



**LIFE 13 NAT/ES/001001**

**Desurbanización y recuperación de la  
funcionalidad ecológica en los sistemas  
costeros de La Pleta**

**Acción D1 Seguimiento del estado ecológico**

**Informe final de proyecto**



Universitat de Girona  
**Institut d'Ecologia Aquàtica**



**Dr. Jordi Compte**

**Sra. Maria Bas**

**Dr. Dani Boix**

**Dra. Anna Menció**

**Sr. David Cunillera-Montcusí**

**Dra. Stéphanie Gascón**

**Sr. Jordi Sala**

**Sra. Irene Tornero**

**Dr. Xavier Quintana**

Julio 2018

# ÍNDICE

INTRODUCCIÓN .....	1
MÉTODOS	
Muestras.....	4
Determinación del estado ecológico.....	7
Parámetros físicos, químicos y biológicos.....	7
Índices e indicadores de la comunidad planctónica.....	9
Determinación del estado de conservación.....	11
RESULTADOS	
1. El nivel del agua.....	12
2. Estado ecológico de las lagunas según las características físicas y químicas.....	13
Indicadores físicos y químicos.....	13
Índices físico-químicos.....	20
3. Estado ecológico de las lagunas según la comunidad planctónica acuática.....	27
El microbial loop.....	27
El zooplancton .....	31
Índice de calidad del agua basado en invertebrados acuáticos.....	36
Estado de conservación del hábitat.....	38
DISCUSIÓN	
1. Importancia del patrón hidrológico.....	39
2. Similitudes entre las lagunas preexistentes y las de nueva creación.....	40
3. Influencia de la restauración en las lagunas preexistentes .....	42
4. Estado de conservación.....	43
5. La problemática de determinar el estado ecológico en lagunas de marismas mediterráneas.....	44
CONCLUSIONES.....	48
BIBLIOGRAFIA.....	49

# INTRODUCCIÓN

En el proyecto “Desurbanización y recuperación de la funcionalidad ecológica en los sistemas costeros de La Pletera (LIFE13NAT/ES/001001)” la Universidad de Girona (UdG) ha realizado parte del seguimiento científico tal y como se estableció en la propuesta del proyecto aprobada en el 2014. Entre las acciones de seguimiento científico llevadas a cabo por la UdG se incluye la acción D1, que tiene como objetivo analizar el estado ecológico de las lagunas existentes y de las lagunas de nueva creación en la zona de actuación antes, durante y después de la restauración, así como analizar si las lagunas que se han creado nuevas durante el proyecto tienen, o tienden a tener, unas características similares a las lagunas ya existentes. Siguiendo el cronograma establecido y las modificaciones realizadas en verano de 2014 (se descartó iniciar el seguimiento en verano de aquel año en el que el mes de julio fue anormalmente lluvioso), el seguimiento científico se ha realizado entre octubre del 2014 y junio de 2018.

Durante el seguimiento científico se ha monitorizado la comunidad acuática y los parámetros físicos, químicos y biológicos de las lagunas de la zona de actuación del proyecto para poder determinar su estado ecológico. El seguimiento se ha realizado antes, durante y después de las actuaciones de restauración de la marisma. Esto ha permitido evaluar el efecto de la restauración en las lagunas afectadas por el proyecto. Se han monitorizado dos lagunas naturales (Bassa Pi y Fra Ramón), una laguna creada artificialmente (G02) en el 2002 en el marco del proyecto LIFE 1999-2003: “Restauración y ordenación de las lagunas y sistemas costeros del Baix Ter (LIFE 99 NAT/E/006386)” para la mejora del hábitat para la protección del fartet (*Aphanius iberus*), y tres lagunas creadas en 2016 (L1, L2 y M3) en el marco de este proyecto LIFE Pletera. Las dos lagunas naturales fueron modificadas artificialmente mediante la construcción de una mota de contención a su alrededor en los años 70. En Bassa del Pi la mota solo cubre el 30% de su perímetro, mientras que en Fra Ramon ocupaba casi el 100%. En esta última, en 2016 se ha retirado gran parte de la mota (ver acción C2). La laguna G02 se construyó en 2002 en el límite oeste junto al paseo que se ha desurbanizado en este proyecto LIFE Pletera para potenciar las poblaciones de fartet en la zona. Todas las lagunas monitorizadas son de inundación permanente.

La valoración del estado ecológico de la marisma realizado durante el seguimiento se basa en tres aspectos: la dinámica en el tiempo de diferentes indicadores del estado ecológico (parámetros físicos, parámetros químicos y la comunidad planctónica), la calidad del agua calculada mediante diferentes indicadores y el estado de conservación de las lagunas.

En el presente informe se exponen los resultados finales del seguimiento científico realizado durante el proyecto. Este seguimiento tiene como objetivos: i) determinar el estado ecológico de las lagunas de la marisma restaurada, ii) comprobar si las lagunas nuevas que se han creado durante el proyecto tienen unas características ecológicas y una composición de especies similar a las lagunas preexistentes naturales o creadas artificialmente en el 2002, iii) comprobar si las actuaciones de restauración del proyecto han mejorado el estado ecológico de las lagunas preexistentes.

# MÉTODOS

## 1. Muestreo

Durante los cuatro años de seguimiento se realizaron 45 campañas de muestreo con frecuencia mensual de octubre del 2014 a junio de 2018. En estas campañas se midieron los parámetros físicos y químicos de las lagunas, y se recogieron muestras de bacterioplancton, fitoplancton y zooplancton (Tabla 1). De las 45 campañas, 16 (de octubre 2014 a enero 2016) se realizaron solo en las lagunas preexistentes: Bassa Pi (LIFE A), Fra Ramon (LIFE B) y la laguna G02 creada en 2002 (LIFE C). A partir de febrero de 2016 se muestrearon también las lagunas creadas durante las obras de restauración del proyecto a medida que se iban terminando. Así, en febrero de 2016 se añadió la laguna LIFE D (correspondiente a la numeración L04 que se recoge en el informe del seguimiento de niveles y salinidad, ver acción D3), en marzo la laguna LIFE E (correspondiente a la numeración L01 del mencionado informe) y a partir de abril de 2016 se añadió LIFE F (correspondiente a la laguna M03) (Figura 1; Tabla 1). El proyecto Life Pletera preveía únicamente 32 campañas, mensuales durante el primer y tercer año de proyecto (24 campañas), y trimestrales durante el segundo y cuarto año (8 campañas). Sin embargo, dada la rapidez con la que el sistema responde a los cambios en el nivel y la salinidad del agua, el equipo científico de la UdG encargado del seguimiento optó por realizar el seguimiento mensual durante todo el período. Los costes de estas 13 campañas adicionales no se han computado en los costes del proyecto Life Pletera.

Además de las campañas mensuales, en el mismo período de tiempo se realizaron 15 campañas de muestreo estacionales para recoger muestras de invertebrados acuáticos para determinar la calidad del agua mediante el índice *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub>. (Boix et al. 2005; Quintana et al. 2016). De las 15 campañas, 6 se realizaron solo en las lagunas preexistentes y 9 en todas las lagunas (las tres preexistentes y las tres de nueva creación).

Una vez al año se hizo una valoración del estado de conservación de las lagunas calculando el índice *ECELS* (Sala et al. 2004). Al inicio del proyecto se calculó el *ECELS* en el primer muestreo (octubre de 2014), pero las siguientes valoraciones se hicieron en primavera de los diferentes años de seguimiento (abril 2016, abril 2017, marzo 2018). Se calculó en primavera ya que es la época más indicada para la evaluación con el índice *ECELS*. También fue la época en que se terminaron de construir las tres lagunas nuevas. En 2015 no se calculó el índice *ECELS* porque se había realizado en octubre del 2014 y se valoró que el estado de conservación no habría cambiado después de seis meses sin haber realizado todavía ninguna actuación del proyecto. En total se realizaron 4 valoraciones de *ECELS* en las lagunas preexistentes (2014-2018) y 3 en las lagunas de nueva creación (2016-2018).

Finalmente, en julio de 2015 se instalaron dos sondas que medían el oxígeno y la temperatura en continuo (cada 10 minutos) a una profundidad de 25 cm en LIFE B y C. Estas sondas han

estado midiendo las concentraciones de oxígeno entre julio de 2015 i junio de 2018. Los cambios en el contenido de oxígeno que miden estas sondas han permitido estimar la producción y la respiración que hay en el conjunto de la laguna, con lo que se puede determinar el metabolismo ecosistémico de la laguna (Staeher et al. 2010; Obrador et al. 2014).

Figura 1. Mapas de la zona de actuación del proyecto que indican la situación de las seis lagunas muestreadas durante el seguimiento de la acción D1. Mapa derecha: antes de las obras; mapa de abajo: después de las obras. Lagunas preexistentes: LIFE A, LIFE B, LIFE C. Lagunas de nueva creación: LIFE D, LIFE E, LIFE F.

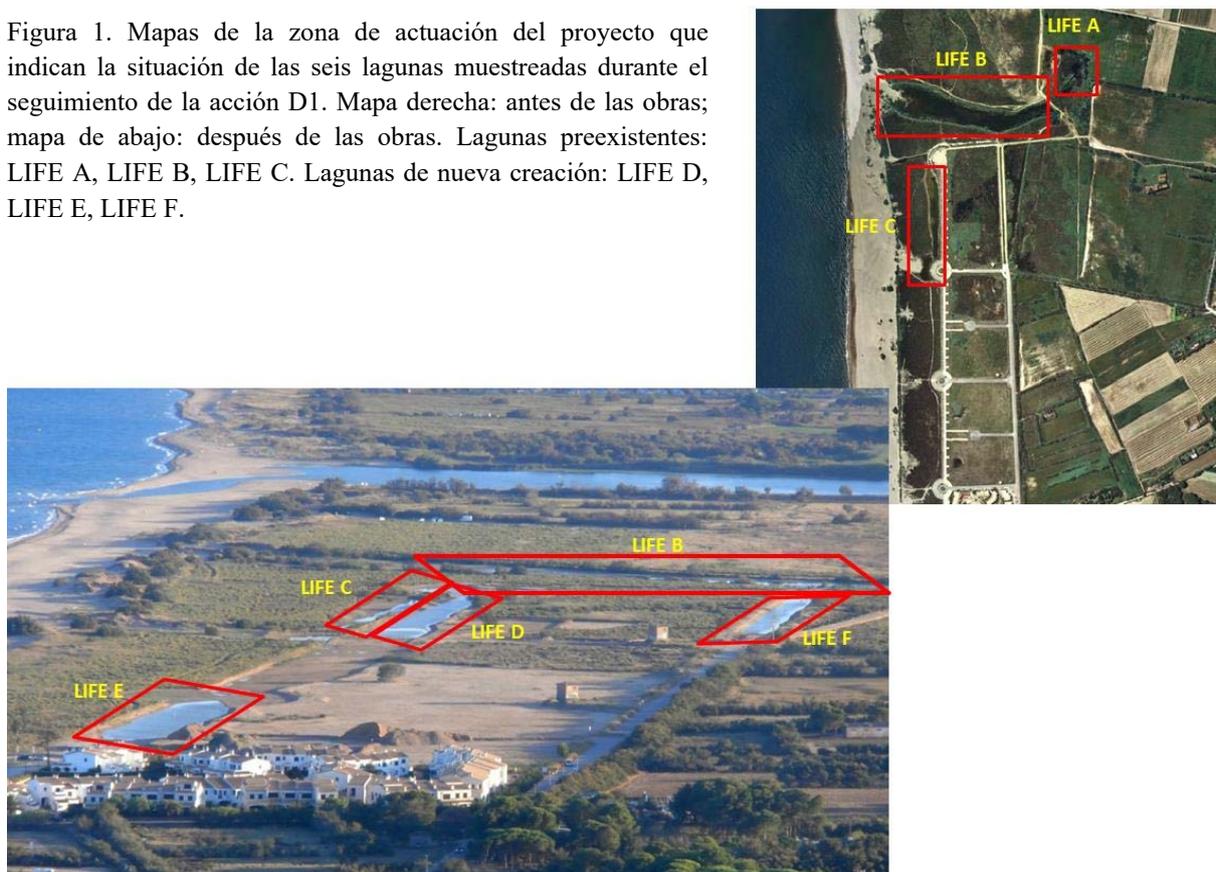


Tabla 1. Periodicidad de las campañas de muestreo. En gris se indica las lagunas muestreadas en cada campaña. Q: Campañas en las que también se tomaban muestras para el cálculo del *QAELS*<sup>2010</sup>. E: Campañas en las que se calculaba el índice *ECELS*. (\*) Nombre asignado a cada laguna en el informe de seguimiento de niveles (ver informe acción D3).

Código	LIFE A	LIFE B	LIFE C	LIFE D	LIFE E	LIFE F
	Bassa Pi*	Fra Ramón*	G02*	L04*	L01*	M03*
Oct 2014	Q E	Q E	Q E			
Nov 2014						
Dic 2014						
Ene 2015	Q	Q	Q			
Feb 2015						
Mar 2015						
Abr 2015	Q	Q	Q			
May 2015						
Jun 2015						
Jul 2015	Q	Q	Q			
Ago 2015						
Sep 2015						
Oct 2015	Q	Q	Q			
Nov 2015						
Dic 2015						
Ene 2016	Q	Q	Q	Creación laguna		
Feb 2016					Creación laguna	
Mar 2016						Creación laguna
Abr 2016	Q E	Q E	Q E	Q E	Q E	Q E
May 2016						
Jun 2016						
Jul 2016	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Ago 2016						
Sep 2016						
Oct 2016	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Nov 2016						
Dic 2016						
Ene 2017	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Feb 2017						
Mar 2017						
Abr 2017	Q E	Q E	Q E	Q E	Q E	Q E
May 2017						
Jun 2017						
Jul 2017	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Ago 2017						
Sep 2017						
Oct 2017	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Nov 2017						
Dic 2017						
Ene 2018	Q	Q	Q	Q	Q	Q
Feb 2018						
Mar 2018	E	E	E	E	E	E
Abr 2018	Q	Q	Q	Q	Q	Q
May 2018						
Jun 2018						

## 2. Determinación del estado ecológico

Para determinar el estado ecológico de las lagunas monitorizadas durante el proyecto se utilizaron diferentes indicadores e índices, basados en la composición física y química del agua, o en la comunidad acuática que albergan. Con estos indicadores e índices se pudo evaluar el estado ecológico de todas las lagunas monitoreadas, comprobar las posibles diferencias del estado ecológico entre las lagunas preexistentes y nuevas, y comprobar la posible mejora del estado ecológico de las lagunas preexistentes después de las obras de restauración.

### Parámetros físicos, químicos y biológicos

Los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua analizados mensualmente durante el seguimiento del estado ecológico de las lagunas son:

- Nivel del agua
- Conductividad (mS/cm)
- Temperatura (°C)
- pH
- Porcentaje de saturación de oxígeno
- Concentración de carbono orgánico total (TOC) (mg/l)
- Concentración de carbono orgánico disuelto (DOC) (mg/l)
- Concentración de carbono inorgánico total (TIC) (mg/l)
- Concentración de carbono inorgánico disuelto (DIC) (mg/l)
- Concentración de nitrógeno total (TN) (mg/l)
- Concentración de fósforo total (TP) (mg/l)
- Concentración de nitrógeno en amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) y nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (mgN/l)
- Concentración de fósforo en fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) (mgP/l)
- Concentración de clorofila (Chl-*a*) (mg/l)

Se escogieron estos parámetros porque la mayoría son utilizados habitualmente como indicadores del estado ecológico como el TOC y el DOC, que miden directamente la carga orgánica del sistema, la Chl-*a* (Vollenweider & Kerekes, 1982), el TP o el TN (Carlson, 1977; Kratzer & Brezonik, 1981), el nitrógeno disuelto ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) (Vollenweider et al. 1998) y el porcentaje de oxígeno (Vollenweider et al. 1998). También se escogieron otros parámetros como la conductividad, el nivel del agua, la temperatura, el pH, el TIC y el DIC como variables representativas de la dinámica de este tipo de lagunas (Quintana et al., 1998a; Badosa et al., 2006; López-Flores et al., 2006).

La conductividad, el pH, la temperatura y el porcentaje de oxígeno fueron medidos mensualmente a una profundidad de 10 cm por debajo del nivel del agua mediante una sonda HACH HAG40d. Para detectar posibles diferencias de oxígeno que pueden tener este tipo de lagunas en profundidad, también se midió a 50 cm de profundidad en todas las lagunas a excepción de LIFE B que se midió a 150 cm debido a su elevada profundidad. Debe tenerse

en cuenta que, puesto que el nivel de agua es variable, también era variable la cota sobre el nivel del mar a la que se hacían estas mediciones. Las muestras de nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo) y de materia orgánica e inorgánica también se recogieron mensualmente. Su concentración se determinó mediante la recolección de agua no filtrada (análisis del total de nitrógeno, fósforo, carbono orgánico y carbono inorgánico) y filtrada por un filtro de Whatman GF/F (análisis de fosfato, amonio, nitrato, nitrito, y carbono orgánico e inorgánico disueltos). Las muestras se analizaron en un laboratorio externo mediante espectrofotometría y cromatografía iónica. La Chl-*a* fue analizada mediante cromatografía líquida de alta presión (Water 1500 Series HPLC Pump con un inyector 717 Plus autosampler y un detector PDA 2996) con una columna C8 de fase inversa y una fase móvil de pirimidina, utilizando el protocolo adaptado de Zapata et al. (2000) por López-Flores et al. (2006).

Para el cálculo de la producción y respiración ecosistémica se utilizaron sondas MiniDot instaladas en la laguna que miden en continuo la concentración de oxígeno disuelto en agua con una frecuencia de 10 minutos. La producción y la respiración se estiman, respectivamente, a partir del incremento del oxígeno disuelto durante el día y la disminución durante la noche, previa corrección del cambio de oxígeno causado por fenómenos físicos de intercambio con la atmósfera (Staeher et al., 2010; Obrador et al., 2016).

Para conocer el funcionamiento de los parámetros físicos y químicos de las lagunas y determinar su estado ecológico en función de estos, se realizaron diferentes análisis estadísticos. Primero se hizo una descripción de la evolución en todas las lagunas de los diferentes parámetros a lo largo del tiempo. En segundo lugar se comprobó si existían correlaciones de los distintos parámetros con el nivel del agua mediante una matriz de correlación correlaciones de Pearson (relaciones lineales) y Spearman (relaciones no lineales) para determinar si estos parámetros físicos y químicos están relacionados con los episodios de inundación y confinamiento característico de este tipo de lagunas (Quintana et al. 1998a). En tercer lugar se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para conocer los parámetros que mejor explican la variabilidad de las muestras analizadas (222 muestras: 135 de lagunas preexistentes y 87 de las lagunas de nueva creación).

Posteriormente se realizó un análisis de la variancia (ANOVA) para comparar los parámetros físicos y químicos de las lagunas preexistentes (LIFE A, B y C) con los de las lagunas nuevas creadas en el 2016 (LIFE D, E y F). Para analizar si las obras de restauración han causado algún efecto en la los parámetros físicos y químicos en las lagunas preexistentes, se compararon estos parámetros antes y después de las obras. Puesto que la variación de estos parámetros puede estar relacionados con el nivel del agua es probable que las posibles diferencias en los parámetros estén enmascaradas por las variaciones estacionales en el nivel del agua y sean difíciles de identificar. Para controlar el posible efecto causado por el nivel del agua y analizar si hay diferencias más allá de las causadas por los cambios de nivel, se han realizado diferentes análisis de ANCOVA utilizando el nivel del agua como covariable.

Finalmente, para determinar el estado ecológico de las lagunas en función de las características físicas y químicas de la laguna, se calcularon los siguientes índices e indicadores en cada muestreo realizado. Se realizaron ANOVAs para comparar estos índices

e indicadores entre las lagunas preexistentes y las de nueva creación y para comparar los efectos de las obras de restauración en las lagunas preexistentes.

- Relación de *DIN/TP* (Ptacnik et al., 2010): Basado en el nitrógeno inorgánico disuelto (DIN) y el fósforo total, que informa sobre cuál es el nutriente limitante. Calculado mensualmente.
- *TSI* (Trophic State Index):  $TSI_{TP}$  basado en el fósforo total y  $TSI_{Chla}$  basado en la Chl-*a* (Carlson, 1977); y  $TSI_{TN}$  basado en el nitrógeno total (Kratzer & Brezonik, 1981). Calculado mensualmente.
- *TRIX* (Trophic Status Index): Basado en la Chl-*a*, DIN, TP y el porcentaje absoluto de la variación de la saturación de oxígeno ( $aD\%O$ ) (Volleinweider et al. 1998). Calculado mensualmente
- Relación *TP/Fósforo* particulado (Serrano et al., 2017): Basado en la capacidad de asimilación del fósforo por parte del sedimento de la laguna, que indica si los aportes de fósforo tienen origen antropogénico. Calculado mensualmente.
- $\ln PPB/R$  (Batt & Carpenter, 2012; Odum 1956): Basado en la producción primaria bruta (PPB) y la respiración (R). Calculado diariamente pero solo en LIFE B y C.

#### Índices e indicadores de la comunidad planctónica

A partir de los muestreos mensuales de organismos se utilizaron indicadores basados en la comunidad planctónica ya que son los primeros organismos en responder a los cambios del estado ecológico. Las muestras de plancton se recogieron y analizaron utilizando diferentes métodos en función del tipo de organismos (Compte et al. 2012):

- Plancton menor de 20  $\mu m$ : se recogió agua y se filtró por una red de 50  $\mu m$ . Del agua filtrada se recogieron 4 ml, se fijaron con una solución de paraformaldehído y glutaraldehído (P+G) y se congelaron en nitrógeno líquido. Después se analizó su abundancia mediante citometría de flujo.
- Plancton entre 20 y 50  $\mu m$ : se recogieron 125 ml de agua y se fijaron con formaldehído al 4%. Posteriormente se realizó la observación al microscopio invertido donde se identificó y midió los organismos con un tamaño de entre 20 y 50  $\mu m$ . Para discriminar si los organismos observados eran autótrofos o heterótrofos, se recogieron 20 ml adicionales de agua, se fijaron con glutaraldehído al 3% y se mantuvieron a 8°C. Se filtró un volumen determinado de agua de la muestra por un filtro opaco Whatman de 0.2  $\mu m$  (PC MB 25mm 0.2  $\mu m$  B) para retener los organismos y se congeló el filtro. Finalmente se realizó la observación en el microscopio invertido con luz de epifluorescencia.
- Zooplancton (plancton mayor de 50  $\mu m$ ): Se recogieron 5 litros de agua y se filtraron por una red de 50  $\mu m$  de luz. Los organismos retenidos en la red se fijaron con formaldehído al 4% y se identificaron y midieron al microscopio invertido.

Los organismos inferiores a 20  $\mu m$  fueron identificados en grupos de tamaños (picoplancton y nanoplancton) y tróficos (autótrofos y heterótrofos). Los superiores a 20  $\mu m$  se clasificaron al nivel máximo taxonómico posible o a nivel de morfotaxón (individuo de forma similar a un

determinado taxón). Desde el punto de vista metodológico, la comunidad planctónica se dividió en dos partes: i) los organismos que conforman el “microbial loop” y que son principalmente el bacterioplancton, el fitoplancton (que incluye el picoplancton, el nanoplancton y el microfitoplancton autótrofos) y el zooplancton de tamaño más pequeño (mayoritariamente los ciliados); ii) el zooplancton de dimensiones mayores a 50  $\mu\text{m}$ , los rotíferos y los copépodos. En el caso de los copépodos, se dividieron por sus estadios de desarrollo: adultos, copepoditos y nauplios ya que pueden tener requerimientos ecológicos diferentes (Brucet et al., 2008). Para estimar la biomasa de cada uno de los taxones se utilizaron medidas de longitud de cada individuo y se transformaron en biomasa mediante las relaciones de longitud biomasa referenciadas en Brucet et al. (2008) y Compte et al. (2010; 2011).

Como indicadores del estado ecológico de la comunidad planctónica se utilizó la biomasa total y la composición de especies. La biomasa total se calculó por todas las muestras recogidas durante el seguimiento con el objetivo de analizar su evolución en el tiempo. La biomasa total se calculó como la suma de la biomasa de todos los taxones del plancton de cada muestra. Como en el caso de las variables físicas y químicas, se realizó una ANOVA para comprobar si había diferencias entre las lagunas preexistentes y nuevas e igualmente para comprobar si había diferencias en las lagunas preexistentes antes y después de las obras de restauración.

Para conocer la composición de la comunidad planctónica y su relación con los parámetros físicos y químicos se realizó un análisis no paramétrico multidimensional (NMDS) utilizando la biomasa de los organismos. Se calculó el coeficiente de similaridad Bray-Curtis como medida de similitud y las distintas comunidades fueron transformadas utilizando la transformación de Hellinger (Legendre & Gallagher, 2001). Para detectar las posibles asociaciones entre la composición de especies y las variables ambientales, se utilizó la función “envit” del paquete estadístico “vegan” de R y la significación estadística fue evaluada mediante 999 permutaciones al azar. Finalmente, se realizó una partición de la varianza para determinar la influencia relativa en la composición del plancton de las variables ambientales (solo se incluyeron variables relacionadas con la comunidad) (Borcard et al., 1992; Legendre & Legendre, 1998). Finalmente, se consideraron tres factores que podrían tener efectos en los parámetros físicos y químicos y en la comunidad planctónica: la edad de la laguna (nueva y preexistentes), estación del año, la primera conexión hídrica (octubre del 2016) entre las lagunas nuevas y preexistentes. Para comprobar si había diferencias significativas de los grupos de la comunidad planctónica en función de estos factores, se utilizó un análisis multivariable acoplado (función `dudi.pca` de R Studio) y se calculó la inercia de cada grupo de organismos (función `dudi.coa` de R Studio). También se realizó un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) mediante la similaridad Bray-Curtis para calcular el grado de disimilaridad (cuantifica la diferencia en porcentaje) entre los grupos de la comunidad en función de los tres factores determinados. Todos los cálculos estadísticos se hicieron mediante el programa R (R Development Core Team 2014) a excepción del SIMPER que se utilizó el programa PRIMER (v. 6.0 por Windows, PRIMER-E, Plymouth).

El índice utilizado para determinar la calidad del agua a partir de los invertebrados acuáticos fue el *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub> (Boix et al. 2010; Quintana et al. 2016) y se basa en la presencia y abundancia de macroinvertebrados y microcrustáceos (cladóceros, ostrácodos y copépodos). Este índice está adaptado para lagunas talasohalinas como las lagunas de La Pletera. En el caso de este tipo de lagunas solo se utilizan los microcrustáceos para evaluar la calidad del agua. Se calculó a nivel trimestral coincidiendo con las estaciones del año. Se desestimó la utilización de otros índices biológicos utilizados en zonas costeras o marinas como el índice *AMBI* (A Marine Biotic Index) o el % *RSI* (Porcentaje de Especies Indicadoras de Rotíferos) por la naturaleza de las lagunas de la zona de restauración. Así, en el caso del índice *AMBI* (Borja et al., 2000) no se utilizó porque determina la calidad del agua basándose en especies invertebradas bentónicas marinas, mientras que las lagunas monitoreadas la mayor parte de especies de macroinvertebrados que albergan son especies típicas de zonas de transición o continentales (Martinoy et al., 2006; Badosa, 2008). En el caso del % *RSI* (Gannon and Stemberger, 1978; Sládeček, 1983; Attayde & Bozelli, 1998) se desestimó porque en las lagunas de La Pletera domina mayoritariamente solo una especie de rotífero indicadora (*Brachionus plicatilis*) (Badosa et al., 2008).

Se realizaron ANOVAs para poder comprobar si había diferencias en el valor del *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub> entre las lagunas preexistentes y de nueva creación y para comprobar si las lagunas monitorizadas tenían la misma calidad del agua que lagunas talasohalinas consideradas de referencia (Boix et al., 2005) y que fueron analizadas en 2012 (datos no publicados). La comparación se realizó comparando los datos del seguimiento científico referentes al mes de abril que es la época que se muestrearon las lagunas de referencia en 2012.

#### Determinación del estado de conservación

La valoración del estado de conservación de las lagunas se realizó mediante el índice *ECELS* (Sala et al. 2004). Este índice permite determinar el estado de conservación de un humedal en función de su morfología, la actividad humana de la zona, el aspecto del agua y la vegetación emergente e hidrofítica.

# RESULTADOS

## 1. El nivel del agua

Los resultados de las mediciones de los niveles del agua de las lagunas se exponen en el informe de seguimiento de la acción D3. Aun así, para poder explicar la dinámica de los parámetros físicos y químicos y biológicos de las lagunas, en la figura 2 se muestra un gráfico resumen de las cotas de agua de todas las lagunas, las preexistentes desde el inicio del proyecto y las lagunas nuevas desde su creación. Se puede observar que durante el seguimiento se produjeron 10 episodios de inundación: el 30/11/2014, el 21/3/2015, el 20/9/2015, el 3/11/2015, el 10/5/2016, el 14/10/2016, el 20/12/2016, el 23/01/2017, el 5/11/2017 y el 2/03/2018. Los resultados del nivel de agua confirman la diferenciación de dos períodos en las lagunas según su inundación durante los cuatro años en que se ha realizado el seguimiento: 1) de octubre a mayo, período de inundación y de nivel de agua alto, 2) de junio a mediados de octubre, período de confinamiento y de nivel de agua bajo.

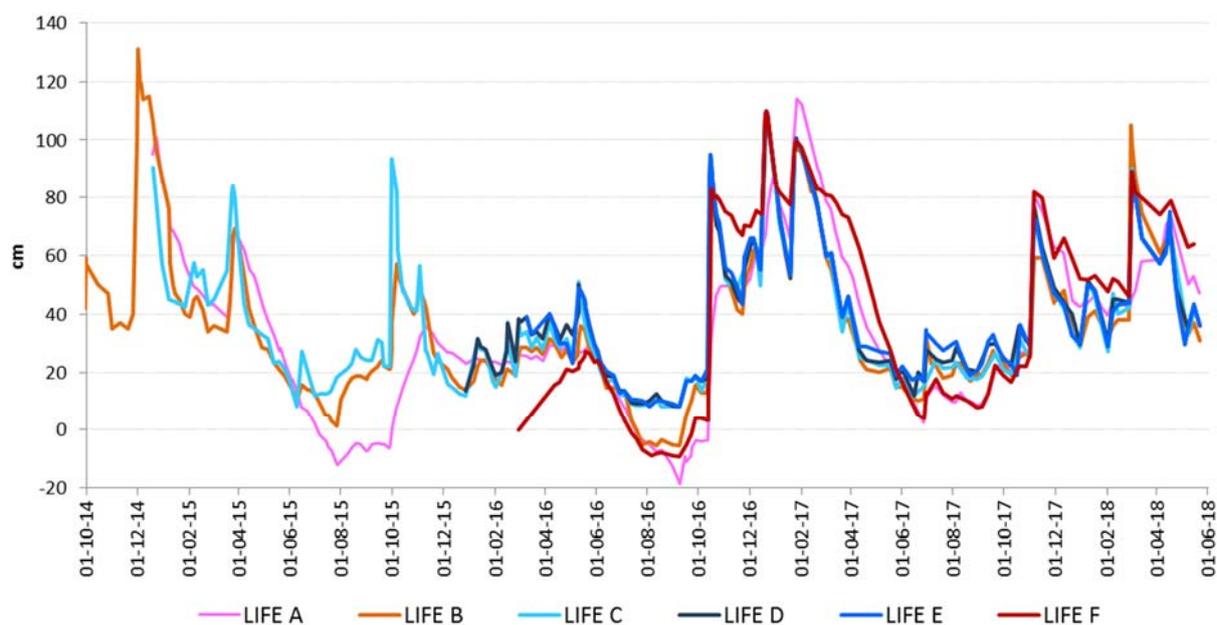


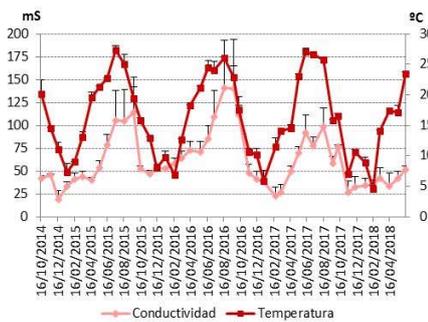
Figura 2. Evolución de la cota de agua (cm sobre el nivel medio del mar en la zona, ver informe acción D3) de las lagunas durante todo el seguimiento científico (octubre 2014-junio 2018).

## 2. Estado ecológico de las lagunas según las características físicas y químicas

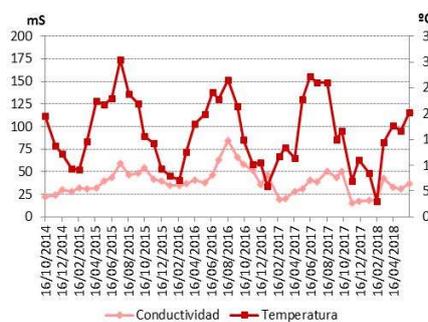
### Indicadores físicos y químicos

Los parámetros físicos y químicos analizados durante los cuatro años de seguimiento del proyecto responden al patrón de inundación-confinamiento en todas las lagunas analizadas (Figura 3, Tabla 2). Así pues, de mediados de otoño a mediados de primavera (de noviembre a abril) se produce el período de inundación donde el nivel del agua es alto y la conductividad, la temperatura, el carbono orgánico (TOC, DOC) y las concentraciones de fósforo y nitrógeno (TP, TN, DIN y SRP) son bajas. De mayo a octubre es cuando se produce el período de confinamiento con un nivel del agua bajo y la conductividad, la temperatura, el carbono orgánico e inorgánico, y el fósforo y el nitrógeno son altos. El pH y el oxígeno disuelto son las únicas variables que no tienen una relación significativa con el nivel del agua. El carbono orgánico e inorgánico de todas las lagunas se encuentra de forma disuelta ya que durante todo el año el TOC y el DOC tienen valores similares e igual sucede con el TIC y el DIC (Figura 3).

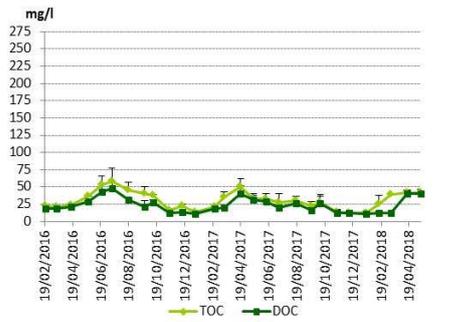
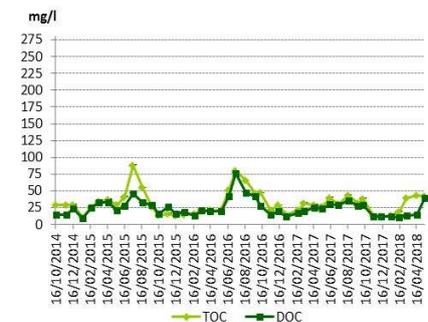
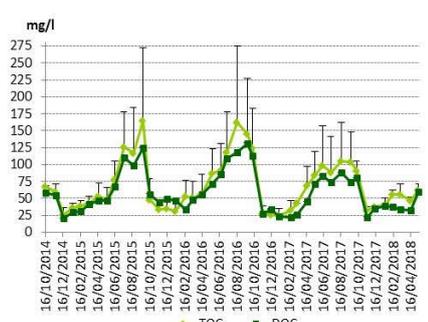
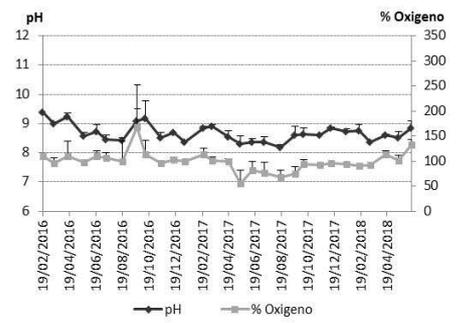
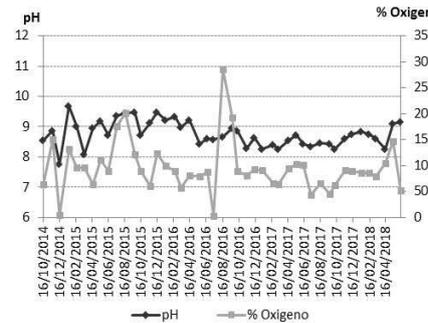
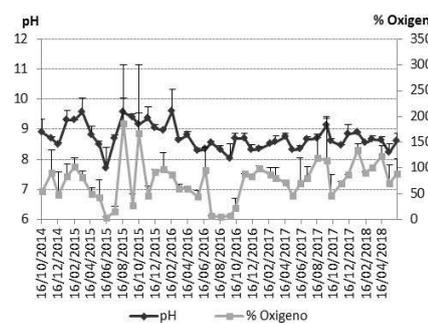
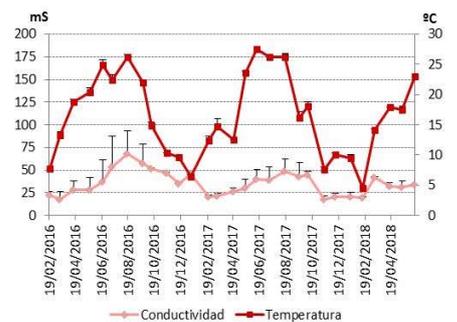
Lagunas naturales (LIFE A y B)



Laguna del 2002 (LIFE C)



Lagunas del 2016 (LIFE D, E y F)



### Lagunas naturales (LIFE A y B)

### Laguna del 2002 (LIFE C)

### Lagunas del 2016 (LIFE D, E y F)

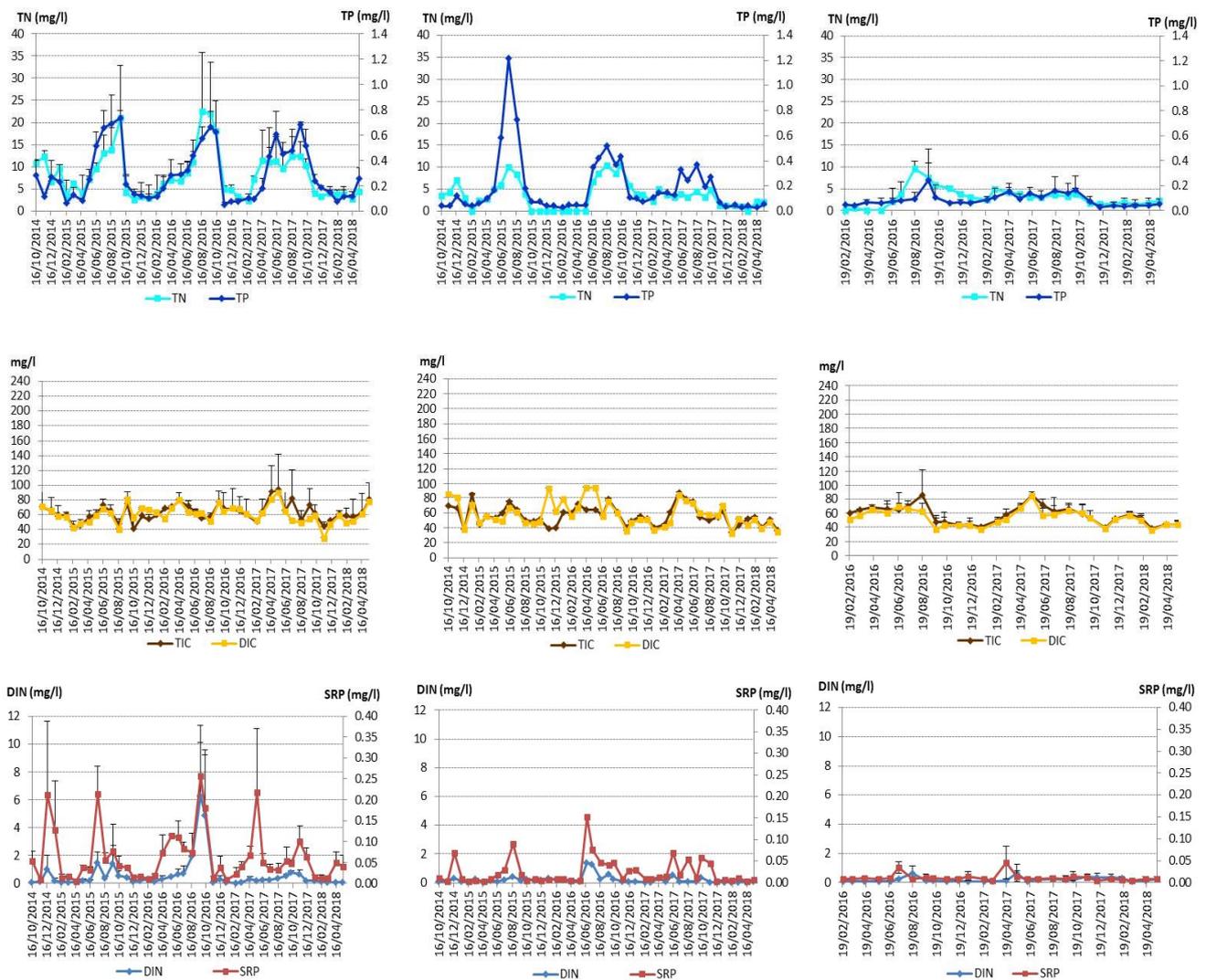


Figura 3: Medidas mensuales de los diferentes parámetros físicos y químicos analizados durante los cuatro años de seguimiento científico en las lagunas naturales (LIFE A y B), la laguna construida el 2002 (LIFE C) y las lagunas construidas en 2016 durante el proyecto (LIFE D, E y F).

Tabla 2: Correlaciones de Pearson ( $r$ ) y Spearman ( $Rho$ ) del nivel de agua con cada uno de los parámetros físicos y químicos. DIC: Carbono inorgánico disuelto; DOC: Carbono orgánico disuelto;  $NH_4^+$ : Amonio;  $NO_2^-$ : Nitrito;  $NO_3^-$ : Nitrato;  $PO_4^{3-}$ : Fosfato; TIC: Carbono inorgánico total; TN: Nitrógeno total; TOC: Carbono orgánico total; TP: Fósforo total. Correlación significativa,  $p < 0.05^*$ .

	$r$	$t$	$p$ -valor	$Rho$	$S$	$p$ -valor
Conductividad x nivel	-0.61	-10.96	<0.01	-0.63	2338308	<0.01
Temperatura x nivel	-0.63	-11.47	<0.01	-0.67	2394011	<0.01
pH x nivel	-0.12	-1.68	0.09	-0.05	1502289	0.51
% Oxígeno x nivel	0.04	0.60	0.55	0.17	1190520	0.01
DIN x nivel	-0.28	-4.18	<0.01	-0.45	2084014	<0.01
$PO_4^{3-}$ x nivel	-0.28	-4.24	<0.01	-0.33	1905570	<0.01
TN x nivel	-0.43	-6.91	<0.01	-0.44	2061546	<0.01
TP x nivel	-0.49	-8.08	<0.01	-0.51	2167799	<0.01
TOC x nivel	-0.45	-7.17	<0.01	-0.45	2076348	<0.01
DOC x nivel	-0.49	-8.10	<0.01	-4.95	2149686	<0.01
DIC x nivel	-0.31	-4.17	<0.01	-0.34	1905570	<0.01
Log TIC x nivel	-0.35	-5.31	<0.01	-0.38	198766	<0.01

Las mediciones del porcentaje de oxígeno en profundidad indican que este es menor que el porcentaje de oxígeno en superficie en las tres lagunas preexistentes en gran parte del año, mientras que en las lagunas de nueva creación es similar (Figura 4). Además, la diferencia de oxígeno entre profundidades en las lagunas naturales (LIFE A y B) es mayor que en LIFE C construida en 2002. En las lagunas naturales, la mayor parte del año el porcentaje de oxígeno en profundidad es cercano a 0 indicando posibles anoxias, mientras que en LIFE C esto sucede de forma ocasional. En determinados momentos del año (entre noviembre y mayo), las tres lagunas preexistentes tienen un porcentaje de oxígeno en profundidad similar al de superficie coincidiendo con momentos de mezcla del agua tal y como se indica en el informe de la acción D3. Finalmente, es interesante destacar que en LIFE A y LIFE B se producen episodios ocasionales donde el porcentaje de oxígeno en profundidad es mayor que en superficie (LIFE A: diciembre 2016, enero 2017 y marzo 2017; LIFE B: abril 2018).

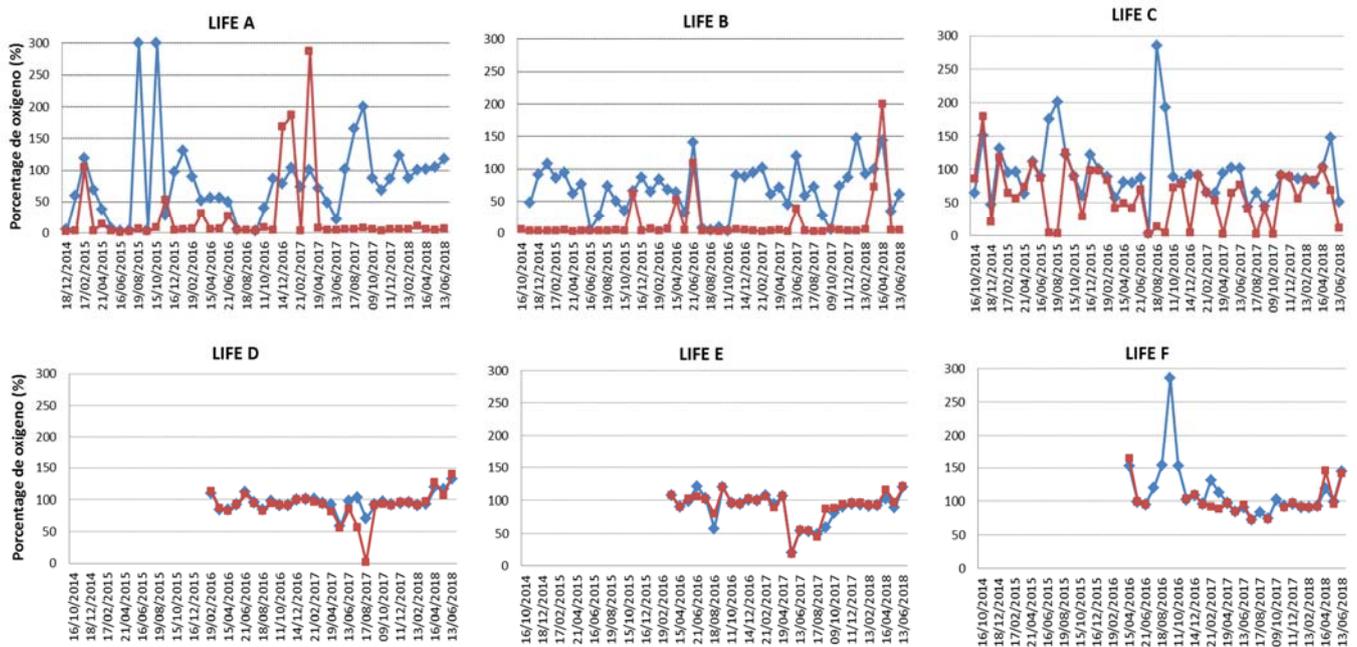


Figura 4: Porcentaje de oxígeno de las lagunas estudiadas en superficie (10 cm de profundidad) y en profundidad (50 cm en LIFE A, C, D, E y F; 150 cm en LIFE B). Medidas mensuales realizadas durante los cuatro años de seguimiento científico. En azul datos de superficie y en rojo datos de profundidad.

Para comparar la composición física y química entre las lagunas nuevas y las preexistentes se ha realizado un análisis de componentes principales (PCA) con todas las variables físicas y químicas y la Chl-*a*. Los dos primeros ejes del PCA explican un 81.91% de la varianza de las características del agua (Figura 5). El primer eje del PCA (62.38% de la varianza) se relaciona con el patrón inundación-confinamiento; valores positivos se relacionan con un nivel de agua alto y valores negativos con la conductividad y con la mayor parte de concentraciones altas de los nutrientes (especialmente materia orgánica y nutrientes totales), que aumentan con el confinamiento. El segundo eje del PCA (19.53% de varianza) discrimina las muestras con mayor proporción de nutrientes en forma inorgánica (especialmente de carbono y nitrógeno) de las muestras con mayor proporción de nutrientes en forma orgánica. Este segundo eje del PCA también se puede relacionar con el patrón inundación-confinamiento (aunque a una escala temporal diferente), puesto que las formas inorgánicas de nitrógeno y carbono son más abundantes durante los períodos de entrada de agua superficial, coincidiendo con los temporales de mar. Si comparamos la posición en el PCA de las muestras correspondientes a las lagunas preexistentes (LIFE A, B y C) con las correspondientes a las lagunas de nueva creación (LIFE D, E y F), se puede observar que las lagunas preexistentes presentan una variación más elevada que las lagunas de nueva creación que son más similares entre ellas y en el tiempo (Figura 6A) y por estación ( $p < 0.01$ ) (Figura 6B). También hay diferencias significativas entre antes y después de la primera conexión hídrica entre las lagunas preexistentes y nuevas ( $p < 0.01$ ) (Figura 6C). Entendemos por conexión hídrica, la primera vez que las lagunas de nueva creación se conectaron entre sí y con las lagunas preexistentes, con la primera subida destacada del nivel del agua a causa de un temporal de mar (hecho que se produjo en noviembre de 2016).

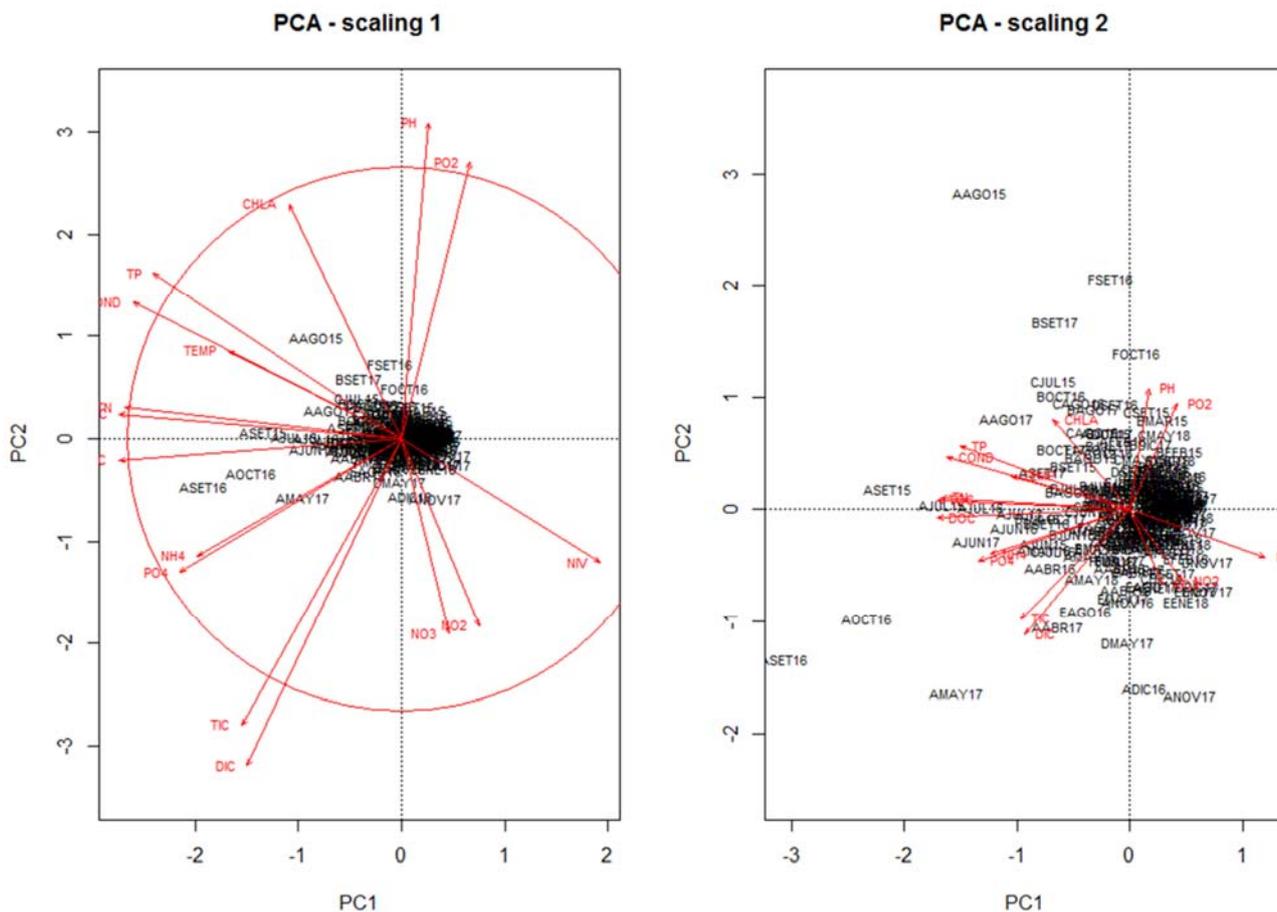


Figura 5: Análisis de componentes principales (PCA) donde se han ordenado las muestras de todas las lagunas de los cuatro años de seguimiento científico y los parámetros fisicoquímicos (flechas rojas) en los dos primeros ejes. COND: conductividad; DIC: Carbono inorgánico disuelto; DOC: Carbono orgánico disuelto;  $\text{NH}_4^+$ : Amonio;  $\text{NO}_2^-$ : Nitrito;  $\text{NO}_3^-$ : Nitrato; NIV: Nivel de agua;  $\text{PO}_2$ : Porcentaje de oxígeno;  $\text{PO}_4^{3-}$ : Fosfato; TEMP: Temperatura; TIC: Carbono inorgánico total; TN: Nitrógeno total; TOC: Carbono orgánico total; TP: Fósforo total. Las muestras están abreviadas de la siguiente forma: la primera letra indica la laguna, las tres siguientes letras el mes y los dos últimos números indican el año.

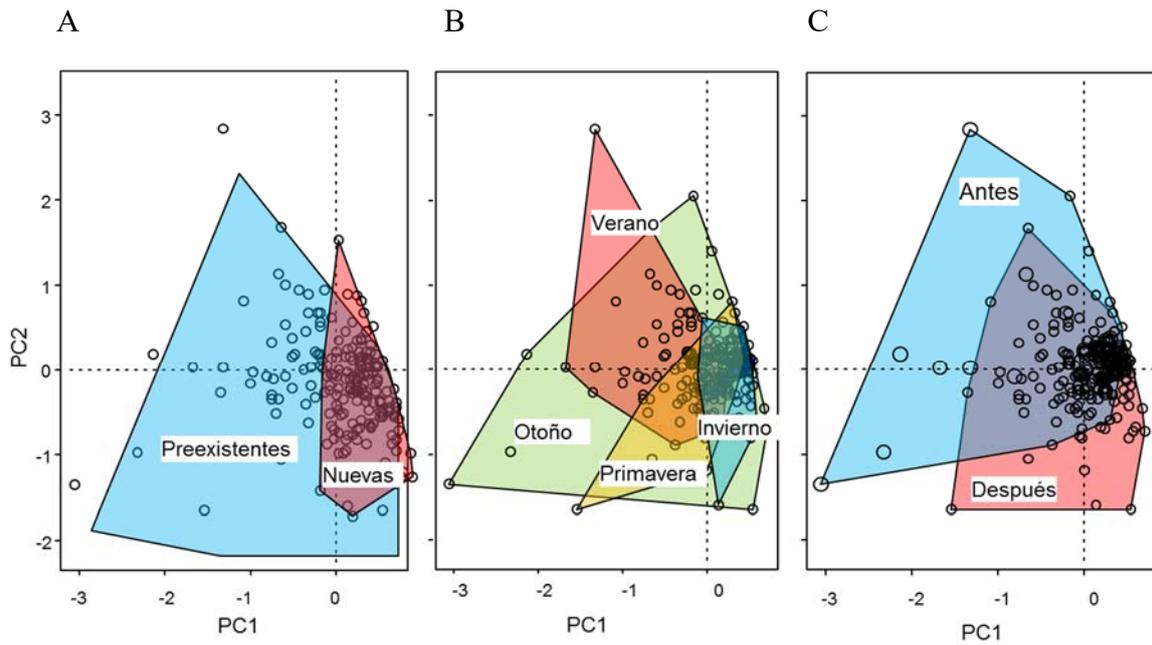


Figura 6. PCAs con las muestras agrupadas según: A) la edad; B) la conexión hídrica, C) estación del año.

Coincidiendo con los resultados del PCA, cuando se comparan los parámetros físicos y químicos entre las lagunas preexistentes y las de nueva creación, se puede observar que existen diferencias significativas (Figura 7). Las lagunas preexistentes presentan una mayor conductividad y concentración de TOC, TP y DIN respecto a las lagunas de nueva creación.

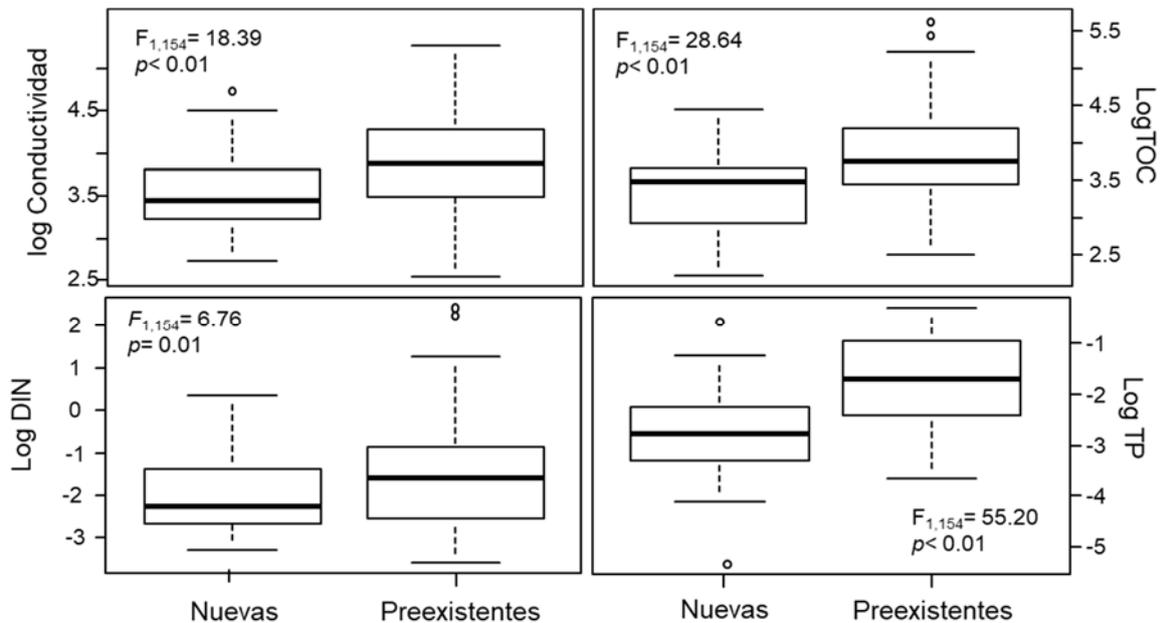


Figura 7: Diagramas de cajas donde se representan las medias de los parámetros físicos y químicos con diferencias significativas entre las lagunas preexistentes y las de nueva creación También se indica el resultado de la ANOVA.

La comparación de los parámetros físicos y químicos antes y después de las obras de actuación en las lagunas preexistentes muestra que las obras han afectado de diferente forma a las distintas lagunas (Tabla 3, Figura 8). En el caso del LIFE A, aumenta la concentración de TOC y DOC después de las obras, es decir, para un mismo nivel de agua el contenido de materia orgánica es mayor ahora que antes de las obras de restauración. En el caso del TN se observa que hay diferencias significativas también en la pendiente, es decir, la relación entre nivel y el TN cambia antes y después de las obras. Después de las obras un aumento del nivel supone un menor aumento de TN respecto antes de las obras. Finalmente, el pH disminuye después de las obras y el TIC aumenta, ya que cambios de nivel no se han relacionado con estos parámetros. En el caso de LIFE B, el DIC es inferior para un mismo nivel de agua después de las obras y en LIFE C el DOC presenta una relación distinta con el nivel en función del momento (antes y después de las obras), presentando una pendiente más acusada después de las obras. El resto de parámetros no comentados no tienen diferencias significativas antes y después de las obras de restauración.

Tabla 3. Resultados de l'ANCOVA de los parámetros físicos y químicos con diferencias significativas antes y después de las obras de restauración en LIFE A, B y C. DIC: Carbono inorgánico disuelto; DOC: Carbono orgánico disuelto, TN: Nitrógeno total, TIC: Carbono inorgánico total; TOC: Carbono orgánico total. Significación de  $p < 0.05$ .

			df	F	p
LIFE A	Log TOC	Nivel	1,39	151.56	<0.01
		Obras	1,39	11.77	<0.01
		Nivel x obras	1,40	0.03	0.86
	Log DOC	Nivel	1,39	303.24	<0.01
		Obras	1,39	11.02	<0.01
		Nivel x obras	1,38	0.18	0.672
	Log TN	Nivel	1,38	10.91	<0.01
		Obras	1,38	12.62	<0.01
		Nivel x obras	1,38	11.53	0.002
	TIC	Nivel	1,39	1.08	0.31
		Obras	1,39	6.84	0.01
		Nivel x obras	1,38	0.72	0.40
pH	Nivel	1,38	0.10	0.75	
	Obras	1,38	14.30	<0.01	
	Nivel x obras	1,38	0.03	0.06	
LIFE B	DIC	Nivel	1,41	-3.19	<0.01
		Obras	1,41	-2.66	0.02
		Nivel x obras	1,40	0.89	0.38
LIFE C	Log DOC	Nivel	1,38	2.51	0.12
		Obras	1,38	7.33	0.03
		Nivel x obras	1,38	7.50	0.01

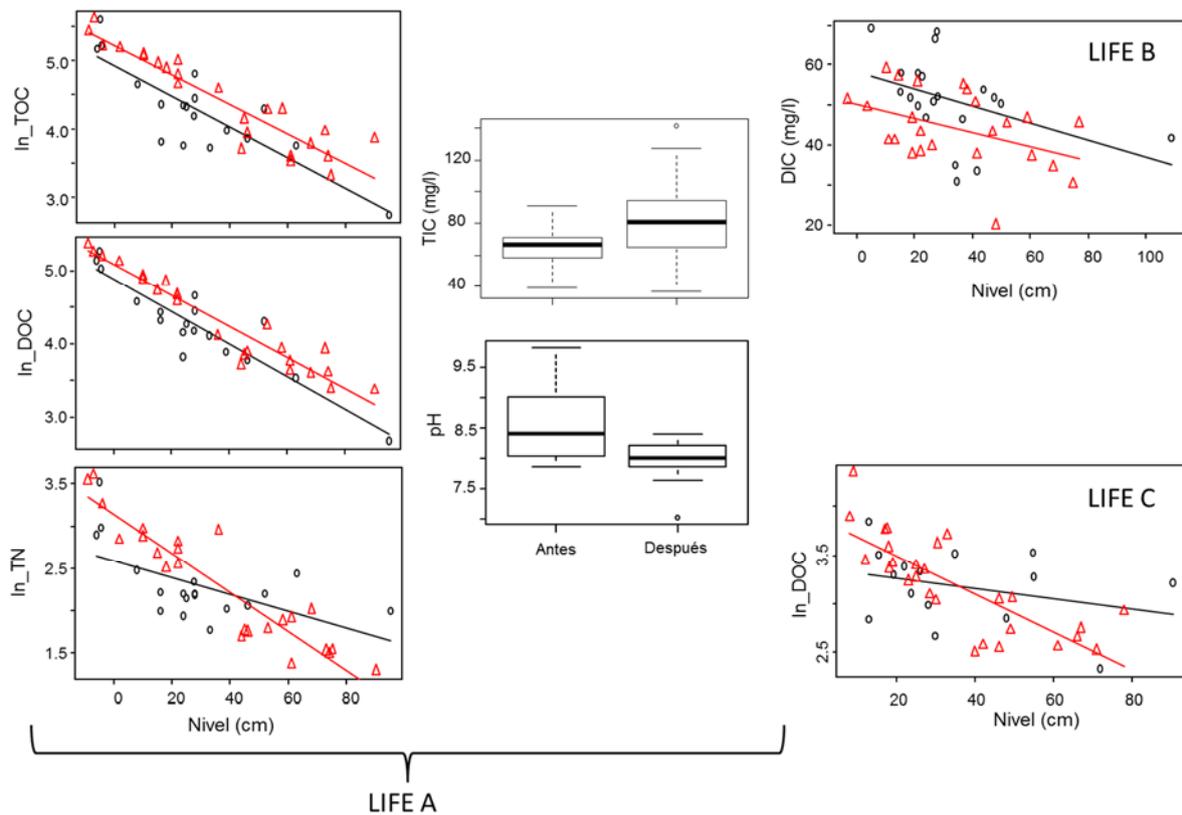


Figura 8: Parámetros físicos y químicos con relaciones significativas con las obras de restauración y con el nivel del agua de las lagunas preexistentes. También se presentan los parámetros que son significativamente diferentes antes y después de las obras de restauración en dichas lagunas. DIC: Carbono inorgánico disuelto; DOC: Carbono orgánico disuelto, TN: Nitrógeno total, TIC: Carbono inorgánico total; TOC: Carbono orgánico total. En negro las muestras y relaciones antes de las actuaciones de restauración y en rojo las muestras y relaciones posteriores a las actuaciones.

### Índices físico-químicos

Los índices sobre el estado ecológico (descritos en la página 9) basados en las características físicas y químicas presentan resultados diferentes según el índice.

La relación  $DIN/TP$  sigue el patrón inundación confinamiento en todas lagunas estudiadas (Figura 9). Cuando se produce una inundación (entre noviembre y abril) la relación es alta, superando el valor de 2 que indica que el fósforo es el elemento limitante. Sin embargo, la relación baja rápidamente en los meses posteriores a la inundación dejando el valor inferior a 2 indicando que el nitrógeno es el elemento limitante durante gran parte del año. Es destacable que LIFE A tenga una relación  $DIN/TP$  superior a 2 entre agosto y octubre del 2016, en pleno periodos de confinamiento. La relación  $DIN/TP$  es significativamente mayor en las lagunas nuevas que en las lagunas preexistentes ( $F_{1,154} = 10.72, p < 0.01$ ), sobretodo en LIFE D y E. En cuanto a las lagunas preexistentes antes y después de las obras de restauración no hay diferencias significativas en esta relación ( $F_{1,130} = 0.11, p < 0.74$ ).

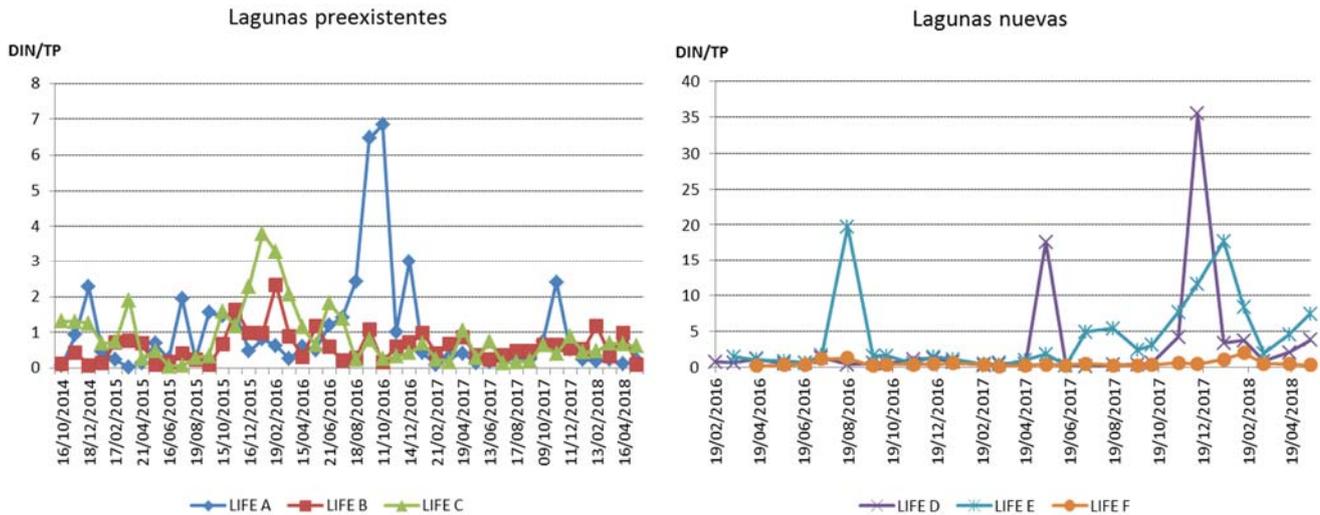


Figura 9: Evolución a de la relación DIN/TP en las seis lagunas monitorizadas durante el seguimiento científico.

El grado de eutrofia medido a partir de los índices *TSI* (Tabla 4) es muy variable durante el año en todas las lagunas monitorizadas, reflejo de la variabilidad en la dinámica de nutrientes. Des de finales de otoño (noviembre) hasta principios de primavera (abril) las lagunas tienen un bajo grado de eutrofia llegando algunas a ser oligotróficas. En cambio, en el período de confinamiento (de mayo a octubre) las lagunas son eutróficas o hipertóxicas. Los *TSI* también determinan que la mayor parte del año las lagunas naturales (LIFE A y B) son hipertóxicas, mientras que en las artificiales (LIFE C, D, E y F) la variación anual es más importante y pueden pasar de ser hipertóxicas a oligotróficas. Por otro lado, el grado de eutrofia varía según *TSI* utilizado. Mientras que los *TSI* basados en el fósforo y nitrógeno total dan grados de eutrofia elevados en las lagunas (sobre todo hipertrofia y eutrofia), el *TSI* basado en la clorofila da valores de eutrofia menores (sobretudo eutrofia y mesotrofia).

Tabla 4: Valores de los *TSI* mensuales de cada laguna durante todo el seguimiento. Los colores indican el grado de eutrofia: rojo, hipertrofia; naranja, eutrofia; verde, mesotrofia; azul, oligotrofia.

Periodos	mes	LIFE A			LIFE B			LIFE C			LIFE D			LIFE E			LIFE F		
		TSI	TP	TSI TN TSI CHLA	TSI	TP	TSI TN TSI CHLA	TSI	TP	TSI TN TSI CHLA	TSI	TP	TSI TN TSI CHLA	TSI	TP	TSI TN TSI CHLA	TSI	TP	TSI TN TSI CHLA
Confinamiento	octubre 14	78.26	87.82	61.23	90.53	89.72	50.79	56.42	72.64	41.12									
	noviembre 14	69.74	92.13	62.99	75.36	89.06	58.74	58.19	75.70	49.70									
Inundación	diciembre 14	90.45	81.17	49.84	75.37	81.89	55.01	72.92	82.69	33.53									
	enero 15	89.33	88.24	59.58	69.48	85.76	28.13	61.28	70.30	45.74									
	febrero 15	64.56	82.31		63.66	11.31	37.05	58.05	11.31	35.19									
	marzo 15	79.58	81.51	46.62	66.21	80.39	35.71	62.45	67.41	42.48									
	abril 15	70.98	84.63	35.24	65.00	11.31	55.48	69.82	69.43	52.44									
Confinamiento	mayo 15	82.10	86.82	44.08	85.07	77.20	67.32	77.51	77.89	68.41									
	junio 15	91.02	88.90	68.58	96.93	84.56	85.77	95.95	79.98	76.41									
	julio 15	94.47	95.32	67.15	100.46	86.27	70.00	106.53	87.57	75.39									
	agosto 15	102.56	96.76	90.73	92.53	85.55	68.54	99.08	84.92	58.38									
	setiembre 15	100.47	104.76	79.68	98.22	86.24	54.34	78.60	74.14	47.69									
Inundación	octubre 15	85.32	84.77	36.86	75.67	11.31	28.85	65.71	11.31	49.00									
	noviembre 16	76.98	77.24	45.25	71.56	11.31	31.74	65.17	11.31										
	diciembre 16	76.88	81.12	47.33	67.82	11.31	22.69	55.98	11.31	34.13									
	enero 16	74.72	80.12	41.51	66.57	11.31	33.62	57.04	11.31	38.65									
	febrero 16	76.14	84.45	55.65	67.96	11.31	38.57	52.40	11.31	30.72	60.16	11.31	41.71						
Confinamiento	marzo 16	85.44	83.73	49.71	68.13	77.00	41.86	59.86	11.31	17.94				51.28	58.30	44.90			
	abril 16	90.82	84.38	64.29	77.43	80.08	47.19	59.31	11.31	35.56	62.52	11.31	32.97	58.47	11.31	37.59	70.30	11.31	54.53
	mayo 16	89.65	84.43	64.52	81.21	79.42	42.56	64.13	11.31	47.42	57.11	11.31	53.54	54.56	11.31	56.92	72.64	11.31	43.35
	junio 16	90.17	89.30	70.51	83.88	80.01	63.54	88.33	81.94	64.65	64.24	11.31	52.51	63.17	80.77	64.09	71.41	11.31	33.45
	julio 16	90.58	94.43	69.62	92.89	80.54	77.06	91.19	85.38	73.12	65.66	11.31	45.35	68.91	81.91	53.98	68.36	77.07	39.19
Inundación	agosto 16	97.94	105.97	79.11	93.12	86.65	65.25	94.21	88.10	71.10	72.31	83.44	56.26	53.74	87.18	63.36	75.97	89.65	62.88
	setiembre 16	100.35	105.05	44.51	94.98	88.27	73.88	89.14	85.24	64.39	72.33	80.97	62.27	49.06	75.01	56.01	96.29	90.37	72.36
	octubre 16	97.16	100.77	42.28	96.77	88.98	91.01	91.50	88.09	74.75	64.40	80.71	59.47	51.01	77.19	54.44	83.07	81.00	52.13
	noviembre 16	53.59	75.84	38.30	64.90	79.36	39.26	70.91	79.55	60.78	57.97	77.81	50.15	64.15	76.68	53.39	66.70	79.83	42.03
	diciembre 16	67.30	79.78	58.92	66.94	72.93	44.85	70.51	74.28	61.23	60.06	73.66	51.49	61.97	72.98	49.51	69.41	73.60	39.17
Confinamiento	enero 17	69.43	72.18	41.06	63.32	71.37	40.62	65.34	73.23	44.52	63.55	69.44	44.71	58.57	70.55	45.91	66.23	71.53	38.67
	febrero 17	75.10	68.39	50.26	64.29	64.40	38.78	70.91	85.96	49.12	73.06	66.14	49.63	62.27	68.30	37.66	68.10	67.04	48.64
	marzo 17	70.56	81.41	45.95	68.65	84.26	37.75	75.94	77.45	56.16	54.04	75.39	50.71	69.54	76.66	52.10	80.48	79.66	54.79
	abril 17	70.13	96.24	69.44	84.29	75.87	68.79	75.82	73.13	53.73	67.42	69.46	45.65	74.40	77.42	51.71	83.43	77.80	54.81
	mayo 17	97.67	92.77	68.79	81.28	83.68	62.64	73.68	71.13	58.39	56.36	73.70	39.40	71.09	73.76	47.82	74.49	74.03	47.77
Inundación	junio 17	100.32	95.05	72.01	91.34	79.61	70.99	87.50	74.10	81.76	75.12	69.08	50.82	69.00	68.50	62.94	80.45	72.23	51.39
	julio 17	94.86	91.88	70.76	89.39	79.11	78.79	83.31	71.00	66.26	78.04	70.04	53.88	57.10	67.95	48.79	71.56	71.93	44.60
	agosto 17	96.01	96.39	76.41	89.32	80.96	85.85	89.10	75.74	72.63	75.03	71.24	62.94	58.36	68.66	54.62	86.50	77.14	63.73
	setiembre 17	98.65	94.07	64.49	98.03	86.00	97.06	79.49	70.68	56.07	72.18	68.51	62.78	61.41	71.61	51.81	83.72	74.51	61.92
	octubre 17	90.02	89.95	21.28	97.49	85.65	87.51	84.71	77.40	61.01	76.77	74.22	63.20	56.61	65.07	22.56	86.63	78.59	36.48
Confinamiento	noviembre 17	79.25	73.00	58.33	97.49	85.65	57.58	65.04	59.18	51.72	59.41	61.01	45.73	55.38	60.84	35.80	74.54	63.24	53.82
	diciembre 17	79.12	69.91	62.38	85.77	75.76	73.14	53.59	59.18	40.71	27.05	59.49	43.72	51.98	62.86	41.70	60.40	60.80	55.97
	enero 18	80.00	76.88	33.51	80.32	72.94	28.46	58.79	58.95	34.48	54.83	57.13	47.53	45.39	60.20	34.57	67.06	62.01	39.10
	febrero 18	69.41	77.15	53.18	70.46	71.32	34.21	51.55	55.18	34.23	45.12	54.60	34.16	50.54	58.34	29.28	63.16	71.16	36.56
	marzo 18	77.75	78.99	46.34	64.22	64.84	36.39	56.30	11.31	39.69	52.40	11.31	36.56	50.07	65.03		63.93	65.80	39.11
Confinamiento	abril 18	77.00	72.85	62.99	65.97	64.55	37.90	52.81	66.50	41.29	50.82	67.94	9.55	51.37	11.31	25.40	64.47	67.55	45.27
	mayo 18	78.13	77.50	81.45	88.37	73.96	73.68	60.96	64.76	46.09	54.97	67.10	47.85	51.19	64.98	27.13	72.05	68.45	42.23

Los resultados de la aplicación del índice *TRIX* presentan que todas las lagunas monitorizadas tienen un alto grado de eutrofización y la mayor parte del año todas las lagunas tienen una calidad del agua mala o pobre (Tabla 5). A diferencia de los *TSI*, no indica una variación importante entre los períodos de inundación y confinamiento, sobre todo en las lagunas preexistentes al proyecto.

Tabla 5: Valores mensuales del *TRIX* de cada laguna durante todo el seguimiento. Los colores indican el grado de eutrofia y calidad del agua: rojo, muy alto y calidad mala; naranja, alto y calidad pobre; verde, medio y calidad buena.

Periodos	mes	LIFE A			LIFE B			LIFE C			LIFE D			LIFE E			LIFE F		
		<i>TRIX</i>	Eutrofización	Calidad															
Confinamiento	octubre 14	6.83	Muy alto	Mala	7.51	Muy alto	Mala	5.94	Alta	Pobre									
	noviembre 14	7.28	Muy alto	Mala	7.28	Muy alto	Mala	6.47	Muy alto	Mala									
Inundación	diciembre 14	8.52	Muy alto	Mala	5.89	Alta	Pobre	6.83	Muy alto	Mala									
	enero 15	7.94	Muy alto	Mala	4.74	Medio	Buena	6.08	Muy alto	Mala									
	febrero 15				5.59	Alta	Pobre	4.85	Medio	Buena									
	marzo 15	5.73	Alta	Pobre	5.40	Alta	Pobre	5.56	Alta	Pobre									
	abril 15	5.87	Alta	Pobre	6.69	Muy alto	Mala	6.47	Muy alto	Mala									
Confinamiento	mayo 15	7.45	Muy alto	Mala	7.22	Muy alto	Mala	7.24	Muy alto	Mala									
	junio 15	8.46	Muy alto	Mala	9.22	Muy alto	Mala	7.62	Muy alto	Mala									
	julio 15	9.31	Muy alto	Mala	9.05	Muy alto	Mala	8.93	Muy alto	Mala									
	agosto 15	10.10	Muy alto	Mala	8.06	Muy alto	Mala	7.72	Muy alto	Mala									
	setiembre 15	9.99	Muy alto	Mala	7.69	Muy alto	Mala	7.19	Muy alto	Mala									
	octubre 15	7.90	Muy alto	Mala	6.42	Muy alto	Mala	6.60	Muy alto	Mala									
Inundación	noviembre 16	7.43	Muy alto	Mala	6.42	Muy alto	Mala												
	diciembre 16	5.80	Alta	Pobre	5.35	Alta	Pobre	5.70	Alta	Pobre									
	enero 16	6.65	Muy alto	Mala	6.06	Muy alto	Mala	4.54	Medio	Buena									
	febrero 16	6.75	Muy alto	Mala	6.36	Muy alto	Mala	5.27	Alta	Pobre	5.45	Alta	Pobre						
Confinamiento	marzo 16	7.24	Muy alto	Mala	6.38	Muy alto	Mala	5.49	Alta	Pobre	5.25	Alta	Pobre	5.25	Alta	Pobre			
	abril 16	8.31	Muy alto	Mala	6.71	Muy alto	Mala	5.60	Alta	Pobre	5.57	Alta	Pobre	5.33	Alta	Pobre	6.53	Muy alto	Mala
	mayo 16	8.20	Muy alto	Mala	7.43	Muy alto	Mala	6.10	Muy alto	Mala	5.52	Alta	Pobre	5.00	Alta	Pobre	4.83	Medio	Buena
	junio 16	8.81	Muy alto	Mala	7.91	Muy alto	Mala	8.17	Muy alto	Mala	6.00	Muy alto	Mala	6.63	Muy alto	Mala	5.20	Alta	Pobre
	julio 16	9.09	Muy alto	Mala	8.79	Muy alto	Mala	9.25	Muy alto	Mala	5.78	Alta	Pobre	6.20	Muy alto	Mala	6.21	Muy alto	Mala
	agosto 16	10.02	Muy alto	Mala	8.48	Muy alto	Mala	8.91	Muy alto	Mala	6.51	Muy alto	Mala	7.67	Muy alto	Mala	7.85	Muy alto	Mala
	setiembre 16	9.21	Muy alto	Mala	9.36	Muy alto	Mala	8.60	Muy alto	Mala	6.18	Muy alto	Mala	5.97	Alta	Pobre	8.86	Muy alto	Mala
	octubre 16	8.81	Muy alto	Mala	9.40	Muy alto	Mala	7.93	Muy alto	Mala	6.14	Muy alto	Mala	5.42	Alta	Pobre	7.32	Muy alto	Mala
	noviembre 16	5.24	Alta	Pobre	5.57	Alta	Pobre	6.66	Muy alto	Mala	5.77	Alta	Pobre	5.78	Alta	Pobre	5.06	Alta	Pobre
	diciembre 16	7.25	Muy alto	Mala	6.00	Muy alto	Mala	6.41	Muy alto	Mala	4.92	Medio	Buena	5.26	Alta	Pobre	5.55	Alta	Pobre
Inundación	enero 17	5.34	Alta	Pobre	5.51	Alta	Pobre	5.76	Alta	Pobre	4.88	Medio	Buena	4.53	Medio	Buena	5.19	Alta	Pobre
	febrero 17	6.14	Muy alto	Mala	4.67	Medio	Buena	6.35	Muy alto	Mala	5.10	Alta	Pobre	5.12	Alta	Pobre	6.24	Muy alto	Mala
	marzo 17	4.57	Medio	Buena	6.23	Muy alto	Mala	6.73	Muy alto	Mala	5.15	Alta	Pobre	5.78	Alta	Pobre	6.36	Muy alto	Mala
	abril 17	7.17	Muy alto	Mala	8.14	Muy alto	Mala	6.63	Muy alto	Mala	5.69	Alta	Pobre	6.49	Muy alto	Mala	6.19	Muy alto	Mala
Confinamiento	mayo 17	8.34	Muy alto	Mala	7.66	Muy alto	Mala	5.90	Alta	Pobre	6.86	Muy alto	Mala	7.32	Muy alto	Mala	6.26	Muy alto	Mala
	junio 17	8.83	Muy alto	Mala	7.95	Muy alto	Mala	7.75	Muy alto	Mala	5.62	Alta	Pobre	6.82	Muy alto	Mala	6.33	Muy alto	Mala
	julio 17	7.26	Muy alto	Mala	8.58	Muy alto	Mala	7.57	Muy alto	Mala	5.81	Alta	Pobre	6.83	Muy alto	Mala	6.34	Muy alto	Mala
	agosto 17	8.92	Muy alto	Mala	8.79	Muy alto	Mala	7.96	Muy alto	Mala	7.07	Muy alto	Mala	7.18	Muy alto	Mala	7.37	Muy alto	Mala
	setiembre 17	8.68	Muy alto	Mala	9.97	Muy alto	Mala	7.14	Muy alto	Mala	6.46	Muy alto	Mala	6.85	Muy alto	Mala	7.33	Muy alto	Mala
	octubre 17	6.30	Muy alto	Mala	9.81	Muy alto	Mala	7.86	Muy alto	Mala	6.62	Muy alto	Mala	5.34	Alta	Pobre	5.76	Alta	Pobre
Inundación	noviembre 17	7.90	Muy alto	Mala	8.25	Muy alto	Mala	5.85	Alta	Pobre	6.14	Muy alto	Mala	5.85	Alta	Pobre	6.44	Muy alto	Mala
	diciembre 17	7.18	Muy alto	Mala	7.91	Muy alto	Mala	5.22	Alta	Pobre	5.08	Alta	Pobre	5.82	Alta	Pobre	5.44	Alta	Pobre
	enero 18	6.08	Muy alto	Mala	6.44	Muy alto	Mala	5.10	Alta	Pobre	5.69	Alta	Pobre	5.47	Alta	Pobre	5.83	Alta	Pobre
	febrero 18	5.97	Alta	Pobre	5.82	Alta	Pobre	4.73	Medio	Buena	4.99	Medio	Buena	5.35	Alta	Pobre	5.77	Alta	Pobre
Confinamiento	marzo 18	5.31	Alta	Pobre	4.29	Medio	Buena	5.46	Alta	Pobre	4.80	Medio	Buena				5.25	Alta	Pobre
	abril 18	5.77	Alta	Pobre	6.27	Muy alto	Mala	5.76	Alta	Pobre	4.42	Medio	Buena	4.68	Medio	Buena	5.84	Alta	Pobre
	mayo 18	7.20	Muy alto	Mala	7.97	Muy alto	Mala	6.18	Muy alto	Mala	6.20	Very High	Bad	5.35	Alta	Pobre	4.71	Medio	Buena

Comparando los resultados de los *TSI* y del *TRIX* de las lagunas preexistentes con las lagunas nuevas, se puede observar que los valores son significativamente menores en las lagunas nuevas (Figura 10). Esto sugiere que el grado de eutrofización en las lagunas nuevas es menor y por consiguiente la calidad del agua es mejor que en las preexistentes. En cambio, cuando se compara los *TSIs* y el *TRIX* antes y el después de las actuaciones de restauración en las lagunas preexistentes, en general no existen diferencias significativas (Tabla 6). Los únicos índices que son significativos son el *TSI\_TN* y el *TSI\_CHLA* de LIFE B y C. Estos índices, después de las actuaciones de restauración tienen unos valores superiores que antes de la restauración indicando un ligero empeoramiento de la calidad del agua.

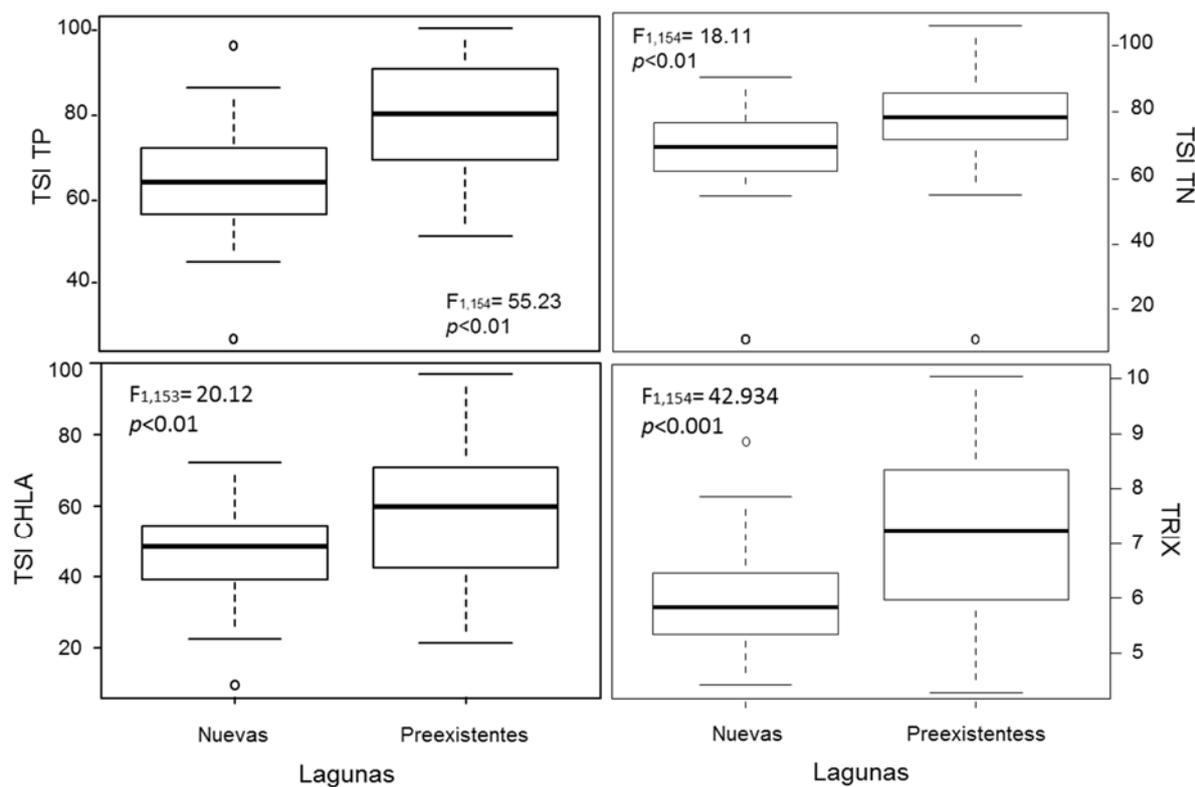


Figura 10: Diagramas de cajas donde se representan las medias de los *TSI* y *TRIX* de las lagunas preexistentes y las lagunas nuevas. También se indica el resultado de las ANOVAs utilizadas en la comparación.

Tabla 6: Medias y desviación estándar, entre paréntesis, de los índices *TSI\_TP*, *TSI\_TN*, *TSI\_CHLA* y *TRIX* antes y después de las actuaciones de restauración en las lagunas preexistentes. También se representan el resultado les las ANOVAs realizadas en la comparación. Significación de  $p < 0.05$ .

	Índices	Antes	Después		
LIFE A	<i>TSI_TP</i>	83.15 (10.37)	83.61 (13.08)	$F_{1,42} = 0.02$	$p = 0.90$
	<i>TSI_TN</i>	86.64 (6.70)	85.61 (11.30)	$F_{1,42} = 0.12$	$p = 0.72$
	<i>TSI_CHLA</i>	55.90 (14.78)	57.86 (15.52)	$F_{1,42} = 0.17$	$p = 0.68$
	<i>TRIX</i>	7.64 (1.31)	7.34 (1.52)	$F_{1,41} = 0.45$	$p = 0.50$
LIFE B	<i>TSI_TP</i>	77.58 (12.40)	82.19 (12.67)	$F_{1,42} = 1.49$	$p = 0.228$
	<i>TSI_TN</i>	56.99 (36.00)	78.24 (7.31)	$F_{1,42} = 8.32$	$p < 0.01$
	<i>TSI_CHLA</i>	47.97 (17.07)	60.30 (20.61)	$F_{1,42} = 4.47$	$p = 0.04$
	<i>TRIX</i>	6.74 (1.20)	7.49 (1.59)	$F_{1,42} = 2.94$	$p = 0.09$
LIFE C	<i>TSI_TP</i>	69.07 (15.83)	74.19 (13.74)	$F_{1,42} = 1.28$	$p = 0.29$
	<i>TSI_TN</i>	19.11 (33.49)	70.31 (15.65)	$F_{1,42} = 5.52$	$p = 0.02$
	<i>TSI_CHLA</i>	46.25 (15.61)	56.80 (13.37)	$F_{1,42} = 5.12$	$p = 0.03$
	<i>TRIX</i>	6.34 (1.12)	6.80 (1.25)	$F_{1,42} = 1.55$	$p = 0.22$

A diferencia de los *TSIs* y el *TRIX*, la relación *TP/Pparticulado* muestra que todas las lagunas analizadas tienen un grado bajo de eutrofia de origen antrópico y que el sistema es capaz de

absorber y precipitar en el sedimento todo el fósforo que le llega (Figura 11). Todos los valores de la relación están cercanos a 1, por debajo de 1.3, que es el límite que establece el índice para una eutrofización antrópica moderada.

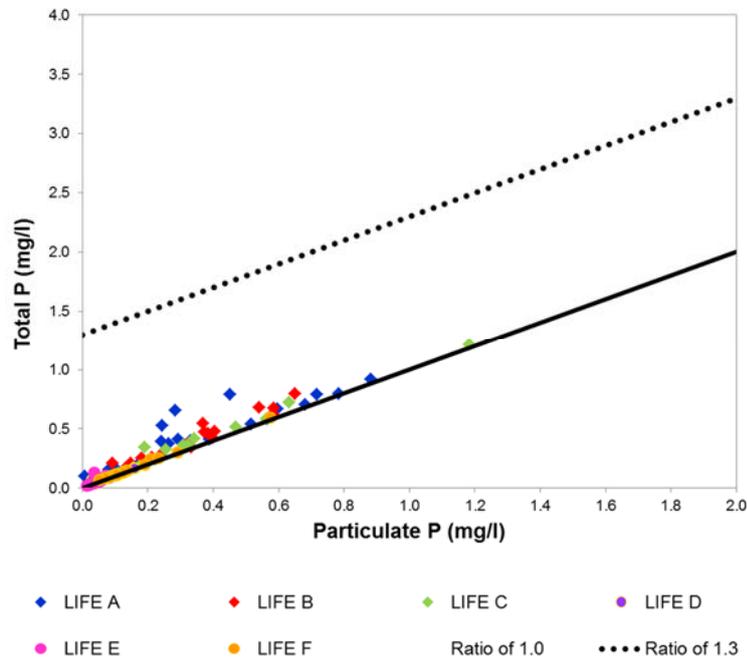


Figura 11: Relación entre las concentraciones de fósforo total y particulado en la superficie del agua de las diferentes lagunas. Las líneas representan el valor de la relación 1:1 (línea continua) y 1:1.3 (línea discontinua) límite que indica una eutrofización antrópica moderada.

En cuanto al metabolismo del sistema medido a partir de los datos obtenidos con las sondas de oxígeno en continuo, la relación  $PPB/R$  en dos de las tres lagunas preexistentes (LIFE B y C) también presentan diferencias durante el año coincidiendo con los períodos de inundación y confinamiento (Figura 12). En los períodos de inundación la relación  $PPB/R$  es cercana a 0 o la  $PPB$  es mayor que la respiración, mientras que en los períodos de confinamiento la respiración es mayor que la  $PPB$ . Además, entre junio y setiembre (época de máximo confinamiento) se detectaron varios días de anoxias mientras que en el resto del año no (Tabla 7). Al margen de los valores altos de respiración en verano, hay otros episodios fuera de la época estival en los que se observan balances entre la producción y la respiración muy desplazados hacia respiración (valores del logaritmo de  $PPB/R$  más negativos). El primero es entre febrero y abril de 2016 y afecta únicamente a LIFE C. El segundo es entre febrero y mayo de 2017 y afecta a las dos lagunas LIFE B y C. El primer período coincide con la realización de las obras de retirada del paseo en el entorno de LIFE C. El segundo período es de la primavera posterior a un temporal de mar seguido de entradas importantes de agua dulce superficial (temporal de 22 de enero, con precipitación acumulada superior a los 100 mm; ver informe acción D3), que en su día motivaron la corrección de las motas para reducir la entrada de agua dulce superficial a LIFE B.

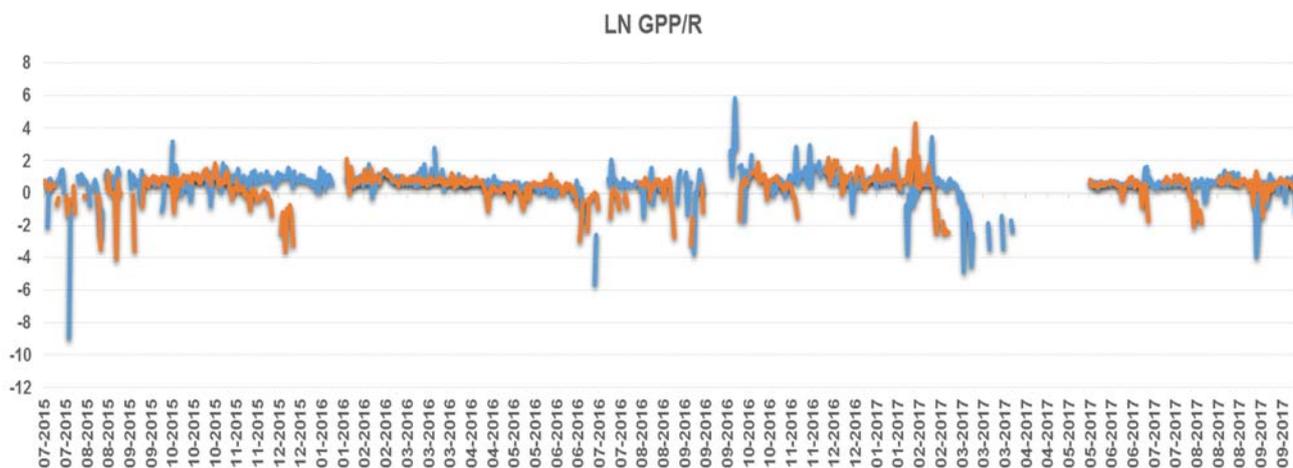


Figura 12: Relación entre la producción primaria bruta (PPB) y la respiración (R),  $\ln(PPB/R)$ , en LIFE B (azul) y LIFE C (naranja). El registro es desde julio de 2015 a octubre de 2017.

Tabla 7: Número de días en que se ha detectado anoxias en las lagunas monitoreadas con las sondas de oxígeno (LIFE B y C).

	Mes	2015	2016	2017	Total de días
LIFE B	Junio		11	0	11
	Julio	2	9	0	11
	Agosto	4	5	1	10
	Setiembre	0	9	7	16
LIFE C	Julio	1	6	9	16
	Agosto	8	2	4	14
	Setiembre	2	19	0	21
	Octubre	0	1	0	1
	Diciembre	2	0	0	2

### 3. Estado ecológico de las lagunas según la comunidad planctónica acuática

#### El microbial loop

Durante el seguimiento del microbial loop se han encontrado 51 taxones y morfotaxones diferentes (Tabla 8). De los 51 taxones, 10 pertenecen en el picoplancton, 7 en el nanoplancton y 34 en el microplancton.

Tabla 8: Taxones y morfotaxones identificados en el microbial loop y su código en el NMDS. También se presenta la media de los tamaños de cada morfotaxón y en el caso del pico- y nanoplancton la media de su fluorescencia (FL1 por el pico plancton heterótrofo y FL3 por el pico- y nanoplancton autótrofo). Entre paréntesis se indica la desviación estándar.

Taxones y morfotaxones	Código	Tamaño (µm)	Fluorescencia en FL1 y FL3
<b>Picoplancton</b>			
Picoplancton heterótrofo 1	HPP1	0.27 (0.01)	68.11 (25.73)
Picoplancton heterótrofo 2	HPP2	0.32 (0.06)	298.29 (256.03)
Picoplancton heterótrofo 3	HPP3	0.33 (0.03)	369.85 (183.70)
Picoplancton heterótrofo 4	HPP4	0.27 (0.02)	43.21 (23.75)
Picoplancton heterótrofo 5	HPP5	0.25 (0.01)	18.30 (5.86)
Picoplancton heterótrofo 6	HPP6	0.30 (0.04)	136.58 (119.88)
Picoplancton autótrofo 1	APP1	1.20 (1.09)	14.02 (65.13)
Picoplancton autótrofo 2	APP2	2.21 (0.30)	18.67 (3.38)
Picoplancton autótrofo 3	APP3	2.33 (1.16)	140.31 (819.03)
Picoplancton autótrofo 4	APP4	2.59 (0.80)	212.79 (165.37)
<b>Nanoplancton</b>			
Nanoplancton autótrofo 1	ANP1	3.70 (1.10)	7.20 (32.32)
Nanoplancton autótrofo 2	ANP2	4.55 (1.94)	38.51 (158.10)
Nanoplancton autótrofo 3	ANP3	5.76(1.29)	38.51 (158.10)
Nanoplancton autótrofo 4	ANP4	6.09 (1.59)	271.56 (157.21)
Nanoplancton autótrofo 5	ANP5	8.93 (2.64)	7.20 (32.32)
Nanoplancton autótrofo 6	ANP6	10.93 (0.88)	271.56 (151.21)
Nanoplancton autótrofo 7	ANP7	11.63 (3.55)	212.79 (165.37)
<b>Phylum Haptophyta</b>			
Haptófitos	HAP	21.52 (2.86)	
<b>Clase Diatomea</b>			
<i>Achnanthes</i> sp.	ACH_SP	42.36 (11.29)	
<i>Cyclotella</i> sp.	CYC_CF	19.42 (2.91)	
<i>Entomoneis alata</i>	ENT_ALA	87.62 (27.11)	
<i>Gyrosigma</i> sp.	GYR_SP	155.09 (44.38)	
<i>Navicula</i> sp.	NAV_SP	33.07 (9.92)	
<i>Nitzschia closterium</i>	NIT_CLO	72.86 (20.31)	
<i>Nitzschia palea</i>	NIT_PAL	32.61 (9.58)	
<i>Nitzschia</i> sp. 1	NIT_SP1	80.57 (17.90)	
<i>Nitzschia</i> sp. 2	NIT_SP2	47.85 (17.04)	
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	RHO_SP	53.00 (17.04)	
Diatomea no identificada 1	DIA_SP1	45.306 (14.57)	
Diatomea no identificada 2	DIA_SP2	41.26 (9.17)	
Diatomea no identificada 3	DIA_SP3	36.34 (7.30)	
Diatomea no identificada 4	DIA_SP4	47.90 (17.49)	
Diatomea no identificada 5	DIA_SP5	32.75 (7.34)	

**Phylum Dinoflagellata**

<i>Glenodinium foliaceum</i>	GLE_FOL	38.84 (11.76)
<i>Gymnodinium</i> sp.	GYM_SP	39.45 (8.82)
<i>Oxyrrhis marina</i>	OXY_MAR	26.93 (5.64)
<i>Scrispella</i> sp.	SCR_SP	29.53 (8.42)
Dinoflagelado no identificado	DIN_SP1	37.67 (6.10)

**Clase Euglenoidea**

<i>Euglena</i> sp.	EUG_SP	57.24 (11.84)
Euglenófito no identificado	EUG_SP1	44.50 (9.19)

**Phylum Ciliata**

<i>Codonella</i> sp.	COD_SP	26.49 (4.62)
<i>Cyclidium</i> sp.	CID_SP	25.96 (16.06)
<i>Didinium</i> sp.	DID_SP	57.24 (11.84)
<i>Euplotes</i> sp.	EUP_SP	70.43 (36.97)
<i>Litonotus</i> sp.	LIT_SP	129.71 (42.41)
<i>Strombidium</i> sp.	STR_SP	58.44 (25.30)
Ciliado Hydrotrica indeterminado	HYD_SP	100.20 (60.23)
Ciliado sp. 1	CIL_SP1	26.05 (17.80)
Ciliado sp. 2	CIL_SP2	30.07 (5.99)
Ciliado sp. 3	CIL_SP3	23.98 (8.14)
Ciliado sp. 4	CIL_SP4	25.55 (4.86)

Para determinar qué factores determinan la composición del microbial loop se ha realizado un análisis de NMDS. Considerando estos resultados se puede describir la relación entre patrones de los organismos y su relación con los cambios temporales de las variables ambientales (Figura 14): nivel del agua, conductividad, temperatura,  $\text{PO}_4^{3-}$ , TP, TN, TOC, DOC y la Chl-*a* ( $p < 0.01$ ), pH ( $p = 0.01$ ),  $\text{NO}_2^-$  ( $p = 0.02$ ) y  $\text{NO}_3^-$  ( $p = 0.04$ ). Coincidiendo con los períodos de inundación, cuando el nivel del agua es alto y el resto de parámetros son bajos (conductividad, temperatura y las concentraciones de fósforo y nitrógeno total) dominan algunas poblaciones de pico- y nanoplancton heterótrofo y autótrofo, las diatomeas pequeñas (tipo *Nitzschia* spp.) y algunos ciliados como *Strombidium* sp. y *Codonella* sp. En cambio, cuando hay confinamiento (elevada conductividad, temperatura y concentración de fósforo y nitrógeno) la comunidad está dominada por los dinoflagelados y algunas especies de ciliados (*Litonotus* sp. y *Euplotes* sp.).

Coincidiendo con los períodos de inundación y confinamiento, la composición del microbial loop presenta diferencias significativas según la estación del año ( $p < 0.01$ ) (Figura 15A) con grados de disimilaridad altos entre estaciones (primavera-verano: 78.14; primavera-otoño: 73.6; primavera-invierno: 73.17; verano-otoño: 73.17; verano invierno: 79.75; otoño-invierno: 73.6). También presenta diferencias significativas antes y después de la primera conexión hídrica entre las lagunas nuevas y preexistentes ( $p < 0.01$ ) (Figura 15B) con una disimilaridad de 79.09. Finalmente, la composición del microbial loop también es significativamente diferente entre las lagunas nuevas y preexistentes ( $p < 0.01$ ) (Figura 15C) con disimilaridad de 76.52.



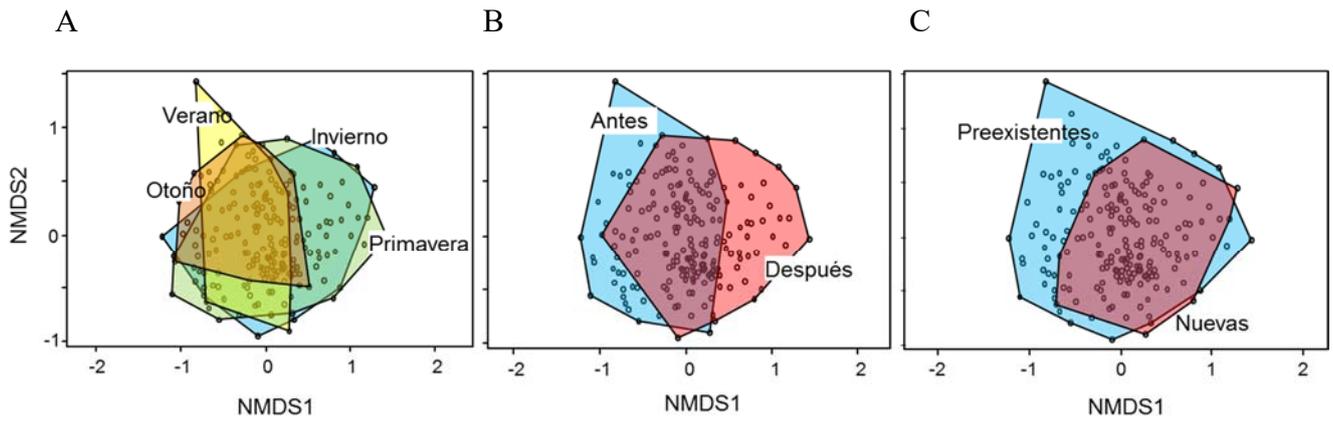


Figura 15. NMDS con las muestras agrupadas según: A) la estación del año (primavera: 1, verano: 2; otoño: 3; invierno: 4); B) la conexión hídrica (antes conexión: 1; después conexión: 2); C) lagunas preexistentes (1) y nuevas (2).

Además de la composición de especies, en biomasa total del microbial loop también tiene diferencias en el tiempo y entre las lagunas nuevas y preexistentes (Figura 16). Durante el período de confinamiento es cuando la biomasa del fitoplancton es más elevada en todas las lagunas, mientras que en el período de inundaciones la biomasa es baja. Las lagunas preexistentes tienen una biomasa más alta que las nuevas y las preexistentes tienen menor biomasa de organismos después de las obras de restauración que antes de las obras (Figura 17).

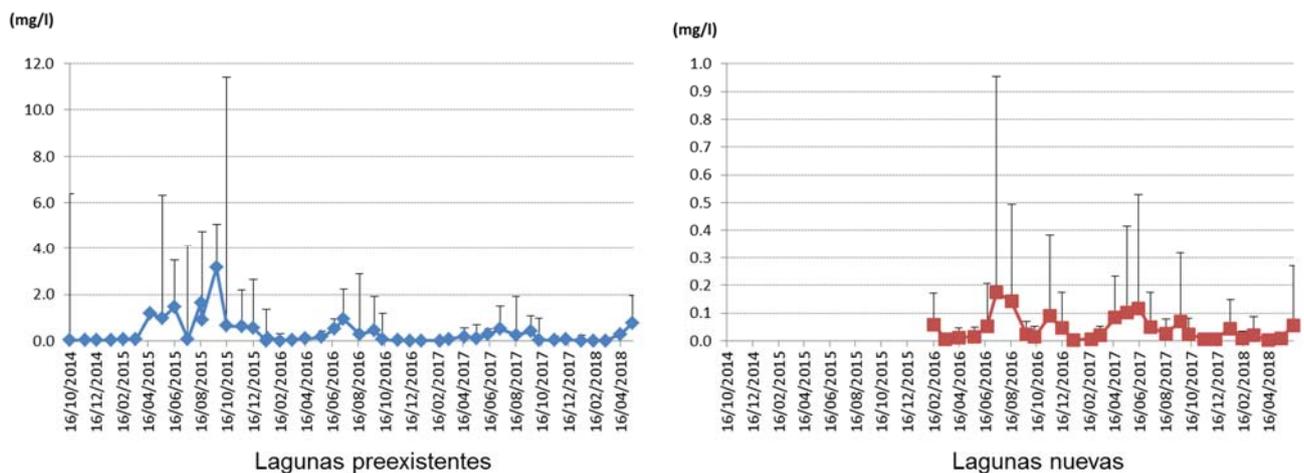


Figura 16: Variación de la biomasa total del microbial loop en el tiempo en las lagunas preexistentes y nuevas.

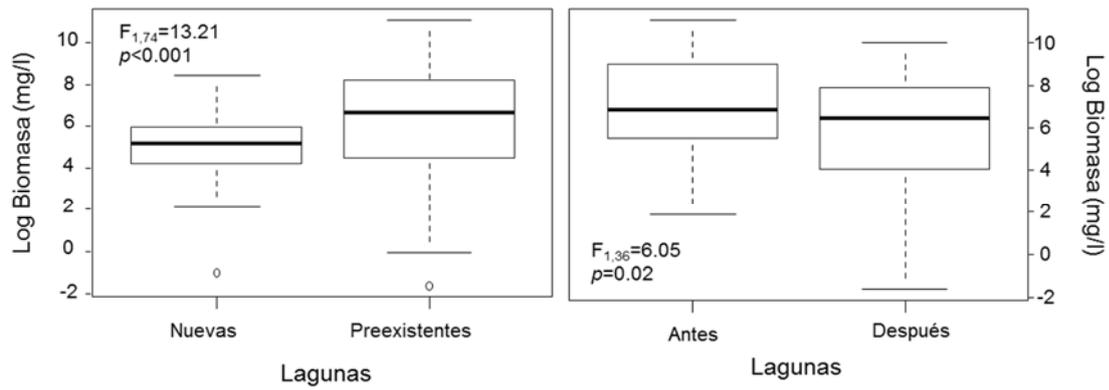


Figura 17: Diagramas de caja de la biomasa total del microbial loop de A) las lagunas preexistentes y nuevas, B) antes y después de las lagunas preexistentes.

### El zooplancton

Durante el seguimiento científico se han identificado 21 taxones de zooplancton en las muestras del seguimiento del zooplancton y del *QAELS<sub>2010</sub>* (Tabla 9). Se han encontrado 3 especies de calanoide, 2 de cyclopoide y 5 de harpacticoide. Se han identificado 9 taxones de rotíferos y también un ostrácodo y un cladóceros. La gran mayoría de especies son típicas de este tipo de ambientes, sin embargo, algunas de las especies encontradas son de origen marino como *Acartia clausii* o *Podon intermedius*. Es importante remarcar que se ha encontrado por primera vez en La Pletera la presencia del calanoide invasor *Paracartia grani*.

Tabla 9: Taxones identificados en el zooplancton y su código en el NMDS. Los taxones han sido identificados en las muestras de recogida del zooplancton y en las muestras de recogida del *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub>.

<b>Taxones y morfotaxones</b>	<b>Código</b>
<b>Orden Calanoida</b>	
<i>Acartia clausii</i>	ACAL, CCAL, NCAL
<i>Eurytemora velox</i>	ACAL, CCAL, NCAL
<i>Paracartia grani</i>	ACAL, CCAL, NCAL
<b>Orden Cyclopoida</b>	
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	ACYC, CCYC, NCYC
<i>Halicyclops rotundipes</i>	ACYC, CCYC, NCYC
<b>Orden Harpacticoida</b>	
<i>Canthocamptus staphylinus</i>	AHAR, CHAR, NHAR
<i>Cletocamptus confluens</i>	AHAR, CHAR, NHAR
<i>Mesochra heldti</i>	AHAR, CHAR, NHAR
<i>Nitokra lacustris</i>	AHAR, CHAR, NHAR
<i>Tisbe longicornis</i>	AHAR, CHAR, NHAR
<b>Clase Ostracoda</b>	
<i>Cyprideis torosa</i>	Solo encontrado en las muestras de <i>QAELS</i> <sup>e</sup> <sub>2010</sub>
<b>Superorden Cladocera</b>	
<i>Podon intermedius</i>	Solo encontrado en las muestras de <i>QAELS</i> <sup>e</sup> <sub>2010</sub>
<b>Phylum Rotifera</b>	
<i>Asplanchna</i> sp.	
<i>Brachionus plicatilis</i>	BRA_PLI
<i>Cephalodella</i> sp.	CEP_SP
<i>Colurella</i> sp.	CLR_SP
<i>Hexarthra</i> sp.	HEX_SP
<i>Lecane</i> sp.	LEC_SP
Rotífero indeterminado	ROT_SP
<i>Synchaeta</i> sp.	SYN_SP
<i>Testudinella clypeata</i>	TES_SP
<i>Trichocerca</i> sp.	TRC_SP

De forma similar al apartado anterior, para determinar qué factores determinan la composición del zooplancton se ha realizado un análisis de NMDS con los organismos encontrados en las muestras del seguimiento de zooplancton. Como sucede con el microbial loop, la composición de la comunidad zooplanctónica varía en función de la mayoría de los parámetros físicos y químicos (Figura 18): nivel, conductividad, temperatura, TP, TN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, TOC, DOC, TIC y DOC (en todos,  $p < 0.01$ ). Así, los patrones temporales observados para los diferentes taxones se pueden relacionar con los cambios de las características ambientales. Cuando el nivel del agua es alto (período de inundaciones) y el resto de parámetros son bajos dominan los copépodos calanoides y en menor medida especies de rotífero como *Asplanchna* sp., *T. clypeata* o *Synchaeta* sp. En cambio, en períodos con alta concentración de nutrientes, conductividad y temperatura (período de confinamiento) la

comunidad zooplanctonica está dominada principalmente por *B. plicatilis* y harpacticoides. La composición del zooplancton también presenta diferencias entre lagunas nuevas y viejas ( $p < 0.01$ ) con una disimilaridad de 68.15 y antes y después de la primera conexión hídrica ( $p < 0.01$ ) con una disimilaridad de 70.3 (Figura 19A y B). Entre estaciones, la composición es diferente ( $p < 0.01$ ) con una disimilaridad alta entre estaciones (primavera-verano: 71.46; primavera-otoño: 69.20; primavera-invierno: 65.88; verano-otoño: 56.68; verano invierno: 89.11; otoño-invierno: 76.05) (Figura 19C). Aunque la composición de zooplancton es significativamente diferente entre estaciones, entre las lagunas nuevas y preexistentes, y entre antes y después de la primera conexión hídrica, el grado de disimilaridad es inferior al encontrado en el microbial loop por lo cual, las diferencias del zooplancton son menores que en el microbial loop.

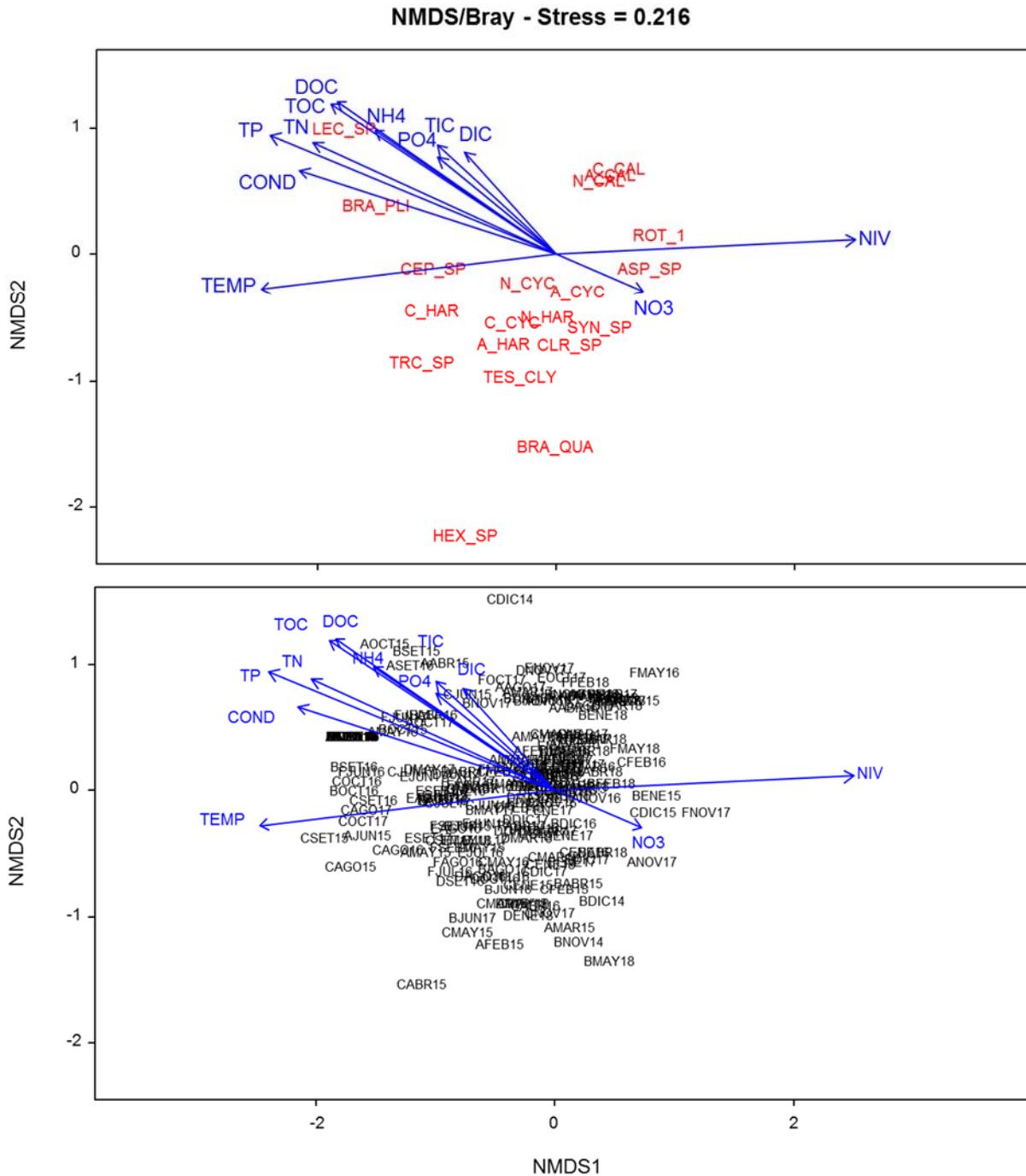


Figura 18: NMDS donde se representan los taxones del zooplancton (arriba) y las muestras (abajo) y como se distribuyen en el espacio según los parámetros físicos y químicos que afectan significativamente. Códigos especies: Tabla 9. Parámetros físicos y químicos: CHLA: Clorofil·la-*a*, CON: Conductividad, DOC: Carbono orgánico disuelto, NH<sub>4</sub>: amonio, NIV: Nivel del agua, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitrito, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: Nitrato, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: Fosfato, TEM: Temperatura, TN: Nitrógeno total, TOC: Carbono orgánico total, TP: Fósforo total.

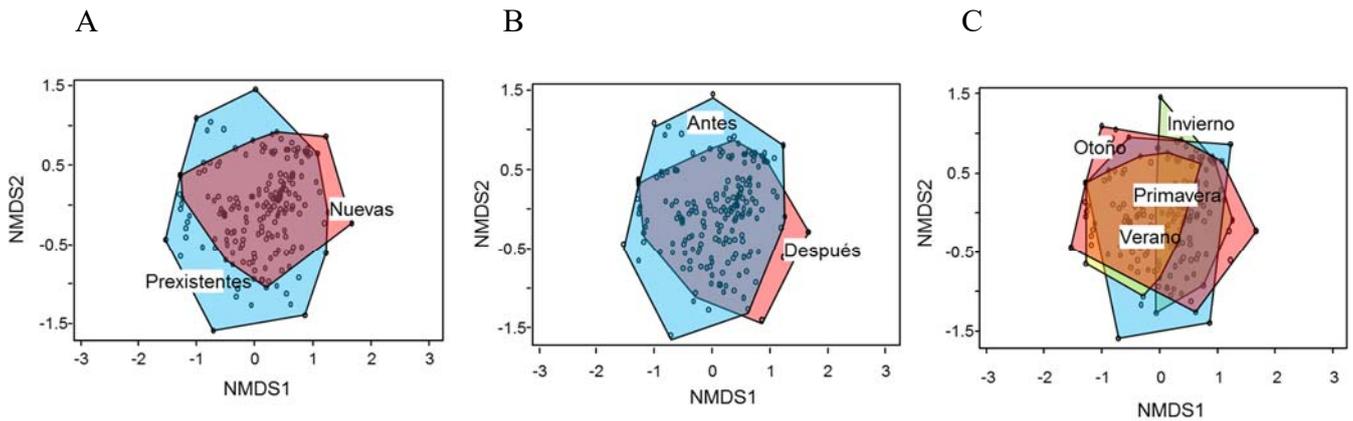


Figura 19. NMDS con las muestras agrupadas según: A) la conexión hídrica (antes conexión: 1; después conexión: 2); B) lagunas preexistentes (1) y nuevas (2); C) la estación del año (primavera: 1, verano: 2; otoño: 3; invierno: 4).

Todas las lagunas monitorizadas tienen variación en el tiempo de la biomasa total (Figura 20) que es inversa a la del microbial loop. El zooplancton presenta una elevada biomasa a la mitad de los períodos a de inundación (de diciembre a febrero) que coincide con la dominancia de calanoides. Igual que la composición de taxones, la biomasa total del zooplancton de las lagunas nuevas es similar a la biomasa de las lagunas preexistentes ( $F_{1,221} < 0.01$ ;  $p = 0.97$ ) (Figura 21). Sin embargo, la variabilidad de las lagunas preexistente es mayor que las nuevas. En cambio, después de las obras de restauración se ha encontrado un aumento de la biomasa del zooplancton ( $F_{1,29} = 19.18$ ,  $p < 0.01$ ) en las lagunas preexistentes (Figura 21).

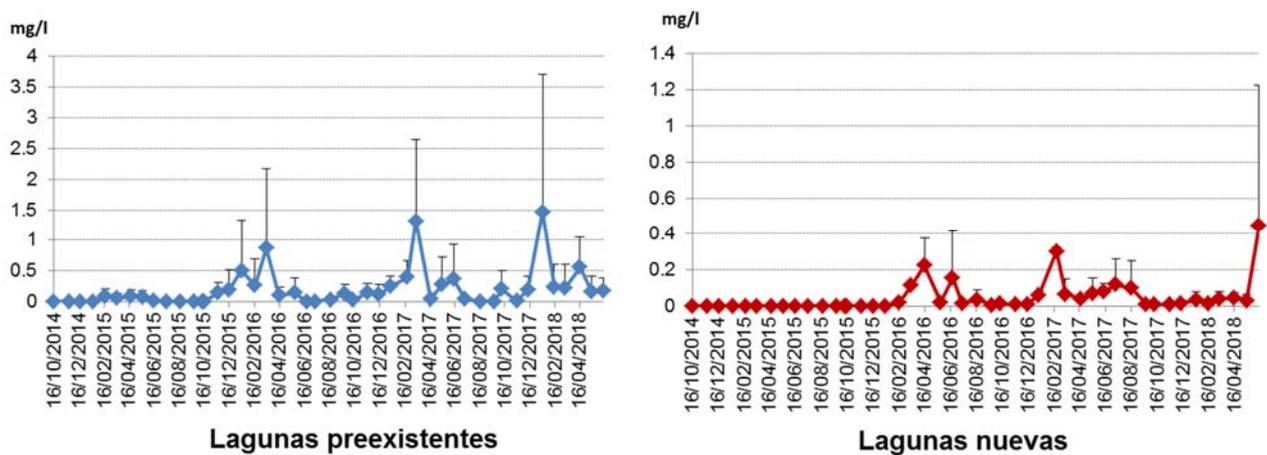


Figura 20: Variación de la biomasa total del zooplancton en el tiempo en las lagunas preexistentes y nuevas.

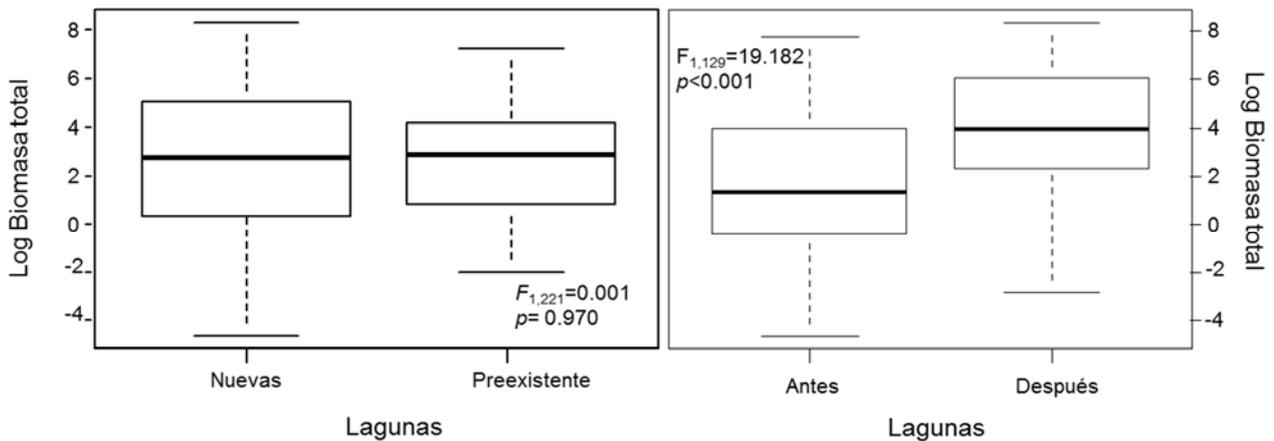


Figura 21: Diagramas de caja de la biomasa total del zooplancton de A) las lagunas preexistentes y nuevas, B) antes y después de las lagunas preexistentes.

### Índice de calidad del agua basado en invertebrados acuáticos

Para la evaluación de la calidad del agua en base a la composición de invertebrados acuáticos se ha aplicado el índice *QAELS*<sup>e</sup><sub>2010</sub> (ver métodos), basado en la composición y abundancia de determinadas especies indicadoras, que se utiliza para valorar la calidad del agua en diferentes tipos de lagunas y aguas someras costeras y de interior. El resultado del índice presenta una variación de la calidad del agua en todas las lagunas durante el año de forma similar a los resultados de los índices *TSI* y *TRIX*. Así pues, en invierno y primavera (enero y abril) la calidad de todas las lagunas es muy buena o buena, mientras que en verano y otoño (julio y octubre) la calidad es deficiente o mediocre (Tabla 10). Esta variación es un reflejo de la variación de la comunidad de microcrustáceos que se establece durante el año: en períodos de inundación dominan los copépodos calanoides (*E. velox*) y durante el confinamiento los copépodos harpacticoides (*Cletocampus confluens*) y cyclopoides (*Halicyclops rotundipes*).

De las seis lagunas analizadas, LIFE C es la única que no cumple la variación intraanual (Figura 10). Esta laguna presenta en gran parte del seguimiento una calidad del agua mediocre o deficiente, y solo en invierno de 2017 y primavera de 2018 presenta una calidad buena y muy buena.

Tabla 10: Valores trimestrales de  $QAELS^{e}_{2010}$  de cada laguna durante todo el seguimiento. Los colores indican la calidad del agua: rojo, mala; naranja, deficiente; amarillo, mediocre; verde, buena; azul, muy buena.

Periodo	Fecha	LIFE A	LIFE B	LIFE C	LIFE D	LIFE E	LIFE F
		$QAELS^{e}_{2010}$ Calidad					
Confinamiento	16/10/2014	0.46 Deficiente	0.54 Deficiente	0.54 Deficiente			
Inundación	20/01/2015	0.68 Bueno	0.74 Muy bueno	0.59 Mediocre			
	21/04/2015	0.67 Bueno	0.72 Muy bueno	0.55 Mediocre			
Confinamiento	16/07/2015	0.46 Deficiente	0.5 Deficiente	0.53 Deficiente			
	15/10/2015	0.56 Mediocre	0.48 Deficiente	0.53 Deficiente			
Inundación	15/01/2016	0.73 Muy bueno	0.72 Muy bueno	0.51 Deficiente			
	15/04/2016	0.73 Muy bueno	0.68 Bueno	0.54 Deficiente	0.73 Muy bueno	0.73 Muy bueno	0.73 Muy bueno
Confinamiento	13/07/2016	0.46 Deficiente	0.51 Deficiente	0.54 Deficiente		0.48 Deficiente	0.54 Deficiente
	11/10/2016		0.46 Deficiente	0.48 Deficiente	0.54 Deficiente	0.5 Deficiente	
Inundación	10/01/2017	0.73 Muy bueno	0.62 Bueno	0.72 Muy bueno	0.72 Muy bueno	0.72 Muy bueno	0.73 Muy bueno
	19/04/2017	0.73 Muy bueno	0.45 Malo	0.56 Mediocre		0.69 Bueno	0.73 Muy bueno
Confinamiento	11/07/2017	0.46 Deficiente	0.5 Deficiente	0.54 Deficiente	0.55 Mediocre	0.54 Deficiente	0.58 Mediocre
	09/10/2017	0.62 Bueno	0.46 Deficiente	0.54 Deficiente	0.54 Deficiente	0.55 Mediocre	0.54 Deficiente
Inundación	16/01/2018	0.73 Muy bueno	0.68 Bueno	0.56 Mediocre	0.57 Mediocre	0.56 Mediocre	0.72 Muy bueno
	16/04/2018	0.73 Muy bueno	0.64 Bueno	0.68 Bueno	0.55 Mediocre	0.54 Deficiente	0.72 Muy bueno

La ANOVA aplicada en el  $QAELS^{e}_{2010}$  para comparar si había diferencias significativas entre las lagunas preexistentes y nuevas muestra que no existen diferencias significativas en la calidad del agua entre las lagunas preexistentes y las lagunas nuevas ( $F_{1,15}=1.48$ ,  $p=0.24$ ) (Figura 22). Tampoco se encuentran diferencias significativas entre antes y después de las obras en las lagunas preexistentes (LIFE A:  $F_{1,12}=0.16$ ,  $p=0.72$ ; LIFE B:  $F_{1,13}=2.59$ ,  $p=0.13$ ; LIFE C:  $F_{1,13}=1.29$ ,  $p=0.27$ ). Para poder discriminar si estos valores son atribuibles a una mala calidad del agua en las lagunas de La Pletera o son atribuibles a las variaciones naturales debidas al patrón de inundación-confinamiento y, por tanto, son valores normales en lagunas confinadas de estas características, los valores de  $QAELS^{e}_{2010}$  obtenidos en las lagunas de La Pletera se han comparado con los obtenidos en lagunas costeras confinadas, localizadas en la zona costera de Aiguamolls de l'Empordà y consideradas como ecosistemas de referencia. Cuando se comparan las lagunas analizadas con las lagunas de referencia para calcular el  $QAELS^{e}_{2010}$ , tampoco presentan diferencias significativas entre ellas ( $F_{1,27}=0.01$ ,  $p=0.95$ ). Los valores de  $QAELS^{e}_{2010}$  en las lagunas de La Pletera son prácticamente iguales a los obtenidos en las lagunas de referencia (Figura 22).

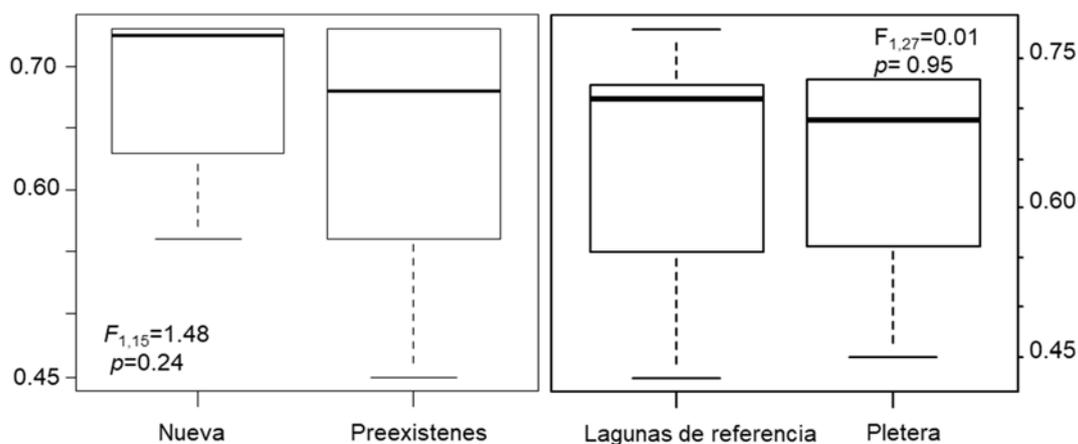


Figura 22: Diagramas de cajas donde se representan las medias del  $QAELS^{e}_{2010}$  de: A) las lagunas preexistentes y las lagunas nuevas; B) las lagunas de La Pletera y las utilizadas como referencia.

#### 4. Estado de conservación del hábitat

Los resultados de la valoración del estado de conservación realizada mediante el *ECELS* muestran que las condiciones del hábitat en todas las lagunas (preexistentes y nuevas) después de la restauración es buena o muy buena (Tabla 11). Solo una laguna nueva (LIFE E) tiene una condición del hábitat moderada. Las lagunas preexistentes mejoran la condición del hábitat durante el proyecto gracias a la reducción de la actividad humana en su entorno. Además, en LIFE B, la mejora también es debida a los cambios de morfología realizados durante el proyecto. Las lagunas nuevas LIFE D y F también han tenido una mejora en la condición del hábitat desde que se construyeron hasta al final del proyecto debido al incremento de la vegetación sumergida en el último año de proyecto. LIFE E es la única laguna con un estado de conservación mediocre debido a la actividad humana, puesto que se trata de la laguna de nueva creación más cercana a la zona urbanizada.

Tabla 11: Valores anuales de *ECELS* de cada laguna durante todo el seguimiento. También se indican los valores de cada categoría que analiza el índice *ECELS* para determinar el estado de conservación. Los colores indican el estado de conservación: naranja, deficiente; amarillo, mediocre; verde, buena; azul, muy buena.

Año	Fecha	Laguna	Morfología	Actividad humana	Aspecto del agua	Vegetación emergente	Vegetación hidrofítica	<i>ECELS</i>	Estado conservación
2014	16/10/2014	LIFE A	20	8	10	30	0	68	Mediocre
2016	15/04/2016	LIFE A	20	12	10	30	0	72	Buena
2017	19/04/2017	LIFE A	20	20	10	30	0	80	Buena
2018	12/03/2018	LIFE A	20	18	10	30	0	78	Buena
2014	16/10/2014	LIFE B	0	10	10	30	3	53	Mediocre
2016	15/04/2016	LIFE B	20	12	10	30	3	75	Buena
2017	19/04/2017	LIFE B	20	15	10	30	20	95	Muy buena
2018	12/03/2018	LIFE B	20	15	10	30	5	80	Buena
2014	16/10/2014	LIFE C	20	7	10	30	15	82	Buena
2016	15/04/2016	LIFE C	20	14	10	30	15	89	Buena
2017	19/04/2017	LIFE C	20	20	10	30	0	80	Buena
2018	12/03/2018	LIFE C	20	20	10	30	20	100	Muy buena
2016	15/04/2016	LIFE D	20	14	10	30	0	74	Buena
2017	19/04/2017	LIFE D	20	20	10	30	0	80	Buena
2018	12/03/2018	LIFE D	20	20	10	30	15	95	Muy buena
2016	15/04/2016	LIFE E	20	7	10	30	0	67	Mediocre
2017	19/04/2017	LIFE E	20	10	10	0	0	40	Deficiente
2018	12/03/2018	LIFE E	20	5	10	30	0	65	Mediocre
2016	15/04/2016	LIFE F	20	12	10	30	0	72	Mediocre
2017	19/04/2017	LIFE F	20	20	10	30	0	80	Buena
2018	12/03/2018	LIFE F	20	15	10	30	15	90	Muy buena

# DISCUSIÓN

## 1. Importancia del patrón hidrológico

Los cuatro años de seguimiento científico han determinado que en las lagunas de La Pletera la dinámica intraanual del sistema es muy importante a la hora de establecer la composición física y química y, en consecuencia, el estado ecológico de estas. Las seis lagunas monitorizadas (las tres preexistentes y las tres creadas durante el proyecto) tienen una variación intraanual de las variables ambientales explicada principalmente por el patrón inundación–confinamiento ya descrito como característico de estos sistemas confinados (Quintana et al. 1998a; Badosa et al., 2006; Quintana et al., 2018). Así, las lagunas van alternando las fases de: 1) inundación (de noviembre a abril) caracterizada por una cota alta del nivel del agua, una baja conductividad, una baja concentración de nitrógeno y fósforo, un predominio de la producción primaria y la ausencia de anoxias; 2) de confinamiento (de mayo a octubre) con una cota baja del nivel del agua, una elevada conductividad, una alta concentración de nitrógeno, fósforo, materia orgánica y un predominio de la respiración y la presencia de anoxias. Este patrón se produce ya que las seis lagunas donde se ha realizado el seguimiento científico del proyecto LIFE son lagunas cerradas “choked” (Kjerfve, 1986; 1994), es decir lagunas separadas del mar por una barra y que tienen poca conexión con este, y son lagunas mediterráneas. Esto hace que las lagunas no tengan influencia mareal y que el factor meteorológico sea importante porque la conexión con el mar se produce únicamente durante los temporales de mar. Por lo tanto, el régimen de lluvias típico del clima mediterráneo provoca que sean muy susceptibles a los temporales de mar y a la sequía estival que se refleja en la dinámica inundación–confinamiento que se ha podido comprobar durante el seguimiento científico del proyecto.

Esta dinámica intraanual de las variables ambientales y la comunidad planctónica en las lagunas de La Petera está determinada por tres factores. El primer factor es que no existe una entrada ni salida identificable, como un canal superficial con caudal medible, por el que circulen agua y nutrientes de manera continuada. El segundo factor es la entrada de agua que se produce a nivel superficial durante los temporales de mar en los períodos de inundación y la ausencia de esta durante el confinamiento (Quintana et al. 1998a). El tercer factor es la dinámica de las aguas subterráneas (Menció et al., 2017). En el periodo de inundación, con las entradas de agua superficial, también se producen entradas de agua subsuperficial y/o subterránea, mezcla de agua dulce y agua de mar. En cambio, durante el confinamiento, no hay entradas de agua superficiales, pero se producen importantes entradas de agua por vía subsuperficial y existe una fuerte evaporación en las lagunas.

Al margen de la concentración de nutrientes, el patrón hidrológico también determina el elemento limitante de la producción en las lagunas estudiadas. Durante la mayor parte del año el elemento limitante en las lagunas de La Pletera es el nitrógeno cosa habitual en este tipo de lagunas de marisma debido a los procesos de desnitrificación que se producen sobretodo en el período de confinamiento (Sullivan & Daiber, 1974; Quintana et al., 1998a). Sin embargo,

cuando se produce una inundación y entran nutrientes externos, el elemento limitante pasa a ser el fósforo que es el habitual en la mayoría de sistemas acuáticos (Redfield et al., 1934).

La variación intranual de los parámetros físicos y químicos de las lagunas monitorizadas se traduce en una variación de la comunidad planctónica. En los periodos de inundación la comunidad planctónica está caracterizada por la presencia de copépodos calanoides, ciliados como *Strombidium* sp., diatomeas y algunas poblaciones del picoplancton. En cambio, en periodos de confinamiento los taxones que abundan a nivel planctónico son el rotífero *B. plicatilis*, los dinoflagelados como *G. foliaceum*. Esta dinámica de las de la comunidad planctónica en las lagunas de La Pletera coincide con la descrita por Quintana et al. (1998b) en marismas Mediterráneas cuando no existen entradas continuadas de agua dulce ni de nutrientes.

La mencionada variación de las variables ambientales y de la composición de las comunidades biológicas determina también una variación de los valores de los índices utilizados habitualmente para la evaluación de la calidad del agua y del estado ecológico. Durante el confinamiento se encuentran siempre valores altos de concentración de materia orgánica y nutrientes, que influye en los valores de los índices de calidad del agua basados en valores de estas concentraciones (*TSIs*, *TRIX*), que con el confinamiento dan siempre valores típicos de aguas muy eutróficas o incluso hipereutróficas. Sin embargo, esta mayor concentración debe entenderse como un proceso natural y no como un deterioro del estado ecológico por aportes externos. Concentraciones altas de materia orgánica y nutrientes causadas por procesos de acumulación con la bajada del nivel y la reducción del volumen de agua que se produce durante el confinamiento son comunes en muchos sistemas someros de la zona mediterránea, incluso en aquellos situados en espacios protegidos, sin presión antrópica y considerados como ecosistema de referencia (Serrano and Toja 1995; Quintana et al. 1998a; Reina et al. 2006; Reyes et al. 2008). En estos sistemas parece más útil utilizar criterios basados en la proporción entre determinadas variables (Badosa et al. 2008; López-Flores et al. 2014; Serrano et al. 2017; Àvila et al., 2018) que criterios basados en las concentraciones absolutas (ver apartado 5 de esta discusión).

## **2. Similitudes entre las lagunas preexistentes y las de nueva creación**

Durante los cuatro años de proyecto, se ha observado que las lagunas preexistentes al proyecto y las lagunas que se crearon durante el proyecto siguen el mismo patrón de inundación–confinamiento característico de estos sistemas (Quintana et al. 1998a; Badosa et al., 2006; Quintana et al., 2018). Sin embargo, las lagunas nuevas presentan algunas diferencias respecto a las lagunas preexistentes. Las lagunas de nueva creación tienen una concentración de nutrientes inferior a las lagunas preexistentes y su relación DIN/TP es superior en los periodos de inundación. Además, la variación de las variables ambientales en las lagunas preexistentes es mayor que la de las lagunas nuevas. Así, LIFE A presenta valores

muy extremos de concentración de nutrientes y conductividad sobre todo en el periodo de confinamiento, mientras que LIFE C en general tiene valores más bajos. En cambio, las lagunas nuevas son más similares entre ellas durante todo el año.

La conductividad también es diferente entre las lagunas nuevas y preexistentes. Sin embargo, la conductividad en LIFE C es menor a la de las lagunas naturales (LIFE A y LIFE B) y más parecida a la conductividad en las lagunas nuevas. Esto tiene consecuencias en la composición de peces (ver informe acción D5), de manera que en LIFE C hay una proporción más elevada de gambusia (*Gambusia holbrooki*) y más baja de fartet (*Aphanius iberus*). Estos valores más bajos de la salinidad en LIFE C pueden ser atribuidos al tipo de sustrato de esta laguna (ver informe acción A2). En el momento de su excavación en el año 2002 no se tuvo en cuenta la existencia de una capa subterránea más impermeable, que se retiró. La consecuencia es una mayor entrada de agua de menor salinidad. La no retirada de esta capa más impermeable se ha tenido en cuenta en la creación de las nuevas lagunas, para evitar una mayor presencia de la gambusia en la zona.

Las diferencias observadas entre las lagunas nuevas y preexistentes sugieren que las lagunas creadas durante el proyecto a lo largo de los años tenderán a acumular nutrientes y como consecuencia a eutrofizarse. Un ejemplo de esto es LIFE C que fue creada en 2002. LIFE C contiene una mayor concentración de nutrientes que las lagunas creadas en 2016 (LIFE D, E y F), aunque la mayoría de concentraciones de estos nutrientes son inferiores a las de las lagunas naturales (LIFE A y B).

Cuando se analiza la composición de la comunidad planctónica, las diferencias entre las lagunas nuevas y las preexistentes son menores que las observadas en la composición de las variables ambientales. Las diferencias entre las muestras de unas y otras lagunas se van haciendo menores a medida que tratamos organismos de un nivel trófico superior. Así, las diferencias son menores en la composición del zooplancton que en la del microbial loop. En el caso del microbial loop la biomasa es superior en las lagunas preexistentes que en las lagunas nuevas. La estrecha relación del microbial loop y la concentración de nutrientes (ej. Boenigk & Arndt, 2002; Cotner & Biddanda, 2002; Falkowski et al., 2004) podría explicar la existencia de estas diferencias entre lagunas preexistentes y nuevas.

La similitud de la composición del zooplancton entre las lagunas nuevas y las preexistentes podría explicarse por el hecho que la hidrocoria no sería un factor determinante en la dispersión y colonización del zooplancton en La Pletera. Así que el zooplancton tiene una gran capacidad de colonización ya que al poco tiempo de crearse una laguna la comunidad de zooplancton no tiene tantas diferencias con la laguna madura como puede tener el microbial loop. Este hecho podría explicarse por dos razones. La primera es que la distancia entre las lagunas nuevas y preexistentes es pequeña y sin barreras geográficas facilitando la dispersión del zooplancton mediante el viento, las aves marinas o los humanos (Antón-Pardo et al. 2016). La segunda razón podría ser la existencia de un banco de huevos en el sedimento, puesto que las nuevas lagunas se han construido sobre antigua zona de marisma destruida por la urbanización de la zona. Al construir las nuevas lagunas se habría activado el banco de huevos. Esta explicación se basa en muchos estudios que han encontrado que los bancos de

huevos del plancton pueden resistir décadas (De Stasio, 1990; Alekseev & Starobogatov, 1996; Hairston & Cáceres, 1996) y que es un factor importante de colonización del zooplancton después de una actuación de restauración (Keller & Yan, 1998; Antón-Pardo et al., 2013).

Otro factor que puede explicar que el microbial loop tenga un comportamiento diferente a la comunidad zooplanctónica es el posible control del zooplancton que realizan los peces. Se han detectado presencia de peces en todas las lagunas (nuevas y preexistentes) después de la primera conexión hídrica (ver informe acción D5) y se ha descrito que en lagunas costeras mediterráneas los peces pueden hacer un control “Top down” del zooplancton (Compte et al., 2012).

A diferencia de los índices basados en las variables ambientales, según el índice biológico utilizado, el *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>*, las lagunas nuevas y las preexistentes no presentan diferencias en la calidad del agua entre ellas. Esto es esperable si tenemos en cuenta que la composición de zooplancton y de microcrustáceos (organismos en los que se basa el índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>*) es más similar entre las lagunas nuevas y las preexistentes que las concentraciones de nutrientes. Tampoco se han observado diferencias entre las lagunas de La Pletera (nuevas y preexistentes) con lagunas talasohalinas consideradas de referencia. Esto indicaría que según el índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>* la mayoría de lagunas de la marisma de La Pletera tienen la misma calidad del agua que las lagunas de marisma de referencia.

### **3. Influencia de la restauración en las lagunas preexistentes**

Los cambios que las obras de restauración hayan podido causar en las lagunas preexistentes son pequeños y, en cualquier caso, de menor magnitud que los cambios que puedan deberse al patrón estacional de inundación–confinamiento. Los posibles cambios en estas lagunas solo son perceptibles si se utilizan análisis de ANCOVA, donde se puede controlar el efecto de acumulación en la concentración de nutrientes que se produce con la bajada de nivel del agua. Los resultados obtenidos con el análisis de ANCOVA son más significativos en LIFE A, donde se observan valores más altos de materia orgánica para un mismo valor de nivel del agua después de las obras de restauración. También la relación entre el nitrógeno total y el nivel del agua es diferente antes y después de las obras. Puesto que las muestras de nutrientes han estado tomadas en la capa superficial, los valores más altos de materia orgánica se podrían explicar como consecuencia de un mayor grado de mezcla de la columna de agua, que reduzca las diferencias en contenido orgánico entre la capa superficial y la profunda y que facilite una cierta exportación de nutrientes en momentos de inundación, pero no se dispone de datos de contenido orgánico en profundidad que puedan confirmar esto. La relación con el nitrógeno total podría atribuirse a una mayor movilidad del nitrógeno después de las obras durante los períodos de inundación, junto con una mayor desnitrificación durante el confinamiento. En las otras dos lagunas, LIFE B y LIFE C, las relaciones significativas son menos y podrían tener una explicación similar.

Un aspecto a tener en cuenta, que estaría de acuerdo con una mayor exportación de nutrientes con la retirada de las motas de contención y de los acúmulos de material antrópico alrededor de las lagunas, es la diferencia en las concentraciones de oxígeno disuelto en profundidad. Tanto en LIFE A como en LIFE B durante la primavera posterior a las obras se han observado situaciones de sobresaturación de oxígeno en profundidad, con concentraciones de oxígeno superiores a las encontradas en superficie, que contrastan con la tónica general de valores cercanos a 0 de oxígeno en profundidad. Esta sobresaturación puede ser debida a exceso de producción algal y esto requiere que la luz llegue a la capa más profunda, es decir, de aguas más claras, con menos contenido orgánico. En LIFE B, estos valores de sobresaturación de oxígeno en profundidad en primavera de 2018 han venido acompañados de un crecimiento extraordinario de macroalgas del género *Enteromorpha*, que ha cubierto un porcentaje muy elevado de la laguna (ver informe acción D2), macroalgas que posteriormente se descompusieron, causando una situación de hipertrofia en esta laguna a principios de verano.

En cualquier caso, las diferencias antes y después de las obras en las lagunas preexistentes son pequeñas y pueden estar sujetas también a otro tipo de variabilidad no relacionada con el nivel (agua de entrada de diferente origen, con concentraciones de nutrientes diferentes, proporciones diferentes del agua de entrada marina-continental o superficial-subterránea, diferencias en el grado de estratificación del agua, etcétera), de manera que solo sean perceptibles los cambios a largo plazo. Esto ya era esperable puesto que, entre los objetivos de restauración relacionados con la mejora del estado ecológico, como la retirada de las motas de la laguna de Fra Ramon, solo prevén una mejora a largo plazo, a medida que sucesivas inundaciones puedan ir regulando la acumulación de materia orgánica y nutrientes en las lagunas.

#### **4. Estado de conservación**

El estado de conservación de todas las lagunas al final del proyecto de restauración es bueno o muy bueno a excepción de LIFE E que es mediocre. Este buen estado de conservación se puede atribuir a las actuaciones de restauración del proyecto. Concretamente ha mejorado el estado de conservación gracias a una disminución de la frecuentación humana mediante la regulación provisional de acceso, la retirada del paseo marítimo y de gran parte de la mota de contención en LIFE B, y la buena regeneración de la vegetación de la marisma.

Las lagunas preexistentes han mejorado el estado de conservación respecto al inicio del proyecto. LIFE A y B al inicio del proyecto tenían un estado de conservación mediocre pero la regulación de la frecuentación y en LIFE B la eliminación de gran parte de la mota de contención ha hecho que tengan un estado de conservación bueno. Aun así, según el año, LIFE B puede llegar a tener un buen estado de conservación en función de la vegetación hidrofítica que tenga aquel año. En cambio, LIFE A es posible que no pueda aumentar su estado de conservación debido a su naturaleza, ya que tiene unas condiciones que dificulta el

crecimiento de vegetación hidrofítica. En el caso de LIFE C, su estado de conservación ha mejorado gracias a la eliminación del paseo marítimo que delimitaba con su orilla occidental, y al aumento de la vegetación hidrofítica. Estos factores permiten que su valor de conservación haya aumentado de bueno a muy bueno siendo la laguna con la máxima puntuación.

Las lagunas de nueva creación presentan un estado de conservación muy bueno en LIFE D y F. Aunque estas dos lagunas tengan solo dos años de existencia, con este tiempo han pasado de tener un estado de conservación bueno (LIFE D) y mediocre (LIFE F) cuando se crearon a muy bueno. Esto es debido a la disminución de la frecuentación humana, a la buena regeneración de la vegetación hidrofítica, y en el caso de LIFE F a la modificación del vial de acceso a la zona. Finalmente, LIFE E, es la laguna con un estado de conservación peor debido a su proximidad a la zona urbana y a la inexistente vegetación hidrofítica.

## **5. La problemática de determinar el estado ecológico en lagunas de marismas mediterráneas**

Como se ha comentado en el apartado 1 de esta discusión, la dinámica característica de inundación–confinamiento da lugar a una acumulación de materia orgánica y nutrientes durante el confinamiento que puede considerarse natural y que dificulta la evaluación de la calidad del agua de estas lagunas de tipo confinado. Para resolver este problema se pueden plantear cuatro soluciones:

1) No considerar los datos correspondientes a la época estival para evitar los períodos de máximo confinamiento, con lo que la evaluación de la calidad del agua se basaría únicamente en los datos obtenidos durante el período de inundación, cuando la concentración de nutrientes es menor. En este sentido, algunos índices desarrollados para la evaluación de la calidad del agua en lagunas mediterráneas a partir de invertebrados acuáticos, como el *QAELS<sub>2010</sub>*<sup>e</sup> utilizado en este estudio, aconsejan utilizar datos de invierno y primavera si no se puede disponer de un ciclo anual completo (Boix et al., 2005). Hablamos de no considerar estos datos en la evaluación de la calidad del agua, no de prescindir de ellos. No se trata de prescindir de los datos de la época estival, puesto que proporcionan información sobre cómo evoluciona el sistema durante el confinamiento y sobre las posibles condiciones de anoxia a las que las especies presentes se han de adaptar, aspecto importante si tenemos en cuenta la conservación de especies de interés que colonizan estos hábitats. En el caso del fartet, esto no parece ser un problema, si se tienen en cuenta las densidades de esta especie que pueden encontrarse en lagunas con anoxias prolongadas durante varios días, como en LIFE A y LIFE B (ver informe acción D5).

Otra consideración al respecto del análisis de la calidad del agua es que los valores de materia orgánica y nutrientes se han obtenido en aguas superficiales. En la mayoría de las lagunas la masa de agua es poco profunda y está bien mezclada, pero este no es el caso de LIFE A y LIFE B, donde la estratificación del agua es muy acusada en tan solo unos centímetros (ver

informe acción D3). Así, a la variabilidad temporal en la concentración de nutrientes debida al confinamiento, se suma una variación espacial debida a la estratificación en profundidad. Los datos de que disponemos muestran una concentración de nutrientes superior a mayor profundidad y una anoxia prolongada a más de 1 m de profundidad durante todos los años de muestreo (a excepción de los períodos de sobresaturación descritos anteriormente).

2) No utilizar valores absolutos de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes y, en su lugar, utilizar valores relativos, como la proporción entre nutrientes inorgánicos y orgánicos. En las lagunas costeras mediterráneas las aguas más eutróficas se caracterizan por tener una mayor proporción de nutrientes en forma inorgánica, porque la concentración de nutrientes depende principalmente de la concentración de las fuentes de entrada de agua. En cambio, en aguas menos eutróficas, con menos entradas, la concentración de nutrientes depende más de los procesos endógenos que se dan en la laguna (asimilación, nitrificación, desnitrificación, precipitación) que de las aportaciones externas (López-Flores et al. 2014; Àvila et al., 2016, 2018). En el caso del nitrógeno, valores altos de nitrógeno inorgánico disuelto, mayoritariamente nitrato, se relacionan con aportaciones de agua superficial rica en nitrógeno, generalmente procedente de las actividades agrícolas y ganaderas de la cuenca de recepción, que tienden a aumentar el grado de eutrofia de este tipo de lagunas (Quintana et al., 1999, 2018; Badosa et al., 2008). En cambio, la falta de entradas hace disminuir la proporción de nitrógeno inorgánico, que se pierde a la atmósfera por desnitrificación (López-flores et al., 2014). Así, el predominio de las formas orgánicas de nitrógeno indicaría una baja carga de entrada de nutrientes. Algo similar sucede con el fósforo, aunque en este caso los procesos físicos y químicos implicados sean muy diferentes. El sedimento de las lagunas costeras, rico en Ca y Fe, tiende a precipitar el fósforo entrante, de manera que la proporción de fósforo en forma inorgánica es siempre pequeña, a no ser que la laguna reciba aportaciones de fósforo, generalmente de origen antrópico, que no sea capaz de asimilar. En este sentido, la proporción entre las formas soluble y particulada de fósforo se ha utilizado como medida de eutrofización de origen antrópico (Serrano et al., 2017).

Las proporciones entre nutrientes orgánicos e inorgánicos obtenidos en las lagunas de La Pletera están muy desplazados hacia las formas orgánicas, hecho que indica que en la dinámica de nutrientes de estas lagunas predominan los procesos endógenos a las aportaciones externas y que el sistema tiene capacidad de asimilar las entradas de nutrientes que recibe. En base a estos indicadores, deberíamos considerar que las lagunas de La Pletera se acercan a un buen estado ecológico. El problema del uso de estos índices es que su uso es relativamente reciente y no están estandarizados en categorías identificables ni establecidos los límites de corte entre el buen y el mal estado ecológico.

3) Utilizar indicadores basados en la composición de especies, como el índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>*, desarrollado para lagunas someras en la zona mediterránea (Boix et al., 2005; Quintana et al., 2016). El índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>* tiene en cuenta la sensibilidad de las especies al grado de eutrofia y se basa en las abundancias relativas (no las absolutas) de las especies sensibles. También tiene en cuenta la tipología de la laguna. En nuestro caso, hemos aplicado el índice para lagunas talasohalinas (saladas o salobres con salinidad de origen marino). Con el uso de este

índice las evaluaciones del estado ecológico mejoran notablemente, en comparación con las evaluaciones de los índices *TSIs* o *TRIX*. El índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>* es también sensible al confinamiento, hecho que demuestra que la comunidad acuática se ve afectada por los cambios que se producen en este período. Durante el confinamiento la composición del zooplankton está compuesto casi exclusivamente por el rotífero *Brachionus plicatilis*, que tolera periodos prolongados de anoxia (Miracle et al., 1987; Esparcia et al., 1989) y prácticamente no hay microcrustáceos, organismos en los que se basa el cálculo del índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>*. A pesar de ello, los valores de *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>* obtenidos en las lagunas de La Pletera son muy similares a los de otras lagunas confinadas consideradas de referencia.

El hecho de que las lagunas estudiadas no tengan una conexión superficial continua con el mar y tengan un alto grado de confinamiento hace que índices biológicos basados en organismos marinos no se puedan utilizar para valorar el estado ecológico. La baja conexión con el mar a nivel superficial da lugar a que la mayoría de especies que habitan en este tipo de lagunas no sean de origen marino por lo cual no se pueden aplicar índices de macroinvertebrados como el *AMBI* muy utilizados en lagunas costeras y otras aguas de transición con influencia marina ((Borja et al., 2000). Las pocas especies de origen marino que pueden encontrarse en La Pletera es después de un temporal de mar, cuando se igualan las condiciones de salinidad de las lagunas con el mar ya que con las condiciones de confinamiento estas especies desaparecen.

El índice *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>* también podría subestimar la calidad del agua de determinadas lagunas debido a la comunidad de peces. Este hecho se puede observar en LIFE C que tiene ausencia o una baja densidad de fartet (*A. iberus*) y, en cambio, abundancia de otras especies como la gambusia (*Gambusia holbrooki*). Esta situación provoca la disminución de la densidad de *E. velox* que tiene un valor indicador muy alto en el *QAELS<sub>2010</sub><sup>e</sup>*. Sin embargo, no quiere decir que esta laguna tenga una mala calidad del agua ya que aparecen otras especies de calanoides marinos que no tiene valor indicador en este índice.

4) Evaluar la calidad del agua a partir de los resultados de la producción y de la respiración ecosistémica obtenidos mediante las sondas de medida en continuo de la concentración de oxígeno. Este método de cálculo del metabolismo ecosistémico se ha utilizado en lagos, embalses y ríos (Stachr et al. 2010; Obrador et al. 2014; Giling et al. 2017) pero, hasta donde conocemos, no se ha aplicado en lagunas costeras. Tampoco se ha aplicado para la evaluación de la calidad del agua o del estado ecológico, a pesar de la relación que existe entre la calidad del agua y la producción o la respiración. Nuestros resultados muestran que parece un método muy sensible a alteraciones en el entorno de las lagunas o en su cuenca de recepción, como la respuesta observada en LIFE C a las obras de restauración en su entorno, o la respuesta de las lagunas a entradas muy significativas de agua dulce superficial. Otra ventaja es que aporta información en alta frecuencia que sería muy costosa de obtener con otros métodos que requieren toma de muestras y su manipulación. Entre los inconvenientes están la dependencia de la temperatura que tienen las variables relacionadas con el metabolismo y la necesidad de calibración y verificación con otros métodos estandarizados de evaluación del estadio ecológico.

En cualquier caso, a causa de las características ecológicas de este tipo de lagunas confinadas, ninguno de los métodos cubre todos los aspectos relacionados con la evaluación de su estado ecológico y sólo la interrelación de todos ellos nos permite entender su funcionamiento y entender el porqué de posibles lecturas aparentemente negativas que pueda dar cada uno de los métodos. El resumen de las condiciones que se dan en las lagunas de La Pletera sería de dominio de la hidrología y de la dinámica de nutrientes característica de estos ecosistemas, con poblaciones bien constituidas de las especies típicas de estos hábitats, pero con frecuentes situaciones de anoxia prolongada.

## CONCLUSIONES

1. La dinámica intraanual del sistema es muy importante para establecer el estado ecológico de las lagunas de La Pletera. Las seis lagunas tienen una variación intraanual de las variables ambientales del agua y de la comunidad planctónica muy marcada por los episodios de inundación y confinamiento típicos de este tipo de lagunas. En consecuencia, las concentraciones de materia orgánica y nutrientes varían mucho de forma natural durante el año: en invierno y primavera las concentraciones son bajas, mientras que en verano aumentan con la disminución del nivel del agua. También en verano son frecuentes los episodios prolongados de anoxia.
2. Las lagunas creadas durante el proyecto LIFE tienen concentraciones de nutrientes más bajas que las lagunas naturales. La laguna LIFE C, creada en el año 2002, tiene concentraciones intermedias. Con los años, las lagunas tienden a acumular nutrientes.
3. El aumento de la concentración que se produce de manera natural durante el confinamiento dificulta el uso de indicadores de calidad del agua basados en la cantidad de nutrientes. Indicadores basados en la proporción de nutrientes (nutrientes inorgánicos / nutrientes orgánicos) o basados en la composición y sensibilidad de las especies parecen más apropiados para la evaluación de la calidad del agua de estas lagunas. Según estos índices, las lagunas de la marisma de La Pletera (preexistentes y creadas en el proyecto LFE) tienen una buena calidad del agua similar a la de las lagunas de marismas con pocas alteraciones antrópicas.
4. A pesar de las diferencias en las variables ambientales entre lagunas nuevas y preexistentes la similitud en la composición de zooplancton entre unas y otras es muy alta, hecho que sugiere una elevada capacidad de colonización. La composición del microbial loop, más ligado que el zooplancton a la concentración de nutrientes, estaría en una situación intermedia, menor diferencia que en las variables ambientales, pero mayor que en el zooplancton.
5. La retirada de motas en Fra Ramón, del paseo en G02 y de crear lagunas alrededor de Bassa Pi ha mejorado estado de conservación de dichas lagunas. El estado de conservación al final del seguimiento de todas las lagunas (preexistentes y nuevas) es bueno o muy bueno excepto LIFE E que tiene una zona urbanizada muy cercana. Esto indica que las actuaciones de restauración del proyecto han sido efectivas a corto plazo. En cambio, las concentraciones de nutrientes en estas lagunas entre antes y después de las obras son muy poco apreciables.
6. El seguimiento científico determina que las actuaciones de restauración del proyecto en general han tenido éxito en la mejora del estado ecológico de las lagunas de la marisma de La Pletera.

## BIBLIOGRAFIA

- Alekseev, V. R. & Y. I. Starobogatov, 1996. Types of diapause in Crustacea: Definitions, distribution, evolution. *Hydrobiologia* 320:15-26.
- Antón-Pardo, M., X. Armengol & R. Ortells, 2016. Zooplankton biodiversity and community structure vary along spatiotemporal environmental gradients in restored peridunal ponds. *J Limnol* 75:193-203.
- Antón-Pardo, M., C. Olmo, J. M. Soria & X. Armengol, 2013. Effect of restoration on zooplankton community in a permanent interdunal pond. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* 49:97-106.
- Attayde, J. L. & R. L. Bozelli, 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1789-1797.
- Àvila, N., R. López-Flores & X. D. Quintana, 2018 (in press). Composition of pelagic microbial communities in Mediterranean coastal aquatic ecosystems under extreme drought conditions. *Est Coast Shelf Sci*.
- Àvila, N., R. López-Flores, X. D. Quintana & L. Serrano, 2016. The microbial food web in the Doriana marshland: Influence of trophic state and hydrology. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 180:150-159.
- Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X. D. Quintana, 2006. Nutrients and zooplankton composition and dynamics in relation to the hydrological pattern in a confined Mediterranean salt marsh (NE Iberian Peninsula). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:513-522.
- Badosa, A., D. Boix, S. Brucet, R. López-Flores & X. D. Quintana, 2008. Short-term variation in the ecological status of a Mediterranean coastal lagoon (NE Iberian Peninsula) after a man-made change of hydrological regime. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18:1078-1090.
- Batt, R. D. & S. R. Carpenter, 2012. Free-water lake metabolism: addressing noisy time series with a Kalman filter. *Limnology and Oceanography-Methods* 10:20-30.
- Boenigk, J. & H. Arndt, 2002. Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies. *Antonie Van Leeuwenhoek International Journal of General and Molecular Microbiology* 81:465-480.
- Boix, D., N. Caiola, M. Cañedo-Argüelles, S. Gascón, C. Ibàñez, A. Nebra, X. D. Quintana, M. Rieradevall, J. Sala, N. Sánchez-Millaruelo, C. Solà & A. Munné, 2010. Avaluació de l'estat ecològic de les zones humides i ajust dels indicadors de qualitat. Índexs QAELS<sup>e</sup> 2010, ECELS i EQAT. Agència Catalana de l'Aigua, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona., 209.
- Boix, D., S. Gascón, J. Sala, M. Martinoy, J. Gifre & X. D. Quintana, 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian peninsula). *Aquat Conserv* 15:635-651.
- Borcard, D., P. Legendre & P. Drapeau, 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* 73:1045-1055.

- Borja, A., J. Franco & V. Pérez, 2000. A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40:1100-1114.
- Brucet, S., J. Compte, D. Boix, R. López-Flores & X. D. Quintana, 2008. Feeding of nauplii, copepodites and adults of *Calanipeda aquaedulcis* (Calanoida) in Mediterranean salt marshes. *Mar Ecol Prog Ser* 355:183-191.
- Carlson, R. E., 1977. Trophic state index for lakes. *Limnol Oceanogr* 22:361-369.
- Compte, J., D. Boix, D. Cunillera-Montcusí, S. Gascón, J. Sala, I. Tornero & X. D. Quintana, 2017. Desurbanización y recuperación de la funcionalidad ecológica en los sistemas costeros de La Pletera. Acción D1: Seguimiento del estado ecológico. Informe del segundo año de seguimiento. Girona, 21.
- Compte, J., D. Boix, A. Menció, D. Cunillera-Motncusí & X. Quintana, 2016. Desurbanización y recuperación de la funcionalidad ecológica en los sistemas costeros de La Pletera. Acción D1: Seguimiento del estado ecológico. Informe del primer año de seguimiento. Girona, 33.
- Compte, J., S. Gascón, X. D. Quintana & D. Boix, 2010. Top-predator effects of jellyfish *Odessia maeotica* in Mediterranean salt marshes. *Mar Ecol Prog Ser* 402:147-159.
- Compte, J., S. Gascón, X. D. Quintana & D. Boix, 2011. Fish effects on benthos and plankton in a Mediterranean salt marsh. *J Exp Mar Biol Ecol* 409:259-266.
- Compte, J., S. Gascón, X. D. Quintana & D. Boix, 2012. The effects of small fish presence on a species-poor community dominated by omnivores: Example of a size-based trophic cascade. *J Exp Mar Biol Ecol* 418:1-11.
- Cotner, J. B. & B. A. Biddanda, 2002. Small players, large role: Microbial influence on biogeochemical processes in pelagic aquatic ecosystems. *Ecosystems* 5:105-121.
- De Stasio, B. T., 1990. The role of dormancy and emergence patterns in the dynamics of a freshwater zooplankton community. *Limnol Oceanogr* 35:1079-1090.
- Esparcia, A., M. R. Miracle & M. Serra, 1989. *Brachionus plicatilis* tolerance to low oxygen concentrations. *Hydrobiologia* 186:331-337.
- Falkowski, P. G., M. E. Katz, A. H. Knoll, A. Quigg, J. A. Raven, O. Schofield & F. J. R. Taylor, 2004. The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science* 305:354-360.
- Gannon, J. E. & R. S. Stemberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water-quality. *Transactions of the American Microscopical Society* 97:16-35.
- Giling, D. P., P. A. Staehr, H. P. Grossart, M. P. Andersen, B. Boehrer, C. Escot, F. Evrendilek, L. Gómez-Gener, M. Honti, I. D. Jones, N. Karakaya, A. Laas, E. Moreno-Ostos, K. Rinke, U. Scharfenberger, S. R. Schmidt, M. Weber, R. I. Woolway, J. A. Zwart & B. Obrador, 2017. Delving deeper: Metabolic processes in the metalimnion of stratified lakes. *Limnol Oceanogr* 62:1288-1306.
- Hairston, N. G. & C. E. Cáceres, 1996. Distribution of crustacean diapause: Micro- and macroevolutionary pattern and process. *Hydrobiologia* 320:27-44.
- Keller, W. & N. D. Yan, 1998. Biological recovery from lake acidification: Zooplankton communities as a model of patterns and processes. *Restoration Ecology* 6:364-375.

- Kjerfve, B., 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In Wolfe, D. A. (ed) Estuarine Variability. Academic Press, 63-81.
- Kjerfve, B., 1994. Chapter 1 Coastal Lagoons. In Kjerfve, B. (ed) Elsevier Oceanography Series. vol 60. Elsevier, 1-8.
- Kratzer, C. R. & P. L. Brezonik, 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. Water Research Bulletin 17, 713-715.
- Legendre, P. & E. D. Gallagher, 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280.
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. Numerical Ecology. Elsevier Science B.V, Québec.
- López-Flores, R., D. Boix, A. Badosa, S. Brucet & X. D. Quintana, 2006. Pigment composition and size distribution of phytoplankton in a confined Mediterranean salt marsh ecosystem. *Mar Biol* 149:1313-1324.
- López-Flores, R., X. D. Quintana, A. M. Román, L. Bañeras, O. Ruiz-Rueda, J. Compte, A. J. Green & J. J. Egozcue, 2014. A compositional analysis approach to phytoplankton composition in coastal Mediterranean wetlands: Influence of salinity and nutrient availability. *Est Coast Shelf Sci* 136:72-81.
- Martinoy, m., D. Boix, J. Sala, Gascón S., J. Gifre, A. Argerich, R. Barrera, S. Brucet, A. Badosa, R. López-Flores, M. Méndez, J. M. Utgé & Q. X.D., 2006. Crustacean and aquatic insect assemblages in the Mediterranean coastal ecosystems of Empordà wetlands (NE Iberian peninsula). *Limnetica* 25:665-682.
- Menció, A., X. Casamitjana, J. Mas-Pla, N. Coll, J. Compte, M. Martinoy, J. Pascual & X. D. Quintana, 2017. Groundwater dependence of coastal lagoons: The case of La Pletera salt marshes (NE Catalonia). *Journal of Hydrology* 552:793-806.
- Miracle, M. R., M. Serra, E. Vicente & C. Blanco, 1987. Distribution of *Brachionus* species in Spanish Mediterranean wetlands. *Hydrobiologia* 147:75-81.
- Obrador, B., P. A. Staehr & J. P. C. Christensen, 2014. Vertical patterns of metabolism in three contrasting stratified lakes. *Limnol Oceanogr* 59:1228-1240.
- Odum, H. T., 1956. Primary production in flowing waters. *Limnol Oceanogr* 1:102-117.
- Ptácnik, R., T. Andersen & T. Tamminen, 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems* 13:1201-1214.
- Quintana, X. D., D. Boix, X. Casamitjana, A. Colomer, J. Compte, D. Cunillera-Montcusí, S. Gascón, F. Gich, A. Menció, M. Martinoy, J. Montaner, J. Pascual, J. Sala, J. Solà & I. Tornero, 2018. Management and restoration actions of confined Mediterranean coastal lagoons in the Empordà and Baix Ter wetlands. In Quintana, X. D., D. Boix, S. Gascón & J. Sala (eds) Management and restoration of Mediterranean coastal lagoons in Europe. vol 10, 173-192.
- Quintana, X. D., M. Cañedo-Argüelles, N. Nebra, S. Gascón, M. Rieradevall, N. Caiola, J. Sala, C. Ibáñez, N. Sánchez-Millaruelo & D. Boix, 2016. New Tools to Analyse the Ecological Status of Mediterranean Wetlands and Shallow Lakes. In Munné, A., A. Ginebreda & N. Prat (eds) Experiences from Surface Water Quality Monitoring The EU Water Framework Directive Implementation in the Catalan River Basin District (Part I). vol 42. Springer-Verlag Berlin Heidelberg., Germany, 171-199.

- Quintana, X. D., R. Moreno-Amich & F. A. Comín, 1998a. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 1: Differential confinement of nutrients. *J Plankton Res* 20:2089-2107.
- Quintana, X. D., F. A. Comín & R. Moreno-Amich, 1998b. Nutrient and plankton dynamics in a Mediterranean salt marsh dominated by incidents of flooding. Part 2: Response of the zooplankton community to disturbances. *J Plankton Res* 20:2109-2127.
- Quintana, X. D., L. Suñer, R. Trobajo, G. S. & M.-A. R., 1999. Nutrientes y renovación del agua en aiguamolls de l'Empordà. (NE de la península Ibérica). Uso potencial de agua residual para la inundación de zonas húmedas. *Limnetica* 16:49-59.
- Redfield, A. C., 1934. On the proportions of organic derivations in sea water and their relation to the composition of plankton. In Daniel, R. J. (ed) James Johnstone Memorial Volume. vol Univ. Press of Liverpool, Liverpool, 177-192.
- Reina, M., J. L. Espinar & L. Serrano, 2006. Sediment phosphate composition in relation to emergent macrophytes in the Donana Marshes (SW Spain). *Wat Res* 40:1185-1190.
- Reyes, I., M. A. Casco, J. Toja & L. Serrano, 2008. Hydrological complexity supports high phytoplankton richness in the Donana marshland (SW Spain). *Hydrobiologia* 614:47-54.
- Sala, J., S. Gascón, D. Boix, J. Gesti & X. D. Quintana, 2004. Proposal of a rapid methodology to assess the conservation status of Mediterranean wetlands and its application in Catalunya (NE Iberian peninsula). *Archives des Sciences* 57:141-152.
- Serrano, L., M. Reina, X. D. Quintana, S. Romo, C. Olmo, J. M. Soria, S. Blanco, C. Fernández-Alaez, M. Fernández-Alaez, M. C. Caria, S. Bagella, T. Kalettka & M. Päetzig, 2017. A new tool for the assessment of severe anthropogenic eutrophication in small shallow water bodies. *Ecological Indicators* 76:324-334.
- Serrano, L. & J. Toja, 1995. Limnological description of 4 temporary ponds in the Doñana National Park (SW, Spain). *Arch Hydrobiol* 133:497-516.
- Sládeček, V., 1983. Rotifers as indicators of Water-quality. *Hydrobiologia* 100:169-201.
- Staehr, P. A., D. Bade, M. C. Van de Bogert, G. R. Koch, C. Williamson, P. Hanson, J. J. Cole & T. Kratz, 2010. Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. *Limnology and Oceanography Methods* 8:628-644.
- Sullivan, M. J. & F. C. Daiber, 1974. Response in production of cordgrass *Spartina alterniflora* to inorganic nitrogen and phosphorus fertilizer. *Chesapeake Science* 15:121-123.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi, 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics* 9:329-357.
- Vollenweider, R. A. & J. J. Kerekes, 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*, Paris.
- Zapata, M., F. Rodríguez & J. L. Garrido, 2000. Separation of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton: a new HPLC method using a reversed phase C-8 column and pyridine-containing mobile phases. *Mar Ecol Prog Ser* 195:29-45.

