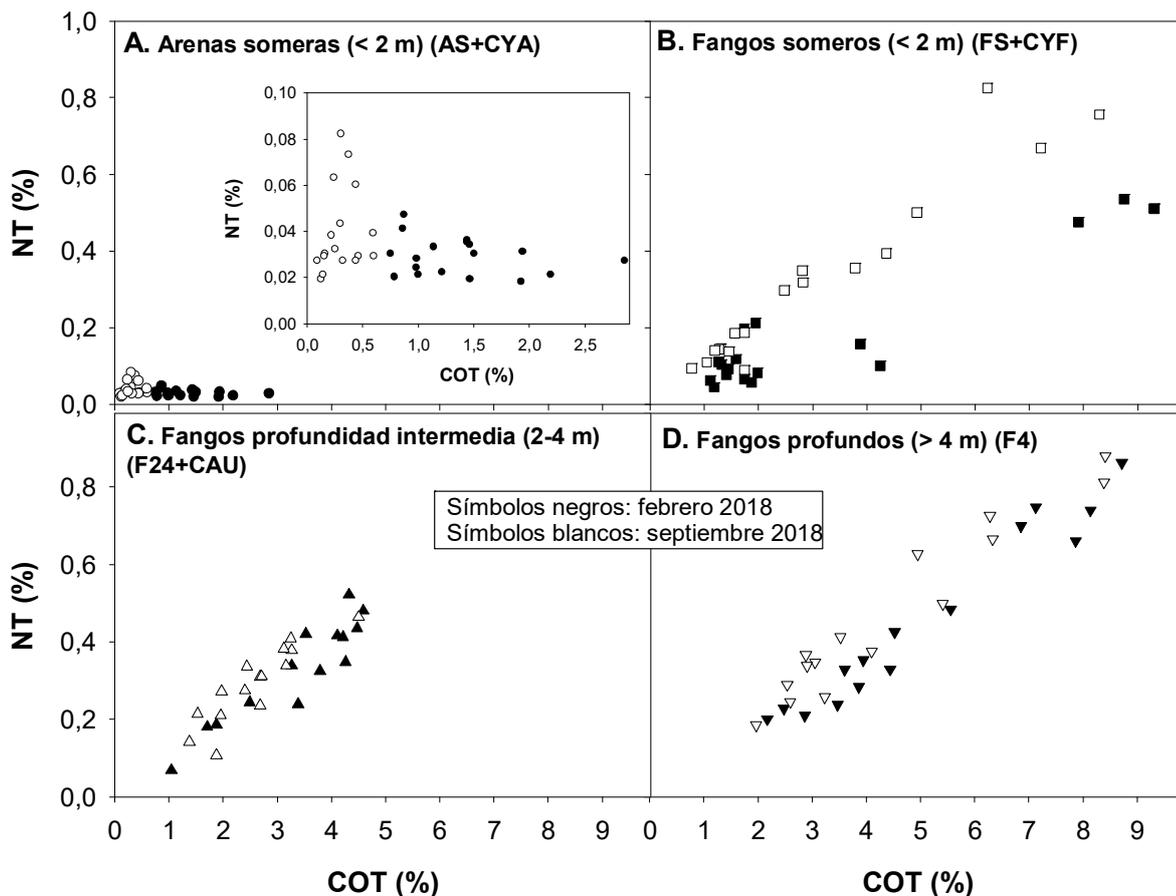


Figura 4.2.9. Relación entre los contenidos de COT y de NT para las muestras procedentes de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018.

En cuanto a los stocks (Figuras 4.2.10 y 4.2.11), se han calculado para contar con una primera estimación de las cantidades totales de carbono y nitrógeno almacenadas en el sedimento del Mar Menor, pero su comparativa con otros datos no es viable ya que no se cuenta con estimaciones previas.

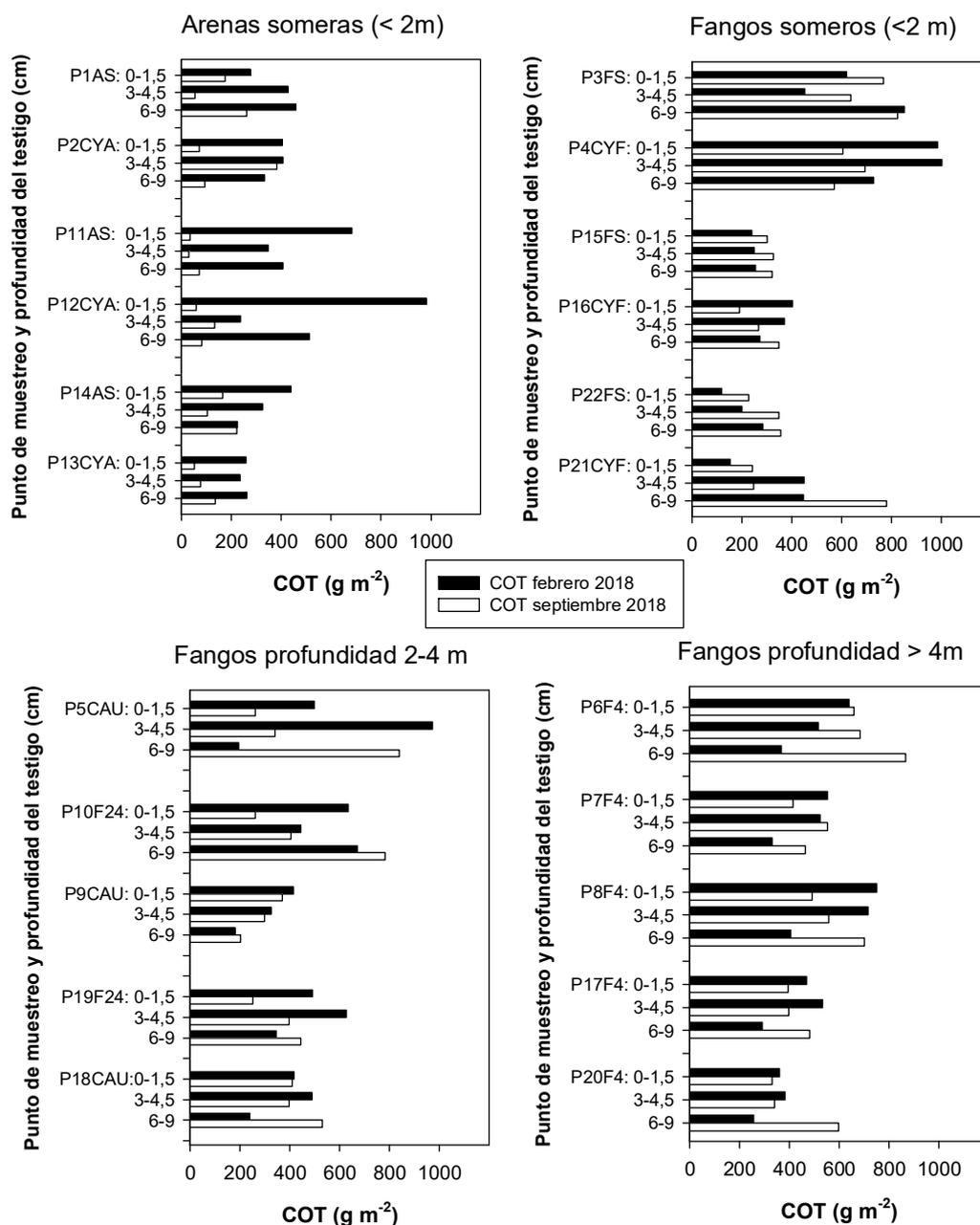


Figura 4.2.10. Cantidades totales (stocks) de COT a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. Las estimaciones se hicieron en base a las concentraciones y la densidad aparente.

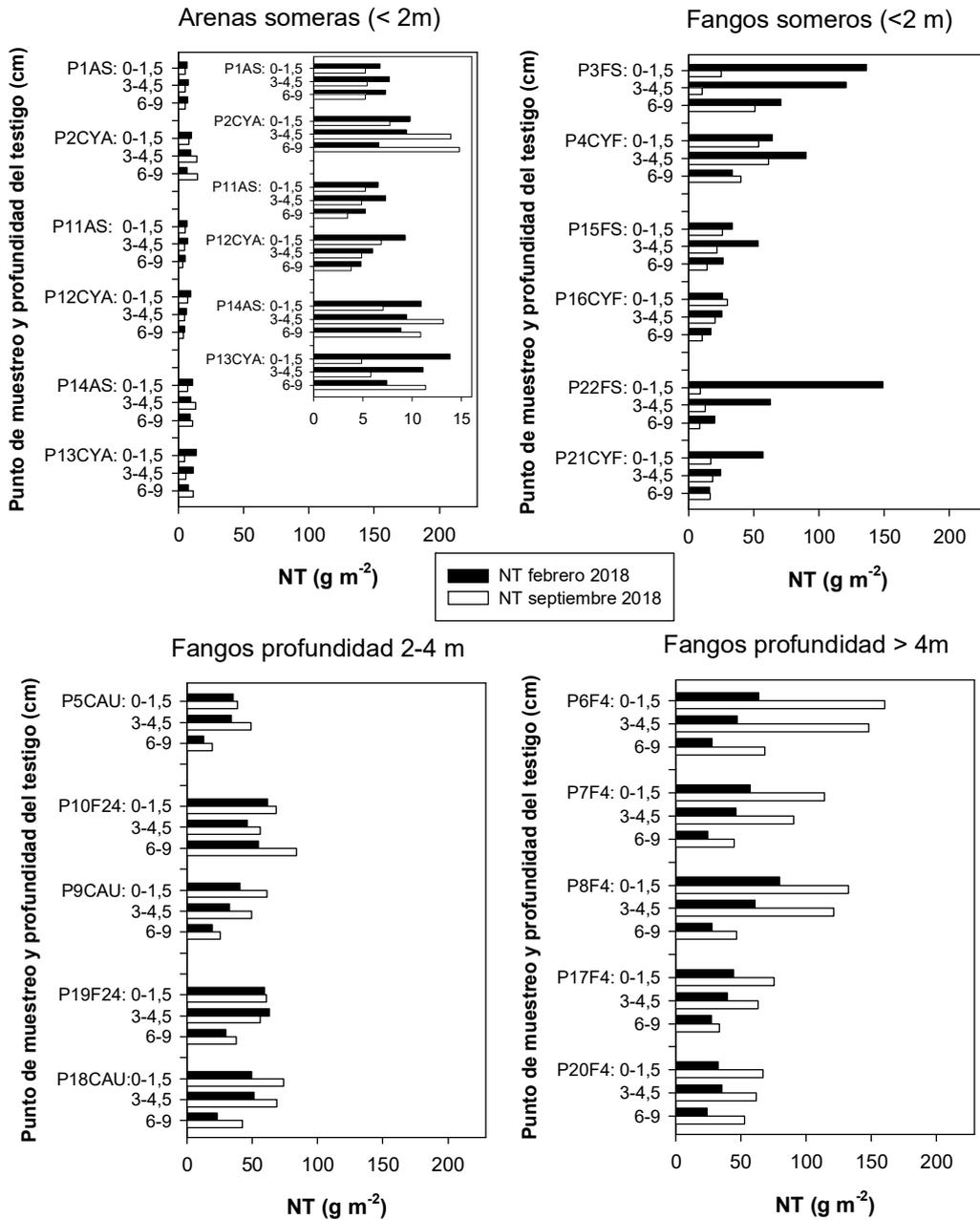


Figura 4.2.11. Cantidades totales (stocks) de NT a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. Las estimaciones se hicieron en base a las concentraciones y la densidad aparente.

Los resultados mostraron gran variabilidad, como era de esperar dadas las variaciones en las concentraciones de COT y NT, así como en los valores de densidad aparente. Las cantidades más elevadas de carbono estuvieron ligeramente por debajo de 1 kg m⁻² y aunque las concentraciones de COT tendieron a ser más altas en los centímetros más superficiales

(Figuras 4.2.7 y 4.2.8), los stocks se mantuvieron más o menos constantes o incluso aumentaron en profundidad debido al aumento de la densidad aparente.

4.2.5.2 Amonio (NH_4^+) retenido en el sedimento

Las concentraciones de NH_4^+ retenidas en el sedimento aparecen en las Figuras 4.2.12 y 4.2.13 y en la Tabla 12 del Apéndice 1.

Al ser un catión, el NH_4^+ puede ser adsorbido en las partículas con carga negativa como son los coloides orgánicos e inorgánicos existentes en el sedimento. Cuando esto ocurre, el NH_4^+ retenido constituye un importante reservorio de N (Laima, 1992, García-Robledo et al., 2016). Los motivos principales que pueden provocar un aumento de NH_4^+ en el sistema son: - la mineralización anaerobia del N orgánico que favorece que el NH_4^+ formado por amonificación se acumule en el sistema, al no poder nitrificarse a NO_3^- por falta de oxígeno; - la reducción desasimilatoria de NO_3^- a NH_4^+ (DRNA) que se puede producir en sistemas anóxicos, cuyas tasas pueden llegar a ser tan elevadas como la desnitrificación en estuarios someros (Bianchi, 2007); - el incremento de la concentración de NH_4^+ por aportes externos de aguas residuales u otros efluentes que contengan NH_4^+ incrementan la concentración de éste. El NH_4^+ se transformará en NO_3^- cuando el sistema se oxigene, o en condiciones anóxicas, si se produce oxidación anaerobia del amonio con los MnO_2 como donadores de electrones (Burdige, 2006)..

Los datos obtenidos en este proyecto muestran algunos aspectos muy interesantes con respecto al NH_4^+ retenido en el sedimento (Figuras 4.2.12 y 4.2.13). En primer lugar, se observa que en las arenas someras (AS y CYA) la presencia de *Cymodocea* (CYA) contribuye a que se acumule más NH_4^+ , atribuible: - a la presencia de más cantidad de compuestos orgánicos que serían fuente de NH_4^+ ; - la secreción de compuestos orgánicos con capacidad de adsorción por parte de las plantas, ya que la arena por sí sola tiene escasa capacidad de retención. El mayor contenido de COS en el agua intersticial apoya esta hipótesis (ver Figura 4.2.14, AS vs. CYA). Este efecto de las plantas no se observa en los testigos de fango por dos razones: - en esos testigos hay mucha más materia orgánica, independientemente de que haya o no plantas y de la fracción de carbono orgánico soluble en el agua intersticial (COS); - la presencia de coloides minerales con elevada capacidad e adsorción (partículas de arcilla) puede enmascarar la contribución de los coloides orgánicos.

Los fangos de profundidad menor de 2 m mostraron la mayor heterogeneidad en las concentraciones de NH_4^+ entre testigos, muestreos y profundidades. Entre estos testigos

destacan el P15FS y el P22FS, que en verano presentaron concentraciones mucho más altas que el resto también en el agua intersticial (Figura 4.2.15).

En los fangos de profundidad 2-4 m (F24 y CAU) y > 4m (F4) se observa un patrón muy claro de disminución de la concentración de NH_4^+ retenido en las capas inferiores de los testigos, siguiendo el descenso en el contenido de carbono orgánico y el aumento del contenido de arena. En estos tres ambientes los contenidos de NH_4^+ retenidos fueron, en general, algo mayores en febrero que en septiembre.

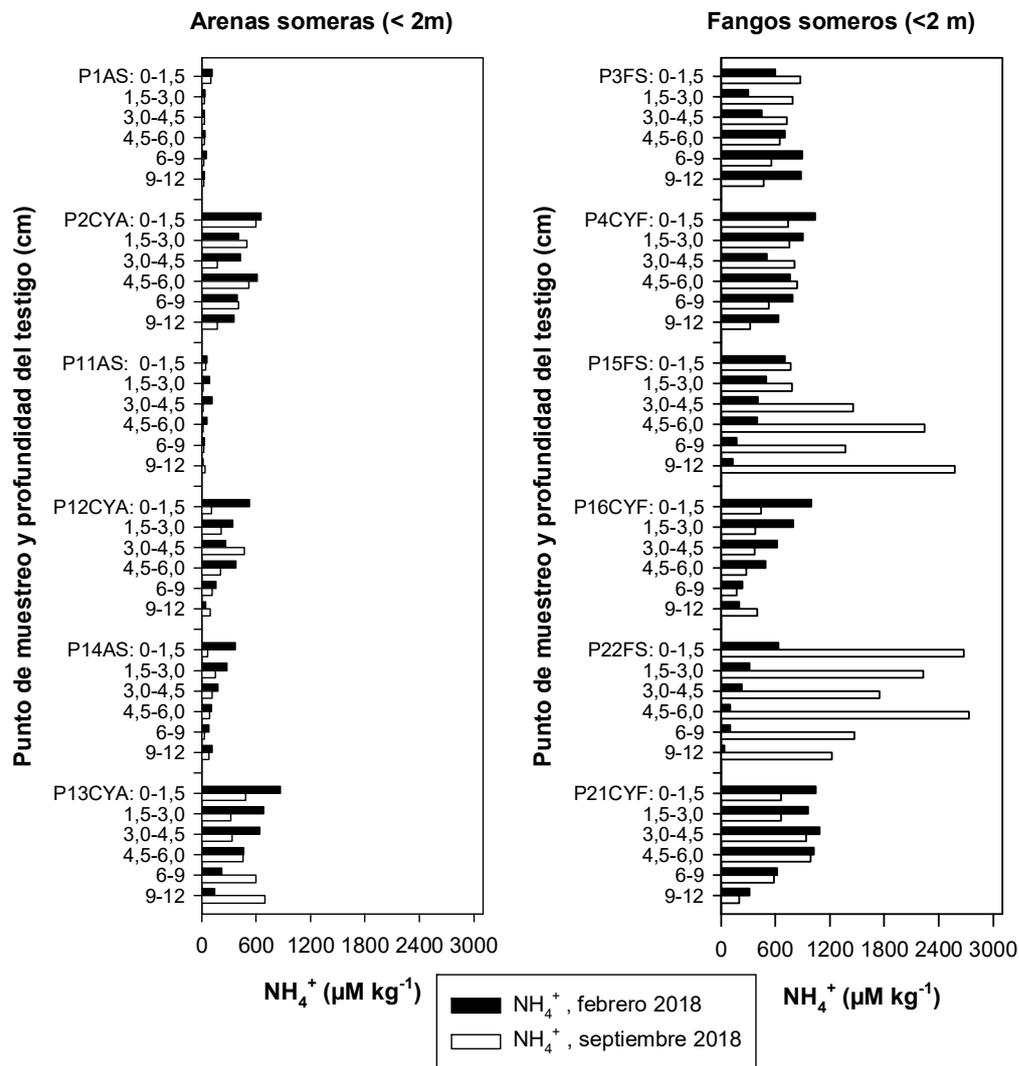


Figura 4.2.12. Contenidos en amonio (NH_4^+) retenido en el sedimento a las diferentes profundidades analizadas en los testigos recogidos en ambientes someros en febrero y septiembre de 2018.

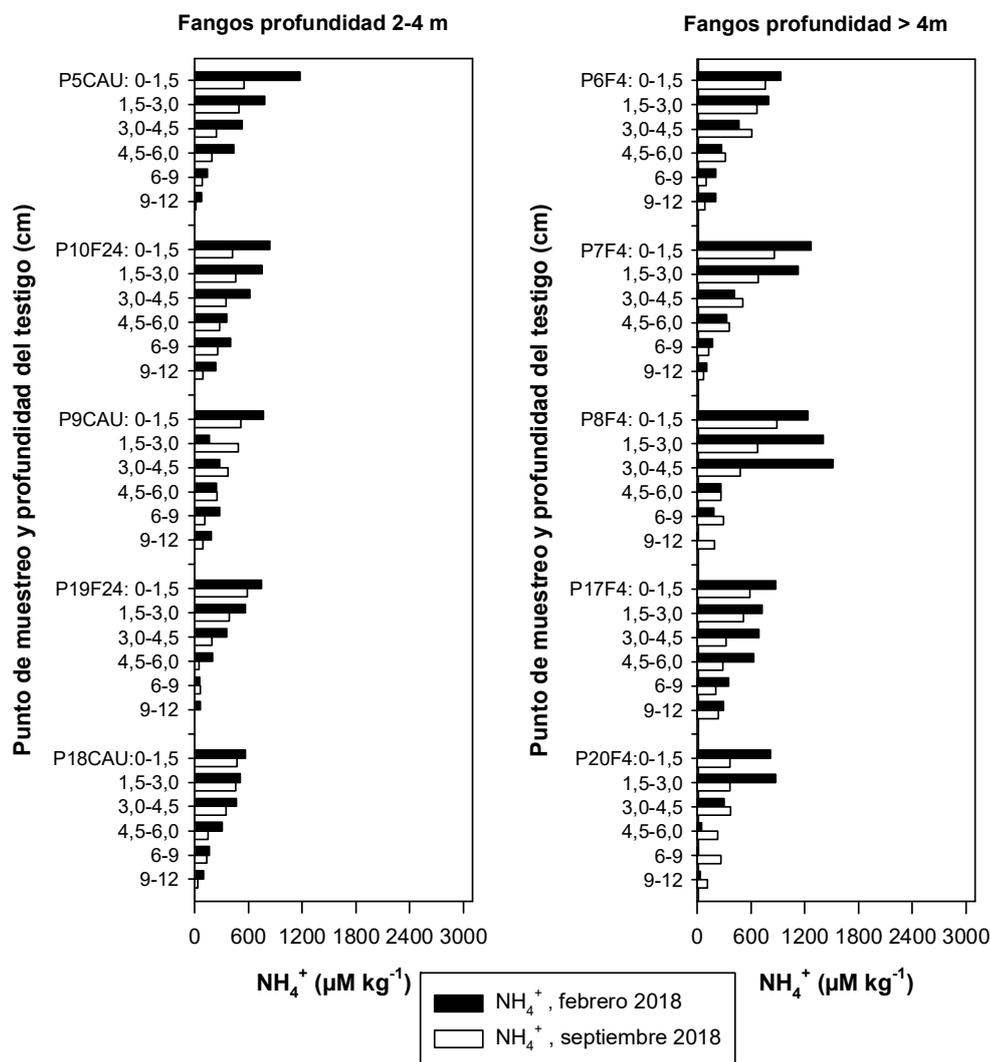


Figura 4.2.13. Contenidos en amonio (NH_4^+) retenido en el sedimento a las diferentes profundidades analizadas en los testigos recogidos en ambientes de más de 2 m de profundidad en febrero y septiembre de 2018.

Los datos apuntan, por tanto, a que el sedimento es una fuente de N en forma de NH_4^+ para el sistema, que puede pasar al agua intersticial y nitrificarse una vez en contacto con el O_2 de la columna de agua, constituyendo, en último término, una fuente de N-NO_3^- que estimule la proliferación de los organismos.

4.2.5.3. Carbono orgánico soluble (COS), amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) del agua intersticial y la columna de agua

Las Figura 4.2.14 y las Tablas 13 a 19 del Apéndice 1 muestran los valores de COS en el agua intersticial y la columna de agua. Las concentraciones fueron siempre más altas

en el agua intersticial y en algunos casos más elevadas en el muestreo de febrero (para AS y CYA) pero en otros en el muestro de septiembre (para F24). Las mayores concentraciones, $\approx 10000 \mu\text{M kg}^{-1}$, se obtuvieron en el testigo P21CYF (fango somero con *Cymodocea*), seguido del testigo P2CYA (arena somera con *Cymodocea*) con cantidades máximas de $\approx 5000 \mu\text{M kg}^{-1}$.

Los compuestos solubles de carbono pueden tener dos orígenes: - pueden generarse durante la mineralización de la materia orgánica al transformarse compuestos carbonados más o menos complejos en otros más simples solubles en agua; - pueden ser producidos por las plantas a través de los exudados radicales. Indicar que, aunque en lugares con mayor COT generalmente hay más COS, esto no siempre ocurre ya que el COT refleja el contenido de materia orgánica total del sistema, cuya solubilización para generar COS depende de su composición y de la actividad microbiana.

La composición química del COS es muy variada e incluye macromoléculas de tamaño relativamente grande como proteínas y sustancias húmicas, tanto como pequeñas moléculas como aminoácidos y ácidos orgánicos de cadena corta (Burdige, 2006). La disociación de ciertos grupos funcionales que forman parte del COS puede contribuir a bajar el pH, así como a aumentar la capacidad de adsorción de cationes del sedimento (por ejemplo, la disociación de los grupos carboxílicos $-\text{COOH}$ a $-\text{COO}^- + \text{H}^+$).

En ambientes óxicos el COS es un componente muy dinámico que se recicla con facilidad eliminándose del sistema si se mineraliza por completo o permaneciendo en él al transformarse e incorporarse a compuestos orgánicos más complejos como son los compuestos húmicos. Sin embargo, en ambientes anóxicos el COS tiende a acumularse ya que la mineralización de la materia orgánica en ausencia de O_2 es menos eficiente y la formación de compuestos húmicos escasa. Por tanto, es lógico que el agua intersticial del sedimento acumule COS y más aún si las condiciones son fuertemente anóxicas como sucedía en los fondos del Mar Menor cuando se hicieron los muestreos, especialmente en verano. Es obvio, por tanto, que los sedimentos eran, y probablemente seguirán siendo, una fuente de COS para la columna de agua que puede ser utilizado en procesos microbianos. Además, el COS acumulado en el sedimento fomenta la actividad microbiana provocando que las condiciones reductoras se acentúen, lo que se refleja en los bajos valores de Eh y en las altas concentraciones de sulfuros encontradas como consecuencia del metabolismo microbiano anaerobio (como se comentará a continuación).

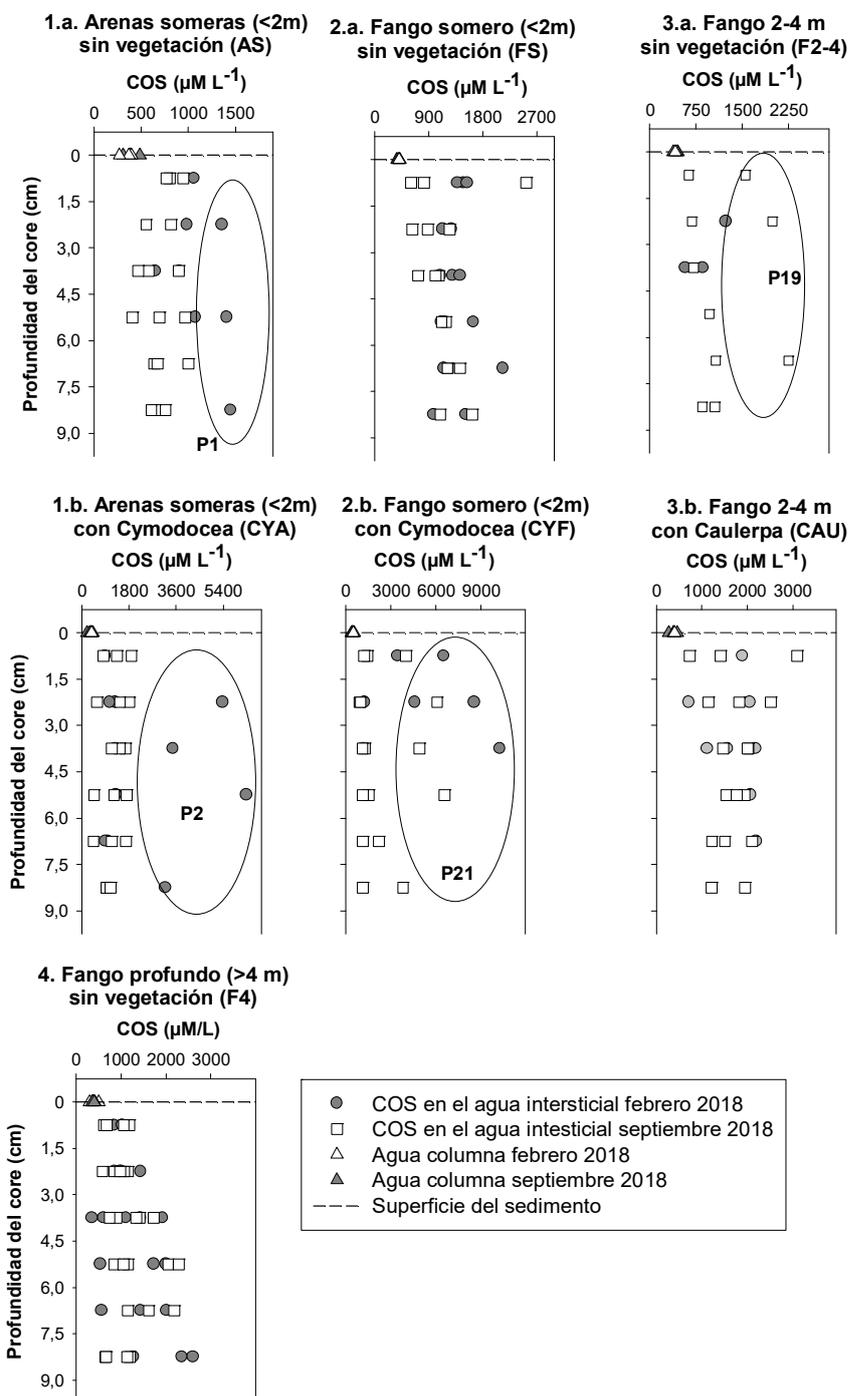


Figura 4.2.14. Concentraciones de carbono orgánico soluble (COS) en el agua intersticial de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

Las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- en el agua intersticial y la columna de agua se encuentran en las Figuras 4.2.15, 4.2.16, 4.2.17 y 4.2.18 y en las Tablas 20 a 26 del Apéndice 1.

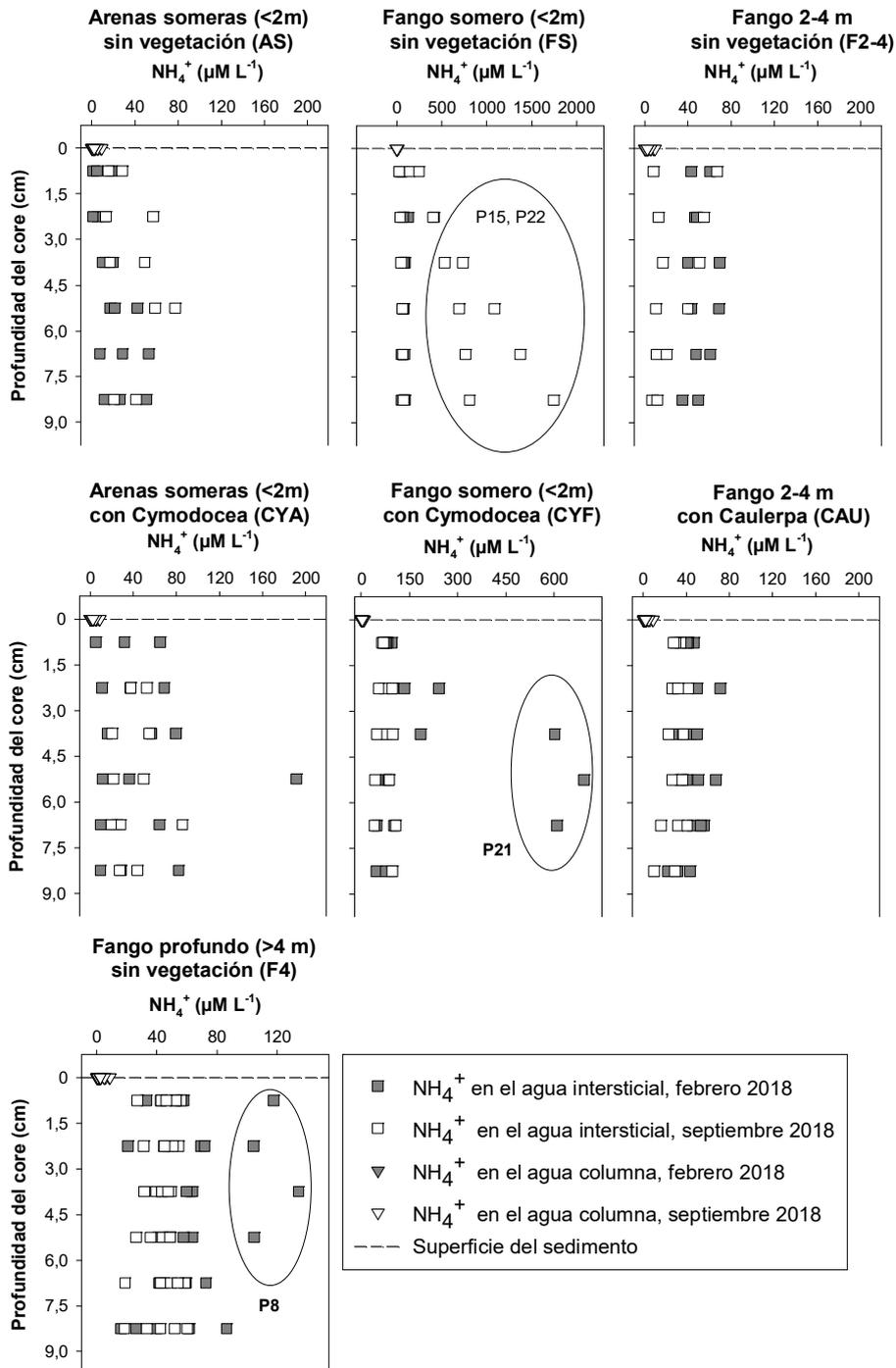


Figura 4.2.15. Concentraciones de amonio (NH_4^+) en el agua intersticial extraída de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018 y en la columna de agua recogida justo por encima del sedimento. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

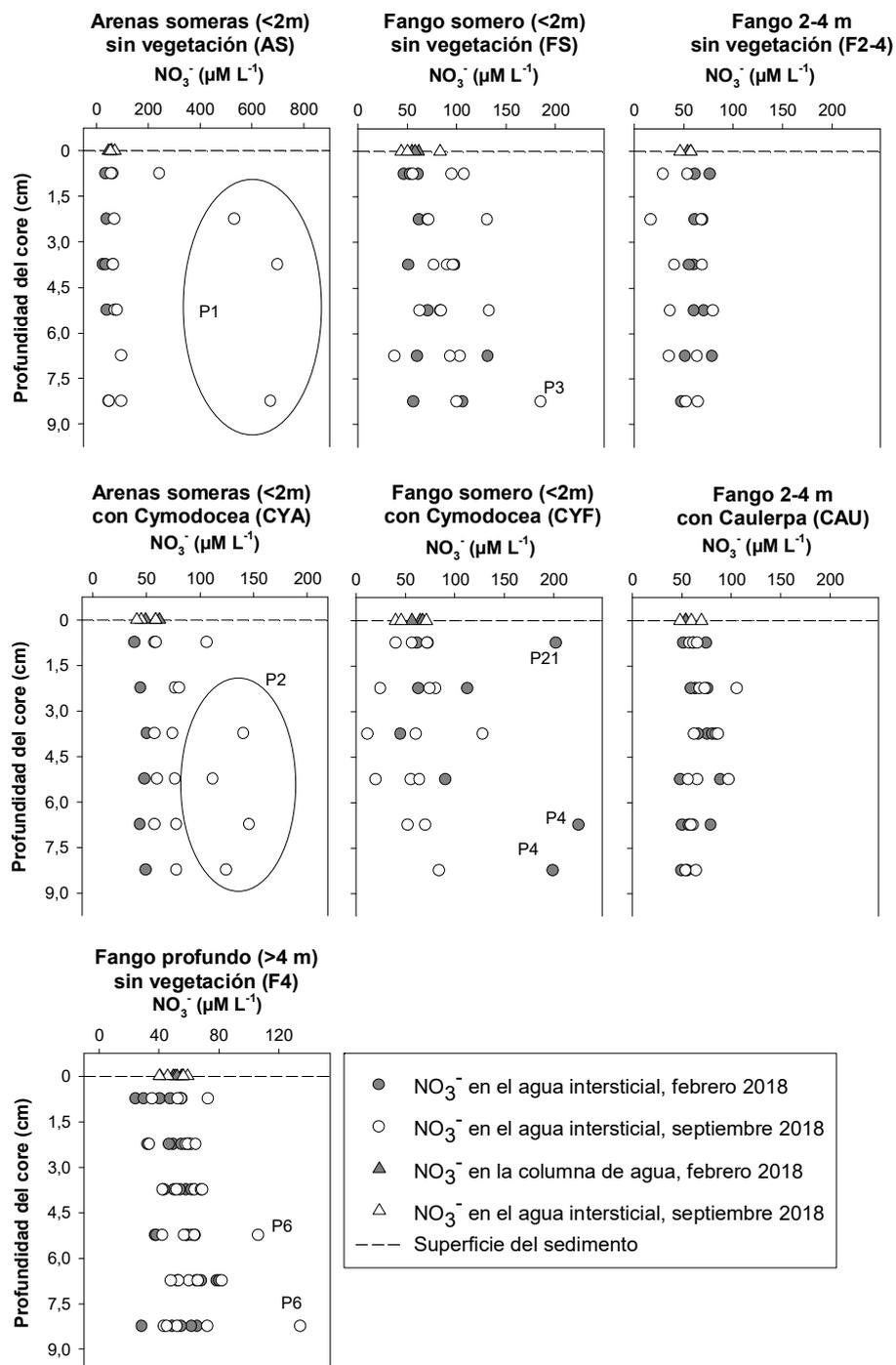


Figura 4.2.16. Concentraciones de nitrato (NO_3^-) en el agua intersticial extraída de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018 y en la columna de agua recogida justo por encima del sedimento. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

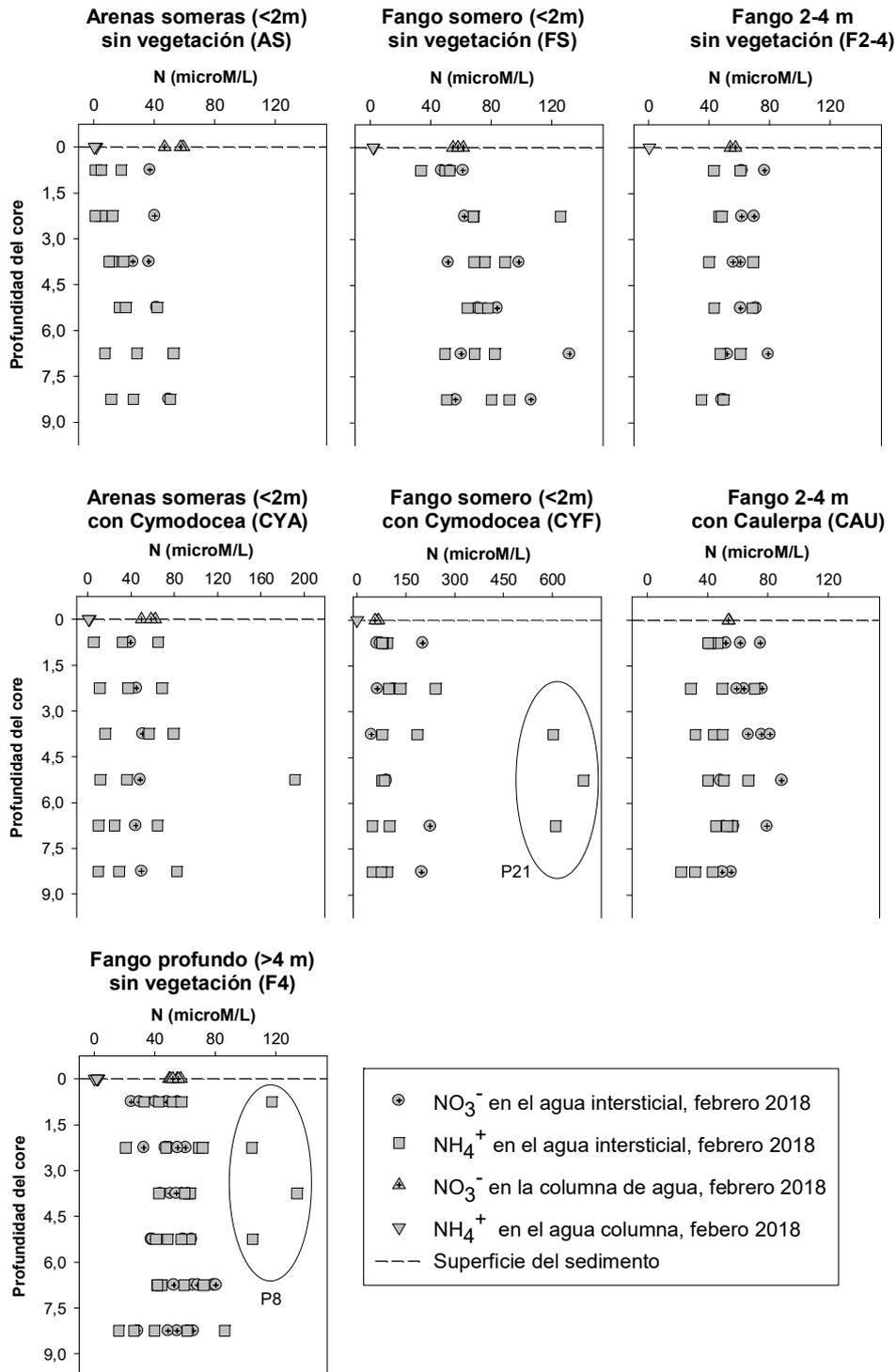


Figura 4.2.17. Concentraciones de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) en el agua intersticial extraída de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018 y en la columna de agua recogida justo por encima del sedimento. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

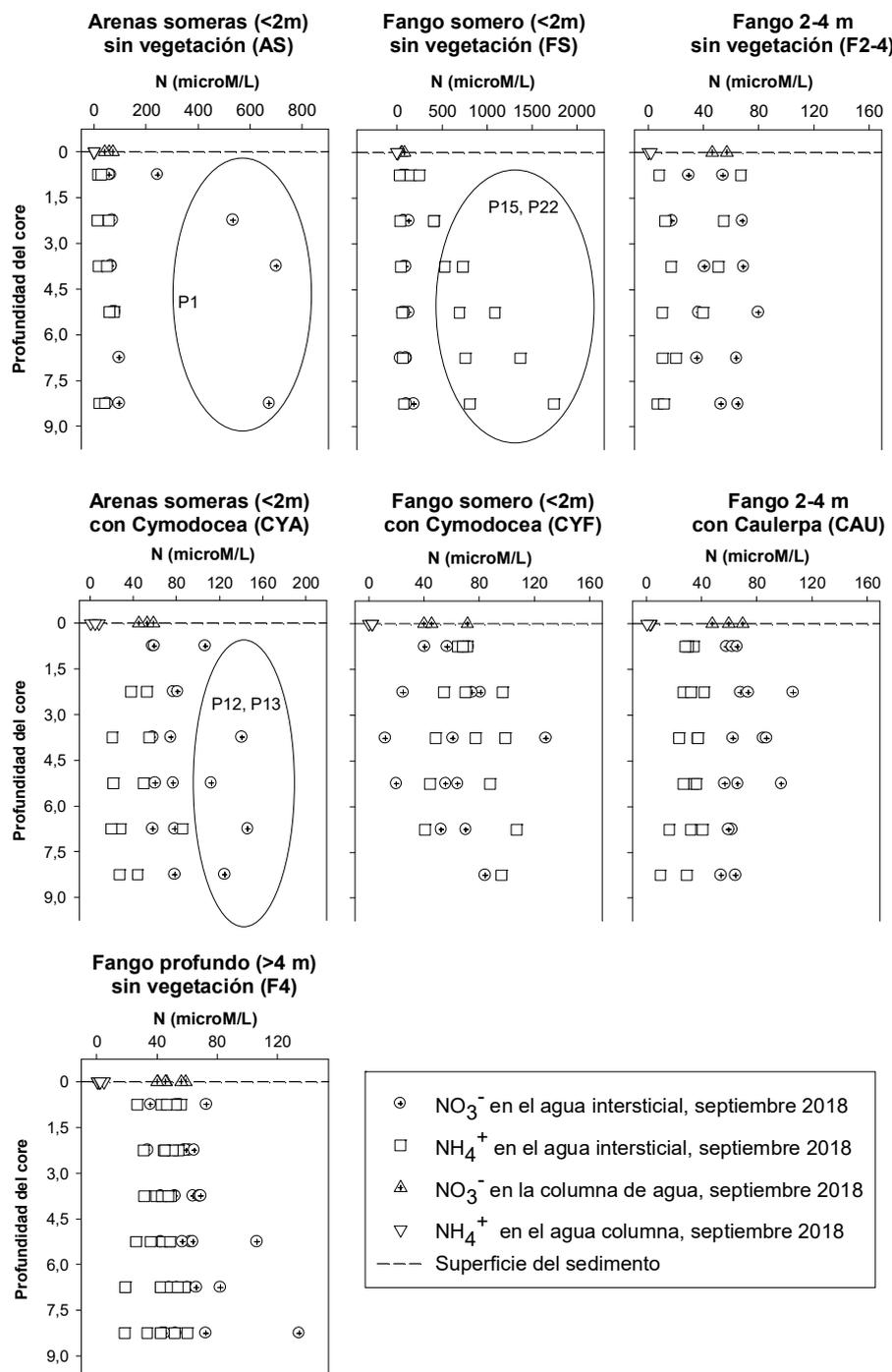


Figura 4.2.18. Concentraciones de amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-) en el agua intersticial extraída de los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018 y en la columna de agua recogida justo por encima del sedimento. La escala del eje-X no es la misma para todos los ambientes.

En prácticamente todos los testigos y a todas las profundidades se detectó la presencia de NO_3^- y NH_4^+ en ambos muestreos, con una tendencia a una mayor concentración de NH_4^+ que de NO_3^- , resultado esperable ya que en ausencia de oxígeno la nitrificación está inhibida y el NH_4^+ producido durante la mineralización de la materia orgánica tiende a acumularse. Además, los valores extremadamente bajos de Eh indican que la formación de NH_4^+ a partir de NO_3^- a través de la reducción desasimilatoria de nitrato (DRNA) también podía ocurrir en los sedimentos. Para explicar la presencia de NO_3^- en el agua intersticial bajo las condiciones anóxicas de los fondos hay que recurrir un proceso descrito por Burdige (2006), y otros autores citados en dicha obra, consistente en la oxidación anaerobia del amonio por bacterias quimiolitotrofas que usan los MnO_2 (abundantes en los sedimentos analizados) como donadores de electrones. El NO_3^- así formado tendrá dificultades para desnitrificarse a pesar del bajo Eh, debido a que las altas concentraciones de sulfuros inhiben la actividad de las bacterias denitrificantes (Bianchi, 2007).

En todos los casos las concentraciones de NH_4^+ del agua intersticial fueron mucho más elevadas que las de la columna de agua, lo cual implica facilidad para difusión de este componente desde el sedimento (Figura 4.2.15) a la columna. Sin embargo, esto no se observó de forma generalizada para el NO_3^- , ya que las concentraciones en agua intersticial y columna fueron parecidas, excepto en algunos casos (Figura 4.2.16). Al comparar las concentraciones de N-NO_3^- vs. N-NH_4^+ en el agua intersticial (Figuras 4.2.17 y 4.2.18) de todos los ambientes en febrero y septiembre se comprueba que a veces hubo más N-NO_3^- pero otras más N-NH_4^+ . O sea, en el agua intersticial no hubo, de forma generalizada, más N-NO_3^- que N-NH_4^+ ni al revés, pero eso sí sucedió en la columna de agua, donde dominó claramente el N-NO_3^- . Aparte de posibles vertidos de aguas con alto contenido de N-NO_3^- o N-NH_4^+ a la laguna que puedan modificar los contenidos de estos dos compuestos en la columna de agua, los procesos biogeoquímicos y los procesos en la interfase sedimento-columna de agua pueden ayudar a explicar por qué a pesar de las altas cantidades de NH_4^+ extraídas del sedimento y de las evidencias que apuntan a la difusión de NH_4^+ desde él, las concentraciones de éste en la columna de agua fueron tan bajas.

Una posible respuesta es la propia dinámica del NH_4^+ en el sistema complejo coloidal-agua intersticial-columna de agua. El NH_4^+ retenido en el sedimento, adsorbido a las partículas con carga negativa del complejo coloidal, se va liberando progresivamente según va disminuyendo la concentración en el agua intersticial, ya que los equilibrios de concentración entre lo adsorbido y lo soluble tienden a igualarse. Una vez en el agua intersticial, el NH_4^+ difunde a la columna de agua donde se transforma en NO_3^- por

nitrificación, de manera que la concentración de NH_4^+ en la columna acaba siendo más baja que la de NO_3^- . Por tanto, los datos del agua intersticial y la columna de agua apoyan que el sedimento es una fuente de N-NH_4^+ para la columna de agua, como que ya se apuntó en el apartado 4.2.5.2. Las mayores concentraciones de NH_4^+ en la columna de agua obtenidas en septiembre con respecto a febrero en varios puntos de muestreo, apuntan a que este fenómeno fue más acentuado en verano, lo cual es lógico ya que la subida de temperatura estival facilita la actividad microbiana y la producción de NH_4^+ por mineralización de la materia orgánica. Los menores valores de Eh obtenidos en septiembre apoyan esta explicación, ya que indican mayor consumo de oxígeno por los microorganismos. La resuspensión del sedimento en la columna de agua incrementaría el riesgo de liberación de NH_4^+ y su nitrificación a NO_3^- . También es necesario indicar que se ha considerado una muestra puntual para determinar las concentraciones en la base de la columna de agua, siendo un compartimento con una alta variabilidad espacial y temporal. Por tanto la comparación directa de ambas concentraciones tiene ciertas limitaciones, ya que se requerirían más datos de las concentraciones de nutrientes en columna de agua para cada periodo para realizar una comparación más completa.

4.2.6. Sulfuros en el sedimento y en el agua intersticial

4.2.6.1. Sulfuros volátiles solubles en ácido (AVS) extraídos del sedimento

La Figura 4.2.21 y la Tabla 27 del Anexo 1 recogen las concentraciones de AVS extraídas del sedimento.

Los AVS consisten en sulfuros metálicos solubles en ácidos que se obtienen de la descomposición de sulfuros metálicos con HCl 1 a 6 M, produciéndose gas sulfhídrico. Los componentes de los AVS incluyen fundamentalmente los sulfuros de hierro amorfos makinawita $-\text{FeS}-$ y greigita $-\text{Fe}_3\text{S}_4-$. Estos son los sulfuros que dan los colores oscuros a los sedimentos en medios anóxicos, colores que se han observado en casi todos los testigos recogidos en el Mar Menor (ver descripciones morfológicas en el Apartado 2 del informe) y que se deben a una mezcla de sulfuros ($\Sigma\text{H}_2\text{S}$, HS^- , S^- , Guevara et al., 2017). El cambio rápido de color del sedimento de colores negruzcos a pardos al oxidarse es un indicativo de la presencia de estos sulfuros, como así sucedió con los sedimentos del Mar Menor estudiados (Imagen 1).

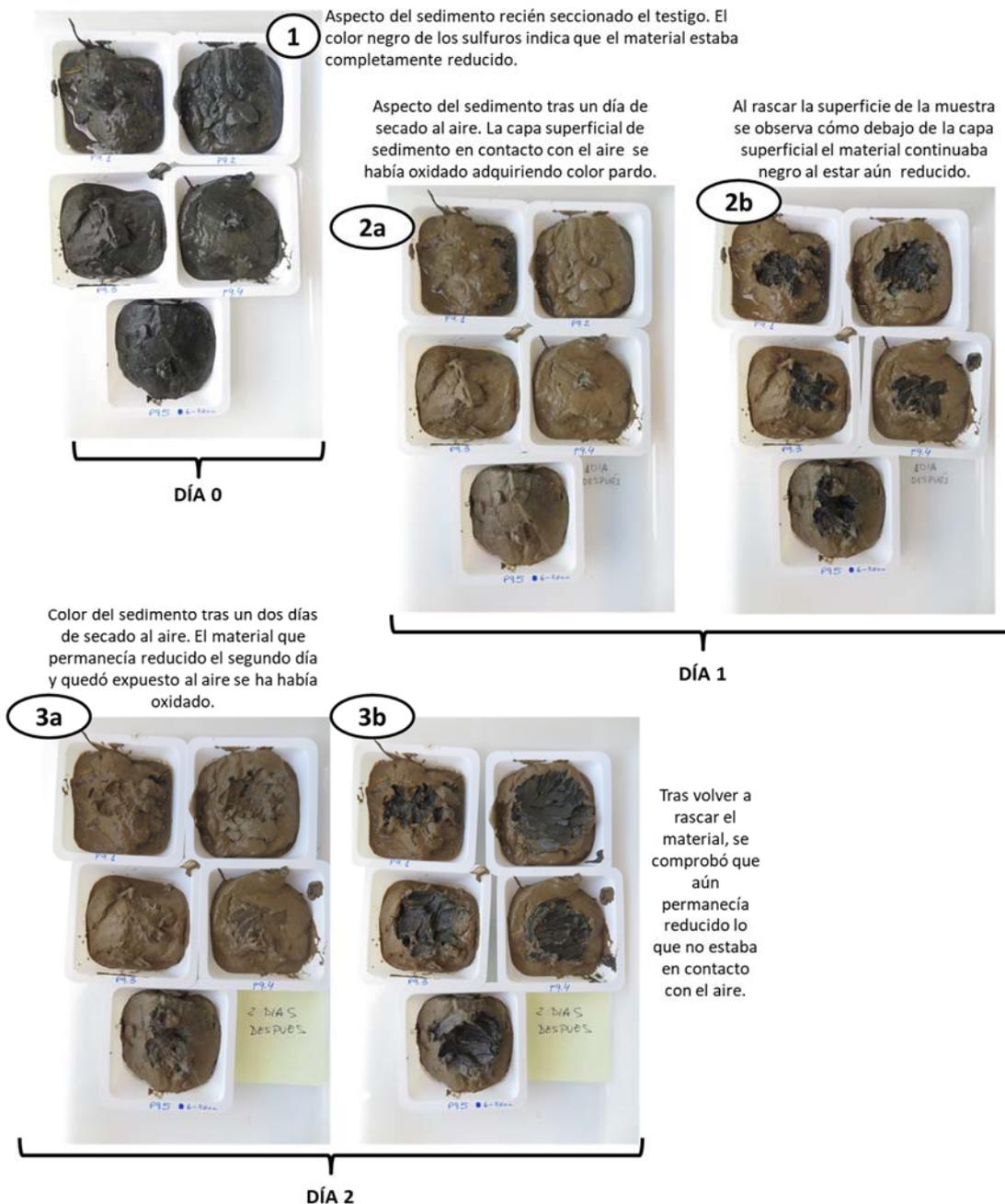


Imagen 1. El rápido cambio de color del sedimento indica la presencia de sulfuros amorfos de baja estabilidad que se oxidan en muy poco tiempo, pasando el Fe^{2+} a Fe^{3+} . Cuando los sulfuros llevan otros metales asociados además de Fe, dichos metales pasan a formas solubles y pueden ser absorbidos por los organismos o redistribuidos en el sistema al estar disueltos en el agua pudiendo pasar a la columna de agua.

La medida de los AVS permite estimar el riesgo de toxicidad de los sedimentos para los organismos bentónicos (DiToro et al., 1990), ya que los sulfuros solubles son tóxicos a

partir de ciertas concentraciones, así como los metales asociados a éstos, que pueden liberarse cuando dichos sulfuros se disuelven. No obstante, esta toxicidad no afecta por igual a todos los organismos. Así, Marín-Guirao et al. (2005a, b), indicaron que *Cymodocea nodosa* no se vio afectada por altas concentraciones de AVS en el sedimento del Mar Menor lo que atribuyeron a la capacidad de la planta de introducir oxígeno a las raíces desde los tejidos aéreos. Parece, por tanto, que esta especie es capaz de sobrevivir en sedimentos extremadamente anóxicos con altas concentraciones de sulfuros lo que le proporciona una elevada capacidad para colonizar estos ambientes tan desfavorables.

Los AVS se pueden solubilizar cuando los sulfuros se oxidan al exponerlos al O_2 o cuando la actividad biológica y/o las condiciones biogeoquímicas inducen bajadas de pH (por ejemplo, las secreciones de ácidos orgánicos en el entorno de las raíces de las plantas, la producción de CO_2 y formación de ácido carbónico o la nitrificación del NH_4^+ a NO_3^-). El Fe y otros metales que se hayan disuelto se podrán inmovilizar de nuevo al precipitar o coprecipitar los óxidos que se formen debido a la re-oxidación del sedimento. La inmovilización de los metales liberados se producirá en mayor o menor medida en función de la velocidad con la que se produzca la oxidación, el pH que se alcance en el proceso y la solubilidad de cada metal.

Las arenas mostraron concentraciones de AVS un orden de magnitud menor que los fangos y con una clara tendencia a incrementar su concentración en profundidad. Esto concuerda con las condiciones redox de estos ambientes, que mostraron valores de Eh > 100 mV en las capas más superficiales y un progresivo descenso hasta valores ≈ -250 mV, indicativas de sulfato reducción, en las capas más profundas (Figura 4.2.6). En los fangos, sin embargo, no se observó un claro patrón de aumento de los AVS con la profundidad, ya que a todas las profundidades existieron condiciones para la sulfato-reducción (Eh < 100 mV). En los fangos someros (< 2 m) la tendencia fue a que las muestras de septiembre presentaran mayores concentraciones de AVS que las de febrero y que los testigos con plantas (P4CYF, P16CYF, P21CYF) tuvieran menores concentraciones que los sin planta (P3FS, P15FS, P22FS) (Figura 4.2.21). Otra tendencia general que se puede observar es el aumento de las concentraciones de AVS hacia el sur de la laguna.

Independientemente de las tendencias generales observadas, se puede afirmar que las concentraciones de AVS fueron anormalmente elevadas en prácticamente todos los testigos de fango, indicando riesgo de toxicidad para los organismos bentónicos.

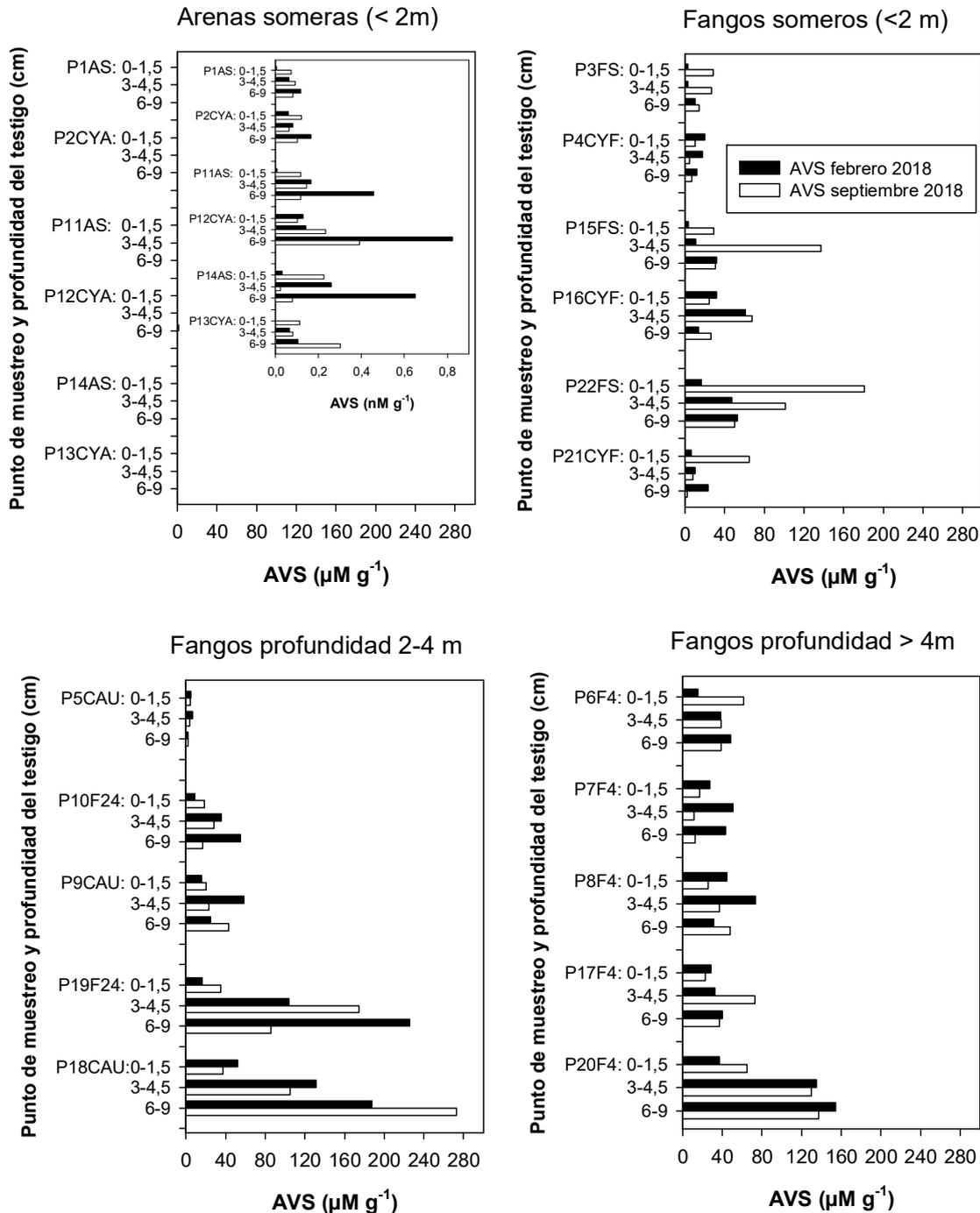


Figura 4.2.21. Sulfuros volátiles solubles en ácido (AVS) extraídos a las diferentes profundidades analizadas en los testigos de sedimento recogidos en las 22 estaciones de muestreo en febrero y septiembre de 2018.

4.2.6.2. Sulfuros disueltos en el agua intersticial

La Figura 4.2.22 y las Tablas 28 a 34 del Apéndice 1 muestran las concentraciones de sulfuros en el agua intersticial.

En el muestreo de febrero las concentraciones de sulfuros estuvieron por debajo de los límites de detección en muchas de las muestras analizadas, pero en el muestreo de septiembre se pudo detectar la presencia de sulfuros en todas las muestras. Las concentraciones más bajas se obtuvieron en los 3 cm superficiales, tanto para febrero como para septiembre, y los máximos en el muestreo de septiembre. Cuando se comparan ambientes similares sin vegetación y con vegetación, se observa que en presencia de plantas se obtuvieron los máximos de concentración de sulfuros disueltos (comparar AS vs. CYA; FS vs. CYF y F2-4 vs. CAU). Destacar que los datos obtenidos para Las Encañizadas (P3FS y P4CYF) reflejan, igual que ocurría con otros parámetros, una actividad biológica muy superior al resto de ambientes debido a la gran cantidad de restos orgánicos acumulados que se transforman en condiciones anaerobias.

Como ya se ha explicado en otros apartados, los sulfuros se forman por reducción de sulfatos en condiciones anaerobias, durante actividad de los microorganismos sulfato-reductores. Una mayor concentración en los ambientes con plantas puede relacionarse con una mayor presencia y/o actividad microbiológica, gracias al soporte físico y al ambiente favorable que ofrecen la rizosfera vegetal para la actividad de las poblaciones microbianas (Caffery and Kemp, 1990). Una vez que los sulfuros se encuentran solubles en el agua, pueden ser absorbidos por los organismos o unirse a los metales disueltos y precipitar formando mono-sulfuros metálicos de baja estabilidad (metaestables) que pueden oxidarse con facilidad y liberar de nuevo los metales al agua (como ya se ha explicado), o co-precipitar con la pirita (SFe_2) que tiene elevada estabilidad. Por tanto, aunque cuando aparecen altas concentraciones de AVS son de esperar altos contenidos en sulfuros solubles, no siempre hay una correspondencia directa entre unos y otros, ya que los solubles en agua pueden inmovilizarse con relativa facilidad y no ser detectados en el agua intersticial. De hecho, en este estudio no se han encontrado correlaciones significativas entre las concentraciones de AVS del sedimento y los sulfuros disueltos en el agua intersticial. Lo que sí se puede afirmar es que los sedimentos presentaban condiciones desfavorables para los organismos por las altas concentraciones de AVS y de sulfuros disueltos y que esa situación se acentúa en los meses más cálidos.

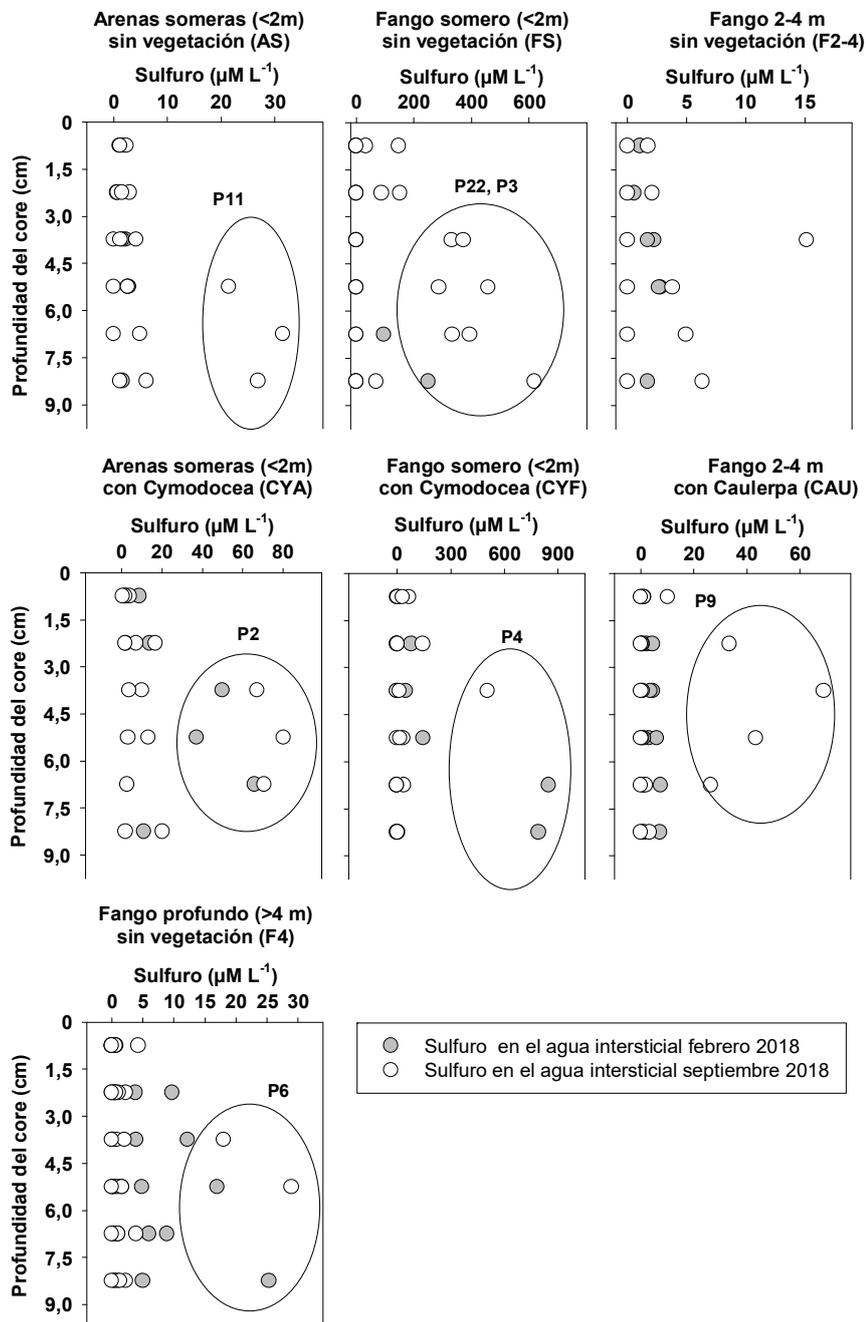


Figura 4.2.22. Concentraciones de sulfuros en el agua intersticial a las diferentes profundidades estudiadas en los 22 testigos recogidos en febrero y septiembre de 2018. Para las comparativas prestar atención a que la escala del eje-X es diferente para cada ambiente y a que los ambientes con planta tienen una escala mayor.

4.2.7. Fósforo en el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua

4.2.7.1. Fósforo total y fraccionamiento del fósforo en el sedimento

Las concentraciones de fósforo extraídas del sedimento aparecen en las Figuras 4.2.23 y 4.2.24 y en las Tablas 35 y 36 del Apéndice 1.

El fósforo acumulado puede proceder de vertidos de diverso tipo que contuvieran PO_4^{3-} disuelto, que una vez en la laguna fue inmovilizándose pasando a formar parte del *pool* de P-inorgánico de los fondos (sobre todo Pi-NaOH (Fe/Mn/Al) y Pi-HCl (Ca)), o fue absorbido por la vegetación cuyos restos quedaron luego en el fondo pasando a formar parte del *pool* de P-orgánico (Po-NRS; Po-Res). También puede haber entradas de P unido a partículas orgánicas e inorgánicas, que van a parar finalmente a los fondos. Muestreos realizados en las ramblas del Albuñón, Miranda y el Miedo entre 2002 y 2007 señalaron a los vertidos de aguas urbanas como principales responsables de las entradas de fósforo al Mar Menor (Álvarez-Rogel et al., 2006; García-Pintado et al., 2007; Jiménez-Cárceles y Álvarez-Rogel, 2008), aunque también se detectaron, en ocasiones, altas concentraciones atribuibles a la actividad agrícola (González-Alcaraz et al., 2012), detectándose P disuelto y P particulado en las aguas analizadas.

Los resultados obtenidos en este proyecto indican que el fósforo de los fondos está retenido, sobre todo, en formas orgánicas recalcitrantes (Po-NRS) e inorgánicas ligado a compuestos de Ca y Mg (Pi-HCl). Las formas orgánicas proceden fundamentalmente de la materia orgánica acumulada en los fondos y podrían pasar a la columna de agua si esta se mineraliza, mientras que bajadas de pH que disuelvan parcialmente carbonatos pueden liberar fósforo inorgánico ligado a ellos, proceso constatado en diversos fondos marinos (Marbá et al., 2006 y las referencias citadas en dicha publicación). El fósforo ligado a óxidos metálicos (Pi-Fe/Mn/Al) constituyó una fracción minoritaria en casos, a pesar de las elevadas concentraciones de Fe y Mn del sedimento, en particular en las zonas afectadas por residuos mineros (Figuras 4.2.26 y 4.2.27). La preferencia del fósforo a quedar inmovilizado en compuestos de Ca frente a compuestos metálicos se ha asociado en particular a sistemas eutrofizados de condiciones fuertemente reductoras en los que gran parte del Fe se encuentra unido a sulfuros disminuyendo así la capacidad del metal para inmovilizar PO_4^{3-} (Marbá et al., 2006 y las referencias citadas en dicha publicación).

Febrero 2018

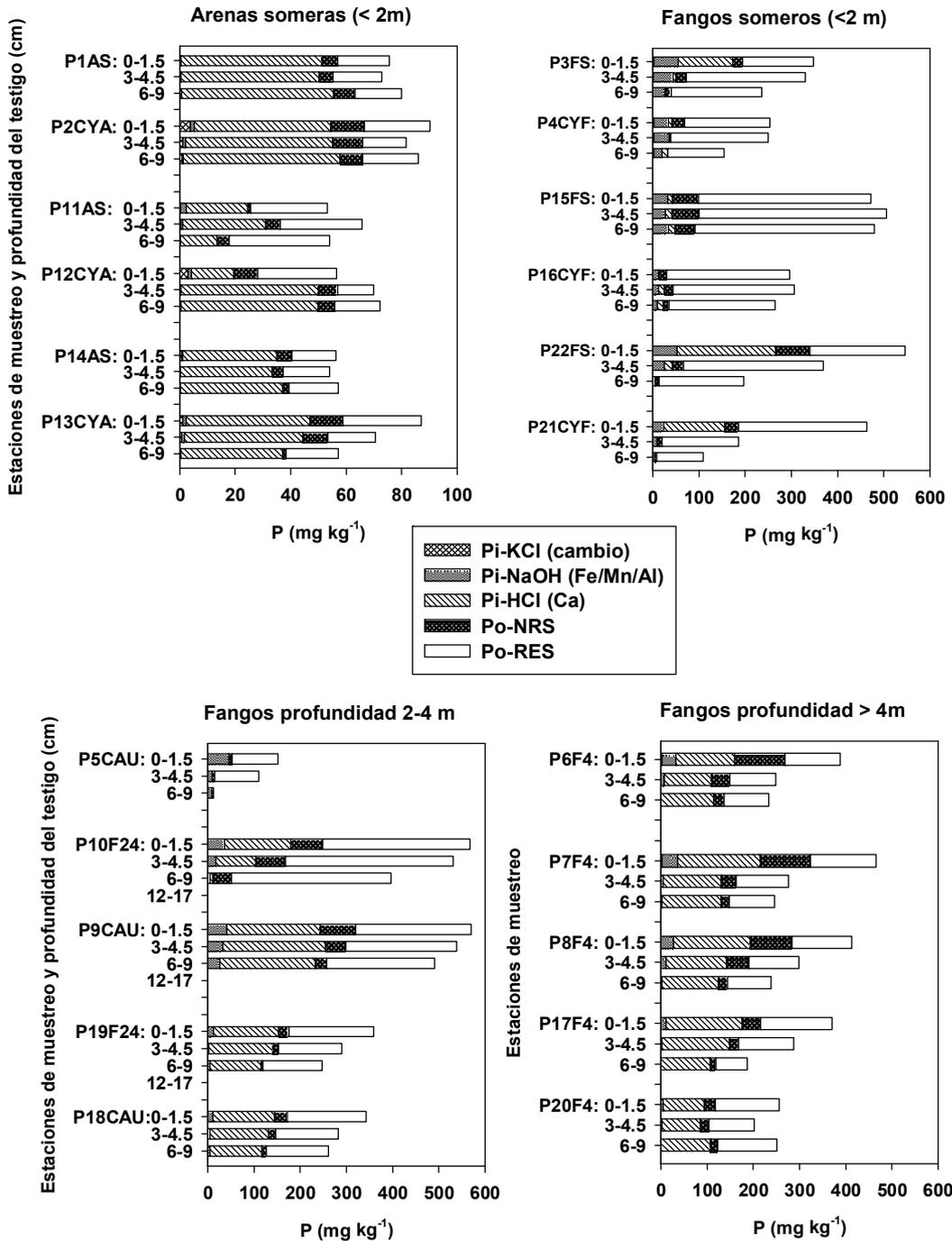


Figura 4.2.23. Resultados del fraccionamiento del fósforo retenido en el sedimento a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en febrero de 2018. La escala del eje-X es diferente para las arenas someras.

Septiembre 2018

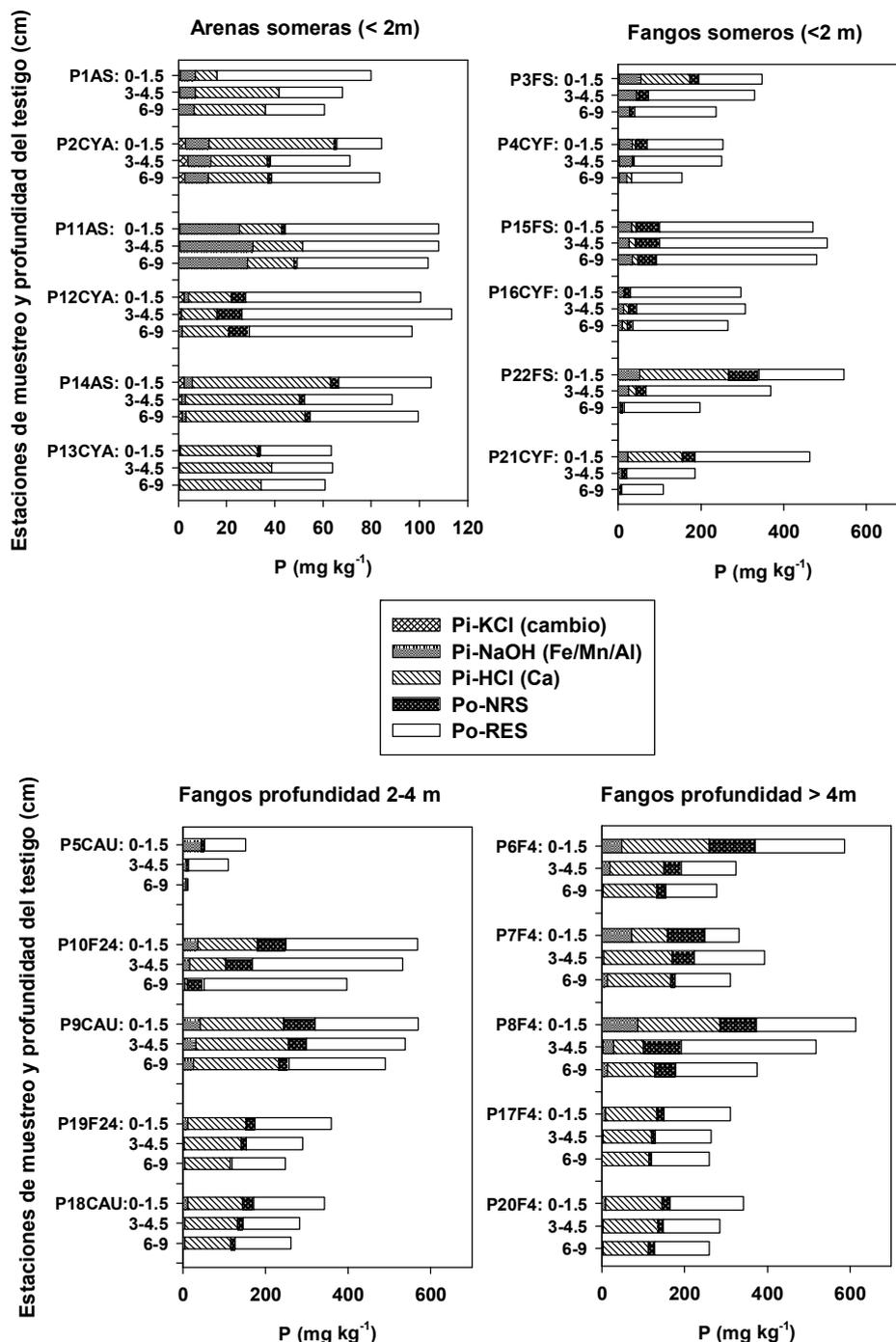


Figura 4.2.24. Resultados del fraccionamiento del fósforo retenido en el sedimento a las diferentes profundidades analizadas en los 22 testigos recogidos en septiembre de 2018. La escala del eje-X es diferente para las arenas someras.

El P ligado a compuestos de Ca y Mg puede precipitar “in situ” o haber entrado a la laguna unido a partículas de suelo erosionadas desde las zonas agrícolas, donde es común

que el P añadido como fertilizante se inmovilice en los suelos al precipitar como fosfatos de calcio y coprecipitar con carbonatos. Si esto fuera así, se podría esperar una tendencia a que hubiera mayor contenido de Pi-HCl (Ca) en los fangos someros (< 2m) ubicados en zonas de mayor entrada de sedimentos desde zonas agrícolas, como son las desembocaduras de las ramblas o la cubeta sur, que ha recibido gran cantidad de aportes en los últimos años. Examinando las Figuras 4.2.23 y 4.2.24 se comprueba que en dichos fangos el Pi-HCl (Ca) fue en general escaso, con las menores concentraciones en los testigos P15FS y P16CYF ya que se trata de residuos mineros con bajo contenido en carbonato. Las concentraciones más elevadas de esta fracción de P se encontraron en las capas superficiales de los testigos P22FS y P21CYF, tomados en el extremo sur de la laguna, lo que sí podría relacionarse con la entrada de sedimentos de zonas agrícolas producida en los últimos años. No obstante, esto no se considera evidencia suficiente para afirmar que existe una relación entre el Pi-HCl (Ca) del sedimento y la erosión de los suelos agrícolas. Para estudiar este tema en profundidad habría que recolectar sedimentos arrastrados por la erosión en puntos de entrada a la laguna y extraer el P retenido en ellos, así como diseñar un muestreo específico de los sedimentos en zonas específicas del interior de la laguna y hacer análisis mineralógico para tratar de identificar los minerales que contienen fósforo.

Lo que sí se puede afirmar es que el sedimento constituye una fuente potencial de P para la columna de agua, cuyo riesgo de liberación se espera que se incremente en verano cuando la mayor temperatura estimula la actividad microbiana dando lugar a: - mayor mineralización de la materia orgánica, que liberaría P-orgánico; - mayor producción de CO₂ y ácidos orgánicos, que bajaría el pH pudiendo disolver parcialmente algo de carbonato y liberando parte del P retenido en él.

4.2.7.2. Fosfato (PO₄³⁻) en el agua intersticial y en la columna de agua

La Figura 4.2.25 y la Tabla 37 a 43 del Apéndice 1 recogen las concentraciones de fosfato (expresado como PO₄³⁻) disuelto en el agua intersticial y en la columna de agua.

El PO₄³⁻ fue muy escaso en el agua intersticial y en la columna de agua en el muestreo de febrero, en el que no se detectó en muchas de las muestras. Sin embargo su concentración aumentó considerablemente en septiembre, cuando se detectó en todas las muestras analizadas. Esto concuerda con la hipótesis explicada en el apartado anterior en relación al P retenido en el sedimento, cuyo riesgo de liberación se incrementa con la subida de temperaturas al aumentar la actividad microbiológica, actividad que se incrementó en septiembre como muestran los menores valores de Eh y los resultados de otros parámetros

que se han comentado en apartados anteriores. Donde hubo mayor riesgo de que el P del agua intersticial pasara a la columna de agua por flujo difusivo fue en los fangos someros (<2 m) sin (FS) y con vegetación (CYF), ya que en esos ambientes las diferencias de concentraciones entre ambos compartimientos fueron las más elevadas.

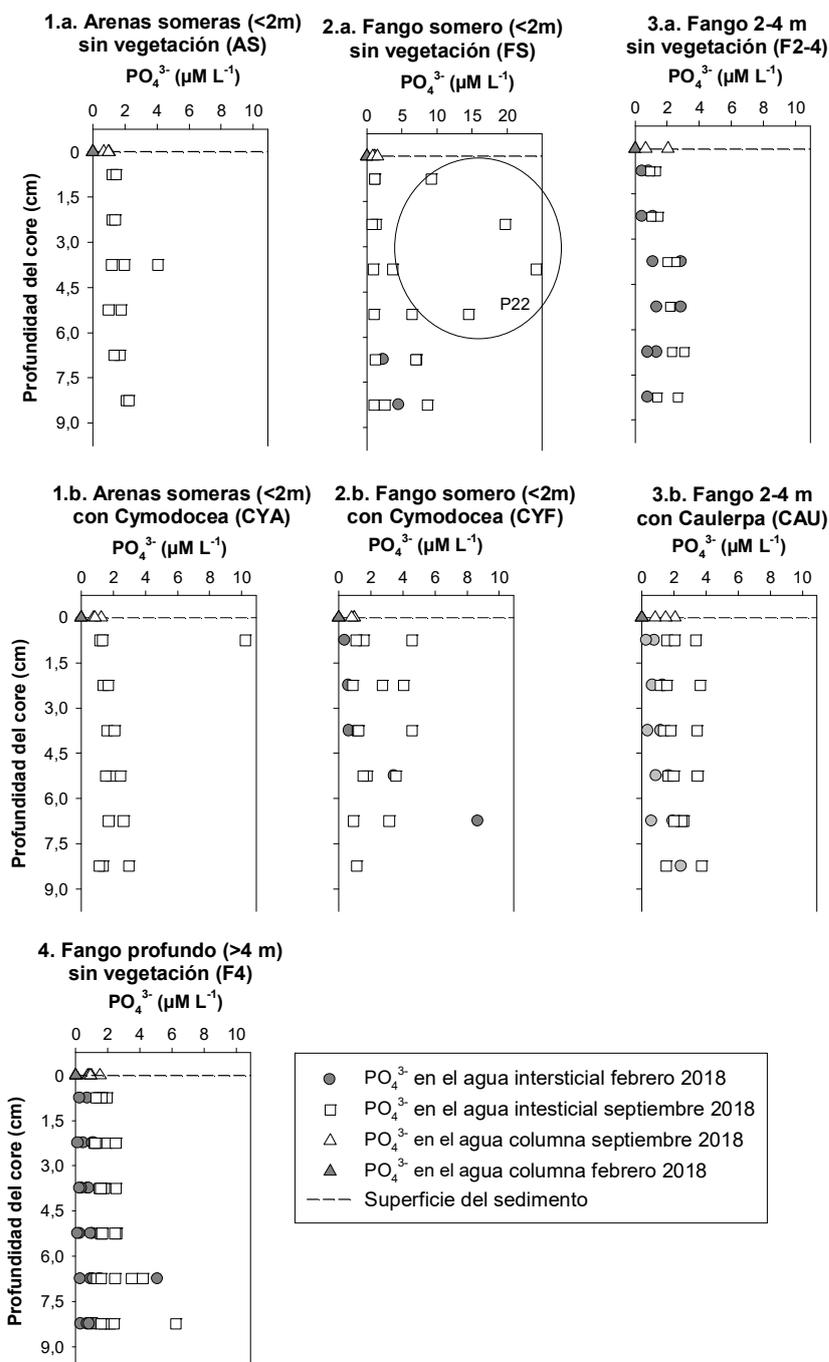


Figura 4.2.25. Concentraciones de fosfato (PO_4^{3-}) en la columna de agua y en el agua intersticial a las diferentes profundidades estudiadas en los 22 testigos recogidos en febrero y julio de 2018. La escala es diferente para los fangos someros (<2) sin vegetación (FS).

Por tanto, los datos de PO_4^{3-} en el agua intersticial y la columna de agua corroboran que el sedimento es una fuente de P para la columna de agua y por tanto puede contribuir a incrementar el riesgo de eutrofización en ésta. En este sentido es necesario enfatizar que la resuspensión del sedimento en la columna de agua durante los temporales incrementaría el riesgo de liberación de P ya que propiciaría el paso del agua intersticial a la columna de agua así como la actividad de los microorganismos descomponedores de la materia orgánica.

4.2.8. Metales y metaloides totales en el sedimento, el agua intersticial y la columna de agua

4.2.8.1. Contenidos totales de Fe, Mn, Zn y Pb en el sedimento medidos por FRX

Las Figuras 4.2.26 a 4.2.29 y las Tablas 44 a 47 del Apéndice 1 muestran las concentraciones de los cuatro metales en el sedimento. Como se indicó en la metodología, la FRX, aunque se aplica directamente a muestras sólidas, es un método relativamente poco preciso para la determinación de los elementos totales, por lo que sólo los elementos más abundantes deben considerarse. En el caso de los metales y metaloides de interés en las muestras del Mar Menor, sólo Fe, Mn, Zn y Pb estaban en concentraciones lo suficientemente elevadas en el conjunto de los testigos analizados para que los resultados fueran fiables. No obstante, los resultados obtenidos son interesantes ya que dan una visión general de las zonas más afectadas por residuos mineros. Otros metales y metaloides que se encuentran en menores concentraciones se incluirán en el apartado de elementos extraídos junto a los AVS y en la extracción secuencial.

Dentro de las arenas someras (Figuras 4.2.26 y 4.2.28) se aprecia un incremento de metales desde la zona norte (testigos P1AS y P2CYA) hacia la zona sur del Mar Menor, con mayor acumulación en la parte oeste, cerca de la isla Perdiguera (testigos P14AS y P13CYA), y menor en la parte este, cerca de La Manga (testigos P11AS y P12CYA). En los fangos someros (Figuras 4.2.26 y 4.2.28) destacan claramente los máximos frente al saladar de Lo Poyo (testigos P15FS y P16CYF), aunque la zona sur (testigos P22FS y P21CYF) también se encuentra afectada, mientras que la zona norte (P3FS y P4CYF) presenta concentraciones muy inferiores. Igual que sucede con las arenas y los fangos someros, los fangos de profundidad intermedia (2-4 m) muestran que la mayor acumulación de metales de los fondos situados en la zona sur de la laguna (testigos P19FS y P18CYF), pero a diferencia de los ambientes anteriores no se puede afirmar que haya un gradiente de aumento de

concentración de norte a sur, ya que los testigos P5CAU (tomado al norte) y P10FS y P9CYF (tomados en la zona media, entre la isla Perdiguera y la desembocadura de la Rambla del Albuñón) apenas mostraron diferencias entre ellos.

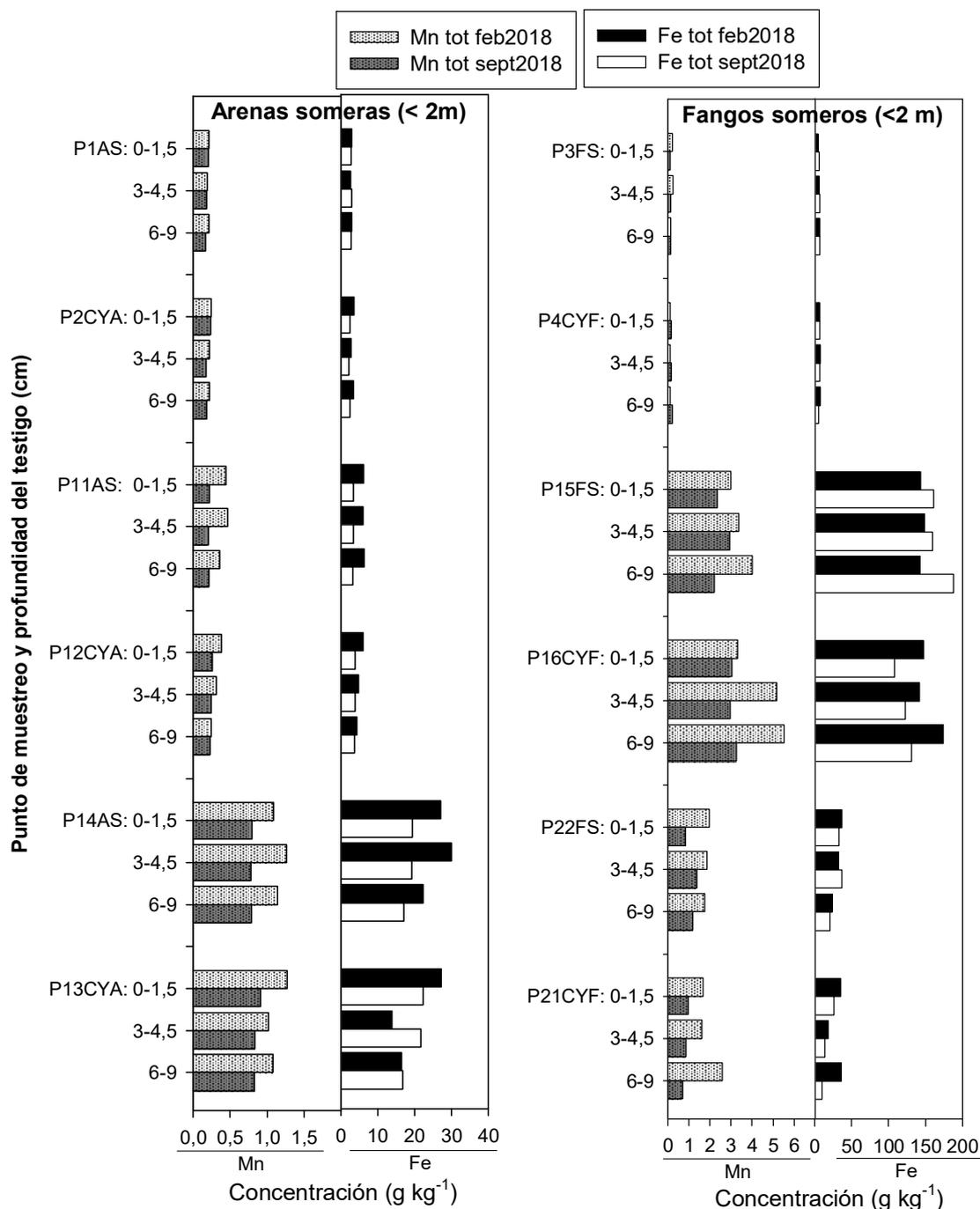


Figura 4.2.26. Concentraciones de Mn y Fe total en los testigos de sedimento recogidos en zonas someras (<2m) en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje-X es diferente para Mn y Fe y para cada ambiente.

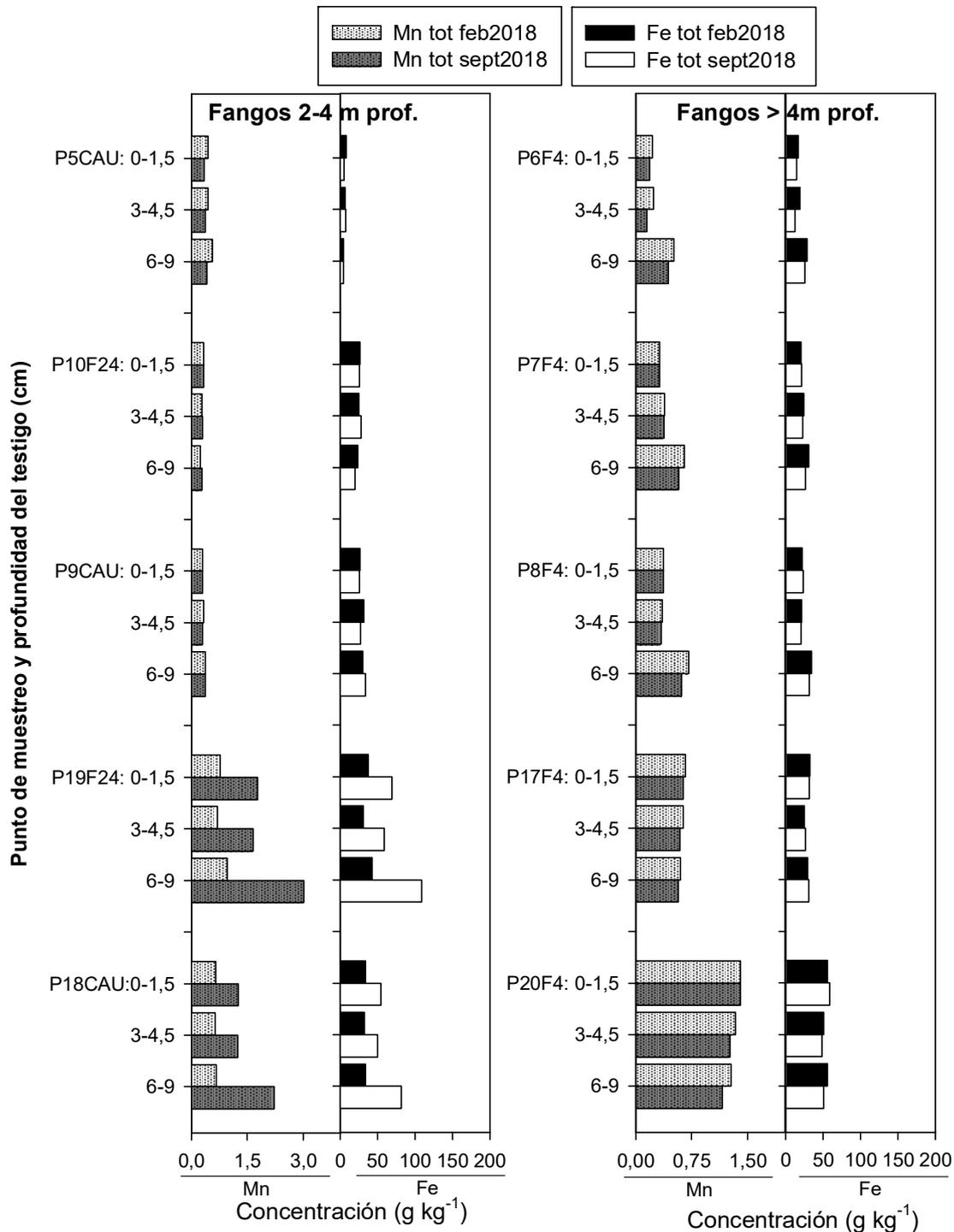


Figura 4.2.27. Concentraciones de Mn y Fe total en los testigos de sedimento recogidos en zonas someras (< 2m) en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje-X es diferente para Mn y Fe y para cada ambiente.

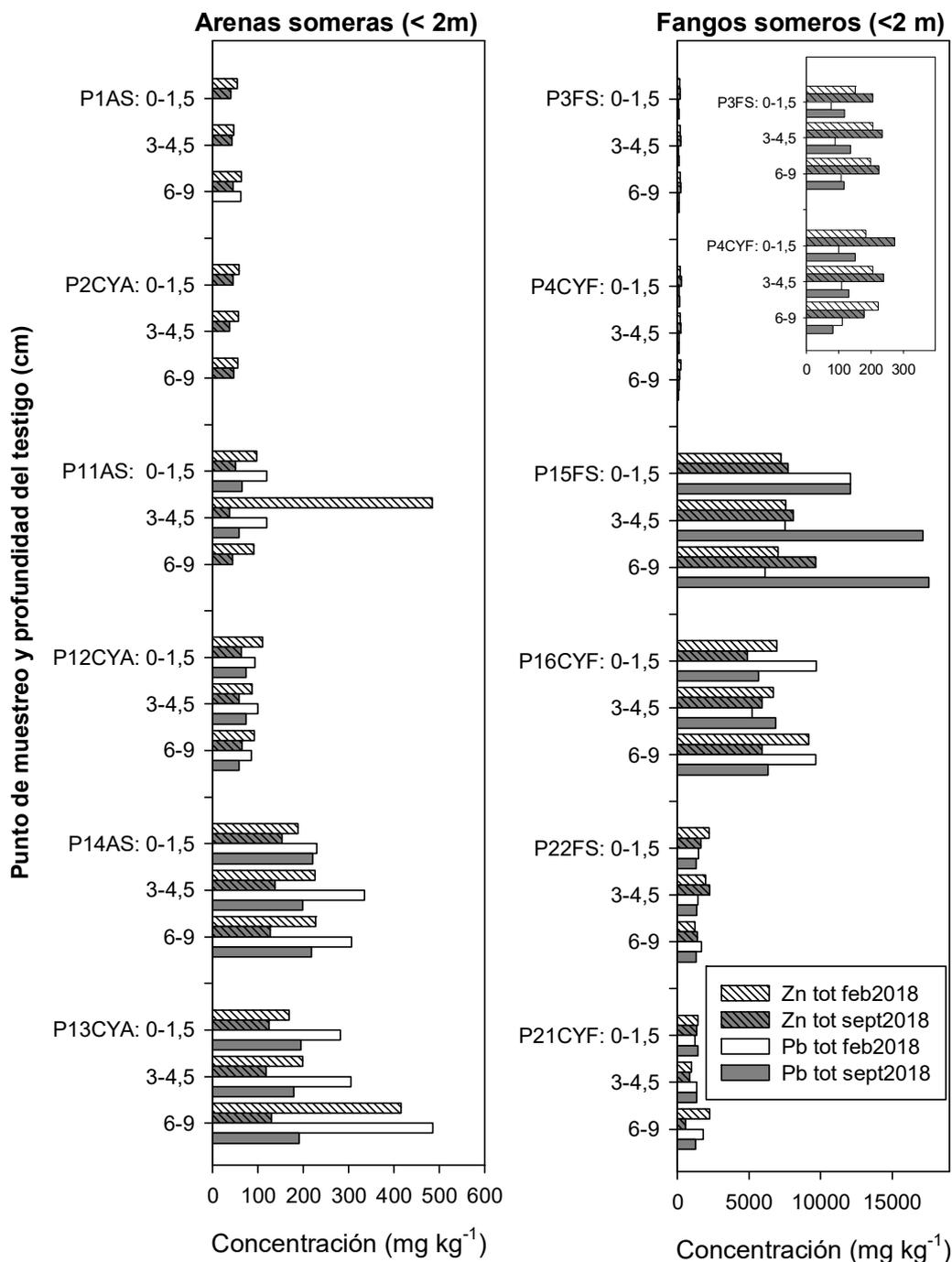


Figura 4.2.28. Concentraciones de Zn y Pb total en los testigos de sedimento recogidos en zonas someras (< 2m) en febrero y septiembre de 2018.

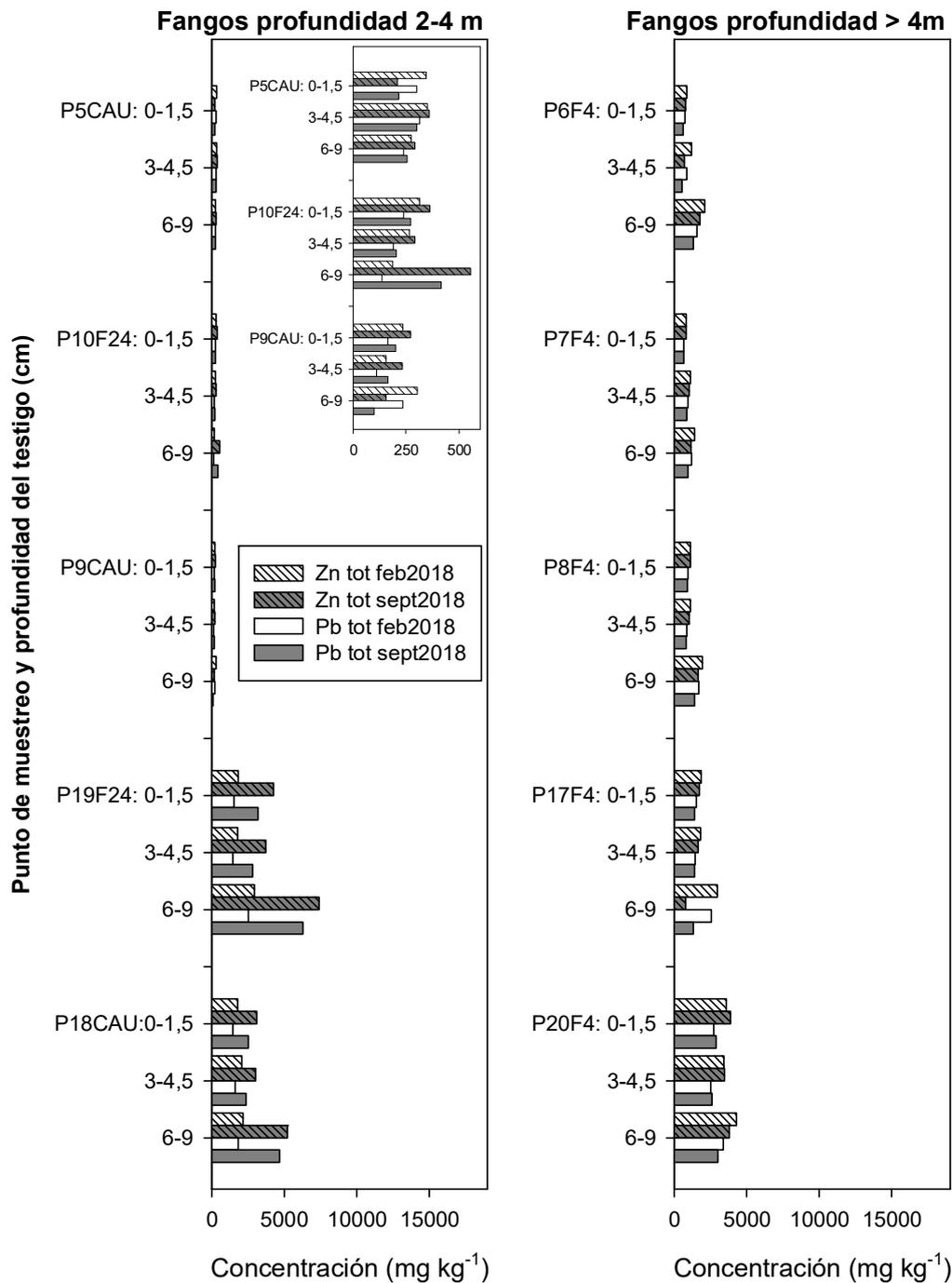


Figura 4.2.29. Concentraciones de Zn y Pb total en los testigos de sedimento recogidos en zonas de más de 2 m de profundidad en febrero y septiembre de 2018.

Los resultados para los fangos profundos (> 4m) arrojan una interpretación similar a los fangos de profundidad intermedia, indicando la acumulación de residuos mineros en la zona sur (testigo P17F4 y sobre todo en el testigo P20F4). Por tanto, se deduce la zona sur

es la más afectada por los residuos mineros, pero que dentro de dicha zona hay heterogeneidad en la distribución de dichos residuos en función de la profundidad, ya que los fangos someros de < 2 m del extremo sur (testigos P22FS y P21CYF) parecen estar algo menos afectados que los fangos de más de 2m de profundidad (testigos P19F24, P18CAU y P20F4).

Para tener una idea de la magnitud de las concentraciones de metales en los fondos del Mar Menor, se pueden comparar con los de otros ambientes contaminados. Así, los niveles de estos metales en las zonas costeras de las desembocaduras del río Tinto y Odiel en el Golfo de Cádiz no superan los 100 mg kg⁻¹ para Pb o 300 mg kg⁻¹ para Zn (van Geen et al. al., 1997; Hanebuth et al., 2018). Hay que tener en cuenta, por ejemplo, que los niveles de Pb en los sedimentos del Mar Menor son más de 10 veces más altos que el efecto del rango bajo (ERL) establecido como criterio de calidad para los sedimentos en el Mar Mediterráneo (Long et al., 1995).

Como se explicó en el apartado de Material y Métodos, se hizo un análisis específico de los metales contenidos en la fracción arena y en la fracción limo+arcilla, en las cinco muestras del testigo P15FS, desde la más superficial hasta los 7,5 cm de profundidad (Figura 4.2.30). Aunque sólo se hizo esto en un testigo, dado que este tipo de análisis no estaba contemplado en el proyecto y resulta complejo y caro, los resultados permiten obtener una primera visión del papel de ambas fracciones como fuente de metales y As.

Los resultados muestran que los metales están asociados fundamentalmente a la fracción fina, que es la más reactiva y por tanto la que puede comportar mayor riesgo de liberación. Además, en este análisis, de gran precisión, se hizo un barrido de toda la tabla periódica y se encontró la presencia de elementos como Ti, Cr o Ni, que no se detectaron al hacer la FRX debido a que, como ya se indicó, esa no es una técnica muy precisa.

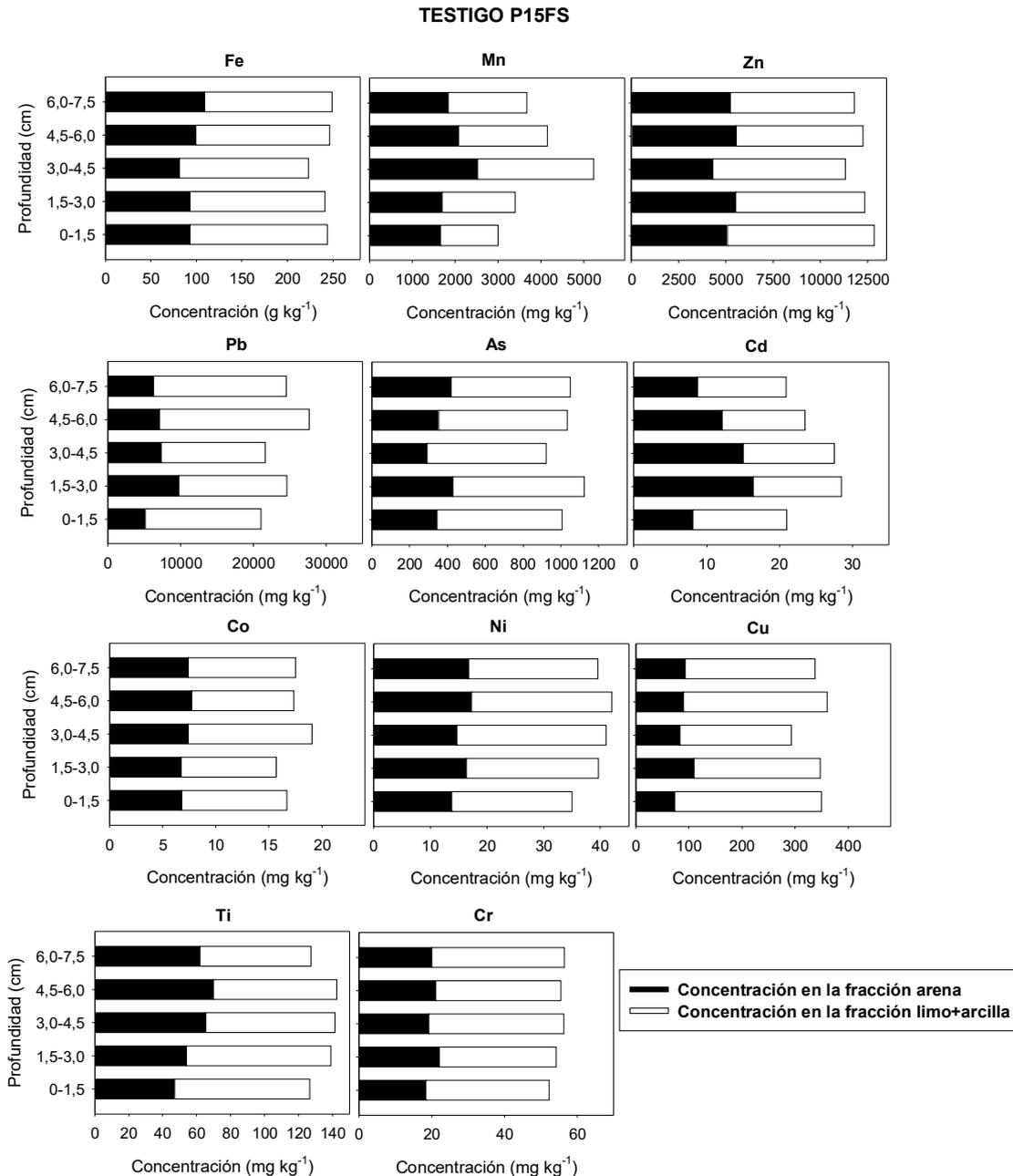


Figura 4.2.30. Contenido de metales y As en las fracciones arena y limo+arcilla del testigo P15FS. La escala del eje X es diferente para cada elemento.

4.2.9.2. Metales y As extraídos del sedimento simultáneamente a los AVS (SEM-AVS)

La fracción de metales extraídos simultáneamente (SEM, del inglés Simultaneously Extracted Metals) al acidificar las muestras para la determinación de los AVS representa la fracción de metales que teóricamente podría liberarse de dichos sulfuros y que, por tanto,

podrían causar toxicidad, aunque puede incluir también otros metales asociados a compuestos diferentes de los sulfuros y que pasan a la solución como consecuencia del ataque ácido. La relación AVS vs. Σ SEM-AVS se ha utilizado para evaluar los riesgos de toxicidad debidos a la presencia de metales en sedimentos marinos (DiToro et al., 1990) considerándose que puede haber toxicidad cuando la relación molar AVS/ Σ SEM es menor de 1; esto es, cuando la concentración de los metales potencialmente tóxicos es superior a la concentración de la fracción AVS (DiToro et al., 1990). Marín Guirao et al., (2005a y b) utilizaron los AVS y metales asociados para evaluar la toxicidad y calidad de sedimentos del Mar Menor. No obstante, en otros estudios este concepto fue cuestionado (Rickard & Morse, 2005) y por tanto su interpretación debe hacerse con precaución ya que asume la máxima liberación de metales que se puede producir debido a un proceso de acidificación acentuado.

No obstante, independientemente de considerar o no esta ratio como una manera más o menos precisa de estimar los riesgos de toxicidad debido a la presencia de metales y As en sedimentos marinos, las cantidades extraídas de elementos potencialmente tóxicos en las muestras del Mar Menor han sido en ocasiones tan elevadas que no se puede poner en duda que hay un claro deterioro de la calidad del medio sedimentario y riesgo potencial de toxicidad para el medio acuático y la salud.

Las concentraciones de metales y As extraídos simultáneamente a los AVS se encuentran en las Figuras 4.2.31 a 4.2.34 y las Tablas 48 y 49 del Apéndice 1. En este caso, gracias a la mayor precisión de las técnicas de medida, además de Pb y Zn (los metales más abundantes) se puede evaluar la presencia de Cd y As.

Los datos muestran que las variaciones en las cantidades de Pb-AVS y Zn-AVS (Figuras 4.2.31 y 4.2.32) en función de los ambientes y las zonas del Mar Menor siguieron unas tendencias muy similares a las descritas al analizar los contenidos totales por FRX (Figuras 4.2.27 a 4.2.29), pero las concentraciones fueron algo inferiores a ellas lo que indica que sólo una fracción de los metales estaba asociada a los AVS. De nuevo se observa que: los fondos arenosos contienen menos metales que los fangos; que los metales aumentan hacia la zona sur; y que la zona frente al saladar de Lo Poyo es la más afectada.

Para Cd-AVS y As-AVS (Figuras 4.2.33 y 4.2.34) la situación muestra diferencias con respecto a Pb-AVS y Zn-AVS. Para el Cd-AVS las arenas someras mostraron concentraciones inferiores a $\approx 4 \text{ mg kg}^{-1}$ en todos los casos, independientemente de que los testigos se recogieran en la zona norte o la zona sur de la laguna. Por tanto, la presencia de Cd-AVS en este ambiente no se puede asociar de forma directa a la presencia de residuos mineros, bien porque hay otras fuentes de Cd, porque el contenido en los residuos mineros

es bajo o ambas cosas. En un trabajo de María-Cervantes et al. (2009) se muestrearon sedimentos arenosos en 9 parcelas a pocos metros de la orilla de la laguna (≈ 50 cm de profundidad) distribuidas desde la desembocadura de la Rambla del Albuñón hasta antes del saladar de Lo Poyo, encontrándose concentraciones de Cd < 2 mg kg⁻¹, que se incrementaron a ≈ 3 -9 mg kg⁻¹, cuando se muestreó frente a dicho saladar. Por tanto, hay antecedentes que indican la presencia de cierta cantidad de Cd en las arenas más someras del Mar Menor en zonas no afectadas, al menos de forma importante, por residuos mineros. En el resto de ambientes las concentraciones de Cd-AVS fueron parecidas y no se apreció un incremento notable en las zonas más afectadas por residuos mineros.

Por último, el As-AVS en las arenas someras tuvo un comportamiento similar al Cd-AVS en casi todos los casos, sin que se apreciara un aumento en la zona sur. En el trabajo de María-Cervantes et al. (2009) citado anteriormente, estos autores encontraron concentraciones de As entre ≈ 50 -100 mg kg⁻¹ desde la desembocadura de la Rambla del Albuñón hasta el saladar de Lo Poyo, que se incrementaron a ≈ 300 -500 mg kg⁻¹ frente al saladar. Igual que sucedía con el Cd, hay presencia de ciertas cantidades de As en las arenas someras no afectadas por residuos mineros.

En los fangos someros (< 2 m) los testigos de la zona sur mostraron mayores concentraciones de As-AVS que los de la zona norte, como ocurría con Pb y Zn, destacando las concentraciones extremadamente altas en frente al saladar de Lo Poyo, como era de esperar (Figura 4.2.33).

En cuanto a los fangos de profundidad 2-4 m, también se observó un aumento de As-AVS hacia el sur, mientras que en los fangos profundos (> 4 m) no se apreciaron variaciones importantes de una zona a otra de la laguna. Hay que destacar que en estos dos últimos ambientes las mayores concentraciones se obtuvieron en los centímetros superficiales de los testigos, disminuyendo claramente con la profundidad, circunstancia que no se apreció claramente en los testigos de otros ambientes.

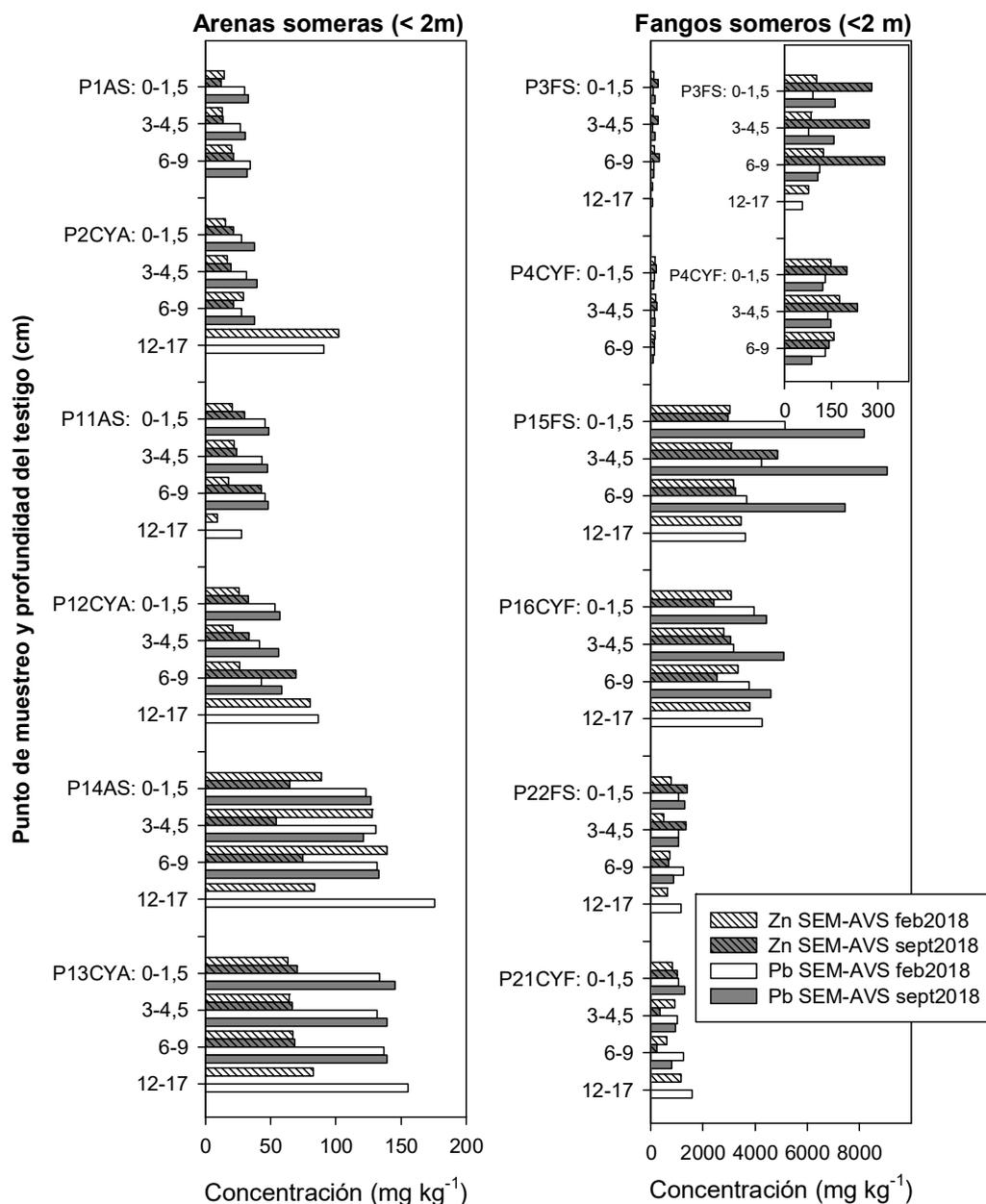


Figura 4.2.31. Concentraciones de Zn y Pb extraídas simultáneamente a los AVS (SEM-AVS) en los testigos de sedimento recogidos en zonas someras (< 2m) en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje X es diferente para cada ambiente.

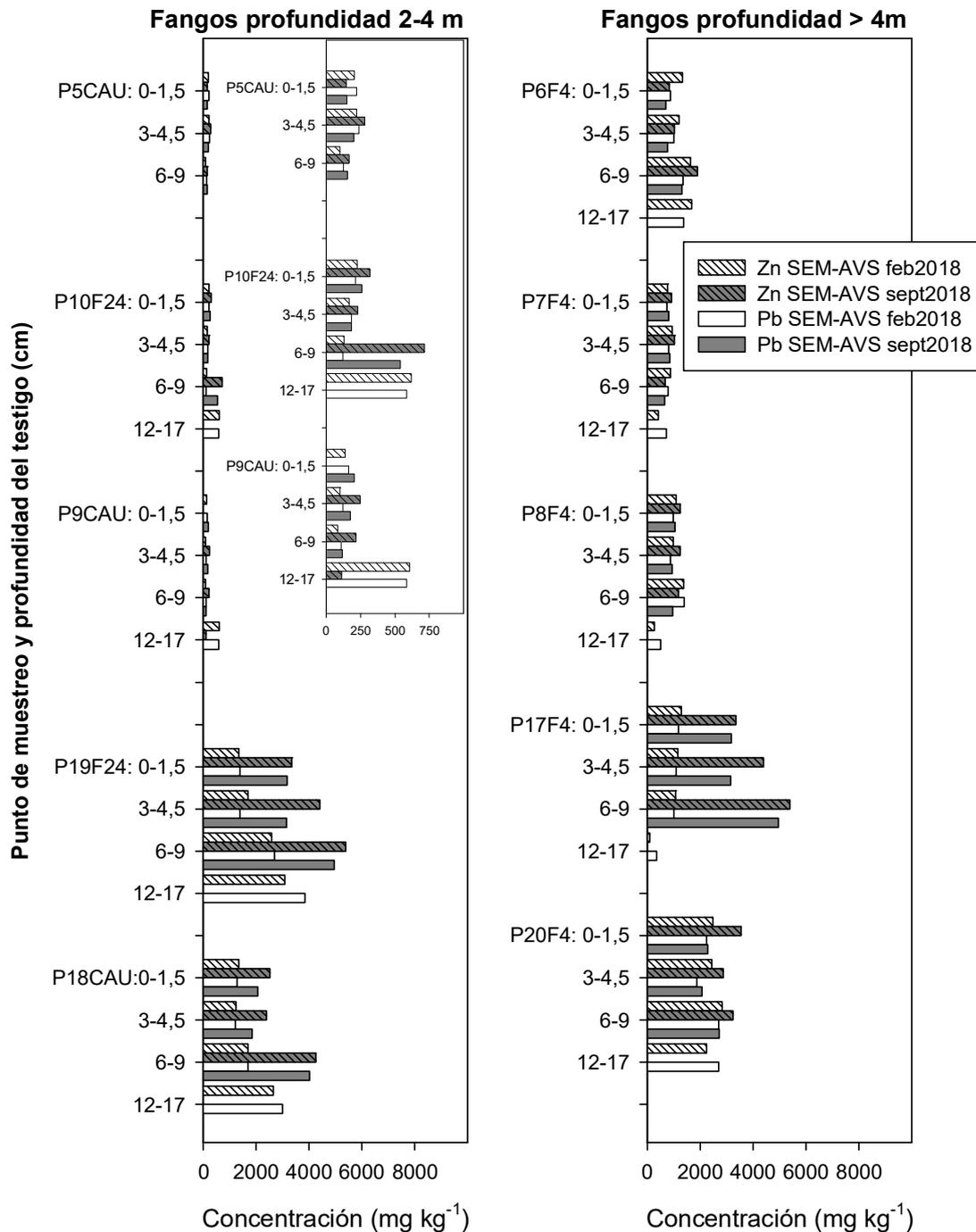


Figura 4.2.32. Concentraciones de Zn y Pb extraídas simultáneamente a los AVS (SEM-AVS) en los testigos de sedimento recogidos en zonas de más de 2 m de profundidad en febrero y septiembre de 2018.

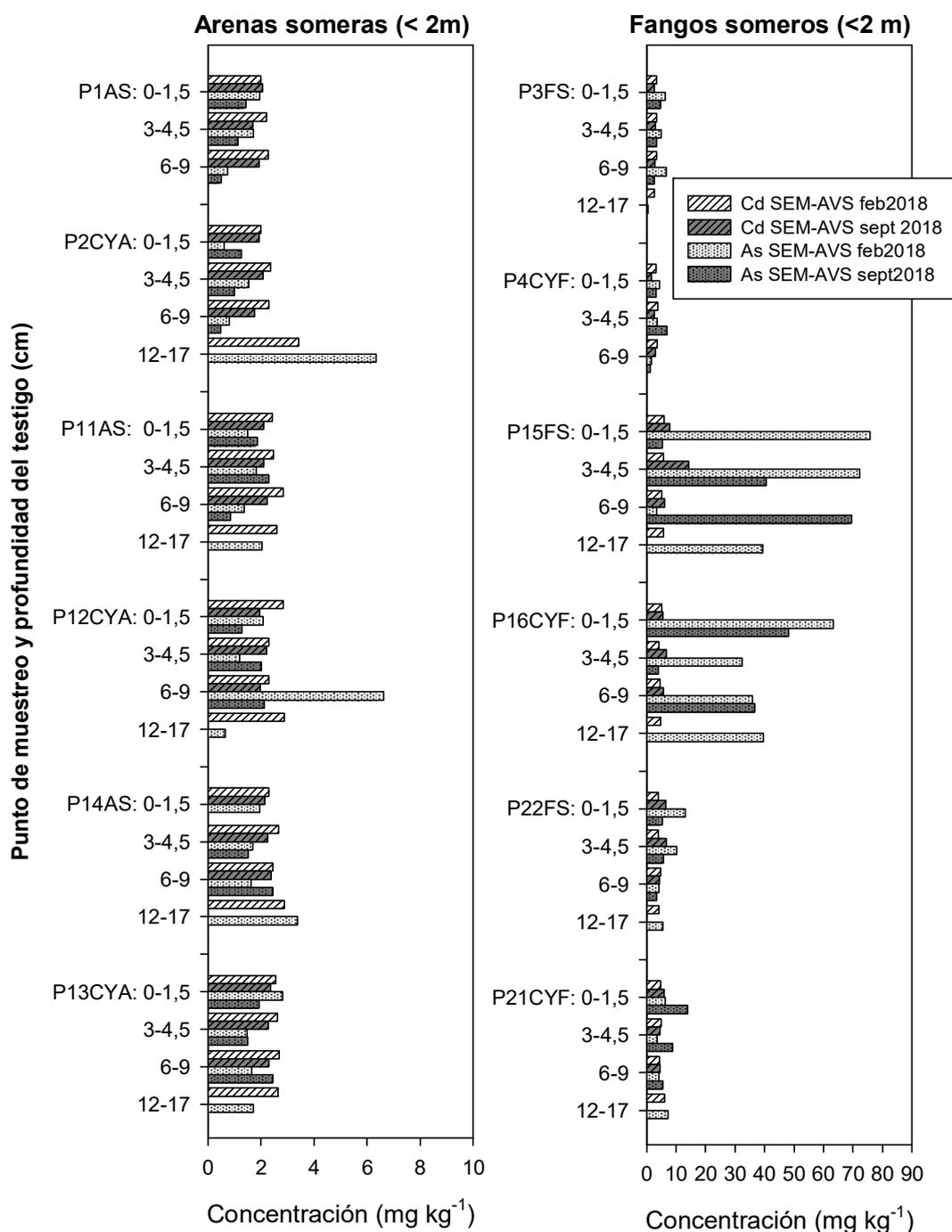


Figura 4.2.33. Concentraciones de Cd y As extraídas simultáneamente a los AVS (SEM-AVS) en los testigos de sedimento recogidos en zonas someras (< 2m) en febrero y septiembre de 2018. La escala del eje X es diferente para cada ambiente.

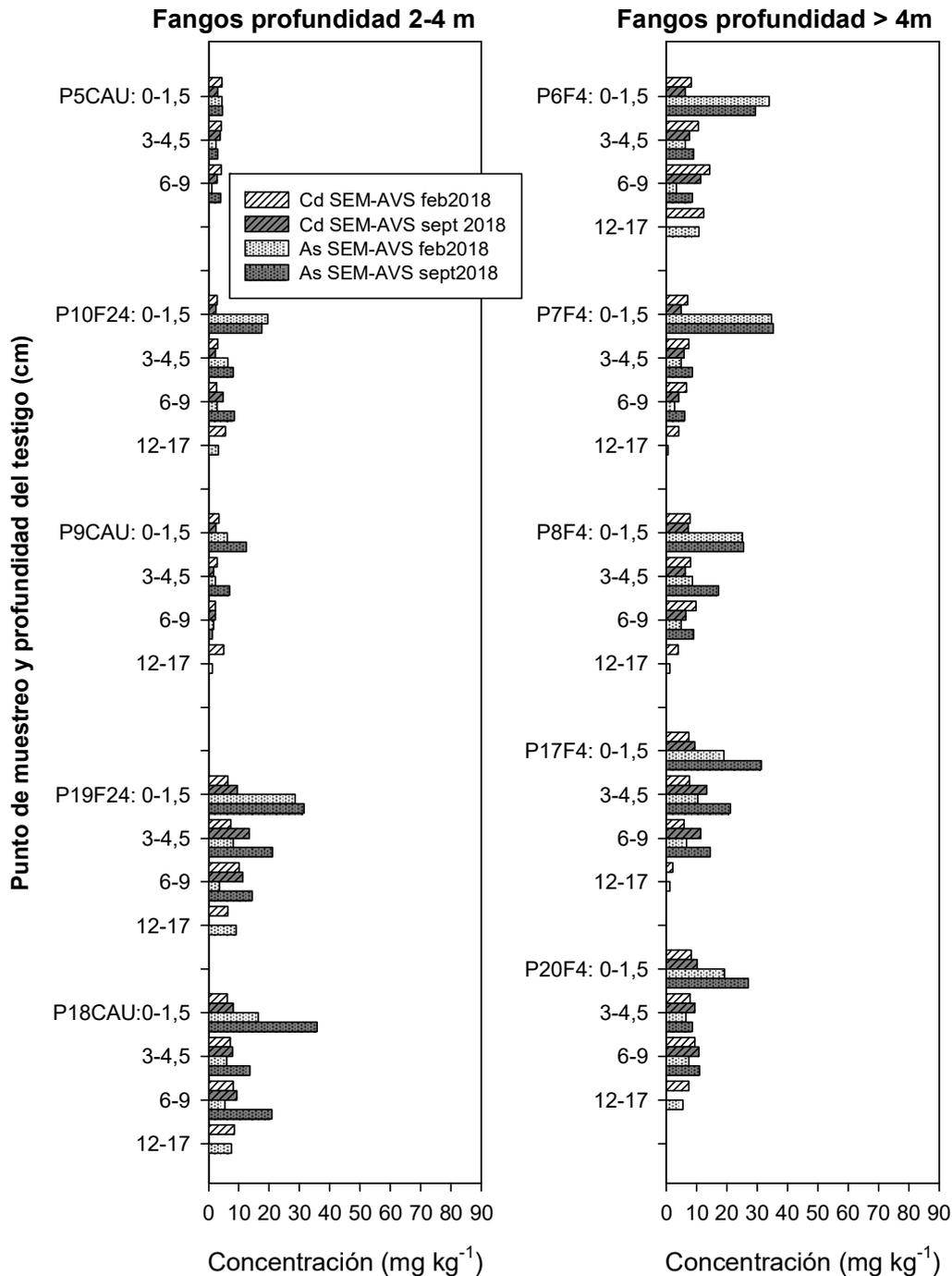


Figura 4.2.34. Concentraciones de Cd y As extraídas simultáneamente a los AVS (SEM-AVS) en los testigos de sedimento recogidos en zonas de más de 2 m de profundidad en febrero y septiembre de 2018.

4.2.9.3. *Extracción secuencial de metales del sedimento*

La fracción metálica extraída durante la extracción de los AVS debe ser considerada como una fracción lábil presente en el sedimento, pero ésta no se puede relacionar con un único componente específico. Por el contrario, la extracción secuencial informa acerca de la distribución de los metales entre los diferentes componentes o fases que forman el material sedimentario (óxidos de Fe, sulfuros, materia orgánica, arcillas, etc.). Esta información junto con las condiciones geoquímicas del medio (pH, potencial redox, etc.), permiten predecir los escenarios de mayor movilidad y/o biodisponibilidad de los elementos potencialmente tóxicos.

Por tanto, una vez que en los apartados 4.2.9.1 y 4.2.9.2 se ha discutido sobre qué zonas son las más afectadas y las menos afectadas por la contaminación metálica debido a los residuos mineros, este apartado 4.2.9.3 permite discutir sobre las formas geoquímicas predominantes, que no son las mismas para todos los ambientes, para todas las profundidades ni para todas las zonas de la laguna.

Las Figuras 4.2.35 a 4.2.44 y las Tablas 50 a 61 del Apéndice 1 muestran los resultados de la extracción secuencial para cada metal, ambiente y profundidad.

Para todos los metales medidos las concentraciones en la fracción F1, que incluye las formas solubles en agua e intercambiables, o sea las más lábiles y más fácilmente absorbibles por la biota, estuvieron por debajo de los límites de detección del método de medida. Esto no implica que no hubiese metales en dichas formas lábiles a concentraciones que puedan ser problemáticas, lo que sucede es que se requiere un método de medida muy preciso como la polarografía, que fue el método utilizado para medir los metales solubles en el agua intersticial y la columna de agua. De hecho, la aplicación de ese método para medir los metales solubles en agua intersticial y columna de agua ha dado resultados positivos, como se muestra en el apartado 4.2.9.4 del informe. Por tanto, se remite al lector a dicho apartado para conocer la fracción de metales solubles. En cuanto al resto de fracciones, se van discutir a continuación.

En las arenas someras el Fe se encontró distribuido en todas las fracciones, destacando la fracción F3 (óxidos amorfos) y en menor medida la F4 (óxidos cristalinos) y F5 (pirita), esta última sobre todo en los testigos P14AS y P13CYA. En los fangos someros (< 2m) el Fe no destacó especialmente en ninguna fracción excepto en los testigos P15AS y P16CYF (zona de Lo Poyo) en los que predominó en forma de óxidos cristalinos, con óxidos amorfos y pirita jugando un papel menos relevante. Los fangos de profundidad intermedia (sobre todo los testigos P19F24 y P18CAU) mostraron una distribución importante del Fe en

las dos fracciones de óxidos, F3 y F4, destacando la presencia de pirita (F5) y de Fe ligado a carbonatos (F2).

El Mn estuvo sobre todo ligado a las fracciones F2 (carbonatos) y F3 (óxidos amorfos) en todos los ambientes y todas las profundidades analizadas en los testigos. La fracción ligada a óxidos cristalinos (F4) fue escasa excepto en los testigos P15FS y P16CYF, donde esta fracción fue relevante, lo que hace pensar en un origen relacionado con los minerales provenientes de las explotaciones mineras.

El Cu en las arenas someras apareció sobre todo en la fracción carbonatos (F2), óxidos amorfos (F3) y, en los testigos de P14AS y P13CYA cercanos a la isla Perdiguera, en la fracción pirita (F5). En los fangos someros el Cu estuvo asociado fundamentalmente a la fracción pirita (F5), especialmente en los testigos P15FS y P16CYF, por lo que probablemente esta relación tiene su origen en el propio material minero más que en procesos diagenéticos propios de medios sedimentarios marinos. En los fangos de 2-4 m y fangos > 4 m el Cu estuvo distribuido en varias fracciones, destacando las F4 (óxidos cristalinos) y F5 (pirita), sobre todo en los fangos más profundos.

El Pb y el Zn tuvieron un comportamiento muy parecido en todos los testigos de arenas someras, se encontraron asociados sobre todo a las fracciones F2 (carbonatos) y F3 (óxidos amorfos). En el resto de ambientes el Pb continuó ligado a las fracciones F2 y F3, independientemente de la profundidad y de la zona de la laguna. El Zn, sin embargo, se detectó sobre todo en la fracción F3, con cierta relevancia de las fracciones F2, F4 (óxidos cristalinos) y F5 (pirita) en los testigos P15FS y P16CYF, que recordemos están formados fundamentalmente por acumulaciones de residuos mineros.

La presencia de cantidades considerables de metales, especialmente Pb y Zn, tanto en las fracciones reducidas (pirítica) como asociada en los óxidos e hidróxidos de Fe, genera un escenario de compleja gestión. Esto es, si el medio evoluciona hacia condiciones óxicas, por ejemplo al desecar el sedimento contaminado o resuspenderlo, las formas reducidas se vuelven inestables, son oxidadas y el metal es liberado al agua intersticial o directamente a la lámina de agua. La acidificación asociada a la oxidación favorecerá la movilidad del metal. Por el contrario, si el sistema evoluciona hacia un medio reducido, por ejemplo por un incremento de materia orgánica en el sistema como puede ocurrir tras la muerte masiva de organismos bentónicos, el metal asociado a los óxidos e hidróxidos de Fe/Mn será liberado al reducirse éstos y solubilizarse con más intensidad. Los datos obtenidos en este estudio muestran condiciones Eh/pH predominantemente anóxicas en los fondos del Mar Menor por lo que estaríamos más próximos a este último escenario. Por tanto, la movilización y/o

extracción de fangos en las zonas con elevados contenidos en metales debe hacerse con la máxima precaución por el riesgo de movilización de metales que supone.

Muestreo de febrero 2018

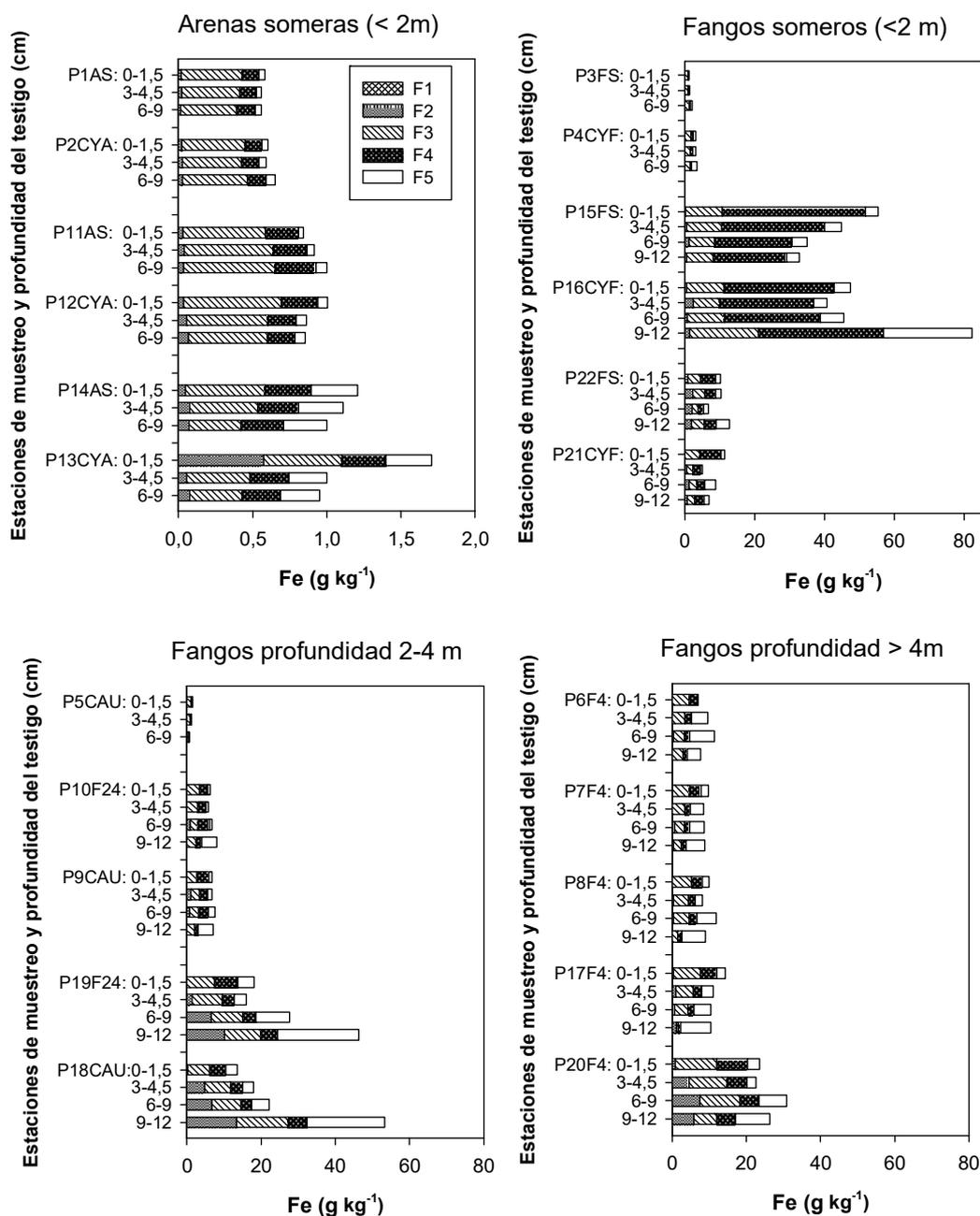


Figura 4.2.35. Fraccionamiento del Fe en los 22 testigos de sedimento recogidos en febrero de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl_2 pH=7); F2 (CaCO_3 , extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 + \text{NaHCO}_3 + \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$); F5 (pirita, extraído con HNO_3). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de septiembre 2018

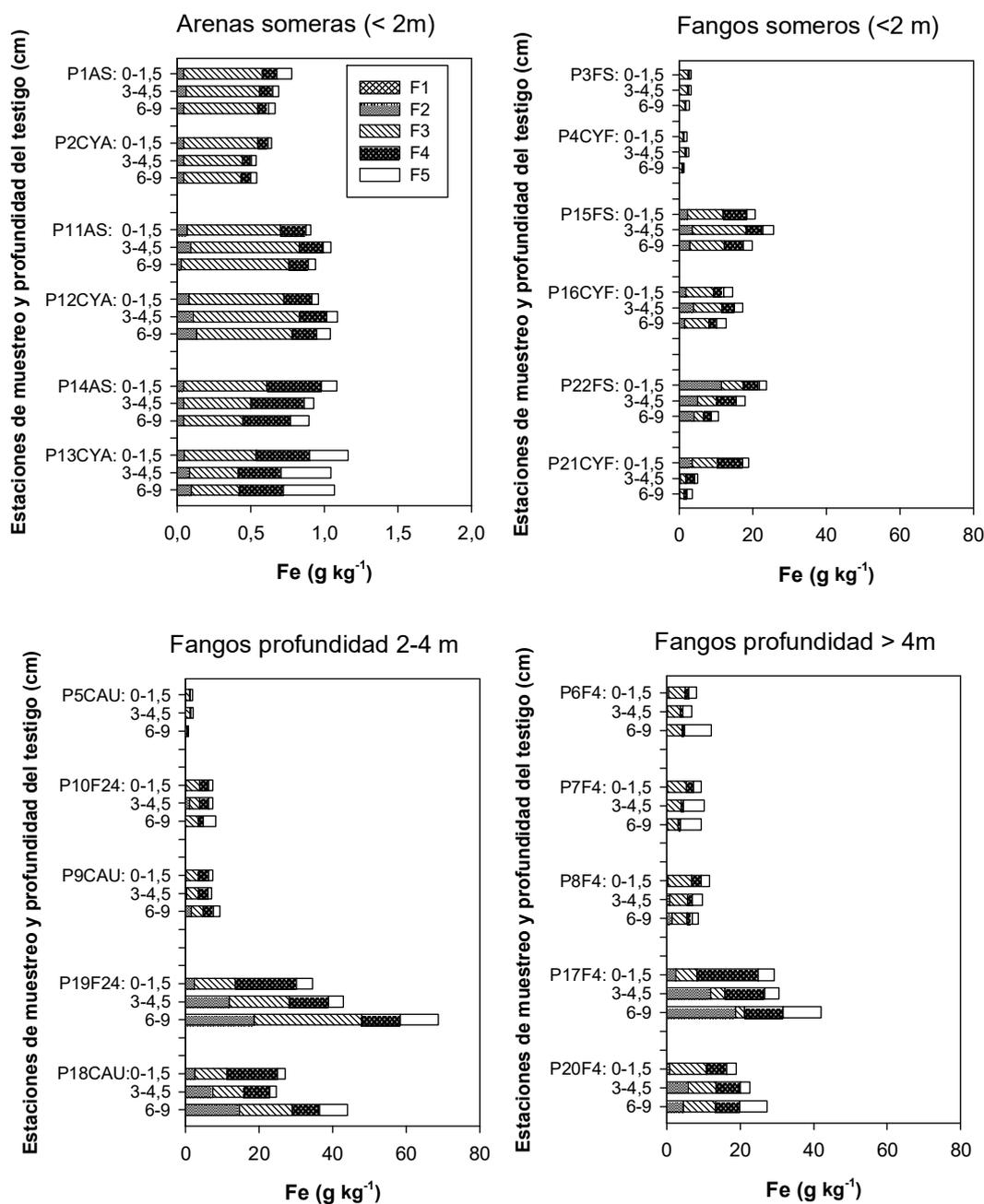


Figura 4.2.36. Fraccionamiento del Fe en los 22 testigos de sedimento recogidos en septiembre de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F5 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F6 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de febrero 2018

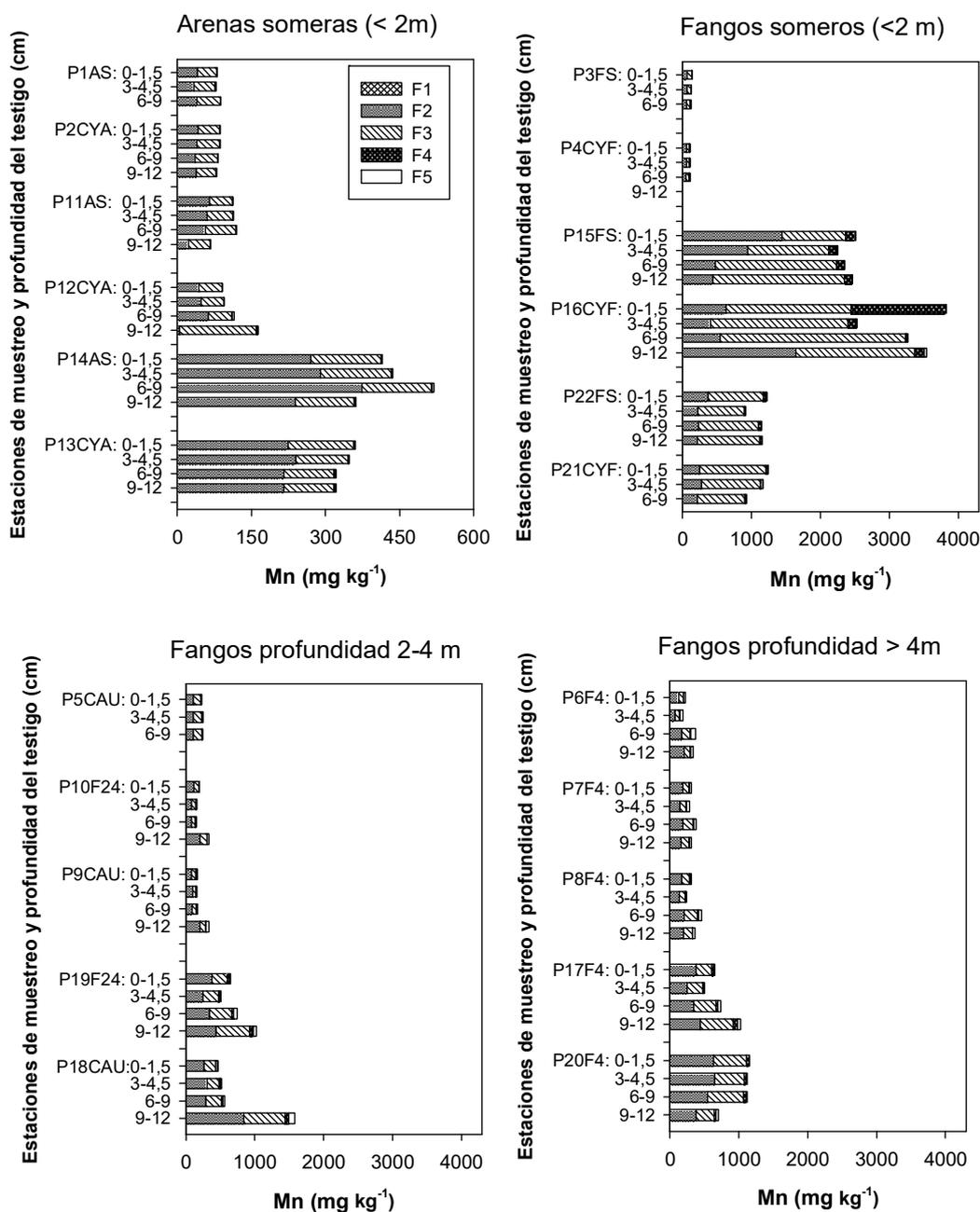


Figura 4.2.37. Fraccionamiento del Mn en los 22 testigos de sedimento recogidos en febrero de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F5 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F6 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de septiembre 2018

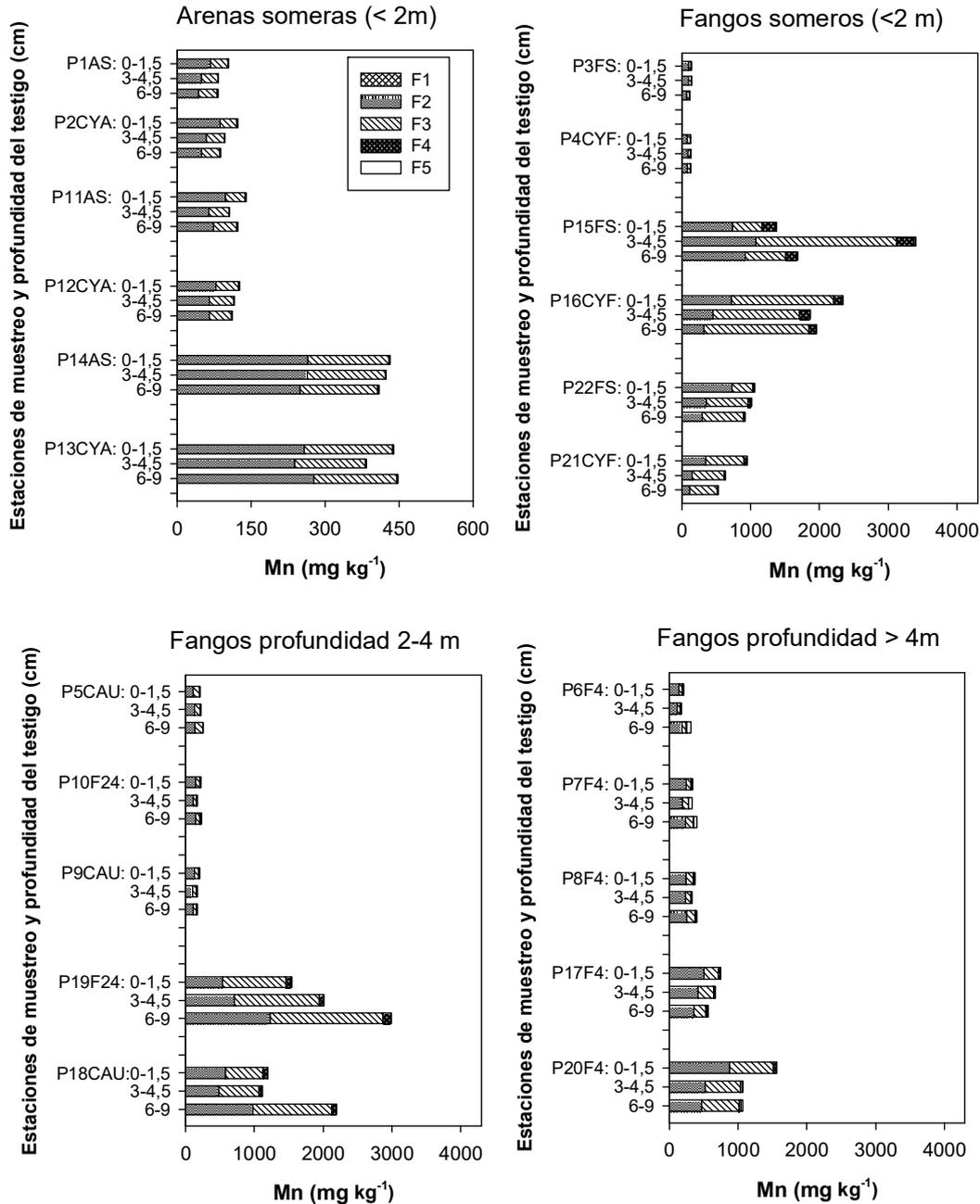


Figura 4.2.38. Fraccionamiento del Mn en los 22 testigos de sedimento recogidos en septiembre de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de febrero 2018

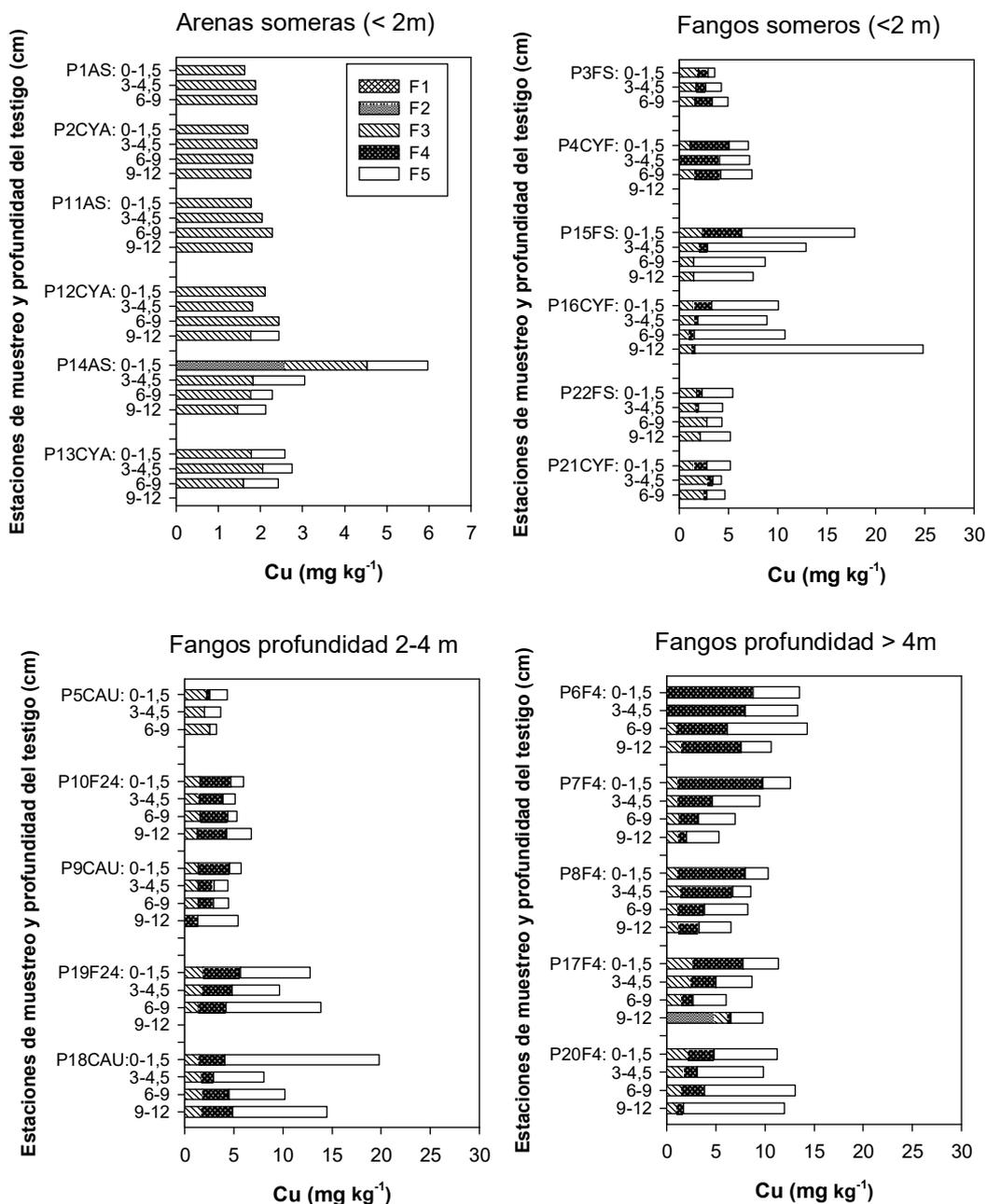


Figura 4.2.39. Fraccionamiento del Cu en los 22 testigos de sedimento recogidos en febrero de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de septiembre 2018

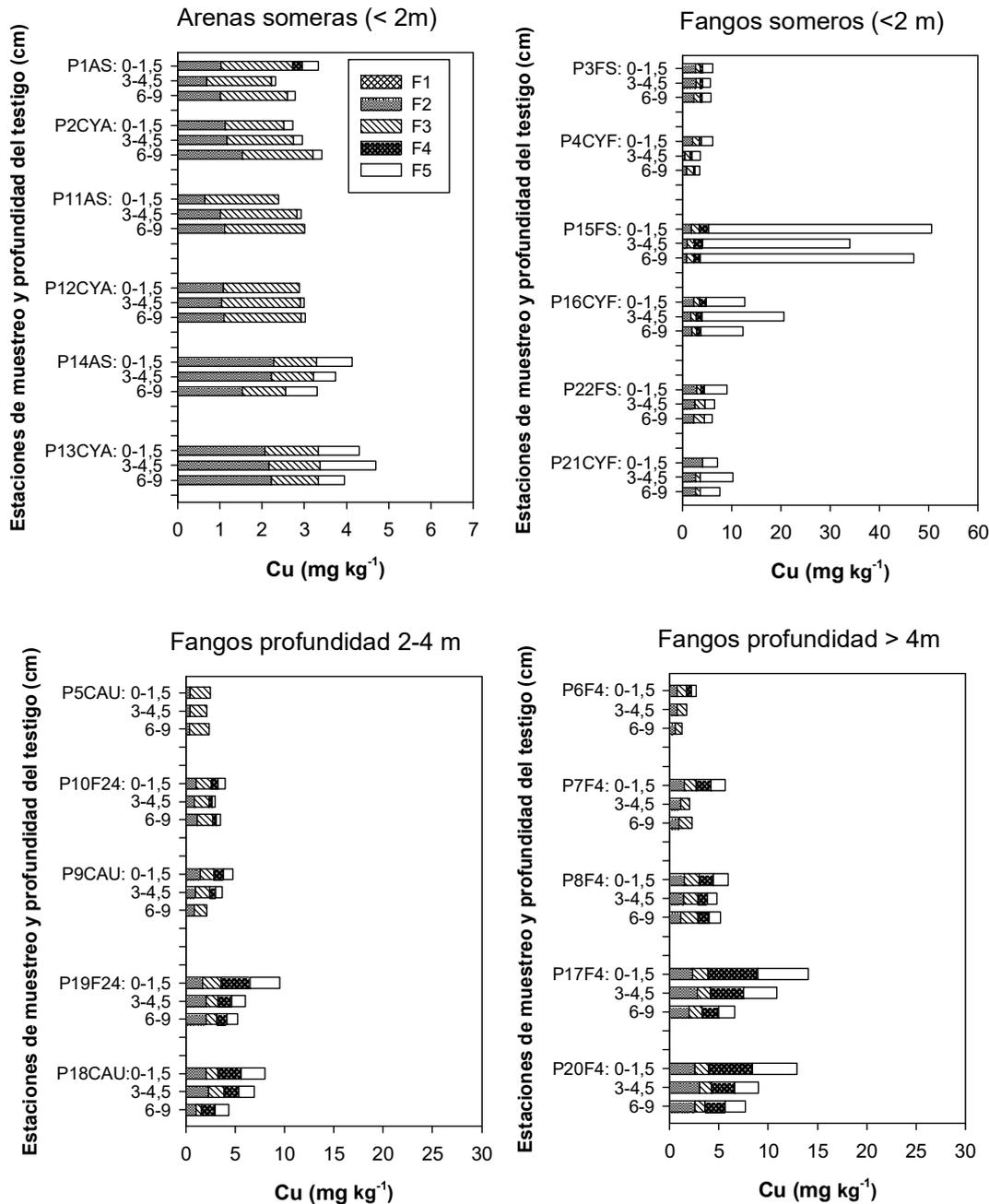


Figura 4.2.40. Fraccionamiento del Cu en los 22 testigos de sedimento recogidos en septiembre de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de febrero 2018

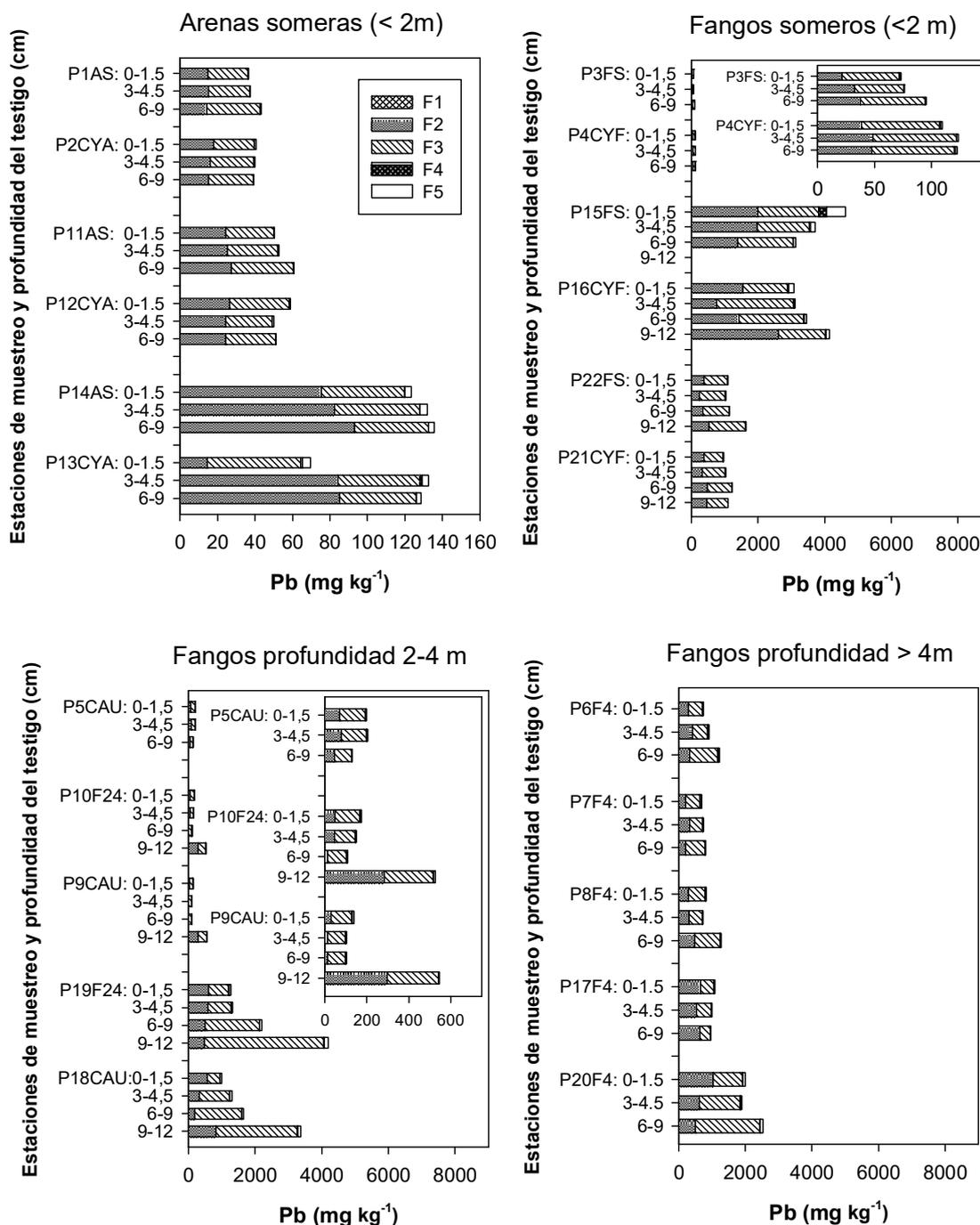


Figura 4.2.41. Fraccionamiento del Pb en los 22 testigos de sedimento recogidos en febrero de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de septiembre 2018

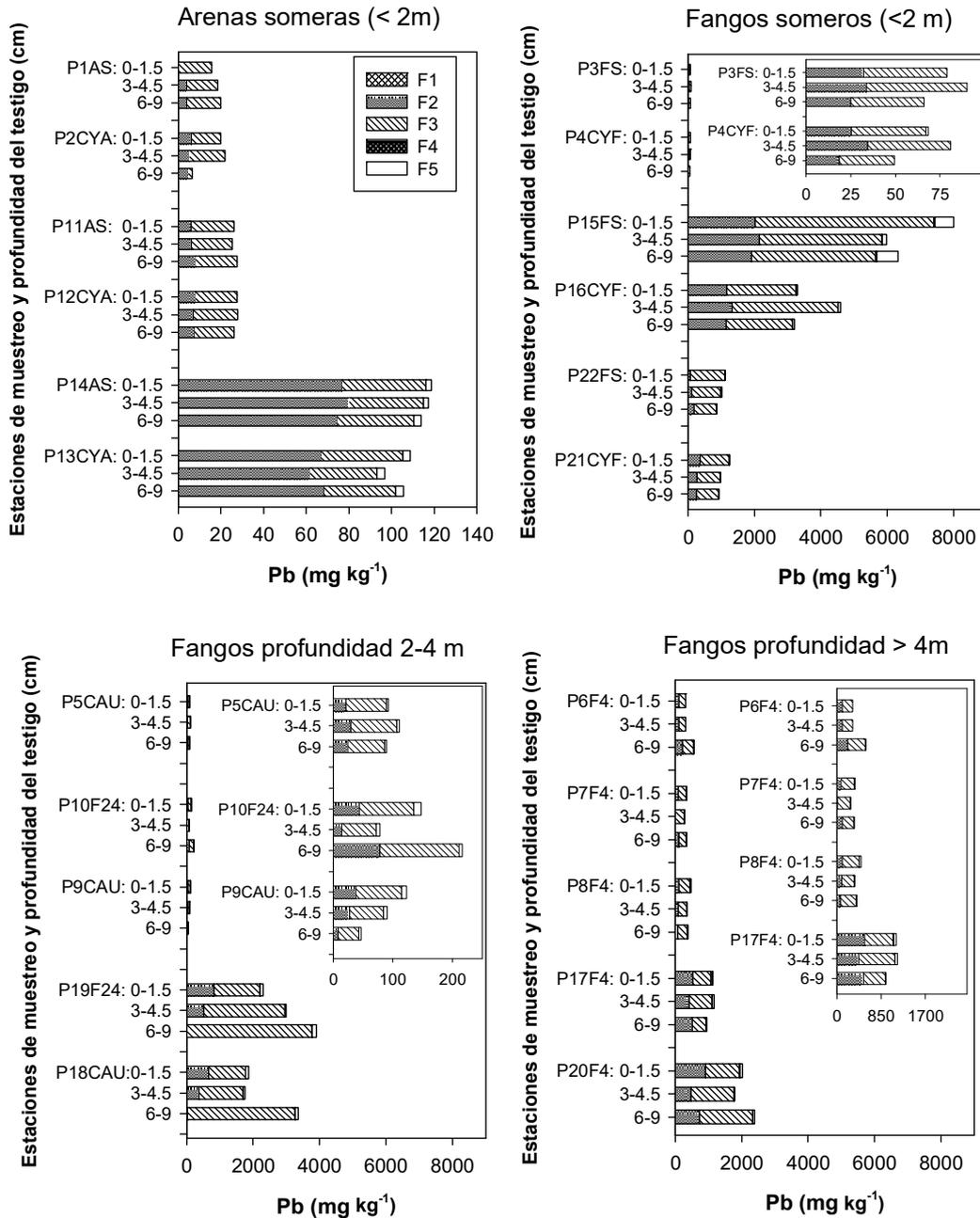


Figura 4.2.42. Fraccionamiento del Pb en los 22 testigos de sedimento recogidos en septiembre de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de febrero 2018

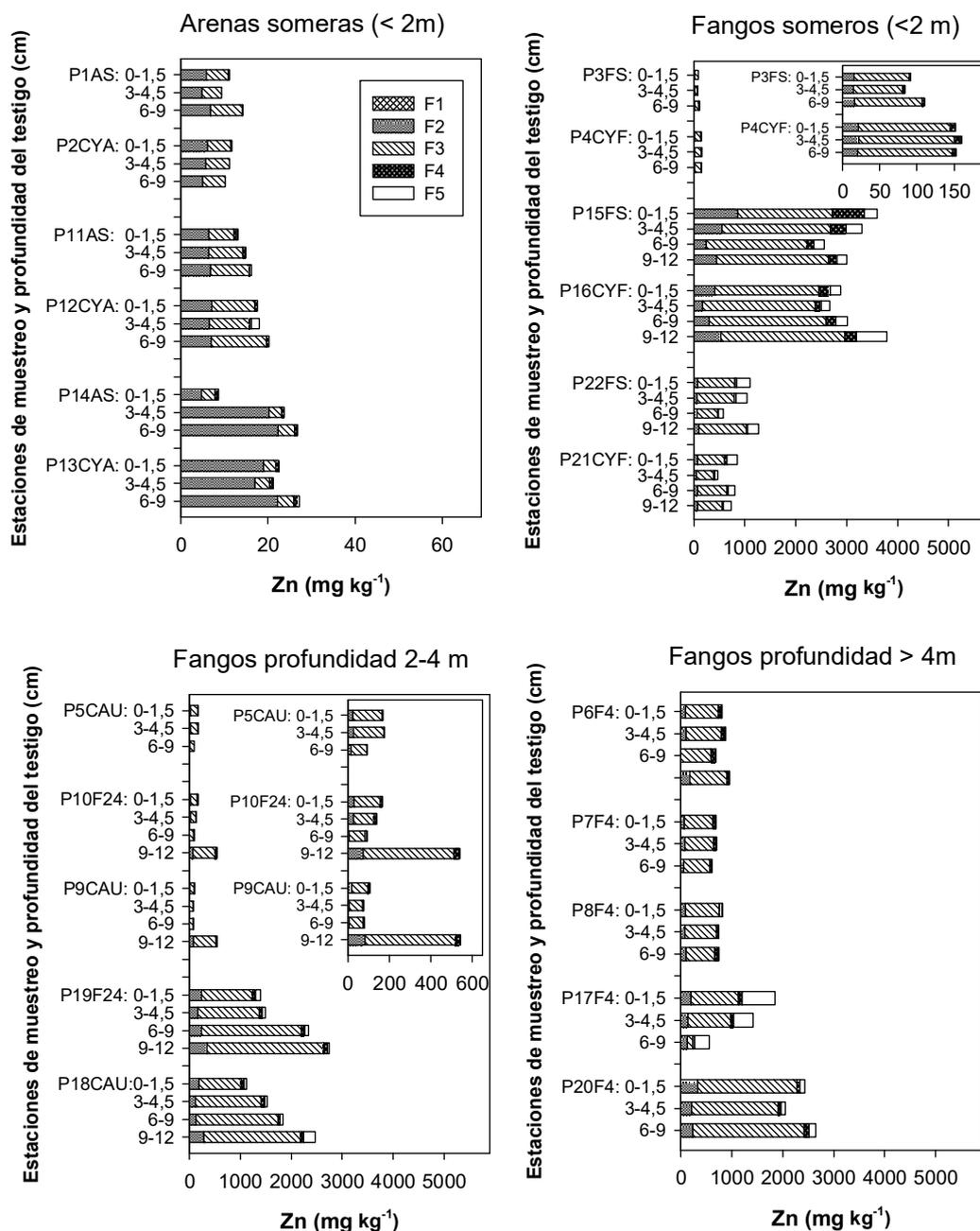


Figura 4.2.43. Fraccionamiento del Zn en los 22 testigos de sedimento recogidos en febrero de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl_2 pH=7); F2 (CaCO_3 , extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7 + \text{NaHCO}_3 + \text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$); F5 (pirita, HNO_3). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Muestreo de septiembre 2018

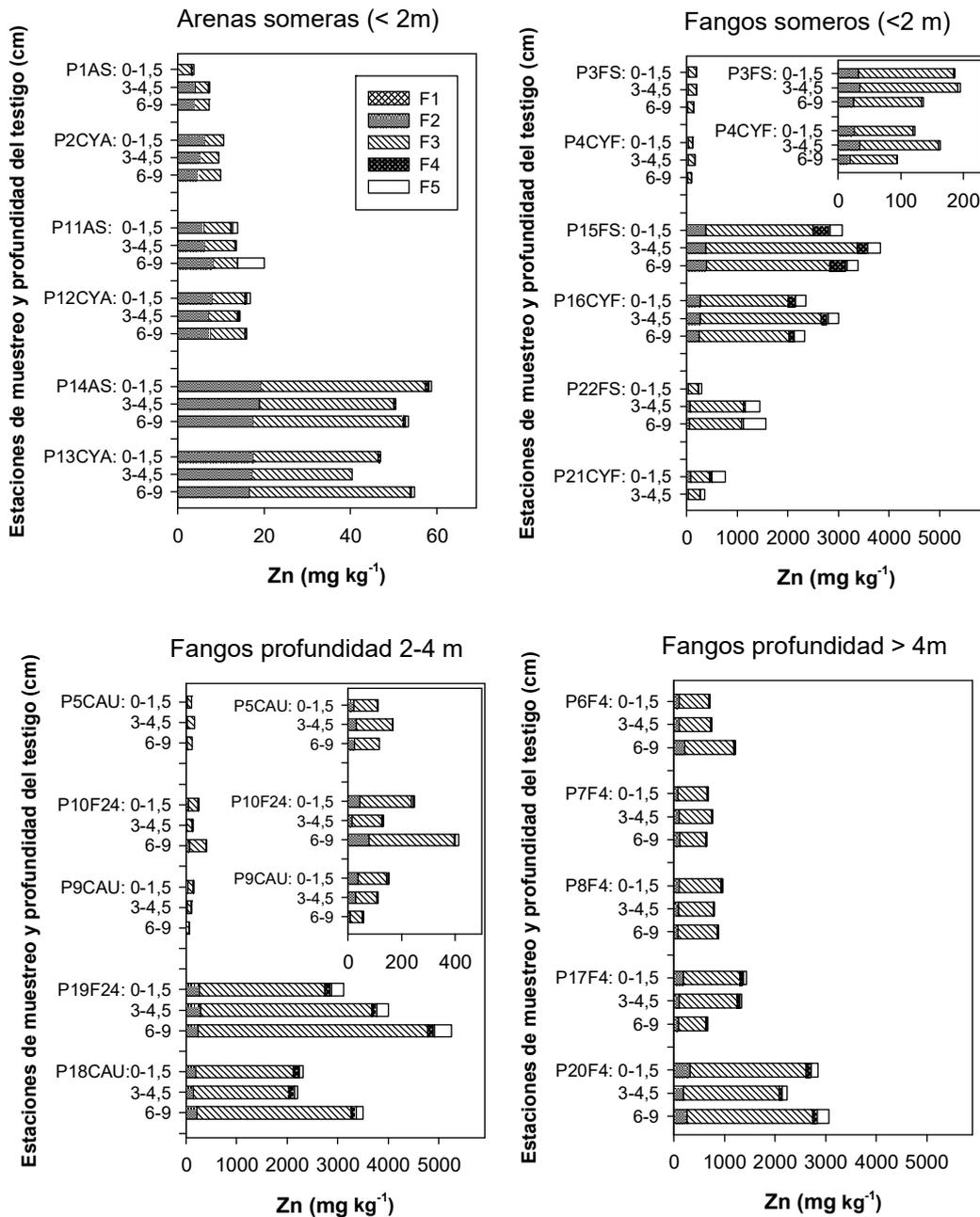


Figura 4.2.44. Fraccionamiento del Zn en los 22 testigos de sedimento recogidos en septiembre de 2018. F1 (cambio+soluble, extraído con 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, extraído con acetato sódico pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos, extraído con hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, extraído con Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). La escala del eje X es diferente para las arenas someras (<2 m).

Como síntesis de lo que se deduce de las concentraciones totales de metales, las concentraciones en la fracción AVS y la geoquímica, se puede establecer una tentativa de sectorización del Mar Menor en cuanto al contenido en metales en el sedimento y la calidad de los fondos.

Zona de los testigos P1AS y P2CYA (frente a Santiago de la Ribera). Esta zona conserva una calidad ambiental aceptable. La concentración de AVS es baja y el contenido de metales extraídos está dentro de valores propios de medios sedimentarios marinos. Mn, Pb y Zn se encuentran fundamentalmente asociados a los oxihidróxidos de Fe amorfos y a la fracción carbonato, mientras que Cu y Cd casi exclusivamente están asociados a los oxihidróxidos de Fe amorfos. La presencia de Pb y Zn en la fracción carbonatos (F2) pudo ser un problema metodológico ya que los sulfuros puros de Pb y Zn son solubles en medio ácido, por lo que se pudieron disolver parcialmente durante el proceso de extracción de dicha fracción F2.

Zona de los testigos P11AS y P12CYA (entre la Isla del Ciervo y La Manga). Tiene una situación similar a la zona anterior: bajo contenido en AVS y metales SEM-AVS. Las formas dominantes de Fe son los oxihidróxidos amorfos, con un incremento sustancial del Fe pirítico en profundidad. Pb y Zn aparecen también en la fracción carbonatos (F2), pero no el Cu, que junto con el Cd, aparece asociados a los óxidos de Fe amorfos. La fracción de Cu pirítico es mayor en profundidad.

Zonas de los testigos P3FS-P4CYF y P9CAU-P10F24 (frente a la Marina del Carmolí). Se produce un incremento anormal de la concentración de AVS y del contenido de metales. Los AVS alcanzan en ocasiones valores similares o superiores a los obtenidos en sedimentos de medios euxínicos como del Mar Negro. La piritización del Fe y Cu es también muy importante; pero no la del Mn, Zn y Pb que se encuentran distribuidos a los oxihidróxidos de Fe amorfos > carbonatos > oxihidróxidos Fe cristalino.

Zona P14AS y P14CYA (junto a la isla Perdiguera). En estos testigos se observa un incremento muy notable del contenido de metales con respecto al resto de testigos de arenas someras (aunque no se alcanzaron las concentraciones extremadamente altas de las zonas de fango). Los incrementos se observan sobre todo para Pb y Zn en profundidad, lo que indica que el evento o eventos de contaminación no son actuales. Los AVS también fueron elevados en profundidad, mientras que en superficie los testigos presentaron valores bajos.

Fe y Cu se reparten entre la fracción de las formas amorfas y la pirítica, mientras que Zn y Pb se distribuyen en oxihidróxidos de Fe amorfos > carbonatos > oxihidróxidos Fe cristalino.

Zona de los testigos P15FS a P20F4 (desembocadura de la Rambla del Beal y cubeta sur del Mar Menor). Se observa un incremento extraordinariamente alto de la concentración de AVS y del contenido de metales. Los valores de AVS y metales son muy elevados en todas las profundidades, lo que indica que además de contaminación por residuos mineros, tuvo que haberse producido un aporte inusual de materia orgánica lábil que disparase la demanda de oxidantes dando como consecuencia fenómenos de sulfato-reducción muy intensos. Estos aportes pudieron venir a raíz del evento de muerte masiva de la vegetación bentónica, pero no puede descartarse la contribución de aportes externos como vertidos de aguas residuales a través de las ramblas o por filtraciones y/o roturas del alcantarillado de localidades como Los Nietos, que han sido comunes durante años, ya que dichas aguas residuales están enriquecidas en carbono soluble (García-Pintado et al., 2007; González-Alcaraz et al., 2012). También puede ser relevante para toda esta zona el aporte de nutrientes que ha tenido lugar durante décadas a través de la rambla del Albuñón, que ha favorecido la proliferación de fitoplancton-zooplancton en su área de influencia, que se extiende a buena parte de la cubeta central y sur por las corrientes predominantes en la laguna. El contenido de metales traza se incrementó notablemente en todas las fracciones con respecto a otras zonas, lo que sugiere que la fracción pirítica del Zn y Pb es “heredada de materiales de mina”, lo que coincide con la presencia de cantidades masivas de residuos mineros, mientras que los metales extraídos en la fracción F2 (carbonatos) es diagenética (formada “in situ”).

Los resultados de este estudio discrepan con los publicados por García y Muñoz-Vera (2015). Estos autores indicaron que los fondos más afectados por metales se encuentran en el rectángulo que formaría una línea imaginaria que uniera la localidad de Islas Menores con la isla del Ciervo y luego hasta en el extremo sur de la laguna. A continuación, en orden decreciente de concentración, citaron la zona que quedaría trazando una línea imaginaria entre isla Perdiguera y el Canal del Estacio pasando por el centro geográfico de la laguna y luego hacia el sur, rodeando isla Mayor. Por último, con menor cantidad de metales en los fondos, el sector oeste comprendido entre la desembocadura de la Rambla del Beal hasta isla Perdiguera y luego en línea recta hacia el sur hasta la desembocadura de la Rambla de la Carrasquilla. El resto de la laguna no estaría afectado, salvo una zona del extremo norte que

formaría un triángulo limitado por la línea imaginaria que uniría Santiago de la Ribera y la playa de La Mota y luego hacia el norte hasta San Pedro del Pinatar.

Para finalizar, decir que, independientemente del escenario geoquímico, la concentración de elementos potencialmente tóxicos en el fondo de ciertos sectores del Mar Menor, y el riesgo que éstos se dispersen, se consideran inadecuados para la calidad ambiental exigible en un espacio natural protegido de la entidad de la laguna. De hecho, varios trabajos han analizado los niveles de metales en organismos marinos de la laguna, tanto en plantas como en animales (De León et al., 1982; Sanchiz et al., 2000; Rodríguez-Puente et al., 2001; Marín-Guirao et al., 2008; Sánchez-Bassols et al., 2008; María-Cervantes et al., 2009), y en todos se han encontrado altas concentraciones de metales. La distribución espacial sigue un patrón similar al observado en los sedimentos, encontrando niveles más altos en organismos de la zona sur. En el caso de Pb, se encontraron valores de 43 mg kg⁻¹ en peces (Marín-Guirao et al., 2008) cuando la concentración máxima permitida para el consumo humano de plomo en peces es de 7,5 mg kg⁻¹ (DMA 2000/60 / CE).

4.2.9.4. Metales solubles en el agua intersticial y la columna de agua y su relación con las características del sedimento y la presencia de vegetación bentónica

Las concentraciones medias de metales disueltos en el agua intersticial de los testigos muestreados en el Mar Menor pueden observarse en las Figuras 4.2.45 a 4.2.48 y la Tablas 62 y 63 del Apéndice 1.

Para el Cd los niveles oscilaron entre 0,01 µg L⁻¹ y 1,25 µg L⁻¹ en invierno y 0,02 µg L⁻¹ y 2,06 µg L⁻¹, para el Co entre 0,17 µg L⁻¹ y 12,25 µg L⁻¹ en invierno y 0,06 µg L⁻¹ y 1,48 µg L⁻¹, para el Cu entre 0,07 µg L⁻¹ y 1,58 µg L⁻¹ en invierno y 0,08 µg L⁻¹ y 0,74 µg L⁻¹, para el Ni entre 0,58 µg L⁻¹ y 7,52 µg L⁻¹ en invierno y 0,31 µg L⁻¹ y 14,16 µg L⁻¹, para el Pb entre 0,31 µg L⁻¹ y 54,45 µg L⁻¹ en invierno y 0,32 µg L⁻¹ y 12,24 µg L⁻¹ y para el Zn entre 4,84 µg L⁻¹ y 346,11 µg L⁻¹ en invierno y 1,77 µg L⁻¹ y 58,11 µg L⁻¹

Comparando estos niveles con los encontrados en el agua de poro de los sedimentos de la Ría de Vigo (Santos-Echeandía et al., 2009), podemos ver que salvo las concentraciones de Cu, para el resto de elementos, los niveles son superiores en el Mar Menor respecto a la Ría de Vigo, en algunos casos como Pb y Zn hasta 3-4 órdenes de magnitud más altos. Destacan especialmente los niveles de los testigos P15FS y P16CYF, localizados frente al saladar de Lo Poyo, donde, como ya se ha comentado en diversos

apartados, existe la mayor acumulación de residuos mineros y, por tanto, la mayor concentración de metales totales, SEM-AVS y metales en las fracciones geoquímicas.

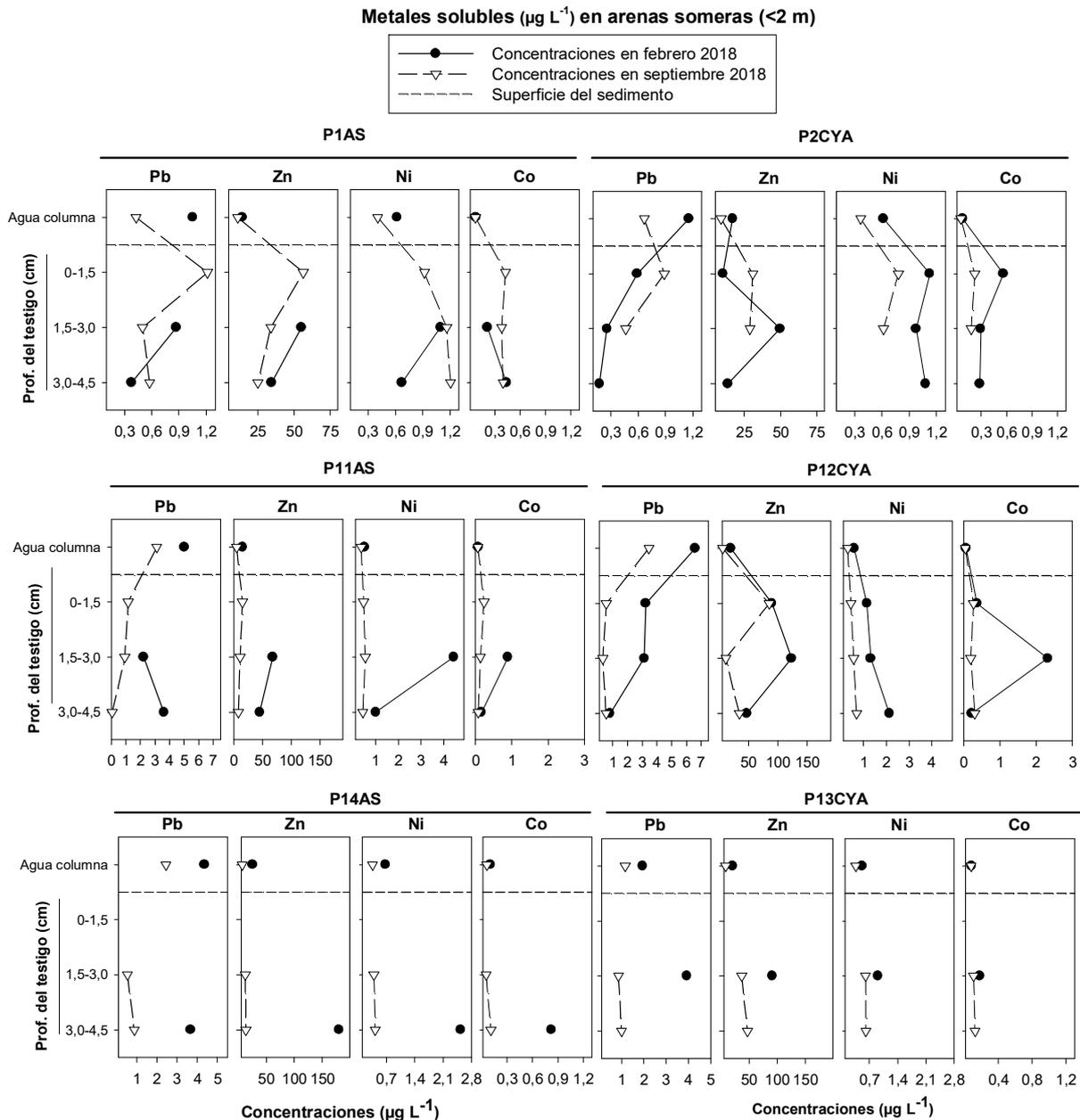


Figura 4.2.45. Perfiles de concentración de metales en agua (Pb, Zn, Ni y Co) ($\mu\text{g L}^{-1}$) en los testigos de arenas someras. La escala del eje X es diferente para diferentes metales y distintos testigos.

Metales solubles ($\mu\text{g L}^{-1}$) en fangos someros (<2 m)

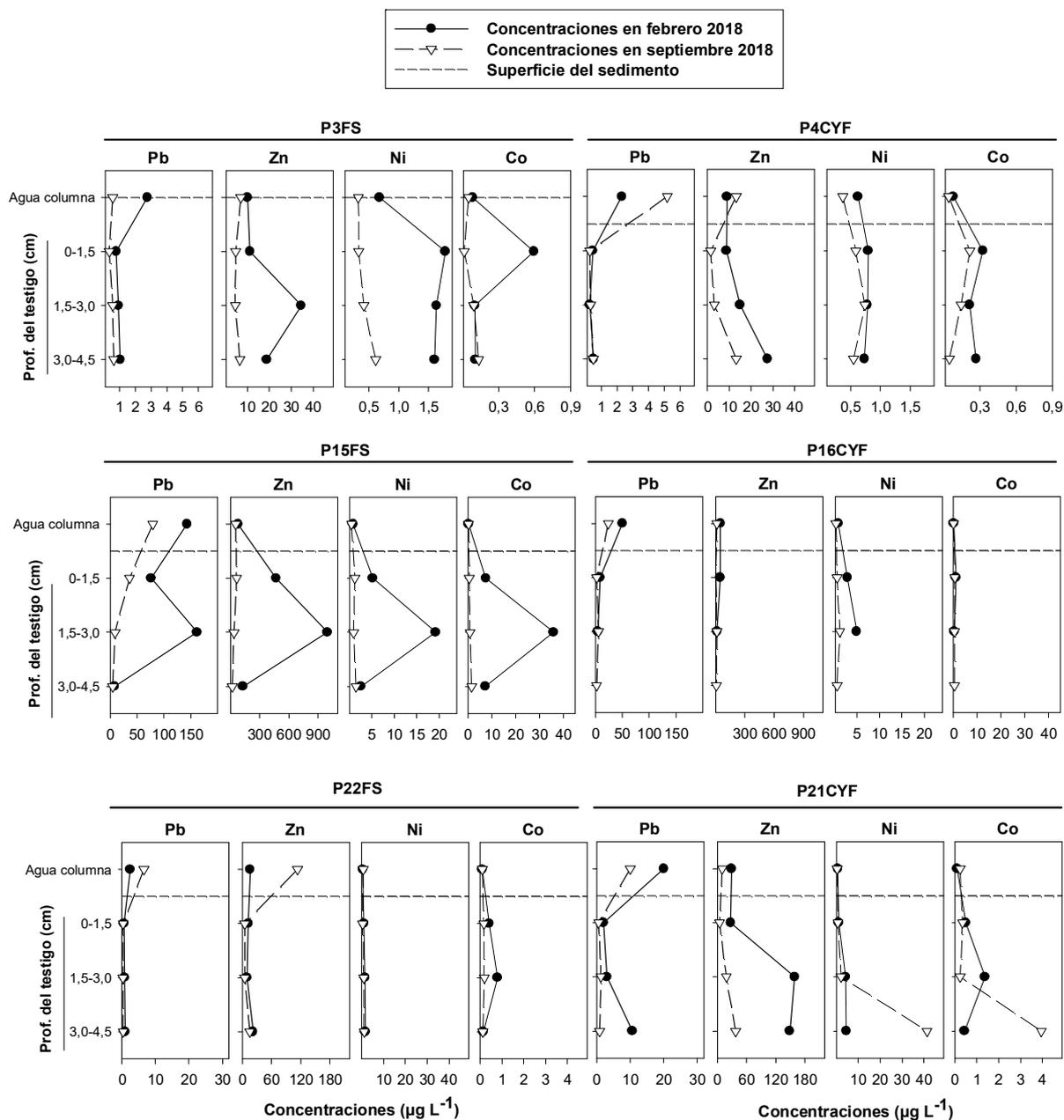


Figura 4.2.46. Perfiles de concentración de metales en agua (Pb, Zn, Ni y Co) ($\mu\text{g L}^{-1}$) en los testigos de fangos someros. La escala del eje X es diferente para diferentes metales y distintos testigos.

Metales solubles ($\mu\text{g L}^{-1}$) en fangos de profundidad 2-4 m

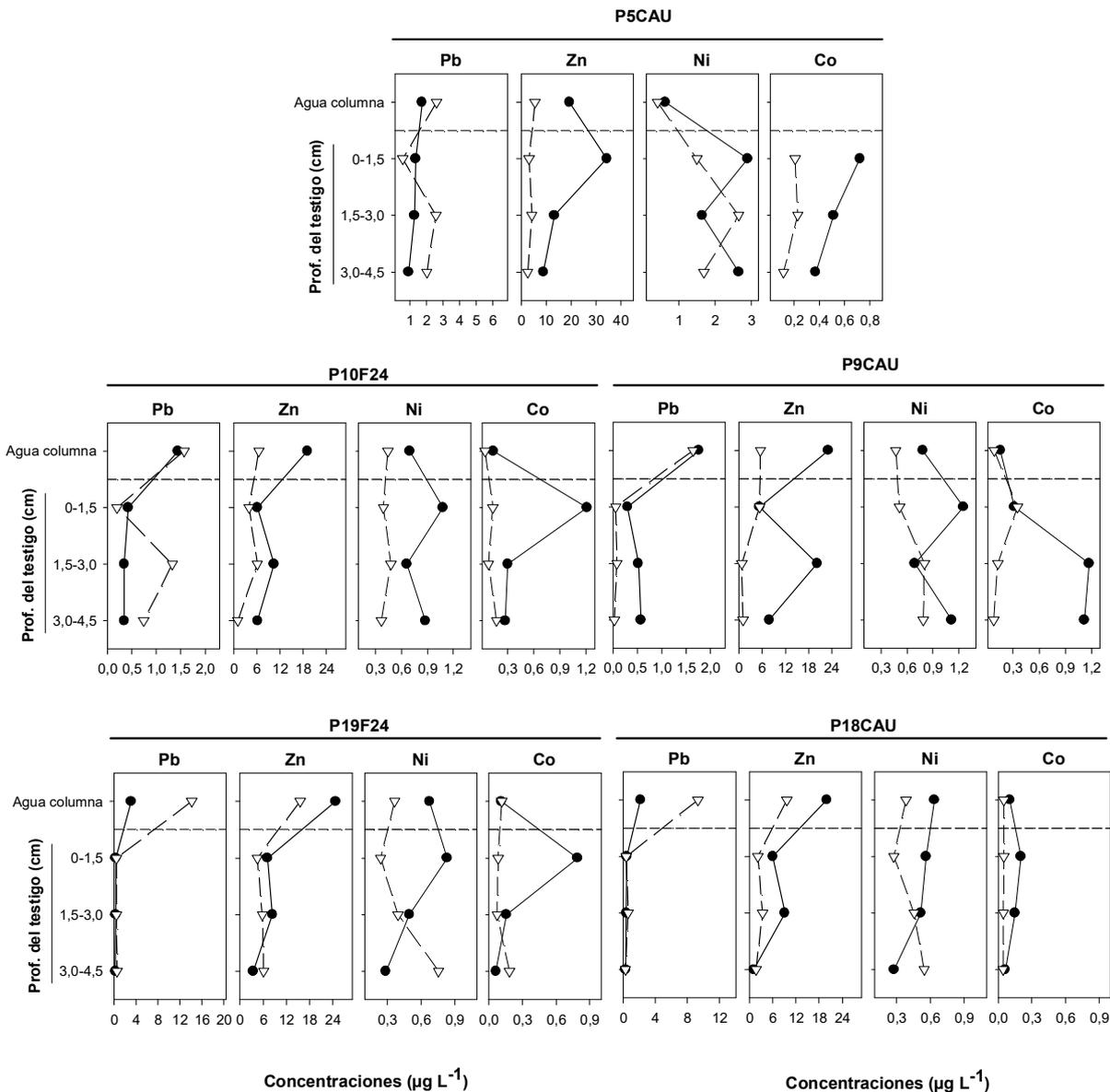
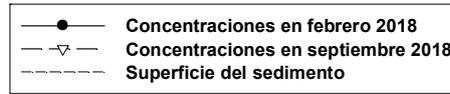


Figura 4.2.47. Perfiles de concentración de metales en agua (Pb, Zn, Ni y Co) ($\mu\text{g L}^{-1}$) en los testigos de fangos de 2 a 4 m de profundidad. La escala del eje X es diferente para diferentes metales y distintos testigos.

Metales solubles ($\mu\text{g L}^{-1}$) en fangos de profundidad > 4m

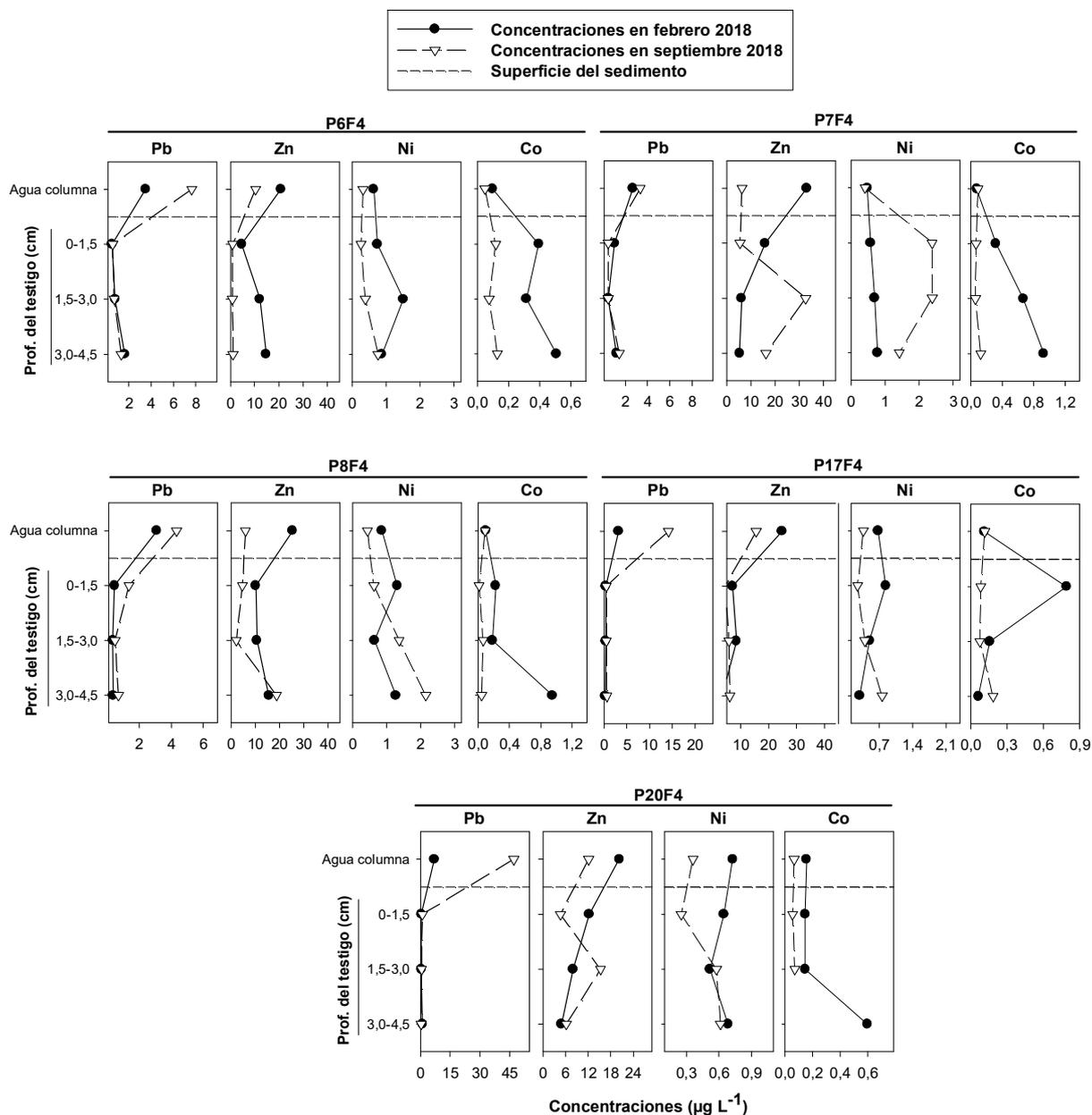


Figura 4.2.48. Perfiles de concentración de metales en agua (Pb, Zn, Ni y Co) ($\mu\text{g L}^{-1}$) en los testigos de fangos de profundidad > 4 m. La escala del eje X es diferente para diferentes metales y distintos testigos.

En cuanto las concentraciones de metales disueltos en la columna de agua justo por encima del sedimento, pueden observarse en las Figuras 4.2.45 a 4.2.48 y las Tablas 64 y 65

del apéndice. Para Cd los niveles oscilaron entre $0,08 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,28 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $0,05 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,33 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre; para Co entre $0,08 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,13 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $0,06 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,11 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre; para el Cu entre $0,24 \mu\text{g L}^{-1}$ - $1,11 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $0,21 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,96 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre; para Ni entre $0,57 \mu\text{g L}^{-1}$ - $0,71 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $0,34 \mu\text{g L}^{-1}$ y $0,54 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre; para Pb entre $1,88 \mu\text{g L}^{-1}$ - $49,45 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $1,77 \mu\text{g L}^{-1}$ y $28,49 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre; y para Zn entre $18,52 \mu\text{g L}^{-1}$ - $36,80 \mu\text{g L}^{-1}$ en febrero y $6,94 \mu\text{g L}^{-1}$ - $59,45 \mu\text{g L}^{-1}$ en septiembre.

Como era de esperar, las arenas presentaron valores más bajos de metales en el agua sobrenadante, independientemente de la presencia o no de vegetación, debido fundamentalmente a que no se asocian a residuos mineros y a la menor capacidad de retención de las partículas de arena.

Como regla general, los niveles más elevados de metales en agua de la columna se observaron en la zona de fangos someros (FS) con las únicas excepciones de Cd en septiembre y Co en ambas épocas. Aunque los materiales de textura fina tienen de por sí mayor capacidad de retención debido a su relación superficie volumen y/o a la presencia de cargas negativas que van a atraer a los metales y los van a concentrar, en el Mar Menor el origen de las grandes cantidades de metales encontrados en las muestras de agua recogidas en zonas de fangos, sobre todo de la cubeta sur, se debe fundamentalmente a la abundancia de residuos mineros de textura fina, como ya se ha mencionado en diversos apartados del informe. De hecho, los residuos mineros presentan concentraciones de Cd y Co tan elevadas como de otros elementos y, como se ha indicado, las concentraciones de estos dos metales en la columna de agua fueron las únicas que no se asociaron preferentemente a los fondos fangosos.

Es importante destacar que los niveles en columna de agua superan en muchos de los testigos analizados los valores máximos permitidos (Pb = $1,7 \mu\text{g L}^{-1}$; Zn = $60 \mu\text{g L}^{-1}$ y Ni = $20 \mu\text{g L}^{-1}$) por la Directiva Marco de Aguas (WFD 2000/60/EC), sobre todo en los fangos someros (<2 m) (Figura 4.2.46). En comparación con los niveles de zonas costeras sometidas a importantes presiones antropogénicas, como es el caso de la Ría de Vigo en la fachada atlántica de la Península Ibérica (Santos-Echeandía et al., 2009) los valores obtenidos son similares o superiores, con especial aumento en el caso de Pb y Zn que llegan a niveles de un orden de magnitud por encima de los de la Ría de Vigo. Este hecho puede deberse a dos causas principales, como son el tiempo de renovación del agua de ambos sistemas, que en el caso del Mar Menor puede llegar a ser de 1 año, frente a los 5-10 días de la Ría de Vigo, y, por otro lado, debido a los altos niveles de metales en los sedimentos del Mar Menor,

especialmente de Pb y Zn, asociados a la presencia de residuos minero, y a las entradas externas de metales por erosión hídrica y eólica desde la propia zona minera

Apenas se han encontrado estudios previos sobre la presencia de metales solubles en el agua del Mar Menor. En el primero (Simonneau, 1973), a pesar de haber muestreado aguas con el propósito de medir metales, no se proporcionan datos porque la técnica analítica utilizada no tenía un límite de detección suficientemente bueno (50 ppb) para detectar las concentraciones de metales en el agua. En los otros dos trabajos (Dassenakis et al., 2010 y Belando et al., 2017b), solo se presentan cuatro metales (Fe, Mn, Pb y Zn) en nueve y dos estaciones, respectivamente, y en una sola campaña de muestreo. Los niveles de Pb y Zn en las aguas fueron altos (hasta 5 y 16 ppb respectivamente) con respecto a otros sistemas costeros mediterráneos, como la Laguna de Venecia (0.14 ppb de Pb y 3.9 ppb de Zn, Martin et al., 1994) y dos órdenes de magnitud más altos que las aguas costeras del Mediterráneo (0,02 ppb de Pb y 0,23 ppb de Zn, Tovar-Sánchez et al., 2014). Sin embargo, la baja cobertura espacial y la ausencia de monitoreo temporal brindaron poca información sobre la biogeoquímica de los metales en la columna de agua. Aun así, los valores encontrados para Pb y Zn estaban cerca de los límites máximos (7,2 ppb de Pb y 60 ppb de Zn) establecidos en la Directiva Marco del Agua.

En cuanto al posible papel de la vegetación sobre la presencia de metales en el agua intersticial y la columna de agua, es un tema complejo que está influido por factores como las características del sedimento, el grado de desarrollo de la vegetación, las condiciones biogeoquímicas y el periodo del año. Para analizarlo en detalle habría que plantear un muestreo exhaustivo, tanto espacialmente como temporalmente, y una zona concreta en la que el sedimento tuviera concentraciones de metales y propiedades similares en las zonas con vegetación y sin vegetación. No tiene sentido plantear que la vegetación va retirar los miles de toneladas de metales que hay en el Mar Menor debido a la presencia de los residuos mineros, pero sí que la vegetación puede contribuir a retirar metales solubles reduciendo los flujos a la columna de agua, inmovilizar metales en el sedimento y fijar éste para reducir los riesgos de movilización por resuspensión.

Para tener una primera aproximación al posible papel de la vegetación en el estado y movilización de metales a partir de los datos del proyecto, se han comparado las concentraciones de metales en el agua intersticial y la columna de agua entre pares sin y con vegetación en dos parejas de testigos de las zonas más afectadas del sur de la laguna, el P15FS vs. P16CYF y el P22FS vs. P15CYF (Figuras 4.2.49 y 4.2.50). La granulometría, los contenidos en CaCO₃, COT y metales en ambas parejas fueron del mismo orden en los dos

testigos, por lo que el efecto de la vegetación entre el que tenía y no tenía vegetación se puede valorar con cierta fiabilidad.

Para la comparativa P15FS vs P16CYF (Figura 4.2.29) los resultados muestran que en febrero (invierno), cuando había igualdad de condiciones de potencial redox ($Eh < 100$ mV), la vegetación (presente en el testigo P16CYF) tuvo un papel muy relevante para reducir las concentraciones de metales en el agua intersticial con respecto al testigo sin vegetación (P15FS). Esto concuerda con lo apuntado por Marín-Guirao et al. (2005a y b) que destacaron la elevada capacidad de acumulación de metales de *Cymodocea nodosa* y su capacidad para desarrollarse en sedimentos anóxicos altamente contaminados. En verano, sin embargo, las concentraciones en el testigo sin planta (P15FS) se igualaron a las del testigo con planta, probablemente porque los mecanismos de inmovilización de metales asociados a la bajada del Eh y la sulfato reducción contribuyeron a su retirada del agua intersticial independientemente del papel de la planta.

Por contra, al comparar los testigos P22FS y P21CYF (Figura 4.2.50) la presencia de plantas (en el testigo P21CYF) estuvo asociada a una mayor concentración de metales en el agua intersticial, en consonancia con mayores valores de Eh (≈ 100 mV) que al encontrarse en el umbral entre condiciones óxicas y subóxicas pudieron favorecer disolución de óxidos o/y oxidación de sulfuros, con la consiguiente liberación de metales (sobre todo Pb, Zn y Ni). Esto no ocurrió en testigo sin planta (P20FS), que presentó un Eh más bajo en el rango indicativo de sulfato-reducción. La situación tendió a estabilizarse en septiembre, cuando en ambos testigos el Eh fue extremadamente bajo y las concentraciones de metales tendieron a igualarse, lo que se atribuye a la inmovilización de metales en los sulfuros.

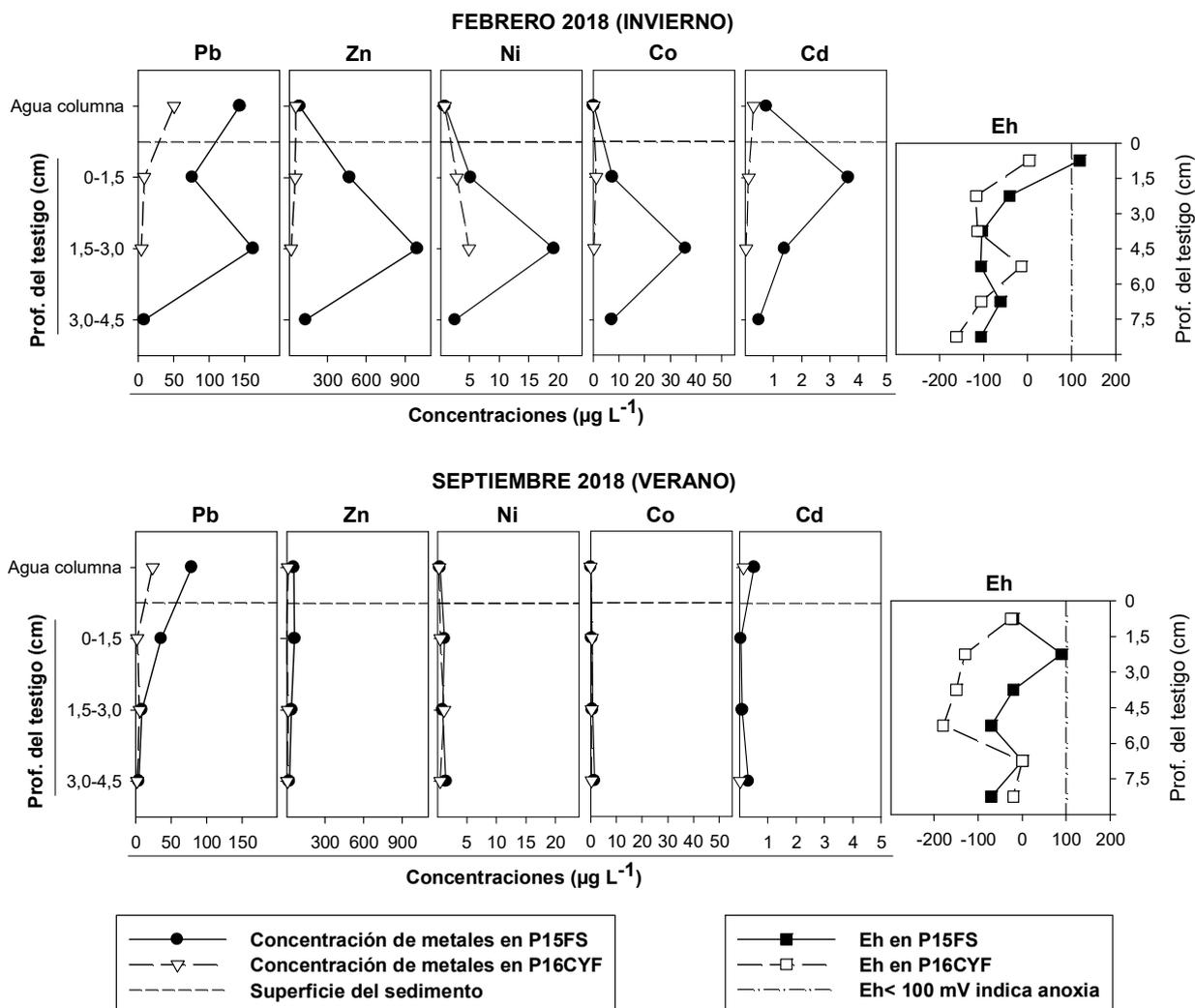


Figura 4.2.49. Concentraciones de metales en el agua intersticial y la columna de agua en los testigos P15FS y P16CYF en el muestreo de febrero y septiembre de 2018. Se indican también los valores de Eh obtenidos en ambos muestreos en esos puntos. La escala del eje X para diferentes metales es distinta, pero cada metal tiene la misma escala en los dos muestreos.

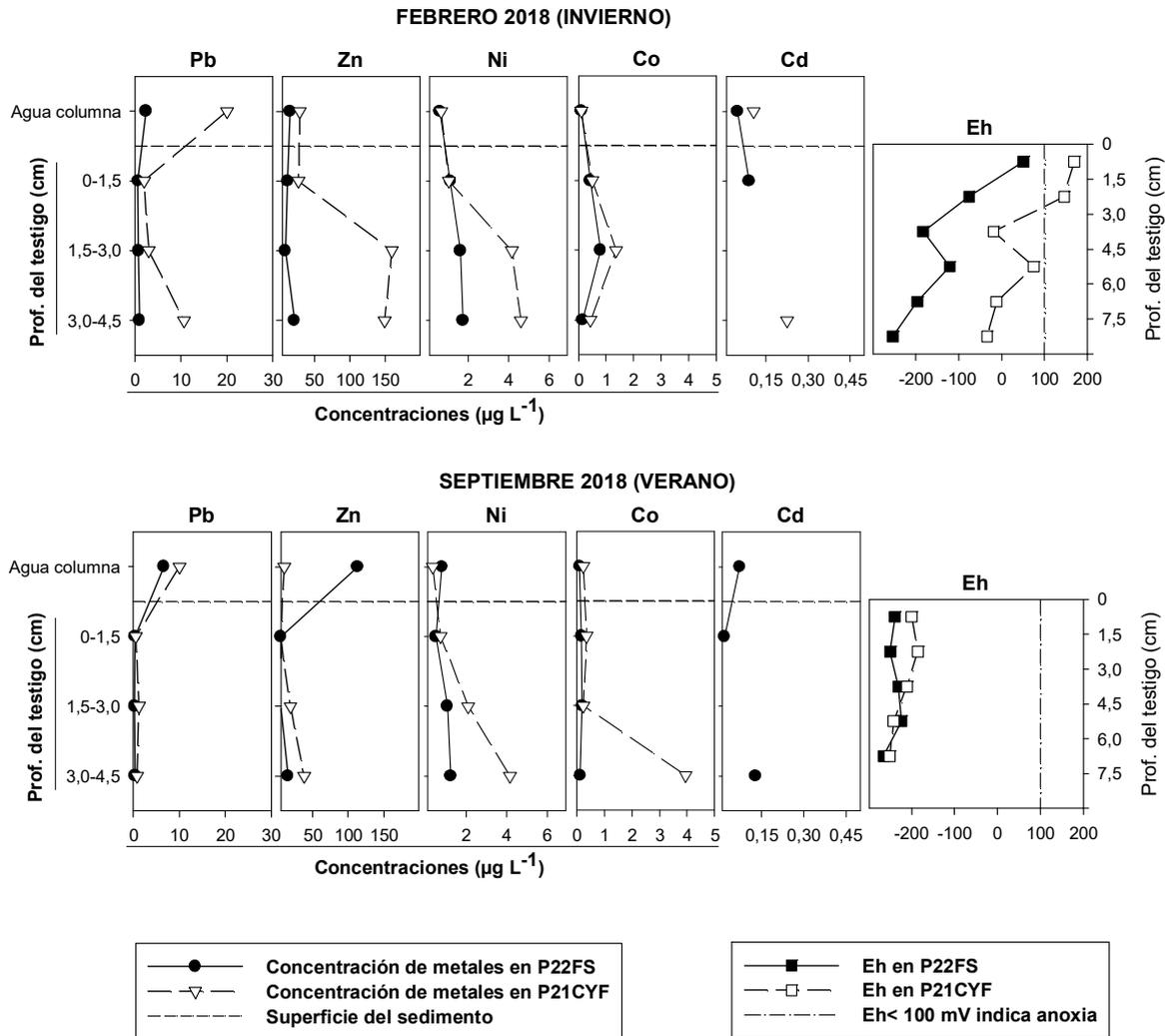


Figura 4.2.50. Concentraciones de metales en el agua intersticial y la columna de agua en los testigos P22FS y P21CYF en el muestreo de febrero y septiembre de 2018. Se indican también los valores de Eh obtenidos en ambos muestreos en esos puntos. La escala del eje X para diferentes metales es distinta, pero cada metal tiene la misma escala en los dos muestreos.

A la vista de estos resultados parece claro que la presencia de plantas puede tener efectos positivos de cara a la inmovilización de metales en los sedimentos, pero también efectos negativos. Esto no es algo nuevo, ya que el estado de los metales en sistemas inundados depende en gran medida del estado de oxidación de éstos y dicho estado puede verse modificado por diversos factores, entre ellos la vegetación y los invertebrados que viven en la interfase sedimento-columna de agua (Jacob y Otte, 2003; Burdige, 2006). Esto hace que puedan aparecer zonas óxicas en matrices anóxicas, debido al oxígeno que introducen

plantas como *Cymodocea nodosa* con capacidad para transportarlo desde las partes aéreas a las raíces. Además de este efecto, la presencia de cubierta vegetal facilita que se establezcan comunidades de gusanos y otros organismos excavadores que por bioturbación del sedimento facilitan la entrada de agua de la columna con oxígeno (bioirrigación) facilitando la existencia de microsítios más óxicos (Burdige, 2006). En algunos testigos recogidos en este estudio se han encontrado evidencias de estos fenómenos (por ejemplo, testigos P10AS y P9CAU, Imagen 2). De hecho, gracias a la colaboración con el Departamento de Ciencias del Mar de la Universidad de Alicante se dispondrá de información de la infauna presente en algunas de las muestras y consecuentemente del peso relativo que podría tener la bioturbación en cada zona y época del año.



Imagen 2. Microambientes óxicos (colores pardos) debido al efecto de los organismos en matrices fuertemente reducidas (colores negruzcos) en algunos testigos recogidos en este estudio.

Frente a la facilidad para que existan estos microambientes óxicos, la presencia de plantas proporciona mayores concentraciones de COS, como se explicó en el apartado 4.2.5.3, lo que facilita las condiciones reductoras al haber más sustrato disponible para los microorganismos, lo que facilita la sulfato-reducción. Estas circunstancias, aparentemente contradictorias, pueden estar condicionadas por las especies presentes, ya que no todas modifican de la misma forma el ambiente en el que se desarrollan. Para el caso de *Cymodocea* y *Caulerpa*, la forma predominante de absorción de cada una de ellas es diferente: mientras que *Cymodocea nodosa* toma los nutrientes y metales del agua de poro principalmente a través de su sistema de raíces y rizomas que penetran profundo en el sedimento, *Caulerpa prolifera* se nutre a través de las hojas teniendo el sistema radicular

menos desarrollado y más superficial que el de *Cymodocea nodosa*. Para complicar aún más la cuestión, la variabilidad espacio-temporal de las condiciones que afectan al estado de los metales es enorme, ya que pueden cambiar en muy pocos metros incluso a nivel de micrositios y a lo largo del año en función de las temperaturas y otros factores que afectan a la actividad biológica. En el apartado siguiente, en el que se presentan los flujos difusivos calculados para la laguna, se puede observar cómo a nivel global la vegetación tiene un efecto positivo para reducir los flujos de metales a la columna de agua.

4.3. Flujos difusivos entre el sedimento y la columna de agua

El transporte de sustancias y/o elementos desde los sedimentos a la columna de agua están condicionados por la difusión a causa de las diferencias de concentración entre ambos sistemas, procesos físicos tales como la resuspensión del sedimento y la advección, así como procesos biológicos tales como bioturbación y bioirrigación (Burdige, 2006). Recordar que en este trabajo los datos que se van mostrar corresponden únicamente a los flujos difusivos calculados a partir de las concentraciones que se han medido en el agua intersticial y la columna de agua. Por tanto, los valores de los flujos no se pueden utilizar para establecer una relación con las concentraciones de elementos y/o compuestos en el agua intersticial y/o la columna de agua y hacer interpretaciones al respecto, porque se han calculado a partir de dichas concentraciones. Los flujos difusivos constituyen la transferencia que se produce por diferencias de concentración, y representan mínimo que se puede producir entre ambas matrices (sedimento y columna de agua), y consecuentemente los flujos reales serán significativamente superiores a los estimados por esta vía (hasta un orden de magnitud según el caso). Por otro lado también hay que indicar que la estimación del flujo se ha hecho considerando un único valor de concentración para el agua sobrenadante, que puede tener una representatividad limitada por ser el agua una matriz con una gran variabilidad espacio-temporal.

Hay que decir en este punto, que el proyecto “Estudio biogeoquímico de los fondos del Mar Menor (Murcia) – caracterización geoquímica de sedimentos” se planteó como una parte complementaria de un estudio global en el que se incluía el fondeo de cámaras bentónicas por parte de un equipo de la Universidad de Cádiz para medir flujos “in situ” en el Mar Menor. Desafortunadamente ha sido inviable la comunicación e intercambio de información efectiva con los compañeros de Cádiz, así como contar con los resultados de sus trabajos, a pesar de los intentos continuados del equipo UPCT-IEO por hacerlo y del ofrecimiento de los datos obtenidos por UPCT-IEO al grupo de Cádiz. Esto ha dado como resultado que no se hayan

podido cotejar ni discutir los cálculos del presente estudio en un contexto más amplio a fin de complementar los hallazgos de cada grupo y llegar a unas conclusiones más sólidas y consistentes, como es deseable en cualquier labor de investigación.

4.3.1. Flujos difusivos de nutrientes

Los flujos difusivos de nutrientes procedentes de los sedimentos, calculados por medio de la ecuación de Fick (explicada en el apartado 3.4) para la laguna del Mar Menor, en función de las concentraciones medidas en el agua intersticial y el agua de la columna, se encuentran en la Tabla 4.3.1 y la Figuras 4.2.51 a 4.2.53. Los flujos positivos indican exportación de metal desde el sedimento a la columna de agua y los negativos desde la columna de agua hacia el sedimento.

Los flujos de NO_3^- oscilaron entre $-54,5$ y $141 \mu\text{moles m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en invierno y entre $-41,2$ y $128,3 \mu\text{moles m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en verano (Tabla 4.3.1). Los flujos más positivos (exportación desde el sedimento) y de mayor magnitud se observaron en la zona de fangos someros. Por otra parte, los flujos de NH_4^+ oscilaron entre $2,8$ y $223,3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en invierno y entre $11,4$ y $944,5 \mu\text{moles m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (Tabla 4.3.1). Los flujos más positivos y elevados se detectaron en la misma zona que en el caso del NO_3^- . Finalmente, los flujos de PO_4^{3-} oscilaron entre $0,1$ y $14,1 \mu\text{moles m}^{-2} \text{d}^{-1}$ en base a los datos de septiembre (Tabla 4.3.1) (en invierno no pudieron calcularse por falta de datos).

En términos generales, los flujos fueron más positivos en intensos durante la época de verano, y en el caso de NO_3^- pasaron de ser negativos en invierno a ser positivos en verano en muchas de las zonas estudiadas (Figura 4.2.51).

Tabla 4.3.1. Media y error estándar (SE) para los flujos de nutrientes (NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}) ($\mu\text{moles m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. Para fosfato en febrero no se pudieron calcular (n.c.) los flujos debido a que las concentraciones en la columna de agua fueron menores del límite de detección del método de medida ($0,1 \text{ mg L}^{-1}$) en todos los casos.

		NO_3^- flujo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		NH_4^+ flujo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		PO_4^{3-} flujo ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	-3,5	32,6	2,8	11,4	n.c.	0,1
	SE	1,5	48,2	4,2	3,5		0,1
CYA	Media	-5,2	12,6	20,2	14,0	n.c.	1,3
	SE	4,1	19,5	21,5	9,3		1,6
FS	Media	-13,1	128,3	141,7	944,5	n.c.	14,1

		NO ₃ ⁻ flujo (μmol m ⁻² d ⁻¹)		NH ₄ ⁺ flujo (μmol m ⁻² d ⁻¹)		PO ₄ ³⁻ flujo (μmol m ⁻² d ⁻¹)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
	SE	21,6	68,9	35,4	1121,4		19,5
CYF	Media	141,0	7,7	223,3	176,7	n.c.	2,9
	SE	247,4	33,8	137,6	171,3		4,2
F24	Media	42,7	-41,2	-	286,3	n.c.	-0,5
	SE	39,2	39,6	-			1,4
CAU	Media	24,3	14,3	129,0	109,6	n.c.	2,0
	SE	31,5	45,4	-	38,9		2,3
F4	Media	-54,5	28,9	220,9	223,4	n.c.	1,3
	SE	54,8	72,0	74,5	56,6		0,8

Utilizando el área de cobertura de cada una de las tipologías estudiadas (AS, CYA, FS, CYF, F24, CAU y F4), se ha hecho una estimación de la cantidad de nutrientes aportados por el sedimento (o importados para flujos negativos) durante los muestreos de febrero (invierno) y septiembre (verano) (Tabla 4.3.2). Se observa claramente que para el caso del NO₃⁻, pese a ser negativos los flujos en ambas épocas, fueron menos negativos en verano, en el caso de NH₄⁺ los flujos fueron más intensos (alrededor del doble) en verano y finalmente, los flujos de PO₄³⁻ fueron positivos en verano (en invierno no pudieron calcularse por falta de datos).

Tabla 4.3.2. Flujos de nutrientes (mol d⁻¹) para toda la superficie del Mar Menor cada uno de los días en que se realizó el muestreo de febrero y septiembre.

NO ₃ ⁻ flujo (mol d ⁻¹)		NH ₄ ⁺ flujo (mol d ⁻¹)		PO ₄ ³⁻ flujo (mol d ⁻¹)	
Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
-128,96	-27,34	13422	27183	n.d.	86,85

Por último, en la Tabla 4.3.3 se puede observar la estimación de la exportación anual estimada de nutrientes. Según estas estimaciones el sedimento lagunar importa desde la columna 28525 moles (≈1,8 toneladas) de NO₃⁻ mientras que exporta 7410509 moles (133 toneladas) de NH₄⁺ y 15850 mol (≈1000 toneladas) de PO₄³⁻.

Tabla 4.3.3. Estimación de los flujos de nutrientes (mol año^{-1}) para toda la superficie del Mar Menor durante el año 2018.

NO_3^- flujos (mol año^{-1})	NH_4^+ flujo (mol año^{-1})	PO_4^{3-} flujo (mol año^{-1})
-28525	7410509	15850

Si comparamos los valores de este estudio con otros llevados a cabo en zonas costeras similares vegetadas (Erftemeijer y Middelburg 1995; Romero et al., 2006), los flujos difusivos anuales tanto de N como de P son del mismo orden, aunque en el caso del N se encuentran en el rango alto entre los reportados en los otros estudios.

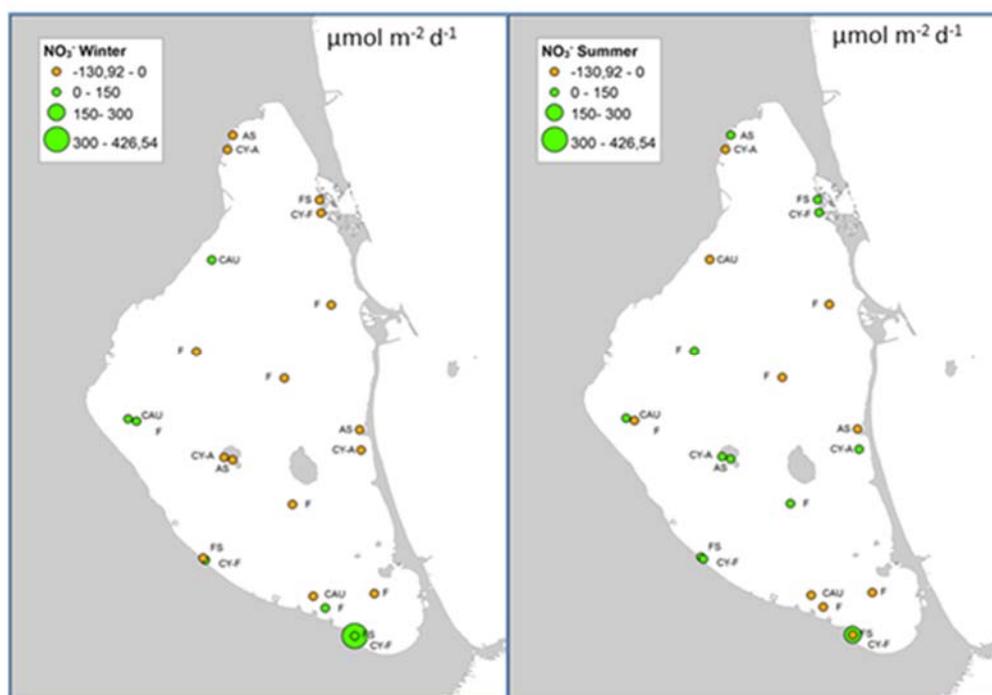


Figura 4.2.51. Mapa de flujos de NO_3^- desde el sedimento a la columna de agua calculados para cada estación de muestreo en función de las concentraciones en ambos compartimientos.

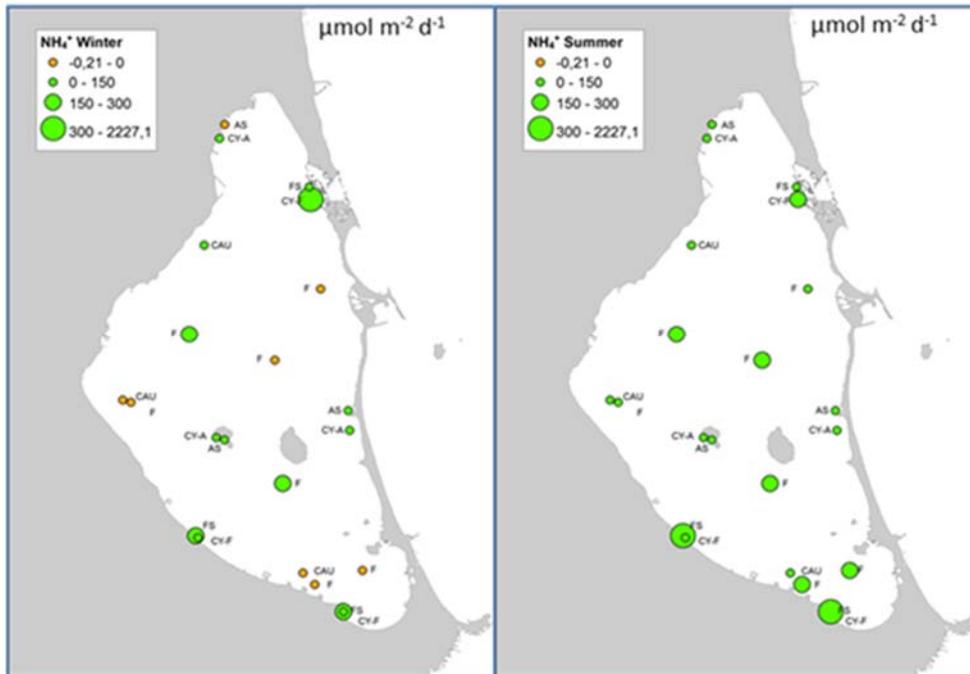


Figura 4.2.52. Mapa de flujos de NH_4^+ desde el sedimento a la columna de agua calculados para cada estación de muestreo en función de las concentraciones en ambos compartimientos.

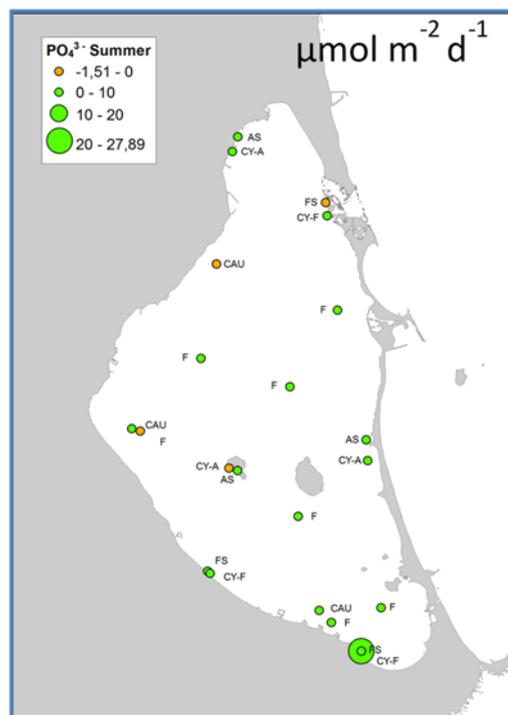


Figura 4.2.53. Mapa de flujos de PO_4^{3-} desde el sedimento a la columna de agua calculados para cada estación de muestreo en función de las concentraciones en ambos compartimientos.

4.2.2. Flujos difusivos de metales

Igual que se hizo con los nutrientes, a partir de los niveles de metales en el agua de poro y los medidos en la columna de agua por encima del sedimento, y usando la ecuación de difusión de Fick (explicada en el apartado 3.4), se han estimado los flujos difusivos de metales procedentes de los sedimentos de la laguna del Mar Menor, que se encuentran en las Tablas 4.3.4 y 4.3.5 y las Figuras 4.2.54 a 4.2.59. Flujos positivos indican exportación de metal desde el sedimento a la columna de agua y flujos negativos desde la columna de agua hacia el sedimento. Recordar que los flujos difusivos estimados en este trabajo son un mínimo de los flujos que pueden estar ocurriendo desde el fondo del Mar Menor, ya que los flujos advectivos debidos a eventos de resuspensión no son considerados en este estudio.

Los flujos de Co y Ni han sido positivos en todas las zonas, los de Pb negativos en todas las zonas, mientras que los del resto de metales (Cd, Cu, y Zn) alternan signo positivo y negativo dependiendo de la zona.

Tabla 4.3.4. Media y error estándar (SE) para los flujos de metales (Cadmio, Cobalto, Cobre) ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Cd flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Co flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Cu flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	0,02	0,03	0,04	0,03	0,01	-0,01
	SE	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03
CYA	Media	-	0,00	0,06	0,03	-0,04	0,00
	SE	-	0,01	0,05	0,03	0,13	0,06
FS	Media	1,25	-0,25	3,32	0,16	0,16	-1,21
	SE	2,14	0,22	4,98	0,21	-	0,84
CYF	Media	-0,05	-0,11	0,37	0,30	0,28	0,29
	SE	0,02	-	0,04	0,22	1,60	0,49
F24	Media	-0,04	-0,05	1,03	0,05	-	-0,91
	SE	-	-	0,23	0,14	-	0,69
CAU	Media	0,23	-0,06	0,14	0,22	0,40	-0,64
	SE	-	-	0,03	0,32	0,35	0,79
F4	Media	-0,07	-0,03	0,35	-0,01	-0,26	-0,58
	SE	0,10	0,09	0,28	0,12	-	1,30

Tabla 4.3.5. Media y error estándar (SE) para los flujos de metales (Níquel, Plomo y Zinc) ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Ni flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Pb flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Zn flujo ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	0,17	0,06	-0,11	-0,21	5,57	3,55
	SE	0,14	0,08	0,13	0,34	3,59	3,96
CYA	Media	0,10	0,10	-0,23	-0,26	5,60	8,98
	SE	0,06	0,10	0,50	0,49	6,80	7,37
FS	Media	3,00	-0,06	-39,83	-28,53	164,76	-109,48
	SE	3,32	1,43	64,12	29,74	288,16	193,57
CYF	Media	0,57	0,63	-16,71	-20,12	-1,17	-11,13
	SE	0,33	0,44	11,77	13,25	0,86	1,33
F24	Media	0,39	-0,24	-3,20	-15,64	-18,95	-10,93
	SE	0,20	0,13	2,36	17,73	5,91	9,14
CAU	Media	1,09	0,56	-1,75	-9,35	-6,60	-5,65
	SE	1,52	1,18	1,14	10,65	18,88	7,23
F4	Media	0,43	1,60	-5,91	-35,07	-19,89	-8,53
	SE	0,47	2,81	2,05	39,50	8,84	8,28

Utilizando el área de cobertura de cada una de las tipologías estudiadas (AS, CYA, FS, CYF, F24, CAU y F4), se ha hecho una estimación de la cantidad de metales aportados por el sedimento (o importados para flujos negativos) durante los muestreos de febrero (invierno) y septiembre (verano) (Tabla 4.3.6) y a lo largo de un año (Tabla 4.3.7). En ella se puede observar que el sedimento lagunar exporta $\approx 14,12$ kg de Co y $\approx 25,83$ kg de Ni al año, mientras que importa desde la columna $\approx 1,05$ kg de Cd, $\approx 16,47$ kg de Cu, $\approx 573,2$ kg de Pb y $\approx 539,3$ kg de Zn.

Tabla 4.3.6. Flujos de metales (g d^{-1}) para toda la superficie del Mar Menor cada uno de los días en que se realizó el muestreo de febrero y septiembre.

Cd flujo (g d^{-1})		Co flujo (g d^{-1})		Cu flujo (g d^{-1})		Ni flujo (g d^{-1})		Pb flujo (g d^{-1})		Zn flujo (g d^{-1})	
Feb. 2018	Sept. 2018										
-0,73	-5,00	70,50	6,85	-4,91	-85,34	63,34	78,21	-483,85	-2657,03	-1944,02	-1010,89

Tabla 4.3.7. Flujos de metales (kg año^{-1}) para toda la superficie del Mar Menor durante el año 2018.

Cd flujo (kg año^{-1})	Co flujo (kg año^{-1})	Cu flujo (kg año^{-1})	Ni flujo (kg año^{-1})	Pb flujo (kg año^{-1})	Zn flujo (kg año^{-1})
-1,05	14,12	-16,47	25,83	-573,2	-539,3

Una explicación para las altas concentraciones de metales en la columna de agua, aparte de lo que haya podido difundir desde el sedimento, son los aportes externos. Para profundizar en esto habría que analizar las concentraciones de metales en las aguas de entrada a la laguna, así como en vertidos que puedan contener metales como los que puedan existir en los puertos, vertidos de combustibles, productos químicos empleados en mantenimiento y/o limpieza de embarcaciones, etc. Dadas la gran cantidad de actividades que se desarrollan y se han desarrollado en el entorno del Mar Menor y dentro de él, no es descabellado pensar que se puedan estar aportando metales que contribuyan de forma importante a mantener elevados los niveles en la columna de agua y de esa forma se frene el flujo desde el sedimento. Por supuesto, además de las actividades citadas, hay que tener muy presente la entrada de metales desde las zonas circundantes afectadas por residuos mineros por erosión hídrica y eólica. Bisquier (2017) midió concentraciones de varios metales y As en agua y polvo depositados atmosféricamente en las localidades de Los Urrutias y Los Nietos, encontrando entre ≈ 118 y $\approx 180 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de Zn soluble, y entre ≈ 92 y $\approx 144 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de Zn y ≈ 92 y $\approx 144 \text{ mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ de Pb particulados. Por tanto, la deposición eólica, aunque menos aparente que la hídrica, constituye una entrada muy importante de metales a la laguna que ayuda a explicar las elevadas concentraciones encontradas en la columna de agua.

Independientemente de las consideraciones y comentarios realizados, las elevadas concentraciones de metales encontrados en los sedimentos, sobre todo de la cubeta sur, suponen un riesgo y hacen posible que cambios en las condiciones redox provocados por fenómenos como la resuspensión o remoción del sedimento, movilicen metales a la columna de agua. El papel de los cambios del estado de oxidación del sedimento sobre el aporte de metales a la columna de agua requeriría un trabajo con un diseño experimental específico.

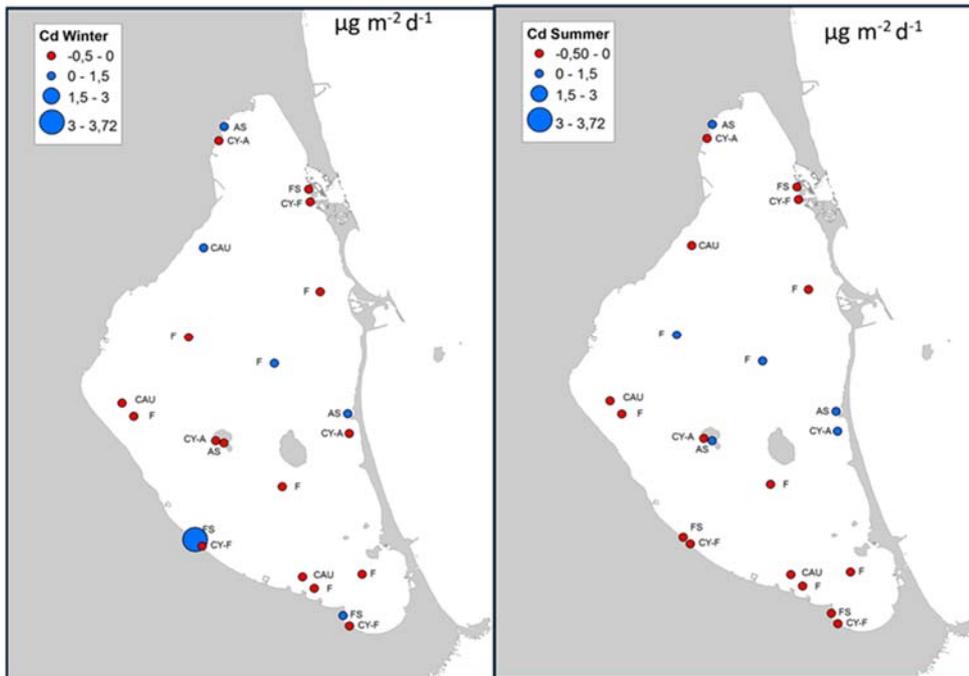


Figura 4.2.54. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Cd en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

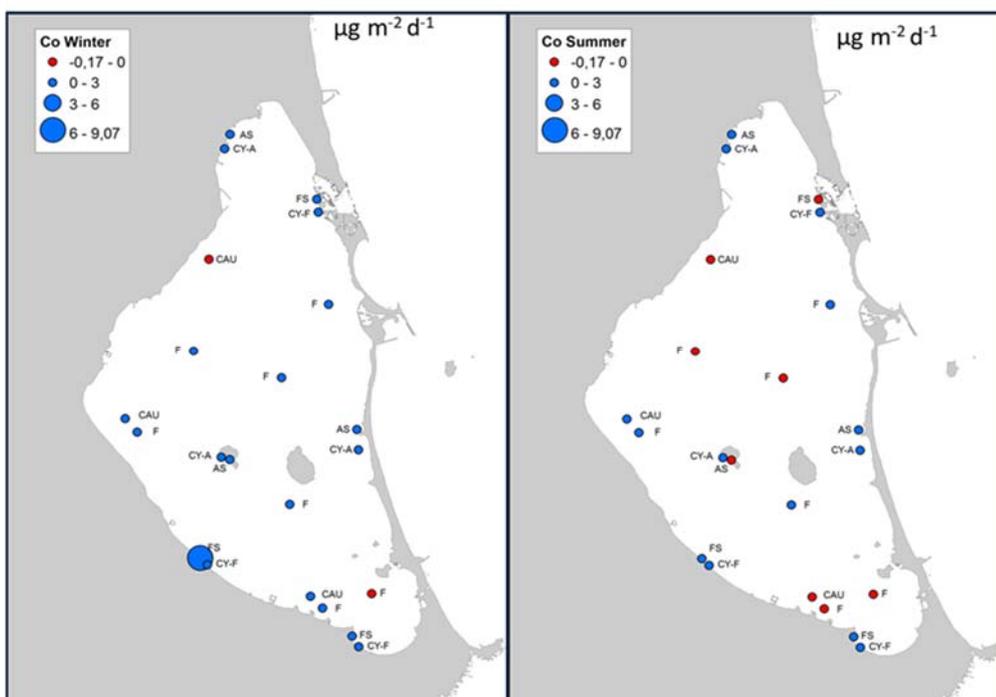


Figura 4.2.55. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Co en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

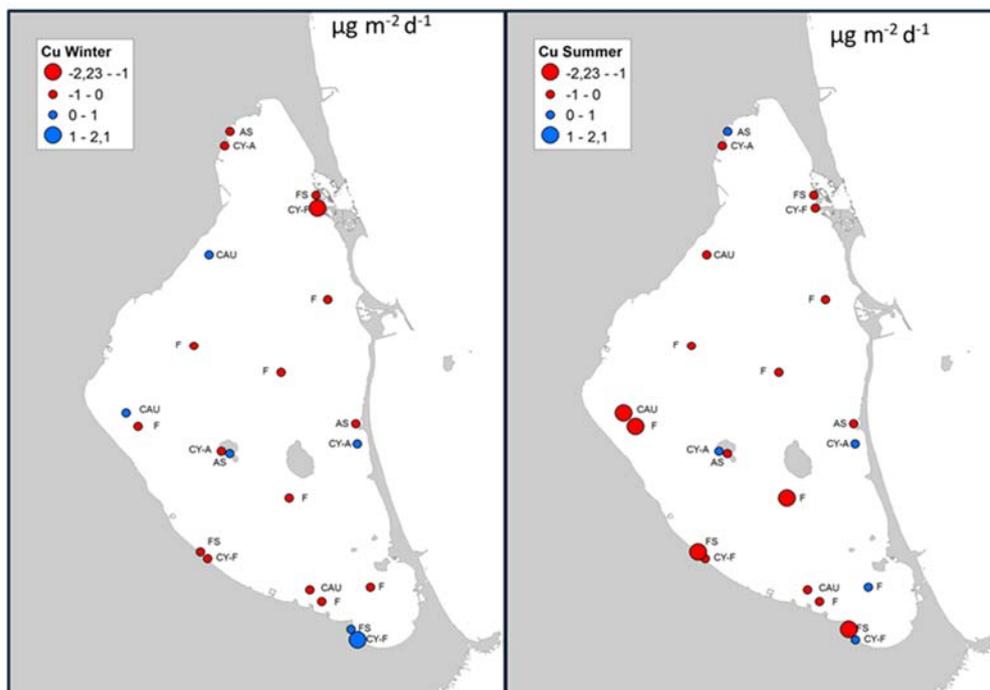


Figura 4.2.56. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Cu en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

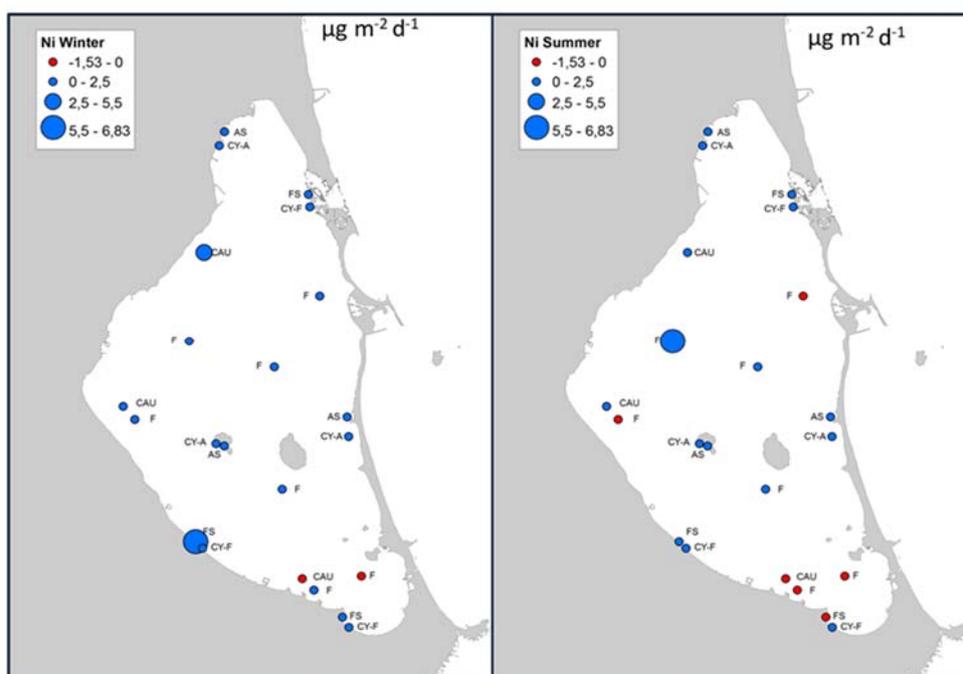


Figura 4.2.57. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Ni en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

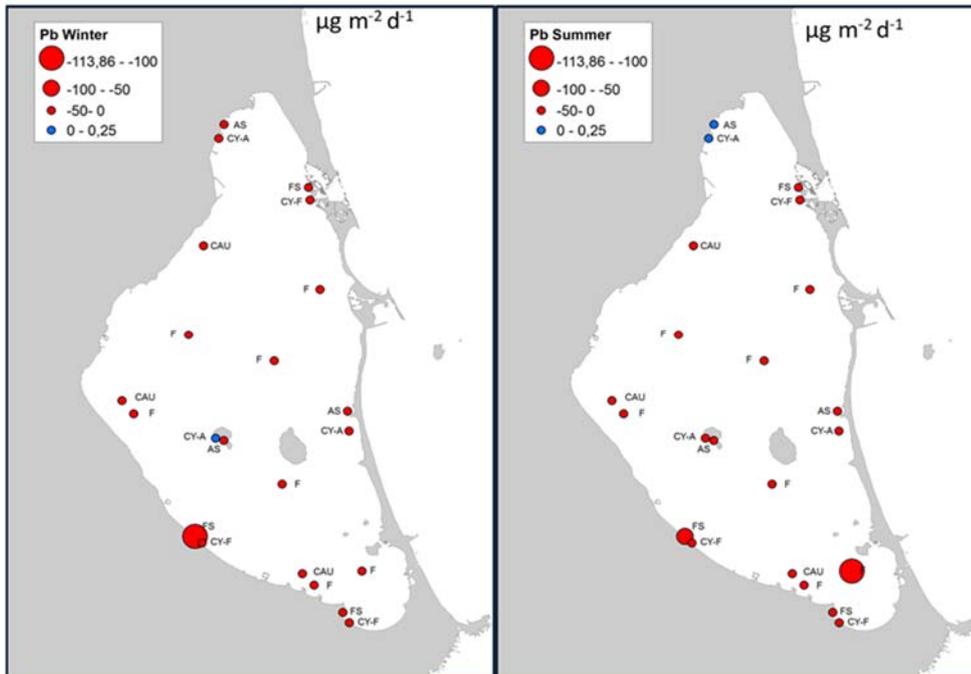


Figura 4.2.58. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Pb en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

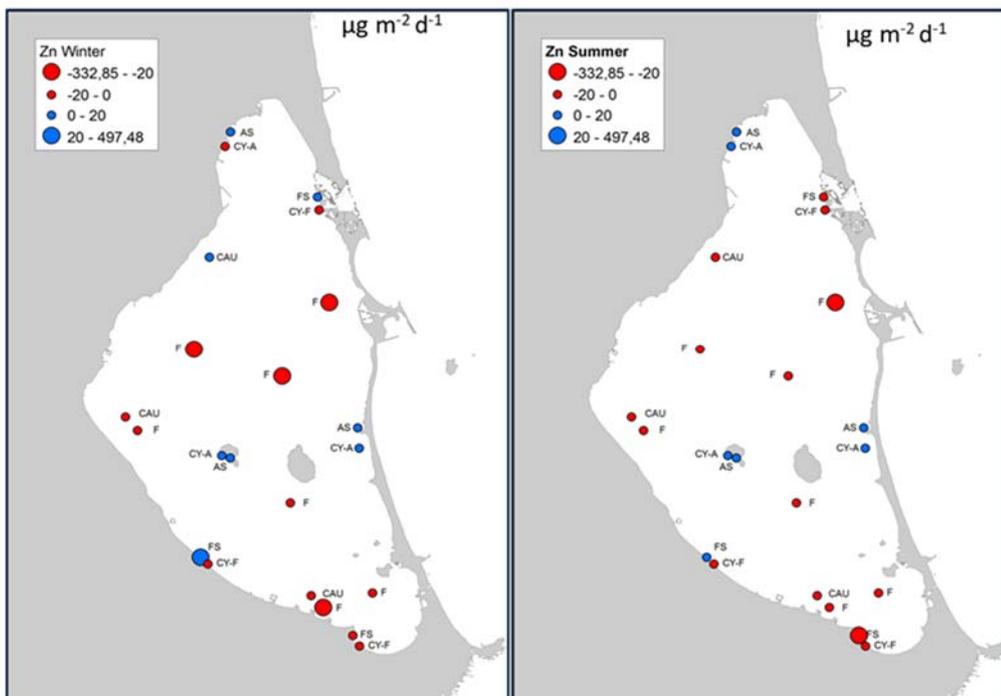


Figura 4.2.59. Flujos difusivos ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) de Zn en los 22 puntos muestreados de la laguna. Los círculos azules indican exportación desde el sedimento, los rojos importación, y cuanto más grandes son los círculos mayores son los flujos.

Por último, se ha hecho una estimación de los flujos de metales en parejas de testigos sin cobertura vegetal y con ella (Tabla 4.3.8). Aunque existió mucha variabilidad en los resultados, en general se aprecia que la presencia de vegetación contribuye a que los flujos sean negativos, o sea, a que se importen metales desde la columna de agua al sedimento y no al revés, lo cual es un aspecto muy favorable del efecto de las plantas para retener metales solubles.

Tabla 4.3.8. Comparativa de los flujos difusivos de metales ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) entre estaciones con y sin planta en los diferentes tipos de sedimento. Los números en cursiva indican los pares en los que el efecto de la planta es beneficioso a la hora de atenuar el flujo de metal del sedimento a la columna de agua.

	Cd flujo		Co flujo		Cu flujo		Ni flujo		Pb flujo		Zn flujo	
	Feb 2018	Sept 2018	Feb 2018	Sept 2018	Feb 2018	Sept 2018	Feb 2018	Sept 2018	Feb 2018	Sept 2018	Feb 2018	Sept 2018
P1AS		<i>0,04</i>	0,01	<i>0,06</i>	<i>-0,02</i>	<i>0,01</i>	0,05	0,16	<i>-0,02</i>	<i>0,19</i>	3,36	8,11
P2CYA		<i>-0,01</i>	0,12	<i>0,05</i>	<i>-0,13</i>	<i>-0,07</i>	0,15	0,22	<i>-0,19</i>	<i>0,09</i>	-1,65	6,84
P3FS	<i>-0,01</i>	<i>-0,08</i>	<i>0,51</i>	-0,06		<i>-0,26</i>	1,40	0,03	<i>-2,72</i>	<i>-0,55</i>	1,16	<i>-4,58</i>
P4CYF	<i>-0,04</i>	<i>-0,11</i>	<i>0,33</i>	0,16		<i>-0,06</i>	0,30	0,36	<i>-3,42</i>	<i>-6,26</i>	<i>-0,37</i>	<i>-11,26</i>
P10F24			<i>1,19</i>	0,15		<i>-1,40</i>	0,53	-0,15	<i>-1,53</i>	<i>-3,11</i>	<i>-14,77</i>	-4,46
P9CAU			<i>0,16</i>	0,45		<i>-1,55</i>	0,58	0,12	<i>-1,95</i>	<i>-3,62</i>	<i>-17,99</i>	-0,49
P11AS		<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	0,02	0,00		0,33	0,03	<i>-0,26</i>	<i>-0,40</i>	3,64	1,59
P12CYA		<i>0,01</i>	<i>0,05</i>	0,05	0,05		0,12	0,05	<i>-0,75</i>	<i>-0,82</i>	11,83	17,18
P14AS		<i>0,01</i>	<i>0,04</i>	0,00		<i>-0,03</i>	0,14	0,01	<i>-0,06</i>	<i>-0,42</i>	9,72	0,94
P13CYA		<i>-0,01</i>	<i>0,01</i>	0,00		0,01	<i>0,04</i>	0,04	0,25	<i>-0,04</i>	6,63	2,91
P15FS	<i>3,72</i>		<i>9,07</i>	0,34			<i>6,83</i>	<i>1,32</i>	<i>-113,8</i>	<i>-59,76</i>	<i>497,4</i>	<i>9,00</i>
P16CYF	<i>-0,07</i>		<i>0,36</i>	0,56			<i>0,93</i>	<i>0,39</i>	<i>-20,89</i>	<i>-32,66</i>	<i>-1,07</i>	<i>-12,39</i>
P19F24			<i>0,86</i>	-0,05		<i>-0,42</i>	0,25	-0,33	<i>-4,88</i>	<i>-28,18</i>	<i>-23,13</i>	<i>-17,39</i>
P18CAU			<i>0,11</i>	0,00		<i>-0,26</i>	<i>-0,11</i>	<i>-0,34</i>	<i>-2,77</i>	<i>-21,65</i>	<i>-17,00</i>	<i>-13,91</i>
P22FS			0,38	<i>0,21</i>	0,16	<i>-1,86</i>	0,79	-1,53	<i>-2,91</i>	<i>-25,29</i>	<i>-4,37</i>	<i>-332,8</i>
P21CYF			0,42	<i>0,20</i>	2,10	0,64	<i>0,49</i>	1,13	<i>-25,81</i>	<i>-21,44</i>	<i>-2,08</i>	<i>-9,74</i>



Región de Murcia
Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente
Dirección General de Medio Natural
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios
Naturales** Región
de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Capítulo 5. Síntesis de resultados, conclusiones y recomendaciones

Aunque en cada apartado se han indicado los aspectos principales que se deducen de los datos obtenidos, a continuación se van a resumir dichos aspectos. Hay que indicar, una vez más, que todas las cuantificaciones hechas en base a los cálculos de flujos difusivos deben considerarse orientativas, ya que tienen la limitación de no contemplar un escenario global con todos los factores que intervienen en los intercambios sedimento-columna de agua ni los aportes externos (vertidos, filtraciones erosión de los suelos del entorno, etc.) a la laguna. A pesar de estas limitaciones, los datos son lo suficientemente robustos para apoyar las evidencias en las que se basan estas conclusiones.

1. Los datos apuntan a que el sedimento es una fuente de N en forma de NH_4^+ para el sistema, que puede pasar al agua intersticial y nitrificarse una vez en contacto con el O_2 de la columna de agua, constituyendo, en último término, una fuente de N-NO_3^- que estimule la proliferación de los organismos. La resuspensión del sedimento puede contribuir activamente a este proceso al oxigenarlo.

2. El sedimento constituye una fuente potencial de P para la columna de agua, cuyo riesgo de liberación se espera que se incremente en verano cuando la mayor temperatura estimula la actividad microbiana. La resuspensión del sedimento en la columna de agua durante los temporales incrementaría el riesgo de liberación de P ya que propiciaría el intercambio entre el agua intersticial y la columna de agua, así como la actividad de los microorganismos descomponedores de la materia orgánica.

3. Se puede afirmar que las concentraciones de AVS son anormalmente elevadas en prácticamente todas las zonas de fango, indicando riesgo de toxicidad para los organismos bentónicos. Esta situación se acentúa en verano cuando las concentraciones de sulfuros disueltos se incrementan. La precipitación de sulfuros, por otro lado, contribuye activamente a retener metales en el sedimento, disminuyendo la concentración de éstos en el agua.

4. Desde el punto de vista del contenido de metales AVS en el sedimento, se puede establecer la siguiente zonación en la laguna:

a.- Arenas someras de la zona norte del Mar Menor y entre la Isla del Ciervo y La Manga: conservan una calidad ambiental aceptable.

b. Fangos someros y/o poco profundos frente a la Marina del Carmolí: incremento anormal de la concentración de AVS y del contenido de metales que una cierta afectación de los fondos por estos dos componentes.

c. Arenas someras en la zona cercana a la isla Perdiguera: para ser zonas de arena, presentan un incremento muy notable del contenido de metales y AVS, posiblemente debido a eventos de contaminación antiguos, ya que los mayores incrementos se dan en profundidad.

d. Zona de la desembocadura de la Rambla del Beal y cubeta sur del Mar Menor: incremento extraordinariamente de AVS y contenido de metales. Zona de baja calidad ambiental y de riesgo por la concentración de metales de los fondos. Es la principal fuente de metales a la columna de agua. La extracción y desecación de fangos y arenas de estas zonas no debería realizarse por el alto riesgo que supone de liberación de metales por oxidación de los sulfuros presentes.

5. A pesar de las elevadas concentraciones de metales en los fondos, las altas concentraciones en la columna de agua hacen que en global los flujos anuales de Cd, Cu, Pb y Zn sean negativos (los sedimentos son un sumidero de metales). No obstante, esta estimación debe ser matizada y precisada con estudios más pormenorizados, dado que existe una enorme variabilidad espacio-temporal en las concentraciones de metales disueltos tanto en el agua intersticial como en la columna de agua.

6. Los metales presentes en los sedimentos se encuentran fundamentalmente en formas insolubles cuando las condiciones son anóxicas, sin embargo se puede favorecer su transferencia a la columna de agua y biodisponibilidad durante temporales con la resuspensión del sedimento y por la movilización artificial de los mismos.

7. Como consecuencia de lo indicado en el punto anterior, son necesarios estudios específicos para conocer en detalle la dinámica de los metales en el sistema sedimento-agua en el interior de la laguna, así como las consecuencias de la remoción/resuspensión de los sedimentos sobre dicha dinámica.

8. Reducir los riesgos de entrada de metales desde las zonas afectadas por residuos mineros del entorno del Mar Menor debido a la erosión hídrica y eólica debería convertirse en un tema

prioritario, ya que todo apunta a que dichos fenómenos juegan un papel clave para explicar las elevadas concentraciones de metales en la columna de agua.

9. Dadas las altas concentraciones de metales en gran parte de los fondos y en la columna de agua, es necesaria una estricta monitorización y control de los recursos pesqueros para evitar el consumo de ejemplares que puedan presentar concentraciones de metales potencialmente peligrosas para la salud. Igualmente, si aún no se ha hecho, se debería restringir la recolecta incontrolada de moluscos en las zonas afectadas por altas concentraciones de metales debido al riesgo que puede comportar su consumo.

10. A pesar de la dificultad de establecer conclusiones más robustas con respecto al papel de la vegetación en la dinámica de nutrientes y metales, y más aún en un estudio como este que no se ha realizado con ese fin específico, sí se pueden destacar una serie de aspectos sobre el papel positivo de la vegetación bentónica para reducir los riesgos de dispersión de los nutrientes y metales contenidos en el sedimento:

- La vegetación fija el sedimento y de esa forma limita su resuspensión, lo que reduce el riesgo de:

- oxidación de NH_4^+ a NO_3^-
- mineralización de la materia orgánica y liberación del fósforo retenido
- oxidación de sulfuros metálicos a sulfatos y liberación de metales retenidos
- redistribución de los sedimentos contaminados a otras zonas de la laguna

- Aunque las plantas pueden generar condiciones oxidantes que favorezcan localmente la movilización de metales, en conjunto su presencia es favorable para reducir los aportes a la columna de agua gracias a la absorción de metales disueltos en el agua y al aporte de materia orgánica que favorece las condiciones reductoras.

- La capacidad de la vegetación para absorber nutrientes contribuye a disminuir las concentraciones de éstos en el agua intersticial y la columna de agua.



Región de Murcia
Consejería de Turismo, Cultura y Medio Ambiente
Dirección General de Medio Natural
Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente



**Espacios
Naturales** Región
de Murcia



UNIÓN EUROPEA

Capítulo 6. Bibliografía

- Álvarez Rogel, Jiménez Cárceles and Egea Nicolás. 2006. Phosphorous and nitrogen content in the water of a coastal wetland in the Mar Menor lagoon (SE Spain): relationships with effluents from urban and agricultural areas *Water, Air and Soil Pollution* 173:21-38.
- AOAC, 1975. *Official Methods of Analysis*. 12th ed. AOAC International, Arlington, VA (EEUU).
- Belando et al., 2017b. Combined in situ effects of metals and nutrients on marine biofilms: Shifts in the diatom assemblage structure and biological traits. *Science of the Total Environment* 574: 381-389.
- Berner, R., 1980. *Early Diagenesis. A Theoretical Approach*. Princeton University Press, USA. 241 pp.
- Bianchi, T.S. 2007. *Biogeochemistry of estuaries*. Oxford university press.
- Bisquert, D. 2017. *Caracterización y dispersión del material aerotransportado en el entorno de la antigua zona de minería metálica de Cartagena-La Unión: Impactos y riesgos*. Tesis Doctoral. UPCT.
- Burdige, D.J. 2006. *Geochemistry of marine sediments*. Princenton University Press.
- Caffery, J.M., Kemp, W.M., 1990. Nitrogen cycling in sediments with estuarine populations of *Potamogeton perfoliatus* and *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 147-160.
- Cline, J. 1969. Spectrophotometric Determination of Hydrogen Sulfide in Natural Waters. *Limnology and Oceanography*. 14(3): 454-458.
- Conesa, H.M., María-Cervantes, A., Álvarez-Rogel, J., González-Alcaraz, M.N. 2011. Influence of soil properties on trace element availability and plant accumulation in a Mediterranean salt marsh polluted by mining wastes: Implications for phytomanagement. *Science of the Total Environment*, 409, 4470-4479.
- Conesa, H.M., Schulin, R., 2010. The Cartagena-La Unión mining district (SE Spain): a review of environmental problems and emerging phytoremediation solutions after fifteen years research. *J. Environ. Monit.* 12, 1225–1233. <http://dx.doi.org/10.1039/c000346h>.
- Dassenakis et al., 2010. The impact of mining activities on the hypersaline Mar Menor lagoon. *Desalination and Water Treatment* 13: 282-289.
- De León, A.R., Guerrero, J., Faraco, F., 1982. Evolution of the Pollution of the coastal lagoon of Mar Menor, VI Journées Étud. Pollutions, C.I.E.S.M. Cannes. Abstracts book, 355-358. 1982.

- Di Toro, D.M.; J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S. M. Mayr & M. S. Redmond (1990). Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 1487-1502.
- Eggleton, J., Thomas, K.V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30 (7), pp. 973-980.
- Emil, R. 2000. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research*, 34: 2037–2042.
- Fortin D, Leppard GG, Tessier A. 1993 Characteristics of lacustrine diagenetic iron oxyhydroxides. *Geochim Cosmochim Acta* 57:4391-404.
- García, G., Muñoz-Vera, A. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin* 100, 249–263
- García, G., Muñoz-Vera, A., 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin* 100(1), pp. 249-263.
- García-Pintado, J., Martínez-Mena, M., Barberá, G.G., Albadalejo, J., Castillo, V.M. 2007. Anthropogenic nutrient sources and loads from a Mediterranean catchment into a coastal lagoon: Mar Menor, Spain. *Science of the Total Environment*, 373: 220-239
- García-Robledo, E., Bohorquez, J., Corzo, A., Jimenez-Arias, J.L., Papaspyrou, S. 2016. Dynamics of Inorganic Nutrients in Intertidal Sediments: Porewater, Exchangeable, and Intracellular Pools. *Front. Microbiol.*, May 2016 Volume7 |Article761 <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00761>.
- Gardiner and Stiff, 1975. The determination of Cadmium, Lead, Copper and Zinc in Ground Water, Estuarine Water, Sewage and Sewage Effluent by Anodic Stripping Voltammetry. *Water Research*, 9: 517-523.
- González Alcaraz, M.N.; Egea, C., Jiménez-Cárceles ,F.J., Párraga, I., María-Cervantes, A., Delgado, M.J., Álvarez-Rogel, J. 2012a. Storage of organic carbon, nitrogen and phosphorus in the soil-plant system of *Phragmites australis* stands from a eutrophicated Mediterranean salt marsh. *Geoderma*, 185-186: 61-72.
- González-Alcaraz, M.N., Álvarez-Rogel, J., María-Cervantes, A., Egea, C., Conesa, H.M. 2012. Evolution and phosphorus fractionation in saline Spolic Technosols flooded with eutrophic water. *Journal of Soils and Sediments*, 12: 1316-1326.

- Guevara, P., Guzmán-González, A., Otero, X.L. 2017. Sulfuros Volátiles en Acido (AVS) y metales traza en sedimentos de la zona interna de la ría de Ortigueira (A Coruña). XXIII Encontro Galego-Portugués de Química.
- Hanebuth, T.J.J., King, M.L., Mendes, I., Lebreiro, S., Lobo, F.J., Oberle, F.K., Antón, L., Ferreira, P.A., Reguera, M.I., 2018. Hazard potential of widespread but hidden historic offshore heavy metal (Pb, Zn) contamination (Gulf of Cadiz, Spain). *Science of the Total Environment* 637-638, pp. 561-576.
- Holmboe, N., Kristensen, E., Andersen, F.O. 2001. Anoxic decomposition in sediments from a tropical mangrove forest and the temperate Wadden Sea: implications of N and P addition experiments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53: 125–140.
- Huerta-Diaz MA, Morse JW. 1990 A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. *Mar Chem* 29:119-44.
- Huerta-Diaz MA, Morse JW. 1992 Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. *Geochim Cosmochim Acta* 56:2681-702.
- Jacob, D.L., Otte, M.L., 2003. Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: metal retention or mobilisation? *Water Air Soil Pollut.* 3, 91–104.
- Jensen H.S., Thamdrup, B. 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiology*, 253: 47–59.
- Jiménez-Cárceles, F.J. and Álvarez-Rogel, J. 2008. Phosphorus fractionation and distribution in salt marsh soils affected by mine wastes and eutrophicated water: a case study in SE Spain *Geoderma* 144: 299-309.
- Koroleff, F. 1983. Determination of phosphorus. En: Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K. (Eds.), *Methods of Seawater Analysis*. 2nd ed. Verlag Chemie, pp. 125–132.
- Laima, M. 1992. Extraction and seasonal variation of NH₄⁺ pools in different types of coastal marine sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82, 75–84. doi:10.3354/meps082075.
- Largeau, C. 2004. Refractory macromolecular fraction of soil organic matter: chemical composition, sources and relationship with the stable fraction. *EUROSOIL Meeting*, Freiburg, Alemania. 184 pp.
- León, V., Moreno-González, R.; Campillo, J.A. 2016. Contaminantes orgánicos regulados y emergentes en el Mar Menor. En Leon, V.M y J.M. Bellido. *Mar Menor: una laguna singular y sensible. Evaluación científica de su estado*. Madrid, Instituto Español de Oceanografía, Ministerio de Economía y Competitividad. 414 p. *Temas de Oceanografía*, 9. ISBN 978-84-95877-55-0

- Li, Y.H., Gregory, S., 1974. Diffusion of ions in sea-water and in deep-sea sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 38, 703–714
- 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(1), pp. 81-97.
- Marbá, N., Holmer, M., Gacia, E., Barrón, Ch. 2006. Seagrass beds and coastal geochemistry. En *Seagrasses: biology, ecology and conservation*. Editado por A.W.D. Larkum, R.J. Orth, C.M. Duarte. Springer.
- María-Cervantes, A., Jiménez-Cárceles, F.J., Álvarez-Rogel, J. 2009. As, cd, Cu, Mn, Pb, and Zn contents in sediments and mollusks (*Hexaplex trunculus* and *Tapes decussatus*) from coastal zones of a Mediterranean lagoon (Mar Menor, SE Spain) affected by mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 200, 289-304.
- Marín-Guirao, L., César, A., Marín, A., Lloret, J., & Vita, R. (2005a). Establishing the ecological quality status of softbottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 50, 374–387. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.11.019.
- Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., 2008. Carbon and nitrogen stable isotopes and metal concentration in food webs from a mining-impacted coastal lagoon. *Science of the Total Environment* 393(1), pp. 118-130.
- Marín-Guirao, L., Lloret, J., Marín, A., García, G., García Fernández, A.J., 2007. Pulse-discharges of mining wastes into a coastal lagoon: Water chemistry and toxicity. *Chemistry and Ecology* 23(3), pp. 217-231.
- Marín-Guirao, L., Marín-Atucha, A., Lloret, J., Martínez-López, E., & García-Fernández, A. J. (2005b). Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research*, 60, 317–337. doi:10.1016/j.marenvres.2004.11.002.
- Martin, J.-M., Huang, W. W., & Yoon, Y. Y. (1994). Level and fate of trace metals in the lagoon of Venice (Italy). *Marine Chemistry*, 46(4), 371–386. doi:10.1016/0304-4203(94)90033-7.
- Munsell® Soil Colour Charts, 1994. Revised Edition. Macbeth Division of Kollmorgen Instruments Corporation. NY, USA.
- Murphy, J., Riley, J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 42, 1011-1026.
- Neiker, 2005. Determinación del contenido de amonio en aguas, lixiviados y extractos (PEC/EN/A-059).

- Oen, I.S., Fernández, J.C., Manteca, J.I., 1975. The lead–zinc and associated ores of La Unión, Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology* 70, 1259–1278.
- Otero XL, Calvo de Anta RM, Macías F. 2009a. Iron geochemistry under mussel rafts in the Galician ria system (Galicia-NW Spain). *Estuar Coast Shelf Sci* 81:83-93.
- Otero, X.L., Ferreira, T.O., Huerta-Díaz, M.A., Partiti, C.S.M., Souza Júnior, V., Vidal-Torrado, P., Macías, F., 2009b. Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (CananeiaSP, Brazil). *Geoderma* 148: 318e335.
- Paludan, C., Jensen, H.S. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediments: significance of humic acids. *Wetlands*, 15: 365–373.
- Paludan, C., Morris, J.T. 1999. Distribution and speciation of phosphorus along a salinity gradient in intertidal marsh sediments. *Biogeochemistry*, 45: 197–221.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., Bernal, C.M., Quintino, V., Freitas, R., Rodrigues, A.M., García-Sánchez, M. & Pérez-Ruzafa, I.M. 2012. *Cymodocea nodosa* vs. *Caulerpa prolifera*: Causes and consequences of a long term history of interactions in macrophyte meadows in the Mar Menor coastal lagoon (Spain, southwestern Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 110, 101-115.
- Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E., Gale, P.M. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Environmental Science and Technology*, 29: 83–146.
- Rickard, D., Morse, J.W., 2005. Acid volatile sulfide (AVS). *Mar. Chem.* 97, 141–197.
- Rodríguez-Puente, C., Guerrero, J., García, I.M., Jornet, A., 2001. Estudio sobre niveles y efectos de compuestos órgano-estánnicos y metales pesados en el Mar Menor. Instituto Español de Oceanografía. España: Informe interno de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia. 32 p.
- Sánchez-Bassols, M. Estudi de la mobilitat i biodisponibilitat de pol·lutents en la zona minera del Campo de Cartagena. Tesis doctoral. Universitat de Girona. 2008.
- Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A., 2000. Heavy metal contents in soft-bottom marine macrophytes and sediments along the Mediterranean coast of Spain. *Marine Ecology* 21(1), pp. 1-16.
- Santos-Echeandía, 2011. Direct simultaneous determination of Co, Cu, Fe, Ni and V in pore waters by means of adsorptive cathodic stripping voltammetry with mixed ligands. *Talanta* 85 (1): 506-512.
- Santos-Echeandía, J., Prego, R., Cobelo-García, A. 2009. Porewater geochemistry in a Galician Ria (NW Iberian Peninsula): Implications for benthic fluxes of dissolved trace elements (Co, Cu, Ni, Pb, V, Zn). *Marine Chemistry* 117:77-87.

- Schlichting, A., Leinweber, P., Meissner, R., Altermann, M. 2002. Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165: 290–298.
- Simonneau, J., 1973. *Mar Menor: Evolution sedimentologique et geoquimique recente du remplissage*. PhD. Université Paul Sebatier de Toulouse. 172 pp.
- Soil and Plant Analysis Council, Inc. 1999. *Soil analysis: handbook of reference methods*. Boca Raton, Fla. St. Lucie Press, ©2000.
- Tercero MC, Álvarez-Rogel, J., Conesa HM, Párraga, I, González-Alcaraz MN. 2016. Phosphorus retention and fractionation in soils and *Phragmites australis* plants in eutrophic wetlands: a one-year mesocosms experiment under fluctuating conditions. *Journal of Environmental Management*, 190: 197-207.
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. *Anal Chem*. 51:844-51.
- Tovar-Sánchez, A., Basterretxea, G., Rodellas, V., Sánchez-Quiles, D., García-Orellana, J., Masqué, P., Jordi, A., López, J.M., Garcia-Solsona, E., 2014. Contribution of groundwater discharge to the coastal dissolved nutrients and trace metal concentrations in Majorca Island: Karstic vs detrital systems. *Environmental Science and Technology* 48(20), pp. 11819-11827.
- van Geen, A., Luoma, S.N., 1993. Trace-metals (Cd, Cu, Ni and Zn) and nutrients in coastal waters adjacent to San Francisco Bay, California. *Estuaries* 16, 559–566.

Apéndice 1

Tablas de datos analíticos

Tabla 1. Media y error estándar (SE) para los valores de densidad aparente (g cm^{-3}) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018.

Densidad aparente del sedimento (g cm^{-3})					
Ambiente	Profundidad (cm)	Febrero 2018		Septiembre 2018	
		Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	1,99	0,06	1,76	0,13
	1,5-3,0	2,13	0,08	1,98	0,03
	3,0-4,5	2,18	0,14	2,00	0,10
	4,5-6,0	2,02	0,09	1,95	0,08
	6,0-9,0	1,80	0,12	1,79	0,06
CYA	0-1,5	2,04	0,13	1,47	0,21
	1,5-3,0	1,72	0,12	1,80	0,09
	3,0-4,5	1,88	0,06	1,86	0,16
	4,5-6,0	1,93	0,06	1,92	0,13
	6,0-9,0	1,67	0,10	1,55	0,28
FS	0-1,5	0,83	0,13	0,67	0,26
	1,5-3,0	0,93	0,19	0,61	0,14
	3,0-4,5	0,99	0,18	0,77	0,09
	4,5-6,0	0,99	0,16	0,79	0,06
	6,0-9,0	1,09	0,24	0,86	0,15
CYF	0-1,5	1,00	0,35	0,88	0,15
	1,5-3,0	1,27	0,33	0,98	0,14
	3,0-4,5	1,34	0,30	1,19	0,16
	4,5-6,0	1,34	0,38	1,39	0,28
	6,0-9,0	1,25	0,37	1,41	0,10
F24	0-1,5	0,88	0,12	0,61	0,08
	1,5-3,0	0,92	0,05	0,75	0,01
	3,0-4,5	0,96	0,05	0,99	0,01
	4,5-6,0	0,88	0,01	0,85	0,00
	6,0-9,0	0,83	0,22	0,67	0,09
CAU	0-1,5	0,96	0,09	0,92	0,11
	1,5-3,0	1,07	0,08	0,94	0,10
	3,0-4,5	1,04	0,17	0,94	0,10
	4,5-6,0	1,05	0,19	1,16	0,27
	6,0-9,0	0,77	0,26	1,04	0,24
F4	0-1,5	0,61	0,04	0,62	0,05
	1,5-3,0	0,63	0,07	0,63	0,06
	3,0-4,5	0,66	0,08	0,69	0,06
	4,5-6,0	0,75	0,09	0,73	0,08
	6,0-9,0	0,74	0,06	0,89	0,19

Tabla 2. Media y error estándar (SE) para los contenidos en CaCO₃ total (%) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		CaCO₃ total (%)			
		Febrero 2018		Septiembre 2018	
Ambiente	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	37,7	1,47	49,5	3,60
	3,0-4,5	44,4	1,93	49,2	2,59
	6,0-9	43,3	2,83	49,5	1,75
CYA	0-1,5	41,8	2,97	49,2	2,27
	3,0-4,5	43,2	0,63	47,5	4,55
	6,0-9	38,2	2,47	50,1	2,38
FS	0-1,5	34,1	8,23	29,4	8,02
	3,0-4,5	36,3	9,19	35,7	10,58
	6,0-9	40,4	9,77	41,6	16,25
CYF	0-1,5	35,3	6,91	48,3	3,80
	3,0-4,5	41,3	8,86	50,2	9,57
	6,0-9	40,0	9,20	52,2	9,74
F24	0-1,5	34,9	1,83	38,6	1,54
	3,0-4,5	39,4	1,00	40,5	1,25
	6,0-9	38,0	0,37	36,0	8,58
CAU	0-1,5	43,7	2,54	44,7	6,78
	3,0-4,5	35,7	2,11	45,8	4,58
	6,0-9	47,5	5,90	40,5	6,24
F4	0-1,5	27,8	1,92	36,8	3,51
	3,0-4,5	30,9	6,04	37,4	4,50
	6,0-9	33,8	5,11	38,9	2,40

Tablas 3 a 9. Potencial redox (Eh, en mV) y pH medidos en los testigos recogidos en el Mar Menor en febrero y septiembre de 2018. Para todos los ambientes n=3, excepto para FS (n=2) y F4 (n=5). Valores medios y error estándar (SE).

Tabla 3. Arenas someras (< 2m) sin vegetación (AS): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno	Verano	Invierno	Verano
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	168	142	7,93	8,14
	SE	25	70	0,11	0,39
1,5-3,0	Media	137	105	8,33	8,30
	SE	44	60	0,28	0,28
3,0-4,5	Media	153	-45	8,02	8,16
	SE	83	79	0,06	0,17
4,5-6,0	Media	314	-41	8,10	7,93
	SE	-	179	-	0,29
6,0-7,5	Media	312	-70	8,24	8,03
	SE	-	98	0,19	0,16
> 7,5	Media	305	-	7,90	-

Tabla 4. Arenas someras (< 2m) con Cymodocea (CYA): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno	Verano	Invierno	Verano
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	203	132	7,8	8,1
	SE	9	77	0,1	0,1
1,5-3,0	Media	159	114	7,9	7,7
	SE	12	14	0,2	0,1
3,0-4,5	Media	91	-78	7,8	7,9
	SE	52	108	0,1	0,1
4,5-6,0	Media	184	-148	8,0	8,0
	SE	6	65	0,0	0,2
6,0-7,5	Media	74	-181	7,9	7,8
	SE	31	22	0,3	0,1
> 7,5	Media	-40	-160	7,8	7,6

Tabla 5. Fango somero (< 2m) sin vegetación (FS): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	52	-153	7,74	7,73
	SE	38	67	0,05	0,15
1,5-3,0	Media	-61	-113	7,71	7,52
	SE	10	104	0,11	0,37
3,0-4,5	Media	-158	-177	7,78	7,38
	SE	27	80	0,16	0,21
4,5-6,0	Media	-102	-161	8,11	7,40
	SE	13	81	0,22	0,18
6,0-7,5	Media	-193	-142	7,33	7,23
	SE	27	77	0,14	0,19
> 7,5	Media	-140	-170	7,54	7,25
	SE	25	82	0,37	0,01

Tabla 6. Pradera mixta de Cymodocea sobre fango somero (<2m) (CYF): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	61	-153	7,9	7,73
	SE	54	67	0,3	0,15
1,5-3,0	Media	-44	-113	7,8	7,52
	SE	96	104	0,4	0,37
3,0-4,5	Media	-89	-177	7,6	7,38
	SE	36	80	0,1	0,21
4,5-6,0	Media	-45	-161	7,4	7,40
	SE	79	81	0,3	0,18
6,0-7,5	Media	-124	-142	7,5	7,23
	SE	50	77	0,1	0,19
> 7,5	Media	-98	-170	7,6	7,25
	SE	37	82	0,2	0,01

Tabla 7. Fango sin vegetación a profundidad 2-4m (F24): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	-56	-193	7,8	7,9
	SE	17	26	0,1	0,1
1,5-3,0	Media	-98	-231	8,2	7,8
	SE	23	9	0,0	0,1
3,0-4,5	Media	-136	-245	7,8	7,8
	SE	53	11	0,1	0,0
4,5-6,0	Media	-163	-179	8,0	7,9
	SE	24	33	0,0	0,2
6,0-7,5	Media	-182	-208	7,9	7,9
	SE	41	20	0,0	0,1
> 7,5	Media	-188		7,8	
	SE	18		0,1	

Tabla 8. Fangos con Caulerpa a profundidad 2-4 m (CAU): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	46	-49	8,1	7,8
	SE	62	32	0,3	0,1
1,5-3,0	Media	-100	-98	8,0	7,8
	SE	52	47	0,1	0,1
3,0-4,5	Media	-97	-199	8,0	7,8
	SE	29	31	0,1	0,1
4,5-6,0	Media	-200	-237	7,9	7,9
	SE	18	29	0,1	0,1
6,0-7,5	Media	-226	-206	8,0	7,9
	SE	18	19	0,1	0,1
> 7,5	Media	-193	-196	8,0	7,7
	SE	31	35	0,1	0,1

Tabla 9. Fangos profundos, >4m, (F4): potencial redox (Eh, en mV) y pH.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		Eh febrero	Eh septiembre	pH febrero	pH septiembre
0-1,5	Media	14	-132	7,95	7,72
	SE	18	10	0,02	0,08
1,5-3,0	Media	-50	-128	8,09	7,84
	SE	31	13	0,09	0,13
3,0-4,5	Media	-102	-184	8,09	7,74
	SE	49	26	0,05	0,06
4,5-6,0	Media	-136	-179	7,93	7,80
	SE	28	21	0,12	0,03
6,0-7,5	Media	-140	-188	8,00	7,80
	SE	43	4	0,07	0,04
> 7,5	Media	-190	-226	7,96	7,83
	SE	20	23	0,22	0,04

Tabla 10. Media y error estándar (SE) para los contenidos de carbono orgánico total (%) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

Carbono orgánico total (COT) (%)					
	Profundidad (cm)	Febrero 2018		Septiembre 2018	
		Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	1,54	0,35	0,45	0,15
	3,0-4,5	1,12	0,06	0,21	0,09
	6,0-9	1,39	0,35	0,35	0,11
CYA	0-1,5	1,73	0,59	5,42	1,93
	3,0-4,5	1,04	0,21	4,17	1,52
	6,0-9	1,47	0,27	2,24	1,06
FS	0-1,5	2,38	0,77	0,28	0,03
	3,0-4,5	2,32	0,97	0,79	0,44
	6,0-9	3,63	2,15	0,24	0,05
CYF	0-1,5	4,21	2,55	2,63	0,73
	3,0-4,5	4,05	2,36	2,52	1,20
	6,0-9	4,08	2,62	1,36	0,30
F24	0-1,5	4,27	0,06	2,86	0,41
	3,0-4,5	3,69	0,42	2,70	0,01
	6,0-9	4,03	0,24	3,23	1,28
CAU	0-1,5	3,14	0,25	2,65	0,43
	3,0-4,5	3,88	0,79	2,50	0,26
	6,0-9	2,41	0,81	1,98	0,29
F4	0-1,5	6,23	1,14	5,21	1,28
	3,0-4,5	5,81	1,17	5,22	1,28
	6,0-9	3,08	0,52	2,89	0,47

Tabla 11. Media y error estándar (SE) para los contenidos de nitrógeno total (%) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

Nitrógeno total (NT) (%)					
		Febrero 2018		Septiembre 2018	
	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	0,03	0,00	0,03	0,00
	3,0-4,5	0,03	0,00	0,04	0,01
	6,0-9,0	0,03	0,00	0,04	0,01
CYA	0-1,5	0,04	0,01	0,59	0,20
	3,0-4,5	0,03	0,01	0,44	0,12
	6,0-9,0	0,03	0,00	0,22	0,09
FS	0-1,5	0,16	0,03	0,04	0,00
	3,0-4,5	0,10	0,01	0,05	0,02
	6,0-9,0	0,20	0,14	0,06	0,02
CYF	0-1,5	0,28	0,12	0,27	0,07
	3,0-4,5	0,23	0,15	0,26	0,12
	6,0-9,0	0,21	0,15	0,12	0,03
F24	0-1,5	0,47	0,06	0,36	0,02
	3,0-4,5	0,38	0,04	0,31	0,00
	6,0-9,0	0,34	0,01	0,34	0,13
CAU	0-1,5	0,30	0,04	0,32	0,03
	3,0-4,5	0,28	0,14	0,31	0,14
	6,0-9,0	0,23	0,09	0,16	0,09
F4	0-1,5	0,62	0,13	0,61	0,13
	3,0-4,5	0,50	0,12	0,54	0,12
	6,0-9,0	0,24	0,03	0,27	0,04

Tabla 12. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de NH_4^+ retenido en el sedimento ($\mu\text{M kg}^{-1}$) en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

Concentraciones de NH_4^+ retenido en el sedimento ($\mu\text{M kg}^{-1}$)					
Ambiente	Profundidad (cm)	Febrero 2018		Septiembre 2018	
		Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	183,9	95,2	74,1	16,7
	1,5-3,0	135,4	72,9	69,6	44,0
	3,0-4,5	109,7	44,0	57,2	32,2
	4,5-6,0	69,7	19,6	47,1	23,7
	6,0-9,0	56,6	15,1	27,5	1,3
CYA	0-1,5	682,2	100,7	393,9	145,8
	1,5-3,0	478,7	102,6	341,3	84,1
	3,0-4,5	446,2	108,3	322,2	86,5
	4,5-6,0	486,3	67,6	392,4	95,1
	6,0-9,0	260,2	68,3	369,5	136,5
FS	0-1,5	645,3	30,4	1441,0	617,5
	1,5-3,0	373,9	64,9	1268,1	482,7
	3,0-4,5	365,1	66,6	1311,0	303,0
	4,5-6,0	402,2	173,9	1878,0	629,8
	6,0-9,0	391,1	254,8	1132,0	288,9
CYF	0-1,5	1026,5	15,3	613,7	89,2
	1,5-3,0	890,0	47,4	600,2	113,1
	3,0-4,5	739,9	176,0	708,0	170,8
	4,5-6,0	762,6	153,0	703,3	216,6
	6,0-9,0	549,2	163,2	429,1	130,2
F24	0-1,5	792,6	48,0	506,3	84,0
	1,5-3,0	662,8	94,8	424,4	36,6
	3,0-4,5	489,1	128,3	273,1	79,8
	4,5-6,0	279,0	80,4	166,2	114,2
	6,0-9,0	231,7	173,9	160,3	97,9
CAU	0-1,5	835,6	179,8	516,2	22,3
	1,5-3,0	485,7	179,2	483,1	11,4
	3,0-4,5	425,5	74,5	323,1	41,0
	4,5-6,0	329,8	55,8	199,7	27,9
	6,0-9,0	196,8	44,5	111,6	14,0
F4	0-1,5	1026,9	94,4	694,7	96,9
	1,5-3,0	983,9	124,8	579,8	62,7
	3,0-4,5	676,9	217,9	460,0	51,6
	4,5-6,0	309,8	92,8	290,4	21,9
	6,0-9,0	187,9	53,5	199,9	37,7

Tablas 13 a 19. Carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial extraída de los testigos recogidos en el Mar Menor en febrero y septiembre de 2018. Para todos los ambientes $n=3$, excepto para FS ($n=2$) y F4 ($n=5$). Valores medios y error estándar (SE).

Tabla 13. Arenas someras (< 2m) sin vegetación (AS): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		COS febrero		COS septiembre	
0-1,5	Media	1062,0	839,4		
	SE	-	54,2		
1,5-3,0	Media	1173,8	688,0		
	SE	152,3	107,5		
3,0-4,5	Media	781,0	651,8		
	SE	104,0	128,9		
4,5-6,0	Media	1242,8	691,2		
	SE	135,1	162,4		
6,0-7,5	Media	n.m.	772,4		
	SE	-	114,7		
> 7,5	Media	1451,7	673,6		
		-	44,2		

Tabla 14. Arena somera (< 2m) con Cymodocea (CYA): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		COS febrero		COS septiembre	
0-1,5	Media	896,0	1352,9		
	SE	-	307,9		
1,5-3,0	Media	2575,4	1274,6		
	SE	1405,2	364,0		
3,0-4,5	Media	2379,7	1416,4		
	SE	901,1	146,7		
4,5-6,0	Media	3800,0	1137,7		
	SE	2038,5	360,3		
6,0-7,5	Media	949,3	1091,2		
	SE	39,7	360,3		
> 7,5	Media	3195,3	986,9		
		-	51,4		

Tabla 15. Fango somero sin vegetación (FS): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	
		COS febrero	COS septiembre
0-1,5	Media	1468,8	1319,2
	SE	47,0	606,0
1,5-3,0	Media	1209,0	919,9
	SE	60,7	181,0
3,0-4,5	Media	1274,3	937,3
	SE	94,9	109,1
4,5-6,0	Media	1311,1	1153,8
	SE	168,5	31,0
6,0-7,5	Media	1646,2	1285,2
	SE	402,7	67,9
> 7,5	Media	1251,3	1360,4
		218,0	218,8

Tabla 16. Pradera mixta de *Cymodocea* sobre fango somero (<2m) (CYF): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	
		COS febrero	COS septiembre
0-1,5	Media	4991,7	2215,3
	SE	1250,6	888,1
1,5-3,0	Media	4805,0	2656,9
	SE	2113,2	1715,0
3,0-4,5	Media	5724,8	2418,8
	SE	3705,7	1242,8
4,5-6,0	Media	n.m.	3065,9
	SE	-	1752,0
6,0-7,5	Media	n.m.	1665,8
	SE	-	436,1
> 7,5	Media	n.m.	2464,2
		-	1093,4

Tabla 17. Fango sin vegetación a profundidad 2-4m (F24): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	
		COS febrero	COS septiembre
0-1,5	Media	n.m.	1086,3
	SE	-	373,8
1,5-3,0	Media	1233,7	1335,4
	SE	-	529,1
3,0-4,5	Media	722,2	1815,1
	SE	115,3	901,4
4,5-6,0	Media	722,2	1815,1
	SE	115,3	901,4

Tabla 18. Fangos con *Caulerpa* a profundidad 2-4 m (CAU): carbono orgánico soluble (COS, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		COS febrero	COS septiembre
0-1,5	Media	1894,7	1743,9
	SE	-	702,7
1,5-3,0	Media	1385,7	1825,6
	SE	549,8	395,5
3,0-4,5	Media	1620,4	1832,2
	SE	307,8	183,3
4,5-6,0	Media	2076,7	1744,2
	SE	-	114,5
6,0-7,5	Media	2194,3	1612,1
	SE	-	260,8
> 7,5	Media	n.m.	1580,8
		-	298,0

Tabla 19. Fangos profundos, >4m, (F4)

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		COS febrero	COS septiembre
0-1,5	Media	970,2	933,7
	SE	47,0	150,2
1,5-3,0	Media	1071,0	926,9
	SE	113,0	129,6
3,0-4,5	Media	1086,1	1220,8
	SE	281,3	230,4
4,5-6,0	Media	1428,1	1477,8
	SE	347,9	370,6
6,0-7,5	Media	1341,8	1651,7
	SE	325,1	295,7
> 7,5	Media	2080,9	1732,0
		316,0	1069,6

Tablas 20 a 26. Nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial extraída de los testigos recogidos en el Mar Menor en febrero y septiembre de 2018. Para todos los ambientes $n=3$, excepto para FS ($n=2$) y F4 ($n=5$). Valores medios y error estándar (SE).

Tabla 20. Arena somera (< 2m) sin vegetación (AS): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	37,0	121,8	8,1	14,5
	SE	-	61,1	5,2	8,2
1,5-3,0	Media	40,3	302,0	6,1	23,2
	SE	-	189,2	3,3	17,1
3,0-4,5	Media	31,2	277,4	14,0	21,9
	SE	4,3	211,7	2,9	14,4
4,5-6,0	Media	41,6	76,9	26,7	45,2
	SE	-	3,5	7,8	23,2
6,0-7,5	Media	n.m.	97,4	29,5	n.m.
	SE	-	-	13,1	-
> 7,5	Media	49,5	273,7	29,4	20,7
		-	200,5	11,4	11,9

Tabla 21. Arena somera (< 2m) con Cymodocea (CYA): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	39,5	74,8	34,1	n.m.
	SE	-	16,1	17,3	-
1,5-3,0	Media	44,6	52,7	39,0	30,0
	SE	0,2	26,4	16,6	15,6
3,0-4,5	Media	50,9	91,2	50,7	25,2
	SE	-	25,3	18,5	16,1
4,5-6,0	Media	48,7	83,3	79,7	23,8
	SE	-	15,3	56,3	14,4
6,0-7,5	Media	44,3	94,2	33,0	44,4
	SE	-	26,7	16,3	20,8
> 7,5	Media	49,8	67,7	40,3	23,8
		-	36,4	21,7	12,8

Tabla 22. Fango somero sin vegetación (FS): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	53,8	86,4	45,2	140,0
	SE	4,1	15,7	5,9	63,6
1,5-3,0	Media	58,9	91,3	87,5	284,4
	SE	2,9	19,9	19,1	124,7
3,0-4,5	Media	64,1	88,4	78,0	436,8
	SE	17,4	5,8	6,0	204,4
4,5-6,0	Media	77,7	93,5	71,7	612,6
	SE	5,2	20,8	3,9	299,7
6,0-7,5	Media	96,1	78,3	67,0	731,9
	SE	29,2	20,5	9,6	378,8
> 7,5	Media	81,5	142,9	74,2	875,8
		20,4	34,8	12,3	483,3

Tabla 23. Pradera mixta de Cymodocea sobre fango somero (<2m) (CYF): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	112,6	56,6	84,6	68,1
	SE	45,1	9,2	5,2	1,9
1,5-3,0	Media	88,2	60,2	157,5	73,9
	SE	20,2	17,8	43,2	12,5
3,0-4,5	Media	45,1	67,1	288,8	74,8
	SE	-	33,8	159,6	14,6
4,5-6,0	Media	90,8	46,8	285,4	44,0
	SE	-	13,6	204,4	25,4
6,0-7,5	Media	225,6	61,5	252,8	49,3
	SE	-	7,3	178,9	31,3
> 7,5	Media	199,7	84,6	72,4	32,0
		-	-	13,3	32,0

Tabla 24. Fango sin vegetación a profundidad 2-4m (F24): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.: nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	69,2	41,9	51,8	37,5
	SE	6,2	10,1	7,2	24,1
1,5-3,0	Media	65,7	42,8	47,4	33,6
	SE	3,3	20,8	0,7	17,2
3,0-4,5	Media	58,3	55,0	54,4	33,7
	SE	1,9	11,5	11,9	13,9
4,5-6,0	Media	58,3	55,0	54,4	33,7
	SE	1,9	11,5	11,9	13,9

Tabla 25. Fangos con Caulerpa a profundidad 2-4 m (CAU): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	63,1	62,1	43,0	30,9
	SE	6,7	2,3	1,9	1,8
1,5-3,0	Media	66,7	82,8	50,1	33,7
	SE	5,0	11,9	12,2	4,3
3,0-4,5	Media	74,8	78,2	42,2	32,6
	SE	4,2	7,7	5,3	4,4
4,5-6,0	Media	68,9	73,7	52,8	32,5
	SE	16,5	12,4	7,8	2,9
6,0-7,5	Media	62,5	60,7	51,7	29,8
	SE	8,7	0,9	3,2	7,1
> 7,5	Media	53,0	59,5	32,6	13,2
		2,4	4,3	6,0	8,6

Tabla 26. Fangos profundos, >4m, (F4): nitrato (NO_3^- , $\mu\text{M L}^{-1}$) y amonio (NH_4^+ , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		NO_3^- febrero	NO_3^- septiembre	NH_4^+ febrero	NH_4^+ septiembre
0-1,5	Media	39,7	54,2	60,6	45,0
	SE	5,6	5,9	14,8	5,0
1,5-3,0	Media	49,0	55,5	62,7	45,2
	SE	4,7	5,5	13,8	3,9
3,0-4,5	Media	53,7	59,2	72,5	42,3
	SE	3,1	5,2	15,8	3,2
4,5-6,0	Media	51,7	66,5	63,1	40,6
	SE	5,6	10,7	11,1	4,3
6,0-7,5	Media	69,1	62,0	52,0	44,5
	SE	5,1	5,9	6,1	6,9
> 7,5	Media	52,0	69,7	46,0	41,3
		6,5	17,0	12,6	7,2

Tabla 27. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de sulfuros volátiles solubles en ácido (AVS) en los muestreos de febrero y septiembre de 2018. n.d. no determinado.

	Profundidad (cm)		AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	
			Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	0-1,5	Media	0,062	0,140
		SE	0,033	0,045
	1,5-3,0	Media	0,103	0,086
		SE	0,032	0,035
	3,0-4,5	Media	1,947	0,093
		SE	0,918	0,013
	4,5-6,0	Media	7,716	n.d.
		SE	2,127	
CYA	0-1,5	Media	16,579	0,112
		SE	2,359	0,005
	1,5-3,0	Media	5,658	0,125
		SE	0,657	0,054
	3,0-4,5	Media	18,524	0,265
		SE	10,540	0,085
	4,5-6,0	Media	41,387	n.d.
		SE	7,028	
FS	0-1,5	Media	41,113	79,393
		SE	6,202	50,866
	1,5-3,0	Media	49,631	88,355
		SE	12,379	32,500
	3,0-4,5	Media	32,142	31,618
		SE	13,342	10,430
	4,5-6,0	Media	23,671	n.d.
		SE	1,039	
CYF	0-1,5	Media	33,183	33,396
		SE	13,236	16,315
	1,5-3,0	Media	9,569	26,651
		SE	9,483	20,550
	3,0-4,5	Media	0,233	11,848
		SE	0,112	7,270
	4,5-6,0	Media	2,989	n.d.
		SE	2,540	
F24	0-1,5	Media	0,032	26,896
		SE	0,026	6,805
	1,5-3,0	Media	1,203	101,437
		SE	0,897	59,725
	3,0-4,5	Media	0,145	51,230
		SE	0,093	28,113

			AVS ($\mu\text{mol g}^{-1}$)	
Profundidad (cm)			Febrero 2018	Septiembre 2018
CAU	4,5-6,0	Media	0,856	
		SE	1,010	
	0-1,5	Media	15,404	20,579
		SE	8,413	9,521
	1,5-3,0	Media	36,103	44,246
		SE	13,441	31,079
3,0-4,5	Media	19,339	106,227	
	SE	4,595	84,280	
F4	4,5-6,0	Media	36,259	n.d.
		SE	3,238	
	0-1,5	Media	105,924	38,319
		SE	33,782	10,221
	1,5-3,0	Media	106,874	57,913
		SE	38,142	20,455
	3,0-4,5	Media	91,434	54,669
		SE	34,126	21,389
	4,5-6,0	Media	30,382	n.d.
		SE	8,317	

Tablas 28 a 34. Sulfuros (HS^- , en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial extraída de los testigos recogidos en el Mar Menor en febrero y septiembre de 2018. Para todos los ambientes $n=3$, excepto para FS ($n=2$) y F4 ($n=5$). Valores medios y error estándar (SE).

Tabla 28. Arenas someras (< 2m) sin vegetación (AS): sulfuros (HS^- , en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
		HS- febrero	HS- septiembre	HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	0,5		1,8	
	SE	0,4		0,3	
1,5-3,0	Media	0,3		1,8	
	SE	0,2		0,6	
3,0-4,5	Media	2,0		2,8	
	SE	0,2		1,2	
4,5-6,0	Media	2,8		12,1	
	SE	-		7,7	
6,0-7,5	Media	n.m.		18,2	
	SE	-		10,9	
> 7,5	Media	n.m.		11,4	
	SE	-		7,9	

Tabla 29. Arena somera (< 2m) con Cymodocea (CYA): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	8,8	2,2
	SE	-!	1,0
1,5-3,0	Media	14,0	8,7
	SE	-	4,4
3,0-4,5	Media	50,0	27,0
	SE	-	20,1
4,5-6,0	Media	18,6	32,3
	SE	15,2	24,2
6,0-7,5	Media	65,9	76,1
	SE	-	44,0
> 7,5	Media	6,4	154,9
		3,8	143,8

Tabla 30. Fango somero sin vegetación (FS): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	0,6	60,9
	SE	0,4	44,6
1,5-3,0	Media	0,7	80,4
	SE	0,5	44,2
3,0-4,5	Media	0,6	234,8
	SE	0,3	118,0
4,5-6,0	Media	0,5	248,4
	SE	0,4	133,6
6,0-7,5	Media	48,2	242,9
	SE	38,9	122,7
> 7,5	Media	83,9	229,7
		83,6	195,7

Tabla 31. Pradera mixta de Cymodocea sobre fango somero (<2m) (CYF): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	4,5	34,5
	SE	3,2	18,2
1,5-3,0	Media	40,7	49,0
	SE	32,4	47,9
3,0-4,5	Media	25,7	173,8
	SE	20,2	166,7
4,5-6,0	Media	145,6	17,6
	SE	#¡DIV/0!	9,6
6,0-7,5	Media	424,5	13,0
	SE	346,1	12,4
> 7,5	Media	396,4	3,2
		323,2	1,4

Tabla 32. Fango sin vegetación a profundidad 2-4m (F24): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	0,4	0,9
	SE	0,2	0,7
1,5-3,0	Media	0,8	1,1
	SE	0,3	0,9
3,0-4,5	Media	0,8	7,6
	SE	0,1	6,2
4,5-6,0	Media	0,8	7,6
	SE	0,1	6,2

Tabla 33. Fangos con Caulerpa a profundidad 2-4 m (CAU): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	0,9	3,8
	SE	0,3	3,2
1,5-3,0	Media	2,5	11,3
	SE	1,1	11,1
3,0-4,5	Media	3,0	23,3
	SE	1,1	22,9
4,5-6,0	Media	3,5	14,7
	SE	1,4	14,4
6,0-7,5	Media	3,3	9,5
	SE	2,1	8,5
> 7,5	Media	4,1	1,6
		2,6	1,0

Tabla 34. Fangos profundos, >4m, (F4): sulfuros (HS-, en $\mu\text{M L}^{-1}$) en el agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		HS- febrero	HS- septiembre
0-1,5	Media	0,2	1,0
	SE	0,1	0,8
1,5-3,0	Media	2,9	7,8
	SE	1,8	6,8
3,0-4,5	Media	3,4	4,3
	SE	2,3	3,5
4,5-6,0	Media	4,6	6,7
	SE	3,2	5,6
6,0-7,5	Media	3,4	14,9
	SE	1,7	13,5
> 7,5	Media	6,5	39,1
		4,8	27,6

Tabla 35. Fraccionamiento del fósforo en el sedimento en las muestras recogidas en febrero de 2018. Pi-KCl: Pi soluble+cambio; Pi-NaOH: Pi en Fe/Mn/Al; Pi-HCl: Pi en compuestos de Ca/Mg y coprecipitado con carbonato; Po-NRS: fósforo no reactivo soluble; Po-RES: Po residual. Pi: fósforo inorgánico; Po: fósforo orgánico. SE: error estándar.

Concentraciones de fósforo en el sedimento en febrero 2028

	Profundidades		Concentraciones en mg kg ⁻¹				
			Pi-KCl	Pi-NaOH	Pi-HCl	Po-NRS	Po-RES
AS	0-1,5	Media	0,44	0,83	35,67	4,13	20,63
		SE	0,08	0,61	8,31	1,51	3,52
	3,0-4,5	Media	0,38	0,23	37,64	4,71	21,30
		SE	0,11	0,15	6,16	0,37	4,16
	6,0-9	Media	0,27	0,17	34,94	4,76	23,60
		SE	0,23	0,09	12,02	1,61	6,34
CYA	0-1,5	Media	2,64	1,37	36,25	10,94	26,80
		SE	0,81	0,10	10,67	1,18	1,61
	3,0-4,5	Media	0,67	0,77	48,38	8,98	15,34
		SE	0,28	0,25	3,05	1,11	1,21
	6,0-9	Media	0,32	0,37	47,58	5,17	18,44
		SE	0,26	0,00	5,81	2,07	1,09
FS	0-1,5	Media	1,38	11,34	57,18	34,37	120,09
		SE	0,91	3,11	22,49	7,33	59,28
	3,0-4,5	Media	1,06	8,51	37,48	26,82	114,80
		SE	0,86	3,07	15,72	6,56	42,77
	6,0-9	Media	1,17	11,98	33,80	34,92	96,40
		SE	0,83	6,19	28,59	16,37	28,66
CYF	0-1,5	Media	1,47	26,93	75,99	90,86	123,65
		SE	0,79	7,05	29,15	25,34	21,51
	3,0-4,5	Media	0,95	12,98	36,57	47,80	93,35
		SE	0,45	6,88	30,15	21,57	4,80
	6,0-9	Media	0,58	9,57	36,61	34,71	100,04
		SE	0,32	4,75	27,54	20,27	12,14
F23	0-1,5	Media	1,17	18,41	205,21	56,08	161,41
		SE	0,54	7,48	41,35	15,92	6,87
	3,0-4,5	Media	0,53	10,10	191,90	36,02	163,62
		SE	0,25	8,11	45,60	17,04	44,32
	6,0-9	Media	0,34	4,36	153,89	19,67	120,74
		SE	0,27	3,63	48,28	7,61	52,17
CAU	0-1,5	Media	0,46	8,04	124,90	33,04	137,94
		SE	0,21	1,19	47,18	5,22	23,78
	3,0-4,5	Media	0,36	4,30	115,31	20,95	104,60

Concentraciones de fósforo en el sedimento en febrero 2028

Profundidades			Concentraciones en mg kg ⁻¹				
			Pi-KCl	Pi-NaOH	Pi-HCl	Po-NRS	Po-RES
F3	SE		0,23	1,16	45,57	1,13	18,84
	6,0-9	Media	0,44	2,19	98,29	13,22	90,27
	SE		0,18	0,57	39,06	1,46	21,00
	0-1,5	Media	1,03	20,80	142,86	73,12	130,33
	SE		0,38	8,05	20,64	23,36	5,71
	3,0-4,5	Media	0,31	5,16	112,88	32,39	105,34
	SE		0,20	2,03	6,88	6,82	3,49
	6,0-9	Media	0,11	1,01	118,96	17,70	102,37
	SE		0,04	0,27	5,05	2,51	8,13

Tabla 36. Fraccionamiento del fósforo en el sedimento en las muestras recogidas en septiembre de 2018. Pi-KCl: Pi soluble+cambio; Pi-NaOH: Pi en Fe/Mn/Al; Pi-HCl: Pi en compuestos de Ca/Mg y coprecipitado con carbonato; Po-NRS: fósforo no reactivo soluble; Po-RES: Po residual. Pi: fósforo inorgánico; Po: fósforo orgánico. SE: error estándar.

Concentraciones de fósforo en el sedimento en septiembre 2028

Profundidades			Concentraciones en mg kg ⁻¹				
			Pi-KCl	Pi-NaOH	Pi-HCl	Po-NRS	Po-RES
AS	0-1,5 cm	Media	1,20	11,43	28,10	1,55	55,35
		SE	0,59	6,69	14,89	0,93	8,48
	3,0-4,5 cm	Media	0,72	12,95	34,10	0,75	39,68
		SE	0,27	8,90	7,72	0,75	8,83
	6,0-9 cm	Media	0,60	12,18	32,80	1,07	41,22
		SE	0,49	8,29	8,86	0,58	8,69
CYA	0-1,5 cm	Media	1,87	4,02	33,92	2,73	40,21
		SE	0,79	2,92	9,93	1,60	16,61
	3,0-4,5 cm	Media	1,69	3,46	25,39	3,89	48,37
		SE	1,12	3,14	6,85	3,24	19,43
	6,0-9 cm	Media	0,95	3,93	25,83	3,33	46,32
		SE	0,81	3,01	4,23	2,63	11,84
FS	0-1,5 cm	Media	0,68	45,97	114,51	50,56	243,50
		SE	0,67	7,02	58,48	15,74	66,17
	3,0-4,5 cm	Media	0,50	31,59	12,39	35,45	321,77
		SE	0,50	5,58	3,41	11,85	43,85
	6,0-9 cm	Media	0,29	21,45	5,37	21,84	255,70
		SE	0,29	8,51	4,22	11,63	66,02
CYF	0-1,5 cm	Media	0,90	22,28	46,78	25,44	242,08
		SE	0,70	5,36	42,58	4,55	29,47

Concentraciones de fósforo en el sedimento en septiembre 2028

Profundidades		Concentraciones en mg kg ⁻¹					
		Pi-KCl	Pi-NaOH	Pi-HCl	Po-NRS	Po-RES	
F23	3,0-4,5 cm	Media	0,95	18,15	4,87	10,12	213,29
		SE	0,58	7,41	3,53	5,02	28,07
	6,0-9 cm	Media	0,81	10,92	7,98	5,60	151,01
		SE	0,55	4,28	3,73	3,79	40,29
	0-1,5 cm	Media	0,80	23,17	142,55	45,53	250,99
		SE	0,08	11,89	1,46	23,56	67,51
CAU	3,0-4,5 cm	Media	0,54	9,26	113,06	37,50	250,51
		SE	0,02	7,23	25,63	25,80	113,27
	6,0-9 cm	Media	0,11	4,83	58,03	21,91	237,44
		SE	0,11	0,28	51,66	17,58	108,91
	0-1,5 cm	Media	0,52	32,29	111,83	37,08	173,33
		SE	0,05	8,22	45,68	16,12	33,71
F3	3,0-4,5 cm	Media	0,14	15,11	117,05	21,06	156,93
		SE	0,11	6,46	50,06	9,05	33,06
	6,0-9 cm	Media	0,05	13,20	105,87	12,88	122,52
		SE	0,04	4,97	46,16	4,91	52,34
	0-1,5 cm	Media	0,81	43,55	152,14	65,56	175,25
		SE	0,52	20,34	30,46	25,52	35,25
	3,0-4,5 cm	Media	0,67	10,49	123,95	41,82	179,72
		SE	0,90	6,35	22,39	19,47	52,93
	6,0-9 cm	Media	0,23	6,36	124,43	20,69	144,91
		SE	0,24	3,35	10,70	10,03	17,35

Tablas 37 a 43. Concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial extraída de los testigos recogidos en el Mar Menor en febrero y septiembre de 2018. Para todos los ambientes $n=3$, excepto para FS ($n=2$) y F4 ($n=5$). Valores medios y error estándar (SE).

Tabla 37. Arenas someras (< 2m) sin vegetación (AS): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
			PO_4^{3-} febrero		PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media		n.d.		1,3
	SE		-		0,1
1,5-3,0	Media		n.m.		1,3
	SE		-		0,1
3,0-4,5	Media		n.d.		3,0
	SE		-		0,9
4,5-6,0	Media		n.m.		1,7
	SE		-		0,1
6,0-7,5	Media		n.m.		1,7
	SE		-		-
> 7,5	Media		n.m.		1,8
			-		0,3

Tabla 38. Arena somera (< 2m) con Cymodocea (CYA): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno		Verano	
			PO_4^{3-} febrero		PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media		n.m.		5,71
	SE		-		3,69
1,5-3,0	Media		n.d.		1,54
	SE		-		0,12
3,0-4,5	Media		n.m.		1,62
	SE		-		0,26
4,5-6,0	Media		n.d.		1,77
	SE		-		0,43
6,0-7,5	Media		n.d.		1,90
	SE		-		0,39
> 7,5	Media		n.d.		2,16
			-		0,65

Tabla 39. Fango somero sin vegetación (FS): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		PO_4^{3-} febrero	PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media	n.d.	3,80
	SE	-	2,70
1,5-3,0	Media	n.d.	7,27
	SE	-	6,23
3,0-4,5	Media	n.d.	9,57
	SE	-	7,31
4,5-6,0	Media	n.d.	7,33
	SE	-	3,90
6,0-7,5	Media	1,16	5,08
	SE	0,95	1,95
> 7,5	Media	2,27	4,08
		1,85	2,33

Tabla 40. Pradera mixta de Cymodocea sobre fango somero (<2m) (CYF): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		PO_4^{3-} febrero	PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media	0,13	2,41
	SE	0,13	1,09
1,5-3,0	Media	0,31	2,56
	SE	0,25	0,92
3,0-4,5	Media	0,65	2,32
	SE	-	1,12
4,5-6,0	Media	3,45	2,28
	SE	-	0,64
6,0-7,5	Media	8,67	2,03
	SE	-	0,91
> 7,5	Media	7,48	1,13
		6,10	-

Tabla 41. Fango sin vegetación a profundidad 2-4m (F24): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		PO_4^{3-} febrero	PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media	0,65	1,11
	SE	0,17	0,16
1,5-3,0	Media	0,78	1,23
	SE	0,28	0,18
3,0-4,5	Media	1,99	2,25
	SE	0,71	0,19

Tabla 42. Fangos con Caulerpa a profundidad 2-4 m (CAU): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		PO_4^{3-} febrero	PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media	0,36	2,33
	SE	0,23	0,54
1,5-3,0	Media	0,66	2,13
	SE	0,37	0,77
3,0-4,5	Media	0,78	2,20
	SE	0,33	0,63
4,5-6,0	Media	1,28	2,36
	SE	0,33	0,56
6,0-7,5	Media	1,28	2,35
	SE	0,54	0,17
> 7,5	Media	1,22	2,62
		1,00	0,91

Tabla 43. Fangos profundos, >4m, (F4): concentraciones de fosfato (PO_4^{3-} , $\mu\text{M L}^{-1}$) del agua intersticial.

Prof. (cm)		Invierno	Verano
		PO_4^{3-} febrero	PO_4^{3-} septiembre
0-1,5	Media	0,33	1,55
	SE	0,17	0,12
1,5-3,0	Media	0,57	1,62
	SE	0,23	0,26
3,0-4,5	Media	0,44	1,80
	SE	0,15	0,19
4,5-6,0	Media	0,48	1,98
	SE	0,22	0,22
6,0-7,5	Media	1,79	2,61
	SE	0,85	0,55
> 7,5	Media	0,84	2,84
		0,16	0,87

Tabla 44. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Fe total (g kg^{-1}) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Fe total (g kg^{-1})			
		Febrero 2018		Septiembre 2018	
	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	12,1	7,6	8,5	5,4
	3,0-4,5	13,0	8,6	8,6	5,4
	6,0-9	10,5	6,0	7,8	4,7
CYA	0-1,5	12,3	7,5	9,6	6,4
	3,0-4,5	7,2	3,4	9,3	6,2
	6,0-9	8,1	4,2	7,7	4,6
FS	0-1,5	61,5	42,0	66,6	48,0
	3,0-4,5	62,6	43,8	67,6	46,7
	6,0-9	57,7	42,9	72,0	58,1
CYF	0-1,5	63,1	43,0	46,9	31,0
	3,0-4,5	55,8	43,0	47,7	37,4
	6,0-9	72,6	51,5	48,6	41,3
F24	0-1,5	32,0	5,6	47,7	21,9
	3,0-4,5	28,1	2,8	43,5	15,2
	6,0-9	33,3	9,5	64,3	44,5
CAU	0-1,5	23,1	5,9	28,7	8,9
	3,0-4,5	23,7	5,6	28,1	13,6
	6,0-9	23,0	6,8	40,2	8,1
F4	0-1,5	29,4	9,1	29,9	10,1
	3,0-4,5	27,9	1,6	26,1	3,6
	6,0-9	35,9	6,6	32,8	5,8

Tabla 45. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Mn total (g kg⁻¹) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Mn total (g kg⁻¹)			
		Febrero 2018		Septiembre 2018	
	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	0,58	0,26	0,41	0,19
	3,0-4,5	0,64	0,32	0,39	0,20
	6,0-9	0,57	0,29	0,39	0,20
CYA	0-1,5	0,63	0,32	0,47	0,22
	3,0-4,5	0,52	0,25	0,42	0,21
	6,0-9	0,52	0,28	0,41	0,21
FS	0-1,5	1,73	0,81	1,11	0,66
	3,0-4,5	1,83	0,90	1,49	0,81
	6,0-9	1,97	1,12	1,19	0,59
CYF	0-1,5	1,71	0,93	1,40	0,85
	3,0-4,5	2,31	1,50	1,34	0,84
	6,0-9	2,74	1,56	1,40	0,94
F24	0-1,5	0,55	0,22	1,05	0,72
	3,0-4,5	0,49	0,21	0,98	0,68
	6,0-9	0,61	0,36	1,66	1,36
CAU	0-1,5	0,48	0,08	0,64	0,24
	3,0-4,5	0,48	0,07	0,64	0,24
	6,0-9	0,54	0,07	1,00	0,47
F4	0-1,5	0,60	0,28	0,58	0,28
	3,0-4,5	0,59	0,10	0,55	0,10
	6,0-9	0,75	0,18	0,67	0,16

Tabla 46. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Zn total (mg kg⁻¹) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

Zn total (mg kg⁻¹)					
Febrero 2018			Septiembre 2018		
	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	113	39	81	36
	3,0-4,5	253	127	72	32
	6,0-9	127	51	72	28
CYA	0-1,5	113	32	77	24
	3,0-4,5	114	43	71	24
	6,0-9	188	114	80	25
FS	0-1,5	3199	2094	3189	2307
	3,0-4,5	3250	2217	3536	2363
	6,0-9	2821	2127	3758	2975
CYF	0-1,5	2848	2082	2174	1397
	3,0-4,5	2620	2046	2332	1794
	6,0-9	3885	2707	2225	1851
F24	0-1,5	1080	766	2307	1946
	3,0-4,5	1027	760	2010	1719
	6,0-9	1568	1381	3980	3427
CAU	0-1,5	791	390	1200	743
	3,0-4,5	854	468	1198	700
	6,0-9	915	486	1892	1292
F4	0-1,5	1610	672	1655	755
	3,0-4,5	1645	84	1567	225
	6,0-9	2377	641	1819	677

Tabla 47. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Pb total (mg kg⁻¹) del sedimento en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Pb total (mg kg⁻¹)			
		Febrero 2018		Septiembre 2018	
	Profundidad (cm)	Media	SE	Media	SE
AS	0-1,5	117	66	143	64
	3,0-4,5	152	98	129	58
	6,0-9	123	93	141	63
CYA	0-1,5	125	83	135	49
	3,0-4,5	135	90	127	43
	6,0-9	190	150	125	54
FS	0-1,5	4545	3784	4506	3817
	3,0-4,5	3007	2289	6209	5472
	6,0-9	2646	1805	6335	5628
CYF	0-1,5	3679	3036	2412	1672
	3,0-4,5	2223	1540	2796	2077
	6,0-9	3855	2936	2560	1910
F24	0-1,5	884	646	1730	1460
	3,0-4,5	815	625	1519	1315
	6,0-9	1332	1197	3351	2936
CAU	0-1,5	644	253	973	458
	3,0-4,5	685	340	947	867
	6,0-9	767	370	1672	429
F4	0-1,5	1282	490	1284	545
	3,0-4,5	1272	86	1243	208
	6,0-9	1804	517	1594	458

Tabla 48. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de metales y As extraídas simultáneamente a los sulfuros volátiles solubles en ácido (SEM-AVS) en el muestreo de febrero (invierno) de 2018.

			Metales y As AVS febrero 2018						
			mg kg ⁻¹						
	Profundidad (cm)		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	As
AS	0-1,5	Media	372	91	16	30	1,962	2,159	1,469
		SE	7	3	2	2	0,102	0,080	0,368
	1,5-3,0	Media	427	96	20	29	2,061	2,215	0,977
		SE	15	3	4	1	0,073	0,112	0,283
	3,0-4,5	Media	774	114	69	66	5,582	2,980	4,022
		SE	222	12	25	18	1,695	0,464	1,653
	4,5-6,0	Media	1214	90	102	85	7,953	3,094	3,603
		SE	359	14	20	23	2,387	0,315	2,591
CYA	0-1,5	Media	2205	94	161	134	10,029	3,581	3,177
		SE	168	2	8	3	0,556	0,194	0,822
	1,5-3,0	Media	1095	205	172	176	5,161	4,013	2,621
		SE	97	66	44	53	1,248	0,311	1,010
	3,0-4,5	Media	3830	130	869	673	15,895	7,675	13,783
		SE	1772	19	386	275	8,133	1,841	10,202
	4,5-6,0	Media	6116	288	1360	1160	18,644	11,225	16,281
		SE	926	20	294	206	4,099	2,142	9,480
FS	0-1,5	Media	4513	292	753	769	8,895	6,051	2,739
		SE	257	34	166	29	2,331	1,029	1,285
	1,5-3,0	Media	8016	343	1147	1087	18,908	8,604	12,950
		SE	644	75	120	155	3,917	0,626	6,209
	3,0-4,5	Media	4620	214	169	265	10,394	3,402	3,164
		SE	854	58	49	122	2,517	0,320	1,555
	4,5-6,0	Media	3999	217	346	348	7,922	3,668	1,549
		SE	967	61	214	194	1,873	1,141	0,173
CYF	0-1,5	Media	5283	156	175	173	14,062	2,908	9,555
		SE	190	24	28	28	1,933	0,099	5,048
	1,5-3,0	Media	1645	189	220	226	4,224	3,468	2,182
		SE	1105	61	199	181	2,784	1,020	0,531
	3,0-4,5	Media	694	139	18	42	1,664	2,752	1,826
		SE	100	10	5	8	0,152	0,078	0,231
	4,5-6,0	Media	571	99	43	57	1,822	2,490	2,821
		SE	57	95	16	26	0,350	0,167	1,743
F24	0-1,5	Media	532	387	64	133	1,991	2,588	2,149
		SE	43	4	0	1	0,194	0,034	0,553
	1,5-3,0	Media	490	437	3390	146	2,050	2,662	1,679
		SE	64	19	2701	8	0,215	0,014	0,027
	3,0-4,5	Media	542	319	108	127	2,185	2,482	1,831

Metales y As AVS febrero 2018

		mg kg ⁻¹						
Profundidad (cm)		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	As
4,5-6,0	SE	6	9	16	3	0,085	0,158	0,105
	Media	450	299	739	154	2,072	2,667	2,494
	SE	10739	794	1207	2027	19,530	1,255	29,569
CAU 0-1,5	Media	31544	2497	3102	4356	34,602	5,653	50,460
	SE	2479	242	39	425	8,753	0,227	23,568
	Media	32423	2794	3110	3584	21,236	5,040	45,068
1,5-3,0	SE	1363	65	189	226	4,936	0,446	9,389
	Media	34520	2650	2805	3073	21,449	5,575	31,507
	SE	12544	1062	773	960	2,581	0,933	6,347
3,0-4,5	Media	7600	445	1120	1046	19,087	6,765	8,543
	SE	783	32	37	39	1,393	0,793	1,506
	Media	14024	618	1405	1509	20,092	6,441	7,295
F4 0-1,5	SE	3828	159	412	431	4,305	1,152	2,498
	Media	20143	833	2246	2317	27,112	7,660	13,743
	SE	2107	95	314	459	2,467	0,696	4,465
1,5-3,0	Media	15421	1049	1750	1877	17,906	6,557	8,496
	SE	4166	109	470	367	5,140	1,087	1,386
	Media	6693	1242	744	1146	5,295	4,648	4,770
3,0-4,5	SE	834	59	57	47	0,964	0,131	0,486
	Media							
	SE							
4,5-6,0	Media							
	SE							
	Media							

Tabla 49. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de metales y As extraídas simultáneamente a los sulfuros volátiles solubles en ácido (SEM-AVS) en el muestreo de septiembre (verano) de 2018.

Metales y As AVS septiembre 2018

		mg kg ⁻¹						
Profundidad (cm)		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	As
AS 0-1,5	Media	682	178	37	76	1,517	2,049	1,804
	SE	26	70	17	35	0,275	0,035	0,205
	Media	598	159	35	73	1,476	1,982	1,149
1,5-3,0	SE	37	74	16	34	0,231	0,143	0,666
	Media	579	158	44	73	1,511	2,143	0,960
	SE	50	78	14	33	0,415	0,106	0,299
CYA 0-1,5	Media	575	177	40	74	1,765	2,054	1,348
	SE	78	65	13	27	0,639	0,113	0,075
	Media	536	165	36	72	1,375	2,250	1,965
1,5-3,0	SE	91	67	10	25	0,361	0,093	0,484
	Media	504	172	55	76	1,294	2,108	1,473
	SE	88	83	17	29	0,380	0,180	0,501
FS 0-1,5	Media	15983	597	1544	3214	24,408	5,636	5,126
	SE							
	Media							

Metales y As AVS septiembre 2018

Profundidad (cm)		mg kg ⁻¹						
		Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Cd	As
1,5-3,0	SE	6661	246	775	2507	18,209	1,545	0,164
	Media	17881	1306	2164	3428	24,317	7,974	16,575
3,0-4,5	SE	9612	781	1387	2830	15,672	3,325	12,014
	Media	10254	652	1416	2814	21,667	4,446	25,192
CYF 0-1,5	SE	6329	300	919	2336	16,602	0,909	22,158
	Media	14330	898	1209	1953	16,077	4,352	21,752
1,5-3,0	SE	7293	480	646	1288	6,365	1,359	13,536
	Media	10635	796	1218	2065	16,180	4,627	6,571
3,0-4,5	SE	7812	461	922	1535	10,025	1,209	1,425
	Media	8441	746	968	1826	12,623	4,415	14,508
F24 0-1,5	SE	7126	425	778	1398	8,212	0,822	11,156
	Media	17076	748	1836	1721	27,803	5,949	24,498
1,5-3,0	SE	9239	478	1241	1194	6,803	2,870	5,706
	Media	23898	980	2317	1672	25,845	7,822	14,647
3,0-4,5	SE	14851	684	1704	1215	7,783	4,570	5,303
	Media	29558	1132	3050	2746	21,369	8,057	11,497
CAU 0-1,5	SE	20198	764	1908	1801	1,704	2,643	2,425
	Media	9873	425	972	807	20,552	4,598	17,626
1,5-3,0	SE	6366	233	775	630	9,386	1,831	9,346
	Media	10617	418	960	745	16,997	4,431	7,858
3,0-4,5	SE	5991	224	711	557	5,041	1,848	3,124
	Media	16073	671	1517	1429	10,916	4,802	8,785
F4 0-1,5	SE	12972	481	1376	1292	5,863	2,302	6,160
	Media	13713	484	1628	1228	29,316	7,456	28,873
1,5-3,0	SE	3382	189	500	285	1,801	0,925	1,725
	Media	11105	401	1561	1180	20,969	7,765	11,003
3,0-4,5	SE	3193	139	346	240	1,029	0,784	1,675
	Media	9703	455	1581	1336	19,600	7,804	8,505
	SE	3141	111	461	364	2,553	1,378	0,828

Tablas 50. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Fe (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

			Fe mg kg ⁻¹ febrero 2018					
Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	% Pir
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	32	500	217	127	12,0
		SE	d.l.d.	7	47	57	92	6,9

Fe mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	% Pir	
CYA	1,5-3,0	Media	d.l.d.	47	482	206	128	12,9	
		SE	d.l.d.	15	61	50	86	7,0	
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	43	445	230	136	14,6	
		SE	d.l.d.	17	84	53	79	7,3	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	78	400	292	266	22,9	
		SE	d.l.d.	44	17	112	135	6,9	
	FS	0-1,5	Media	d.l.d.	211	536	220	137	10,3
			SE	d.l.d.	181	68	54	85	3,8
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	45	459	190	125	14,0
			SE	d.l.d.	10	45	42	66	5,8
3,0-4,5		Media	d.l.d.	57	441	191	131	15,0	
		SE	d.l.d.	15	52	39	66	6,3	
4,5-6,0		Media	d.l.d.	66	481	189	398	30,9	
		SE	d.l.d.	31	126	58	162	8,3	
CYF		0-1,5	Media	d.l.d.	360	5032	15190	1752	12,5
			SE	d.l.d.	240	2840	12981	989	3,1
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	954	4788	10932	2186	14,1
			SE	d.l.d.	701	2755	9295	1366	1,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1118	3467	8049	2033	18,0	
		SE	d.l.d.	595	1912	7095	1159	3,0	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	865	3988	8168	2709	25,3	
		SE	d.l.d.	596	1994	6436	1099	7,1	
	F24	0-1,5	Media	d.l.d.	238	5534	12761	2142	13,7
			SE	d.l.d.	177	2637	9533	1307	4,5
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	987	3658	9966	1712	16,7
			SE	d.l.d.	742	1948	8531	971	7,4
3,0-4,5		Media	d.l.d.	718	4739	10091	3767	30,9	
		SE	d.l.d.	382	2942	8734	1539	8,4	
4,5-6,0		Media	d.l.d.	721	7512	12930	9139	30,6	
		SE	d.l.d.	392	6123	11489	8090	5,9	
CAU		0-1,5	Media	d.l.d.	83	5324	4253	2541	17,5
			SE	d.l.d.	64	1581	1683	1533	5,6
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	716	5441	2832	1864	14,7
			SE	d.l.d.	565	2171	383	1074	4,2
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	3798	5216	3300	4906	21,9	
		SE	d.l.d.	2300	2636	191	3399	8,9	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	5153	6043	3060	12947	48,4	
		SE	d.l.d.	4119	3013	1202	7318	1,0	
	CAU	0-1,5	Media	d.l.d.	121	3193	2685	1249	12,3
			SE	d.l.d.	104	1365	1236	876	5,2
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	1976	3359	1942	1359	13,1

Fe mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	% Pir
3,0-4,5	SE	d.l.d.	1426	1858	907	820	3,3	
	Media	d.l.d.	2507	3560	1889	2162	18,0	
4,5-6,0	SE	d.l.d.	2110	2181	896	1330	4,5	
	Media	d.l.d.	6759	7912	3116	12396	47,6	
F4	SE	d.l.d.	5498	4847	1646	6891	6,9	
	0-1,5	Media	d.l.d.	279	6595	4193	1896	14,1
		SE	d.l.d.	211	1606	1406	619	3,8
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1222	5183	2517	3073	29,9
		SE	d.l.d.	1093	1654	950	554	8,3
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1934	4814	2358	5540	43,0
		SE	d.l.d.	1781	1945	941	827	7,0
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	1518	2678	1764	6511	57,7
		SE	d.l.d.	1462	1221	1019	1330	9,9

Tabla 51. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Fe (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Fe mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	52,9	577,9	215,1	0,1	8,6
		SE	d.l.d.	9,4	27,3	80,0	0,0	2,8
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	66,7	566,4	202,9	0,1	5,9
		SE	d.l.d.	14,5	87,3	81,9	0,0	0,5
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	41,1	543,7	177,5	0,1	8,5
		SE	d.l.d.	5,2	96,4	76,7	0,0	2,7
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	59,0	546,9	205,4	0,1	10,4
		SE	d.l.d.	10,9	51,0	85,1	0,1	6,1
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	80,9	483,0	179,2	0,1	15,1
		SE	d.l.d.	18,7	120,7	67,0	0,1	8,6
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	92,6	454,7	176,9	0,2	16,3
		SE	d.l.d.	26,3	98,4	67,9	0,1	8,1
FS	0-1,5	Media	d.l.d.	4645,2	5974,7	3745,6	1,5	10,5
		SE	d.l.d.	3484,6	2086,5	1794,4	0,6	1,4
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	2902,5	7332,4	3386,8	2,1	15,6
		SE	d.l.d.	1487,1	3777,8	1521,9	0,7	2,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	2332,8	4483,1	2555,1	1,8	20,9
		SE	d.l.d.	1172,7	2460,7	1466,6	0,4	5,9
CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	1772,7	5275,3	3209,4	1,6	19,2

Fe mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
1,5-3,0	SE	d.l.d.		1014,5	2065,7	1912,3	0,5	7,0
	Media	d.l.d.		1441,5	3567,1	2086,8	1,2	17,2
3,0-4,5	SE	d.l.d.		1226,9	2088,3	939,9	0,5	4,2
	Media	d.l.d.		609,3	2816,1	1053,4	1,4	25,7
F24 0-1,5	SE	d.l.d.		464,9	1884,5	588,1	0,6	7,4
	Media	d.l.d.		1352,5	7396,9	9475,6	2,8	14,2
1,5-3,0	SE	d.l.d.		944,6	3020,4	5829,8	1,3	1,2
	Media	d.l.d.		6567,1	9462,5	6540,6	2,5	12,0
3,0-4,5	SE	d.l.d.		4466,4	5448,2	3400,6	1,2	2,2
	Media	d.l.d.		9457,8	16257,7	5917,0	6,9	28,4
CAU 0-1,5	SE	d.l.d.		7631,4	10466,9	3793,4	2,8	10,9
	Media	d.l.d.		933,2	4403,5	5548,5	1,3	17,3
1,5-3,0	SE	d.l.d.		818,3	2220,4	4175,5	0,4	5,9
	Media	d.l.d.		2615,1	4300,3	3258,2	1,1	17,8
3,0-4,5	SE	d.l.d.		2411,8	2202,1	2011,1	0,3	7,6
	Media	d.l.d.		5442,3	6067,1	3382,5	3,2	18,9
F4 0-1,5	SE	d.l.d.		4607,6	4294,4	2094,0	2,3	1,2
	Media	d.l.d.		535,4	6375,3	3461,0	2,3	19,6
1,5-3,0	SE	d.l.d.		106,4	955,0	1067,0	0,1	2,1
	Media	d.l.d.		2217,3	4748,5	2602,6	3,3	30,4
3,0-4,5	SE	d.l.d.		1174,3	736,0	1161,4	0,6	7,5
	Media	d.l.d.		1617,1	4414,8	2508,1	5,4	41,7
	SE	d.l.d.		816,5	1097,7	1126,5	1,0	8,1

Tabla 52. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Mn (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Mn mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS 0-1,5	Media	d.l.d.		114,9	68,4	1,2	0,5	0,1
	SE	d.l.d.		62,6	25,4	0,4	0,5	0,1
1,5-3,0	Media	d.l.d.		106,0	75,8	1,7	0,5	0,1
	SE	d.l.d.		59,6	28,5	0,5	0,5	0,1
3,0-4,5	Media	d.l.d.		112,3	71,2	1,3	0,4	0,1
	SE	d.l.d.		64,3	17,4	0,3	0,4	0,1
4,5-6,0	Media	d.l.d.		119,5	72,2	1,6	0,8	0,3
	SE	d.l.d.		78,8	23,5	0,7	0,7	0,2
CYA 0-1,5	Media	d.l.d.		33,9	85,2	1,3	0,5	0,3

Mn mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.	
1,5-3,0	SE	d.l.d.	15,0	35,4	0,4	0,5	0,3	
	Media	d.l.d.	117,9	78,3	1,1	0,3	0,1	
	SE	d.l.d.	76,5	31,6	0,4	0,3	0,1	
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	124,9	78,3	1,2	0,2	0,0
	SE	d.l.d.	82,9	32,5	0,4	0,2	0,0	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	158,3	76,2	1,4	2,1	1,2
FS	SE	d.l.d.	108,2	32,3	0,4	1,1	1,0	
	0-1,5	Media	0,2	585,9	647,9	61,5	3,4	0,5
	SE	0,2	432,1	290,7	42,3	1,1	0,3	
	1,5-3,0	Media	0,4	429,0	695,4	52,2	3,9	0,6
	SE	0,4	267,5	329,5	36,8	1,4	0,2	
	3,0-4,5	Media	0,6	248,3	836,4	42,5	4,7	1,1
CYF	SE	0,3	122,1	497,1	33,1	1,2	0,7	
	4,5-6,0	Media	0,3	241,0	974,5	53,6	4,0	1,5
	SE	0,3	164,4	763,8	42,2	1,5	1,0	
	0-1,5	Media	0,2	355,0	884,7	475,2	5,4	1,5
	SE	0,2	167,0	512,2	449,7	2,1	1,3	
	1,5-3,0	Media	0,4	225,9	904,5	48,2	6,6	2,4
F24	SE	0,4	99,9	575,9	37,0	2,5	2,1	
	3,0-4,5	Media	0,5	275,1	1204,7	16,2	10,5	3,2
	SE	0,5	142,9	782,7	7,4	3,3	2,7	
	4,5-6,0	Media	0,4	632,7	890,1	57,5	12,9	1,9
	SE	0,4	509,2	485,3	43,9	8,8	1,3	
	0-1,5	Media	d.l.d.	246,6	148,7	19,1	10,0	2,2
CAU	SE	d.l.d.	108,0	61,6	8,9	5,1	0,2	
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	166,9	144,3	14,0	7,4	2,1
	SE	d.l.d.	67,7	66,4	4,4	3,6	0,2	
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	217,3	185,3	19,2	24,0	3,9
	SE	d.l.d.	106,1	109,2	7,8	17,7	1,9	
	4,5-6,0	Media	0,6	324,9	290,3	30,0	35,3	6,1
F4	SE	0,5	94,2	158,0	19,6	7,0	1,5	
	0-1,5	Media	d.l.d.	154,2	113,1	11,2	8,3	2,8
	SE	d.l.d.	55,5	31,6	4,8	3,7	0,5	
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	170,7	118,7	8,8	8,7	2,9
	SE	d.l.d.	67,3	36,9	4,2	3,2	0,3	
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	164,8	137,8	9,2	13,5	4,2
F4	SE	d.l.d.	64,3	48,2	5,1	7,1	1,9	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	521,0	343,8	30,6	65,2	9,3
	SE	d.l.d.	259,4	211,1	20,6	16,6	3,2	
	0-1,5	Media	d.l.d.	318,3	174,7	16,5	14,5	4,3
	SE	d.l.d.	98,9	76,8	4,9	1,7	1,4	

Mn mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
1,5-3,0	Media	d.l.d.	276,0	156,5	12,3	25,6	9,9
	SE	d.l.d.	105,8	68,4	5,0	8,3	4,6
3,0-4,5	Media	d.l.d.	295,5	217,3	14,3	39,7	9,1
	SE	d.l.d.	70,9	76,0	5,7	10,7	3,2
4,5-6,0	Media	d.l.d.	190,1	142,8	8,7	29,0	9,2
	SE	d.l.d.	58,9	30,5	3,6	2,8	1,6

Tabla 53. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Mn (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Mn mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.	
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	143,7	80,3	1,0	0,5	0,3
		SE	d.l.d.	61,5	42,0	0,3	0,1	0,1
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	125,9	77,7	0,9	0,4	0,3
		SE	d.l.d.	69,1	40,5	0,3	0,1	0,1
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	122,6	80,9	0,9	0,4	0,3
		SE	d.l.d.	63,8	38,8	0,3	0,1	0,1
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	141,6	86,2	0,8	0,6	0,3
		SE	d.l.d.	58,6	46,1	0,2	0,2	0,0
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	121,4	76,5	0,6	0,7	0,4
		SE	d.l.d.	58,8	33,7	0,1	0,2	0,0
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	131,2	83,5	0,7	0,7	0,4
		SE	d.l.d.	73,5	42,3	0,1	0,2	0,1
FS	0-1,5	Media	2,8	520,5	255,5	73,3	4,3	1,2
		SE	2,8	209,6	118,1	64,2	0,9	0,8
	1,5-3,0	Media	0,7	510,9	896,3	105,3	6,2	1,3
		SE	0,7	291,9	596,9	84,4	1,8	0,8
	3,0-4,5	Media	3,0	427,7	409,1	61,3	6,6	1,8
		SE	3,0	251,2	186,6	52,3	2,4	1,2
CYF	0-1,5	Media	1,6	379,7	694,0	59,0	4,4	1,2
		SE	1,6	183,7	423,7	38,3	0,5	0,9
	1,5-3,0	Media	1,5	230,1	586,7	54,7	3,8	1,2
		SE	1,5	112,1	357,1	47,8	0,3	0,8
	3,0-4,5	Media	0,9	171,5	655,7	37,8	6,4	1,4
		SE	0,9	74,4	446,3	33,5	3,6	0,7
F24	0-1,5	Media	d.l.d.	345,8	486,7	45,6	8,2	2,0
		SE	d.l.d.	161,0	347,0	29,7	0,4	1,2

Mn mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
CAU	1,5-3,0	Media	d.l.d.	408,8	639,3	38,2	4,9	1,5
		SE	d.l.d.	243,5	484,1	24,5	0,1	1,0
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	689,2	854,0	58,2	12,4	3,9
		SE	d.l.d.	439,7	646,4	43,4	4,5	3,0
	0-1,5	Media	d.l.d.	276,0	231,8	24,5	6,0	1,7
		SE	d.l.d.	152,4	157,0	18,6	2,1	1,0
1,5-3,0	Media	d.l.d.	240,0	238,9	19,8	5,5	2,1	
	SE	d.l.d.	125,6	167,6	14,4	0,7	0,9	
3,0-4,5	Media	d.l.d.	410,3	432,5	24,4	5,9	2,0	
	SE	d.l.d.	285,5	353,9	19,3	2,0	1,4	
F4	0-1,5	Media	d.l.d.	405,9	212,1	19,5	13,2	3,3
		SE	d.l.d.	133,7	106,5	8,6	0,9	0,9
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1252,1	187,0	10,5	20,2	6,0
		SE	d.l.d.	1009,8	85,9	4,2	8,2	2,7
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	303,6	203,3	11,9	33,2	8,1
		SE	d.l.d.	51,9	86,0	5,3	8,7	3,3

Tabla 54. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Zn (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Zn mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	10,4	4,6	0,5	0,1	0,7
		SE	d.l.d.	4,3	0,9	0,2	0,1	0,7
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	9,5	5,2	0,4	0,1	0,5
		SE	d.l.d.	3,8	1,3	0,2	0,1	0,5
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	12,0	6,6	0,7	0,0	0,0
		SE	d.l.d.	5,1	1,5	0,3	0,0	0,0
4,5-6,0	Media	d.l.d.	15,3	4,2	2,4	0,1	0,1	
	SE	d.l.d.	11,0	1,7	1,8	0,0	0,1	
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	6,0	6,1	0,4	0,1	0,6
		SE	d.l.d.	0,7	2,0	0,2	0,1	0,6
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	10,8	5,9	0,3	0,6	3,2
		SE	d.l.d.	4,7	1,8	0,2	0,6	3,2
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	11,5	7,2	0,4	0,0	0,0
		SE	d.l.d.	5,5	2,8	0,2	0,0	0,0
4,5-6,0	Media	d.l.d.	16,9	5,3	0,7	0,2	0,8	
	SE	d.l.d.	5,8	0,7	0,4	0,0	0,1	

Zn mg kg⁻¹ febrero 2018

	Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
FS	0-1,5	Media	1,3	319,5	882,0	223,5	172,3	10,5
		SE	1,3	270,8	519,4	206,3	86,1	7,1
	1,5-3,0	Media	0,3	214,3	973,9	112,2	174,9	10,7
		SE	0,3	172,9	606,3	97,3	90,3	5,4
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	109,8	825,7	49,2	98,8	8,3
		SE	d.l.d.	71,6	582,4	41,8	56,7	4,8
4,5-6,0	Media	d.l.d.	187,1	1060,1	67,6	134,6	7,8	
	SE	d.l.d.	130,6	622,0	54,1	67,6	4,8	
CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	170,5	896,1	91,4	136,9	10,6
		SE	d.l.d.	123,1	583,9	65,7	67,9	7,0
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	83,8	892,7	47,3	73,8	6,6
		SE	d.l.d.	43,9	665,0	35,4	45,8	3,6
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	135,1	996,8	72,7	120,7	8,4
		SE	d.l.d.	88,7	658,7	60,5	64,8	4,8
4,5-6,0	Media	d.l.d.	208,5	989,6	82,2	248,2	12,3	
	SE	d.l.d.	162,6	732,5	73,1	176,7	6,3	
F24	0-1,5	Media	d.l.d.	136,1	561,8	35,1	48,4	3,9
		SE	d.l.d.	86,6	355,2	22,3	38,0	2,3
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	100,5	649,7	33,5	32,2	2,5
		SE	d.l.d.	59,2	448,5	21,0	25,4	1,4
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	120,6	1018,9	37,9	35,6	1,9
		SE	d.l.d.	93,5	767,9	25,3	28,5	0,9
4,5-6,0	Media	d.l.d.	209,1	1361,4	70,5	86,0	3,5	
	SE	d.l.d.	111,1	755,0	37,5	64,6	1,8	
CAU	0-1,5	Media	d.l.d.	77,4	349,5	21,1	18,5	2,0
		SE	d.l.d.	56,5	239,9	15,9	17,8	1,4
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	49,3	502,6	25,0	16,3	1,7
		SE	d.l.d.	33,5	397,0	21,9	15,5	0,9
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	51,3	584,7	15,5	18,6	1,2
		SE	d.l.d.	40,0	512,5	13,3	18,4	0,9
4,5-6,0	Media	d.l.d.	193,7	1695,5	84,4	63,0	2,0	
	SE	d.l.d.	91,4	1028,0	51,7	49,1	1,2	
F4	0-1,5	Media	d.l.d.	160,5	944,5	60,0	155,6	8,6
		SE	d.l.d.	47,3	258,8	3,8	124,0	6,6
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	122,5	885,6	50,4	95,8	6,6
		SE	d.l.d.	24,8	208,3	5,1	71,9	5,1
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	110,0	788,3	61,7	90,0	12,2
		SE	d.l.d.	39,2	358,2	13,3	54,7	9,9
4,5-6,0	Media	d.l.d.	119,7	687,7	28,1	56,1	5,0	
	SE	d.l.d.	50,3	314,3	12,0	43,2	2,6	

Tabla 55. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Zn (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

			Zn mg kg ⁻¹ septiembre 2018					
	Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	8,5	15,8	0,6	0,6	3,1
		SE	d.l.d.	5,7	11,1	0,1	0,3	2,7
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	9,9	13,6	0,2	0,1	0,9
		SE	d.l.d.	4,6	8,8	0,1	0,1	0,9
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1d.l.d.	14,5	0,2	2,2	10,5
		SE	d.l.d.	4,0	10,1	0,2	1,9	9,9
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	10,8	13,4	0,3	0,3	1,6
		SE	d.l.d.	3,5	7,8	0,2	0,3	1,6
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	10,1	11,2	0,1	0,1	0,7
		SE	d.l.d.	3,7	5,9	0,1	0,1	0,7
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	9,8	16,6	0,2	0,2	0,4
		SE	d.l.d.	3,5	10,3	0,1	0,2	0,4
FS	0-1,5	Media	d.l.d.	159,9	1107,1	126,4	174,7	9,6
		SE	d.l.d.	111,9	566,5	109,1	87,2	5,4
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	154,9	1395,8	78,9	230,5	12,1
		SE	d.l.d.	112,4	839,2	61,4	126,4	8,2
	3,0-4,5	Media	0,3	152,8	1075,5	114,5	158,1	11,3
		SE	0,3	118,4	703,3	107,8	78,6	7,4
CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	123,0	732,8	63,8	157,3	15,2
		SE	d.l.d.	74,0	506,7	42,5	79,2	1d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	113,2	914,2	48,6	98,3	10,3
		SE	d.l.d.	77,7	737,3	44,4	61,9	6,3
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	101,9	679,0	38,9	86,8	10,1
		SE	d.l.d.	74,5	543,9	37,2	58,0	5,6
F24	0-1,5	Media	d.l.d.	155,7	1337,2	63,8	124,2	5,1
		SE	d.l.d.	90,8	934,2	48,5	96,6	2,2
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	149,8	1749,6	51,5	114,1	4,2
		SE	d.l.d.	110,4	1338,4	39,7	90,3	1,2
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	159,6	2427,8	68,5	172,9	4,6
		SE	d.l.d.	66,3	1723,0	52,4	132,0	1,5
CAU	0-1,5	Media	d.l.d.	85,4	705,4	43,4	24,9	2,1
		SE	d.l.d.	55,4	607,9	41,7	22,5	0,8
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	66,0	705,0	34,2	21,8	1,9
		SE	d.l.d.	36,9	597,0	32,9	20,1	0,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	82,7	1062,7	33,1	45,7	2,3

			Zn mg kg ⁻¹ septiembre 2018					
Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
		SE	d.l.d.	66,1	994,3	32,3	44,7	1,1
F4	0-1,5	Media	0,1	161,4	1080,6	39,9	43,9	2,6
		SE	0,1	42,9	319,9	19,5	22,4	0,6
	1,5-3,0	Media	0,2	120,3	999,2	25,4	31,9	2,2
		SE	0,2	17,1	243,7	11,3	16,1	0,6
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	150,8	1060,3	27,9	58,7	3,1
		SE	d.l.d.	36,6	363,8	18,0	42,3	1,1

Tabla 56. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Pb (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

			Pb mg kg ⁻¹ febrero 2018					
Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	38,3	30,4	0,2	1,3	1,3
		SE	d.l.d.	18,8	7,1	0,1	1,1	0,8
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	41,0	31,4	0,2	1,5	1,5
		SE	d.l.d.	20,9	7,3	0,2	1,2	0,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	45,0	33,6	0,2	1,3	1,3
		SE	d.l.d.	24,4	3,2	0,2	1,0	0,6
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	67,7	36,3	0,4	1,3	0,9
		SE	d.l.d.	43,8	13,0	0,3	1,0	0,5
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	19,8	34,4	0,6	1,6	2,6
		SE	d.l.d.	3,5	8,2	0,3	1,3	1,8
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	41,5	30,7	0,6	1,3	1,3
		SE	d.l.d.	21,5	6,6	0,4	1,1	0,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	41,7	30,4	0,2	0,9	1,0
		SE	d.l.d.	22,0	5,3	0,1	0,7	0,5
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	58,7	37,3	0,5	1,2	1,3
		SE	d.l.d.	26,4	7,4	0,3	0,7	0,4
FS	0-1,5	Media	d.l.d.	799,5	860,6	80,9	189,9	4,8
		SE	d.l.d.	606,9	518,3	79,4	185,7	3,7
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	754,1	795,6	9,9	46,3	1,8
		SE	d.l.d.	616,7	440,5	8,8	42,3	0,9
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	587,9	839,0	3,6	22,6	1,2
		SE	d.l.d.	409,7	465,3	2,9	18,6	0,4
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	633,3	931,7	4,4	24,3	1,3
		SE	d.l.d.	375,6	474,6	3,4	19,8	0,5
CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	657,3	659,0	15,0	53,9	2,4

Pb mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
1,5-3,0	SE	d.l.d.	457,9	369,7	11,9	50,4	1,4
	Media	d.l.d.	373,2	1028,7	2,8	18,3	1,2
3,0-4,5	SE	d.l.d.	204,0	666,8	2,3	15,4	0,4
	Media	d.l.d.	652,4	918,3	3,6	31,1	1,5
4,5-6,0	SE	d.l.d.	407,5	547,0	2,7	26,8	0,6
	Media	d.l.d.	1035,5	702,0	2,5	4d.l.d.	1,7
F24 0-1,5	SE	d.l.d.	796,4	397,3	2,1	35,8	0,6
	Media	d.l.d.	322,6	359,2	9,3	33,2	3,8
1,5-3,0	SE	d.l.d.	223,7	196,4	4,5	23,1	0,8
	Media	d.l.d.	311,3	405,1	3,2	15,0	2,4
3,0-4,5	SE	d.l.d.	216,8	250,2	0,6	8,6	0,4
	Media	d.l.d.	250,3	866,3	4,1	35,6	3,6
4,5-6,0	SE	d.l.d.	194,0	633,2	1,5	25,2	0,5
	Media	d.l.d.	383,4	1903,0	8,1	67,2	2,2
CAU 0-1,5	SE	d.l.d.	81,9	1363,7	3,3	48,9	0,7
	Media	d.l.d.	224,0	200,6	1,9	14,7	3,6
1,5-3,0	SE	d.l.d.	173,3	89,9	1,2	9,0	1,1
	Media	d.l.d.	137,2	374,4	2,1	23,8	4,0
3,0-4,5	SE	d.l.d.	93,4	271,4	1,2	18,9	0,8
	Media	d.l.d.	84,9	520,3	1,7	23,7	3,9
4,5-6,0	SE	d.l.d.	55,3	438,0	1,6	19,2	0,9
	Media	d.l.d.	560,4	1341,9	7,1	48,8	1,8
F4 0-1,5	SE	d.l.d.	214,6	895,9	5,4	36,2	0,8
	Media	d.l.d.	502,6	522,2	12,6	35,6	3,4
1,5-3,0	SE	d.l.d.	155,8	88,8	1,9	10,1	0,6
	Media	d.l.d.	444,0	584,6	6,4	22,4	1,9
3,0-4,5	SE	d.l.d.	6d.l.d.	159,4	1,6	7,9	0,4
	Media	d.l.d.	437,6	885,7	6,5	34,6	2,3
4,5-6,0	SE	d.l.d.	75,4	280,4	2,1	13,4	0,3
	Media	d.l.d.	409,1	592,0	3,5	19,4	2,6
	SE	d.l.d.	127,3	305,0	1,0	11,9	1,3

Tabla 57. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Pb (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Pb mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	27,7	25,0	d.l.d.	0,9
							0,7

Pb mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
CYA	1,5-3,0	SE	d.l.d.	24,7	7,2	d.l.d.	0,9	0,7
		Media	d.l.d.	30,3	22,6	d.l.d.	0,8	0,7
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	25,0	6,2	d.l.d.	0,8	0,7
		Media	d.l.d.	29,0	23,6	d.l.d.	1,1	1,0
	0-1,5	SE	d.l.d.	22,9	6,1	d.l.d.	1,1	1,0
		Media	d.l.d.	27,3	23,7	d.l.d.	1,1	1,1
FS	1,5-3,0	SE	d.l.d.	2d.l.d.	7,3	d.l.d.	1,1	1,1
		Media	d.l.d.	24,9	22,8	d.l.d.	1,2	1,2
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	18,5	4,5	d.l.d.	1,2	1,2
		Media	d.l.d.	27,1	17,8	d.l.d.	1,3	1,2
	0-1,5	SE	d.l.d.	20,7	9,1	d.l.d.	1,3	1,2
		Media	d.l.d.	711,2	2150,3	8,9	194,6	2,6
CYF	1,5-3,0	SE	d.l.d.	656,4	1638,3	8,9	191,0	2,3
		Media	d.l.d.	766,9	1532,8	8,6	53,7	1,8
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	695,4	1094,1	8,6	38,6	0,9
		Media	d.l.d.	706,1	1484,6	8,8	218,3	3,7
	0-1,5	SE	d.l.d.	601,7	1145,8	8,8	214,6	3,3
		Media	d.l.d.	513,3	1007,1	4,0	17,3	1,5
F24	1,5-3,0	SE	d.l.d.	336,8	596,6	3,8	9,0	0,3
		Media	d.l.d.	546,5	1307,3	4,5	21,7	0,7
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	396,2	957,3	4,5	18,3	0,4
		Media	d.l.d.	477,3	896,9	3,0	20,9	0,9
	0-1,5	SE	d.l.d.	343,2	581,4	3,0	16,4	0,5
		Media	d.l.d.	434,4	736,9	3,8	48,5	5,8
CAU	1,5-3,0	SE	d.l.d.	318,5	527,3	3,1	30,1	1,7
		Media	d.l.d.	260,8	1258,3	2,8	12,1	4,3
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	201,1	98d.l.d.	2,3	4,8	3,0
		Media	d.l.d.	46,9	1946,9	3,1	64,7	2,7
	0-1,5	SE	d.l.d.	25,5	1480,8	2,6	49,0	0,4
		Media	d.l.d.	243,3	413,9	2,9	31,9	5,0
F4	1,5-3,0	SE	d.l.d.	213,3	342,0	2,9	26,0	1,2
		Media	d.l.d.	143,3	486,5	1,1	22,9	4,5
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	114,3	419,6	1,1	18,0	1,1
		Media	d.l.d.	21,6	1110,3	1,5	34,0	5,3
	0-1,5	SE	d.l.d.	6,8	1062,3	1,5	30,1	2,2
		Media	d.l.d.	348,7	473,6	4,2	33,3	3,8
F4	1,5-3,0	SE	d.l.d.	163,8	151,5	2,7	12,5	1,2
		Media	d.l.d.	219,2	541,0	0,6	16,0	2,1
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	92,9	210,8	0,4	8,0	0,8
		Media	d.l.d.	326,0	576,3	0,3	21,9	2,9
	0-1,5	SE	d.l.d.	125,2	262,5	0,3	6,3	0,5
		Media	d.l.d.	125,2	262,5	0,3	6,3	0,5

Tabla 58. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Cd (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

		Cd mg kg⁻¹ febrero 2018						
	<u>Profundidad (cm)</u>		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	0,8	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	0,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,6	1,0	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	1,6	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,0	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	
	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,0	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	0,6	0,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,6	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,4	0,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	1,4	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	0,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	
	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.	
FS	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,1	d.l.d.	0,6	16,2
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,5	d.l.d.	0,3	8,1
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,8	d.l.d.	0,6	14,0
		SE	d.l.d.	d.l.d.	1,1	d.l.d.	0,3	7,3
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,3	d.l.d.	0,2	5,2
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,7	d.l.d.	0,2	5,2
4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,8	d.l.d.	0,5	11,1	
	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,8	d.l.d.	0,2	5,6	
CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,2	d.l.d.	0,5	14,4
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,7	d.l.d.	0,2	7,5
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	2,3	1,9	d.l.d.	0,2	1,8
		SE	d.l.d.	2,3	0,4	d.l.d.	0,2	1,8
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	0,8	2,3	d.l.d.	0,4	10,3
		SE	d.l.d.	0,8	0,4	d.l.d.	0,2	5,4
4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,5	d.l.d.	0,9	18,5	
	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,8	d.l.d.	0,7	10,3	
F24	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,8	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	d.l.d.	1,5	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.

			Cd mg kg ⁻¹ febrero 2018					
Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
CAU	3,0-4,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	1,6	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	1,0	3,8	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	4,5-6,0	SE	d.l.d.	0,8	2,4	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	1,1	4,4	d.l.d.	0,4	4,0
	0-1,5	SE	d.l.d.	0,9	1,3	d.l.d.	0,3	3,3
		Media	d.l.d.	0,8	2,0	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,8	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	d.l.d.	2,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	1,4	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	d.l.d.	2,9	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	4,5-6,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	1,8	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	1,3	5,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
F4	0-1,5	SE	d.l.d.	1,1	2,4	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	0,9	5,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,6	0,5	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	0,5	5,4	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,5	0,6	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	0,5	6,3	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	4,5-6,0	SE	d.l.d.	0,5	1,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	d.l.d.	3,3	d.l.d.	0,2	2,6
		SE	d.l.d.	d.l.d.	1,4	d.l.d.	0,2	2,6

Tabla 59. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Cd (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

			Cd mg kg ⁻¹ septiembre 2018					
Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	1,3	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,1	0,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1,2	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,1	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,2	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,3	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	1,3	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,1	0,1	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1,2	0,7	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		SE	d.l.d.	0,1	0,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,4	0,8	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.

Cd mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.	
FS	0-1,5	SE	d.l.d.	0,1	0,1	d.l.d.	d.l.d.	
		Media	d.l.d.	1,4	2,6	d.l.d.	0,3	7,0
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,4	1,1	d.l.d.	0,2	3,8
		Media	d.l.d.	1,8	4,5	d.l.d.	0,6	10,3
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,2	2,8	d.l.d.	0,4	8,2
		Media	d.l.d.	1,3	2,4	d.l.d.	0,3	7,7
CYF	0-1,5	SE	d.l.d.	0,2	1,2	d.l.d.	0,2	4,3
		Media	d.l.d.	1,7	2,0	d.l.d.	0,4	7,8
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,1	0,5	d.l.d.	0,2	4,0
		Media	d.l.d.	1,6	2,3	d.l.d.	0,2	2,7
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,3	1,0	d.l.d.	0,2	2,7
		Media	d.l.d.	1,4	1,4	d.l.d.	0,1	3,9
F24	0-1,5	SE	d.l.d.	0,2	0,4	d.l.d.	0,1	3,9
		Media	d.l.d.	1,5	3,2	d.l.d.	0,3	4,1
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,4	1,7	d.l.d.	0,2	3,4
		Media	d.l.d.	2,0	4,0	d.l.d.	0,2	2,2
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,2	2,4	d.l.d.	0,2	1,8
		Media	d.l.d.	1,7	3,8	d.l.d.	0,4	6,0
CAU	0-1,5	SE	d.l.d.	0,5	1,3	d.l.d.	0,4	4,9
		Media	d.l.d.	1,6	2,3	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,1	1,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	1,6	2,3	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,3	1,2	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.
		Media	d.l.d.	1,6	2,5	d.l.d.	0,1	1,9
F4	0-1,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	1,5	d.l.d.	0,1	1,9
		Media	d.l.d.	2,3	4,1	d.l.d.	0,1	0,8
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,3	0,5	d.l.d.	0,1	0,8
		Media	d.l.d.	2,3	3,9	d.l.d.	d.l.d.	0,5
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,3	0,2	d.l.d.	d.l.d.	0,5
		Media	d.l.d.	2,0	4,2	d.l.d.	0,1	1,1
		SE	d.l.d.	0,2	0,9	d.l.d.	0,1	1,1

Tabla 60. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Cu (mg kg^{-1}) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en febrero (invierno) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl_2 pH=7); F2 (CaCO_3 , NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, $\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7$ + NaHCO_3 + $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_4$); F5 (pirita, HNO_3). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

			Cu mg kg^{-1} febrero 2018						
	<u>Profundidad (cm)</u>		F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.	
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,73	d.l.d.	0,26	10,26	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.5	d.l.d.	0,26	10,26	
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,99	d.l.d.	0,23	8,52	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.5	d.l.d.	0,23	8,52	
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,93	d.l.d.	0,27	11,30	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,20	d.l.d.	0,27	11,30	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,72	d.l.d.	0,37	15,49	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.7	d.l.d.	0,30	12,64	
	CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	0,86	1,92	d.l.d.	0,48	7,99
			SE	d.l.d.	0,86	0,12	d.l.d.	0,48	7,99
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,85	d.l.d.	0,41	13,33
			SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.3	d.l.d.	0,41	13,33
3,0-4,5		Media	d.l.d.	d.l.d.	2,00	d.l.d.	0,17	7,65	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,22	d.l.d.	0,17	7,65	
4,5-6,0		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,66	d.l.d.	0,45	19,68	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,10	d.l.d.	0,22	9,89	
FS		0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	2,06	1,82	5,08	46,78
			SE	d.l.d.	d.l.d.	0,18	1,08	3,26	14,13
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,84	0,68	4,66	56,53
			SE	d.l.d.	d.l.d.	0,11	0,21	2,67	11,72
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,94	0,59	3,48	50,53	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,42	0,59	1,90	16,43	
	4,5-6,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,77	0,32	3,52	58,24	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,18	0,32	1,34	13,10	
	CYF	0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,34	2,38	3,73	47,38
			SE	d.l.d.	d.l.d.	0,12	0,80	1,51	11,13
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,51	1,63	3,64	47,10
			SE	d.l.d.	d.l.d.	0,85	1,24	1,81	17,22
3,0-4,5		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,70	1,16	4,75	56,12	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,43	0,76	2,27	14,79	
4,5-6,0		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,86	0,29	8,78	57,38	
		SE	d.l.d.	d.l.d.	0,28	d.l.d.	7,21	18,23	
F24		0-1,5	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,73	3,46	4,20	38,65
			SE	d.l.d.	d.l.d.	0,14	0,27	2,37	13,81
		1,5-3,0	Media	d.l.d.	d.l.d.	1,66	2,71	3,02	37,01

Cu mg kg⁻¹ febrero 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.	
CAU	3,0-4,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,13	0,26	1,45	10,40	
		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,49	2,82	5,28	43,40	
	4,5-6,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.6	d.l.d.	3,57	21,35	
		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,35	2,81	9,12	58,25	
	F4	0-1,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	d.l.d.8	0,16	5,40	17,32
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,80	1,57	2,70	41,65
		1,5-3,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,25	0,84	1,24	12,46
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,75	1,41	2,94	44,62
		3,0-4,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,18	0,77	1,38	6,74
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,89	1,56	3,94	40,53
		4,5-6,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,35	0,91	2,84	13,46
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,78	3,22	9,36	69,09
F4		0-1,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	1,45	1,53	4,29	5,10
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,44	6,39	3,97	33,70
		1,5-3,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,47	1,15	0,73	6,33
			Media	d.l.d.	d.l.d.	1,37	4,13	4,46	44,53
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,41	1,16	0,83	7,72	
		Media	d.l.d.	d.l.d.	1,31	2,65	5,77	57,92	
	4,5-6,0	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,10	0,67	1,21	3,22	
		Media	d.l.d.	0,98	1,26	2,00	4,63	51,86	
			SE	d.l.d.	0,98	d.l.d.8	1,06	1,41	10,32

Tabla 61. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Cu (mg kg⁻¹) en las fracciones de la extracción secuencial de metales del sedimento en septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados. F1 (cambio+soluble, 1M MgCl₂ pH=7); F2 (CaCO₃, NaAc pH=5); F3 (Fe/Mn amorfos+cristalinos, hidroxilamina+acético); F4 (Fe cristalino, Na₃C₆H₅O₇+NaHCO₃+Na₂S₂O₄); F5 (pirita, HNO₃). Por debajo de los límites de detección: d.l.d. % Pir.: % de piritización.

Cu mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
AS	0-1,5	Media	d.l.d.	1,3	1,5	0,1	0,4	0,3
		SE	d.l.d.	0,5	0,2	0,1	0,2	0,1
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1,3	1,4	d.l.d.	0,2	0,3
		SE	d.l.d.	0,5	0,2	d.l.d.	0,1	0,1
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,2	1,5	d.l.d.	0,3	0,3
		SE	d.l.d.	0,2	0,3	d.l.d.	0,2	0,1
CYA	0-1,5	Media	d.l.d.	1,4	1,5	d.l.d.	0,4	0,3
		SE	d.l.d.	0,3	0,2	d.l.d.	0,3	d.l.d.
	1,5-3,0	Media	d.l.d.	1,5	1,5	d.l.d.	0,5	0,4
		SE	d.l.d.	0,4	0,2	d.l.d.	0,4	d.l.d.
	3,0-4,5	Media	d.l.d.	1,6	1,5	d.l.d.	0,3	0,4

Cu mg kg⁻¹ septiembre 2018

Profundidad (cm)			F1	F2	F3	F4	F5	%Pir.
FS	0-1,5	SE	d.l.d.	0,3	0,2	d.l.d.	0,2	0,1
		Media	d.l.d.	2,9	0,8	0,8	16,8	1,2
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,7	0,5	0,6	14,2	0,8
		Media	d.l.d.	2,2	1,1	0,7	12,7	1,3
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,6	0,2	0,5	8,7	0,8
		Media	d.l.d.	2,0	1,3	0,5	16,4	1,8
CYF	0-1,5	SE	d.l.d.	0,5	0,1	0,4	13,5	1,2
		Media	d.l.d.	2,5	1,2	0,8	4,9	1,2
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,3	0,2	0,3	1,6	0,9
		Media	d.l.d.	1,6	1,4	0,5	6,7	1,2
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,6	0,3	0,4	5,0	0,8
		Media	d.l.d.	1,8	1,5	0,4	3,7	1,4
F24	0-1,5	SE	d.l.d.	0,4	0,3	0,2	2,4	0,7
		Media	d.l.d.	1,5	1,4	1,5	6,8	2,0
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,4	0,1	0,7	2,5	1,2
		Media	d.l.d.	1,6	1,5	0,9	5,8	1,5
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,6	d.l.d.	0,5	2,1	1,0
		Media	d.l.d.	1,1	1,0	0,9	9,2	3,9
CAU	0-1,5	SE	d.l.d.	d.l.d.	0,4	0,4	5,3	3,0
		Media	d.l.d.	1,2	1,8	1,3	4,8	1,7
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,4	0,2	0,9	1,8	1,0
		Media	d.l.d.	1,2	1,4	0,7	3,8	2,1
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,5	0,1	0,4	1,5	0,9
		Media	d.l.d.	1,1	1,4	0,3	4,2	2,0
F4	0-1,5	SE	d.l.d.	0,5	0,3	0,3	2,5	1,4
		Media	d.l.d.	1,7	1,3	2,6	4,7	3,3
	1,5-3,0	SE	d.l.d.	0,3	0,1	0,9	1,3	0,9
		Media	d.l.d.	1,8	1,2	7,4	4,4	6,0
	3,0-4,5	SE	d.l.d.	0,5	0,1	6,6	0,9	2,7
		Media	d.l.d.	1,5	1,2	1,0	5,8	8,1
		SE	d.l.d.	0,4	0,2	0,4	1,3	3,3

Tabla 62. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Ni, Pb y Zn en el agua intersticial. (n.m. no había muestra).

Ni, Pb y Zn en el agua intersticial ($\mu\text{g L}^{-1}$)

	Prof. (cm)		Ni		Pb		Zn	
			Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre
			2018		2018		2018	
AS	0-1,5	Media	n.m.	0,70	n.m.	1,18	n.m.	35,64
		SE		0,32		0,04		29,15
	1,5-3,0	Media	2,77	0,70	1,54	0,65	61,53	19,16
		SE	2,36	0,41	0,94	0,23	9,20	12,91
	3,0-4,5	Media	1,41	0,69	2,55	0,50	86,43	15,70
		SE	1,00	0,45	1,89	0,42	80,78	8,74
CYA	0-1,5	Media	1,13	0,61	1,91	0,73	50,12	58,11
		SE	0,01	0,24	1,87	0,23	56,17	38,49
	1,5-3,0	Media	1,07	0,59	2,45	0,55	87,98	25,81
		SE	0,21	0,03	1,94	0,28	36,79	12,72
	3,0-4,5	Media	1,61	0,65	0,49	0,77	30,51	40,83
		SE	0,75	0,06	0,45	0,32	23,78	8,97
FS	0-1,5	Media	2,71	0,69	25,84	12,24	164,91	25,52
		SE	2,20	0,48	43,53	20,62	265,16	35,71
	1,5-3,0	Media	7,52	0,79	54,45	3,28	346,11	17,07
		SE	10,20	0,34	92,88	4,98	561,72	21,61
	3,0-4,5	Media	1,97	1,11	3,47	1,88	57,26	15,31
		SE	0,52	0,45	4,30	2,43	63,98	8,79
CYF	0-1,5	Media	1,57	0,62	3,63	1,02	29,32	3,66
		SE	1,12	0,10	4,27	1,06	21,32	1,79
	1,5-3,0	Media	3,29	1,33	2,60	2,46	64,63	12,89
		SE	2,21	0,70	2,15	2,96	81,97	8,47
	3,0-4,5	Media	2,67	14,16	5,56	1,20	88,28	20,77
		SE	2,74	23,59	7,14	0,96	85,95	14,74
F24	0-1,5	Media	0,96	0,31	0,38	0,33	6,63	4,23
		SE	0,17	0,11	0,06	0,18	0,64	0,35
	1,5-3,0	Media	0,58	0,43	0,34	0,90	9,45	5,98
		SE	0,12	0,06	0,01	0,60	1,43	0,25
	3,0-4,5	Media	0,58	0,56	0,31	0,67	4,84	3,61
		SE	0,42	0,28	0,04	0,11	1,97	3,58
CAU	0-1,5	Media	1,57	0,76	0,69	0,32	15,24	3,52
		SE	1,20	0,65	0,57	0,25	16,55	1,61
	1,5-3,0	Media	0,95	1,30	0,72	1,09	14,21	2,78
		SE	0,61	1,18	0,47	1,31	5,60	1,83
	3,0-4,5	Media	1,35	1,01	0,59	0,77	5,97	1,77
		SE	1,21	0,60	0,31	1,09	4,22	0,75

Ni, Pb y Zn en el agua intersticial ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Prof. (cm)			Ni		Pb		Zn	
			Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre
			2018		2018		2018	
F4	0-1,5	Media	0,91	0,84	0,62	0,82	11,04	5,24
		SE	0,35	0,88	0,24	0,36	4,08	3,35
	1,5-3,0	Media	0,91	1,16	0,56	0,57	9,91	11,59
		SE	0,42	0,79	0,18	0,08	2,75	13,04
	3,0-4,5	Media	1,00	1,18	1,08	0,86	13,25	9,66
		SE	0,30	0,62	0,45	0,51	8,56	7,49

Tabla 63. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de Cd, Co y Cu en el agua intersticial. (n.m. no había muestra).

Cd, Co y Cu en el agua intersticial ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Prof. (cm)			Cd		Co		Cu	
			Febrer o	Septiembr e	Febrero	Septiembr e	Febrero	Septiembr e
			2018		2018		2018	
AS	0-1,5	Media	n.m.	0,53	n.m.	0,33	n.m.	0,26
		SE		0,26		0,14		
	1,5-3,0	Media	0,26	0,24	0,55	0,19	0,43	0,13
		SE	0,08	0,27	0,48	0,17	0,06	0,07
	3,0-4,5	Media	0,15	0,75	0,47	0,19	0,57	0,28
		SE	0,13	0,44	0,33	0,18	0,53	0,19
CYA	0-1,5	Media	0,11	0,36	0,47	0,25	0,80	0,63
		SE		0,41	0,14	0,04		
	1,5-3,0	Media	0,18	0,27	0,93	0,16	1,43	0,25
		SE		0,36	1,20	0,05		0,14
	3,0-4,5	Media	0,53	0,20	0,25	0,22	0,62	0,74
		SE	0,63	0,09	0,04	0,13		0,85
FS	0-1,5	Media	1,25	0,04	2,82	0,22	0,34	0,24
		SE	2,08	0,02	4,01	0,23		0,22
	1,5-3,0	Media	0,79	0,10	12,25	0,34	0,22	0,35
		SE	0,85	0,01	20,43	0,35		0,26
	3,0-4,5	Media	0,30	0,21	2,48	0,58	0,12	0,31
		SE	0,29	0,09	4,08	0,78	0,04	0,23
CYF	0-1,5	Media	0,13	0,00	0,65	0,38	1,29	0,52
		SE			0,42	0,18	1,62	0,03
	1,5-3,0	Media	0,06		0,64	0,27	0,40	0,25
		SE	0,03		0,63	0,14	0,54	0,13
	3,0-4,5	Media	0,17	2,06	0,35	1,48	1,58	0,22
		SE	0,08	3,51	0,12	2,15		0,09

Cd, Co y Cu en el agua intersticial ($\mu\text{g L}^{-1}$)

	Prof. (cm)		Cd		Co		Cu	
			Febrer o	Septiembr e	Febrero	Septiembr e	Febrero	Septiembr e
			2018		2018		2018	
F24	0-1,5	Media	0,02	0,03	1,00	0,11		0,08
		SE			0,30	0,03		0,06
	1,5-3,0	Media	0,01	0,05	0,23	0,08	0,07	0,10
		SE	0,00	0,07	0,10	0,00		0,06
	3,0-4,5	Media	0,15	0,06	0,17	0,18	0,07	0,53
		SE	0,16	0,08	0,15	0,01		0,39
CAU	0-1,5	Media	0,30	0,02	0,41	0,20	0,78	0,13
		SE			0,27	0,15	0,48	0,11
	1,5-3,0	Media	0,04	0,13	0,61	0,13	0,19	0,49
		SE	0,05	0,06	0,52	0,09	0,04	0,55
	3,0-4,5	Media	0,04	3,92	0,52	0,08	0,09	0,17
		SE	0,03	5,51	0,54	0,04	0,11	0,10
F4	0-1,5	Media	0,06	0,03	0,34	0,06		0,24
		SE	0,05	0,03	0,19	0,04		0,45
	1,5-3,0	Media	0,12	0,05	0,33	0,07	0,12	0,29
		SE	0,17	0,04	0,21	0,01	0,15	0,19
	3,0-4,5	Media	0,03	0,06	0,67	0,09	0,60	0,18
		SE	0,03	0,03	0,26	0,04	0,35	0,10

Tabla 64. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de metales (Cd-Cadmio-, Co -Cobalto- y Cu -Cobre-) en el agua de la columna ($\mu\text{g L}^{-1}$) en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Cd (ppb)		Co (ppb)		Cu (ppb)	
		Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre	Febrero	Septiembre
		2018	2018	2018	2018	2018	2018
AS	Media	0,027	0,027	0,005	0,004	0,018	0,013
	SE	0,029	0,043	0,001	0,000	0,014	0,009
CYA	Media	0,030	0,037	0,004	0,004	0,016	0,013
	SE	0,035	0,053	0,000	0,001	0,015	0,012
FS	Media	0,031	0,026	0,007	0,005	0,070	0,061
	SE	0,046	0,028	0,003	0,002	0,079	0,053
CYF	Media	0,016	0,015	0,006	0,007	0,046	0,042
	SE	0,016	0,002	0,002	0,006	0,018	0,035
F24	Media	0,010	0,005	0,007	0,005	0,021	0,039
	SE	0,004	0,001	0,001	0,003		0,021
CAU	Media	0,009	0,009	0,008	0,004	0,021	0,032
	SE	0,001	0,006	0,002	0,001	0,009	0,023
F4	Media	0,009	0,007	0,006	0,004	0,015	0,030

SE 0,002 0,003 0,002 0,002 0,009 0,027

Tabla 65. Media y error estándar (SE) para las concentraciones de metales (Ni -Níquel-, Pb -Plomo- y Zn -Zinc-) en el agua de la columna ($\mu\text{g L}^{-1}$) en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Ni (ppb)		Pb (ppb)		Zn (ppb)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	0,035	0,022	0,720	0,414	1,211	0,503
	SE	0,005	0,002	0,440	0,290	0,413	0,215
CYA	Media	0,034	0,020	0,671	0,366	1,261	0,512
	SE	0,003	0,002	0,608	0,308	0,128	0,102
FS	Media	0,042	0,031	10,245	5,966	2,406	3,887
	SE	0,008	0,014	16,816	9,071	2,700	3,470
CYF	Media	0,042	0,020	5,028	2,696	2,026	0,847
	SE	0,006	0,001	5,048	2,011	1,477	0,170
F24	Media	0,040	0,024	0,477	1,628	1,434	0,722
	SE	0,001	0,003	0,252	1,841	0,261	0,414
CAU	Media	0,040	0,025	0,389	0,936	1,361	0,454
	SE	0,005	0,003	0,048	0,865	0,131	0,155
F4	Media	0,040	0,021	0,815	3,229	1,580	0,623
	SE	0,008	0,005	0,364	3,781	0,348	0,212

Tabla 66. Media y error estándar (SE) para los flujos de nutrientes (NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}) ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		NO_3^- flux ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		NH_4^+ flux ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		PO_4^{3-} flux ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	-3,5	32,6	2,8	11,4	-	0,1
	SE	1,5	48,2	4,2	3,5	-	0,1
CYA	Media	-5,2	12,6	20,2	14,0	-	1,3
	SE	4,1	19,5	21,5	9,3	-	1,6
FS	Media	-13,1	128,3	141,7	944,5	3,6	14,1
	SE	21,6	68,9	35,4	1121,4	-	19,5
CYF	Media	141,0	7,7	223,3	176,7	0,6	2,9
	SE	247,4	33,8	137,6	171,3	-	4,2
F24	Media	42,7	-41,2	-	286,3	1,0	-0,5
	SE	39,2	39,6	-	-	0,2	1,4
CAU	Media	24,3	14,3	129,0	109,6	7,3	2,0
	SE	31,5	45,4	-	38,9	-	2,3
F4	Media	-54,5	28,9	220,9	223,4	2,4	1,3
	SE	54,8	72,0	74,5	56,6	2,7	0,8

Tabla 67. Media y error estándar (SE) para los flujos de metales (Cadmio, Cobalto y Cobre) ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Cd flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Co flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Cu flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	0,02	0,03	0,04	0,03	0,01	-0,01
	SE	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,03
CYA	Media	-	0,00	0,06	0,03	-0,04	0,00
	SE	-	0,01	0,05	0,03	0,13	0,06
FS	Media	1,25	-0,25	3,32	0,16	0,16	-1,21
	SE	2,14	0,22	4,98	0,21	-	0,84
CYF	Media	-0,05	-0,11	0,37	0,30	0,28	0,29
	SE	0,02	-	0,04	0,22	1,60	0,49
F24	Media	-0,04	-0,05	1,03	0,05	-	-0,91
	SE	-	-	0,23	0,14	-	0,69
CAU	Media	0,23	-0,06	0,14	0,22	0,40	-0,64
	SE	-	-	0,03	0,32	0,35	0,79
F4	Media	-0,07	-0,03	0,35	-0,01	-0,26	-0,58
	SE	0,10	0,09	0,28	0,12	-	1,30

Tabla 68. Media y error estándar (SE) para los flujos de metales (Níquel, Plomo y Zinc) ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) en cada punto de muestreo en febrero (invierno) y septiembre (verano) de 2018, en los diferentes ambientes estudiados.

		Ni flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Pb flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Zn flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	
		Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018	Febrero 2018	Septiembre 2018
AS	Media	0,17	0,06	-0,11	-0,21	5,57	3,55
	SE	0,14	0,08	0,13	0,34	3,59	3,96
CYA	Media	0,10	0,10	-0,23	-0,26	5,60	8,98
	SE	0,06	0,10	0,50	0,49	6,80	7,37
FS	Media	3,00	-0,06	-39,83	-28,53	164,76	-109,48
	SE	3,32	1,43	64,12	29,74	288,16	193,57
CYF	Media	0,57	0,63	-16,71	-20,12	-1,17	-11,13
	SE	0,33	0,44	11,77	13,25	0,86	1,33
F24	Media	0,39	-0,24	-3,20	-15,64	-18,95	-10,93
	SE	0,20	0,13	2,36	17,73	5,91	9,14
CAU	Media	1,09	0,56	-1,75	-9,35	-6,60	-5,65
	SE	1,52	1,18	1,14	10,65	18,88	7,23
F4	Media	0,43	1,60	-5,91	-35,07	-19,89	-8,53
	SE	0,47	2,81	2,05	39,50	8,84	8,28

Anexo 2. Fotografías



Fotografías 1 y 2. Aspecto de los tubos de PVC utilizados en el muestro de testigos



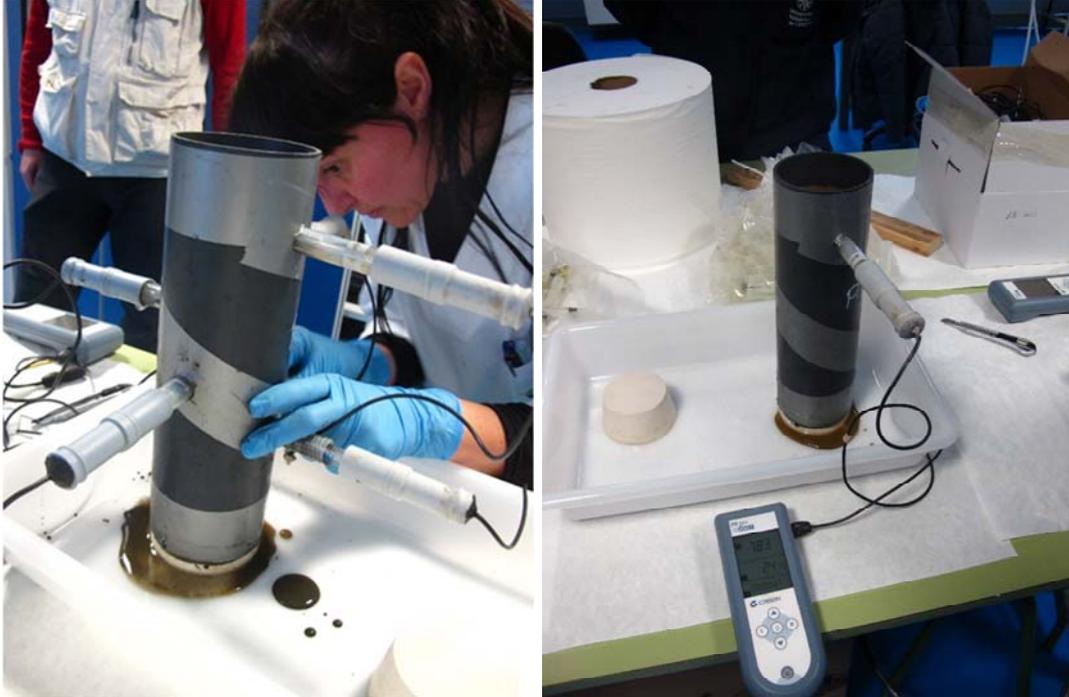
Fotografías 3 y 4. Tubos con agujeros tapados con cinta americana e inserción de electrodos de pH/Eh



Fotografías 5 y 6. Recogida de los testigos por los buceadores en el Mar Menor.



Fotografías 7 y 8. Transporte y almacenamiento de los testigos en el interior de neveras refrigeradas y frigorífico en posición vertical para evitar la mezcla del agua intersticial.



Fotografías 9 y 10. Medida de pH y Eh con los electrodos Crison 50/50



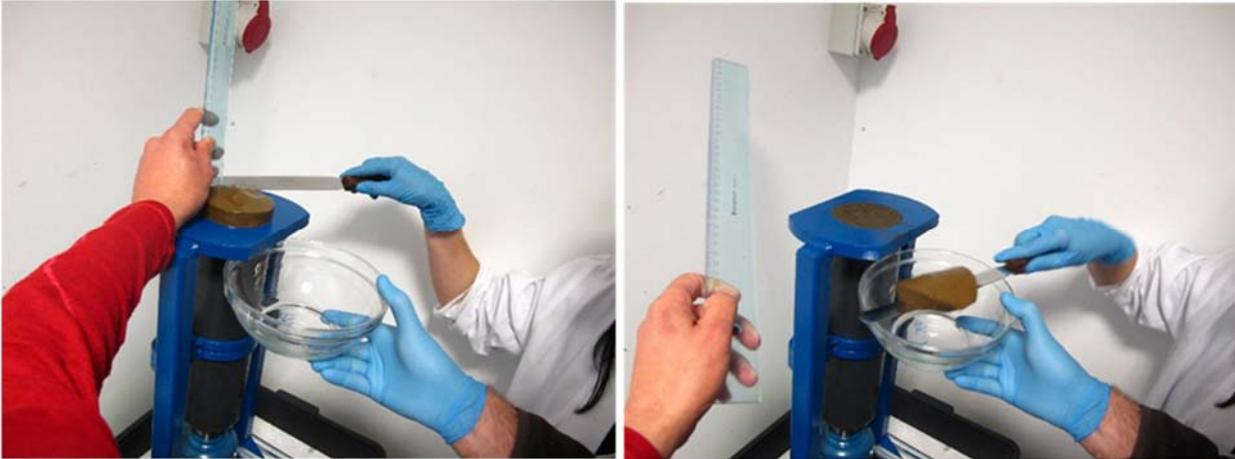
Fotografías 11, 12 y 13. Extracción de los testigos de sedimento de los tubos de PVC y determinación del color con la guía Munsell® Soil Colour Charts (1994).



Fotografías 14 y 15. Extracción del agua sobrenadante de los testigos de sedimento.



Fotografías 16, 17 y 18. Colocación de los testigos en vertical en el eyector de muestras (consistente en un gato hidráulico acoplado a un soporte fabricado en el taller del SAIT-UPCT).



Fotografías 19 y 20. Extracción y corte de las secciones de los testigos



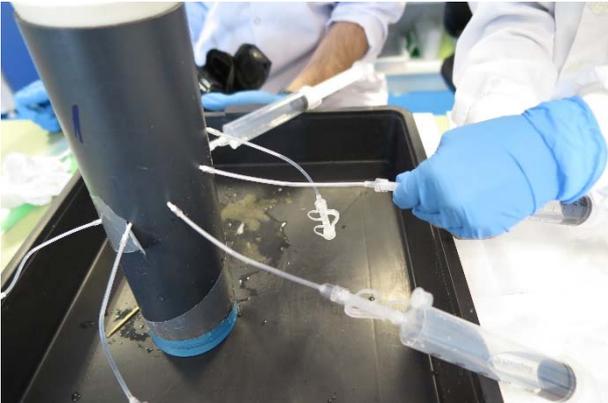
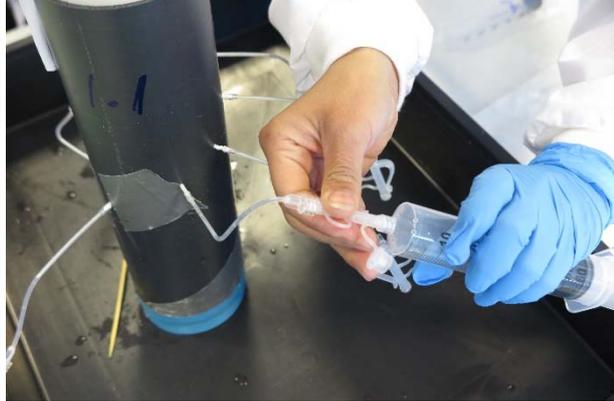
Fotografías 21 y 22. Colocación de las muestras en los tubos de centrifuga insuflando N_2 para evitar oxidaciones del material.



Fotografías 23 y 24. Ajuste de los pesos de los tubos de centrifuga en cámara con atmósfera de N₂



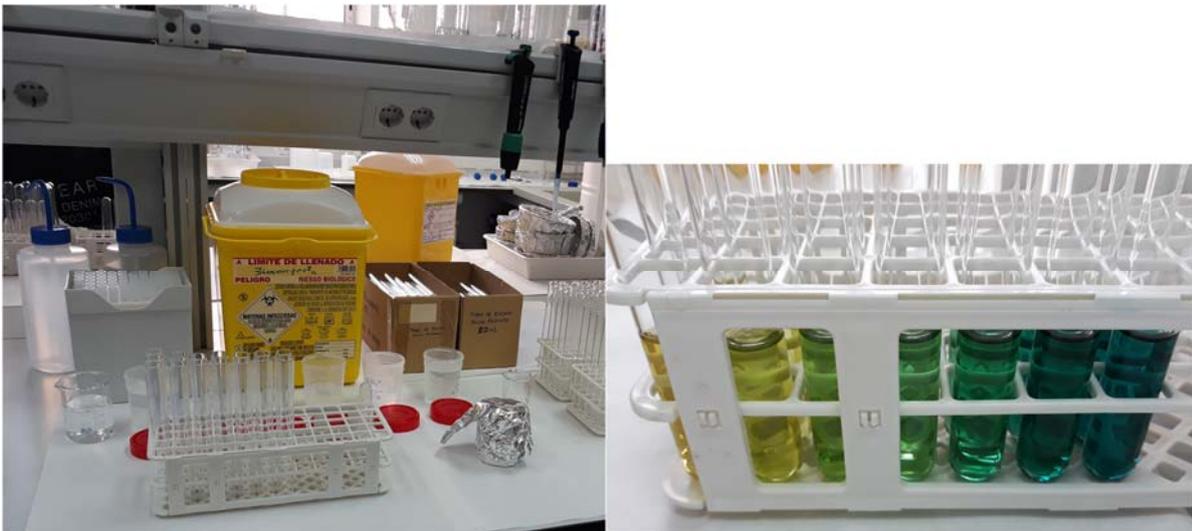
Fotografías 25, 26, 27 y 28. Centrifugado y filtrado del agua intersticial a través de filtro de nylon de 0,45 µm de diámetro de poro.



Fotografías 29, 30, 31 y 32. Extracción del agua intersticial en los testigos arenosos a diferentes profundidades utilizando muestreadores tipo Rhizon®.



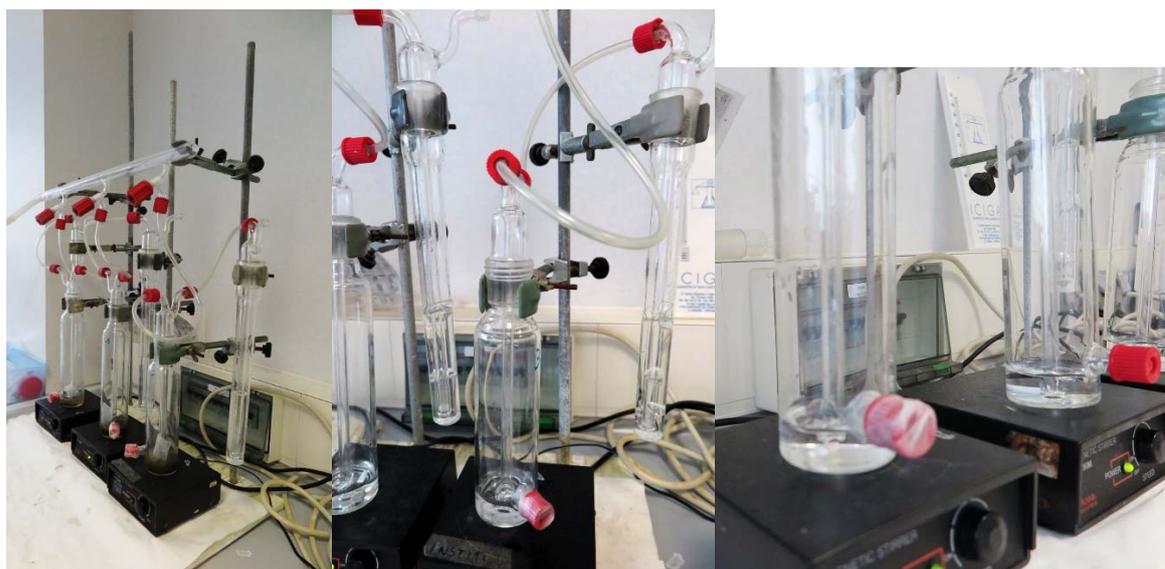
Fotografías 37 y 38. Análisis del COT, CaCO_3 y NT en el analizador CHN 628 de Leco del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica de la UPCT (SAIT-UPCT)



Fotografía 39. Determinación de NH_4^+ según Neiker (2005).



Fotografías 40, 41, 42, 43. Diferentes etapas del procedimiento de fraccionamiento del fósforo en las muestras de sedimento.



Fotografías 44, 45 y 46. Sistema de extracción de los AVS del sedimento, instalado en la Universidad de Santiago de Compostela.



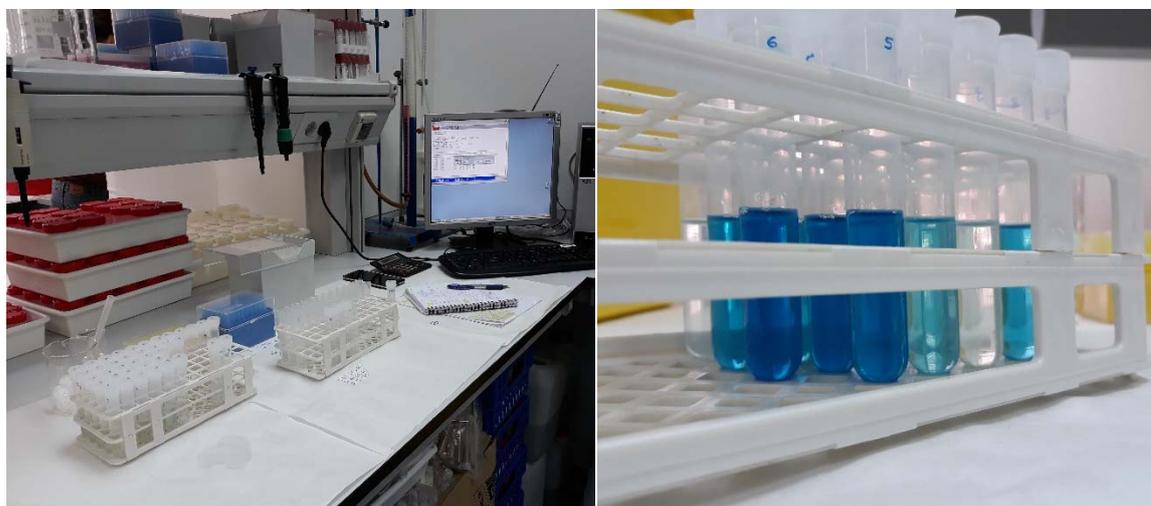
Fotografía 47. Aspecto de las muestras para la determinación colorimétrica de los AVS extraídos.



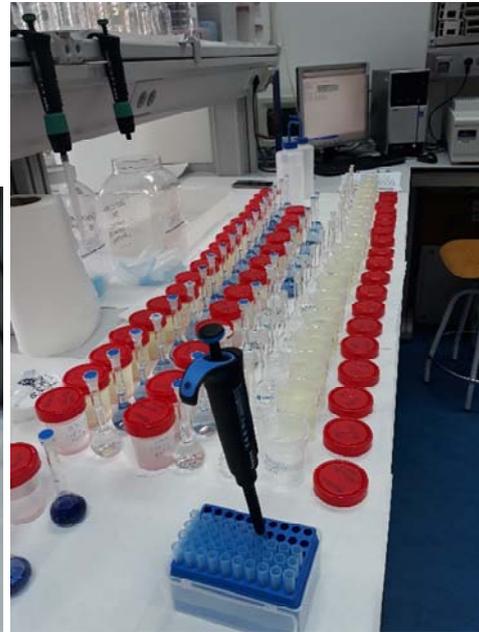
Fotografías 48. Analizador TOC–VCSH Shimadzu del Servicio de Apoyo a la Investigación Tecnológica de la UPCT (SAIT-UPCT).



Fotografías 49 y 50. Determinación de NO_3^- en un espectrofotómetro de doble haz de luz
Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer.



Fotografías 51 y 52. Determinación de sulfuro en agua utilizando un espectrofotómetro de
doble haz de luz Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer.



Fotografías 53 y 54. Determinación de PO_4^{3-} en agua utilizando un espectrofotómetro de doble haz de luz Lambda 25 UV/Vis Perkin Elmer.



Fotografías 55 y 56. Sistema electroquímico (Metrohm 797 VA Computrace) y digestor ultravioleta para medida de metales en agua intersticial y agua de la columna.