



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Máster en Ecología, Gestión y Restauración del Medio Natural

Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona

Facultad de Biología

Curso 2019/2020

**Dinámica espacio-temporal de las comunidades de macrófitos
sumergidos del Delta del Llobregat y propuestas para su
gestión.**

– Luciana Victoria Vásquez Ríos –

Director:

Dr. Miguel Cañedo-Argüelles

Investigador Postdoctoral del departamento de Biología Evolutiva, Ecología y Ciencias

Ambientales

Facultad de Biología

Barcelona, 21 de setiembre de 2020



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Máster en Ecología, Gestión y Restauración del Medio Natural
Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona
Facultad de Biología
Curso 2019/2020

**Dinámica espacio-temporal de las comunidades de macrófitos
sumergidos del Delta del Llobregat, y propuestas para su
gestión.**

Alumna: Luciana Victoria Vásquez Ríos

Director: Dr. Miguel Cañedo-Argüelles

Barcelona, 21 de setiembre de 2020

Agradecimientos

El desarrollo de este Trabajo de Final de Máster ha sido una experiencia enriquecedora. Y ha sido posible gracias al apoyo de muchas personas. Por ello, me gustaría brindar un especial agradecimiento a mi tutor, Miguel Cañedo-Argüelles, quien, con sus conocimientos, guio mi trabajo siempre con el mejor de los ánimos. Gracias a sus correcciones, sugerencias y paciencia me sentí apoyada y comprendida, incluso en aquellos momentos más retadores.

Mi familia y amigos han sido mis pilares. Tenerlos lejos ha sido difícil, pero, a pesar de la distancia, siempre han estado presentes y quiero compartir este logro con ellos. Por esto, quiero agradecer a mi padre, Wilson V., y a mi hermano, Jorge T., por su apoyo incondicional durante toda mi vida. Agradezco a Arturo L., Elizabeth N., Gabriela F. y Mariojulio Z., por haberme ayudado, constantemente, a superar dificultades y a compartir momentos de alegría; son parte de la familia que uno escoge. Quisiera agradecer, además, a Violeta V. por alentarme y apoyarme en mi crecimiento profesional y personal durante los últimos 7 años.

Finalmente, me gustaría agradecer a todas las personas que han participado directa o indirectamente en el desarrollo de este trabajo de investigación, en especial a mis profesores del máster, por la formación que me brindaron; al consorcio del Delta, José María Seguí y Nuria Flor-Arnau, por la información provista y las respuestas a mis dudas; a Victoria K. y Clara B, por el apoyo moral aportado; y a la familia Trilling, por haberme acogido y haberme hecho sentir como en casa en días decisivos para la culminación de este trabajo.

Resumen

Para desarrollar este trabajo, se compilaron 11 años de datos de variables ambientales y abundancia de macrófitos en 9 zonas húmedas del Delta del Llobregat. Los datos recopilados se usaron para identificar los factores determinantes de los cambios espaciales y temporales en la composición de las comunidades de macrófitos.

De acuerdo al Análisis de la Redundancia (RDA), las variables conductividad, amonio y fósforo total explicaron de manera significativa los cambios en la composición de macrófitos (9% de la varianza). Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA), por medio de los cuales se concluyó que existen diferencias significativas entre sitios con y sitios sin presencia de macrófitos. Se determinó, además, que los sitios con macrófitos presentaron aguas con valores inferiores de conductividad. Se calcularon los valores óptimos y los rangos de tolerancias de las especies para las variables ambientales previamente mencionadas.

Se determinó que existen diferencias significativas en la abundancia y riqueza de macrófitos en sitios con presencia de herbívoros invasores - cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) y carpa (*Cyprinus carpio*). *Ruppia maritima* presentó una mayor frecuencia y abundancia en los sitios sin herbívoros invasores, mientras que *Potamogeton pectinatus* presentó una mayor frecuencia y abundancia en los sitios con herbívoros invasores.

Abstract

To develop this work, 11 years' worth of data, regarding environmental variables and macrophyte abundance, were compiled from 9 wetlands of the Llobregat Delta. The data collected were used to identify the determinants of spatial and temporal changes in the composition of macrophyte communities.

According to the Redundancy Analysis (RDA), the variables conductivity, ammonium and total phosphorus provided significant explanation of the changes in macrophyte composition (9% of the variance). Also, analyses of variance (ANOVA) were performed, concluding that there were significant differences between sites with and sites without the presence of macrophytes. It was also determined that the sites with macrophytes presented water with less salinity. The optimal values and tolerance ranges of the species were calculated for the environmental variables mentioned above.

Further analyses determined significant differences in the abundance and richness of macrophytes in sites where invasive herbivores were present, namely carp (*Cyprinus carpio*) and red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Ruppia maritima* presented a higher frequency and abundance in the sites without invasive herbivores, while *Potamogeton pectinatus* presented a higher frequency and abundance in the sites with invasive herbivores.

Índice

1. Introducción.....	1
2. Materiales y métodos	6
2.1. <i>Área de estudio</i>	6
2.2. <i>Materiales</i>	7
2.3. <i>Preprocesamiento de los datos</i>	8
2.4. <i>Análisis estadístico</i>	9
3. Resultados	10
4. Discusión.....	15
5. Recomendaciones generales y conclusiones	21
6. Bibliografía.....	23

Anexos

1. Introducción

Humedales costeros y cambios de uso de suelo

El cambio de usos del suelo es uno de los principales impulsores del cambio global, incrementando la presión sobre los espacios naturales (Gaglio, Aschonitis, Gissi, Castaldelli, & Fano, 2017). Esto ha degradado la calidad ambiental de los hábitats, generando impactos sobre sus comunidades de flora y fauna (Liu et al., 2004).

Los deltas y humedales costeros no son ajenos a estas presiones antrópicas. Su ubicación estratégica los hacen vulnerables ante las constantes alteraciones resultantes del aprovechamiento histórico de esos espacios (Gaglio et al., 2017; Haidary, Amiri, Adamowski, Fohrer, & Nakane, 2013; Simeoni & Corbau, 2009). Además, los deltas transportan sedimentos y nutrientes provenientes de las cuencas fluviales, haciéndolos fértiles y atractivos para el aprovechamiento agrícola (Evans, 2012; Rieradevall & Cañedo-Argüelles, 2018).

En el Mediterráneo, una vasta literatura científica (Hewitt & Escobar, 2011; Hill, Stellmes, Udelhoven, Röder, & Sommer, 2008; Serra, Pons, & Saurí, 2008; Simeoni & Corbau, 2009; Symeonakis, Calvo-Cases, & Arnau-Rosalen, 2007) señala que los usos del suelo han cambiado de manera drástica, incrementándose el ámbito urbano y disminuyendo el natural. Dicha pérdida ha significado la disminución de los servicios ecosistémicos (SE) que éstos brindan (Camacho & Ruiz, 2012).

En este contexto, los deltas y humedales merecen especial atención ya que son los espacios que más SE proveen (Camacho, Ruiz, Ghermandi, Berlanga, & Nunes, 2014; Costanza et al., 1997; Hill et al., 2008; Woodward & Wui, 2001). Así pues, una adecuada protección de estos espacios se traduce en múltiples beneficios para la biodiversidad y las personas (Camacho et al., 2014; Costanza et al., 2008; Newton et al., 2018; Reid et al., 2005).

Las actividades que se desarrollan en las zonas aledañas a humedales han ocasionado cambios significativos en dichos ecosistemas (Haidary et al., 2013); esta situación altera procesos ecológicos, por ejemplo, disminuyendo la presencia de aves que frecuentan las lagunas para alimentarse, descansar o reproducirse (McLusky & Elliott, 2004; Navedo & Herrera, 2012). La disminución de la biodiversidad en estos espacios genera ecosistemas degradados (Gaglio et al., 2017), por esto, identificar aquellos factores que la ocasionan es una tarea importante para planificar medidas de gestión y/o restauración.

El Delta del Llobregat

La provincia de Barcelona posee un total de 73 humedales (Generalitat de Catalunya, 2011), muchos de los cuales se encuentran rodeados de áreas urbanas de gran importancia comercial y turística. Tal es el caso del Delta del Llobregat, espacio natural que ha atravesado un proceso de urbanización masivo conocido como naturbanización (Pallarès-Blanch, Prados, & Tulla, 2014). En la actualidad, el delta alberga al aeropuerto internacional del Prat, además fue la zona de estudio de este trabajo de investigación.

El bajo Llobregat posee un clima mediterráneo, por lo que las sequías severas son constantes; sin embargo, el desarrollo agrícola prosperó debido a sus suelos fértiles y la presencia de un acuífero de fácil explotación. Sumado a esto, la ciudad de Barcelona siempre ha generado una alta demanda de productos agrícolas, y los valles y deltas han presentado características idóneas para su aprovechamiento (Marshall, 1994; Paul, 2004).

Por otro lado, estos procesos de ocupación agrícola han ocasionado muchos impactos negativos en la ecología del paisaje natural del delta, principalmente, la fragmentación de hábitats y disminución de la biodiversidad. Esto como resultado del aprovechamiento agrícola y actividades mixtas como la manufactura e infraestructura; tal es el caso de la ampliación del aeropuerto del Prat y el puerto de Barcelona (Esteban, Laredo, Pino, & Valverde, 2018; Pino, Rodà, Basnou, & Guirado, 2008; Santana-Cordero, Ariza, & Romagosa, 2016).

El Espacio Natural del Delta del Llobregat se encuentran bajo la administración del *Consorci per a la Protecció i Gestió dels Espais Naturals del Delta del Llobregat* (Consortio del Delta en adelante), entidad autónoma conformada por la Generalidad de Cataluña y los ayuntamientos del Prat de Llobregat, Viladecans, Gavá y Sant Boi de Llobregat. Esta organización viene trabajando, junto a universidades y centros de investigación, en estudios que permitan una mejor comprensión de dicho espacio.

Algunos de los motivos que hacen del Delta del Llobregat un espacio de alto interés ecológico son la presencia de *i)* especies de aves raras (De Juana, 2006; Gutiérrez et al., 2004), *ii)* una amplia variedad de plantas vasculares y *iii)* hábitats de especies protegidas y/o catalogas en la lista roja de especies amenazadas¹ (Seguí, Valverde, Del Hoyo, Gonzales, & Pino, 2018). Además, posee diversos paisajes y una alta

¹ Lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)

biodiversidad que son necesarios estudiar para poder realizar las gestiones más adecuadas (Rieradevall & Cañedo-Argüelles, 2018).

Los humedales del Delta del Llobregat, se caracterizan por ser espacios de transición entre ecosistemas de agua salada y dulce. Por esto, presentan características particulares como la presencia de especies adaptadas y que, en su mayoría, son sensibles a las variaciones de la salinidad ocasionados por procesos naturales o antrópicos (Comín, Menéndez, & Lucena, 1990; Elliott & Quintino, 2007).

Las lagunas costeras pueden presentar cambios en sus concentraciones de salinidad y nutrientes; esto como consecuencia del ingreso de agua de lluvia, de los vertimientos de residuos agrícolas y de desagües, los cuales aumentan la cantidad de nutrientes tales como el amonio y el fósforo (Cañedo-Argüelles, Rieradevall, Farrés-Corell, & Newton, 2012; Quintana et al., 2004). Esto incrementa la presencia de organismos descomponedores quienes disminuyen el oxígeno disuelto del agua, dando como resultado su eutrofización y la degradación del estado ecológico del ecosistema (Cañedo-Argüelles et al., 2012; Fores, Espanya, & Morales, 2002; Quintana et al., 2004).

De igual manera, los procesos de eutrofización de las lagunas costeras son consecuencia de una baja tasa de renovación del agua, ya sea por una disminución del nivel freático o la desconexión con el río y/o el mar (Roselli et al., 2013). Por otro lado, la baja tasa de renovación del agua también puede incrementar la conductividad causada por el desecamiento de las lagunas en épocas de estiaje, afectando a las especies que no están adaptadas a altas concentraciones de salinidad (Cañedo-Argüelles, Almendro, De Roa, & Prat, 2018).

El Espacio Natural del Delta del Llobregat posee lagunas costeras formadas como respuesta al cambio de curso del río en su desembocadura. En la actualidad, se nutren en base al nivel freático y de su interacción intermitente subterránea con el mar, este último limitado a épocas de tempestades (Queralt & Isla, 2018; Rieradevall & Cañedo-Argüelles, 2018).

Si bien la mayoría de las lagunas costeras del Delta del Llobregat se caracterizan por ser salobres con diferentes concentraciones, también posee ambientes con predominancia de agua dulce; y cada uno de esos ecosistemas presentan especies adaptadas a ambientes específicos (Cognetti & Maltagliati, 2000; Rieradevall & Cañedo-Argüelles, 2018). Debido a esto, los cambio en la composición del agua, ya sea por causas naturales o antrópicas, más allá de los valores que esas especies toleran, generará grandes impactos sobre las comunidades de flora y fauna que los habitan (Comín et al., 1999).

Las lagunas costeras se caracterizan por poseer una baja diversidad alfa y una alta diversidad gamma (Whittaker, 1960). La baja diversidad alfa está condicionada por la limitada cantidad de especies adaptadas a los rangos ambientales específicos de cada laguna (Whitfield, Elliott, Basset, Blaber, & West, 2012); mientras que la diversidad gamma es alta por la suma de sitios con condiciones ambientales variadas, como mayor contenido de nutrientes, salinidad, renovación de agua, entre otras características que condicionan la presencia de las especies (Cañedo-Argüelles et al., 2018; Whitfield et al., 2012).

Macrófitos sumergidos: bioindicadores de la calidad del ecosistema

Las especies que se encuentran en los humedales son excelentes indicadores de las condiciones ambientales de los mismos; por esto, es necesario conocer su comportamiento en el tiempo para su adecuado manejo y conservación (Legendre, 2014). Las zonas húmedas del Delta del Llobregat presentan varias especies que cumplen la función de bioindicadores de la calidad del agua (Gottardo et al., 2011; Muñoz & Prat, 2017; Prat & Rieradevall, 2006), siendo uno de los casos el de macrófitos sumergidos. Estas plantas acuáticas se pueden distinguir a simple vista debido a su tamaño y pueden encontrarse sumergidas de forma total o parcial. En este grupo de plantas, también, se incluyen a las flotantes (EPA, 2016).

Los macrófitos sumergidos, al igual que todas las especies, poseen un valor óptimo de las condiciones ambientales en las cuales se desarrollan y un rango que son capaces de tolerar; y los valores que excedan esos límites afectan a las especies de manera directa, condicionando su desarrollo en el ecosistema (Schneider, 2007). Por ese motivo, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea considera a los macrófitos como indicadores biológicos de calidad de los ecosistemas acuáticos y valora las abundancias de los taxones muestreados con sitios de referencia específicos (UE, 2000).

El método de evaluación sugerido por la Unión Europea no es usado ampliamente en España. En parte, por los pocos estudios referenciales que lo hayan aplicado en zonas mediterráneas y por la complejidad en la definición de los sitios de referencia; esto debido a que los criterios de selección se centran en características de lagunas someras del centro y norte de Europa (Beklioglu, Romo, Kagalou, Quintana, & Bécares, 2007; Flor-Arnau, Cambra, & Velasco, 2013). Además, algunos valores ambientales pueden diferir según la geografía donde se realiza el monitoreo (Schneider, 2007).

Las lagunas de referencia son cada vez más escasas debido al incremento de las presiones antrópicas sobre los ecosistemas (Beklioglu et al., 2007; Schaumburg et al.,

2004). Pero con esfuerzo, es posible identificar y clasificar macrófitos que se encuentran en *i*) lagunas similares a las de referencia y *ii*) los que se encuentran en condiciones opuestas, que ayuden a clasificar el estado ecológico de los espacios que habitan (Schaumburg et al., 2004).

Los indicadores biológicos están ligados directamente con los indicadores ambientales, siendo la contaminación por nutrientes uno de los principales factores que afectan a las comunidades que habitan en los ecosistemas acuáticos (Lambert & Davy, 2011; UE, 2000). Dichos factores juegan un rol importante en la distribución y abundancia de macrófitos a diversas escalas, incluso a nivel de cuenca (Kissoon et al., 2013). Cabe resaltar que cada especie es distinta y existen algunos macrófitos que se desarrollan adecuadamente bajo cierto grado de alteraciones relacionadas a actividades antrópicas, aunque esto repercute en el grado de interés botánico y diversidad de las especies presentes en estos ecosistemas (Flor-Arnau et al., 2013; Rejmánková, 2011).

Si bien la eutrofización es la principal fuente de estrés sobre la biodiversidad de las lagunas, la salinidad también juega un rol importante en el grupo de factores que la afecta. Las especies que habitan lagunas costeras están constantemente interaccionando con altas concentraciones de salinidad y han generado adaptaciones para lidiar con dicho factor (Rejmánková, 2011). Sin embargo, cambios en la hidrología (como el ingreso de agua dulce a una laguna con especies adaptadas a agua salobre o viceversa) afectan la producción primaria neta de especies no adaptadas, y más si los cambios se dan de manera drástica (Comín et al., 1999).

Además de los factores ambientales que pueden afectar el adecuado desarrollo de los macrófitos sumergidos, éstos también se enfrentan a depredadores que los atacan directamente y/o afectan el sustrato donde se desarrollan. La herbivoría es uno de los principales causantes de la pérdida de diversidad de los macrófitos, siendo el cangrejo americano una de las especies responsables de esas pérdidas en el mediterráneo (Geiger, Alcorlo, Baltanás, & Montes, 2005). Dichas afectaciones pueden ser revertidas ante la eliminación de esta especie invasora y beneficiar a otras de la cadena trófica, como macroinvertebrados, anfibios y aves (Geiger et al., 2005; Rodríguez, Bécares, Fernández-Aláez, & Fernández-Aláez, 2005).

Otra de las amenazas directas a los macrófitos sumergidos en España es la carpa, especie invasora capaz de afectar significativamente el crecimiento y desarrollo de dichas plantas (Miller & Crowl, 2006). Al igual que el cangrejo americano, puede transformar lagunas de aguas claras con alta diversidad de especies a aguas turbias (Kloskowski, 2011). Esto ocasiona el incremento de fósforo total y sólidos suspendidos

y la disminución de la abundancia de macrófitos; además, repercute en toda la cadena trófica que depende de aguas claras. (Lougheed, Crosbie, & Chow-Fraser, 1998; Parkos, Santucci, & Wahl, 2003).

En este trabajo se analizaron datos colectados a lo largo de 11 años en 9 zonas húmedas del Delta del Llobregat. Esto con la finalidad de comprender los cambios temporales y espaciales de las comunidades de macrófitos sumergidos, relacionándolos con cambios en las condiciones ambientales y la presencia de especie invasoras.

Ante esas condiciones, se formularon 2 hipótesis: 1) La riqueza, abundancia y composición de especies de los sitios muestreados en el Delta del Llobregat varían espacial y temporalmente, estando condicionados a las características fisicoquímicas del agua (conductividad, amonio, fósforo total y fosfatos) y a la presencia de herbívoros invasores (carpa y cangrejo americano). 2) El incremento de la salinidad y nutrientes afectan de manera negativa a la riqueza y abundancia de especies.

Objetivos

General: Determinar y analizar las principales variables predictoras de la abundancia, riqueza y composición de especies de macrófitos sumergidos de las zonas muestreadas y su grado de significancia.

Específicos:

- Identificar si existen diferencias significativas entre sitios y los años de muestreo.
- Determinar qué porcentaje de la estructura de composición de especies es explicado por las variables ambientales consideradas.
- Analizar la relación entre la composición de especies de macrófitos y la presencia de carpa y cangrejo americano.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la parte sur del área metropolitana de Barcelona (AMB), una de las más importantes de Europa, la segunda área urbana más poblada de España y perteneciente a la comunidad Autónoma de Cataluña. Debido a su alta densidad poblacional y sus actividades económicas, el AMB ha ido creciendo hacia las zonas periféricas que antes tenían una ocupación principalmente rural. Esto ha generado dinámicas territoriales y ambientales alrededor del valle y delta del río Llobregat, principal área fluvial del AMB y que, en la actualidad, alberga al aeropuerto del Prat (Paul, 2004).

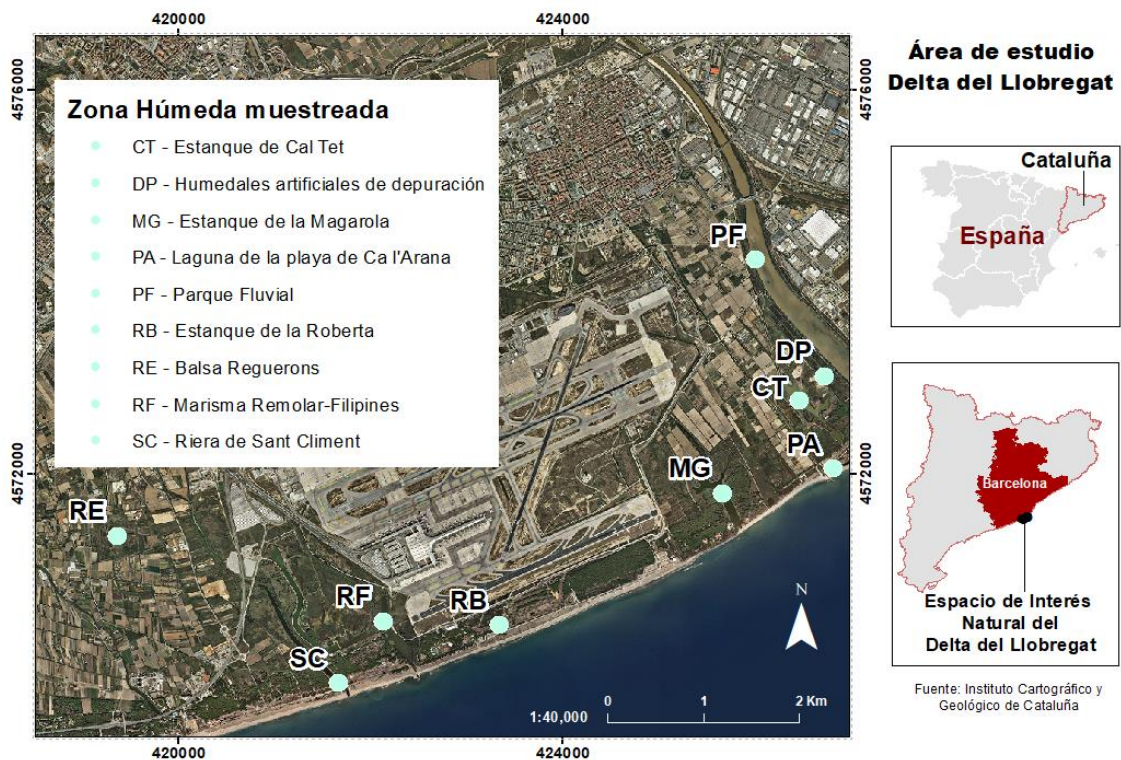


Figura 1. Área de estudio y puntos de monitoreo de calidad de agua y macrófitos sumergidos

En este trabajo, se analizaron datos tomados de 9 zonas húmedas del Delta del Llobregat (incluidos sectores del río y canales), las cuales se describen brevemente en el anexo 2. Esta descripción se realizó con base en estudios realizados en el delta (Cañedo-Argüelles et al., 2012; Queralt & Isla, 2018; Rieradevall & Cañedo-Argüelles, 2018). Así como informes técnicos desarrollados, en su mayoría, por José María Seguí y Núria Flor-Arnau y financiados por el Consorcio del Delta y el ayuntamiento del Prat de Llobregat (Acosta, Cañedo-Argüelles, Fortuño, & Bonada, 2019; Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018)

2.2. Materiales

Los datos utilizados fueron recolectados en el marco del proyecto "Biodiversidad del Delta del Llobregat" desarrollado por el Consorcio del Delta desde el año 2009 al 2019. Mediante este proyecto se tomaron muestras de calidad de agua, de macrófitos sumergidos y de especies herbívoras invasoras que pudieran alterar la composición de especies de dichas plantas acuáticas, como el cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) y la carpa (*Cyprinus carpio*).

La metodología utilizada por Seguí & Flor-Arnau (2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018) para la recolección de las muestras se basó, primero, en la identificación de la profundidad de las lagunas. Luego, en las someras, se tomaron muestras de los márgenes en 3 direcciones con la ayuda de un gancho; mientras que

en las de mayor profundidad, se realizaron transectos lineales con la ayuda de un bote y se tomaron muestras con el gancho cada 50 metros. En cada punto, se registraron las coordenadas, las especies encontradas y su recubrimiento. Finalmente, se guardaron las muestras prensadas en papel (espermatofitas) o en láminas de plástico (carófitas) para su traslado a laboratorio.

En cuanto a los herbívoros invasores, solo se determinaron presencias o ausencias de los mismos, mas no su abundancia.

Los datos de calidad de agua fueron colectados de manera trimestral durante 11 años. Para este trabajo se consideraron solo los datos medidos en las campañas de primavera (marzo – junio). En ese mismo período, una vez al año, también se realizaron las tomas de muestras de macrófitos.

Variables ambientales	Especies	Cód
Conductividad (µS/cm)	<i>Azolla filiculoides</i>	Af
pH	<i>Chara aspera</i>	Ca
Cloruros (mg/l)	<i>Chara hispida</i>	Ch
Turbidez (mg/l)	<i>Chara fragilis</i>	Cf
Clorofila a, b y c (µg/l)	<i>Chara globularis</i>	Cg
Nitrato (mg/l)	<i>Chara vulgaris</i>	Cv
Amonio (mg/l)	<i>Ludwigia grandiflora</i>	Lg
Fósforo total (µg/l)	<i>Ludwigia peploides</i>	Lp
Fosfato (mg/l)	<i>Nitella hialina</i>	Nh
Sólidos totales disueltos (g/l)	<i>Potamogeton pectinatus</i>	Pp
Temperatura (°C)	<i>Ruppia cirrhosa</i>	Rc
	<i>Ruppia marítima</i>	Rm
	<i>Ruppia spp.</i>	Rs

Tabla 1. Variables ambientales muestreadas y especies de macrófitos encontrados en el período 2009– 2019.

2.3. Preprocesamiento de los datos

Se elaboraron dos matrices, una con las variables fisicoquímicas del agua (matriz de variables ambientales) y otra con la abundancia de especies de macrófitos, carpa y cangrejo americano (matriz de especie). Se sistematizaron los datos bióticos y abióticos de manera separada para facilitar las transformaciones y estandarizaciones correspondientes (Clarke & Ainsworth, 1993).

Debido a la heterogeneidad de las unidades de medida, se estandarizó la matriz de variables ambientales ($(x_i - media)/desviación\ estándar$) (Legendre & Legendre, 1998). Además, se transformó la matriz de especies ($\log_{10}(x + 1)$) porque los datos presentaban valores con diferencias amplias, incluyendo algunos con valores de cero. La transformación facilitó la interpretación y comparación de los datos (Barlett & Kendall, 1946; Bland & Altman, 1996). Seguidamente, se realizó un análisis de correlación de Spearman (Ortega et al., 2009) entre las variables ambientales para identificar y eliminar elementos redundantes (correlación ≥ 0.9) para los siguientes procedimientos. Para esto se utilizó el paquete *corrplot* de Rstudio (Wei & Simko, 2017).

Los procedimientos fueron realizados con el software Rstudio (R, 2019) y para los resultados obtenidos se consideraron significativos aquellos con valores $p < 0.05$.

2.4. Análisis estadístico

Se realizó un proceso de selección de aquellas variables ambientales significativas por medio de la función **forward selection** del paquete *adespatial* (Dray et al., 2020) Este procedimiento es un tipo de regresión gradual (*stepwise regression*) que genera un modelo al cual se le añaden las variables predictoras una a una hasta conseguir el mejor modelo posible, dando como resultado el conjunto de variables significativas ($p < 0.05$).

Por medio del proceso previamente descrito, se obtuvieron las variables con las que se realizó el **Análisis de la Redundancia (RDA)** sobre los datos preprocesados. Esto se hizo con la finalidad de conocer el grado en el que el conjunto de variables predictoras (variables ambientales) explicaron la estructura de la comunidad (variables de respuesta) (Lazraq & Cléroux, 2002). Para este análisis se utilizó el paquete *vegan* (Oksanen et al., 2019).

Adicionalmente, se calcularon los valores óptimos y las tolerancias de las especies con relación a las variables ambientales obtenidas con el *forward selection* y con la variable fósforo. Para la obtención de dichos valores **óptimos y las tolerancias** se utilizó el paquete *analogue* (Simpson & Oksanen, 2020), el cual brindó el valor máximo de la curva ajustada (óptimo ecológico) y el ancho de la misma (amplitud ecológica o tolerancia) (Ter Braak & Barendregt, 1986).

Para determinar las diferencias temporales, espaciales y ante la presencia de herbívoros invasores en cuanto a la abundancia y riqueza de macrófitos, se crearon grupos (años, sitios, cangrejo americano y carpa) para realizar unos **análisis de la varianza (ANOVA)**. Este procedimiento compara las medias de cada uno de los grupos con la media general de todos los grupos para determinar si existen diferencias significativas entre ellos. Antes de crear los grupos, a excepción de la variable sitio, los datos tuvieron que ser convertidos a factor, es decir pasar de variables continuas a categóricas por medio de la función *as.factor* de Rstudio.

Para determinar las diferencias entre sitios con presencia y ausencia de macrófitos, en función a la salinidad y presencia de nutrientes del agua también se realizaron análisis de la varianza (ANOVA). Se crearon 2 grupos: *i*) presencia de macrófitos y *ii*) ausencia de macrófitos, los cuales se analizaron en función de las variables conductividad, fósforo total, turbidez, fósforo y amonio. Además, se realizaron comparaciones por pares (*pairwise comparisons*) entre los sitios para identificar aquellos con diferencias significativas entre sí por medio de la prueba de Tuckey-Kramer.

Posteriormente, se realizó un **análisis de similitudes (ANOSIM)** sobre una matriz de distancias (Bray-Curtis) elaborada a partir de la matriz de especies transformada (Clarke

& Warwick, 1994). Este análisis identifica similitudes con base en un criterio de agrupación que, para este análisis, fueron *i*) sitio, *ii*) año, *iii*) presencia/ausencia de carpa, y *iv*) presencia/ausencia de cangrejo americano.

Adicionalmente, se realizó un **análisis de valor indicador (IndVal)**, desarrollado por Dufrière & Legendre (1997). Este método consiste en identificar aquellas especies presentes en los sitios muestreados y determinar su grado de exclusividad a un sitio en particular y su frecuencia de ocurrencia, de esa manera obtienen un valor determinado que las identificará como una especie indicadora o no. En este trabajo, se buscó identificar si existían especies con mayor abundancia y frecuencia en un año y/o sitio en particular y ante la presencia/ausencia de cangrejo americano y carpa. El procedimiento se realizó por medio del paquete *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009).

Para conocer la variación en la riqueza y abundancia de especies a lo largo de los años muestreados, se realizó un **modelo aditivo generalizado (GAM)**. Este procedimiento genera un modelo flexible de regresión lineal cuyas variables de respuesta no tienen una distribución normal. En el caso de un GAM, el predictor lineal incluye la suma de funciones de suavizado que le brinda una forma ondulante al gráfico resultante.

Finalmente, para realizar el GAM, se utilizaron como variables predictoras los valores de los dos componentes principales obtenidos al aplicar un **análisis de componentes principales (ACP)** sobre la matriz de datos preprocesados; y la abundancia y riqueza como variables de respuesta respectivamente. Los valores del componente principal 1 y 2 fueron obtenidos con el paquete *factoextra* (Kassambara & Mundt, 2020). La localidad fue incluida en el modelo como factor aleatorio (*random factor*) (Wood, 2011, 2020), y para graficar el modelo se utilizó el paquete *ggplot2* (Wickham, 2016), *dplyr* (Wickham, Francois, Henry, & Muller, 2020) y *viridis* (Garnier, 2018).

3. Resultados

Las principales variables ambientales obtenidas a través del procedimiento *forward selection* fueron: conductividad eléctrica ($p = 0.001$), amonio ($p = 0.001$) y fósforo total ($p = 0.04$). Con dicha información, de manera preliminar y sin análisis estadístico, se exploraron los cambios temporales en los sitios muestreados.

Esos datos permitieron identificar que el estanque de La Roberta, con el paso de los años, ha incrementado su salinidad (*anexo 3*), mientras que la marisma Remolar – Filipines, los Humedales Artificiales de Depuración y la Riera San Climent han incrementado su contenido de nutrientes (*anexos 4 y 5*). Por otro lado, el estanque de

Cal Tet y el Parque Fluvial han incrementado tanto en concentraciones de salinidad como de nutrientes.

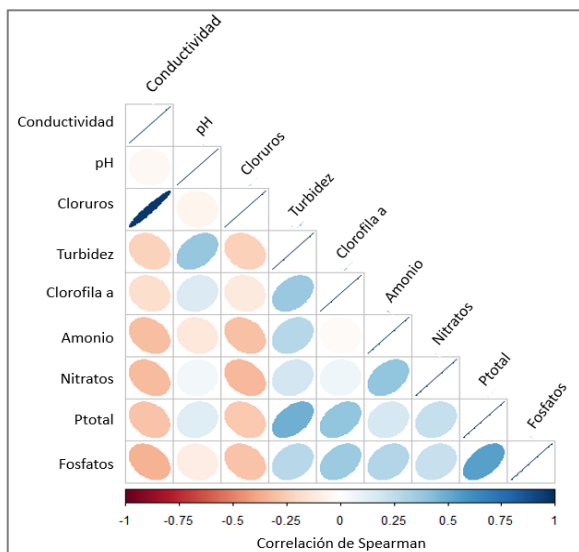


Figura 2. Análisis de correlación de Spearman (≥ 0.9) aplicado a las variables ambientales para identificar redundancias previo al análisis. Se identificó que los cloruros y la conductividad se encuentran altamente correlacionados, se procedió a trabajar únicamente con el segundo.

De la misma manera, previamente al análisis estadístico, las matrices de datos permitieron identificar cambios temporales en la abundancia y riqueza de macrófitos en los sitios muestreados. Por un lado, los Humedales Artificiales de Depuración y la marisma Remolar-Filipines mostraron una reducción en la abundancia y riqueza, mientras que el estanque de La Roberta solo redujo su abundancia (*anexos 6 y 7*). Por otro lado, el estanque de Cal Tet y el Parque Fluvial mostraron incrementos tanto en abundancia como riqueza (*anexos 6 y 7*). Los demás sitios no mostraron cambios.

Adicionalmente, se pudo identificar que la especie con mayor abundancia relativa fue *Potamogeton pectinatus*, seguido por *Ruppia maritima*.

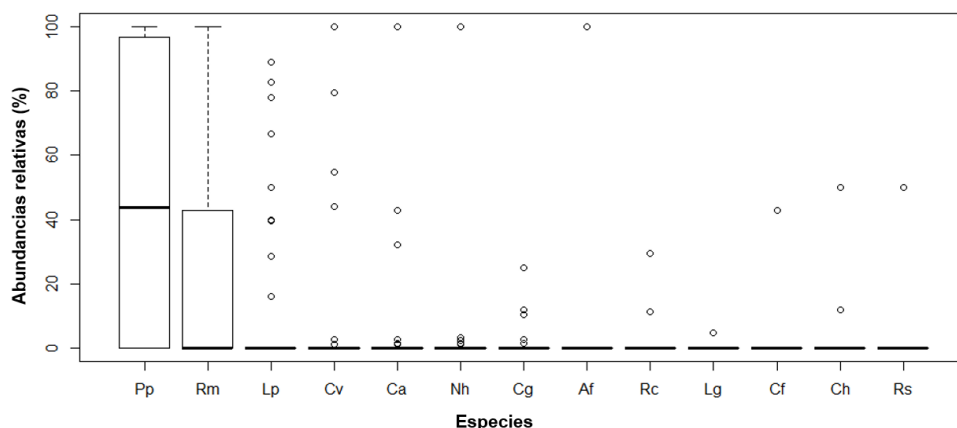


Figura 3. Abundancias relativas de las especies muestreadas *Azolla filiculoides* (Af), *Chara aspera* (Ca), *Chara fragilis* (Cf), *Chara hispida* (Ch), *Chara globularis* (Cg), *Chara vulgaris* (Cv), *Nitella hialina* (Nh), *Ludwigia grandiflora* (Lg), *Ludwigia peploide* (Lp), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Ruppia Cirrhosa* (Rc), *Ruppia maritima* (Rm), *Ruppia spp* (Rs).

El resultado del Análisis de la Redundancia (RDA) explicó el 9% de la varianza de las especies con relación a las variables de respuesta. De ese porcentaje, el RDA1 explica el 54% y el RDA2 explica el 26%. En el *biplot* realizado (*Figura 4*), se identificaron dos gradientes contrapuestos: salinidad (conductividad) hacia la izquierda y eutrofia (amonio y fósforo total) por la derecha. De esta manera, por un lado, encontramos a especies

propias de ambientes salobres y por el otro, aquellas que prefieren aguas dulces y están más adaptadas a ambientes con cierto grado de eutrofia.

De acuerdo a las puntuaciones de las especies en el RDA (*species scores*, anexo 11), se observó que la presencia de *Ruppia marítima* (Rm), *Ruppia spp.* (Rs) y, en menor medida, *Ruppia cirrhosa* (Rc) se encontraban mejor explicadas por la variable conductividad; las especies *Ludwigia grandiflora* (Lg), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Chara globularis* (Cg) y *Chara vulgaris* (Cv) por fósforo total; y la especie *Ludwigia peploides* (Lp) por el amonio.

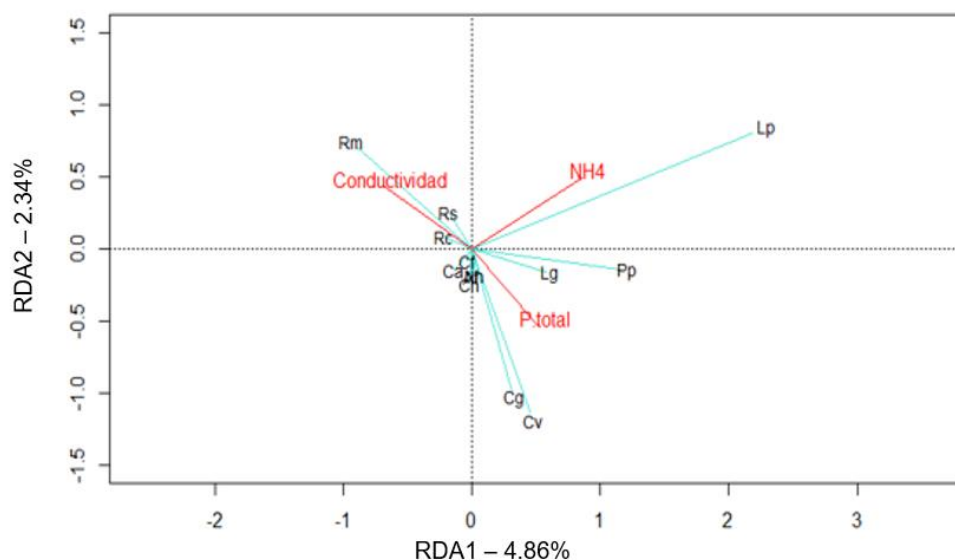


Figura 4. Biplot del RDA con la distribución de las especies con relación a las variables explicativas. Escalado proporcional a los valores propios de las especies.

En cuanto al rango óptimo y las tolerancias de cada una de las variables ambientales significativas se pudo determinar que *Chara aspera* (Ca), *Ruppia cirrhosa* (Rc) y *Ruppia marítima* (Rm) tenían un rango amplio de tolerancia para la variable de conductividad, en comparación con las demás especies. Mientras que, para la variable de amonio, fueron *Ludwigia peploide* (Lp) y *Potamogeton pectinatus* (Pp) las que presentaron los rangos más amplios de tolerancia respectivamente. Las especies *Chara vulgaris* (Cv) y *Chara globularis* (Cg) fueron las que poseían los mayores rangos de tolerancia para la variable fósforo total. Finalmente, la especie *Ludwigia peploide* (Lp) fue la que presentó mayor tolerancia a la variable fosfato con un rango amplio, seguido de *Potamogeton pectinatus* (Pp) y *Ruppia marítima* (Rm) (anexos 12 y 13).

Los resultados del ANOVA demostraron que no existen diferencias significativas temporales para la abundancia ($F=0.428$, $p=0.929$) ni para la riqueza ($F=0.777$, $p=0.65$). Por otro lado, sí existen diferencias significativas en la abundancia ($F=15.81$, $p=2.55e-$

14) y la riqueza ($F=8.662$, $p=1.08e-08$) para los diferentes sitios de muestreo. Existen diferencias significativas en la abundancia ($F=7.674$, $p=0.00671$) y la riqueza ($F=5.289$, $p=0.0236$) ante la presencia de carpa; de igual manera en la abundancia ($F=9.17$, $p=0.00315$) y riqueza ($F=7.665$, $p=0.00674$) ante la presencia de cangrejo americano.

La presencia y/o ausencia de macrófitos en los sitios de muestreo varió según las condiciones ambientales de salinidad y eutrofia. Los sitios con presencia de macrófitos presentaron valores inferiores de conductividad, es decir son aguas más dulces, versus aquellos sitios sin macrófitos. El resultado del ANOVA demostró que hay una diferencia significativa entre ambos grupos ($F=15.77$, $p=0.000137$) (anexo 14).

Por otro lado, ante el amonio, la presencia de macrófitos se registró en aquellos sitios con un rango de valores bajos y medios, en comparación con los sitios sin macrófitos que presentaron valores de amonio muy bajos, con algunas excepciones puntuales. El resultado del ANOVA demostró que hay una diferencia significativa entre ambos grupos ($F=5.258$, $p=0.024$ (anexo 15); mientras que para el caso de fósforo total no existieron diferencias significativas en la presencia o ausencia de macrófitos ($F=2.23$, $p=0.139$), de la misma manera para los casos de turbidez ($F=1.176$, $p=0.281$), clorofila ($F=1.508$, $p=0.222$) y fosfatos ($F=0.259$, $p=0.612$).

En cuanto al análisis de la similitud (ANOSIM) de la composición de especies, no existieron diferencias significativas entre años ($R = -0.0795$, *significancia* = 0.981), pero sí entre sitios ($R = 0.6409$, *significancia* = 0.001). De la misma manera, existieron diferencias significativas ante la presencia o ausencia de cangrejo americano ($R = 0.4717$, *significancia* = 0.001) y de carpa ($R = 0.4601$, *significancia* = 0.001).

El análisis del valor indicador (IndVal) determinó que ninguna especie es más abundante o frecuente en un año determinado ni en un sitio de muestreo en particular. Sin embargo, la especie *Ruppia maritima* fue más frecuente y abundante en sitios sin cangrejo americano ($p = 0.005$) y la especie *Potamogeton pectinatus* fue más frecuente y abundante en sitios con cangrejo americano ($p = 0.005$). En cuanto a la presencia del segundo herbívoro invasor, se determinó que la especie *Ruppia maritima* fue más frecuente y abundante en sitios sin carpa ($p = 0.005$) y la especie *Potamogeton pectinatus* fue más frecuente y abundante en sitios con carpa ($p = 0.005$).

En cuanto al modelo aditivo generalizado (GAM), se determinó que la riqueza disminuyó con los valores del componente principal 1 (PC1, relacionado a los nutrientes en el agua), el modelo fue significativo (p -valor = 0.00726) pero la correlación fue débil ($R^2_{adj} = 0.136$). De la misma manera, la abundancia disminuyó con los valores del PC1, el modelo fue significativo (p -valor = 0.0174) pero la correlación fue débil ($R^2_{adj} = 0.124$).

Con respecto al componente principal 2 (PC2, relacionado a la conductividad del agua), la riqueza no mostró una tendencia definida, el modelo no fue significativo (p -valor = 0.143) y la correlación fue débil ($R^2_{adj} = 0.0121$). Sucedió lo mismo con la abundancia, la cual tuvo una correlación débil con el PC2 ($R^2_{adj} = 0.046$), el modelo no mostró una tendencia clara, incluso luego de la eliminación de *outliers*, pero el modelo fue significativo (p -valor = 0.0191) (anexos 18 y 19).

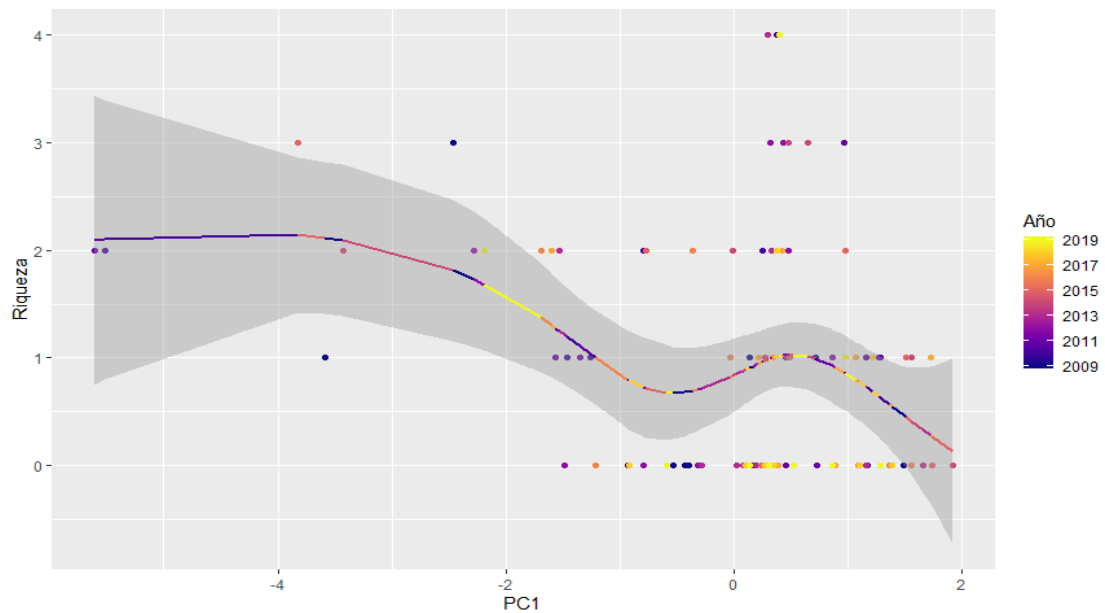


Figura 5. El Modelo Aditivo Generalizado muestra que la riqueza disminuye conforme aumentan los valores del componente principal 1, relacionado a la presencia de nutrientes en el agua.

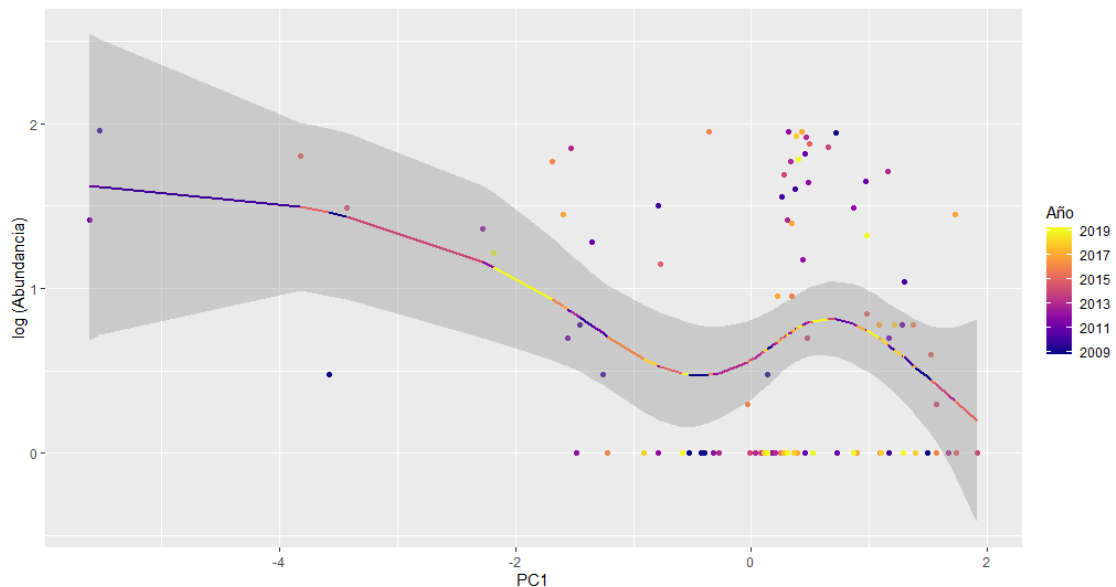


Figura 6. El Modelo Aditivo Generalizado muestra que la abundancia disminuye conforme aumentan los valores del componente principal 1, relacionado a la presencia de nutrientes en el agua.

4. Discusión

Los análisis realizados demostraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza de macrófitos entre los sitios muestreados, siendo la presencia de nutrientes y la salinidad, aquellos que han influenciado en la composición de especies en un sitio u otro, dependiendo de los valores óptimos y las tolerancias que presenta cada especie. Adicionalmente, se determinó que la presencia de herbívoros invasores influyó tanto en la riqueza y abundancia de especies, como también en la predominancia de una especie en particular u otra, tal fue el caso de *Potamogeton pectinatus* cuando se encontraban presentes y *Ruppia maritima* cuando estaban ausentes.

Para empezar, cabe destacar que algunas lagunas analizadas han perdido su conexión con el mar y/o el río; tal es el caso de la laguna de la playa Ca l'Arana, la cual se nutre, actualmente, del acuífero superficial (Cañedo-Argüelles et al., 2012; Queralt & Isla, 2018). Dicha condición es perjudicial para las especies de flora y fauna que componen las comunidades, puesto que esa desconexión no solo significa un menor intercambio de especies (Perez-ruzafa & Marcos, 1993; Thomaz, Carvalho, Padial, & Kobayashi, 2009), sino también una menor tasa de renovación del agua. Esto puede desencadenar procesos eutróficos o de cambios en la salinidad (Cañedo-Argüelles et al., 2018; Roselli et al., 2013).

Un estudio realizado por Thomaz et al. (2009), analizó macrófitos localizados tanto en lagunas conectadas como aisladas, y concluyó que las segundas presentaban valores más bajos de riqueza de especies en comparación con las conectadas al río; esto debido al menor ingreso de propágulos y por la desecación de las lagunas. Como ya se mencionó, esto puede repercutir sobre la calidad del agua y las especies que las habitan. Así se pudo observar en el caso de la laguna Cal Tet que, si bien no disminuyó en riqueza, tuvo un incremento en la abundancia de *Potamogeton pectinatus* y una reducción de carófitas.

En otro estudio, Schneider, Cunha, Marchese & Thomaz (2015), demostraron que los factores abióticos, como la conductividad y turbidez del agua, condicionaron la riqueza de macrófitos. Sin embargo, en este trabajo, la turbidez no tuvo una influencia significativa en el asentamiento de macrófitos en las lagunas, pero sí la conductividad y los nutrientes. Esto coincide con los resultados del estudio de Salgado et al. (2018), el cual, también, atribuyó la riqueza de macrófitos a los factores ambientales; mientras que la conectividad se encontró relacionada a la rareza de especies pero no a la riqueza.

De manera similar, la laguna de Cal Tet posee una baja renovación del agua, ha perdido su conexión con el mar y las aportaciones de la lluvia y del acuífero se reducen

durante el verano (Cañedo-Argüelles et al., 2018). Esto incrementa su desecamiento y explicaría el aumento de las concentraciones de la salinidad y, en mayor medida, de los nutrientes. Esta situación ha generado que se identificara, principalmente, la especie *Potamogeton pectinatus* y, en los últimos años de monitoreo, algunas carófitas. Esta condición ya había sido descrita por Seguí & Pérez (2006), quienes identificaron un cambio de fase entre *Potamogeton pectinatus* y *Chara spp.* desde el año 2005.

A pesar de la presencia de algunas carófitas en la laguna de Cal Tet, la abundancia de *Potamogeton pectinatus* fue mucho mayor y ante la competencia por recursos entre ambas, esta última especie presenta ventajas (Sayer, Davidson, & Jones, 2010). Esta condición se vio explicada en un estudio realizado por Van Den Berg, Coops, Simons & De Keizer (1998), que comparó la competencia por la luz entre *Potamogeton pectinatus* y *Chara aspera*, dominando el primero por poseer un follaje que llega hasta aguas superficiales. Por otro lado, *Chara aspera* suele desarrollarse en el fondo de las lagunas, lo que limita su competencia en aguas turbias. Dicha turbiedad está asociada al incremento de nutrientes, el cual genera aguas eutróficas que solo algunas especies son capaces de tolerar, desapareciendo otras que no se encuentran adaptadas a dicho estado (Scheffer, Hosper, Meijer, Moss, & Jeppesen, 1993).

De manera general, se puede afirmar que el incremento de los nutrientes en el agua ocasiona la pérdida de la riqueza y la abundancia de macrófitos sumergidos y el deterioro de los ecosistemas lacustres (Deegan et al., 2012; Egertson, Kopaska, & Downing, 2004; Hill et al., 2008; Mäemets, Palmik, Haldna, Sudnitsyna, & Melnik, 2010; Penning et al., 2008; Sayer et al., 2010). Esto coincide con los resultados de los modelos (GAM) elaborados en este trabajo (*Figuras 5 y 6*). Esta condición ha sido estudiada por Rørslet (1991), quien determinó que las fluctuaciones en el nivel del agua de las lagunas influyeron en la riqueza de especies. Esta variación estuvo relacionada, de forma directa, con el incremento de las concentraciones de nutrientes en el agua y su consecuente eutrofización. De la misma manera, Salgado et al. (2018), identificaron al proceso de eutrofización como el principal causante de la pérdida de riqueza de macrófitos sumergidos, disminuyendo este efecto en lagunas conectadas al río.

Por otro lado, con relación a la presencia/ausencia de macrófitos en las lagunas respecto a su nivel de salinidad, Grillas (1990) determinó que esta variable es una de las principales condicionantes del establecimiento de macrófitos. Además, identificó especies con un amplio rango de tolerancia a los nutrientes, como el caso de *Chara aspera* y *Chara vulgaris* que también preferían aguas con baja salinidad; mientras que *Potamogeton pectinatus* y *Chara globularis* presentaron una tolerancia amplia a la

salinidad, por lo que se establecían indiferentemente. Por último, se debe tener en cuenta que algunos macrófitos se establecen en las lagunas de forma aleatoria, las condiciones ambientales pueden determinar algunos asentamientos pero no en la totalidad de los casos estudiados (Alahuhta, Johnson, Olker, & Heino, 2014; Boschilia, Oliveira, & Thomaz, 2008).

En cuanto al contenido de amonio en las lagunas, la presencia de macrófitos se dio en aquellas con mayores concentraciones, contrariamente al resultado de la mayoría de estudios que determinaron que los nutrientes limitan el desarrollo de macrófitos sumergidos (Deegan et al., 2012; Scheffer et al., 1993). Cabe resaltar que en los resultados de óptimos y tolerancias, la mayoría de macrófitos presentaron tolerancias bajas al amonio. Sin embargo, *Ludwigia peploide* y *Potamogeton pectinatus* fueron las dos especies con rangos más amplios de tolerancias (*anexo 12*) y ésta última fue la más abundante en la mayoría de las lagunas muestreadas (*anexo 9*) por su gran adaptabilidad (Hossain et al., 2017; Kautsky, 1988).

Si bien ha habido cambios en las concentraciones de las variables fisicoquímicas a lo largo de los 11 años de estudio en las lagunas costeras del Delta del Llobregat, ni la riqueza ni la abundancia de especies presentaron diferencias temporales significativas. Esto podría indicar la adaptabilidad que poseen algunas especies monitoreadas, como es el caso de *Ruppia maritima*, que tiene ciclos vegetativos cortos y es altamente adaptable a las perturbaciones (Kautsky, 1988); o como *Potamogeton pectinatus*, que es capaz de desarrollar grandes cantidades de biomasa durante los períodos favorables y posee una elevada amplitud ecológica (Van Wijk, 1988).

Entre las especies predominantes en los sitios muestreados con mayor contenido de salinidad, destacó *Ruppia maritima*. En otros estudios, se han encontrado individuos en aguas con concentraciones mínimas de 454 mg/l y máximas de 40000 mg/l; sin embargo, su capacidad adaptativa a fluctuaciones abruptas en la salinidad es limitada, siendo capaces de tolerar variaciones de 18g/l como máximo (como se cita en Kantrud, 1991). Estas alteraciones disminuyen el crecimiento (La Peyre & Rowe, 2003), la capacidad fotosintética (Jagels & Barnabas, 1989; Murphy, Kinsey, & Durako, 2003) y la germinación de semillas de la especie (Kahn & Durako, 2005).

Otra especie predominante en espacios salinos, como muestra el RDA de este trabajo, es *Ruppia cirrhosa*; sin embargo, la salinidad no determina, totalmente, su distribución, sino que se encuentra condicionada a otros factores como la composición fisicoquímica del sedimento, profundidad de los cuerpos de agua, entre otros (Perez-ruzafa & Marcos, 1993). En parte, esto podría ser uno de los motivos del bajo porcentaje de variabilidad

explicada en el RDA. Dicho esto, se debería considerar otras variables fisicoquímicas e interacciones bióticas para comprender mejor cuáles condicionan la composición de especies de las lagunas del Delta del Llobregat, tomando en cuenta, además, que los macrófitos pueden tener una distribución espacial estocástica (Boschilia et al., 2008; Chiarello & Barrat-Segretain, 1997).

Entre las especies predominantes en espacios con mayores concentraciones de nutrientes, *Lugdwigia peploide* se adapta muy bien a altas concentraciones de nutrientes (lagunas eutróficas) y posee una gran resiliencia frente a cambios en su hábitat causado por desecamiento (Hussner, 2010). En el caso de *Potamogeton pectinatus*, se ha identificado que posee un rango de tolerancia relativamente alto tanto para condiciones de conductividad como de nutrientes. Así que, cambios en dichas variables no significarían grandes repercusiones en la composición de dicha especie, por el contrario, ésta puede colonizar espacios en los que previamente dominaba otra especie (Cañedo-Argüelles & Rieradevall, 2010; Cañedo-Argüelles et al., 2012; Hossain et al., 2017; Seguí & Pérez, 2006).

En cuanto a *Chara vulgaris*, ésta predomina en aguas dulces o ligeramente salinas y es la que presentó mayores rangos de tolerancia ante fósforo total. Cabe resaltar que incrementos en la salinidad limitan su crecimiento y desarrollo (Rojo et al., 2017; Winter & Kirst, 1990). De igual manera, *Chara globularis* se desarrolló adecuadamente ante la presencia de fósforo; ambas especies poseen una alta resiliencia ante actividades agrícolas aledañas a su hábitat y son una alternativa viable en términos de restauración porque almacenan nutrientes en su biomasa (Kufel & Kufel, 2002; Muller, Buisson, Mouronval, & Mesléard, 2013).

Este estudio determinó que la mayoría de especies analizadas presentaban tolerancias bajas al fósforo; sin embargo, incluso ante concentraciones altas, algunas especies logran prosperar en aguas someras (Blindow, 1992). Esto fue demostrado por De Winton et al. (2004), cuyo experimento sometió a 6 especies de macrófitos a condiciones de oscuridad y turbidez del agua, dando como resultado la predominancia de *Chara globularis*, en cuanto a germinación, debido a que presentó tolerancias altas de fósforo (Lambert & Davy, 2011), de manera similar a los resultados de esta investigación.

A pesar de la tolerancia que puedan presentar algunas especies a ciertos niveles de eutrofia (Scheffer et al., 1993), el incremento de nutrientes en el agua, con el paso de los años, guardó una relación inversamente proporcional con la riqueza y abundancia de las especies estudiadas. Una de las principales causas de la disminución de carófitas en las lagunas se podría explicar por su alta sensibilidad a aguas turbias causadas

principalmente por procesos eutróficos y su limitada capacidad competitiva con otras especies que pueden aprovechar mejor la luz solar (De Winton et al., 2004).

El aumento de la concentración de nutrientes en las lagunas retroalimenta positivamente la presencia de algas y negativamente la de macrófitos sumergidos. Si bien estos últimos son capaces de lidiar con cierta concentración de nutrientes, como se vio con el caso de *Chara globularis*, y mantener las aguas claras en las lagunas, un incremento sustancial de nutrientes puede generar un cambio de fase a un espacio dominado por algas, empobreciendo la calidad del ecosistema; aunque, a ciertos rangos intermedios pueden coexistir. Cabe mencionar que los herbívoros tienen una relación directa con el mantenimiento de un estado turbio o claro de las aguas. Estas especies se alimentan de macrófitos y algunas remueven el sustrato (Scheffer et al., 1993).

Cabe destacar la influencia de herbívoros invasores en el establecimiento de las especies estudiadas. Las zonas muestreadas con presencia de cangrejo americano y carpa, tenían como especie indicadora a *Potamogeton pectinatus*. Esta especie se encuentra mejor adaptada a los cambios en las condiciones fisicoquímicas de su hábitat (Hossain et al., 2017) y presenta mayores probabilidades de supervivencia ante el empobrecimiento de la calidad del agua. Esto se suma a la estructura vertical que posee la especie, la cual posee unas ramificaciones densas en la parte superior de la planta, donde desarrolla sus flores (muchas veces sobre la superficie del agua o muy cercana a ella). Esta condición favorece su éxito reproductivo frente a las actividades bénticas del cangrejo americano (Van Den Berg et al., 1998; Van Wijk, 1988).

El cangrejo americano está ligado a la pérdida de biodiversidad y a la degradación de humedales. Esto genera el paso de aguas claras con abundantes plantas acuáticas a espacios turbios con baja abundancia y riqueza en general, no solo de plantas sino de todos los factores bióticos de un humedal en adecuado estado ecológico (Correia & Anastácio, 2008; Geiger et al., 2005; Lodge D. M., 1991; Rodríguez et al., 2005). Esta situación desencadena el empobrecimiento del ecosistema, el aumento de fósforo y amoníaco suspendido en el agua y el incremento de fósforo y nitrógeno en el sedimento como resultado de las actividades del cangrejo (Angeler, Cirujano, & Medina, 2003; Angeler, Sánchez-Carrillo, García, & Alvarez-Cobelas, 2001). El consumo directo de las plantas y la remoción del sedimento son actividades que perjudican a los propágulos de macrófitos que se encuentran en el fondo del humedal, lo que explicaría la influencia de este herbívoro sobre los macrófitos estudiados (van der Wal et al., 2013).

Un estudio realizado para analizar el impacto del cangrejo americano sobre macrófitos sumergidos, identificó que incluso en condiciones favorables para el desarrollo de los

macrófitos, éstos vieron perjudicados su reproducción y crecimiento ante la presencia del cangrejo. Por el contrario, se desarrollaron con normalidad cuando dicho herbívoro fue removido de experimento (van der Wal et al., 2013). De la misma manera, el experimento realizado por Rodríguez-Pérez, Hilaire, & Mesléard (2016), determinó que ante la introducción de cangrejo americano en ambientes dominados por macrófitos, se produce un cambio de fase hacia un espacio dominado por algas filamentosas, con una reducción del 80% en la abundancia de los primeros. Esto explicaría las diferencias significativas entre los sitios con y sin cangrejo americano.

El cangrejo americano no posee preferencias con relación al tejido vegetal que consume de manera general; sin embargo, un estudio demostró que sí poseen ciertas preferencias ante plantas reconstituidas de manera experimental. Además, se identificó que prefiere aquellas plantas con mayor contenido de Nitrógeno y proteínas (Cronin et al., 2002; Lodge, 1991). Pero, ante la premisa de que no presenta preferencias ante una especie u otra, la mayor frecuencia y abundancia de *Ruppia maritima* ante la ausencia de éste se encuentra más relacionada a las características fisicoquímicas predominantes del agua; como se pudo observar en el RDA, *Ruppia maritima* se presenta en sentido opuesto a los sitios con aguas eutróficas y el cangrejo americano es un potenciador de éstas.

Las consecuencias que genera esta especie invasora abarcan muchos niveles de la cadena trófica, pues no solo empeora la calidad del agua al eliminar macrófitos que filtran el exceso de nutrientes, como el caso de *Chara spp.* sino que su reemplazo genera un impacto negativo sobre las comunidades de macroinvertebrados (Hanson & Chambers, 1995). Esta información nos demuestra la importancia del control de especies invasoras si se busca lograr una restauración de las zonas húmedas en estudio mediante la repoblación de macrófitos sumergidos, pues está demostrado que la eliminación del cangrejo repercute positivamente sobre las demás especies (Angeler et al., 2003)

Por otro lado, el comportamiento de las especies muestreadas se ha presentado de la misma manera ante la presencia de otra especie invasora, la carpa, la cual ha condicionado la presencia de *Ruppia maritima* pero no ha afectado el desarrollo de *Potamogeton pectinatus* en el análisis de valor indicador. La carpa está directamente relacionada con afectar la composición, abundancia y riqueza de especies de macrófitos sumergidos cuando es introducida (Lougheed et al., 1998); sin embargo, *Potamogeton pectinatus* no es afectada negativamente (Miller & Crowl, 2006).

Similar al caso del cangrejo americano, los sitios sin carpa son significativamente diferentes a los sitios con carpa. Esto debido a que la carpa incrementa las concentraciones de amonio y turbidez del agua, generando, en algunos casos, espacios eutróficos (Badiou & Goldsborough, 2015). Ésta, al igual que otras especies de herbívoros que interactúan con macrófitos, es capaz de hacerlos desaparecer en cortos períodos de tiempo. Así lo demostraron Rodrigo, Rojo, Alonso-Guillén, & Vera (2013) en un experimento que identificó aquellos factores que generaron la desaparición de macrófitos en lagunas revegetadas.

Ante espacios en proceso de restauración o en búsqueda de la mejora del estado ecológico del ecosistema acuático, la carpa puede generar grandes pérdidas si la densidad de la población es muy alta (>100 kg/ha); mientras que valores más bajos (<30 kg/ha), no afectan negativamente a la vegetación acuática (Bajer, Sullivan, & Sorensen, 2009). Por esto, el conocimiento y control adecuados de especies invasoras en las zonas húmedas en estudio es un proceso necesario para el éxito de las intervenciones que se planifiquen en el futuro.

A pesar de las condiciones previamente mencionadas, *Potamogeton pectinatus* no fue afectado negativamente. Fue la especie más frecuente y abundante en los sitios con carpa, con cangrejo americano y con mayor presencia de nutrientes en el agua. De esta manera, queda evidenciada la resiliencia, competitividad y adaptabilidad de esta especie, tal como han sido estudiadas por varios autores (Hossain et al., 2017; Hussner, 2010; Kautsky, 1988; Miller & Crowl, 2006; Sayer et al., 2010; Seguí & Pérez, 2006; Van Den Berg et al., 1998; Van Wijk, 1988).

5. Recomendaciones generales y conclusiones

Los resultados de este trabajo demostraron diferencias significativas en la abundancia y riqueza de especies entre los sitios muestreados, siendo los nutrientes (amonio y fósforo total) y la salinidad (conductividad), aquellos que han influenciado en la composición de especies, dependiendo de los valores óptimos y las tolerancias de cada una ante estas variables ambientales. Además, el modelo aditivo generalizado indicó que la riqueza de especies ha disminuido con respecto al incremento de nutrientes en las lagunas muestreadas.

Por otro lado, se determinó que la presencia de la carpa y del cangrejo americano influyeron tanto en la riqueza y abundancia de especies, como también en la predominancia de una especie u otra en cada sitio, tal es el caso de *Potamogeton pectinatus*, presente en sitios con herbívoros invasores, y *Ruppia maritima*, presente en sitios sin ellos.

Con la finalidad de contribuir a estudios complementarios y/o proyectos de gestión futuros en las lagunas del Delta del Llobregat, a continuación, se proponen algunas recomendaciones que surgieron gracias a la identificación de los principales retos a los que se enfrentan los macrófitos sumergidos en dichos espacios.

Monitoreos complementarios: Es importante mantener un constante monitoreo de las principales variables ambientales tal como se viene haciendo en el Delta de Llobregat y complementar los datos con muestras adicionales de profundidad de las lagunas, de las fluctuaciones en el nivel del agua y de la conectividad que tienen con el río, acuífero y/o el mar para mejorar los procesos de diagnóstico.

Además, sería importante medir la acumulación anual de sedimento para identificar los niveles de colmatación de las lagunas y la composición del sedimento para comprender mejor el establecimiento de algunas especies de macrófitos que no dependen solo de la composición fisicoquímica del agua.

Reducción de la carga de nutrientes: Como vimos en los resultados, la riqueza de macrófitos se ve afectada por el incremento de nutrientes, por esto es necesario tomar medidas para la reducción de éstos en las lagunas. Por un lado, se podría remover mecánicamente plantas emergidas y algas flotantes para mejorar la competitividad de especies sumergidas, las cuales son capaces de reducir la cantidad de nutrientes en el agua, mejorar su calidad y del ecosistema en general. Como menciona Kiviat (2013), la remoción podría ser una alternativa viable, pero se debe tratar con cuidado para no generar daños indirectos a otras especies o empeorar las condiciones ambientales si este proceso remueve el sustrato y empeora la calidad del agua.

Posterior a dicha remoción y según las características fisicoquímicas de las lagunas a restaurar, se podrían realizar medidas de gestión pasivas y/o activas. La primera, dejando que los macrófitos se establezcan y desarrollen naturalmente en un proceso de sucesión a partir del banco de semillas/oosporas del sedimento. O, como segunda opción, por medio de la reintroducción de propágulos (Muller et al., 2013). Para el caso de carófitas, la primera opción es la más favorable por poseer un buen banco de oosporas en el sedimento y ser capaces de desarrollarse en espacios con cierto nivel de eutrofia (De Winton et al., 2004).

Adicionalmente, se debería mejorar el tratamiento de las aguas residuales que llegan a las lagunas y generar acuerdos con los propietarios de los campos agrícolas aledaños para disminuir el uso de fertilizantes que puedan incrementar y/o generar la eutrofización de las lagunas.

Control de especies invasoras: Es necesario complementar el monitoreo de las variables bióticas con censos de las poblaciones de especies invasoras en las lagunas y tomar medidas de gestión activas para erradicarlas. Se podrían utilizar trampas para los cangrejos y pescar carpas, de esta manera se beneficiaría a la flora y fauna local. En algunos países europeos ya se vienen implementando medidas de contención ante estas especies invasoras. Tomando como ejemplo un estudio citado por Souty-Grosset et al. (2016), en Italia y Suiza se han realizado controles biológicos del cangrejo por medio de anguilas; y en Reino Unido e Italia utilizan feromonas sexuales para mejorar sus capturas.

Si bien la erradicación de especies invasoras – como cualquier medida de gestión – puede generar gastos, las consecuencias que generan sus presencias podrían ser mayores. Por esto, sería importante realizar una valoración económica de los servicios ecosistémicos que se ven afectados por estas especies para poder generar un balance y elegir las estrategias más adecuadas. Por otro lado, las acciones preventivas y detección temprana pueden tener un rol fundamental en aquellas lagunas donde aún no se encuentran presentes dichas especies.

Es necesario destacar que la información colectada no ha sido suficiente para llegar a una conclusión generalizada sobre la influencia de las variables ambientales sobre la composición de especies, esto ligado, principalmente, a la ausencia de especies en múltiples sitios muestreados, la falta de datos con relación a las interacciones bióticas, la composición del sedimento, entre otros. Sin embargo, los análisis realizados ayudaron a identificar algunos factores, tanto bióticos como abióticos, que influyeron sobre la riqueza y abundancia de macrófitos sumergidos en el Delta del Llobregat y que podrían generar problemas en el futuro.

Finalmente, la gestión de las lagunas del Delta debe realizarse de manera holística, considerando todos los factores que influyen sobre éstas y viceversa, tanto en el aspecto ecológico como antrópico. Las acciones deben ser llevadas a cabo por un grupo interdisciplinario de científicos y gestores del medio natural para asegurar una mejor toma de decisiones con miras a la conservación de este ecosistema.

6. Bibliografía

- Acosta, R., Cañedo-Argüelles, M., Fortuño, P., & Bonada, N. (2019). *Biodiversitat i estat de les poblacions de macrófits i el seu ús per a determinar l'estat ecològic al Delta del Llobregat*.
- Alahuhta, J., Johnson, L. B., Olker, J., & Heino, J. (2014). Species sorting determines variation in the community composition of common and rare macrophytes at various spatial extents. *Ecological Complexity*, 20, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.08.003>

- Angeler, D., Cirujano, S., & Medina, L. (2003). Exotic crayfish activity and its effects on water quality : preliminary implications for the alternative stable equilibria in Mediterranean wetlands. *Journal of Mediterranean Ecology*, 4(1), 13–21.
- Angeler, D., Sánchez-Carrillo, S., García, G., & Alvarez-Cobelas, M. (2001). The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia*, 464, 89–98. <https://doi.org/10.1023/A:1013950129616>
- Badiou, P., & Goldsborough, L. (2015). Ecological impacts of an exotic benthivorous fish, the common carp (*Cyprinus carpio* L.), on water quality, sedimentation, and submerged macrophyte biomass in wetland mesocosms. *Hydrobiologia*, 755(1), 107–121. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2220-6>
- Bajer, P., Sullivan, G., & Sorensen, P. (2009). Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia*, 632(1), 235–245. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9844-3>
- Barlett, M., & Kendall, D. (1946). The Statistical Analysis of Variance-Heterogeneity and the Logarithmic Transformation. *Royal Statistical Society*, 8(1), 128–138.
- Beklioglu, M., Romo, S., Kagalou, I., Quintana, X., & Bécares, E. (2007). State of the art in the functioning of shallow Mediterranean lakes: workshop conclusions. *Hydrobiologia*, 584, 317–326. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0577-x>
- Bland, J., & Altman, D. (1996). *Transformations, means and confidence intervals*. 312, 1996.
- Blindow, I. (1992). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwater Biology*, 28(1), 9–14. <https://doi.org/doi-org.sire.ub.edu/10.1111/j.1365-2427.1992.tb00557.x>
- Boschilia, S., Oliveira, E., & Thomaz, M. (2008). Do aquatic macrophytes co-occur randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia*, (156), 203–214. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0983-4> COMMUNITY
- Camacho, V., & Ruiz, A. (2012). Conceptual Framework and Classification of Ecosystem Services. *Revista BioCiencias*, 1(4), 3–15.
- Camacho, V., Ruiz, A., Ghermandi, A., Berlanga, C. A., & Nunes, P. (2014). Effects of Land Use Changes on the Ecosystem Service Values of Coastal Wetlands. *Environmental Management*, 54(4), 852–864. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0332-9>
- Cañedo-Argüelles, M., Almendro, M., De Roa, E., & Prat, N. (2018). La importancia de la conectividad hidrológica para la gestión de las lagunas costeras: Cal Tet y La Ricarda (Delta del Llobregat) como estudios de caso. In *Gestión y Restauración de Lagunas Costeras Mediterráneas en Europa* (p. 220).
- Cañedo-Argüelles, M., & Rieradevall, M. (2010). Disturbance caused by freshwater releases of different magnitude on the aquatic macroinvertebrate communities of two coastal lagoons. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88(2), 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.025>
- Cañedo-Argüelles, M., Rieradevall, M., Farrés-Corell, R., & Newton, A. (2012). Annual characterisation of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 114(2012), 59–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.07.017>
- Chiarello, E., & Barrat-Segretain, M. (1997). Recolonization of cleared patches by macrophytes: Modelling with point processes and random mosaics I. In *Ecological Modelling* (Vol. 96).
- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92(3), 205–219. <https://doi.org/10.3354/meps092205>
- Clarke, K. R., & Warwick, R. (1994). Similarity-based testing for community pattern: the two-way

- layout with no replication. *Marine Biology*, 118, 167–176.
<https://doi.org/doi/10.1007/BF00699231>
- Cognetti, G., & Maltagliati, F. (2000). Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Marine Pollution Bulletin*, 40(1), 7–14. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00173-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00173-3)
- Comín, F., Menéndez, M., & Lucena, J. (1990). Proposals for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 200–201(1), 427–436.
<https://doi.org/10.1007/BF02530360>
- Comín, F., Menéndez, M., Romero, J. A., Hernández, O., Martínez, M., & Chacón, A. (1999). Ecological indicators and tools for the management of the aquatic ecosystems in the coastal zone. *Limnetica*, 16(January 2016).
- Correia, A., & Anastácio, P. (2008). Shifts in aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with the presence and size of an alien crayfish. *Ecological Research*, 23(4), 729–734.
<https://doi.org/10.1007/s11284-007-0433-5>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., Pérez-Maqueo, O., Martinez, M. L., Sutton, P., Anderson, S. J., & Mulder, K. (2008). The Value of Coastal Wetlands for Hurricane Protection. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[241:TVOCWF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[241:TVOCWF]2.0.CO;2), 37(4), 241–248.
[https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2008\)37\[241:TVOCWF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[241:TVOCWF]2.0.CO;2)
- Cronin, G., Lodge, D. M., Hay, M. E., Miller, M., Hill, A. M., Horvath, T., ... Current, I. U. S. A. (2002). Crayfish feeding preferences for freshwater macrophytes: The influence of plant structure and chemistry. *Journal of Crustacean Biology*, 22(4), 708–718.
- De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). *Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference*. Recuperado de <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>
- De Juana, E. (2006). Observaciones De Aves Raras En España, 2004. *Ardeola*, 50(1), 163–190.
- De Winton, M., Casanova, M., & Clayton, J. (2004). Charophyte germination and establishment under low irradiance. *Aquatic Botany*, 79(2), 175–187.
<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.01.013>
- Deegan, L., Johnson, D., Warren, R., Peterson, B., Fleeger, J., Fagherazzi, S., & Wollheim, W. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 490, 388–392.
<https://doi.org/10.1038/nature11533>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guenard, G., ... Wagner, H. (2020). *adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.3-8*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=adespatial>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366.
<https://doi.org/10.2307/2963459>
- Egertson, C. J., Kopaska, J. A., & Downing, J. A. (2004). A century of change in macrophyte abundance and composition in response to agricultural eutrophication. *Hydrobiologia*, 524(1), 145–156. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000036129.40386.ce>
- Elliott, M., & Quintino, V. (2007). The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54(6), 640–645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.02.003>
- EPA. (2016). Indicators: Macrophytes. Recuperado de National Aquatic Resource Surveys website: <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-macrophytes>

- Esteban, P., Laredo, S., Pino, J., & Valverde, A. (2018). El context deltaic: Situació, origen geologic i historia del poblament huma. In *Els sistemes naturals del delta del Llobregat* (pp. 28–41).
- Evans, G. (2012). Deltas: The fertile dustbins of the continents. *Proceedings of the Geologists' Association*, 123(3), 397–418. <https://doi.org/10.1016/j.pgeola.2011.11.001>
- Flor-Arnau, N., Cambra, J., & Velasco, E. (2013). Valoración de lagos y lagunas de la cuenca del Duero a partir de los macrófitos acuáticos. *Limnetica*, 32(2), 373–390.
- Fores, E., Espanya, A., & Morales, F. (2002). Regeneración de la laguna costera de La Encanyissada (Delta del Ebro). Una experiencia de biomanipulación. *Ecosistemas*, 2, 1–4.
- Gaglio, M., Aschonitis, V. G., Gissi, E., Castaldelli, G., & Fano, E. A. (2017). Land use change effects on ecosystem services of river deltas and coastal wetlands: case study in Volano–Mesola–Goro in Po river delta (Italy). *Wetlands Ecology and Management*, 25(1), 67–86. <https://doi.org/10.1007/s11273-016-9503-1>
- Garnier, S. (2018). *viridis: Default Color Maps from "matplotlib". R package version 0.5.1*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=viridis>
- Geiger, W., Alcorlo, P., Baltanás, A., & Montes, C. (2005). Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Issues in Bioinvasion Science: EEI 2003: A Contribution to the Knowledge on Invasive Alien Species*, 49–73. https://doi.org/10.1007/1-4020-3870-4_6
- Generalitat de Catalunya. (2011). Humedales. Recuperado de https://territori.gencat.cat/es/01_departament/12_cartografia_i_toponimia/bases_cartografiques/medi_ambient_i_sostenibilitat/bases_miramonts/territori/zones-humides/
- Gottardo, S., Semenzin, E., Giove, S., Zabeo, A., Critto, A., de Zwart, D., ... Marcomini, A. (2011). Integrated risk assessment for WFD ecological status classification applied to Llobregat river basin (Spain). Part I-Fuzzy approach to aggregate biological indicators. *Science of the Total Environment*, 409(22), 4701–4712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.052>
- Grillas, P. (1990). Distribution of submerged macrophytes in the Camargue in relation to environmental factors. *Journal of Vegetation Science*, 1(3), 393–402. <https://doi.org/10.2307/3235716>
- Gutiérrez, R., Arcos, J. M., Clavell, J., Copete, J. L., Martí-aledo, J., & Sales, S. (2004). *Ocells rars a Catalunya Informe del Comitè Avifaunístic de Catalunya 2004*. 347–367.
- Haidary, A., Amiri, B. J., Adamowski, J., Fohrer, N., & Nakane, K. (2013). Assessing the Impacts of Four Land Use Types on the Water Quality of Wetlands in Japan. *Water Resources Management*, 27(7), 2217–2229. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0284-5>
- Hanson, J., & Chambers, P. (1995). Review of effects of variation in crayfish abundance on macrophyte and macroinvertebrate communities of lakes. *ICES Mar. Sei. Symp*, 199, 175–182.
- Hewitt, R., & Escobar, F. (2011). The territorial dynamics of fast-growing regions: Unsustainable land use change and future policy challenges in Madrid, Spain. *Applied Geography*, 31(2), 650–667. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.002>
- Hill, J., Stellmes, M., Udelhoven, T., Röder, A., & Sommer, S. (2008). Mediterranean desertification and land degradation. Mapping related land use change syndromes based on satellite observations. *Global and Planetary Change*, 64(3–4), 146–157. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2008.10.005>
- Hossain, K., Yadav, S., Quaik, S., Pant, G., Maruthi, A. Y., & Ismail, N. (2017). Vulnerabilities of macrophytes distribution due to climate change. *Theoretical and Applied Climatology*, 129(3–4), 1123–1132. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1837-3>
- Hussner, A. (2010). Growth response and root system development of the invasive Ludwigia

- grandiflora and *Ludwigia peploides* to nutrient availability and water level. *Fundamental and Applied Limnology*, 177(3), 189–196. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2010/0177-0189>
- Instituto Cartográfico y Geológico de Cataluña (2016). WMS mapas y ortofotos vigentes. [base de datos cartográficos]. Escala 1:5000. http://geoserveis.icgc.cat/icc_mapesbase/wms/service?
- Jagels, R., & Barnabas, A. (1989). Variation in Leaf ultrastructure of *Ruppia maritima* along a salinity gradient. *Aquatic Botany*, 33(1317), 207–221.
- Kahn, A., & Durako, M. (2005). The effect of salinity and ammonium on seed germination in *Ruppia maritima* from Florida Bay. *Bulletin of Marine Science*, 77(3), 453–458.
- Kantrud, H. (1991). Wigeongrass (*Ruppia maritima*): A Literature Review. In *Oxford University* (Vol. 10).
- Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R package version 1.0.7*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=factoextra>
- Kautsky, L. (1988). Life Strategies of Aquatic Soft Bottom Macrophytes. *Oikos*, 53(1), 126–135.
- Kissoon, L. T., Jacob, D., Hanson, M., Herwig, B., Bowe, S., & Otte, M. (2013). Sediment and Watershed Characteristics. *National Institute of Health*, (109), 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.04.001.Macrophytes>
- Kiviat, E. (2013). Ecosystem services of Phragmites in North America with emphasis on habitat functions. *AoB PLANTS*, 5, 1–29. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plt008>
- Kloskowski, J. (2011). Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: Direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology*, 178(3), 245–255. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2011/0178-0245>
- Kufel, L., & Kufel, I. (2002). Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes - A review. *Aquatic Botany*, 72(3–4), 249–260. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00204-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00204-2)
- La Peyre, M. K., & Rowe, S. (2003). Effects of salinity changes on growth of *Ruppia maritima* L. *Aquatic Botany*, 77(3), 235–241. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00109-8](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00109-8)
- Lambert, S., & Davy, A. (2011). Water quality as a threat to aquatic plants: Discriminating between the effects of nitrate, phosphate, boron and heavy metals on charophytes. *New Phytologist*, 189(4), 1051–1059. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03543.x>
- Lazraq, A., & Cléroux, R. (2002). *Testing the significance of the successive components in Redundancy Analysis*. 67(3), 411–419.
- Legendre, P. (2014). Indicator Species. *Encyclopedia of Environmental Change*, 13, 46–47. <https://doi.org/10.4135/9781446247501.n2031>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). Numerical Ecology. *Developments in Environmental Modelling*, 20(C). [https://doi.org/10.1016/S0167-8892\(12\)70001-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8892(12)70001-5)
- Liu, H., Zhang, S., Li, Z., Lu, X., & Yang, Q. (2004). Impacts on Wetlands of Large-scale Land-use Changes by Agricultural Development: The Small Sanjiang Plain, China. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(6), 306–310. <https://doi.org/https://doi.org/10.1579/0044-7447-33.6.306>
- Lodge D. M. (1991). Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany*, 41, 195–224.
- Lougheed, V. L., Crosbie, B., & Chow-Fraser, P. (1998). Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1189–1197. <https://doi.org/10.1139/f97-315>
- Mäemets, H., Palmik, K., Haldna, M., Sudnitsyna, D., & Melnik, M. (2010). Eutrophication and

- macrophyte species richness in the large shallow North-European Lake Peipsi. *Aquatic Botany*, 92(4), 273–280. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2010.01.008>
- Marshall, T. (1994). Barcelona and the delta: metropolitan infrastructure planning and socio-ecological projects. *Journal of Environmental Planning and Management*, 37(4), 395–414. <https://doi.org/10.1080/09640569408711985>
- McLusky, D., & Elliott, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management* (3rd ed.; OUP Oxford, Ed.).
- Miller, S., & Crowl, T. (2006). Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology*, 51(1), 85–94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01477.x>
- Muller, I., Buisson, E., Mouronval, J. B., & Mesléard, F. (2013). Temporary wetland restoration after rice cultivation: Is soil transfer required for aquatic plant colonization? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (411), 1–17. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013067>
- Muñoz, I., & Prat, N. (2017). A comparison between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain). *SIL Proceedings*, 25(3), 1945–1949. <https://doi.org/doi-org.sire.ub.edu/10.1080/03680770.1992.11900532>
- Murphy, L., Kinsey, S., & Durako, M. (2003). Physiological effects of short-term salinity changes on *Ruppia maritima*. *Aquatic Botany*, 75(4), 293–309. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00206-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00206-1)
- Navedo, J., & Herrera, A. (2012). Effects of recreational disturbance on tidal wetlands: Supporting the importance of undisturbed roosting sites for waterbird conservation. *Journal of Coastal Conservation*, 16(3), 373–381. <https://doi.org/10.1007/s11852-012-0208-1>
- Newton, A., Brito, A. C., Icely, J. D., Derolez, V., Clara, I., Angus, S., ... Khokhlov, V. (2018). Assessing, quantifying and valuing the ecosystem services of coastal lagoons. *Journal for Nature Conservation*, 44(February), 50–65. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2018.02.009>
- Oksanen, J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2019). *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=vegan%0A>
- Ortega, R., Pendás, L., Ortega, M., Abreu, A., & Cánovas, A. (2009). El coeficiente de correlacion de los rangos de spearman caracterizacion. *Revista Habanera de Ciencias Medicas*, 8(2).
- Pallarès-Blanch, M., Prados, M., & Tulla, A. (2014). Naturbanization and urban - Rural dynamics in Spain: Case study of new rural landscapes in Andalusia and Catalonia. *European Countryside*, 6(2), 118–160. <https://doi.org/10.2478/euco-2014-0008>
- Parkos, J., Santucci, V., & Wahl, D. (2003). Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60(2), 182–192. <https://doi.org/10.1139/f03-011>
- Paul, V. (2004). The Search for Sustainability in Rural Periurban Landscapes: The Case of la Vall Baixa (Baix Llobregat, Catalonia, Spain). *The Rural-Urban Interface: Processes, Values and Management*, 38–52.
- Penning, W. E., Mjelde, M., Dudley, B., Hellsten, S., Hanganu, J., Kolada, A., ... Ecke, F. (2008). Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes. *Aquatic Ecology*, 42(2), 237–251. <https://doi.org/10.1007/s10452-008-9182-y>
- Perez-ruzafa, A., & Marcos, D. (1993). The confinement theory as a model to explain the structure and horizontal zonation of benthic assemblages in coastal lagoons. *Instituto Especializado En Oceanografía*, 11, 347–358.
- Pino, J., Rodà, F., Basnou, C., & Guirado, M. (2008). *El canvi ambiental a la Mediterrània : la perspectiva del paisatge*.

- Prat, N., & Rieradevall, M. (2006). 25-years of biomonitoring in two mediterranean streams (Llobregat and Besòs basins, NE Spain). *Limnetica*, 25(1–2), 541–550.
- Queralt, E., & Isla, E. (2018). L'aigua del Delta. In *Els sistemes naturals del delta del Llobregat* (pp. 43–70).
- Quintana, X., Boix, D., Badosa, A., Brucet, S., Gascón, S., Gesti, J., ... Moreno-Amich, R. (2004). Limnología de los humedales costeros mediterráneos . El caso de Aiguamolls de l'Empordà . *Ecosistemas*, 13(2), 30–36.
- R Core team. (2019). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena.
- Reid, W., Mooney, H., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S., Chopra, K., ... Zurek, M. (2005). Evaluación de los Ecosistemas del Milenio - Informe síntesis. *World Resource Institute*. Washington DC, 1–43.
- Rejmánková, E. (2011). The role of macrophytes in wetland ecosystems. *Journal of Ecology and Field Biology*, 34(4), 333–345. <https://doi.org/10.5141/JEFB.2011.044>
- Rieradevall, M., & Cañedo-Argüelles, M. (2018). El funcionament ecològic i el mosaic del ecosistemes aquàtics. In *Els sistemes naturals del delta del Llobregat* (pp. 71–96).
- Rodrigo, M., Rojo, C., Alonso-Guillén, J., & Vera, P. (2013). Restoration of two small Mediterranean lagoons: The dynamics of submerged macrophytes and factors that affect the success of revegetation. *Ecological Engineering*, 54, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.022>
- Rodríguez-Pérez, H., Hilaire, S., & Mesléard, F. (2016). Temporary pond ecosystem functioning shifts mediated by the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*): a mesocosm study. *Hydrobiologia*, 767(1), 333–345. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2523-7>
- Rodríguez, C. F., Bécares, E., Fernández-Aláez, M., & Fernández-Aláez, C. (2005). Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Issues in Bioinvasion Science: EEI 2003: A Contribution to the Knowledge on Invasive Alien Species*, 75–85. https://doi.org/10.1007/1-4020-3870-4_7
- Rojo, C., Carramiñana, M., Cócera, D., Roberts, G. P., Puche, E., Calero, S., & Rodrigo, M. A. (2017). Different responses of coexisting Chara species to foreseeable Mediterranean temperature and salinity increases. *Aquatic Botany*, 138, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.01.003>
- Rorslett, B. (1991). Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. In *Aquatic Botany* (Vol. 39).
- Roselli, L., Cañedo-Argüelles, M., Costa Goela, P., Cristina, S., Rieradevall, M., D'Adamo, R., & Newton, A. (2013). Do physiography and hydrology determine the physico-chemical properties and trophic status of coastal lagoons? A comparative approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.09.014>
- Salgado, J., Sayer, C., Brooks, S., Davidson, T., Goldsmith, B., Patmore, I., ... Okamura, B. (2018). Eutrophication homogenizes shallow lake macrophyte assemblages over space and time. *Ecosphere*, 9(9). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2406>
- Santana-Cordero, A. M., Ariza, E., & Romagosa, F. (2016). Studying the historical evolution of ecosystem services to inform management policies for developed shorelines. *Environmental Science and Policy*, 64, 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.06.002>
- Sayer, C. D., Davidson, T. A., & Jones, J. I. (2010). Seasonal dynamics of macrophytes and phytoplankton in shallow lakes: A eutrophication-driven pathway from plants to plankton? *Freshwater Biology*, 55(3), 500–513. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02365.x>
- Schaumburg, J., Schranz, C., Hofmann, G., Stelzer, D., Schneider, S., & Schmedtje, U. (2004). Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes - a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limno*, 34, 302–314.

- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative Equilibria in Shallow Lakes. *Tree*, 8(8).
- Schneider, B., Cunha, E. R., Marchese, M., & Thomaz, S. M. (2015). Explanatory variables associated with diversity and composition of aquatic macrophytes in a large subtropical river floodplain. *Aquatic Botany*, 121, 67–75. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.11.003>
- Schneider, S. (2007). Macrophyte trophic indicator values from a European perspective. *Limnologia*, 37(4), 281–289. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.05.001>
- Seguí, J.M., & Pérez, C. (2006). Valoració de l'interés botànic de l'Estany de Cal Tet, un hàbitat de nova creació al Delta del Llobregat. *Spartina*, 5(1), 1–15.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2009). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2010). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2011). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2012). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2013). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2014). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2015). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2016). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2017). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., & Flor-Arnau, N. (2018). *Estat De La Població De Macròfits Al Delta I La Seva Relació Amb La Terbolesa De L'Aigua I L'Absència D'Organismes Aliens a La Biocenosi Original*.
- Seguí, J.M., Valverde, A., Del Hoyo, R., Gonzales, V., & Pino, J. (2018). Les plantes vasculares. In *Els sistemes naturals del delta del Llobregat* (pp. 175–221).
- Serra, P., Pons, X., & Saurí, D. (2008). Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28(3), 189–209. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.02.001>
- Simeoni, U., & Corbau, C. (2009). A review of the Delta Po evolution (Italy) related to climatic changes and human impacts. *Geomorphology*, 107(1–2), 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.11.004>
- Simpson, G., & Oksanen, J. (2020). *Analogue: Analogue matching and Modern Analogue Technique transfer function models. (R package version 0.17-4)*. Recuperado de

<https://cran.r-project.org/package=analogue>

- Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologia*, Vol. 58, pp. 79–93. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>
- Symeonakis, E., Calvo-Cases, A., & Arnau-Rosalen, E. (2007). Land use change and land degradation in southeastern Mediterranean Spain. *Environmental Management*, 40(1), 80–94. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0059-0>
- Ter Braak, C. J. F., & Barendregt, L. G. (1986). Weighted averaging of species indicator values: Its efficiency in environmental calibration. *Mathematical Biosciences*, 78(1), 57–72. [https://doi.org/10.1016/0025-5564\(86\)90031-3](https://doi.org/10.1016/0025-5564(86)90031-3)
- Thomaz, S., Carvalho, P., Padial, A., & Kobayashi, J. (2009). Temporal and spatial patterns of aquatic macrophyte diversity in the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, 69(2 suppl), 617–625. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842009000300016>
- UE - Unión Europea. (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de Las Comunidades Europeas*, (7).
- Van Den Berg, M., Coops, H., Simons, J., & De Keizer, A. (1998). Competition between *Chara aspera* and *Potamogeton pectinatus* as a function of temperature and light. *Aquatic Botany*, 60(3), 241–250. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00099-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00099-5)
- Van der Wal, J., Dorenbosch, M., Immers, A., Vidal Forteza, C., Geurts, J., Peeters, E., ... Bakker, E. (2013). Invasive Crayfish Threaten the Development of Submerged Macrophytes in Lake Restoration. *PLoS ONE*, 8(10), 1–11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0078579>
- Van Wijk, R. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus*. General characteristics, biomass production and life cycle under field conditions. *Aquatic Botany*, 31, 211–258.
- Wei, T., & Simko, V. (2017). *R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84)*. Recuperado de <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Whitfield, A. K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S. J. M., & West, R. J. (2012). Paradigms in estuarine ecology - A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 97, 78–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.026>
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30(3), 279–338.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Wickham, H., Francois, R., Henry, L., & Muller, K. (2020). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 0.8.4*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=dplyr>
- Winter, U., & Kirst, G. (1990). Salinity response of a freshwater charophyte, *Chara vulgaris*. *Plant, Cell and Environment*, 13(2), 123–134.
- Wood, S. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B: Statistical Methodology*, 73(1), 3–36. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>
- Wood, S. (2020). *Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation*. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>
- Woodward, R., & Wui, Y. (2001). The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 37(2), 257–270. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00276-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00276-7)

ANEXOS



Anexo 1. a) Medición de parámetros fisicoquímicos en la laguna Cal Tet, 2017. b) Toma de muestra en los humedales artificiales de depuración, 2010. c) Toma de muestra en transecto de la Riera de San Climent, 2018. d) Toma de muestra en la marisma Remolar-Filipines, 2018. Fuente: Seguí & Flor-Arnau, 2010, 2017, 2018.

La Laguna de la playa de Ca l'Arana (PA)

posee una superficie de 1 ha y una profundidad máxima de 9 m. Inicialmente, recibía aportes del río y el agua era principalmente dulce. Actualmente, es una laguna salobre por su interacción subterránea con el mar. Su salinidad bordea los 40000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



El estanque de la Magarola (MG)

posee una superficie de 0.5 ha y una profundidad de 1.5 m, por su conexión constante con el mar, es una laguna natural salobre y altamente alterada por actividades aledañas.



El estanque de La Roberta (RB)

tiene una superficie de 2 ha y se nutre de los aportes del acuífero superficial, no recibe aportaciones superficiales adicionales al agua de lluvia, aunque, inicialmente, servía como punto de desagüe de las pistas de aterrizaje del aeropuerto adyacente.



La marisma Remolar – Filipines (RF)

queda ubicada adyacente al estaque del Remolar y posee unas 60 ha de superficie. Recibe sus aportaciones de agua de la lluvia, de los canales adyacentes (Vidala y Vidaleta) y, por medio del acuífero de forma indirecta a través del canal Vidala.



Balsa Reguerons (RE)

tiene una superficie de 6600 m^2 y una profundidad de 0.9 m. Posee un mal estado ecológico del agua como consecuencia de las actividades agrícolas que se desarrollaron en años anteriores en la zona aledaña.



La Riera San Climent (SC) es un canal con una longitud de 1500 m, un ancho de 50 m y una profundidad máxima de 1.5 m. Es una zona húmeda artificial que recibe aportaciones de las partes altas del mismo canal y de canales agrícolas; su descarga y conexión con el mar es intermitente y está condicionada a las lluvias.



El estanque de Cal Tet (CT) tiene una superficie de 13 ha y una profundidad 1.2 m, es una laguna artificial con conexión hidráulica natural. No posee conexión directa con el mar, solo al acuífero superficial.



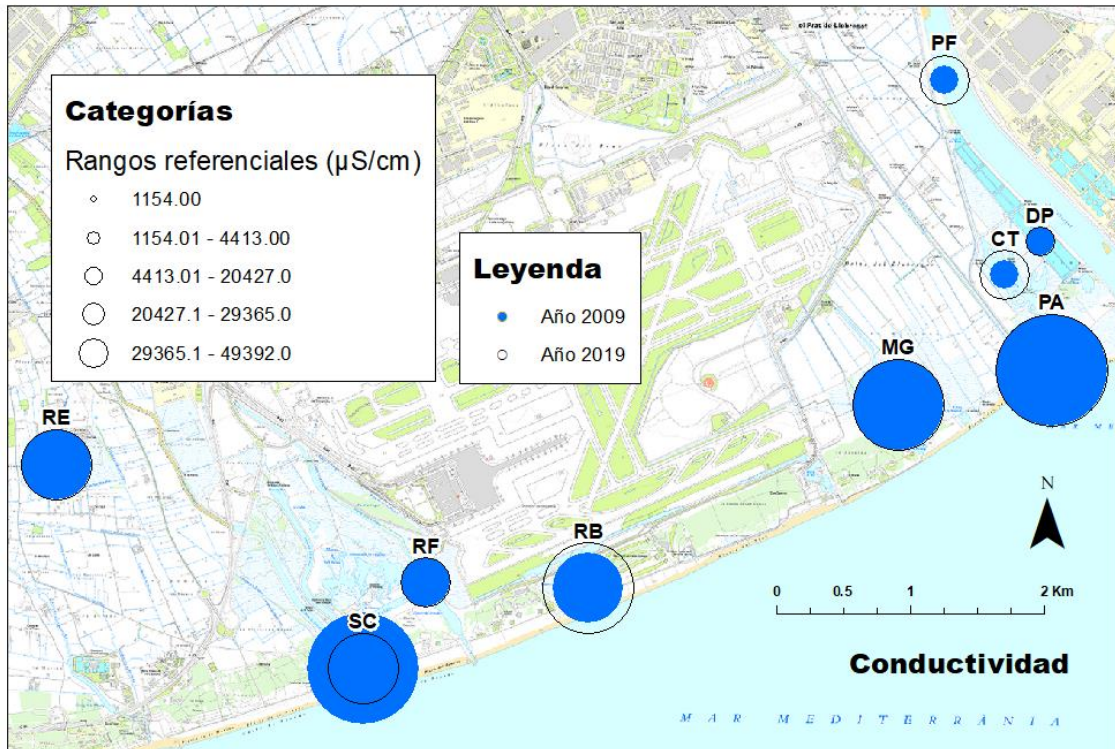
El Parque Fluvial (PF), esta zona de monitoreo se encuentra en el río Llobregat, comprendido por el último tramo del mismo (unos 1200 m). La zona aledaña se encuentra totalmente urbanizada.



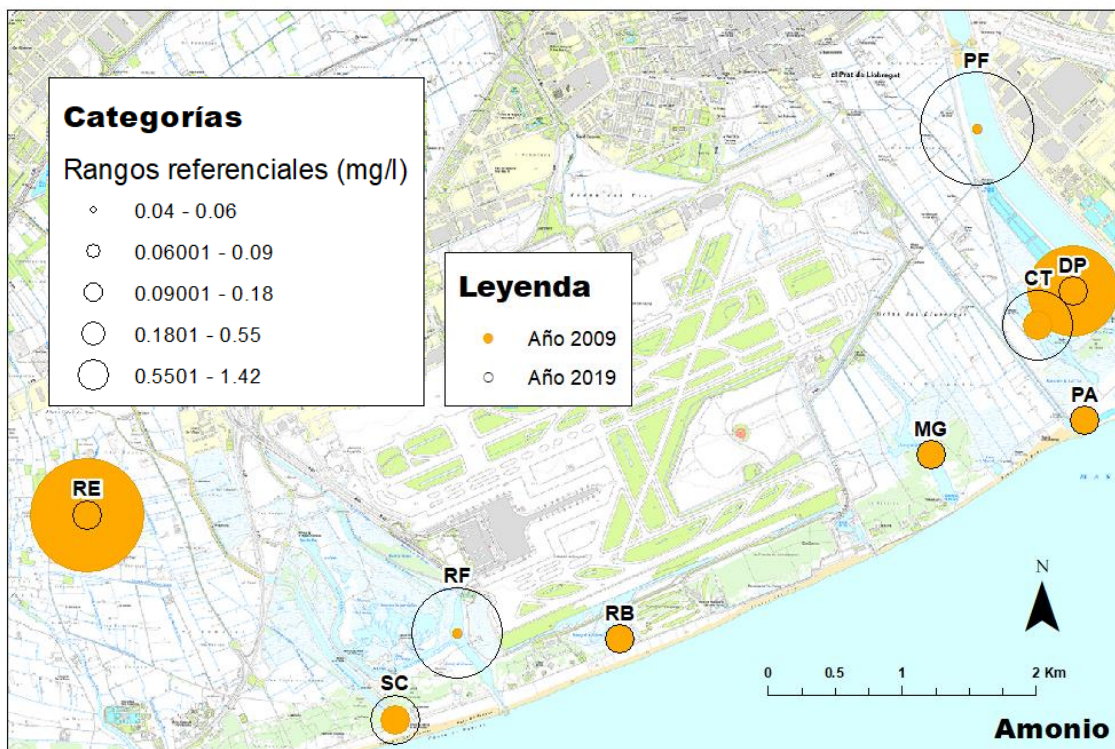
Los humedales artificiales de Depuración (DP), son cuerpos de agua formados artificialmente durante el proyecto de desviación del río Llobregat, funciona como depuradora terciaria y recibe agua del acuífero superficial y de la lluvia.



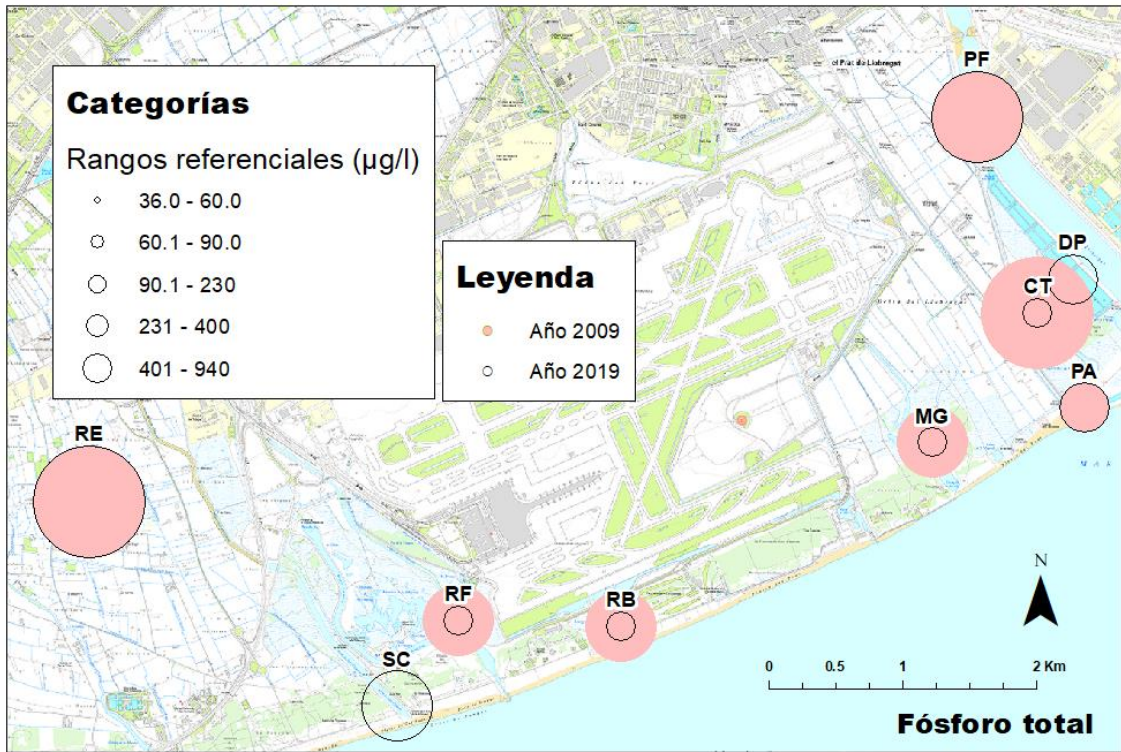
Anexo 2. Detalles de los sitios monitoreados. Fotografías: Seguí & Flor-Arnau, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017, 2018



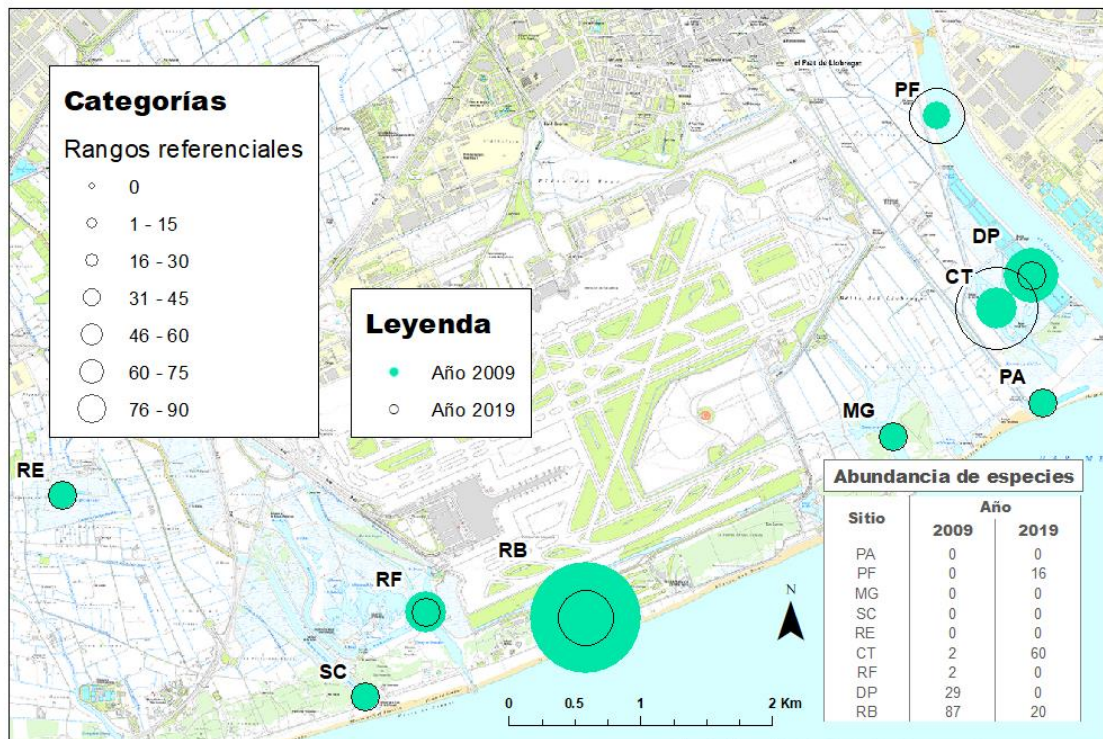
Anexo 3. La conductivitat elèctrica en el año inicial de monitoreo versus el último año muestreado refleja una disminución en la riera Sant Climent y un incremento en el estanque de La Roberta, Cal Tet y en el Parque Fluvial. Las demás zonas no muestran cambios.



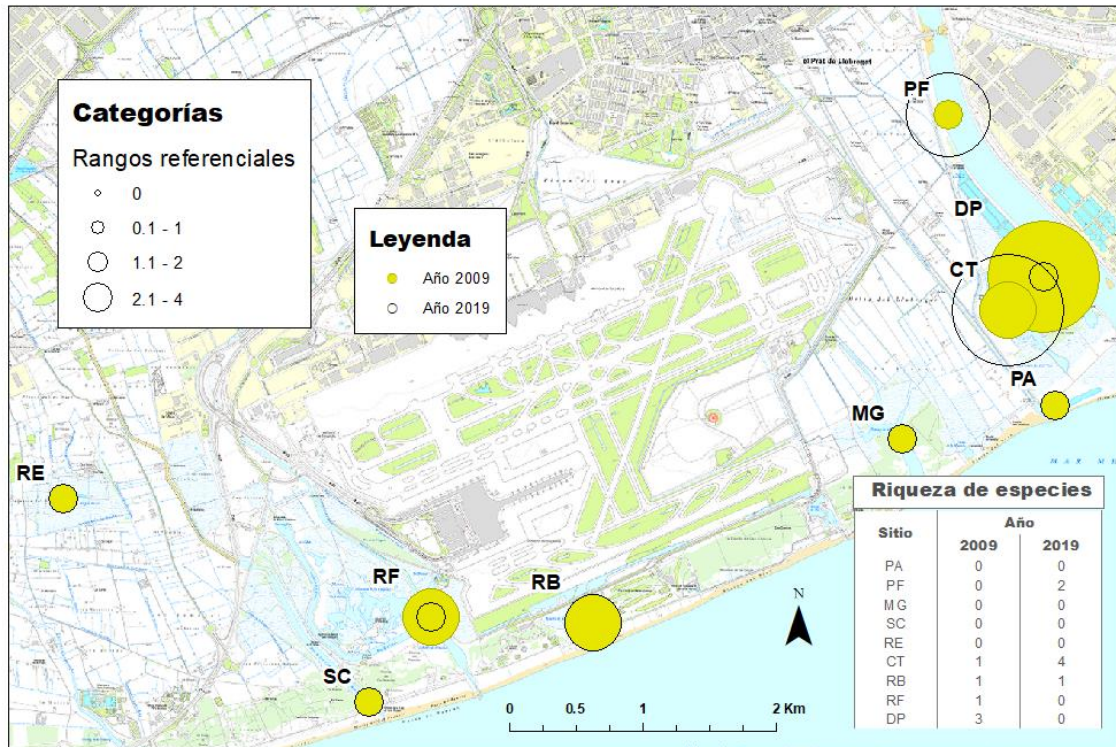
Anexo 4. El amonio en el año inicial de monitoreo versus el último año muestreado refleja una disminución en la poza de Reguerons y en los Humedales Artificiales de Depuración y un incremento en el estanque de Cal Tet, en la marisma Remolar – Filipines y en el Parque Fluvial. Las demás zonas no muestran cambios.



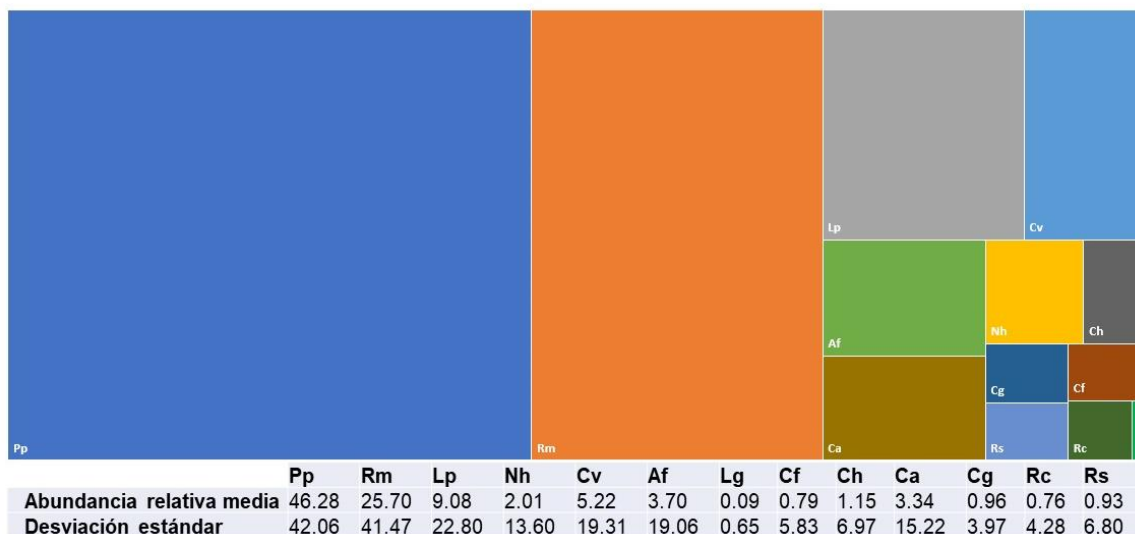
Anexo 5. El fósforo total en el año inicial de monitoreo versus el último año muestreado refleja una disminución en el estanque de Cal Tet, La Magarola, La Roberta y en la marisma Remolar-Filipines y un incremento en los Humedales Artificiales de Depuración y en la Riera San Climent. Las demás zonas no muestran cambios



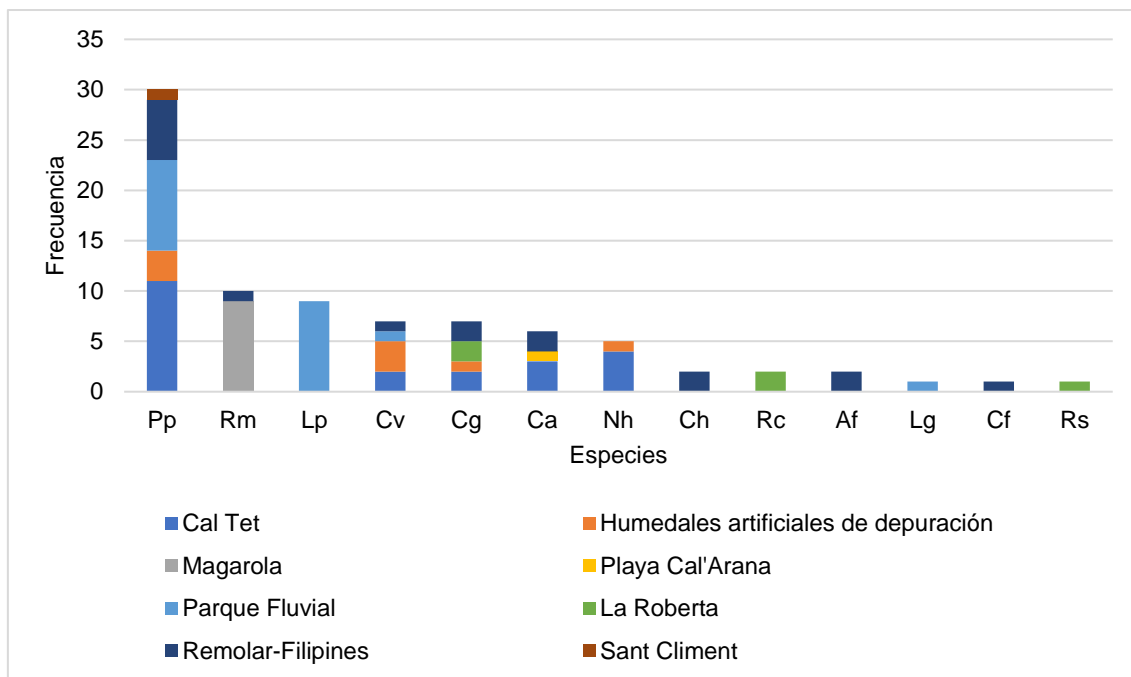
Anexo 6. Abundancia de especies para el año inicial de monitoreo versus el último año muestreado.



Anexo 7. Riqueza de especies para el año inicial de monitoreo versus el último año muestreado.



Anexo 8. Abundancia relativa media (%) y desviación estándar de las especies *Azolla filiculoides* (Af), *Chara aspera* (Ca), *Chara fragilis* (Cf), *Chara hispida* (Ch), *Chara globularis* (Cg), *Chara vulgaris* (Cv), *Nitella hialina* (Nh), *Ludwigia grandiflora* (Lg), *Ludwigia peploide* (Lp), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Ruppia Cirrhosa* (Rc), *Ruppia maritima* (Rm), *Ruppia spp* (Rs).



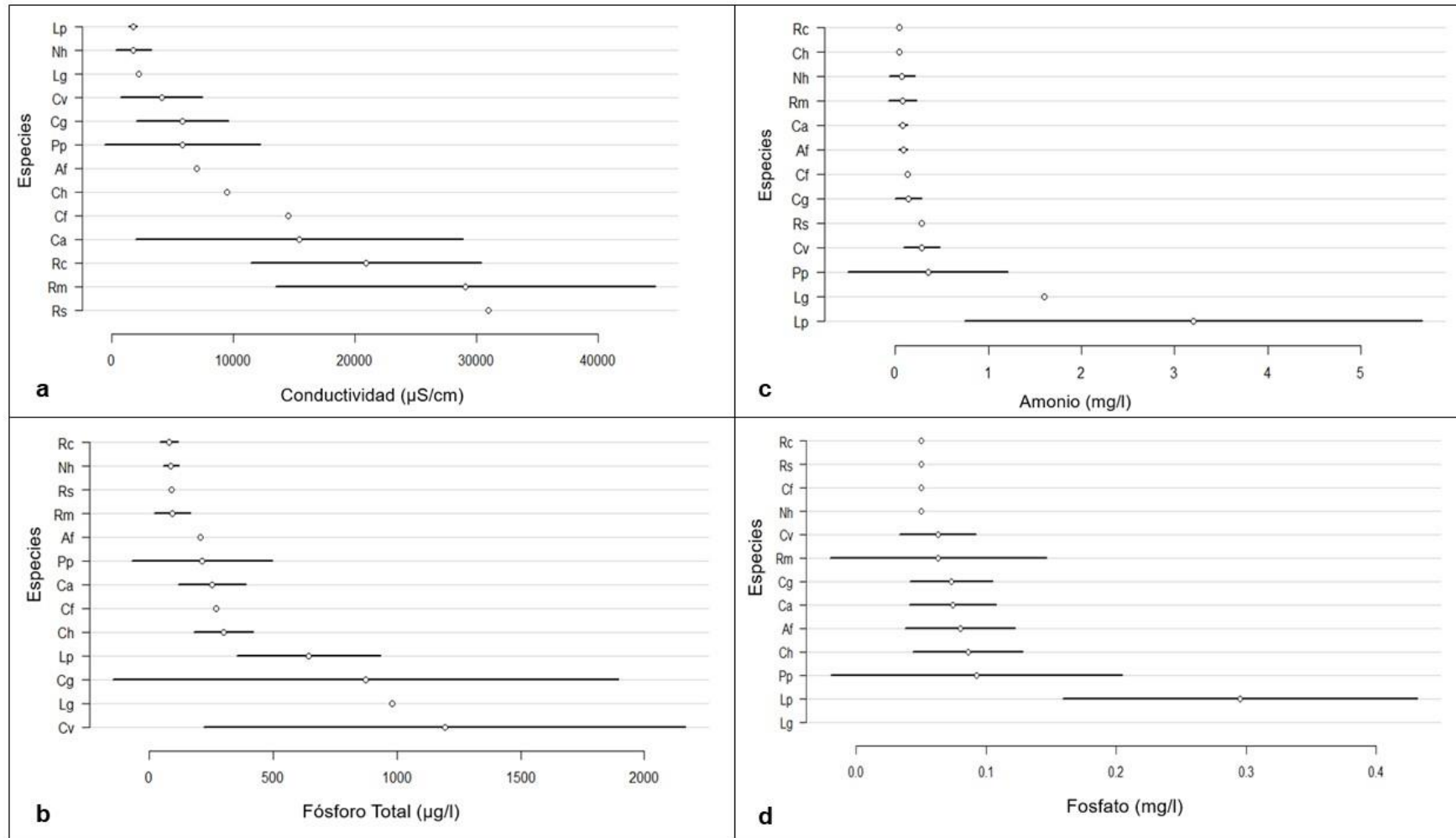
Anexo 9. Frecuencia de las especies en los 11 años de muestreo. *Azolla filiculoides* (Af), *Chara aspera* (Ca), *Chara fragilis* (Cf), *Chara hispida* (Ch), *Chara globularis* (Cg), *Chara vulgaris* (Cv), *Nitella hialina* (Nh), *Ludwigia grandiflora* (Lg), *Ludwigia peploide* (Lp), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Ruppia Cirrhosa* (Rc), *Ruppia maritima* (Rm), *Ruppia spp* (Rs).

variables	order	R2	R2Cum	AdjR2Cum	F	pvalue
1	Conductividad	0.13784260	0.1378426	0.1289544	15.508459	0.001
2	NH4	0.06790161	0.2057442	0.1891972	8.207123	0.001
3	P.total	0.03465140	0.2403956	0.2164081	4.333681	0.004

Anexo 10. Resultado del procesamiento Forward Selection con las variables ambientales significativas dentro de la matriz de datos.

Especies	RDA1	RDA2
Pp	0.578144569	-0.07240644
Lp	1.090752720	0.40064900
Af	-0.001332863	-0.09137860
Nh	0.012992167	-0.08837468
Lg	0.287215115	-0.08169347
Cv	0.228619144	-0.56663669
Cf	-0.018765063	-0.03902652
Ch	-0.009878948	-0.11871720
Ca	-0.067977645	-0.06987267
Cg	0.154968408	-0.49095267
Rc	-0.102363874	0.04111311
Rs	-0.087304044	0.11872994
Rm	-0.444997686	0.35306316

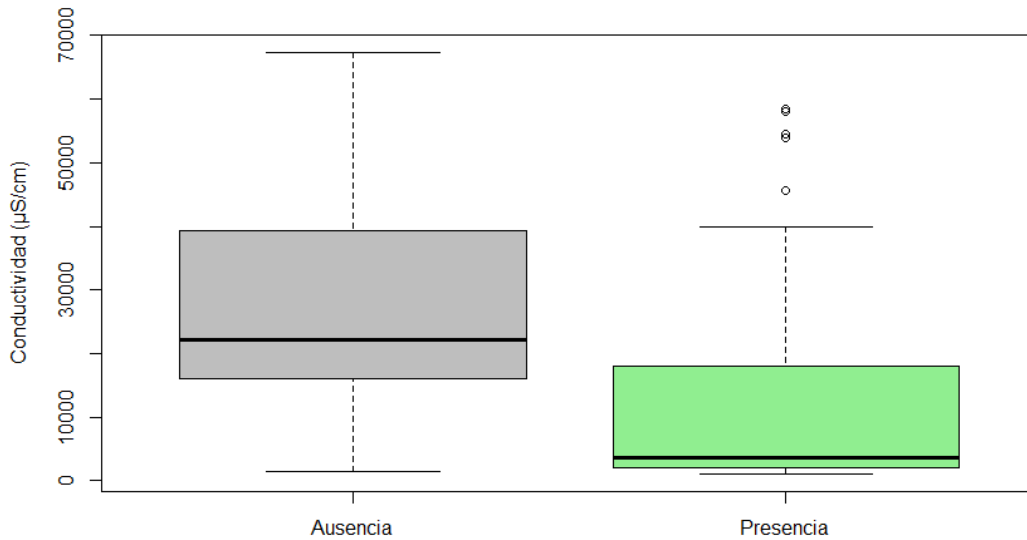
Anexo 11. Species scores del RDA



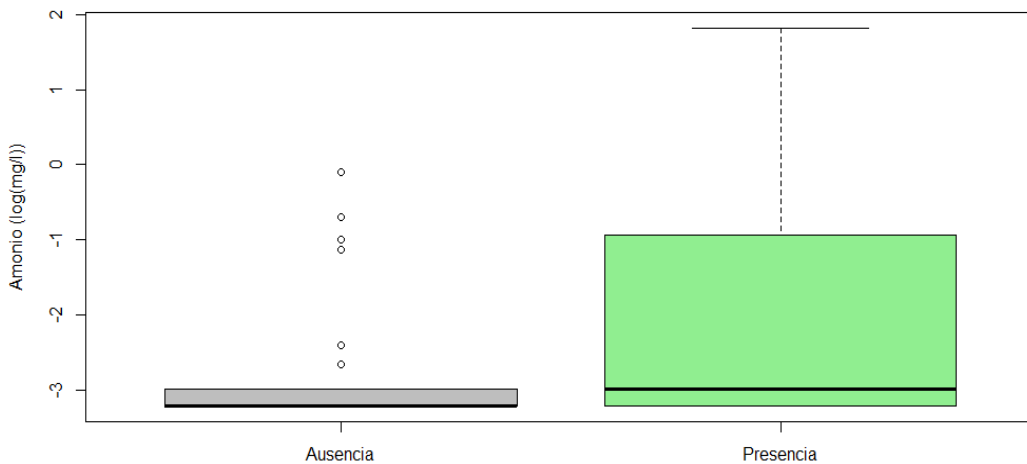
Anexo 12. Óptimos y tolerancias de a) Conductividad, b) Fósforo total, c) Amonio y d) Fosfato de las especies muestreadas: *Azolla filiculoides* (Af), *Chara aspera* (Ca), *Chara fragilis* (Cf), *Chara hispida* (Ch), *Chara globularis* (Cg), *Chara vulgaris* (Cv), *Nitella hialina* (Nh), *Ludwigia grandiflora* (Lg), *Ludwigia peploide* (Lp), *Potamogeton pectinatus* (Pp), *Ruppia Cirrhosa* (Rc), *Ruppia maritima* (Rm), *Ruppia spp* (Rs).

Especies	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)		Amonio (mg/l)		Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)		Fosfato (mg/l)	
	Óptimo	Tolerancia	Óptimo	Tolerancia	Óptimo	Tolerancia	Óptimo	Tolerancia
Pp	5818.6130	6401.71579	0.35137	0.85727	213.33235	282.95568	0.09266087	1.120111e-01
Lp	1739.3960	346.67857	3.20147	2.45705	643.11579	291.55897	0.29526316	1.362866e-01
Af	7012.5000	185.96908	0.08500	0.04950	206.50000	9.19239	0.08000000	4.242641e-02
Nh	1789.4520	1476.509	0.07194	0.13678	87.09677	31.75923	0.05000000	1.118281e-17
Lg	2247.0000	-----	1.60000	-----	980.00000	-----	0.52000000	-----
Cv	4079.6480	3335.31225	0.28611	0.19760	1193.46296	974.19649	0.06277778	2.944006e-02
Cf	14471.0000	-----	0.13000	-----	270.00000	-----	0.05000000	-----
Ch	9469.0000	38.89087	0.04000	0.00000	299.00000	120.20815	0.08600000	4.242641e-02
Ca	15406.0000	13456.18528	0.08381	0.05252	253.14286	136.33508	0.07428571	3.360346e-02
Cg	5816.5560	3806.77171	0.14222	0.13876	874.22222	1021.71881	0.07333333	3.193744e-02
Rc	20899.7620	9502.10093	0.04000	0.00000	79.04762	35.35534	0.05000000	-----
Rs	30989.0000	-----	0.28000	-----	90.00000	-----	0.05000000	-----
Rm	29076.2160	15643.32512	0.08147	0.15280	91.19784	73.88781	0.06312741	8.320702e-02

Anexo 13. Tabla de óptimos y tolerancias de conductividad, amonio y fósforo total para las especies muestreadas



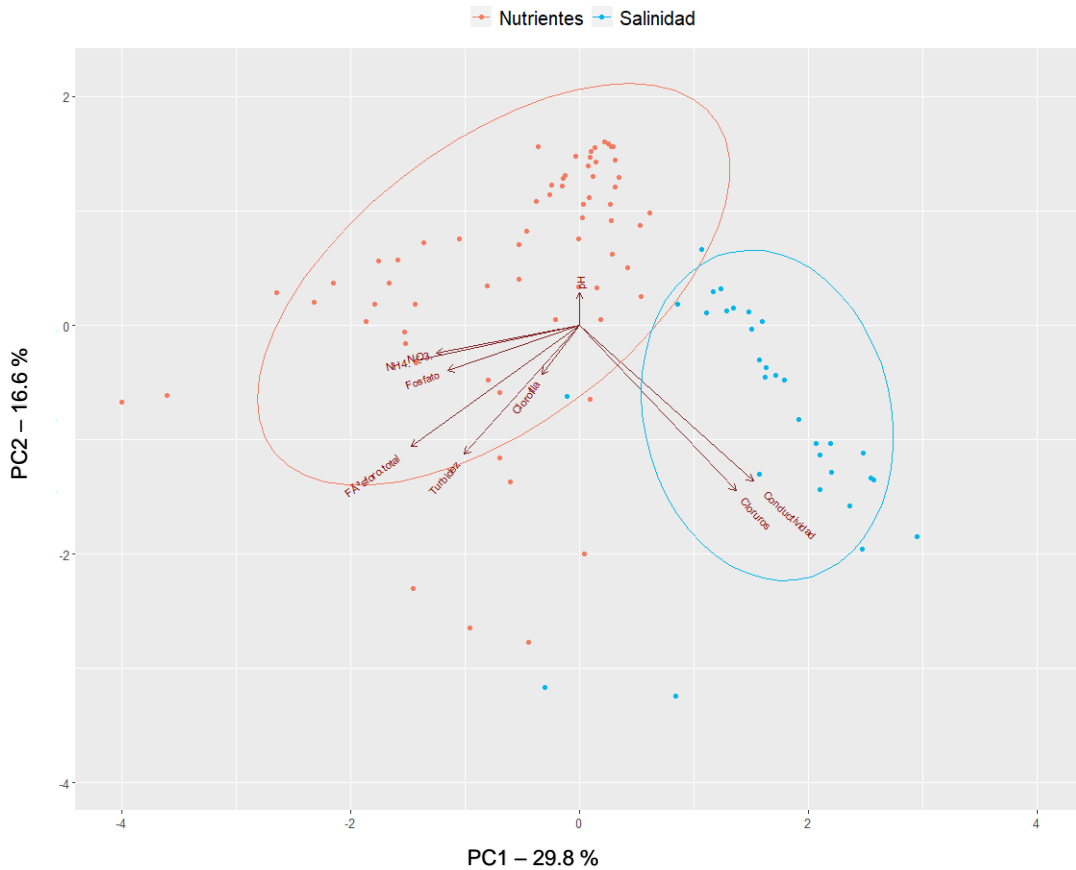
Anexo 14. Gráfico de cajas para dos grupos de sitios muestreados (Presencia/Ausencia de macrófitos) en relación a la variable ambiental de conductividad.



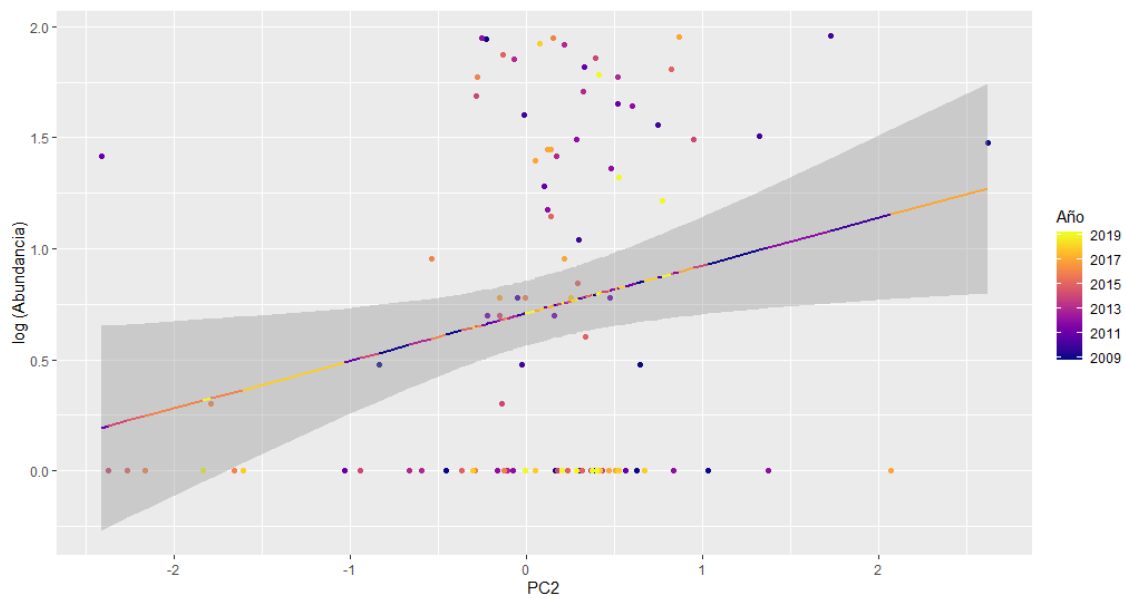
Anexo 15. Gráfico de cajas para dos grupos de sitios muestreados (Presencia/Ausencia de macrófitos) en relación a la variable ambiental amonio. Datos transformados con log10.

	PC1	PC2	PC3
Conductividad	0.430022650	-0.51757398	0.09263034
pH	0.000949711	0.10917818	-0.52058102
Cloruros	0.387282533	-0.55047279	0.15828984
Turbidez	-0.285821453	-0.42834480	-0.38322886
Clorofila	-0.092959645	-0.16359863	-0.56860604
Amonio	-0.409073190	-0.11730111	0.24916742
Nitrato	-0.353980136	-0.09096944	0.33748650
Fósforo total	-0.418600509	-0.40277220	-0.06592951
Fosfato	-0.326936176	-0.15057488	0.21178744

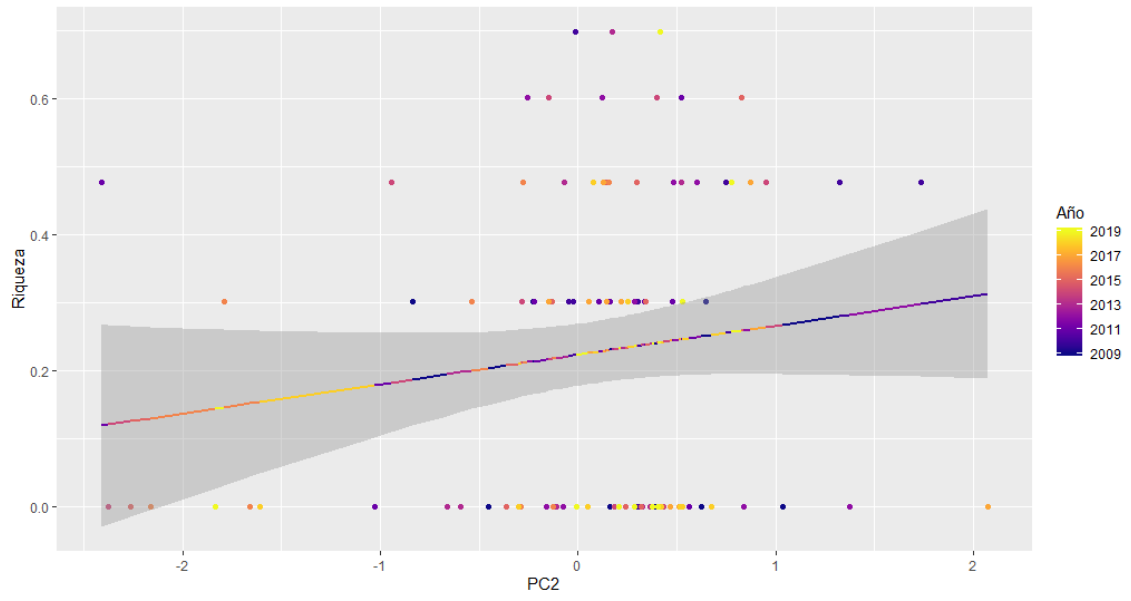
Anexo 16 Valores propios de las variables para las tres primeras componentes principales



Anexo 17. Gráfico del análisis de componentes principales (ACP), en el cual el componente principal 1 está relacionado a la presencia de nutrientes en el agua y el componente principal 2 está relacionado a la conductividad.



Anexo 18. El Modelo Aditivo Generalizado demuestra que no existe una tendencia clara en cuanto a la correlación de la variable abundancia versus el componente principal 2, relacionado a la conductividad. Abundancia transformada con log₁₀



Anexo 19. El Modelo Aditivo Generalizado demuestra que no existe una tendencia clara en cuanto a la correlación de la variable riqueza versus el componente principal 2.

Sitios	Abundancia	Riqueza
DP-CT	0.0000000	0.0877230
MG-CT	0.0000000	0.0105276
PA-CT	0.0000000	0.0001217
PF-CT	0.0128036	0.9998998
RB-CT	0.0029353	0.8611157
RE-CT	0.0000000	0.0000163
RF-CT	0.0000000	0.8611157
SC-CT	0.0000000	0.0000451
MG-DP	1.0000000	0.9980219
PA-DP	0.9955900	0.5642094
PF-DP	0.0225489	0.2610038
RB-DP	0.0773575	0.8611157
RE-DP	0.9568612	0.2610038
RF-DP	0.9999984	0.8611157
SC-DP	0.9678084	0.4005529
PA-MG	0.9885992	0.9465087
PF-MG	0.0326983	0.0458630
RB-MG	0.1060010	0.4005529
RE-MG	0.9239921	0.7274780
RF-MG	0.9999732	0.4005529
SC-MG	0.9405118	0.8611157
PF-PA	0.0014348	0.0008108
RB-PA	0.0066768	0.0225776
RE-PA	0.9999916	0.9998998
RF-PA	0.9997964	0.0225776
SC-PA	0.9999979	0.9999995
RB-PF	0.9999551	0.9861277
RE-PF	0.0003796	0.0001217
RF-PF	0.0091972	0.9861277
SC-PF	0.0004728	0.0003193
RE-RB	0.0019563	0.0046744
RF-RB	0.0355061	1.0000000
SC-RB	0.0023990	0.0105276
RF-RE	0.9924260	0.0046744
SC-RE	1.0000000	0.9999995
SC-RF	0.9951542	0.0105276

Anexo 20. Resultado del análisis a través del método de Tuckey-Kramer que compara las zonas húmedas muestreadas para identificar aquellos pares significativamente diferentes en cuanto a abundancia y riqueza, siendo los valores significativos aquellos menores a 0.05.