

ORIGEN, NATURALEZA, CAUSAS Y CONSECUENCIAS DEL FENÓMENO DE MANCHA BLANCA DEL MAR MENOR

Instituto Español de Oceanografía (IEO-CSIC)



NOTA: Los datos presentados y su interpretación deben ponerse en el contexto con los informes sobre el estado del Mar Menor disponibles en la página web del IEO-CSIC (http://www.ieo.es/es_ES/web/ieo/mar-menor). Queda absolutamente prohibida la publicación de los datos contenidos en este informe sin el consentimiento previo de los autores y del IEO-CSIC.

Fuentes de financiación:

- Proyecto DMMEM. IEO-CSIC.
- Proyecto BELICH, IEO-CSIC: Marco de Actuaciones Prioritarias para recuperar el Mar Menor. Sub-Actuación 8.1. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico (MITERD).
- Proyecto THINKING AZUL. IEO-CSIC.
- Proyecto NITROMAR. IEO-CSIC.

Equipo de trabajo:

Juan M. Ruiz Fernández, CO Murcia - CSIC - dirección y coordinación

Gonzalo G. Barberá, CEBAS - CSIC

Victor Orenes, CO Murcia - CSIC

Pedro Martínez, CO Murcia - CSIC

Eugenio Fraile, CO Canarias - CSIC

Marijn Oosterbaan, CO Canarias - CSIC

Blas Valero, IPE-CSIC

Marcel Galofre, IPE-IACT-CSIC

Arsenio Granados, IACT-CSIC

Cristóbal Verdugo, IACT-CSIC

Antonio Delgado, IACT-CSIC

Patricia Pérez, CO Murcia - CSIC

Virginia Sandoval, CO Murcia - CSIC

Lázaro Marín, CO Murcia - CSIC

Rocío García, CO Murcia - CSIC

Jesús M. Mercado, CO Málaga - CSIC

Isabel Ferrera, CO Málaga - CSIC

Francisco G. Jakobsen, CO Málaga - CSIC

Lidia Yebra, CO Málaga - CSIC

Soluna Salles, CO Málaga - CSIC

Ana María Cabello, CO Málaga - CSIC

Guillermo Domínguez-Huerta, CO Málaga - CSIC

Carlota R. Gazulla, CO Málaga - CSIC

Este informe debe citarse de la siguiente forma:

IEO-CSIC. (2024). Origen, naturaleza, causas y consecuencias del fenómeno de Mancha Blanca del Mar Menor. *Proyecto BELICH: Monitorización, estudio y modelización del Mar Menor (MAPMM-MITECO)*.

Índice de contenido

Contexto y preámbulo.....	4
Introducción	4
Material y métodos	6
1. Área de estudio	6
2. Teledetección: análisis de imágenes de satélite	8
3. Caracterización de la hidrodinámica y las propiedades físico-químicas	9
3.1 Hidrodinámica	10
3.2 Propiedades físico-químicas de la columna de agua	10
3.3 Carbonato inorgánico disuelto (DIC) y CaCO_3 en suspensión	11
3.4 Análisis sedimentológicos, químicos y mineralógicos de muestras de sedimento.....	11
3.5 Caracterización de los aportes continentales	12
4. Análisis del plancton.....	13
5. Efecto sobre la vegetación bentónica	15
Resultados	15
1. Teledetección: análisis de imágenes de satélite	15
2. Caracterización de la hidrodinámica y las propiedades físico-químicas.....	20
2.1 Hidrodinámica	20
2.2 Propiedades físico-químicas de la columna de agua	20
2.3. Carbono inorgánico disuelto (DIC) y CaCO_3 en suspensión.....	22
2.4 Análisis sedimentológicos, químicos y mineralógicos de muestras de sedimento.....	23
2.5 Caracterización de los aportes continentales	27
3. Análisis del plancton.....	39
4. Efecto sobre la vegetación bentónica	44
Discusión	45
1. ¿Puede definirse la mancha como un evento de whiting?	45
2. ¿Cuándo apareció por primera vez la mancha blanca? ¿Es el primer evento de whiting en el Mar Menor?	46
3. ¿Qué puede haber desencadenado el evento de <i>whiting</i> ?	46
4. ¿Cuáles son las implicaciones para la laguna?	50
Bibliografía	51

Contexto y preámbulo

El presente informe presenta los resultados y avances de la investigación en curso sobre la naturaleza, dinámica y origen del fenómeno de blanqueamiento del agua conocido como “mancha blanca”, desarrollada en el contexto del programa de seguimiento científico implementado para evaluar el estado del ecosistema marino del Mar Menor. Este programa se puso en marcha en 2016 para obtener un conocimiento fiable y objetivo sobre el estado y la evolución del Mar Menor a partir del episodio de “sopa verde” ocurrido ese mismo año. Este programa de seguimiento se realizó, en un principio, como parte del proyecto DMMEM, financiado por el IEO-CSIC. Sin embargo, desde enero del año 2023, estas actividades de monitorización están integradas dentro del proyecto BELICH, financiado por el Marco de Actuaciones Prioritarias para la Recuperación del Mar Menor (MAPMM) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD).

Introducción

Un fenómeno de blanqueamiento, o “whiting”, se caracteriza por la modificación repentina de la turbidez de una masa de agua, que se traduce en un aspecto claramente lechoso y opaco. Este fenómeno suele estar asociado a la nucleación/precipitación de carbonato cálcico (CaCO_3) u otras partículas en suspensión, lo que provoca cambios en la química y las propiedades físicas del agua. Se han documentado episodios de *whiting* en todo el mundo en diversos ecosistemas acuáticos, incluidas lagunas y lagos, y su aparición tiene causas tanto naturales como antropogénicas (Hodell et al., 2003; Bustos et al., 2009; Watkins et al., 2013; Larson et al., 2014; Long et al., 2017; Escoffier et al., 2022; Many et al., 2022). Episodios de *whiting* de gran envergadura, y prolongados en el tiempo, pueden dar lugar a grandes depósitos de facies carbonatadas a lo largo del tiempo geológico, tanto en entornos marinos como de agua dulce (Glenn et al., 1995; Sondi et al., 2010; Turpin et al., 2010).

Diversos estudios han proporcionado información valiosa sobre los episodios de *whiting* en lagunas y lagos, arrojando luz sobre su dinámica y posibles impactos. Las masas de agua con pH elevado y/o altos aportes de calcio y variaciones estacionales de la productividad algal son especialmente propensas a sufrir episodios de *whiting*. Por lo tanto, comprender su mecanismo desencadenante es crucial para predecir y mitigar su aparición y los impactos relacionados, especialmente en masas de agua sometidas a cierto grado de confinamiento (Wells e Illing, 1964; Stabel et al., 1986; Womble et al., 1996; Escoffier et al., 2022).

Los episodios de *whiting* suelen desencadenarse por la presencia de partículas que actúan como nucleadores de compuestos carbonatados como la calcita y el aragonito, que suelen tener su origen en el fitoplancton o en la afluencia de sedimentos fluviales (Spencer et al. 1985; Obst et al., 2009; Nouchi et al, 2019). Además, los cambios en la temperatura del agua, la disponibilidad de luz, el nivel de nutrientes y la actividad microbiana se han identificado como desencadenantes potenciales adicionales (Morse et al., 1993; Thompson, 2000; Swart et al., 2014; de Brito et al., 2022; Stanton et al., 2023). La resuspensión de sedimentos provocada por el viento

también se considera una causa potencial de algunos episodios de *whiting* (Dierssen et al., 2009; Shanableh et al., 2021). Las floraciones de algas y los procesos metabólicos subsiguientes pueden alterar el equilibrio químico e inducir la precipitación de carbonato cálcico por la disminución de la presión parcial de CO₂ debida a fotosíntesis (una alta fotosíntesis demanda más CO₂, que a su vez incrementa el pH en el entorno inmediato, y eso facilita la precipitación). En este contexto, el picoplancton ha desempeñado un papel fundamental en algunos episodios de *whiting* (Long et al., 2017; Sondi et al., 2010; Thompson et al., 1997; Thompson et al., 1990).

El Mar Menor, situado en el sureste de España, es una de las mayores lagunas costeras del Mediterráneo y la mayor laguna hipersalina de Europa. Hasta décadas recientes, el Mar Menor ha sido marcadamente oligotrófico, mostrando una alta transparencia del agua en comparación con la gran mayoría de las lagunas costeras. Sin embargo, en 2016, el ecosistema lagunar experimentó un dramático colapso debido a un gran e intenso episodio de eutrofización (Belando et al., 2019; Erena et al., 2019; García-Oliva, 2019; López-Ballesteros, 2019; Mercado et al., 2021) causado por los aportes de nutrientes que llegaron a la laguna durante las últimas cuatro décadas (Velasco et al., 2006), originados por la práctica de la agricultura intensiva (Campillo et al., 2013). Desde el primer colapso del ecosistema en 2016, la laguna ha experimentado varios episodios más de agravamiento de la eutrofización debido a eventos extremos de lluvia que provocan la entrada de sedimentos cargados de nutrientes al sistema (García-Ayllon y Radke, 2021, Mercado et al. 2022, Ruiz et al. 2022).

En 2022, apareció una zona de agua blanca lechosa turbia en la parte central occidental de la laguna del Mar Menor que afectaba a cerca del 10% de su superficie (Ruiz et al. 2023). Desde entonces, esta pluma turbia ha permanecido prácticamente inalterada. Únicamente durante o después de episodios de fuertes vientos y precipitaciones, y la consiguiente gran confluencia de agua dulce, su contorno pierde forma y su signatura óptica se vuelve algo más diluida, pero pocos días después vuelve a sus condiciones anteriores (Ruiz et al. 2023). El extremo NO de la mancha se localiza junto a la desembocadura del Albuñón, lo que podría sugerir asociación del proceso con la pluma de la rambla que, sin embargo, no ha sido estudiada ni descrita. Igualmente, se desconoce el papel que las aguas de origen subterráneo podrían tener en la aparición de este fenómeno.

El objetivo de este trabajo es evaluar la dinámica temporal de la mancha blanca, así como analizar sus propiedades físicas y químicas en comparación con el resto de la laguna para arrojar luz sobre su origen e impacto sobre las comunidades planctónicas y bentónicas. Asimismo, se analizan procesos en la cuenca vertiente que pudieran estar relacionados con la génesis y permanencia de la mancha. Los resultados permitirán discutir si la mancha blanca forma parte del mismo proceso de eutrofización que ha derivado en el colapso del ecosistema lagunar o se trata de un nuevo fenómeno con diferente origen.

Material y métodos

1. Área de estudio

El Mar Menor es una laguna hipersalina situada en el sureste de España ([Figura 1](#)). Es una de las mayores lagunas costeras de la región mediterránea, así como de Europa. La laguna tiene una profundidad máxima de 7 m y una profundidad media de 4,5 m. Tiene una superficie de 135,5 km², un perímetro de 74 km y un volumen total de agua de 610 hm³. Una barra de arena llamada "La Manga", de 23 km de longitud y una anchura máxima de 900 m, actúa como barrera entre la laguna y el mar Mediterráneo. Tres canales poco profundos en la barra de arena conectan la laguna con el mar Mediterráneo (La Encañizada, El Estacio y Marchamalo). La costa es baja, con playas arenosas o rocosas. La cuenca vertiente del Mar Menor constituye una gran llanura sedimentaria (120.0 km²) compuesta por sedimentos neógenos y cuaternarios que tienen una pequeña inclinación hacia el Mar Menor. La cuenca está formada por conglomerados, margas, areniscas, limos y arcillas, lo que da lugar a una gran diversidad de suelos. La laguna recibe la influencia de la cuenca a través de las aguas superficiales y subterráneas.

El clima de la zona es mediterráneo semiárido, con temperaturas medias anuales que oscilan entre 15 °C y 17 °C. La temperatura del agua en la Laguna varía entre 10°C en invierno y 31°C en verano ([Martínez-Álvarez et al., 2011a](#)). La salinidad del Mar Menor oscila entre 42 y 47 ‰, debido principalmente a las escasas precipitaciones (<300 mm/año) y a las altas tasas de evaporación ([Sánchez et al., 1989](#)). El balance hidrológico neto de la laguna alcanza déficits anuales cercanos a 1000 mm/año, que son compensados por entradas de agua dulce, y agua salada procedente del Mediterráneo ([Martínez-Álvarez et al., 2011a](#)).

La costa mediterránea española presenta mareas semidiurnas de pequeña amplitud. La amplitud de la marea lunar en la zona de estudio es solo de unos 0,1 m ([Le Provost et al., 1997](#); [LEGOS](#)). Sin embargo, las fluctuaciones diarias de presión y la tensión del viento producen mareas barotrópicas con amplitudes medias que oscilan entre 0,2 y 0,4 m. Los intercambios de agua con el mar Mediterráneo están regulados por las diferencias de nivel del mar entre la laguna y el mar Mediterráneo. Según la información disponible, el tiempo medio de retención del agua en la laguna es de aproximadamente 1,2 años y su circulación se debe principalmente al estrés eólico.

El estado trófico del Mar Menor era oligotrófico hasta las últimas décadas ([Martínez y Esteve Selma, 2020](#); [Ruiz Fernández et al., 2019](#)), mostrando una altísima biodiversidad de especies de aves, peces y bivalvos ([Martínez y Esteve Selma, 2020](#)), pero durante los últimos años la calidad del agua de la laguna ha ido disminuyendo debido, fundamentalmente, al efecto acumulativo de la entrada de nutrientes procedentes de las diferentes actividades humanas que se desarrollan en la albufera (mayoritariamente de la agricultura, pero también de la ganadería y del desarrollo urbanístico y poblacional), lo que ha terminado por sobrepasar su capacidad de resiliencia que hasta entonces habían permitido mantener más o menos estable el estado del

ecosistema lagunar (Álvarez-Rogel et al., 2020; Ruiz Fernández et al., 2019; García-Pintado et al., 2007; Pérez-Ruzafa et al., 2005). Durante este proceso de eutrofización, el exceso de nutrientes puede actuar sinérgicamente con otros factores como la contaminación por herbicidas, pesticidas o de metales pesados contribuyendo a acelerar el cambio del ecosistema a un estado alterado (García-Pintado et al., 2007; Hunink et al., 2015; Delgado y Tudela, 2019; Calvo, 2020). En la actualidad el vertido salmueras procedentes de la desalación de agua subterránea, con muy altos contenidos en nitrato, han desaparecido prácticamente, en contraste con lo que ocurrió hasta el comienzo de la crisis eutrófica en 2016 y algún tiempo después.

El episodio de proliferación fitoplanctónica de 2016 supuso un deterioro sustancial de las comunidades de macrófitos debido a la falta de luz solar que llegaba al fondo, con una reducción de hasta el 85,8% ese año (Belando et al., 2019; Ruiz et al., 2019). Durante este evento, se produjo un notable aumento del picoplancton en la laguna, debido principalmente a la cianobacteria del género *Synechococcus* (Mercado et al., 2021; Soria et al., 2020). En 2019 y 2020 se produjeron nuevos episodios adversos para el ecosistema lagunar relacionados con lluvias torrenciales que trajeron sedimentos cargados de nutrientes a la ya inestable laguna. Concretamente, el episodio de septiembre de 2019 fue de enorme volumen, con un periodo de recurrencia próximo a los 50 años. El riesgo de inundaciones como estas ha aumentado en todo el área mediterránea debido a los efectos del Cambio Global, pero especialmente relacionadas con actuaciones antrópicas locales en el área peri-mediterránea, como ha sido la tala de los bosques de montes costeros, proliferación de invernaderos, urbanizaciones, que impiden los mecanismos de disparo en las tormentas de verano, lo que provoca una acumulación de humedad en la

atmosfera que termina en gotas frías, agravada, además, por el cambio climático (Millán, 2014).



Figura 1. Composición en color real del Mar Menor el 3 de agosto de 2023 (datos de Copernicus Sentinel-2 2023 procesados por la ESA) mostrando la mancha blanca en la parte central occidental de la laguna con las localizaciones de las estaciones de muestreo (A, B, C y M), la localización de la principal corriente de entrada de agua dulce (Albuñón), y la localización de la estación meteorológica (AEMET San Javier). P y X corresponden a los puntos donde se analizó la firma espectral de las imágenes satelitales.

2. Teledetección: análisis de imágenes de satélite

Se utilizaron imágenes de satélite para determinar el momento en que apareció la mancha blanca, así como su forma y extensión. Para identificar las características distintivas de la mancha, se analizó su firma espectral en comparación con una ubicación fuera de la zona afectada. En concreto, se eligió una ubicación en la parte central oeste de la laguna, justo en el centro de

la extensión actual de la mancha blanca, y otra ubicación en el centro de la laguna (P y X, [Figura 1](#)). Se realizó una comparación de la reflectancia espectral promediada entre estos dos lugares objetivo, determinando el índice más adecuado para resaltar las diferencias.

Para ello, se utilizaron datos satelitales de color del océano con un procesamiento de nivel 2. Se seleccionaron imágenes diarias que ofrecían información de geolocalización precisa, con correcciones atmosféricas estándar y libres de efectos de nubes, aerosoles pesados, destellos solares o interferencias terrestres (algoritmo del procesador Sen2Cor, [Main-Knorn et al., 2017](#)). Se utilizaron datos combinados de tres sensores-satélite con el fin de disponer de una larga serie temporal con una alta resolución temporal y espacial. El sensor MODIS a bordo del satélite Aqua ofrece imágenes que se remontan a principios de la década de 2000, el sensor OLCI en el satélite Sentinel-3A con imágenes diarias de 300 metros de resolución desde 2016 y el sensor MSI en los satélites Sentinel-2A y B desde 2015 adquiriendo datos cada 5 días, pero con una resolución espacial de 10 metros ([Agencia Espacial Europea, 2015](#)).

Tanto las imágenes de Sentinel-2 como las de Sentinel-3 se utilizaron para analizar la forma y extensión de la mancha blanca turbia desde sus respectivas fechas de lanzamiento, con la alta resolución espacial de Sentinel-2 y la alta resolución temporal de Sentinel-3 antes mencionadas. Teniendo en cuenta estas diferencias entre ambos conjuntos de datos, se utilizó un enfoque ligeramente diferente para llegar a la frecuencia anual resultante de aparición de mapas de agua turbia.

Para cada una de las imágenes Sentinel-2 sin nubes se trazaron automáticamente contornos alrededor de cualquier núcleo visible de agua turbia aplicando un filtro gaussiano a la banda espectral verde (B3, resolución de 10 metros, 560 nm), y buscando áreas con un valor de reflectancia superficial 200 unidades superior a la mediana de todo el Mar Menor ([MathWorks, 2020](#)). De esta forma se intentó superar los efectos estacionales y de destellos y maximizar el número total de imágenes utilizables para el análisis. Si la imagen se consideraba inutilizable para el procesamiento automático debido a polvo atmosférico, destellos solares, nubes o cirros, se procesaba manualmente (127 del total de 356 imágenes).

Para las imágenes diarias de Sentinel-3 se diseñó una malla regular de 300 m dentro de la laguna para calcular la frecuencia de aparición en cada nodo de penachos turbios con un índice de reflectancia similar a la mancha blanca observada en 2022. Todos los parámetros espectrales de las imágenes se interpolaron linealmente a estos nodos para facilitar el cálculo.

3. Caracterización de la hidrodinámica y las propiedades físico-químicas

Se analizaron los patrones de circulación, las propiedades físicas de la columna de agua y la concentración de diferentes compuestos orgánicos e inorgánicos en la pluma turbia blanca y se

compararon con el resto de la laguna. La [Figura 1](#) muestra las posiciones de las estaciones de muestreo que fueron visitadas en varias ocasiones durante 2023 (A, B, C y M). En cada estación se obtuvieron perfiles verticales de las propiedades físicas de la columna de agua con una sonda multiparamétrica y se recogieron muestras de agua con botella Niskin desplegadas a 3-4 m de profundidad.

3.1 Hidrodinámica

La hidrodinámica en la zona afectada en el contexto de toda la laguna se evaluó a partir de los resultados de un estudio realizado entre noviembre de 2016 y septiembre de 2017 por el Instituto Español de Oceanografía ([Fraile-Nuez et al. 2018](#)). Se realizaron cuatro campañas de investigación que abarcaron toda la laguna del Mar Menor para tener una idea de la hidrodinámica alrededor de la laguna, y sus patrones de variabilidad temporal. Durante cada campaña se realizó una malla regular de alta resolución de 40 perfiles de velocidad de corriente. Los perfiles se midieron con un ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) Teledyne de 1200 KHz, midiendo las velocidades de la corriente desde la superficie hasta el fondo en intervalos verticales de 10 cm e intervalos de tiempo de 1 segundo.

3.2 Propiedades físico-químicas de la columna de agua

Se obtuvieron perfiles verticales de temperatura del agua, salinidad, pH, turbidez, oxígeno disuelto y radiación fotosintéticamente activa (PAR) tomando medidas a intervalos de 0,1 segundos en cada estación utilizando la sonda multiparamétrica (AAQ176-RINKO, JFE Advantech). Se realizaron 13 perfiles entre el 11 de abril de 2023 y el 8 de noviembre de 2023 con una frecuencia quincenal.

La concentración de nutrientes inorgánicos disueltos se determinó en muestras de agua recogidas por duplicado de cada botella Niskin. Estas muestras se filtraron a través de filtros Whatman GF/F y posteriormente se congelaron inmediatamente a -20°C . Los nutrientes se determinaron en el laboratorio siguiendo los métodos descritos en [Ramírez et al. \(2005\)](#). Adicionalmente, 0,5 L de agua se filtró a través de filtros Whatman GF/F para la determinación de la concentración de clorofila *a* por espectrofotometría tras una extracción nocturna en acetona al 90% a $4-5^{\circ}\text{C}$ ([SCOR-UNESCO 1966](#)).

Se realizó un análisis ANOVA de dos vías para evaluar las diferencias en los perfiles verticales de todas las variables, considerando tanto el factor profundidad, en 3 niveles (superficie, medio y fondo), como el factor punto de muestreo (A, B, C y M) dentro de la laguna. Se empleó la prueba de Shapiro-Wilk para evaluar la normalidad, mientras que la prueba de Bartlett se utilizó para evaluar la homogeneidad de las varianzas. En los casos en que no se cumplía alguno de estos criterios, el nivel de significación se redujo de 0,05 a 0,001, con el fin de aumentar el rigor y exigir pruebas más sólidas para rechazar la hipótesis nula. El análisis se realizó utilizando MATLAB R2023a ([MathWorks, Natick, MA](#)).

3.3 Carbonato inorgánico disuelto (DIC) y CaCO_3 en suspensión

Para el análisis de los valores $\delta^{13}\text{C}^*$ en aguas de DIC (*Dissolved Inorganic Carbon*), se tomaron muestras de agua en viales de borosilicato de 12 ml (con tapón perforable de silicona) añadiendo una punta de espátula de HgCl_2 . Una vez en el campo se llenó totalmente cada vial con agua (previamente filtrada por $0,45\mu\text{m}$) evitando dejar espacios de cabeza. La muestra se puede conservar a temperatura ambiente en oscuridad durante meses sin que sufra alteraciones para este tipo de análisis. Sin embargo, es recomendable guardarla en frigorífico a 4°C , no congelar (Verma et al., 2020). Posteriormente, en el laboratorio, una alícuota (0,5 a 2 ml) se inyectó en un vial con fosfórico y He. La muestra reaccionó a temperatura ambiente entre 24 y 36 horas antes del análisis isotópico de CO_2 liberado (Salata et al., 2000). Para ello, por un capilar de sílice se suministró una sobrepresión de He que permitió la recogida, por otro capilar, del gas que se pretendía analizar, en nuestro caso $\text{CO}_2 + \text{He}$ (y otros gases contaminantes para la analítica en cuestión). El gas entró en un sistema de GasBech (ThermoFinnigan, Bremen, Germany) donde gracias al paso por diferentes capilares, en primer lugar, se eliminó el agua (capilares de Nafion) y posteriormente se separó el CO_2 de otros gases contaminantes (mediante columna cromatográfica de 25 metros). Finalmente, el gas entró en el espectrómetro de masas (Delta XP), arrastrado por una corriente de He, para su análisis isotópico. Las muestras se analizaron por triplicado y se cuantificaron utilizando patrones internos (DIC-A, DIC-B y DIC-T) a base de Na_2CO_3 disuelto en agua de diversos valores isotópicos que han sido previamente contrastados con patrones internacionales NBS-18 y NBS-19 suministrados por la IAEA. El error experimental es menor de $0,1\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$.

Para los carbonatos retenidos en los filtros, se filtró 1 litro de agua por un filtro de fibra de vidrio (Whatman®) tipo GF/F de 0.7 micras de tamaño de poro y de un diámetro de 47mm. Los filtros se secaron en estufa de vacío a 70°C . Una submuestra de 6 mm de diámetro se atacó con fosfórico al 103% a 50°C durante 12 horas. El CO_2 desprendido se separó con el procedimiento seguido en el párrafo anterior.

*En este informe no se muestran los resultados de los análisis de $\delta^{13}\text{C}$.

3.4 Análisis sedimentológicos, químicos y mineralógicos de muestras de sedimento

El 30 de agosto de 2023 se extrajeron testigos de sedimentos cortos con un saca-testigos de gravedad UWITEC en los puntos de muestreo A, B, C y M (Figura 1). Los testigos tenían hasta 70 cm de longitud; en este informe nos centramos en los 7 centímetros superiores de los testigos extraídos de los puntos B (BEL-MEN23-3A-1G, 6,2 m de profundidad), C (BEL-MEN23-2B-1G, 6,0 m de profundidad) y M (BEL-MEN23-1A-1G, 4,6 m de profundidad). Los testigos se dividieron longitudinalmente y se analizaron con un multiescáner GEOTEK que incluía imágenes de alta resolución y susceptibilidad magnética.

Se tomaron muestras de testigos a intervalos seleccionados para determinar la mineralogía de la composición principal, el tamaño de grano y la geoquímica. Se obtuvieron los contenidos de carbono orgánico total, carbono inorgánico total, azufre total y nitrógeno total en 28 muestras de los testigos BEL-MEN23-3A-1G y BEL-MEN23-1A-1G utilizando un analizador LECO en las instalaciones del IPE-CSIC. Se obtuvieron registros XRF de testigos seleccionados a 1 mm de resolución utilizando un escáner de testigos AVAATECH X-Ray Fluorescence II en la Universidad de Barcelona. Además, se enviaron 28 muestras del testigo BEL-MEN23-1A- y BEL-MEN23-3A para determinar las concentraciones químicas de Al, As, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, P, Pb, S, Si, Sr, Ti, V y Zn mediante ICP-OES en la Estación Experimental el Zaidín - CSIC.

Los análisis mineralógicos se realizaron con un difractómetro X'PERT PRO de PANALYTICAL, equipado con un tubo de rayos X con ánodo de Cu (45 kV y 40 mA). Para mejorar las estadísticas de orientación, se utilizó un porta-muestras rotatorio, con un tiempo de rotación de las muestras de 4 segundos, un filtro de Ni y un detector tipo RTMS (X'Celerator) de tipo lineal. Estos análisis se están realizando en el Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra.

Las muestras del intervalo superior (0,5 - 1 cm) de los testigos de los yacimientos M y B fueron recubiertas con carbono para su observación bajo el MEB utilizando un microscopio AURIGA FIB- FESEM Carl Zeiss SMT equipado con un sistema detector de rayos X de energía dispersiva (EDX) (Centro de Instrumentación Científica de la Universidad de Granada).

3.5 Caracterización de los aportes continentales

En la caracterización de los aportes continentales se ha utilizado preferentemente la información de las redes de control de la Confederación Hidrográfica del Segura (<https://www.chse-gura.es/es/cuenca/redes-de-control/>) que tienen la ventaja de disponer de datos correspondientes a piezometría y calidad de aguas superficiales y subterráneas desde hace más de cuatro décadas. La caracterización de caudales superficiales es posterior al comienzo de la crisis eutrófica, aunque existen datos fragmentarios de las dos últimas décadas (p.ej. García-Pintado et al., 2007). Complementariamente se ha utilizado información más reciente de caudales y nutrientes de los seguimientos de la CARM (<https://canalmarmenor.carm.es/>).

Existen dos aproximaciones a la comprensión de la génesis y permanencia de la mancha blanca. La primera es invocar a un proceso extraordinario y/o puntual; la segunda es pensar en procesos generales que llevan tiempo ocurriendo en la cuenca vertiente y en la laguna, y que, de algún modo, han dado lugar al fenómeno estudiado. Las dos aproximaciones no son mutuamente excluyentes, pudiendo haber existido una acción sinérgica entre un proceso general y un(os) evento(s) puntual(es), pero se puede indagar sobre la importancia de los procesos generales sobre los singulares. Por esta razón, los datos a largo plazo son de gran interés.

Las variables analizadas son:

- (i) Niveles piezométricos observados en el largo plazo, desde 1980, en sondeos de control relativamente cercanos al frente costero en la zona de la mancha y fuera de ella. Típicamente los niveles han sido medidos a intervalos de semanas o meses.
- (ii) Niveles piezométricos observados desde 2020 en sondeos cercanos al frente costero, tanto en la zona de la mancha como fuera de ella con telemedida 5-minutal.
- (iii) Concentración de nitrato, fosfato, bicarbonato y Ca en sondeos en el acuífero cuaternario medidos a largo plazo, con intervalos de medida como en (i)
- (iv) Como en (iii) pero en las aguas superficiales del Albujón. La acción conjunta de CHS y CARM ha hecho que desde la crisis eutrófica se disponga de datos con frecuencia semanal o inferior.
- (v) Caudales circulantes en salidas de aguas superficiales en el frente costero de la mancha medidos a intervalos semanales, o inferiores, desde 2019 y desde finales de 2020 5-minutales en la desembocadura del Albujón.

4. Análisis del plancton

Un volumen de 250 mL de agua de cada botella Niskin se fijó en botellas de vidrio oscuro con solución de Lugol (2% c.f.) para analizar la abundancia y composición del nano y microplancton mediante microscopía. La abundancia de fitoplancton se determinó siguiendo la técnica de [Utermöhl \(1958\)](#). 25 o 50 ml de cada muestra fijada se depositaron en una cámara compuesta durante 24 h. Se contaron a 600 aumentos un mínimo de 25 campos ópticos situados siguiendo dos transectos perpendiculares que atravesaban toda la placa para los taxones más pequeños (aprox. 3-5 mm). Los taxones más grandes se contaron siguiendo el mismo procedimiento a 200 aumentos. Las células más grandes y menos abundantes se contaron escaneando todo el fondo de la cámara con un aumento de 40x. En cada muestra se contaron al menos 100 individuos del taxón más abundante identificado a 200 aumentos. El error estándar medio de la abundancia total de células en las mediciones fue del 20,4% (calculado a partir de análisis independientes realizados con 24 muestras recogidas por duplicado o triplicado).

La nomenclatura de las especies se validó siguiendo a [Tomas \(1997\)](#). Las células de diatomeas, dinoflagelados, clorofitas y criptofitas se identificaron a nivel de género cuando fue posible y se contaron en cada muestra; también se cuantificaron los nanoflagelados no identificados. El picoplancton autótrofo se analizó en un citómetro de flujo en muestras fijadas con glutaraldehído. El recuento de células se realizó basándose en la dispersión de luz (FLS) y en las señales de fluorescencia naranja y roja. Este análisis permitió identificar *Synechococcus* y picoplancton eucariota como los principales componentes de la comunidad. Además, las Mamiellophyceae se discriminaron de otro picoplancton eucariota según la señal FLS.

Adicionalmente, el 24 de abril y el 27 de junio de 2023, 1 L de agua pre-filtrada por una malla de nailon de 200- μ m (para eliminar los eucariotas de mayor tamaño) de cada estación (A,

B, C y M) se filtró secuencialmente por filtros de membrana de policarbonato de 3 μm y 0,2- μm de tamaño de poro (47 mm de diámetro). Los filtros se almacenaron a -80°C para su posterior procesamiento. El proceso de filtración en serie permite separar los organismos eucariotas por tamaño -en concreto, la fracción del picoplancton (0,2-3 μm) y del nano- y microplancton (3-200 μm). En el ámbito de los procariotas, el método distingue las células de vida libre (0,2-3 μm) de las adheridas a partículas (3-200 μm). Para simplificar, en adelante nos referimos a estas distintas fracciones de tamaño como "pico" (0,2-3 μm) y "nano" (3-200 μm).

Para extraer el ADN ambiental de cada filtro, empleamos el kit DNeasy PowerSoil Pro (QIAGEN). La calidad del ADN extraído se evaluó por espectrofotometría utilizando un BioDrop Touch Duo (cubeta μLite de 0,5 mm; Biochrom). La cuantificación precisa del ADN extraído se logró mediante fluorometría, utilizando la tecnología Qubit (Life Technologies). Los extractos de ADN fueron empleados para la amplificación de regiones específicas de los genes 16S y 18S rRNA que son utilizadas como marcadores taxonómicos específicos de procariotas y eucariotas, respectivamente. Para determinar la biodiversidad de procariotas se amplificó la región V3-V4 del gen 16S rRNA utilizando los cebadores 515F-Y (5'-GTGYCAGCMGCCGCGGTAA-3') y 926R (5'-CCGYCAATTYMTTTRAGTTT-3') (Parada et al. 2016). Para eucariotas, se amplificó la región V4 del gen 18S rRNA eucariota con los cebadores V4F (5' CCAGCASCYGC GGTAATTCC 3') (Stoeck et al., 2010) y V4RB (5' ACTTTCGTTCTTGATYRR 3') (Balzano et al., 2015). Posteriormente, los amplicones se secuenciaron con un secuenciador Illumina NovaSeq PE250. Se utilizó DADA2 v.1.22 para definir las variantes de secuencia de los amplicones (ASV) y eliminar las quimeras (Callahan et al., 2016). Previamente, las secuencias espurias y los cebadores se recortaron utilizando cutadapt 4.4 (Martin, 2011). La asignación taxonómica de las ASV se realizó con el clasificador ingenio Ribosomal Database Project Bayes (clasificador RDP) implementado en DADA2 contra las bases de datos SILVA v138.1 para procariotas (Quast et al., 2013) y PR2 v5.0.0 para eucariotas (<https://pr2-database.org/>). Posteriormente, se eliminaron las ASV clasificadas como mitocondrias o cloroplastos en el conjunto de datos de procariotas, y como procariotas o metazoos en el conjunto de datos de eucariotas. Los análisis de datos se realizaron utilizando R v4.2.0 (R Core Team 2022); los datos se gestionaron utilizando los paquetes de R phyloseq (McMurdie y Holmes, 2013) y tidyverse (Wickham et al., 2019), y todas las visualizaciones se realizaron utilizando ggplot2. Para los análisis de la estructura de la comunidad, se calcularon las distancias de Bray-Curtis con la función *vegdist* de vegan (Oksanen, 2015) y se representó la ordenación basada en la distancia en gráficos de escalado multidimensional no métrico (NMDS).

El muestreo de zooplancton se realizó mediante lances horizontales con una red de anillas para plancton (50 cm de diámetro de boca, 200 μm de malla). Las estaciones B y M se muestrearon el mismo día, tanto en verano (julio de 2023) como en invierno (enero de 2024). Las muestras se conservaron en etanol al 95% antes de analizar la composición de la comunidad. En el laboratorio, cada muestra se subdividió en dos fracciones ($>$ y <1000 μm) y ambas fracciones se escanearon con ZooScan. Las imágenes obtenidas se procesaron y asignaron a grupos

taxonómicos con Ecotaxa. Las diferencias en la estructura de la comunidad entre estaciones y temporadas se calcularon sobre los datos de abundancia transformados en raíz cuadrada mediante el análisis de similitud de Bray Curtis (nivel de significación Simprof 5%) con Primer 6β.

5. Efecto sobre la vegetación bentónica

Según la secuencia de mapas de vegetación realizados desde 2014 por el Grupo de Ecología de Angiospermas del IEO-CSIC (GEAM) (Belando et al., 2019; Ruiz et al., 2019), en los años anteriores a la aparición de la masa de agua lechosa turbia, la zona estudiada estaba cubierta por una densa pradera monoespecífica de *Caulerpa prolifera*. Tras la constatación de la aparición de la mancha, se llevó a cabo un muestreo para evaluar su efecto de la mancha blanca sobre este macrófito de fondo después de 2 años desde su aparición. Se muestrearon un total de 53 puntos de muestreo, distribuidos lo más uniformemente posible, en un área lo suficientemente amplia como para abarcar toda la superficie de la mancha blanca y áreas circundantes no alcanzadas por la misma. En cada punto de muestreo se estableció un transecto lineal de 50 m de longitud para medir la macro-cobertura de *C. prolifera*, que se estimó visualmente *in situ* como el porcentaje de la longitud total del transecto con presencia de la especie en el rango 0%-100% a intervalos del 10%. El muestreo de campo se realizó entre septiembre y octubre de 2023 mediante buceo con escafandra autónoma.

Para evaluar visualmente el efecto de la mancha blanca sobre los macrófitos del fondo, se cartografiaron los resultados del muestreo. Los datos que faltaban se rellenaron utilizando la técnica de interpolación inversa ponderada por la distancia (IDW) (Shepard, 1968). El enfoque IDW se ha aplicado en la cartografía de datos medioambientales y climáticos en numerosos estudios. Los análisis y las representaciones espaciales se realizaron con el programa informático de sistemas de información geográfica (SIG) QGIS (<http://qgis.osgeo.org>).

Resultados

1. Teledetección: análisis de imágenes de satélite

Los espectros de reflectancia de las masas de agua turbias antes y después de 2022 difieren en que el espectro es más reflectante cuando aparece la mancha blanca, en especial en la banda verde relativa a la banda azul. En general, esto también ocurre con respecto a la banda roja, por lo que en principio se podrían utilizar índices como "AreaBGR" para monitorizar la mancha, ya que se ha utilizado para detectar eventos de *whiting* similares en aguas continentales (Heine et al., 2017). Sin embargo, el índice "AreaBGR" podría verse afectado en el Mar Menor por otros componentes ópticos como la reflectancia asociada a episodios de muy alta productividad primaria, ya que la clorofila presenta bandas de absorción en la región roja del espectro

electromagnético. Para diferenciar entre tipos de plumas de aguas turbias y aguas claras no afectadas se utilizó un índice más sencillo, consistente en la diferencia de los valores de reflectancia en la banda azul situada alrededor de los 410 nm (443 nm para Sentinel-2) y la banda verde centrada alrededor de los 550 nm (índice BG):

$$BG = Ref_{blue}(410nm) - Ref_{green}(550nm)$$

A partir de las fechas y posiciones en las que se ha observado el penacho turbio blanco (primavera de 2022), se ha calculado un umbral de -0,009 para el "índice BG" (utilizando datos de Sentinel-3A); valores por debajo de este indicarían la presencia de un penacho turbio blanco visible. La [Figura 2](#) muestra la evolución temporal del índice BG en las localizaciones P y X para MODIS/Sentinel-3A y Sentinel-2 separados, ya que las longitudes de onda de las bandas azul y verde que registran ambos sensores son ligeramente diferentes, por lo que dan lugar a valores diferentes, pero con un patrón similar. A partir de 2011, los valores del índice BG en los puntos P y X ([Figura 2](#)) comienzan a divergir estacionalmente y desde mediados de 2016 el índice BG cae bruscamente en P y suavemente en X, produciendo una separación aún más pronunciada entre los índices BG de ambas localizaciones. A partir de enero de 2022, el índice BG en P cae por debajo del umbral (-0,009 MODIS/Sentinel-3A) mientras que en X recupera los valores de antes de 2016. Nótese que el índice BG en X desde 2015 muestra una menor variabilidad estacional que anteriormente.

En general, se demuestra que las masas de agua turbia con un color similar al que presenta la masa de agua blanquecina actual no han estado presentes o no han alcanzado la ubicación P de forma permanente hasta principios de 2022. Las pequeñas plumas de sedimentos procedentes del canal del Albuñón ([Figura 3](#)) tras las precipitaciones con una señal espectral blanca similar permanecen más cerca de la costa y no alcanzan el punto P.

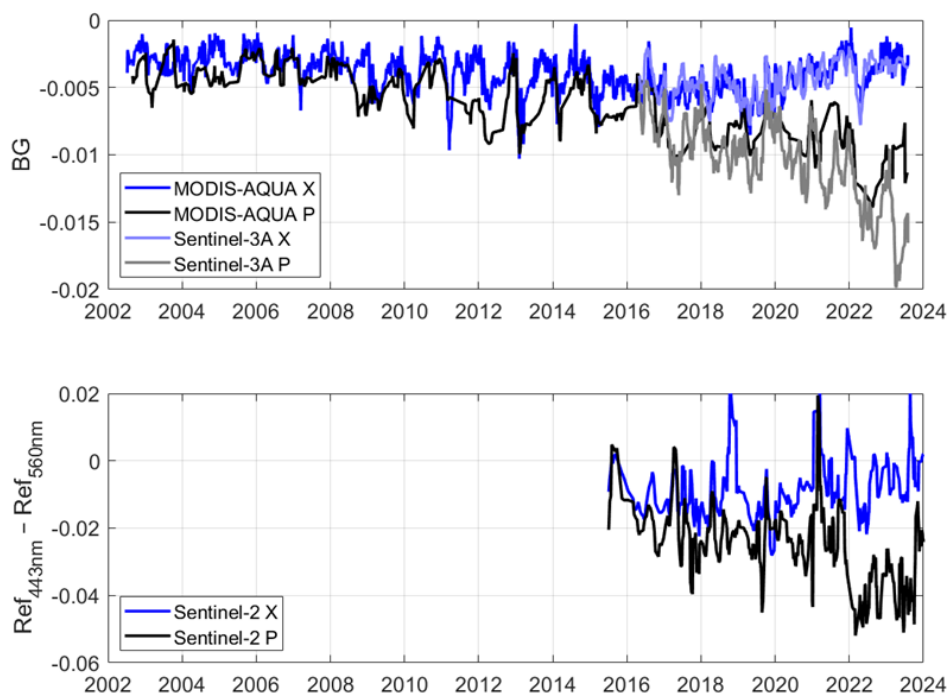


Figura 2. Evolución temporal del índice BG para MODIS-Aqua y OLCI-Sentinel 3A en la mancha (arriba), y evolución de la diferencia de reflectancias entre las bandas a 443 y 560 nm de MSI-Sentinel 2 (abajo).

Figura 3 y Figura 4 muestran un cambio en el comportamiento del agua turbia entre los periodos 2015-2020 a 2021-2023, con plumas cada vez mucho más frecuentes, máximo 60% a > 80% del tiempo, y muy estables en su forma. La mancha de agua turbia se ha vuelto muy estable en el espacio y en el tiempo. La localización del penacho en 2021-2023 es en el centro-oeste del Mar Menor justo donde el canal del Albujón entra en el Mar Menor, el único curso de agua con descarga durante todo el año. El penacho tiene una superficie de entre 10 y 15 km², lo que supone un volumen aproximado del 10% de toda la laguna.

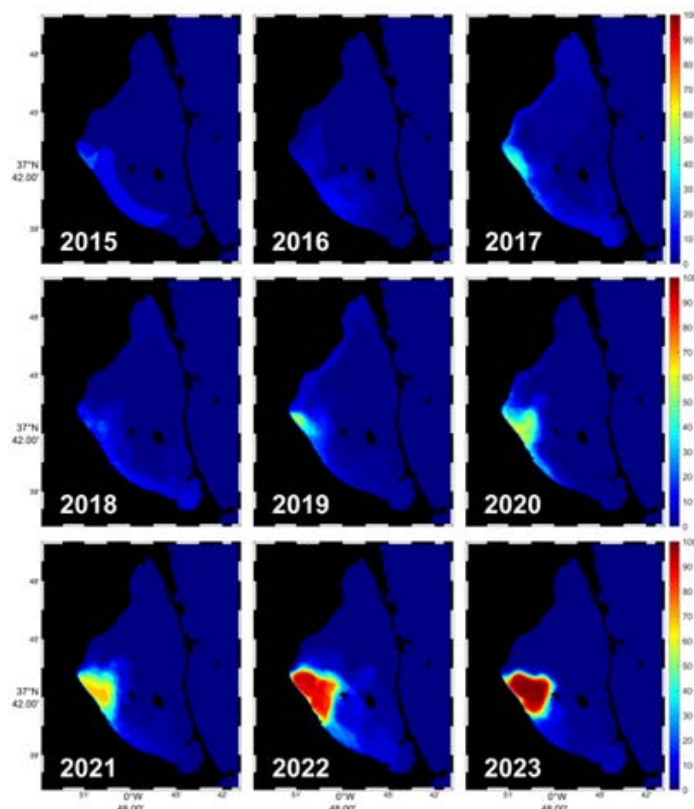


Figura 3. Frecuencia anual de aparición de manchas de agua turbia a partir de imágenes de Sentinel-2, donde el 100% significa que en ese lugar ha habido agua turbia visible en todas y cada una de las imágenes de ese año.

Como se observa en los resultados de Sentinel-2, la frecuencia de aparición es muy alta en 2022 y 2023 en la parte central occidental de la laguna, lo que significa la persistencia de una masa de agua turbia y blanquecina casi todos los días del año en esa ubicación con una forma muy estable (Figura 3). La Figura 4 muestra la frecuencia anual de aparición de masas de agua turbia con un índice BG por debajo del umbral ($-0,009$) utilizando los datos de Sentinel-3A. Durante los años anteriores, también se observó agua turbia blanca en la misma zona, pero en general más cerca de la línea de costa, alcanzando su máxima extensión en 2017, cuando alrededor del 50% del año una estrecha banda de agua turbia blanca cubría toda la porción occidental de la laguna, pero sin alcanzar el punto P. A partir de 2018 comenzaron a aparecer plumas de turbiedad blanca situados frente al paraje de El Carmolí, en la parte central occidental de la laguna, alcanzando también el punto P, y apareciendo con mayor frecuencia hasta la definitiva forma de mancha blanca presente en 2022 y 2023 (Figura 5).

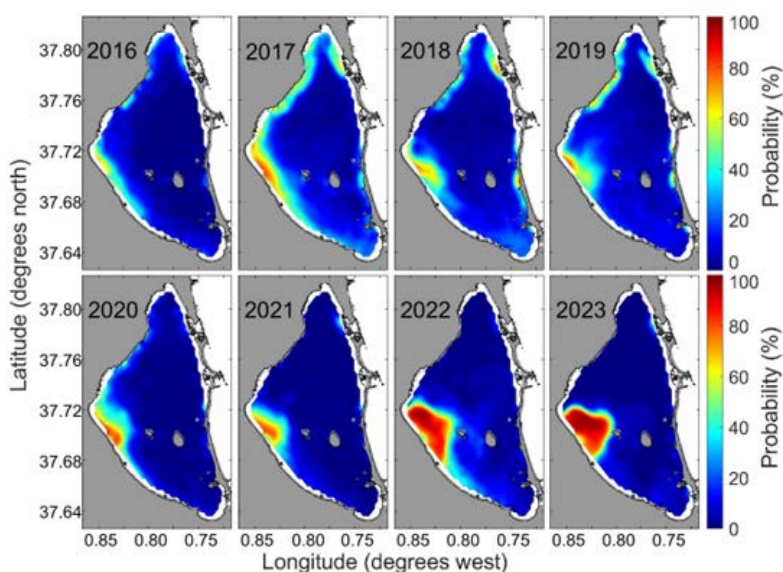


Figura 4. Frecuencia anual de aparición de manchas de agua turbia blanca (por debajo del umbral BG de -0,09) a partir de imágenes de Sentinel-3A, donde el 100% significa que en ese lugar ha habido agua turbia blanca visible en todas y cada una de las imágenes de ese año.

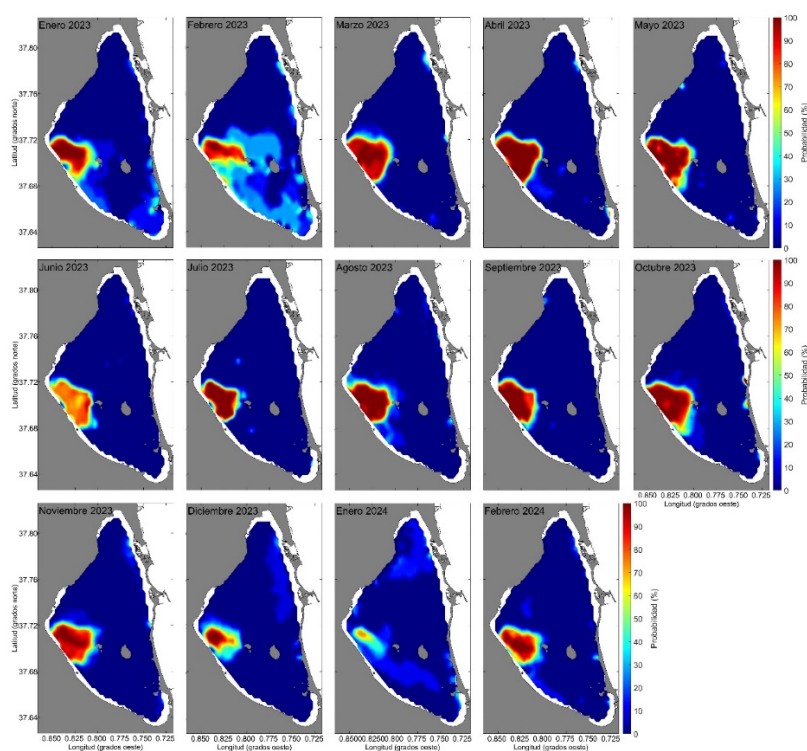


Figura 5. Frecuencia mensual de aparición de manchas de agua turbia blanca (por debajo del umbral BG de -0,009) a partir de imágenes de Sentinel-3A desde enero de 2023 a febrero de 2024, donde el 100% significa que en ese lugar ha habido agua turbia blanca visible en todas y cada una de las imágenes válidas de ese mes.

2. Caracterización de la hidrodinámica y las propiedades físico-químicas

2.1 Hidrodinámica

Las velocidades de la corriente de la laguna muestran un patrón dinámico complejo con una estructura bien diferenciada de dos capas ([Figura 6](#)). Una capa superficial, entre 0,7-3,0 metros de profundidad y una capa profunda entre 3,0 metros y el fondo. Estos patrones de velocidad están fuertemente ligados a patrones de viento, pero también a diferencias termo-halinas causadas por entradas de agua al Mar Menor, ya sea desde el Mediterráneo o desde tierra.

La capa superficial (70-300 cm) presenta un patrón de corriente con transporte de este a oeste, inducido por la entrada de agua desde el Mediterráneo con una velocidad media de 2,3-2,6 cm/s. La capa profunda (300-700 cm) presenta un patrón de corrientes inverso al de la capa superficial, generalmente de oeste a este, con una velocidad media de 2,5-3,3 cm/s.

El patrón dinámico general para toda la columna de agua es ciclónico en el norte y sur de la cuenca central y anticiclónico en la zona norte de la cuenca septentrional. Los valores medios anuales de la velocidad media varían entre 2,5, 2,9 y 1,8 cm/s para la capa superficial, la capa profunda y la columna total, respectivamente. La forma de la pluma de color lechoso parece estar fuertemente ligada a las corrientes superficiales generales, como puede verse en la [Figura 6](#).

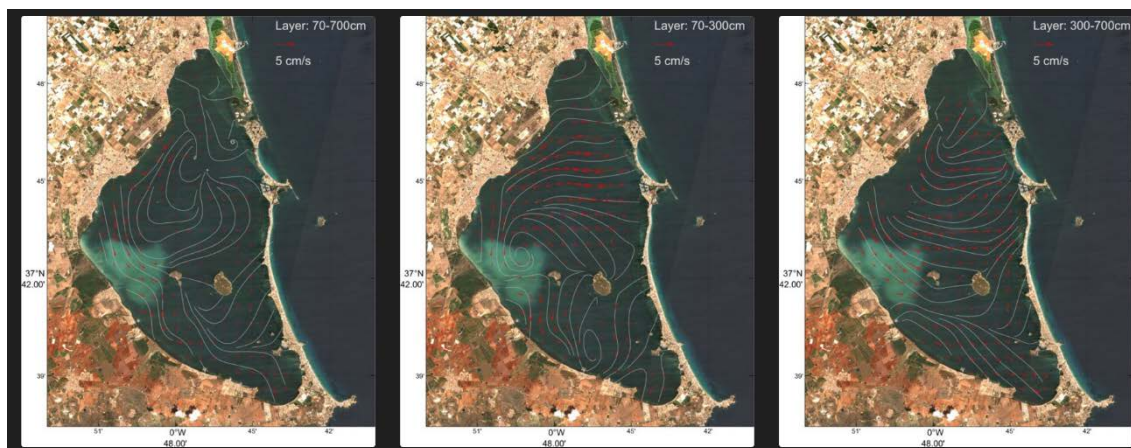


Figura 6. Velocidad y dirección de la corriente en la capa superficial (70-300 cm) y profunda (300-700 cm) del Mar Menor.

2.2 Propiedades físico-químicas de la columna de agua

Los perfiles obtenidos mediante CTD en las estaciones de muestreo se muestran en la [Tabla 1](#). El análisis ANOVA confirma que se encuentra una turbidez significativamente mayor ($p < 0,001$) dentro de la mancha blanca que fuera de ella; 5,66 FTU en la estación M comparado con alrededor de 0,5 FTU en las otras estaciones. Los parámetros hidrográficos básicos como el pH, la

temperatura y la salinidad no muestran diferencias significativas entre la mancha y el resto de la laguna. Los valores medios de pH y salinidad son 8,4 y 43,3, respectivamente. Las temperaturas varían estacionalmente entre 10 y 30°C. No se encontraron diferencias significativas en el contenido de oxígeno disuelto entre la mancha y el resto de la laguna, con valores en torno a 6,5 mg/L en todas las estaciones.

Tabla 1. La tabla resume los valores medios y las desviaciones estándar (SD) de todas las variables medidas en los puntos de muestreo (A, B, C, M), estratificados por profundidad superficial, media y de fondo.

	Media (± SD)											
	Mancha blanca (M)			A			B			C		
Variables	Sup.	Med.	Fondo	Sup.	Med.	Fondo	Sup.	Med.	Fondo	Sup.	Med.	Fondo
pH	8.44 ± 0.09	8.44 ± 0.09	8.44 ± 0.1	8.44 ± 0.09	8.44 ± 0.09	8.46 ± 0.09	8.42 ± 0.1	8.43 ± 0.1	8.43 ± 0.1	8.46 ± 0.1	8.46 ± 0.11	8.46 ± 0.1
Salinidad	43.26 ± 1.03	43.27 ± 1.03	43.29 ± 1.03	42.69 ± 0.93	42.7 ± 0.94	42.82 ± 0.9	43.39 ± 1.03	43.44 ± 1.04	43.46 ± 1.02	43.51 ± 1.09	43.53 ± 1.1	43.57 ± 1.05
Oxígeno disuelto (mg/L)	6.48 ± 0.75	6.48 ± 0.76	6.41 ± 0.76	6.67 ± 0.72	6.68 ± 0.75	6.85 ± 0.75	6.43 ± 1	6.38 ± 1.01	6.28 ± 0.5	6.85 ± 0.99	6.84 ± 1.01	6.8 ± 0.98
PAR (μmoles x m ⁻² x s ⁻¹)	783.08 ± 284.84	209.71 ± 100.88	52.67 ± 45.11	1253.13 ± 356.24	738.52 ± 305.05	335.94 ± 139.64	892.83 ± 459.46	289.89 ± 175.71	193.22 ± 115.48	743.53 ± 336.96	253.65 ± 126.91	151.3 ± 72.85
Temperatura (°C)	26.73 ± 3.99	26.71 ± 4	26.69 ± 4	26.94 ± 3.98	26.85 ± 4.04	26.98 ± 3.9	26.75 ± 3.94	26.69 ± 3.97	26.68 ± 4.01	26.72 ± 4.01	26.69 ± 4.01	26.74 ± 3.94
Turbidez (FTU)	5.01 ± 1.93	5.09 ± 1.9	5.66 ± 1.81	0.44 ± 0.22	0.43 ± 0.22	0.46 ± 0.22	0.5 ± 0.33	0.53 ± 0.38	0.53 ± 0.29	0.51 ± 0.3	0.53 ± 0.31	0.62 ± 0.26
Clorofila (μg/l)	1.33 ± 0.8	1.78 ± 0.98	2.03 ± 1.1	0.4 ± 0.16	0.51 ± 0.23	0.81 ± 0.33	0.49 ± 0.21	0.7 ± 0.4	1.1 ± 0.44	0.68 ± 0.29	0.9 ± 0.44	1.29 ± 0.56

Las concentraciones de nutrientes en las cuatro estaciones siguieron la misma tendencia a lo largo del tiempo (Tabla 2). Sin embargo, las concentraciones de nitrato tendieron a ser más altas dentro de la mancha blanca en comparación con el resto de la laguna. Las concentraciones de clorofila *a* encontradas en la estación M también fueron el doble de altas que en las otras estaciones; 1.3 μg/l frente a 0.6 μg/l.

Tabla 2. Valores medios y desviaciones estándar (SD) de nutrientes (μM) y clorofila *a* (mg L⁻¹) en los puntos de muestreo (A, B, C, M) calculados a partir de los datos obtenidos en cuatro muestreos realizados entre abril y junio de 2023. DIN: Nitrógeno inorgánico total; DIP: Fósforo inorgánico total.

	Valores medios (± SD)			
Variables	Mancha blanca (M)	A	B	C
Nitrato	4.23±3.01	1.68±0.13	1.63±0.11	1.68±0.30
Nitrito	0.46±0.13	0.33±0.01	0.34±0.02	0.32±0.01
Amonio	1.00±0.25	0.72±0.07	0.76±0.20	0.69±0.12
Fosfato	0.39±0.03	0.39±0.01	0.38±0.01	0.38±0.01
Silicato	21.48±8.61	23.44±17.71	23.44±3.55	21.79±6.76
N Total	24.71±2.42	22.42±1.26	22.86±0.90	23.69±1.56
P Total	0.22±0.02	0.20±0.02	0.21±0.02	0.23±0.03

DIN/DIP	14.08±7.19	7.07±0.51	7.17±0.80	7.16±0.87
NT/PT	112.81±9.55	113.21±5.34	106.54±6.22	102.71±7.12
Clorofila <i>a</i>	1.29±0.68	0.64±0.41	0.55±0.12	0.62±0.24

2.3. Carbono inorgánico disuelto (DIC) y CaCO₃ en suspensión

Los valores de DIC de los que se dispone se refieren a 2024. En los muestreos de enero y febrero los valores en la mancha (M) son similares a los de A y B, mientras que C muestra mayores concentraciones. En marzo, la estación en la mancha (M) parece mostrar mayores valores que A, B y C (Figura 7). Un modelo mixto con la estación como factor aleatorio reveló que DIC no difiere entre tratamientos (M vs. A-B-C) pero su interacción con el tiempo sí ($p = 0.033$), lo que indica que sí existe diferencia entre tratamientos en su comportamiento temporal.

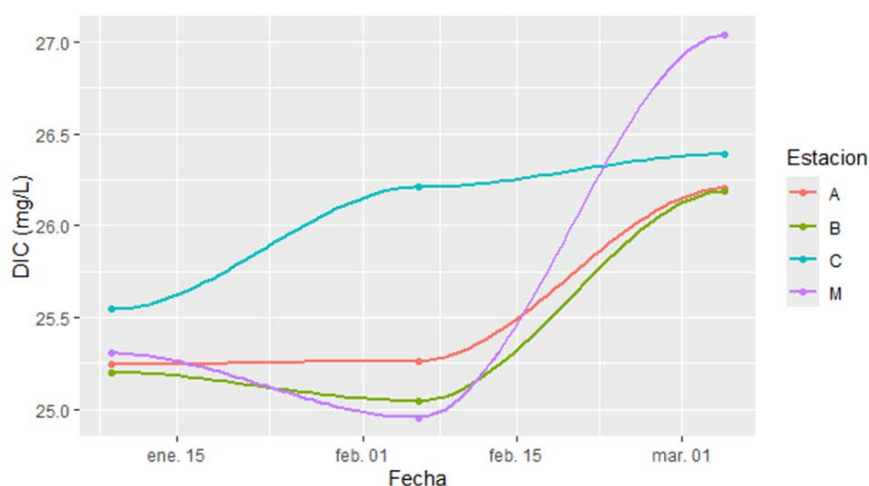


Figura 7. Evolución del DIC de enero a marzo de 2024.

Se dispone de datos de CaCO₃ en suspensión desde 2023 (Figura 8). Los análisis de Rayos-X ponen en evidencia la presencia de microcristales de calcita en la mancha M (Figura 9). En este caso la diferencia entre la mancha y el resto de la laguna es evidente y estadísticamente significativa ($p < .05$) (Figura 8). Esta diferencia es al menos de un orden de magnitud. Sólo a final de mayo de 2023, las concentraciones se igualan entre la mancha y el resto de la laguna y esto ocurre, precisamente, tras unas lluvias moderadamente intensas y una pequeña avenida con un pico de $1.3 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ en el Albuñón (5-10 veces el caudal base), así como la activación de otros cauces como Miranda que habían estado secos hasta el 22 de mayo.

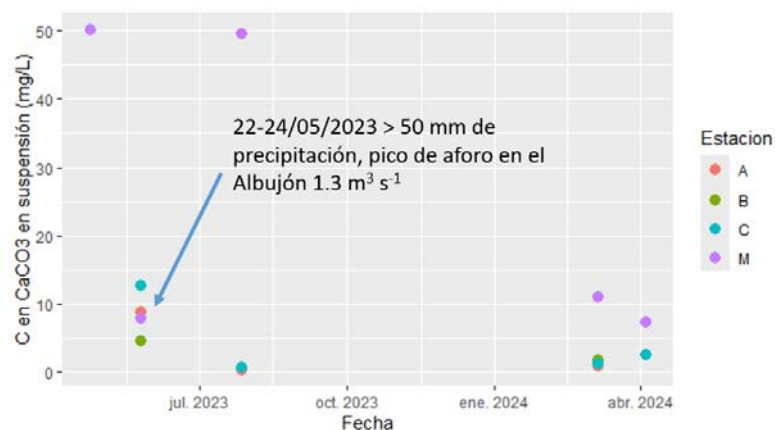


Figura 8. C en CaCO₃ en suspensión (04/2023 a 04/2024). La mancha blanca muestra concentraciones un orden de magnitud superior a las del resto de la laguna, salvo para el muestreo de final de mayo de 2023, que se realiza tras unas lluvias moderadamente intensas.

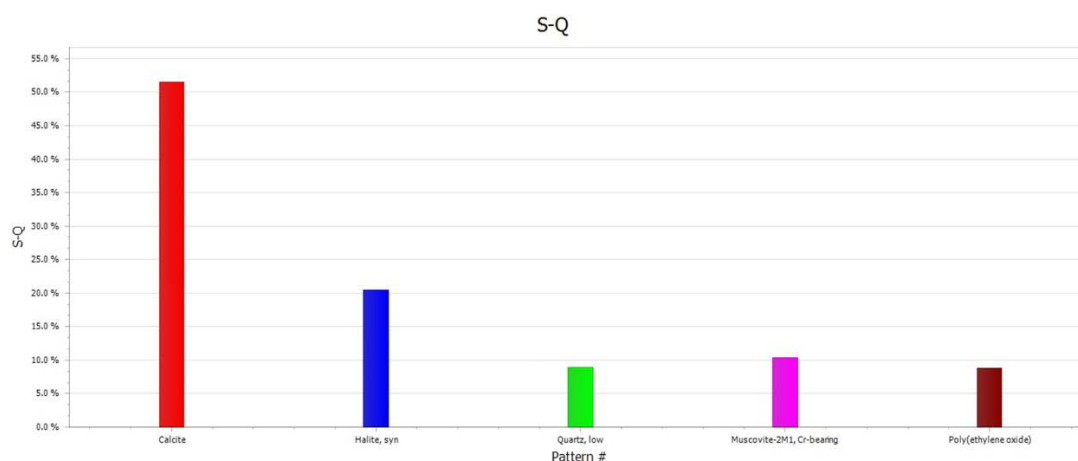


Figura 9. Análisis mineralógico de muestras de agua de la mancha.

2.4 Análisis sedimentológicos, químicos y mineralógicos de muestras de sedimento

Estudios previos de muestras superficiales de sedimentos (proyecto BIOFOM) y de sondeos (Dezileau et al., 2016) han documentado la gran variabilidad de los ambientes deposicionales en el Mar Menor. Los cuatro emplazamientos estudiados (Figura 10) con testigos cortos mostraron secuencias sedimentarias compuestas por limos con algunas capas arenosas intercaladas. La sedimentación en las zonas septentrionales estaba dominada por clástica gruesa. Estudios previos en sondeos más cercanos a la barra de arena (Dezileau et al., 2016) muestran varias capas arenosas interpretadas como retrabajo de la barra de arena durante tormentas extremas. Curiosamente, el sitio 1 (M; Figura 1) situado en la zona de influencia del *whiting* estaba desprovisto de vegetación bentónica (Figura 11). Los sedimentos finos de los sitios 1 y 3 (B y M; Figura 1) se componen principalmente de silicatos detríticos (sobre todo minerales de arcilla y cuarzo),

carbonato (dolomita y calcita), conchas (fragmentadas y enteras) y restos de algas y vegetación acuática. El contenido de carbono orgánico total (COT) osciló entre el 2 y el 6 % en M (zona de whiting) y entre el 3 y el 8 % en B (fuera de la zona de influencia del whiting) y el contenido de carbono inorgánico total (CIT) entre el 1 y el 5 % en ambos lugares (Figura 12). Los perfiles de C/N en ambos sitios tienen valores más bajos en las unidades superiores, lo que indica un aumento reciente de las fuentes algales de la materia orgánica total (Meyers y Teranes 2002). Las relaciones de parámetros obtenidos mediante XRF permiten caracterizar el sedimento: mayor contenido en minerales de arcilla (mayor Al/Ti), mayor tamaño de grano (menor Al/Ti), presencia de restos de conchas (alto Sr/Ca), elevado contenido de materia orgánica (Br/Ti). El modelo cronológico de estos sondeos basado en dataciones radiométricas de ^{210}Pb y ^{137}Cs todavía no está disponible: las tasas de sedimentación medias obtenidas en estudios previos (proyecto BIOFOM) oscilan entre 2,1 mm/año y 5,2 mm/año en la zona central y litoral y son mucho menores (0,6 mm/año, Dezileau et al., 2016) más cerca de la barra de arena.



Figura 10. Localización de cuatro testigos de sedimentos obtenidos el 30 de agosto de 2023: 1 (M), 2 (C), 3 (B) y 4 (A).

La sedimentación en la zona afectada por el fenómeno de mancha blanca (sitio 1; M) está muy controlada por la influencia de descargas de sedimentos terrígenos a través de la rambla del Albuñol y su entorno. Las crecidas recurrentes aportaron materiales detríticos y también erosionaron parte del sedimento previamente depositado en la laguna, como lo demuestra la aparición de superficies erosivas en la base de las capas arenosas con fragmentos de conchas (Figura 12). Las características sedimentológicas de las cuatro capas gruesas (superficies erosivas basales, fragmentos de conchas rotas, texturas de *fining upward* en el sondeo BEL-MEN-23-1)

indica que fueron depositadas por corrientes de tipo turbidítico de alta energía, probablemente asociadas a eventos de inundación en la zona de la rambla del Albujón y sus inmediaciones.

Los valores más altos de Sr/Ca, Fe/Al y K/Al reflejan un mayor contenido en fragmentos de concha y menos minerales de arcilla en las capas gruesas basales. La capa superior (T1) podría corresponder a la última inundación de 2019. Este intervalo tiene el mayor contenido de COT y valores de C/N relativamente bajos, indicativos de fuentes algales dominantes; la mitad superior más fina de T1 con mayor cantidad de minerales de arcilla y valores de C/N más altos es coherente con aportes detríticos más finos de la cuenca, incluyendo materia orgánica terrestre). El material depositado después de T1 (3 cm, unidad M en MEN-23-1) corresponde a la sedimentación reciente en la zona probablemente desde la última gran inundación (2019) (Figura 13). El contenido de carbono inorgánico total (TIC) aumentó (hasta un 3 %) en comparación con la parte superior de la unidad T1, pero se mantuvo más bajo que en las unidades limosas anteriores. El ligero aumento de la relación Ca/Al también sugiere un mayor contenido en carbonatos. Las fotografías SEM del sedimento superior de BEL-MEN-23-1 (Figura 13) muestran la presencia de carbonato detrítico (granos de dolomita) y pequeños cristales euhedrales de calcita de varios micrómetros probablemente autógenos. Tanto el tamaño como la morfología de estos cristales de calcita indican su precipitación en la laguna.



Figura 11. Sondes cortos de sedimentos del sitio 1 (M) (izquierda, MEN23-1, zona de whiting) y del sitio 3 (B) (derecha fuera de MEN23-3, fuera de la zona de la mancha blanca).

En el emplazamiento 3 (B; Figura 1; sondeo MEN-23-3), situado fuera del área de influencia del fenómeno de *whiting* y del impacto directo de las inundaciones en la zona de la rambla del Albuñón, se observan en la secuencia sedimentaria (base de la unidad B) (Figura 12) pero el impacto de los eventos de inundación es menor. Los dos intervalos con menor TIC (< 1,5 %), un contenido relativamente mayor en materia orgánica y valores más altos de C/N podrían indicar el impacto distal de las inundaciones en las zonas más internas del Mar Menor. La unidad superior A se caracteriza por un rápido cambio hacia una mayor acumulación de COT y una disminución progresiva de la relación C/N (mayor contribución de las fuentes algales). De acuerdo con las tasas medias de sedimentación, el inicio de la unidad A y el consiguiente aumento rápido de acumulación de carbono orgánico en la laguna se produjo alrededor de la década de 1970. El comienzo del descenso de la disminución de los valores de la relación C/N en la base de la unidad B sugiere que el aumento de la productividad algal probablemente comenzó unas décadas antes.

Los testigos de las zonas centrales, relativamente distales (emplazamiento 3; B) muestran un aumento único del COT en los 10 cm superiores (Figura 12), probablemente como respuesta al inicio de la eutrofización del Mar Menor durante finales del siglo XX. En el sitio 1 (M), este incremento fue interrumpido por la deposición de material detrítico fino transportado a través de la rambla del Albuñón.

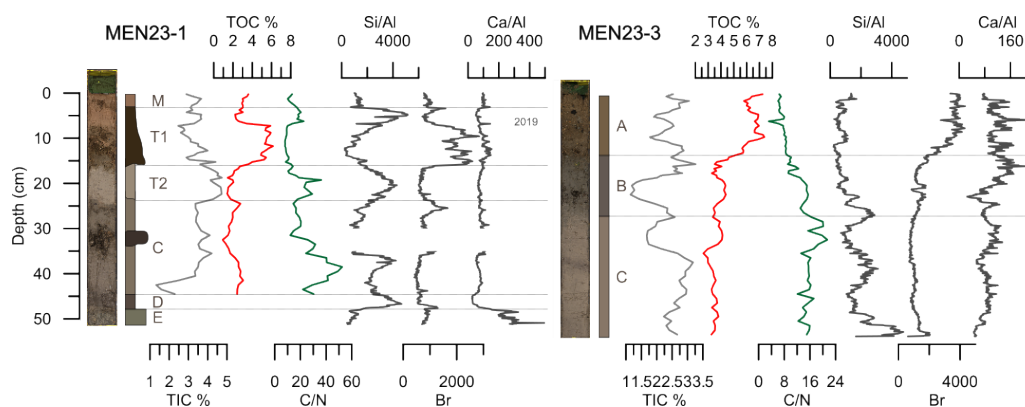


Figura 12. Sondeos sedimentarios cortos del sitio 1 (M) (MEN23-1, mancha blanca) y del sitio 3 (B) (fuera de MEN23-3, fuera de la mancha blanca): fotografías de alta resolución, facies y unidades sedimentarias y composición e indicadores geoquímicos.

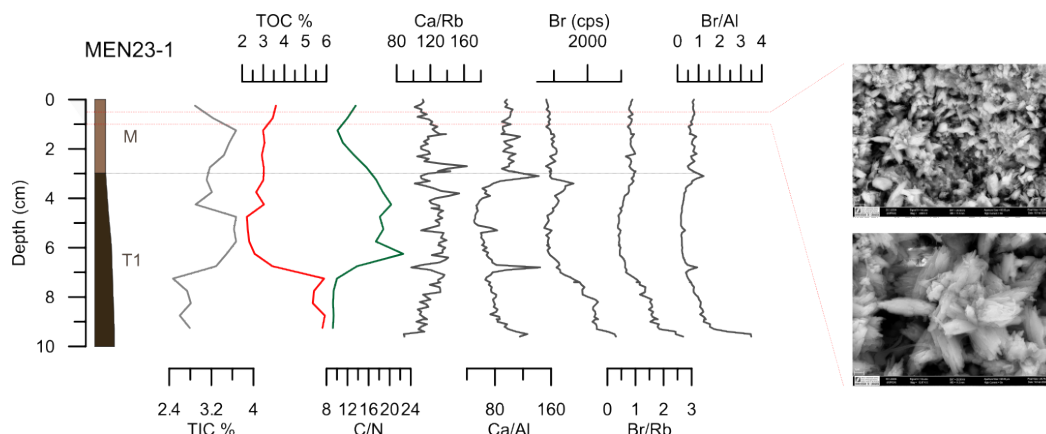


Figura 13. Sedimentación reciente en el sitio 1 (M): composición sedimentaria, relaciones geoquímicas y fotografías SEM de calcita autigénica.

2.5 Caracterización de los aportes continentales

2.5.1 Procesos de concentración de solutos en una albufera semiconfinada: efectos de aportes de la cuenca vertiente terrestre

La singularidad ecológica del Mar Menor deriva, sin duda, de su semiconfinamiento. Esto es, el intercambio de agua con el Mediterráneo es limitado, con estimas de renovación el agua de unos 15 meses. Este hecho, en un contexto donde la evaporación excede en más de tres veces la precipitación, da lugar al característico carácter hipersalino del Mar Menor. La profundización de la gola del Estacio aumentó el intercambio con el Mediterráneo y redujo, pero no anuló, el carácter hipersalino de la laguna. La mayor salinidad es la manifestación de una mayor concentración de solutos ¿Puede existir una relación entre este proceso general y la aparición de la mancha?

Hay dos variables químicas que favorecen la aparición de la mancha blanca:

- (i) aumento del pH;
- (ii) aumento de $[\text{CO}_3]$ vs. HCO_3 y (concentración de ion carbonato y bicarbonato, respectivamente).

Las diferentes especies de DIC no son independientes entre sí: pH, $[\text{CO}_2]$, $[\text{HCO}_3]$ y $[\text{CO}_3]$, están estrechamente relacionadas a través del bien conocido equilibrio del sistema de carbonatos en agua (Figura 14).

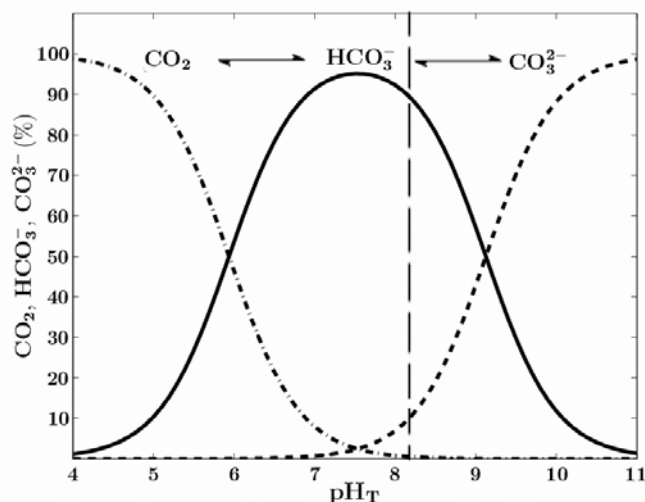


Figura 14. Procesos ácido-base en aguas naturales: el sistema CO_2 /carbonato

De acuerdo con los resultados del programa de monitorización de la laguna desde 2016 (IEO-CSIC 2024), desde el comienzo de la crisis eutrófica se ha observado una tendencia prácticamente lineal de aumento del pH del Mar Menor. Produciéndose un pico muy agudo en 2022 que posiblemente esté relacionado con la proliferación de nano núcleos de calcita que han permanecido metaestables desde entonces (Figura 15). Este aumento de nano-núcleos de calcita (cuyo tamaño puede variar a lo largo del tiempo) crea las condiciones que facilitan la aparición de un evento de *whiting*, es decir, de cristalización), como el observado con claridad en el Mar Menor desde 2022.

¿Qué procesos generales en el Mar Menor y su cuenca vertiente nos pueden ayudar a ilustrar esta evolución?

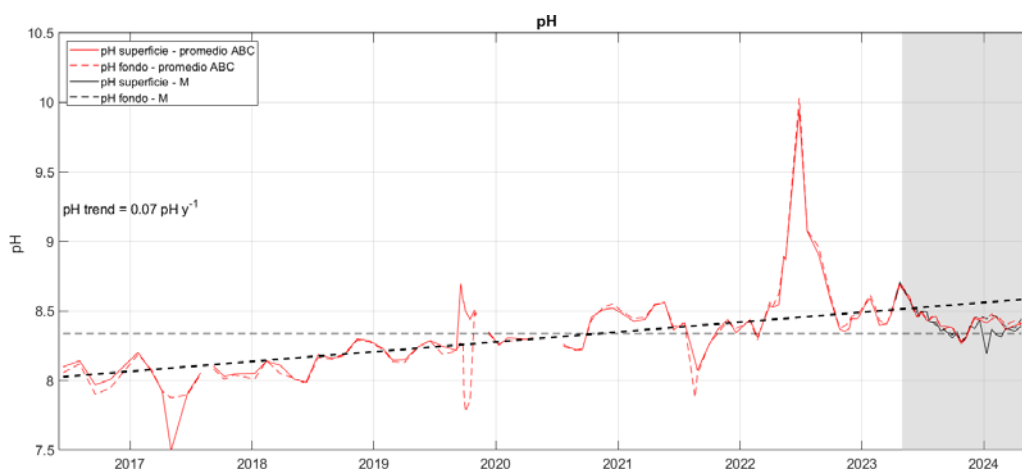


Figura 15. Valores de pH superficial (0,5m; línea continua) y pH del fondo (entre 4 y 6m dependiendo de la estación; línea discontinua) de los muestreos del proyecto DMMEM y BELICH en las estaciones de muestreo A, B, C y M de la laguna del Mar Menor.

Para estudiar la posible existencia de este mecanismo se han realizado varias simulaciones simples. En primer lugar, se ha simulado la salinidad de la laguna con el objeto de obtener, no resultados precisos, sino resultados que reproducen relativamente bien la realidad a pesar de la simplicidad. La simulación utiliza los balances mensuales de entradas (del Mediterráneo, precipitación) y salidas (al Mediterráneo, evaporación) en [Martínez-Álvarez et al. \(2011\)](#), añadiendo una entrada de agua continental que varía con el tiempo. Concretamente, los pasos de la simulación fueron los siguientes:

1. El modelo asume una salinidad de 37.5 para el agua del Mediterráneo y de 4.5 para el agua continental.
2. El modelo se inicializa con una salinidad del Mar Menor igual a la del Mediterráneo, es decir, como si no existiera confinamiento.
3. El aporte de agua continental se establece en un 1% del volumen del Mar Menor (6.1 hm^3).
4. La simulación se realiza a escala mensual, pero el balance de cada mes es el mismo todos los años de la simulación.
5. En el tiempo 0 se establece el confinamiento y se simulan 10 años para obtener un valor de salinidad 'estándar' para el Mar Menor.
6. Después de estos primeros 10 años se establece, durante 30 años, un aumento de la descarga del agua continental del 0.1% del volumen del Mar Menor por año ($0.61 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$), lo que simula el incremento de las descargas por el cambio en el funcionamiento hidrológico e hidrogeológico.

El resultado de la simulación se muestra en la [Figura 16](#). La salinidad media se estabiliza alrededor de 45.4‰ tras los diez años desde la inicialización, que es un valor bastante ajustado para lo observado en el Mar Menor, a pesar de la simplicidad del modelo. A partir de ahí, el incremento de la descarga continental disminuye la salinidad progresivamente, pero de una manera ligera, de tal modo que, tras 40 años y con una descarga de agua continental de $24.4 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, la salinidad media está cercana a 44.4. Este resultado, sugiere que el modelo, a pesar de su simplicidad, puede ser útil para describir el aumento en la concentración de solutos provocado por el semiconfinamiento y la alta evaporación.

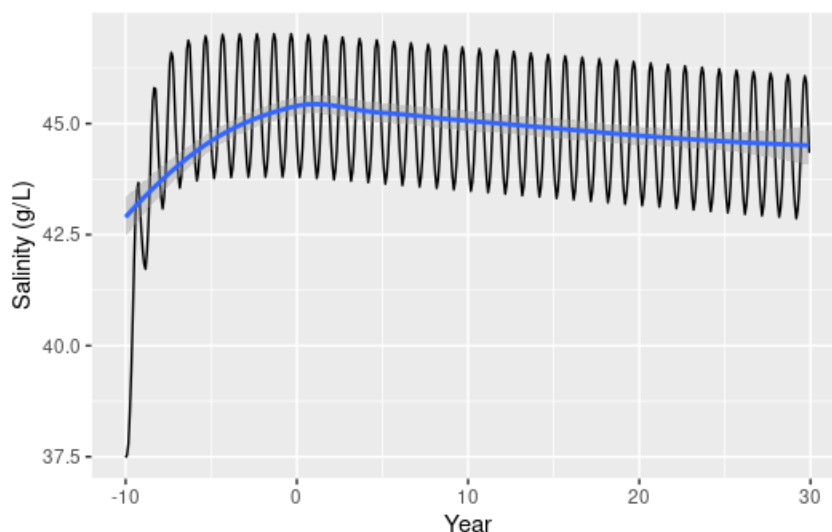


Figura 16. Evolución de la salinidad en una simulación del balance de entradas (del Mediterráneo, precipitación y agua continental) y salidas (al Mediterráneo, evaporación) en el Mar Menor. Detalles de la simulación en el texto.

Se puede aplicar la misma simulación a la $[\text{HCO}_3^-]$. En este caso el modelo asume una concentración de 1.9 mmol en el Mediterráneo y 4.9 mmol en las aguas continentales (aproximadamente 116 y 300 mg L^{-1} , respectivamente; este último valor típico del agua subterránea antes de 1990 [datos CHS]). En el año 0 (10 años tras la inicialización) la $[\text{HCO}_3^-]$ es de 2.35 mM, un incremento del 23% respecto al Mar Mediterráneo, y en el año 30 de 2.43 mM, un incremento del 28%. Es decir, el semiconfinamiento, la alta evaporación y el aporte continental provocarían un aumento de la $[\text{HCO}_3^-]$ en el Mar Menor respecto al Mediterráneo. El incremento de los aportes continentales exagera esa tendencia, que es una bomba de alcalinidad que favorece el incremento de pH, que es a su vez aspecto clave para propiciar las condiciones más favorables para la aparición de un evento de *whiting* ya que, de acuerdo con la Figura 14, a partir de determinado umbral de pH el sistema se desplaza hacia la precipitación de carbonatos. Evidentemente, los equilibrios del sistema de carbonatos en agua pueden hacer que las concentraciones que se alcancen no sean las simuladas por este modelo simple, pero el mecanismo sugiere un suministro acentuado respecto a lo que ocurriría en el Mar Mediterráneo.

2.5.2. Cambios en la concentración de bicarbonato y calcio en las aguas subterráneas del acuífero cuaternario desde los años 1980.

El incremento del regadío en la cuenca vertiente del Mar Menor debería suponer una mayor lixiviación de solutos en el suelo, y la zona no saturada, hacia el acuífero. Más aún, la adición de estiércoles y las altas productividades de algunos cultivos podría suponer un aumento del CO_2 disuelto en el agua percolante aumentando su capacidad de disolver carbonato cálcico.

Utilizando los datos de la red de control de calidad de aguas subterráneas y aplicando un modelo mixto con el sondeo de control como factor aleatorio y el tiempo transcurrido desde

1980 como factor fijo se demuestra que la concentración de bicarbonato ha crecido $2.29 \text{ mg L}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y la de calcio $1.70 \text{ mg L}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Con estos datos se puede reformular la simulación de la concentración de bicarbonato en el Mar Menor de la sección anterior y se obtiene al final del año 30 de simulación un valor de concentración de bicarbonato de 2.48 mmol . Es decir, un 31% superior al estimado para el Mediterráneo (Figura 17). Como se comentó en la sección anterior, los equilibrios del sistema de carbonatos pueden impedir que se alcancen estos niveles, pero la implicación del incremento de suministro es la misma, acentuada.

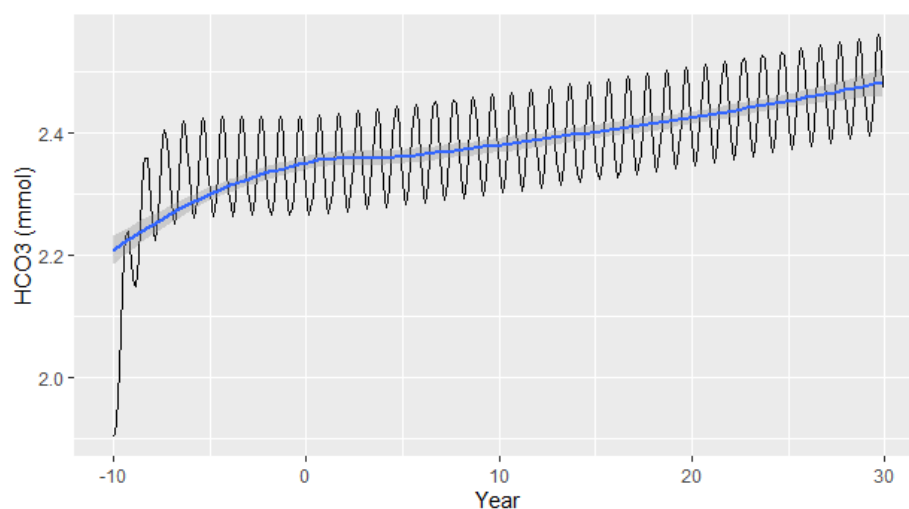


Figura 17. Evolución de la $[\text{HCO}_3]$ en una simulación del balance de entradas (del Mediterráneo, precipitación y agua continental) y salidas (al Mediterráneo, evaporación) en el Mar Menor. Detalles de la simulación en el texto.

2.5.3. Evolución reciente de los niveles piezométricos

Los niveles piezométricos del acuífero cuaternario, en general, han experimentado una acusada elevación desde la expansión del regadío con la llegada del Trasvase Tajo-Segura (Figura 18).

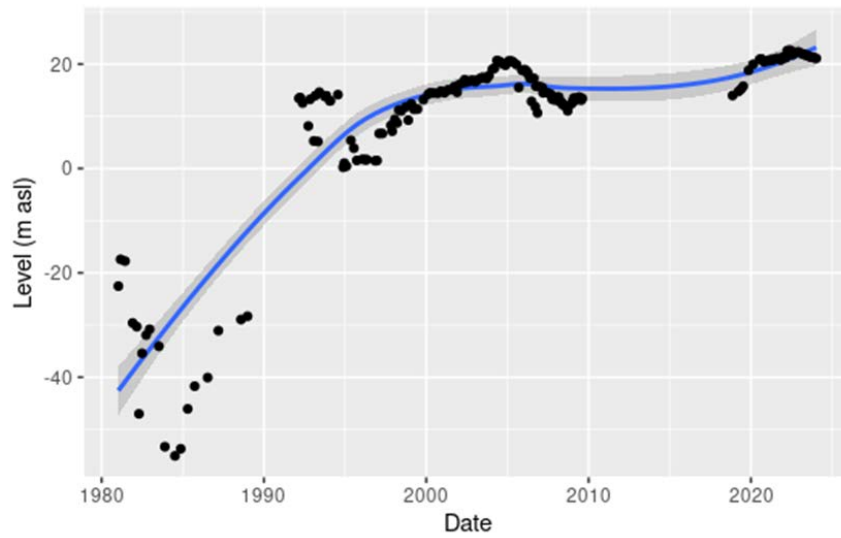


Figura 18. Nivel piezométrico en un sondeo de control de la CHS (1980-2024).

Existe bastante discrepancia entre los modelos hidrogeológicos propuestos en cuanto al volumen total de la descarga subterránea submarina. En la actualidad, se están realizando modelos con mayor información que permitan acotar mejor la descarga media, y su variabilidad espacio-temporal. En cualquier caso, en lo que coinciden todos los modelos es que periodos más lluviosos darán lugar a mayores descargas. Desde el comienzo de la crisis eutrófica hasta más recientemente, el área del Mar Menor ha experimentado la salida de una fase seca hacia el apogeo de una fase húmeda que está tocando a su fin y que, probablemente, nos aboca a una fase seca que persistirá (Figura 19).

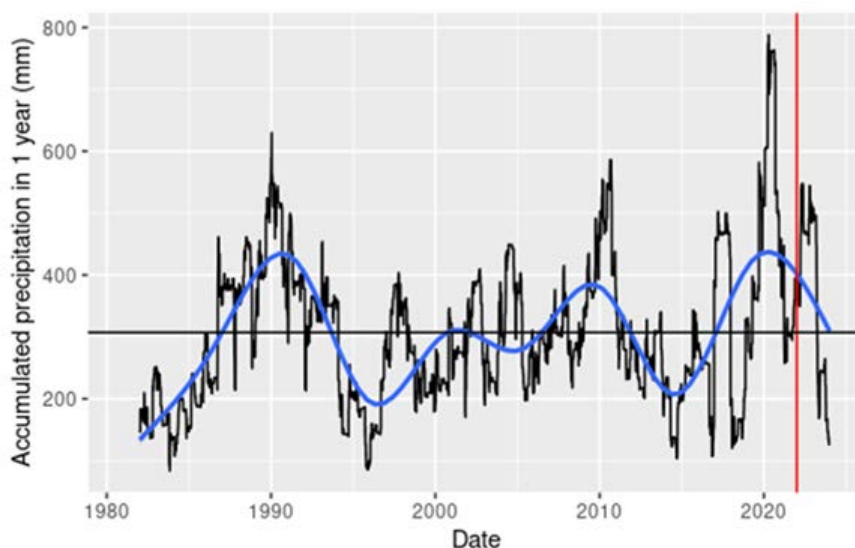


Figura 19. Precipitación acumulada en un año en el campo de Cartagena. La línea negra muestra los datos diarios. La línea azul es un suavizado de la tendencia con GAM. La línea negra horizontal muestra el valor medio de precipitación acumulada en un año y la línea roja vertical indica el comienzo de 2022 cuando la mancha blanca comenzó a convertirse en un atributo persistente.

La aparición de la mancha blanca coincide prácticamente con el apogeo de la última fase húmeda (Figura 19), si a ello unimos el hecho de que, entre 2017 y 2019, descendió paulatinamente el bombeo del acuífero, cabe asumir que la descarga del acuífero se ha incrementado en los años que van del comienzo de la crisis eutrófica a la aparición de la mancha blanca de manera persistente. Los niveles piezométricos en sondeos de control de la CHS nos permiten chequear esta hipótesis.

En los piezómetros seguidos a largo plazo, con intervalos de medida de semanas a meses, se seleccionaron aquellos que más cerca se encuentran del frente costero (piezómetros PA en la Figura 20). Se distingue entre pozos al norte del frente costero de la mancha (Norte en la Figura 20) y piezómetros en el frente costero de la mancha (Sur en la Figura 20).

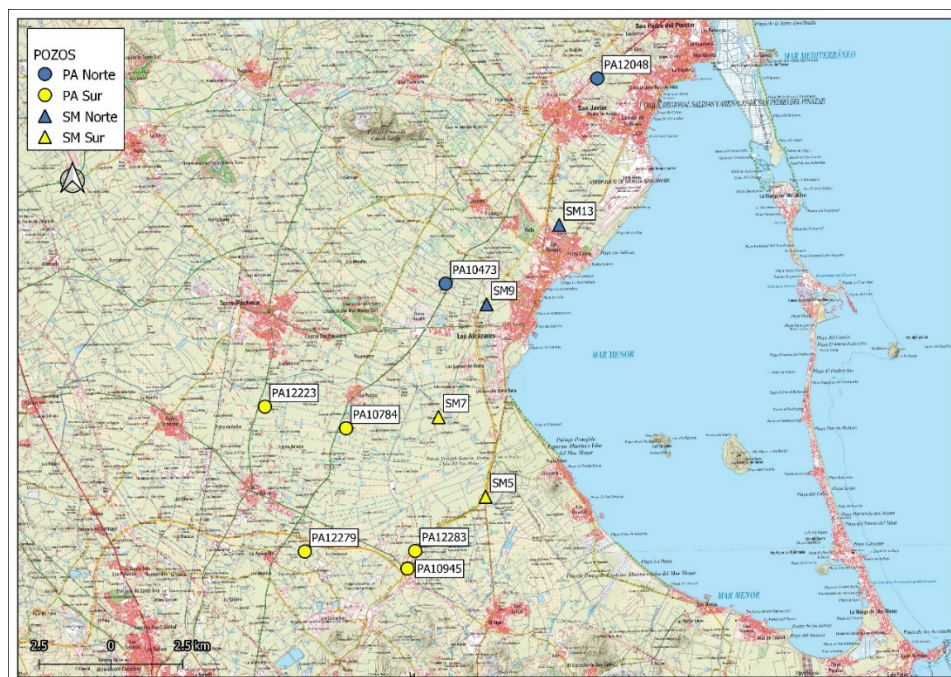


Figura 20. Localización de los piezómetros cuyos datos se analizan. PA, piezómetros con seguimiento a largo plazo, con intervalos de medida de semanas a meses.

La evolución reciente (desde el comienzo de la crisis eutrófica) de los niveles piezométricos entre ambos conjuntos es diferente. En los piezómetros con seguimiento en el largo plazo (PA, Figura 20) se observa que los niveles alcanzan sus máximos entre 2020 y 2022, en el apogeo de la fase húmeda del ciclo (ver Figura 19 de precipitación acumulada), sin embargo, hay una marcada diferencia en el comportamiento de los sondeos en la zona Norte (N; Figura 21) en contraposición a la del frente costero de la mancha (S; Figura 21). En estos últimos, el incremento desde el fin de la fase seca es mucho más acusado y los máximos niveles se alcanzan incluso después de 2022, y se mantienen por encima del nivel de comienzos de 2022 incluso a principios de 2024.

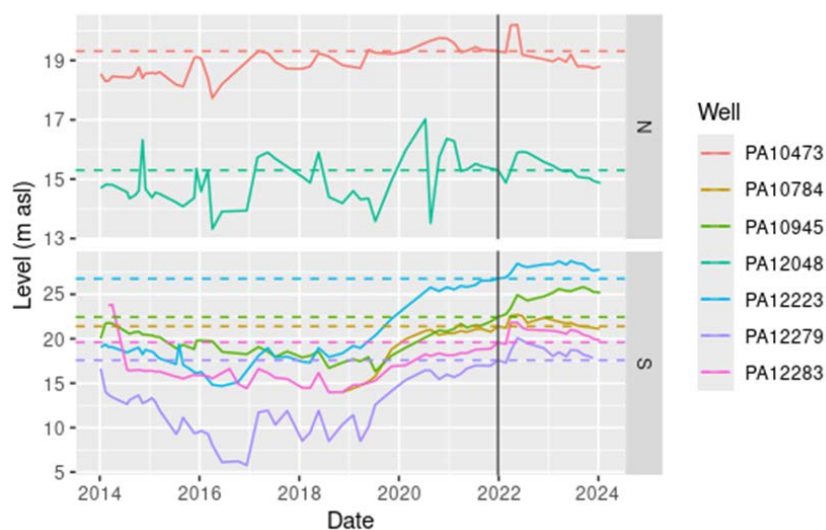


Figura 21. Niveles piezométricos en sondeos con registros a largo plazo. Las líneas horizontales de puntos indican el nivel de cada sondeo a comienzos de 2022.

La evolución de los sondeos con seguimiento 5-minutal desde 2020 (SM, [Figura 22](#)) corrobora este comportamiento. Mientras que en sector norte hay una tendencia al descenso entre 2020 y 2024 ([Figura 23](#)), en los sondeos del frente costero de la mancha blanca muestran una tendencia estable.

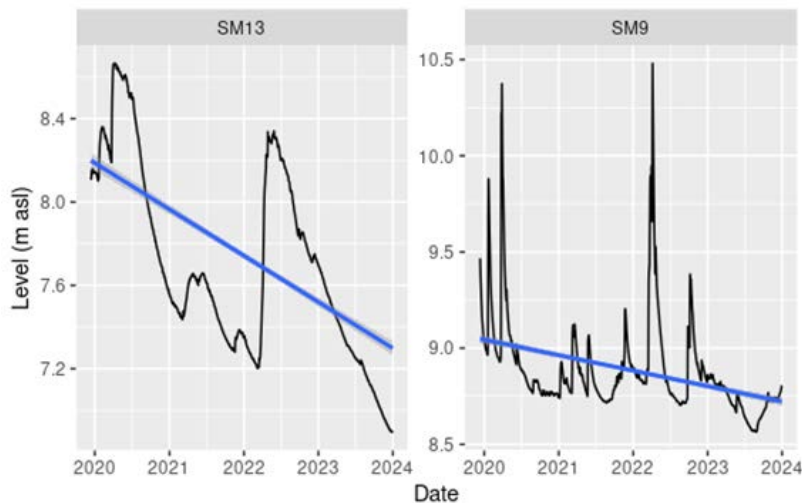


Figura 22. Niveles piezométricos en sondeos con registros 5-minutales desde 2020 situados en la parte norte del Mar Menor. La línea azul muestra la tendencia.

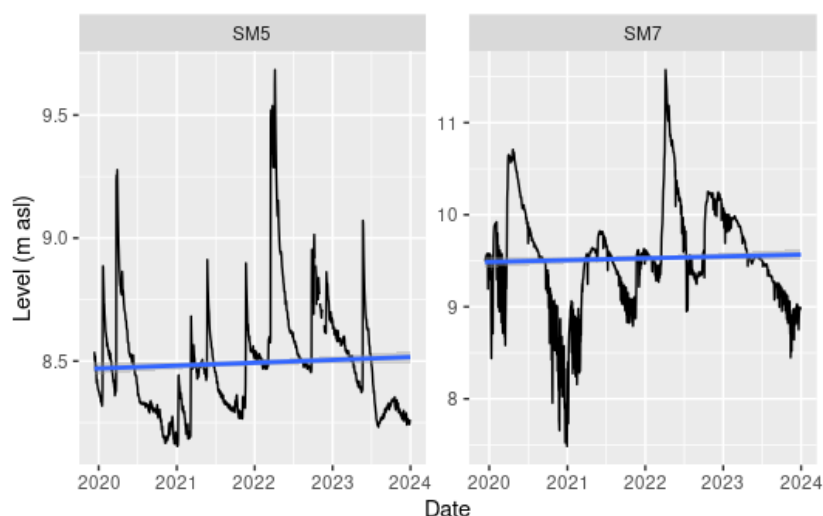


Figura 23. Niveles piezométricos en sondeos con registros 5-minutales desde 2020 situados en el frente costero de la mancha blanca. La línea azul muestra la tendencia.

2.5.4. Aportes superficiales. Aspectos relevantes.

Es bien conocido que la mayor fuente de entrada de agua superficial en la laguna es la rambla del Albujón, si bien existen numerosos puntos de entrada (Figura 24). Sólo se realizaron seguimientos completos en todo el Mar Menor de los aportes en 2017-2018, y el seguimiento continuo en el Albujón y su entorno no comienza hasta 2019. Con esta limitación en mente, y con el conocimiento de que, de manera general, el 80% de los aportes superficiales se realiza desde el Albujón o su entorno inmediato, en la Figura 25 se muestran los aportes superficiales desde el Albujón y todo el frente costero de la mancha blanca (del canal de drenaje de la Base Aérea de los Alcázares a la Rambla del Miedo).

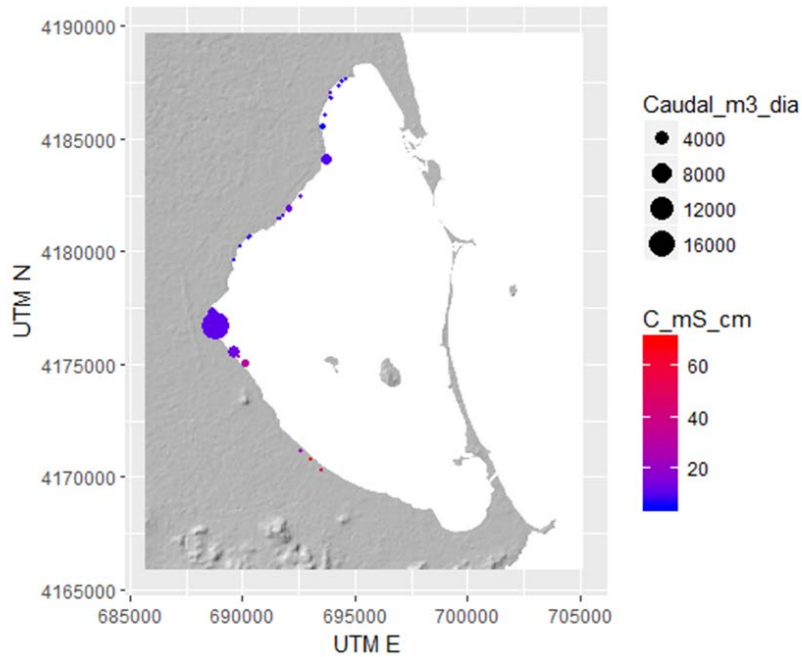


Figura 24. Puntos de entrada de aguas superficiales al Mar Menor en 2017. Volumen y conductividad. Fuente: G.G. Barberá, no publicado.

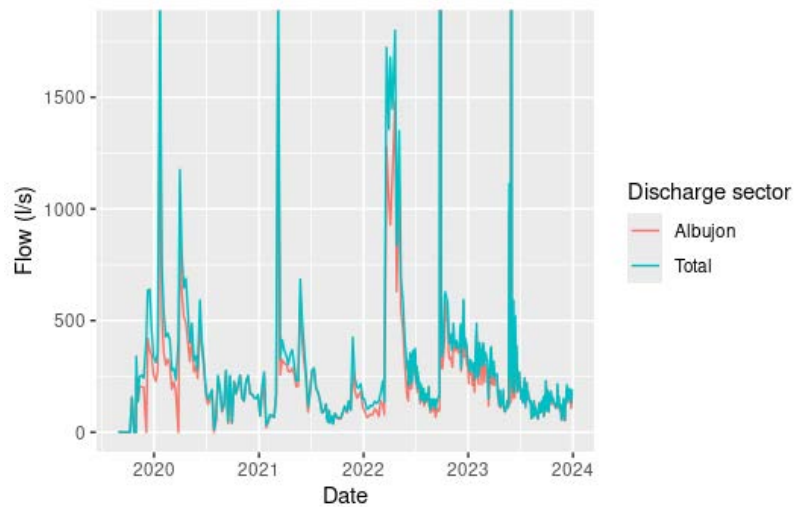


Figura 25. Aportes de caudales superficiales desde la rambla del Albujón (Albujón) y desde todo el frente costero de la mancha blanca. Fuente: Canal Mar Menor.

Los datos fragmentarios de los que disponemos sugieren que el caudal base del Albujón se ha mantenido en términos similares desde 2016. En el periodo registrado con detalle, no figuran los grandes eventos de precipitación de diciembre 2016-enero de 2017, noviembre de 2018, abril de 2019 y septiembre de 2019, que produjeron descargas significativas en la laguna. Sí se observan bien el incremento de las entradas en la primera mitad de 2020, primavera de

2022 y mayo de 2023. La de primavera de 2022 es la que mantiene caudales más altos durante un tiempo extendido.

Si bien el caudal base del Albuñón procede en una parte fundamental de descarga lateral del acuífero, su composición depende de muy diversos forzamientos humanos que han cambiado a lo largo del tiempo. La conductividad es un buen indicador de los cambios más importantes (Figura 26). Hasta el comienzo de la crisis eutrófica (2016), se detecta una alta conductividad fruto del desagüe del salmueroducto. El control de la explotación de pozos y vertidos de salmuera produce un descenso progresivo de la conductividad (2016-2020), que se acentúa cuando los regantes dejan de retirar el efluente de la depuradora de Torre Pacheco, primero parcialmente, y desde mayo de 2022 en su totalidad. El efluente se vierte entonces a la rambla del Albuñón, lo que produce que su conductividad baje aún más, siendo inferior a la del acuífero.

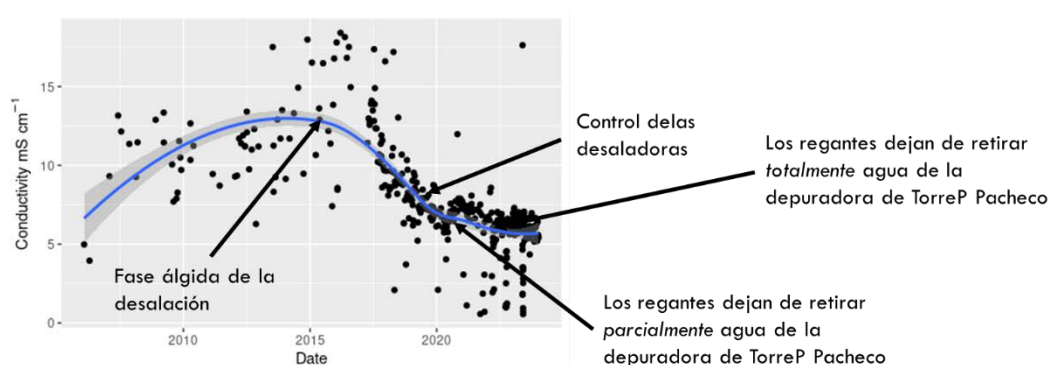


Figura 26. Evolución de la conductividad en la desembocadura del Albuñón. Tendencia calculada con LOESS. Fuente: CHS.

La concentración de la mayoría de los solutos desciende de manera pareja a la conductividad. Esto es claro para bicarbonato y calcio (Figura 27), y el comportamiento en cuanto el nitrato no es muy diferente.

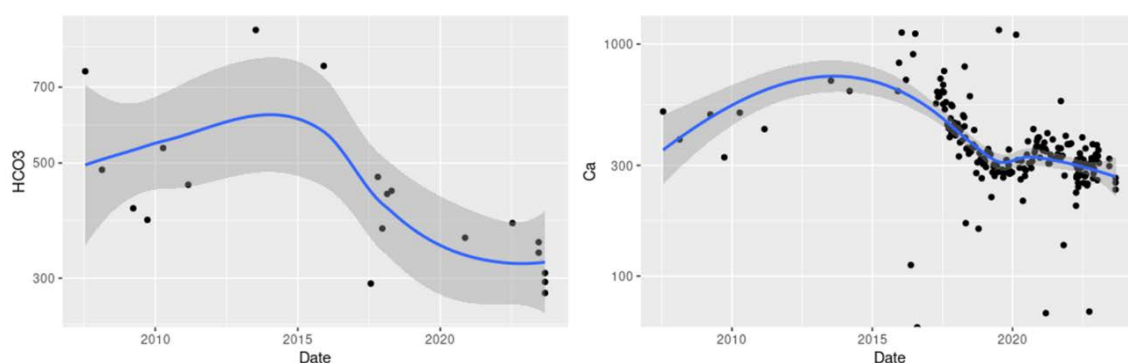


Figura 27. Evolución de las concentraciones de bicarbonato y calcio (mg L⁻¹) en desembocadura del Albuñón. Tendencia calculada con LOESS. Fuente: CHS.

Sin embargo, el patrón temporal de la descarga de fosfato es diferente (Figura 28). Hasta 2008 hay unas concentraciones elevadas que se relacionan con la baja eficiencia de la antigua EDAR de Los Alcázares. Cuando entra en funcionamiento la nueva EDAR, la concentración de fosfato se reduce drásticamente (nótese la escala logarítmica), para volver a ascender a partir de 2020 cuando la falta de retirada del efluente de la EDAR de Torre Pacheco para riego produce un incremento de las concentraciones en la rambla, que alcanza un máximo en primavera-verano de 2022 para reducirse de nuevo posteriormente.

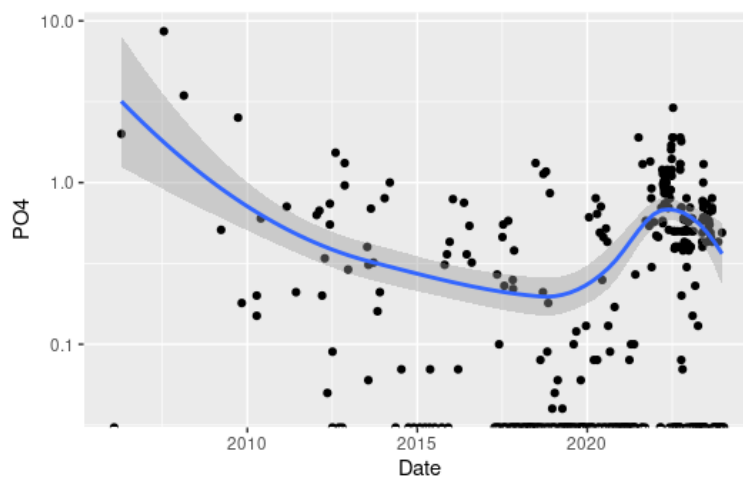


Figura 28. Evolución de la concentración de fosfato (mg L⁻¹) en desembocadura del Albuñón. Tendencia calculada con LOESS. Nótese la escala logarítmica. Fuente: CHS.

3. Análisis del plancton

En general, durante el periodo de muestreo del plancton (de abril a junio de 2023), la comunidad de fitoplancton fue dominada en toda la laguna por células pequeñas de flagelados y criptofíceas, destacando la relativamente baja abundancia de diatomeas (que dominaron la comunidad durante los últimos episodios de agravamiento de la eutrofización ocurridos con anterioridad). En promedio, la abundancia de picoplancton autótrofo (*Synechococcus* y picoeucariotas en Figura 29) dentro de la mancha fue similar a la abundancia fuera de la mancha (aunque en algunos muestreos realizados en mayo la abundancia de *Synechococcus* fue algo mayor). Tampoco se encontraron diferencias significativas en ninguno de los otros grupos de fitoplancton analizados, incluyendo diatomeas y flagelados. La abundancia de microzooplancton (ciliados) tampoco fue significativamente diferente en el interior de la mancha. La principal diferencia entre las muestras analizadas dentro de la mancha y el resto, es la presencia en las primeras de abundante material particulado (el aspecto al microscopio se ilustra en la Figura 30) que no aparece fuera de la mancha. Como se observa en la micrografía este material presenta una mayor reflectividad al microscopio, por lo que posiblemente es el causante de la particular signatura óptica de la zona de la mancha percibida desde el satélite. En las propias imágenes al microscopio, se aprecia que estos agregados suelen estar acompañados de células planctónicas adsorbidas a su

superficie que son difíciles de cuantificar. Por tanto, muy posiblemente las abundancias presentadas en la [Figura 29](#) para las estaciones de la zona de la mancha subestiman las abundancias totales.

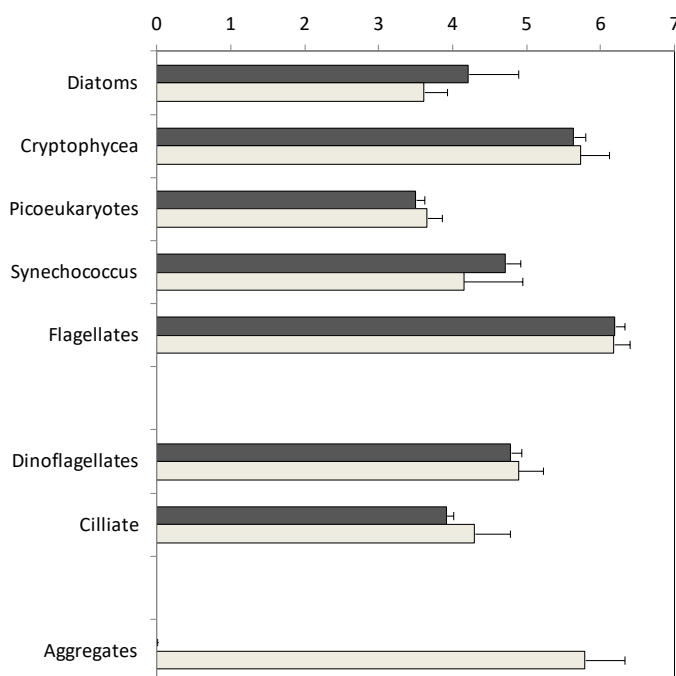


Figura 29. Promedio de las abundancias de los principales grupos de plancton analizados mediante citometría y microscopio óptico en la zona ocupada por la mancha blanca (columnas claras) y en estaciones fuera de la misma (columnas oscuras). Los datos son el promedio de muestras recogidas entre abril y junio de 2023. Las barras horizontales indican la desviación estándar. Se incluye también el recuento de agregados no celulares que sólo aparecieron en las muestras de la zona de la mancha.

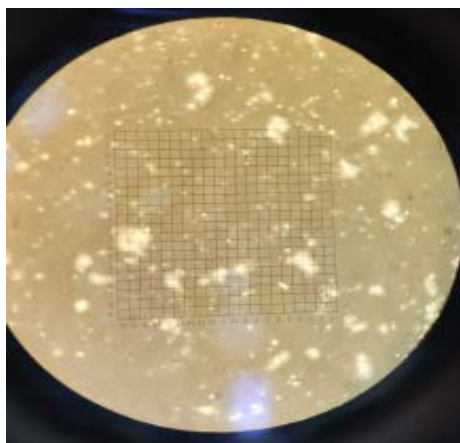


Figura 30. Aspecto al microscopio óptico de una de las muestras recogidas en abril de 2023 en la zona de la mancha blanca donde se aprecia la presencia de abundantes agregados con una reflectividad diferente a la de las células del plancton

El escalado multidimensional no métrico aplicado a los datos de biodiversidad genética del plancton procariota y eucariota indicó que las principales diferencias en la biodiversidad y estructura de las comunidades se debieron al tiempo de muestreo y a la fracción de tamaño considerada (en adelante, plancton "pico" y "nano") (Figura 31 y Figura 32). En ambos casos, la fracción pico forma un grupo más definido que la nano, en la que hubo más dispersión. Curiosamente, las muestras de la estación M se agruparon con las muestras correspondientes de las estaciones A, B y C, pero no ocurrió lo mismo con las muestras M de la fracción "nano". De hecho, tanto en abril como en junio de 2023, las muestras 'nano' de la estación M, donde se está produciendo el evento de *whiting*, eran bastante diferentes de las del resto de estaciones.

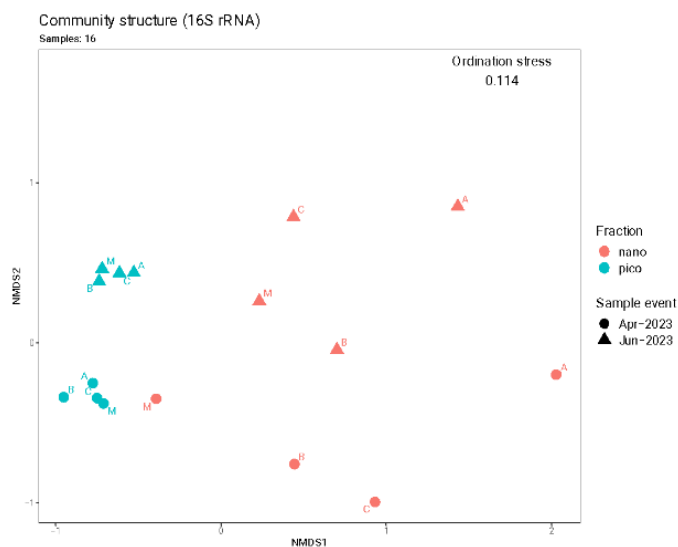


Figura 31. Análisis de escalado multidimensional no métrico (NMDS) sobre la comunidad de nano- y pico-plancton analizando la región del gen 16S rRNA.

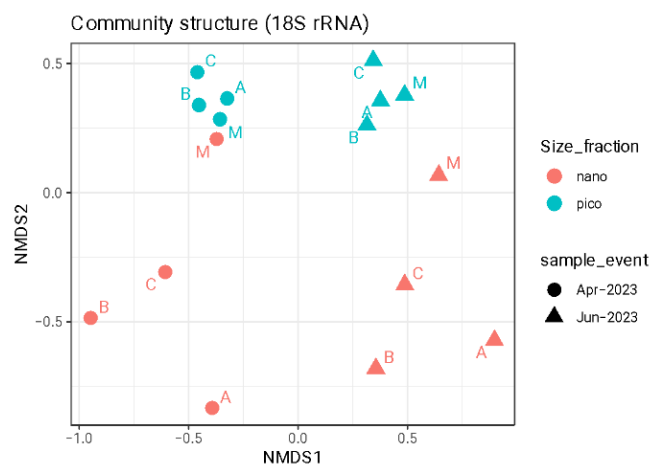


Figura 32. Análisis de escalado multidimensional no métrico (NMDS) sobre la comunidad de nano- y pico-plancton analizando la región del 18S rRNA.

La Figura 32 ilustra la contribución de los principales grupos de picoplancton procariota a la composición de la comunidad. Las bacterias de vida libre ('pico') son principalmente Flavobacterias y otros Bacteroidetes, Cianobacterias, así como diversos grupos de Alfa- y Gammaproteobacterias. Para esta fracción de tamaño no se observaron variaciones significativas entre estaciones, incluida la estación M, ni entre abril y junio. La composición taxonómica de las comunidades bacterianas adheridas a partículas (nano) es notablemente diferente a la de sus homólogas de vida libre: la proporción de alfa-proteobacterias es menor y, en cambio, es sustituida por una fracción mayor compuesta por Verrucomicrobia y otros taxones. La heterogeneidad fue más pronunciada entre estaciones en esta fracción de tamaño, dado que la estructura de la comunidad en la estación M fue distinta a la del resto de estaciones y similar a la de la comunidad de vida libre. Por tanto, en conjunto, la principal diferencia en la biodiversidad de las comunidades bacterianas entre la estación M y el resto es que las comunidades de vida libre y adheridas a partículas son similares.

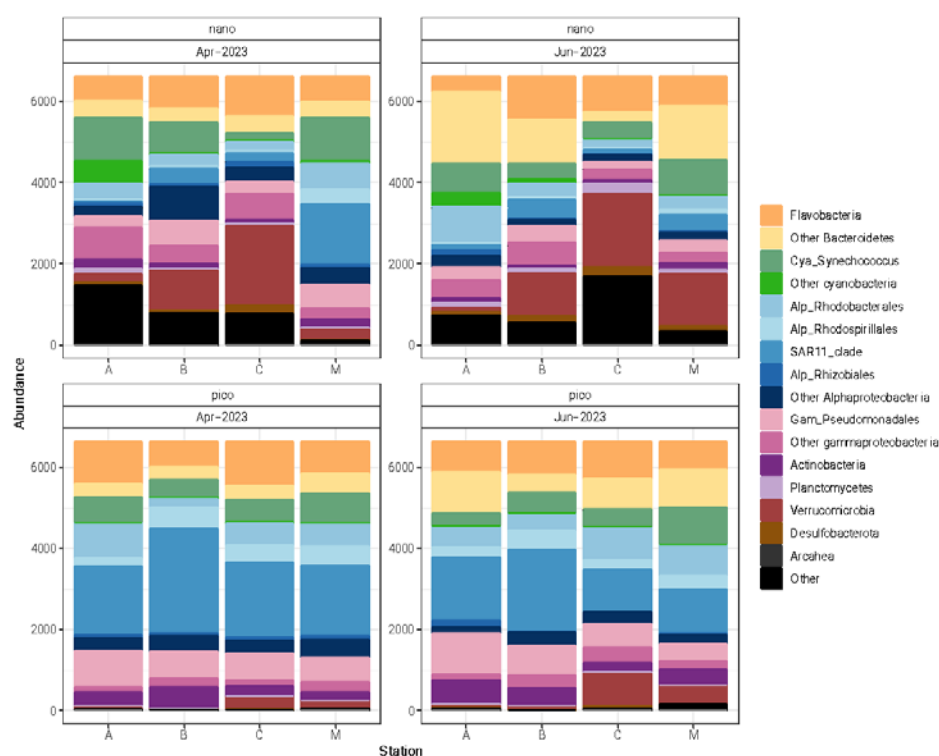


Figura 33. Diagrama de barras que muestra los distintos taxones que contribuyen a la comunidad procariota.

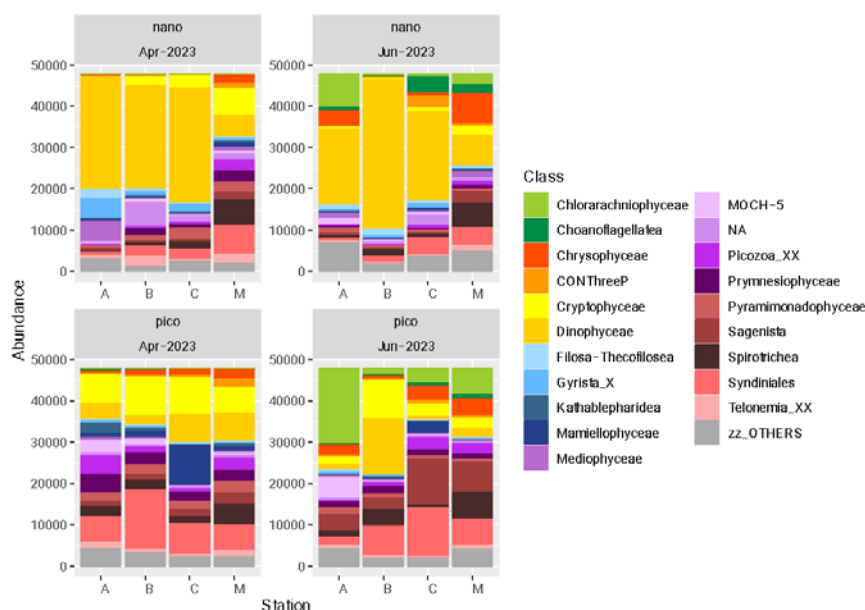


Figura 34. Diagrama de barras que muestra los distintos taxones que contribuyen a la comunidad eucariota.

Un patrón comparable emerge al visualizar los taxones que contribuyen a las comunidades microbianas eucariotas (Figura 33). En particular, se observaron cambios sustanciales entre fracciones en ambos periodos de muestreo, con diferencias más pronunciadas que las observadas para los procariotas. Entre los eucariotas de mayor tamaño (fracción "nano"), predominaron los miembros de la clase Dinophyceae, dentro del filo Dinoflagellata. La abundancia relativa de dinoflagelados fue algo menor en la estación M, al igual que las secuencias asignadas a miembros de las clases de algas Chrysophyceae y Cryptophyceae. Cabe destacar que, de forma similar a los procariotas, las comunidades eucariotas de la fracción "nano" presentaron una mayor similitud con las de la fracción "pico" en la estación M.

Estos resultados indican que los cambios en la biodiversidad de las comunidades de bacterioplankton y protistas (eucariotas microbianos) entre periodos de muestreo en la zona de la mancha fueron similares a los ocurridos en el resto de la laguna. La principal característica distintiva en la zona de la mancha fue que las bacterias de vida libre tendieron a aparecer adheridas a partículas, lo que es de esperar si la presencia de material particulado es mayor, como parece inferirse por el análisis al microscopio de las muestras. De acuerdo con los análisis mineralógicos presentados anteriormente, es muy posible que este material particulado que actúa adsorbiendo células planctónicas corresponda con el precipitado de carbonato cálcico que se encuentra a mayor concentración en la mancha que en el resto de la laguna.

La estructura de las comunidades de mesozooplankton en la laguna presentó marcadas diferencias entre el verano (julio) y el invierno (enero) ($p < 0,05$). Las comunidades estivales estuvieron dominadas por copépodos (80-95% de la abundancia relativa), mientras que en invierno observamos un pico de gasterópodos, cuya contribución a la abundancia relativa

aumentó hasta el 47-60%, desde el 1-2% presente en verano (Figura 34). Sin embargo, no encontramos diferencias significativas entre las estaciones B y M, en ninguna de las estaciones analizadas (p valor $<0,05$).

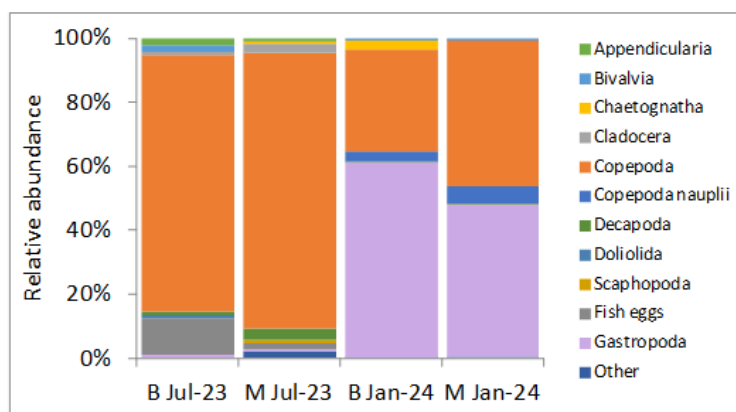


Figura 35. Estructura de la comunidad de mesozooplancton en verano e invierno, en las estaciones B y M.

4. Efecto sobre la vegetación bentónica

Se pueden distinguir tres zonas diferenciadas en la zona de la mancha blanca a partir del muestreo de vegetación bentónica (Figura 35). En primer lugar, fuera de la mancha blanca encontramos una pradera continua y densa de *Caulerpa prolifera* que mostraba un dosel denso cercano al 100% de cobertura y sin signos de deterioro en sus frondes. Esta zona sana se encontró rodeando una zona más afectada, que puede subdividirse en dos zonas diferenciadas en función del nivel de afección de la vegetación. Una zona perimetral, con una pradera de *Caulerpa* fragmentada en diversos grados con coberturas entre el 20 y el 70 %, que mostraban claros síntomas subletales de estrés por limitación de luz característicos de estos macrófitos (incremento de pigmentación, expansión del fronde, reabsorción de protoplasma en las zonas apicales, etc.). Esto se observa en la zona de transición entre las inmediaciones de la mancha y la parte central completamente desprovista de vegetación, donde la masa de agua blanquecina forma una estructura permanente. La extensión de la zona completamente desnuda es de unos 6,15 km², lo que representa el 4,5% de la superficie total de la laguna (135 km²).

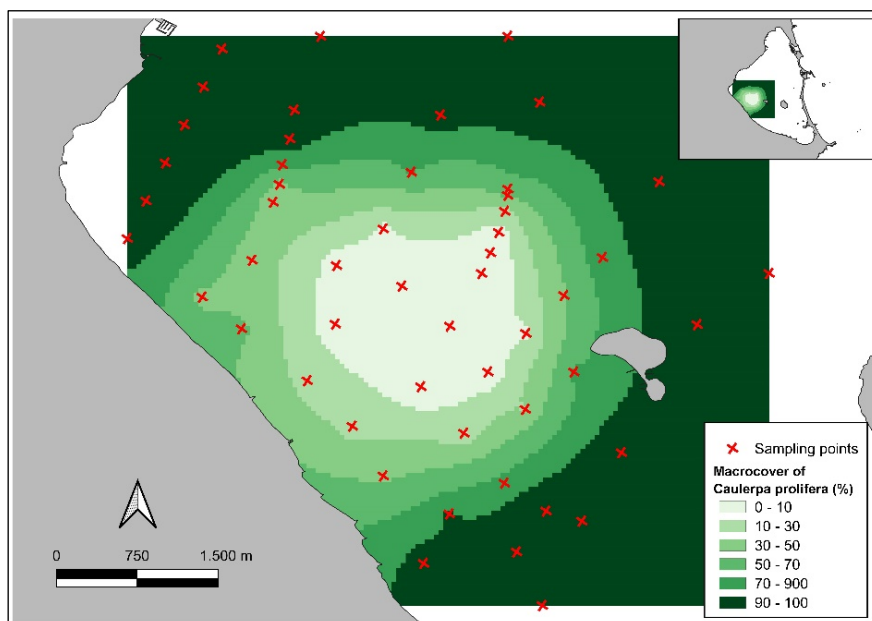


Figura 36. Área de estudio que muestra los resultados del muestreo de la vegetación del fondo. Las cruces rojas marcan los lugares donde se estimó visualmente la macro-cobertura de *Caulerpa prolifera* mediante buceo con escafandra autónoma.

Discusión

1. ¿Puede definirse la mancha como un evento de whiting?

El análisis de las muestras de agua recogidas dentro de la mancha blanca reveló la presencia de microcristales de calcita y niveles elevados de carbonato cálcico, lo que explica el color blanco y/o lechoso de la zona de mancha blanca, y confirma que se trata de un evento de *whiting* similar al descrito en la bibliografía en otros sistemas acuáticos marinos y continentales (Hodell et al., 2003; Bustos et al., 2009; Watkins et al., 2013; Larson et al., 2014; Long et al., 2017; Escoffier et al., 2022; Many et al., 2022). Concretamente, el carbonato cálcico en suspensión en la zona de la mancha es un orden de magnitud superior al del resto del Mar Menor (Figura 8). Además, los sondeos extraídos de la zona afectada por la mancha blanca (estación M) contienen, en los sedimentos superficiales de grano fino, calcita autógena, indicativa, igualmente, de un fenómeno de *whiting*. A la espera de un modelo cronológico específico para estos sondeos, la escala temporal de esta capa de sedimentación parece corresponder al periodo de aparición de la mancha.

La masa de agua de la zona de la mancha blanca se diferencia del resto de la laguna por una serie de atributos físico-químicos y biológicos: una turbidez mucho mayor, mayor concentración de nitrato, mayor razón DIN:DIP y mayor contenido de clorofila (Tabla 1 y Tabla 2). Las comunidades planctónicas no muestran un patrón distintivo salvo por presentar una comunidad adherida a partículas cuya composición no difiere de la comunidad de vida libre. Asimismo, la

opacidad de la mancha blanca impide la llegada de luz suficiente al fondo y ha provocado la desaparición de toda vegetación bentónica (Figura 35). Estos cambios en las comunidades biológicas parecen estar inducidos por los cambios ambientales descritos en la columna de agua de la zona de la mancha más que a la inversa.

2. ¿Cuándo apareció por primera vez la mancha blanca? ¿Es el primer evento de *whiting* en el Mar Menor?

El análisis espacial realizado con imágenes del satélite Sentinel-2 revela una transición significativa en la naturaleza de la mancha blanca en el Mar Menor, indicando un cambio hacia una estructura estable permanente en la parte centro-oeste de la laguna en la primavera de 2022 (Figura 4). El índice de reflectancia azul-verde mostró un notable descenso en enero de 2022 en el área de la mancha, coincidiendo con la estabilización visual inicial del evento de *whiting*. Entre 2016 y 2022, en el área de la mancha el índice fluctúa fuertemente, pero paulatinamente va diferenciándose de los valores de reflectancia de este índice registrados en el centro de la laguna. Los valores del índice en el centro de la laguna, una zona normalmente fuera del alcance de las plumas de agua turbia que se originan en episodios de avenida, han ido aumentando lentamente desde 2016, lo que implica un agua más clara, mientras que en el área de la mancha la dinámica ha sido la inversa.

El examen de las imágenes históricas de satélite junto con el análisis de los testigos de sedimento sugiere que el evento de *whiting* en curso representa un hecho novedoso en el Mar Menor. Las imágenes de satélite, que se remontan a 2008, nunca mostraron ninguna coloración blanquecina ni manchas estables que se parecieran al fenómeno actual. Del mismo modo, la evaluación de los testigos de sedimentos (de 70 cm) no reveló ninguna capa sedimentaria parecida a los sedimentos superficiales actuales.

3. ¿Qué puede haber desencadenado el evento de *whiting*?

El *whiting* parece claramente vinculado a la precipitación de carbonato cálcico, sin embargo, los procesos últimos que desencadenan el *whiting* han resultado notoriamente difíciles de explicar, dándose un diverso abanico de posibles causas (véase la [Introducción](#) para una revisión sucinta). Parece bastante probable que la aparición del *whiting* no se deba a un único mecanismo sino a procesos temporal y localmente singulares que, en todo caso, facilitan la sobresaturación y precipitación de carbonato cálcico. El conocido sistema de los carbonatos en agua (Figura 14) nos dice que la sobresaturación puede darse por un aumento del pH y/o un desplazamiento del equilibrio $[\text{CO}_2(\text{aq})] \leftrightarrow [\text{HCO}_3] \leftrightarrow [\text{CO}_3]$ hacia el carbonato por cambios en las concentraciones relativas de cada componente, como, por ejemplo, una fuerte entrada de bicarbonato o los efectos de la actividad biológica.

Para poder desarrollar una hipótesis de la aparición de la mancha blanca en el Mar Menor se deben responder, al menos, tres cuestiones:

1. ¿Por qué la mancha blanca comienza a dar señales hacia 2016-2017 y se convierte en una entidad permanente en 2022?
2. ¿Por qué se localiza en esta área en concreto del Mar Menor?
3. ¿Por qué desde 2022 resulta tan estable espacio-temporalmente?

El semiconfinamiento del Mar Menor y la alta evaporación lo convierten en una laguna hipersalina. El mismo proceso, unido a una descarga creciente de aguas continentales (mucho más ricas en bicarbonatos) y, probablemente, de aguas subterráneas (también ricas en iones bicarbonatos y carbonatos) hacen que el flujo de bicarbonato pueda estar contribuyendo a aumentar la alcalinidad y el pH del Mar Menor y a desplazar el equilibrio hacia el carbonato, tanto por el incremento del flujo de bicarbonato, como por el del pH que la alcalinidad impulsa. El incremento de pH en los últimos años en el Mar Menor es notorio ([Figura 15](#)), lo que podría ser el resultado de varios procesos simultáneos, aparte del citado, como, por ejemplo, la actividad fotosintética de la progresiva recuperación de la vegetación bentónica (la demanda de CO₂ reduce la acidificación), o los procesos de desnitrificación (p.ej. [Middleburg et al., 2020](#)) que no están cuantificados, pero que, sin duda, se dan en la descarga submarina de agua subterránea rica en nitrato a través de sedimentos mayoritariamente hipóxicos o anóxicos. Esto significa que el semiconfinamiento y el aporte continuado y creciente en las últimas cuatro décadas de agua continental (rica en HCO₃ y NO₃) han podido estar contribuyendo a incrementar la alcalinidad y el flujo de carbonato, incrementando la probabilidad de que se diera un evento de *whiting* al sobrepasar determinado umbral de pH.

Independientemente del volumen de la descarga de agua subterránea en el Mar Menor, está claro que desde 2016 a 2022 se pasó de una fase seca a una húmeda en el ciclo climático ([Figura 19](#)) y eso debe haber incrementado la descarga. Las evidencias de los niveles piezométricos lo sugieren claramente, ya que todos los piezómetros cercanos a la costa de los que se dispone de datos a largo plazo muestran mayores niveles en 2022 que en años anteriores. Sin embargo, los piezómetros situados en el frente costero de la mancha blanca muestran tanto incrementos más acusados entre la fase seca y apogeo de la húmeda, como niveles altos sostenidos, de tal manera que casi todos tienen hoy día niveles iguales o superiores a los de comienzos de 2022 ([Figura 18](#)). Los piezómetros con registros 5-minutales situados más cerca de la costa muestran la misma dicotomía en estas tendencias entre los situados en el sector norte y los del frente costero de la mancha blanca ([Figura 22](#) y [Figura 23](#)).

Este mecanismo podría explicar, en parte, la localización y estabilidad espacio-temporal de la mancha. La fase húmeda del ciclo climático y el descenso de los bombeos han elevado el nivel del acuífero e incrementado la descarga submarina de agua continental y, por tanto, del flujo de bicarbonato, lo que ha ocurrido de una manera más acusada en el frente costero de la mancha blanca. Este flujo localmente mayor en la zona de la mancha ocurre en condiciones de pH elevado para toda la laguna y esto provoca, localmente, un grado de sobresaturación de carbonatos que desencadena su precipitación, que en otras zonas no se manifiesta con esa intensidad porque el flujo es menor. En la mancha se han detectado también mayores niveles de nitrato que en el resto de la laguna, lo que se puede asociar con un mayor flujo de agua continental, rica en nitrato, que a su vez explica las mayores concentraciones de clorofila en la zona

de la mancha. Adicionalmente hay que tener en cuenta que la zona norte es donde impacta el flujo de entrada del agua mediterránea desde el Estacio, que tiene sentido anticiclónico, lo que puede diluir el impacto de los aportes continentales de una manera que no puede ocurrir en la zona de la mancha, donde además la hidrodinámica muestra un giro de corrientes precisamente en esa zona.

No hay diferencias claras en la concentración de DIC entre la mancha blanca y otras áreas (Figura 7) de la laguna y esto parece contraintuitivo con la hipótesis esbozada. Sin embargo, si pensamos en términos del sistema de carbonatos, un mayor flujo (descarga) de bicarbonato (que no concentración), con el pH adecuado, puede estar produciendo una formación de carbonato cálcico mayor como resultado del equilibrio químico. De esta manera, el DIC se mantiene dentro de rangos similares pero la producción de carbonato cálcico es mucho mayor en el área de mayor descarga, mayor producción que se materializa en mayor contenido de carbonato cálcico en suspensión (Figura 8) y en el *whiting*.

La localización de la mancha justo al sur de la desembocadura de la rambla del Albuñón sugiere también que el origen de la misma pudiera estar asociada a la descarga de agua superficial. No se puede descartar en absoluto que esta descarga coadyuve a la génesis y persistencia de la mancha, pero varios hechos soportan que el papel principal corresponda a la descarga subterránea y el aporte del Albuñón sea, en todo caso, secundario.

En primer lugar, la aparición de la mancha como un ente persistente se da en un momento de niveles piezométricos máximos en su frente costero. La entrada de agua superficial alcanzó un máximo en septiembre de 2019 (DANA de 200-300 mm) y, posteriormente, ha tenido picos importantes en la primera mitad de 2020, primavera de 2022 y mayo de 2023. El pico ocurre cuando la mancha se afianza, pero el hecho es que grandes entradas anteriores de agua superficial no dieron lugar a un evento de *whiting*. Por otro lado, la inercia espacio-temporal de la mancha no se compadece bien con la varianza de las aportaciones superficiales, tanto en volumen de agua como en otras variables, como la descarga de fosfato o contenido en bicarbonato. La descarga subterránea es mucho más inercial, constante y de dinámica temporal más calmada, lo que encaja muy bien con el comportamiento de la mancha blanca. Puntual, pero interesante, es el hecho que el único muestreo en el que la concentración de carbonatos en suspensión se iguala entre la mancha y el resto de la laguna (Figura 8) es tras un episodio de lluvias importante en mayo de 2022 (>50 mm de precipitación) que aumenta la descarga de todos los cauces que llegan al frente costero de la mancha que, en ese momento, salvo el Albuñón, se encontraban secos, que es justo lo contrario que se puede esperar si la descarga superficial fuera el factor principal en la génesis y permanencia de la mancha blanca.

La pluma de la rambla del Albuñón no ha sido caracterizada. Sin embargo, modelizaciones de plumas de ‘pequeños’ ríos muestran que una pluma de un caudal base similar al Albuñón tendría apenas una extensión de menos de una décima parte de la observada en la mancha (Figura 36). Para que la pluma tuviera un tamaño similar al observado en la mancha, el caudal cúbico habría de ser del orden de 150-200 veces el caudal base del Albuñón, hecho que posiblemente sólo ha ocurrido durante la riada de septiembre de 2019.

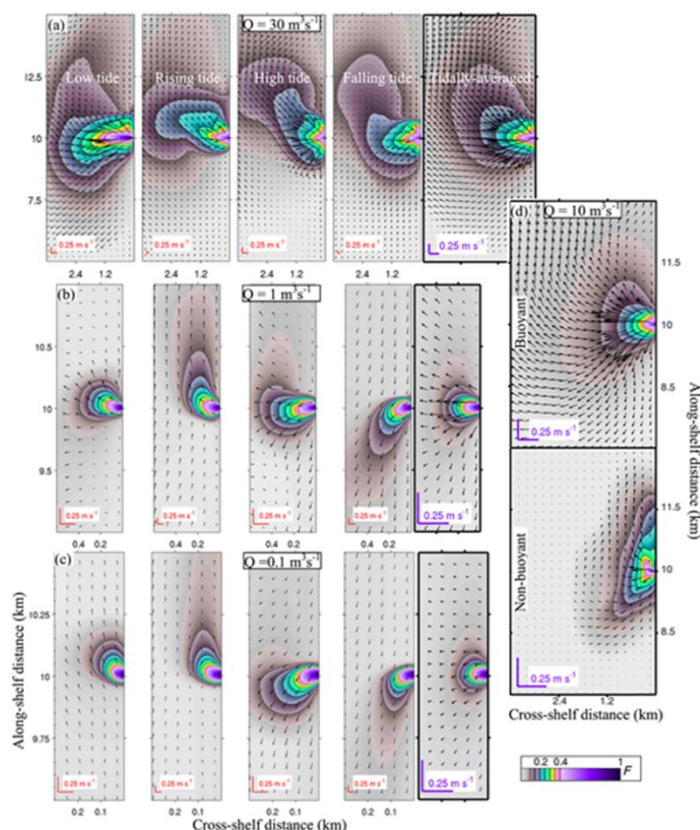


Figura 37. Modelos de plumas de ríos con distinto caudal. Nótese las diferencias en la escala en las diferentes figuras. Fuente: [Basdurak et al. \(2020\)](#). La escala de colores indica la dilución del agua continental.

La estabilidad espacio-temporal de la mancha también sugiere que los eventos meteorológicos que producen una resuspensión de sedimentos (abundantemente depositados en septiembre de 2019) tampoco es el factor clave en la formación de la mancha. La presencia de plancton fotosintético puede generar microambientes con pH elevado y sus organismos actuar como nucleadores de la formación de carbonato cálcico ([Long et al., 2017](#); [Sondi et al., 2010](#); [Thompson et al., 1997](#); [Thompson et al., 1990](#)). Una mayor descarga submarina de agua continental lleva asociada una mayor descarga de nitrato que favorece el desarrollo del plancton, la concentración local de nitrato y de clorofila en la mancha sugieren que podría estar ocurriendo, pero parece que sin el suministro continuado de bicarbonato gracias al flujo subterráneo esto daría lugar, más bien, a eventos discontinuos de *whiting*.

Resulta difícil explicar el largo episodio de *whiting* que se observa en el Mar Menor, pero una serie de datos de distintas fuentes parecen apuntar hacia la descarga de agua subterránea incrementada durante la fase húmeda del ciclo climático (incremento más persistente en el frente costero de la mancha) como principal desencadenante del evento. El *whiting* no sería un nuevo síndrome del Mar Menor, sino otro síntoma del síndrome general de la profunda alteración del régimen hidrológico e hidrogeológico de la cuenca vertiente, que no influiría sólo en la

persistencia de la mancha sino también en incrementar la probabilidad de que un evento de *whiting* ocurra. Este proceso general no excluye en absoluto otros factores potenciales contribuyentes: desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, colapso de la vegetación bentónica y facilidad para la resuspensión de sedimentos, aportes discontinuos de nutrientes, etc., pero todo ello dentro de la matriz general de la hipótesis apuntada.

4. ¿Cuáles son las implicaciones para la laguna?

Los resultados revelan una situación preocupante en la zona de *whiting*, caracterizada por una reducción significativa de la luz solar que llega al lecho marino. Dado la gran estabilidad de la mancha en el espacio, el lecho marino está expuesto a la presencia de partículas de carbonato cálcico en el agua y a su sedimentación en el fondo. Los sedimentos finos afectan a las praderas marinas, no sólo por la reducción de la luz, sino también por el enterramiento de las plantas ([Zabarte-Maeztu et al., 2021](#)). Estos factores han provocado la ausencia total de praderas marinas bajo la zona afectada, un componente crucial del ecosistema marino que depende de la fotosíntesis.

Aunque desaparezca la mancha, los sedimentos acumulados en el fondo permanecerán, lo que significa que el sustrato seguirá sufriendo tensiones, dificultando el retorno de las praderas marinas. Si la mancha se ampliara, la continua falta de luz solar supondría una grave amenaza. El crecimiento de esta zona, limitando la fotosíntesis, generaría menor producción primaria, lo que favorecería la aparición de condiciones anóxicas. No obstante, si la hipótesis propuesta es una buena aproximación de la realidad, la profundización de la fase seca del ciclo climático, así como el descenso de los niveles piezométricos, pueden llevar aparejada una atenuación, reducción e incluso desaparición de la mancha blanca. Sin embargo, parece que las condiciones que facilitan la aparición de la mancha pueden persistir en el largo plazo y deben tomarse en consideración en la gestión integral del Mar Menor y su cuenca vertiente.

Bibliografía

- Balzano, S., Abs, E., & Leterme, S. C. (2015). Protist diversity along a salinity gradient in a coastal lagoon. *Aquatic Microbial Ecology*, 74(3), 263-277. <https://doi.org/10.3354/ame01740>
- Basdurak, N. B., Largier, J. L., & Nidzieko, N. J. (2020). Modeling the dynamics of small-scale river and creek plumes in tidal waters. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 125, e2019JC015737. <https://doi.org/10.1029/2019JC015737>
- Belando-Torrentes, M. D., García Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Jiménez-Casero, J., Marín-Guirao, L., García Moreno, P., Franco, I., Fraile-Nuez, E., & Mercado-Carmona, J. M. (2019). Collapse of macrophytic communities in a eutrophicated coastal lagoon.
- Bustos-Serrano, H., Morse, J. W., & Millero, F. J. (2009). The formation of whittings on the Little Bahama Bank. *Marine Chemistry*, 113(1–2), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.mar-chem.2008.10.006>
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods*, 13(7), 581-583. <https://doi.org/10.1038/nmeth.3869>
- Campillo, J. A., Albentosa, M., Valdés, N. J., Moreno-González, R., & León, V. M. (2013). Impact assessment of agricultural inputs into a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) on transplanted clams (*Ruditapes decussatus*) by biochemical and physiological responses. *Aquatic Toxicology*, 142–143, 365–379. <https://doi.org/10.1016/j.aqua-tox.2013.09.012>
- de Brito, M. M., Bundelewa, I., Marin, F., Vennin, E., Wilmotte, A., Plasseraud, L., & Visscher, P. T. (2022). Effect of Culture pH on Properties of Exopolymeric Substances from *Synechococcus* PCC7942: Implications for Carbonate Precipitation. *Geosciences (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/geosciences12050210>
- Dierssen, H. M., Zimmerman, R. C., & Burdige, D. J. (2009). Optics and remote sensing of Bahamian carbonate sediment whittings and potential relationship to wind-driven Langmuir circulation. In *Biogeosciences* (Vol. 6). www.biogeosciences.net/6/487/2009/
- Erena, M., Domínguez, J. A., Aguado-Giménez, F., Soria, J., & García-Galiano, S. (2019). Monitoring coastal lagoon water quality through remote sensing: The Mar Menor as a case study. *Water*, 11(7), 1468.
- Escoffier, N., Perolo, P., Lambert, T., Rüegg, J., Odermatt, D., Adatte, T., Vennemann, T., & Perga, M. E. (2022). Whiting Events in a Large Peri-Alpine Lake: Evidence of a Catchment-Scale

Process. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 127(4).
<https://doi.org/10.1029/2022JG006823>

Fraile-Nuez, E., Machín, F., Santana-Casiano, J. M., González-Dávila, M., Domínguez-Yanes, J. F., Mercado, J. M., Cortes, D., Yebra, L., Gómez-Jakobsen, F., García-Gómez, C., Valcárcel, N., Gómez-Ballesteros, M., Santos-Echeandía, J., García-Muñoz, R., Ramos-Segura, A., Bernardeau-Esteller, J., Belando-Torrentes, M. D., Garrido-Faustino, S., Conde-Caño, R. M., & Ruiz-Fernández, J. M. (2018). Estudio oceanográfico integral de alta resolución de la laguna costera del Mar Menor, Murcia. IEO.

García-Ayllon, S., & Radke, J. (2021). Diffuse anthropization impacts in vulnerable protected areas: comparative analysis of the spatial correlation between land transformation and ecological deterioration of three wetlands in Spain. ISPRS International Journal of Geo-Information, 10(9), 630.

García-Oliva, M., Marcos, C., Umgieser, G., McKiver, W., Ghezze, M., De Pascalis, F., & Pérez-Ruzafa, A. (2019). Modelling the impact of dredging inlets on the salinity and temperature regimes in coastal lagoons. Ocean & Coastal Management, 180, 104913.
<https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2019.104913>

Glenn, C. R., Rajan, S., Mcmurtry, G. M., & Benaman, J. (1995). Geochemistry, Mineralogy, and Stable Isotopic Results from Ala Wai Estuarine Sediments: Records of Hypereutrophication and Abiotic Whittings! In Pacific Science (Vol. 49, Issue 4).

Hodell, D. A., Schelske, C. L., Fahnenstiel, G. L., & Robbins, L. L. (1998). Biologically induced calcite and its isotopic composition in Lake Ontario. Limnology and Oceanography, 43(2), 187–199. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.2.0187>

IEO-CSIC. (2024). Informe de actualización de resultados del programa de seguimiento del Mar Menor (febrero de 2024). Proyecto BELICH: Monitorización, estudio y modelización del Mar Menor (MAPMM-MITECO). IEO-CSIC. http://www.ieo.es/es_ES/web/ieo/mar-menor

Larson, E. B., & Mylroie, J. E. (2014). A review of whiting formation in the Bahamas and new models. Carbonates and Evaporites, 29(4), 337–347. <https://doi.org/10.1007/s13146-014-0212-7>

Long, J. S., Hu, C., Robbins, L. L., Byrne, R. H., Paul, J. H., & Wolny, J. L. (2017). Optical and biochemical properties of a southwest Florida whiting event. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 196, 258–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.07.017>

López-Ballesteros, A., Senent-Aparicio, J., Srinivasan, R., & Pérez-Sánchez, J. (2019). Assessing the impact of best management practices in a highly anthropogenic and ungauged

- watershed using the SWAT model: A case study in the El beal watershed (Southeast Spain). *Agronomy*, 9(10). <https://doi.org/10.3390/agronomy9100576>
- Main-Knorn, M., Pflug, B., Louis, J., Debaecker, V., Müller-Wilm, U., & Gascon, F. (2017). Sen2Cor for Sentinel-2. In *Proceedings Volume 10427, Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIII* (1042704). <https://doi.org/10.1117/12.2278218>
- Many, G., Escoffier, N., Ferrari, M., Jacquet, P., Odermatt, D., Mariethoz, G., Perolo, P., & Perga, M. E. (2022). Long-Term Spatiotemporal Variability of Whittings in Lake Geneva from Multispectral Remote Sensing and Machine Learning. *Remote Sensing*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/rs14236175>
- Martin, M. (2011). Cutadapt removes adapter sequences from high-throughput sequencing reads. *EMBnet. Journal*, 17(1), 10-12. <https://doi.org/10.14806/ej.17.1.200>
- Martínez-Álvarez, V., Gallego-Elvira, B., Maestre-Valero, J. F., & Tanguy, M. (2011). Simultaneous solution for water, heat, and salt balances in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 91(3), 250-261. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.10.030>
- McMurdie, P. J., & Holmes, S. (2013). phyloseq: an R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. *PloS One*, 8(4), e61217. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0061217>
- Mercado, J. M., Cortés, D., Gómez-Jakobsen, F., García-Gómez, C., Ouassa, S., Yebra, L., Ferrera, I., Valcárcel-Pérez, N., López, M., García-Muñoz, R., Ramos, A., Bernardeau, J., Belando, M. D., Fraile-Nuez, E., & Ruiz, J. M. (2021). Role of small-sized phytoplankton in triggering an ecosystem disruptive algal bloom in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 164, 111989. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOL-BUL.2021.111989>
- Middelburg, J. J., Soetaert, K., & Hagens, M. (2020). Ocean alkalinity, buffering and biogeochemical processes. *Reviews of Geophysics*, 58, e2019RG000681. <https://doi.org/10.1029/2019RG000681>
- Millán, M. M. (2014). Extreme hydrometeorological events and climate change predictions in Europe. *Journal of Hydrology*, 518(Part B), 206-224. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.12.041>
- Morse, J. W., & He, S. (1993). Influences of T, S and PCO₂ on the pseudo-homogeneous precipitation of CaCO₃ from seawater: implications for whiting formation. *Marine Chemistry*, 41(4), 291–297. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(93\)90261-L](https://doi.org/10.1016/0304-4203(93)90261-L)

- Nouchi, V., Kutser, T., Wüest, A., Müller, B., Odermatt, D., Baracchini, T., & Bouffard, D. (2019). Resolving biogeochemical processes in lakes using remote sensing. *Aquatic Sciences*, 81(2). <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0626-3>
- Obst, M., Wehrli, B., & Dittrich, M. (2009). CaCO₃ nucleation by cyanobacteria: Laboratory evidence for a passive, surface-induced mechanism. *Geobiology*, 7(3), 324–347. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4669.2009.00200.x>
- Oksanen, J. (2015). *Vegan: an introduction to ordination*.
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., ... & Glöckner, F. O. (2012). The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Research*, 41(D1), D590–D596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- R Core Team (2022). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>
- Ramírez, T., Cortés, D., Mercado, J. M., Vargas-Yañez, M., Sebastián, M., & Liger, E. (2005). Seasonal dynamics of inorganic nutrients and phytoplankton biomass in the NW Alboran Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(4), 654–670. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.012>
- Ruiz-Fernández, J. M., Belando-Torrentes, M. D., Bernardeau-Esteller, J., & Mercado-Carmona, J. M. (2022). Mar Menor lagoon: an iconic case of ecosystem collapse. *Centro Oceanográfico de Málaga*.
- Salata, G. G., Roelke, L. A., & Cifuentes, L. A. (2000). A rapid and precise method for measuring stable carbon isotope ratios of dissolved inorganic carbon. *Marine Chemistry*, 69(1–2), 153–161. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(99\)00102-4](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(99)00102-4)
- Shanableh, A., Al-Ruzouq, R., Gibril, M. B. A., Khalil, M. A., Al-Mansoori, S., Yilmaz, A. G., Imteaz, M. A., & Flesia, C. (2021). Potential factors that trigger the suspension of calcium carbonate sediments and whiting in a semi-enclosed gulf. *Remote Sensing*, 13(23). <https://doi.org/10.3390/rs13234795>
- Sondi, I., & Juračić, M. (2010). Whiting events and the formation of aragonite in Mediterranean karstic marine lakes: New evidence on its biologically induced inorganic origin. *Sedimentology*, 57(1), 85–95. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3091.2009.01090.x>
- Spencer, R. J., Eugster, H. P., & Jone, B. F. (1985). *Geochemistry of Great Salt Lake, Utah II: Pleistocene-Holocene evolution* (Vol. 49).

- Stabel, H. -H. (1986). Calcite precipitation in Lake Constance: Chemical equilibrium, sedimentation, and nucleation by algae. *Limnology and Oceanography*, 31(5), 1081–1094. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.5.1081>
- Stoeck, T., Bass, D., Nebel, M., Christen, R., Jones, M. D., Breiner, H. W., & Richards, T. A. (2010). Multiple marker parallel tag environmental DNA sequencing reveals a highly complex eukaryotic community in marine anoxic water. *Molecular Ecology*, 19, 21–31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04480.x>
- Stanton, C., Barnes, B. D., Kump, L. R., & Cosmidis, J. (2023). A re-examination of the mechanism of whiting events: A new role for diatoms in Fayetteville Green Lake (New York, USA). *Geobiology*, 21(2), 210–228. <https://doi.org/10.1111/gbi.12534>
- Swart, P. K., Oehlert, A. M., Mackenzie, G. J., Eberli, G. P., & Reijmer, J. J. G. (2014). The fertilization of the Bahamas by Saharan dust: A trigger for carbonate precipitation? *Geology*, 42(8), 671–674. <https://doi.org/10.1130/G35744.1>
- Thompson, J. B. (2000). Microbial Whitings. In R. E. Riding & S. M. Awramik (Eds.), *Microbial Sediments* (pp. 250–260). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04036-2_27
- Thompson, J. B., & Ferris, F. G. (1990). Cyanobacterial precipitation of gypsum, calcite, and magnesite from natural alkaline lake water. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(1990\)018<0995:CPOGCA>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(1990)018<0995:CPOGCA>2.3.CO;2)
- Thompson, J. B., Schultze-Lam, S., Beveridge, T. J., & Des Marais, D. J. (1997). Whiting events: Biogenic origin due to the photosynthetic activity of cyanobacterial picoplankton. *Limnology and Oceanography*, 42(1), 133–141. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.1.0133>
- Tomas C. R., 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic press, Harcourt Brace and Company, Toronto.
- Turpin, M., Emmanuel, L., Reijmer, J. J. G., & Renard, M. (2011). Whiting-related sediment export along the Middle Miocene carbonate ramp of Great Bahama Bank. *International Journal of Earth Sciences*, 100(8), 1875–1893. <https://doi.org/10.1007/s00531-010-0627-x>
- Utermöhl, H. (1958) Zur Vollkommenheit der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung Fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 39 p.
- Velasco, J., Lloret, J., Millan, A., Marin, A., Barahona, J., Abellan, P., & Sanchez-Fernandez, D. (2006). Nutrient And Particulate Inputs Into The Mar Menor Lagoon (Se Spain) From An Intensive Agricultural Watershed. *Water, Air, and Soil Pollution*, 176(1), 37–56. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-2859-8>

- Verma, M. P., van Geldern, R., Carvalho, M. C., Grassa, F., Delgado-Huertas, A., Monvoisin, G., & Carrizo, D. (2020). Interlaboratory test for stable carbon isotope analysis of dissolved inorganic carbon in geothermal fluids. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 34(e8685). <https://doi.org/10.1002/rcm.8685>
- Watkins, J. M., Rudstam, L. G., Crabtree, D. L., & Walsh, M. G. (2013). Is reduced benthic flux related to the Diporeia decline? Analysis of spring blooms and whiting events in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*, 39(3), 395–403. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2013.05.007>
- Wells, A. J., & Illing, L. V. (1964). Present-Day Precipitation of Calcium Carbonate in the Persian Gulf. *Developments in Sedimentology*, 1(C), 429–435. [https://doi.org/10.1016/S0070-4571\(08\)70517-X](https://doi.org/10.1016/S0070-4571(08)70517-X)
- Wickham et al., (2019). Welcome to the Tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686, <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Womble, R. N., Driscoll, C. T., & Effler, S. W. (1996). Calcium carbonate deposition in Ca²⁺ polluted Onondaga Lake, New York, U.S.A. *Water Research*, 30(9), 2139–2147. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00038-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00038-3)
- Zabarte-Maetz, I., Matheson, F. E., Manley-Harris, M., Davies-Colley, R. J., & Hawes, I. (2021). Fine sediment effects on seagrasses: A global review, quantitative synthesis and multi-stressor model. *Marine Environmental Research*, 171, 105480. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105480>