

Trabajo Fin de Máster

“ESTUDIO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS
Y SU RELACION CON LA CALIDAD DE AGUAS DE LOS
HUMEDALES ARTIFICIALES DE LA ALBUFERA
DURANTE EL PERIODO PRIMAVERAL 2014-2015”

Intensificación: *TRATAMIENTO DE AGUAS*

Autor:

LISETH ESTEFANY ORTIZORTIZ

Director:

DR. VICENT BENEDITO DURÁ

ENERO, 2016



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Datos del proyecto

Título: “ESTUDIO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DE AGUAS DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE LA ALBUFERA DURANTE EL PERIODO PRIMAVERAL 2014-2015”.

Alumno: LISETH ESTEFANY ORTIZ ORTIZ

Director: DR. VICENT BENEDITO DURÀ

Fecha de lectura: ENERO, 2016

Resumen

El crecimiento de las poblaciones y el desarrollo de las actividades humanas de todo tipo hacen que el medio natural sufra importantes presiones que afectan a los factores ambientales abióticos así como a las comunidades biológicas presentes. Uno de los ambientes más afectados por la presión antrópica son los medios acuáticos, debido a una doble causa, la demanda de agua y el vertido de aguas usadas cuya calidad está alterada. Así una de las preocupaciones más importantes de la ingeniería ambiental ha sido ya desde hace mucho el control de la calidad de las aguas residuales de las actividades humanas. Una herramienta tecnológica reciente que se aplica en la depuración de aguas son los humedales artificiales que consisten en zonas que se han naturalizado, creando en ellas humedales alimentados con aguas que se pretenden depurar, y que a través de su paso por dichos sistemas, se trata de que mejoren su calidad. Además estos humedales contribuyen a la mejora y el mantenimiento de la biodiversidad.

Con la intención de estudiar el funcionamiento depurador de las aguas en el Parque Natural de l'Albufera de Valencia, se han creado tres humedales artificiales de los que a través de un proyecto life se ha realizado un estudio de la optimización en su funcionamiento. Paralelamente al estudio de la calidad química del agua, se ha realizado también un seguimiento de los cambios en la biodiversidad de distintos grupos faunísticos en dichos humedales. Una de las comunidades que se han estudiado han sido los macroinvertebrados acuáticos, ya que estos organismos constituyen la base de las cadenas tróficas de estos ambientes, y se encuentran estrechamente relacionados con la calidad del agua. Concretamente el objetivo de nuestro trabajo ha sido el estudio de la comunidad de macroinvertebrados de los humedales artificiales del tancat de la Pipa, Milia e Illa, durante el periodo de primavera, en dos ciclos anuales consecutivos (2014 y 2015). Todas las muestras obtenidas en campo se procesaron y analizaron

posteriormente en el laboratorio. Los resultados obtenidos nos muestran que la comunidad de macroinvertebrados bentónicos estudiada para ambos años se caracteriza por estar formada en el bentos por los cladóceros, ostrácodos, nemátodos, tubificidos y nauidos y la columna de agua está formada por cladóceros y ostrácodos. Estos grupos se ven reflejados en los grupos tróficos más abundantes, que corresponden a los limnívoros, omnívoros, filtradores y predadores. Tanto si se consideran los grupos faunísticos como el modo nutricional, la composición de la comunidad de macroinvertebrados se muestra variable en los dos años estudiados, observándose que para el 2015 disminuye la diversidad de macroinvertebrados respecto al año anterior. Por otra parte según los índices de diversidad, con el paso del agua por las celdas de los humedales, no mejoran las condiciones que propician un aumento de la diversidad de macroinvertebrados, sino más bien se observa el modelo contrario, pero en las lagunas de los tres humedales hay un ligero aumento de la diversidad en el bentos que a su vez no es significativa. El índice de Shannon en promedio para el Tancat de Pipa es de 1.3, en Milia 1.1 y en Illa es 1. El índice de riqueza de Margalef en los tres tancats es en promedio 1.2 y el índice de equitatividad es 0.6. El índice de modo de nutrición (IMN) en el Tancat de Pipa es en promedio 37, en Milia 25 y en Illa 31. Los índices de Shannon, Margalef, equitatividad e IMN fueron que los obtenidos en los arrozales (0.49) al igual que Shannon y el IMN en relación al lago de l'Albufera. A partir de la aplicación del IMN, la categoría de la calidad del estado ecológico en los tres humedales artificiales pertenece a la clase IV, con una denominación de ambientes muy estresados.

Palabras clave: macroinvertebrados acuáticos, humedal artificial, Albufera de Valencia, biodiversidad, proyecto Life Albufera.

Resum

El creixement de les poblacions i el desenvolupament de les activitats humanes de tot tipus fan que el mitjà natural sofrisca importants pressions que afecten als factors ambientals abiòtics així com a les comunitats biològiques presents. Un dels ambients més afectats per la pressió antròpica són els mitjans aquàtics, a causa d'una doble causa, la demanda d'aigua i l'abocament d'aigües usades la qualitat de les quals està alterada. Així una de les preocupacions més importants de l'enginyeria ambiental ha estat ja des de fa molt el control de la qualitat de les aigües residuals de les activitats humanes. Una eina tecnològica recent que s'aplica en la depuració d'aigües són els aiguamolls artificials, que consisteixen en zones que s'han naturalitzat, creant en elles aiguamolls alimentats amb aigües que es pretenen depurar, i que a través del seu pas per aquests sistemes, es tracta que milloren la seva qualitat. A més, aquests aiguamolls contribueixen a la millora i el manteniment de la biodiversitat.

Amb la intenció d'estudiar el funcionament depurador de les aigües al Parc Natural de l'Albufera de València, s'han creat tres aiguamolls artificials dels quals a través d'un projecte Life s'ha realitzat un estudi de l'optimització del seu funcionament. Paral·lelament a l'estudi de la qualitat química de l'aigua, s'ha realitzat també un seguiment dels canvis en la biodiversitat de diferents grups faunístics en aquests

aiguamolls. Una de les comunitats que s'han estudiat han estat els macroinvertebrats aquàtics, ja que aquests organismes constitueixen la base de les cadenes tròfiques d'aquests ambients, i es troben estretament relacionats amb la qualitat de l'aigua. Concretament l'objectiu del nostre treball ha estat l'estudi de la comunitat de macroinvertebrats dels aiguamolls artificials dels tancats de la Pipa, Milia i l'Illa, durant el període de primavera, en dos cicles anuals consecutius (2014 i 2015). Totes les mostres obtingudes en camp es van processar i van analitzar posteriorment en el laboratori. Els resultats obtinguts ens mostren que la comunitat de macroinvertebrats bentònics estudiada per a tots dos anys es caracteritza per estar formada en el bentos, pels cladòcers, ostracodes, nematodes, tubificids i naídids, i la columna d'aigua alberga bàsicament cladòcers i ostracodes. Aquests grups es veuen reflectits en els grups tròfics més abundants, que corresponen als limívors, omnívors, filtradors i predadors. Tant si es consideren els grups faunístics com la manera nutricional, la composició de la comunitat de macroinvertebrats es mostra variable en els dos anys estudiats, observant-se que pel 2015 disminueix la diversitat de macroinvertebrats respecte a l'any anterior. D'altra banda segons els índexs de diversitat, amb el pas de l'aigua per les cel·les dels aiguamolls, no milloren les condicions que propicien un augment de la diversitat de macroinvertebrats, sinó més aviat s'observa el model contrari, però en les llacunes dels tres aiguamolls hi ha un lleuger augment de la diversitat en el bentos que no és significativa. L'índex de Shannon en mitjana pel Tancat de Pipa és d'1.3, en Milia 1.1 i en Illa és 1. L'índex de riquesa de Margalef en els tres tancats és en mitjana 1.2 i l'índex de equitativitat és 0.6. L'índex de manera de nutrició (IMN) en el Tancat de Pipa és en mitjana 37, en Milia 25 i en Illa 31. Els índexs de Shannon, Margalef, equitativitat i IMN van ser majors que els obtinguts en els arrossars (0.49) igual que Shannon i el IMN en relació al llac de l'Albufera. A partir de l'aplicació del IMN, la categoria de la qualitat de l'estat ecològic en els tres aiguamolls artificials pertany a la classe IV, amb una denominació d'ambients molt estressats.

Paraules clau: macroinvertebrats aquàtics, aiguamoll artificial, Albufera de València, biodiversitat, projecte Life Albufera.

Abstract

Population growth and the development of different kind of human activities make the environment undergo major pressures that affect abiotic environmental factors as well as biological communities present. One of the most affected by human pressure are the aquatic environments due to two causes, the demand for water and discharge of wastewater which quality is impaired. Thus, major concerns of environmental engineering has long been monitoring the quality of wastewater from human activities. A recent technological tool that is applied in water purification are artificial wetlands. They consist of areas that have been naturalized, creating in them water fed wetlands that are intended to debug, making water pass through these systems, hence improving their quality. Also, these wetlands contribute to the improvement and maintenance of biodiversity.

With the intention of studying the debugger running water in the Natural Park of Albufera of Valencia, three artificial wetlands were created where, through a life project, a study has been conducted on the optimization of their functioning. Parallel to a study of the chemical quality of water there was also a monitorization of the changes in the biodiversity of various animal groups in these wetlands. One of the communities studied are aquatic macroinvertebrates, since these organisms form the basis of food chains of these environments, and are closely related to water quality. Specifically, the objective of our work has been to study the macroinvertebrate community of artificial wetlands Tancat de la Pipa, Milia and Illa, during the spring, in two consecutive annual cycles (2014 and 2015). All the samples were processed in the field and subsequently analyzed in the laboratory. The results show that the benthic macroinvertebrate community studied for both years is characterized by benthic cladocerans, ostracods, nematodes, and nauidos tubificidos and the water column is composed of cladocerans and ostracods. These groups are reflected in the most abundant trophic groups, corresponding to the limnvores, omnivores, filter feeders and predators. When the animal groups and the nutritional mode are considered, the composition of the macroinvertebrate community showed variability in the two years studied, observing that for 2015 the diversity of macroinvertebrates decreased over the previous year. Moreover according to the diversity indices with the passage of water through the cells of the wetlands, there is not an improve of the conditions that increase macroinvertebrate diversity, but rather the opposite pattern is observed. The lagoons of the three wetlands showed a slight increase in diversity in the benthos that is not significant. Shannon index average for Tancat de Pipa is 1.3, 1.1 and Milia Illa is 1. Margalef richness index in the three tancats is on average 1.2 and evenness index is 0.6. The index nutrition mode (IMN) in Tancat de Pipa is on average 37, 25 and Illa Milia 31. Shannon, Margalef, evenness and IMN indices were obtained for the rice paddies (0.49) as Shannon and IMN for the Albufera lake. When implementing the IMN index, the category of quality environmental status in the three constructed wetlands was class IV, as very stressed environments.

Keywords: Aquatic macroinvertebrates, constructed wetland, Albufera of Valencia, biodiversity, Albufera Life project.

AGRADECIMIENTOS

- *Al Programa Nacional de Becas y Crédito Educativo (PRONABEC), por darme la oportunidad de continuar con los estudios del Máster.*
- *Al Dr. Vicent Benedito Durá, por el asesoramiento constante y las facilidades brindadas durante la ejecución de la investigación, al Dr. Juan Rueda por sus predisposición y aportes en el presente trabajo, a Mattia Saccò, Carmen Hernández, Sara Gargallo por su apoyo y las facilidades brindadas.*
- *A Dios y mi familia por ser mi fortaleza, la constante motivación en mi vida, y haberme brindado su comprensión y apoyo para la culminación del máster.*

INDICE

I.	INTRODUCCIÓN	
1.1	L'ALBUFERA DE VALENCIA.....	1
1.1.1	La problemática de l'Albufera.....	1
1.2	HUMEDALES ARTIFICIALES	2
1.2.1	Humedales subsuperficiales	4
1.2.2	Humedales superficiales	5
1.3	PROYECTO LIFE ALBUFERA.....	5
1.4	INDICADORES DE CALIDAD DE AGUAS.....	6
1.5	OBJETIVOS	10
II.	MATERIAL Y METODOS	12
2.1	AREA DE ESTUDIO	12
2.1.1	Tancat de la Pipa.....	12
2.1.2	Tancat de Milia.....	14
2.1.3	Tancat de l'Illa	15
2.2	FASE DE CAMPO	16
2.2.1	Muestreo de macroinvertebrados bentónicos	16
2.2.2	Muestreo de macroinvertebrados epibentos	17
2.2.3	Muestreo de calidad de aguas.....	18
2.2.3.1	Aguas.....	18
2.2.3.2	Sedimentos	19
2.3	FASE DE LABORATORIO.....	20
2.3.1	Macroinvertebrados	20
2.3.2	Análisis de agua.....	21
2.3.3	Análisis de sedimentos	22
2.4	FASE DE GABINETE	23
2.4.1	Parámetros físico químicos.....	23
2.4.2	Composición taxonómica	24
2.4.3	Composición de grupos nutricionales	24
2.4.4	Análisis de similitud	24
2.4.5	Evaluación del proceso depurador y estado ecológico mediante índices .	25
2.4.5.1	La diversidad alfa	26
2.4.5.2	Índice del modo de nutrición (IMN).....	27
2.4.6	Análisis de correspondencia canónica (CCA).....	27

III.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
3.1	PARÁMETROS FISICO QUÍMICOS DEL AGUA.....	28
3.1.1	La conductividad eléctrica (C.E).....	28
3.1.2	Materia orgánica (DQO).....	29
3.1.3	Nitrógeno total (N)	29
3.1.4	Alcalinidad	30
3.1.5	Solidos suspendidos (SS)	31
3.1.6	Oxígeno	31
3.1.7	Fósforo (P).....	32
3.1.8	Clorofila.....	33
3.2	PARÁMETROS FISICO QUIMICOS DEL SEDIMENTO	34
3.3	COMPOSICIÓN TAXONÓMICA.....	36
3.3.1	Análisis general y comparación con otros ambientes.....	38
3.4	DISTRIBUCIÓN TAXONÓMICA EN LOS TRES HUMEDALES.....	39
3.4.1	Tancat de Pipa	39
3.4.1.1	Bentos	39
3.4.1.2	Epibentos	40
3.4.1.3	Comparación entre bentos y epibentos	40
3.4.2	Tancat de Milia.....	41
3.4.2.1	Bentos	41
3.4.2.2	Epibentos	42
3.4.2.3	Comparación entre bentos y epibentos	42
3.4.3	Tancat de Illa	43
3.4.3.1	Bentos	43
3.4.3.2	Epibentos	43
3.4.3.3	Comparación entre bentos y epibentos	43
3.4.4	Análisis en conjunto para los tres humedales	44
3.5	DISTRIBUCIÓN DE GRUPOS NUTRICIONALES	46
3.5.1	Tancat de Pipa	46
3.5.1.1	Bentos	46
3.5.1.2	Epibentos	47
3.5.1.3	Comparación entre bentos y epibentos	47
3.5.2	Tancat de Milia.....	48
3.5.2.1	Bentos	48
3.5.2.2	Epibentos	48

3.5.2.3	Comparación entre bentos y epibentos.....	49
3.5.3	Tancat de Illa	49
3.5.3.1	Bentos	49
3.5.3.2	Epibentos	50
3.5.3.3	Comparación entre bentos y epibentos.....	50
3.5.4	Análisis en conjunto de la diversidad nutricional en los tres tancats	51
3.6	ANÁLISIS DE SIMILITUD	52
3.6.1	Tancat de Pipa	52
3.6.2	Tancat de Milia.....	54
3.6.3	Tancat de Illa	56
3.6.4	Epibentos	57
3.6.5	Discusión general sobre la similitud de la comunidad de macroinvertebrados en las distintas celdas de los humedales	58
3.7	EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO.....	59
3.7.1	Tancat de Pipa	59
3.7.2	Tancat de Milia.....	61
3.7.3	Tancat de Illa	62
3.7.4	Análisis de los índices obtenidos en los tres tancats	63
3.8	ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE LA CALIDAD AMBIENTAL Y LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS	65
3.8.1	Tancat de Pipa	65
3.8.2	Tancat de Milia.....	65
3.8.3	Tancat de Illa	66
3.8.4	Análisis general de los tancats.....	67
3.9	VALORACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN FUNCIÓN AL ÍNDICE MODO DE NUTRICIÓN (IMN).....	67
3.9.1	Bentos	67
3.9.2	Epibentos	68
3.9.3	Análisis general de los tres tancats	69
IV.	CONCLUSIONES.....	70
V.	BIBLIOGRAFIA	72
	ANEXO I. Tablas	77
	ANEXO II. Figuras	79

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Presión antrópica sobre el lago de l'Albufera de Valencia (Life Albufera, 2015).	2
Figura 2. Humedal de flujo subsuperficial (García y Corzo, 2008).	4
Figura 3. Humedal de flujo superficial (García y Corzo, 2008).	5
Figura 4. Vista general del Parque natural de l'Albufera de Valencia con la localización de los humedales estudiados (Modificado sobre Google INC. 2015).	12
Figura 5. Tancat de la Pipa (Modificado sobre Google INC. 2015).	13
Figura 6. Tancat de Milia (Modificado sobre Google INC. 2015).	14
Figura 7. Tancat de Illa (Modificado sobre Google INC. 2015).	15
Figura 8. Toma de muestras de bentos.	17
Figura 9. Toma de muestras epibentónicas.	17
Figura 10. Puntos de muestreo de los 3 tancats (Pipa, Milia, e Illa respectivamente), referente a macroinvertebrados, agua y sedimentos.	18
Figura 11. Extracción de muestras de sedimentos.	19
Figura 12. Proceso de lavado de una muestra.	20
Figura 13. Limpieza muestras epibentónicas.	21
Figura 14. Triado de muestras.	21
Figura 15. Procesado de datos físico químicos.	23
Figura 16. Esquema de los índices utilizados.	25
Figura 17. Concentraciones de la conductividad eléctrica en los tres tancats.	28
Figura 18. Concentraciones de materia orgánica en los tres tancats.	29
Figura 19. Concentraciones de nitrógeno total en los tres tancats.	30
Figura 20. Concentraciones de alcalinidad para los tres tancats.	30
Figura 21. Concentraciones de Sólidos suspendidos en los tres tancats.	31
Figura 22. Concentraciones de oxígeno en los tres tancats.	32
Figura 23. Concentraciones de fósforo total en los tres humedales.	33
Figura 24. Concentraciones de clorofila en los tres tancats.	33
Figura 25. Parámetros físico químicos del sedimento de los tancat de Pipa, Milia e Illa para el 2014.	35
Figura 26. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas en el tancat de Pipa.	41
Figura 27. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas tancat de Milia.	42

Figura 28. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas tancat de Illa.	44
Figura 29. Distribución de los grupos nutricionales en la comunidad de macroinvertebrados en el tancat de Pipa durante el 2014 y 2015.	47
Figura 30. Distribución de los grupos nutricionales en el tancat de Milia durante el 2014 y 2015.	49
Figura 31. Distribución de los grupos nutricionales en el tancat de Illa durante el 2014 y 2015.	50
Figura 32. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tancat de la Pipa: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).	53
Figura 33. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Pipa.-Índice de Jaccard.	54
Figura 34. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tancat de Milia: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).	55
Figura 35. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Milia -Índice de Jaccard.	56
Figura 36. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tancat de Illa: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).	57
Figura 37. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Illa.-Índice de Jaccard.	58
Figura 38. Similitud espacial de la comunidad del epibentos - Bray Curtis.	58
Figura 39. Índices estudiados (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Walis para las muestras de bentos (ns = no significativo).	60
Figura 40. Índices estudiados (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Walis para las muestras de bentos (ns = no significativo).	61
Figura 41. Índices (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Walis para las muestras de bentos (ns = no significativo).	62
Figura 42. Análisis de correspondencia canónica para epibentos del tancat de Pipa.	65
Figura 43. Análisis de correspondencia canónica para epibentos del tancat de Milia. ..	66
Figura 44. Análisis de correspondencia canónica para epibentos del tancat de Illa.	66
Figura 45. Estado ecológico de la comunidad bentónica de los tres tancats.	68
Figura 46. Estado ecológico de la comunidad epibentónica de los tres tancats.	69

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Funcionamiento de los principales sectores de cada tancat.	16
Tabla 2. Códigos y puntos de muestreo para cada uno de los 3 humedales artificiales. .	18
Tabla 3. Caracterización de los parámetros analizados en el laboratorio.....	22
Tabla 4. Normas seguidas para el análisis de las muestras de sedimento.	23
Tabla 5. Listado de composición taxonómica en el bentos (b) y epibentos (c) en los tres humedales (presencia celdas sombreadas y ausencia celdas en blanco).	36

I. INTRODUCCIÓN

1.1 L'ALBUFERA DE VALENCIA

L'Albufera de Valencia (España), está ubicada al sur-oriental de Valencia a unos 7.5 km de la desembocadura del río Turia. Declarada como Parque Natural en 1986 con una extensión de 21 200 ha; Lugar de Importancia Comunitaria (LIC según la directiva Hábitats) y Zona de Especial Protección de Aves (ZEPA según la directiva Aves) (ZEPA, LIC, Red Natura 2000, sitio Ramsar) (DOGV, 1986; BOE, 1990; DOGV, 1993; DOGV, 1995; DOGV, 2004). Así mismo está reconocida dentro de la prestigiosa lista de Humedales de Importancia Internacional RAMSAR desde 1989. En l'Albufera se pueden diferenciar tres ecosistemas: El lago, que da nombre al parque; es el corazón de este entorno natural, la marjal y sus campos de arroz y la Devesa que separa al lago y el mar; uno de los bosques costeros más valiosos del Mediterráneo (www.lifealbufera.org).

La marjal tiene más de 14 000 hectáreas dentro del Parque Natural de l'Albufera dedicadas al cultivo de arroz alcanzando un 70% de la superficie total del Parque. Representa la principal área de alimentación para las aves acuáticas, tanto para invernar como en las épocas de nidificación. Este ambiente es muy variable ya que depende de las épocas de cultivo del arroz (Life Albufera, 2015).

La Devesa una extensa barra de arena de 10 kilómetros, es un bosque litoral de 850 hectáreas, con una gran diversidad y abundancia de avifauna, donde se pueden encontrar alrededor de 350 especies de aves.

El lago de l'Albufera de Valencia es una masa de agua de incalculable valor ecológico (Hernández, 2013), es resultado de la interacción del hombre, la naturaleza y la fuerte presión antrópica, el cual ha sido modificado hasta el punto de pasar de un golfo marino de origen salino a un agua dulce, de una superficie de 30 000 hectáreas a la actual de 2 100 hectáreas de una profundidad máxima de 1.5

metros y de unas aguas cristalinas a un ecosistema hipertrófico (excesiva concentraciones de compuestos inorgánicos de fósforo y nitrógeno, que genera un incremento de los organismos fotosintéticos que al morir consumen una gran cantidad del oxígeno disuelto del agua), encontrándose lejos del buen estado ecológico requerido por la directiva Marco de aguas (Hernández, 2013). El agua de l'Albufera proviene de los arrozales que la rodean, que a su vez son alimentados por los ríos Júcar y Turia. El lago vierte sus aguas al mar a través de tres golases (Perelló, Perellonet y Pujol), que son canales artificiales controlados por compuertas, que atraviesan el bosque de la Devesa (www.lifealbufera.org).

En l'Albufera de Valencia también se pueden encontrar más de 800 especies de plantas, muchas catalogadas como raras, endémicas o amenazadas. Además en el parque se destacan diversos grupos zoológicos como insectos, moluscos, crustáceos, anfibios, reptiles, peces, mamíferos y aves, siendo estas últimas las más representativas. Cabe mencionar que se han encontrado alrededor de 50 000 especies de aves entre patos, garzas, gaviotas, charranes y limícolas, etc, en diferentes temporadas, muchas de estas especies catalogadas como endémicas o amenazadas a nivel europeo y nacional (www.lifealbufera.org).

Esta gran diversidad de ecosistemas cada vez es más frágil y se está viendo más amenazado a medida que transcurren los años debido a la contaminación de las aguas de l'Albufera de Valencia.

1.1.1 La problemática de l'Albufera

L'Albufera está rodeada por el entorno metropolitano de Valencia, un amplio cinturón industrial y de servicios, vertidos de aguas residuales e industriales a la laguna sin ningún tratamiento o con una depuración claramente deficiente y un intenso uso agrícola del arroz (Figura 1). Todo ello genera una entrada excesiva de nutrientes, la cual se va incrementando a un ritmo paralelo con la población urbana y sumada a ello una disminución del caudal de entrada de agua a la laguna proveniente de los ríos Júcar y Turia (Life Albufera, 2015).

Toda esta presión antrópica está ocasionando desde los años '70 una degradación de la calidad del agua de l'Albufera, desaparición y pérdida de la biodiversidad y hábitats de las plantas acuáticas y la mayor parte de peces, moluscos, insectos acuáticos y pequeños mamíferos. Trayendo como resultado la falta de alimento de las aves cuyas poblaciones se vieron reducidas drásticamente (www.lifealbufera.org).



Figura 1. Presión antrópica sobre el lago de l'Albufera de Valencia (Life Albufera, 2015).

Con el objetivo de buscar alternativas para la recuperación y frenar la degradación de este ecosistema, se han establecido normas y acciones tanto locales como a nivel de la Unión Europea. Una de las acciones destacadas que se están llevando a cabo es la ejecución del proyecto Life Albufera, que contempla mejorar la eficacia de tres humedales artificiales.

1.2 HUMEDALES ARTIFICIALES

Según el Convenio de Ramsar (1971), los humedales son extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean estas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Las dos diferencias fundamentales de los sistemas naturales respecto a los convencionales son un nulo consumo energético para descontaminar y una mayor superficie de tratamiento (García y Corzo, 2008).

Los humedales artificiales son sistemas de depuración, específicamente contruidos con el propósito de controlar la contaminación del agua (EPA, 1988), constituidos por lagunas o canales poco profundos (de menos de 1 m) plantados con vegetales propios de las zonas húmedas (generalmente plantas macrófitas), donde los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación e incluso la fauna (García y Corzo, 2008).

Los humedales artificiales son eficaces para el sitio la gestión de las aguas residuales municipales y agrícolas (Rousseau *et al*, 2004; Kadlec y Wallace, 2008), mediante los mecanismos físicos-químicos-biológicos propios de humedales naturales, ya sean estos mediante la sedimentación de sólidos suspendidos, la biodegradación aerobia o anaerobia de la materia orgánica, procesos de nitrificación/desnitrificación, que contribuyan en la reducción de sólidos suspendidos, DQO, DBO₅, nitrógeno y fósforo, oligoelementos y los microorganismos contenidos en las aguas residuales (Martín y Hernández, 2014; Rousseau *et al*, 2004; Scholz *et al.*, 2007; Kadlec y Wallace, 2008).

Estos humedales tienen una buena integración paisajística que permiten la creación de nuevos y únicos hábitats (Martín y Hernández, 2014) que sostienen sustancial biodiversidad, que proporciona muchos beneficios tangibles e intangibles para una sociedad urbana y el ecosistema (Sharma y Rawat, 2009), por ello se han convertido en una opción viable para ayudar a resolver una amplia gama de medio ambiente problemas y de calidad del agua (IWA, 2000; EPA, 2000).

Los sistemas de humedales artificiales pueden ser usados como sistemas de tratamiento secundario para pequeñas poblaciones, sistemas de tratamiento terciario de aguas residuales urbanas efluentes tratados, eliminación de nutrientes. Según el tipo de circulación del agua, los humedales artificiales se clasifican en flujo superficial o en flujo subsuperficial. (García y Corzo, 2008, Martín y Hernández, 2014).

1.2.1 Humedales subsuperficiales

Los humedales subsuperficiales (figura 2) tienen la circulación del agua de tipo subterráneo a través de un medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las plantas. La profundidad de la lámina de agua suele ser de entre 0,3 y 0,9 m. La biopelícula que crece adherida al medio granular y a las raíces y rizomas de las plantas tiene un papel fundamental en los procesos de descontaminación del agua. Las diferencias principales de los sistemas de flujo subsuperficial respecto a los superficiales es la mayor capacidad de tratamiento (admiten mayor carga orgánica), bajo riesgo de contacto del agua con las personas y de aparición de insectos, y menor utilidad para proyectos de restauración ambiental debido a la falta de lámina de agua accesible (García y Corzo, 2008).

Dentro de un humedal subsuperficial podemos encontrar al humedal de flujo horizontal y flujo vertical.

En el flujo horizontal se facilita la distribución del caudal de agua, es posible filtrar y atrapar partículas (Martín y Hernández, 2014).

En el flujo vertical permite mayor aireación en el lecho, facilita la nitrificación y mejora la degradación aerobia de la materia orgánica, así mismo es posible la adición de reactivos para la adsorción de fósforo. (García y Corzo, 2008). Está compuesto por sustratos mixtos en capas horizontales: gravas-arenas (Martín y Hernández, 2014).

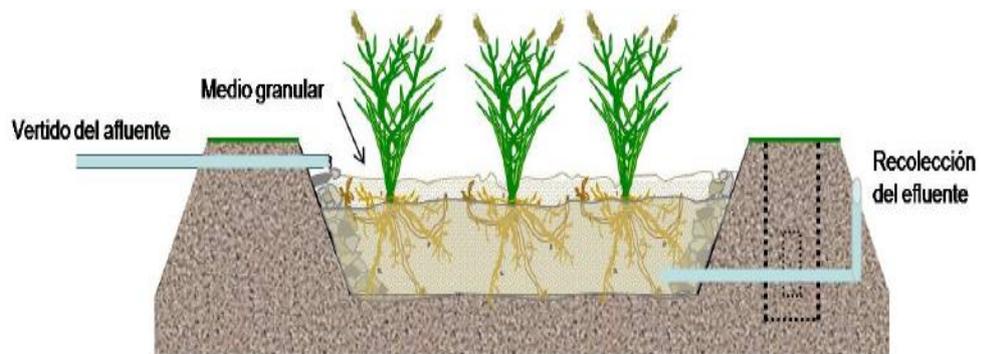


Figura 2. Humedal de flujo subsuperficial (García y Corzo, 2008).

1.2.2 Humedales superficiales

En el humedal superficial (figura 3) el agua está expuesta directamente a la atmósfera y circula preferentemente a través de los tallos y hojas de las plantas en flujo de lámina libre, el calado está relacionado con la plantación puede estar entre 0,3 o 0,4 m (García y Corzo, 2008). Este sistema se puede aplicar como un tratamiento terciario, eliminación de nutrientes, renaturalización biológica de efluentes tratados (Martín y Hernández, 2014).

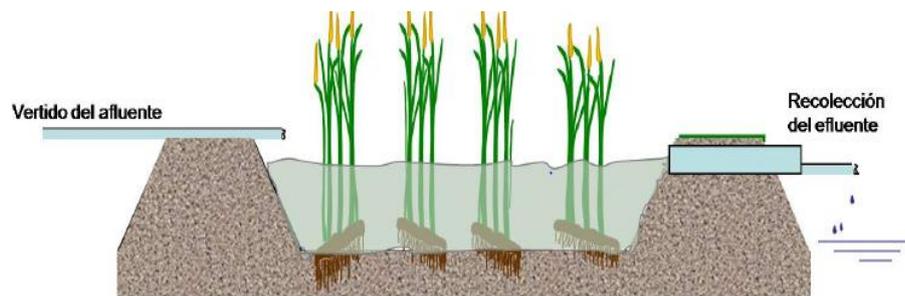


Figura 3. Humedal de flujo superficial (García y Corzo, 2008).

1.3 PROYECTO LIFE ALBUFERA

El proyecto Life Albufera, está liderado por el IIAMA (Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente) de la Universidad Politécnica de Valencia, y otros actores involucrados como son (Acción Ecologista Agró, SEO/Birdlife y la Fundación Global Nature), además se trata de un proyecto cofinanciado por ACUAMED, la Confederación Hidrográfica del Júcar y la Comisión Europea (a través del programa LIFE+) (www.lifealbufera.org).

Este proyecto tiene como finalidad la recuperación de las aguas cristalinas del lago de l'Albufera, para lo cual se ha planteado como objetivo general “aumentar de forma coordinada la eficacia de los tres humedales artificiales”, construidos sobre antiguos campos de arroz. Dicho objetivo se busca cumplir a través de tres objetivos específicos que son: mejorar la calidad de agua de la laguna, aportar hábitats renaturalizados y proteger las aves del humedal. Este proyecto se encuentra dentro de los objetivos del convenio marco de la Unión Europea, la Directiva de Aguas 2000/60/CE, Directiva de Hábitats 92/43/CEE, la red Natura 2000, la directiva de AVES 2009/147/CE (www.lifealbufera.org).

Los humedales artificiales construidos son denominados: tancat de la Pipa (Humedal superficial), tancat de Milia y tancat de L'Illa, que tienen el humedal supsuperficial y superficial. En ellos se ha plantado vegetación que permita recrear los ecosistemas naturales escasos en l'Albufera y a la vez cumpla su función depuradora.

1.4 INDICADORES DE CALIDAD DE AGUAS

La calidad del agua se puede valorar según el destino final del recurso (Alba-Tercedor, 1996), para lo cual se pueden utilizar indicadores físicos químicos, hidromorfológicos y biológicos (Directiva Marco del agua, 2000) los cuales son evaluados tanto en conjunto como de forma individual.

Los estudios físicos-químicos están basados en la capacidad del agua como disolvente y trabajan con parámetros tales como el oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), estado de nutrientes (Nitrógeno y fósforo), pH, temperatura, sólidos disueltos totales, turbidez, salinidad (Directiva Marco del agua, 2000). Sin embargo estos parámetros brindan información sobre las condiciones instantáneas y puntual del agua (Alba-Tercedor y Sánchez, 1988; Alba-Tercedor, 1996) y no tienen en cuenta la información de su influencia con el entorno vivo (Rueda *et al*, 2002). Estos parámetros pueden ser monitorizados con mayor frecuencia que los estudios biológicos los cuales requieren de la intervención de un especialista.

Los organismos que pueden ser utilizados como indicadores biológicos son bacterias, protozoos, algas, macrófitos, peces, macroinvertebrados (Helawell, 1978, Alba-Tercedor, 1996). Cabe destacar que los macroinvertebrados son mayoritarios cuando hablamos del análisis de calidad biológica del agua, ya que son animales invertebrados, de un tamaño relativamente grande, generalmente visibles a simple vista, que pueden ser retenidos por redes de luz de malla entre 250 a 300 μm , siendo en su mayoría los que corresponden a los artrópodos (Alba Tercedor y Sánchez, 1988; Alba-Tercedor, 1996). Los macroinvertebrados pueden vivir

durante todo su ciclo vital (como los moluscos, crustáceos) o parte de él en el agua (como muchos insectos, en los que la fase adulta es terrestre y la fase larvaria es acuática) (Alonso y Camargo, 2005). Poseen ciclos de vida más cortos que los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente. (Segnini, 2003).

La Directiva Marco del Agua de la Unión Europea (2000), ha recogido la utilidad de las comunidades biológicas para valorar el estado ecológico de los ecosistemas fluviales, en él recomiendan el empleo de los macroinvertebrados acuáticos en la valoración del estado del medio acuático.

Razones para que los macroinvertebrados sean considerados como buenos bioindicadores:

- Las comunidades de macroinvertebrados se caracterizan por ser de alta riqueza, diversidad taxonómica en distintos gradientes ambientales, tipos de alimentación, diferentes ciclos de vida y ofrecen un amplio espectro de respuestas a las diferentes perturbaciones ambientales, relacionadas con sus ciclo de vida (Alonso y Camargo, 2005, Basset *et al.*, 2004).
- Tienen una fuerte influencia de la hidrología, ya que pueden alterar la diversidad biológica de macroinvertebrados y por consecuencia la productividad de los humedales (Whiles & Goldowitz, 2001).
- Algunos factores que influyen directamente en la presencia de los macroinvertebrados son: la temperatura, pH, salinidad, regulación del flujo, vegetación, manipulación de la cadena alimenticia. Así mismo entre los factores indirectos son la erosión, el arrastre del sedimento, las quemadas, la contaminación del aire, las prácticas agrícolas, la dinámica de nutrientes y los aportes alóctonos (Roldán, 1999).
- Tiene un uso mayoritario, dándonos a conocer la información de la situación del ambiente durante un tiempo determinado (Alba-Tercedor, 1996).

- Poseen una alta variedad de adaptaciones morfológicas y de comportamiento (Alba -Tercedor y Sánchez, 1988).
- Juegan un papel fundamental dentro de las redes tróficas de un humedal (Rueda *et al.*, 2002) ya que son una fuente primaria de alimento para numerosas aves y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica (Segnini, 2003).
- Necesitan un periodo mínimo de recolonización, tras una perturbación,
- Tienen una capacidad aceleradora de descomposición de detritos, (materia orgánica muerta) (Wallace & Wester, 1996) que pueden ser más fácilmente procesadas por bacterias, hongos y algas (Bund *et al.*, 1994).
- Son animales ubicuos de comportamiento sedentario lo que permite un análisis poblacional espacial.
- Presentan adaptaciones evolutivas a determinadas condiciones ambientales, pudiendo ser sensibles como intolerantes (Alba-Tercedor, 1996).
- La variación y composición de su estructura puede interpretarse como signos de evidente contaminación (Alba -Tercedor y Sánchez, 1988).
- Su muestreo e identificación tienen un bajo coste, la rapidez de su aplicación y su fiabilidad (Alba –Tercedor, 1996).

Los estudios sobre macroinvertebrados bentónicos (aquellos que habitan en el fondo del agua, es decir; asociados al substrato) continentales de la península Ibérica se iniciaron en la década de los '80 y se profundizaron a lo largo de la década de los '90. (Alba-Tercedor, 1996). Desde entonces su uso como indicadores de calidad y ecología del agua (Rueda & Villar, 2008), ha sido generalizado, aunque mayoritariamente su aplicación se ha dado para los ríos.

De acuerdo a estos estudios realizados se han podido llegar a identificar que en ríos de montaña, transparentes, oligotróficos y muy bien oxigenados, se espera encontrar tricópteros, plecópteros, ephemeropterópteros en poblaciones dominantes y en

menores proporciones a los odonatos, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos. En lugares que están siendo contaminados con materia orgánica, con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, aguas turbias, eutrofizada, se espera siempre encontrar poblaciones dominantes con oligoquetos, chironomidos y ciertos moluscos (Alonso y Camargo, 2005; Acosta *et al*, 2009, Alba-Tercedor, 1996). Estos grupos presentan adaptaciones a la anoxia, como mayor cantidad de pigmentos respiratorios específicos capaces de fijar oxígeno a muy baja concentración o la capacidad de obtener energía por medio de fermentación anaerobia (Hoback y Stanley, 2001; Angelier, 2002). En situaciones intermedias, de aguas que empiezan a recuperarse es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneros, ciertos moluscos, quironomidos y oligoquetos, mezcladas en proporciones con ciertos efemerópteros y tricopteros (Roldán, 1999).

Entre los grupos más sensibles a las alteraciones del ecosistema acuático español se encuentran las larvas acuáticas de los insectos pertenecientes a las órdenes de tricóptera, Ephemeroptera, plecóptera y las larvas y adultos de coleópteros acuáticos y los grupos que presentan mayor resistencia se encuentran los oligoquetos, moluscos y dípteros (Ribera *et al*, 2002; Camargo *et al*, 2004).

Según (Camargo *et al.*, 2005), se ha demostrado en ríos de cabecera del centro de España ante la eutrofización causada por pequeños embalses, se espera un incremento en la densidad de macroinvertebrados del grupo de los raspadores, ya que su recurso trófico se va incrementado.

En estudios basados para evaluar la contaminación por metales pesados asociados al sedimento del medio acuático, se han utilizado organismos bentónicos, destacando entre ellos los tubificidos, ya que son capaces de sobrevivir en condiciones anóxicas, tener un carácter cosmopolita, su posición adecuada en la cadena trófica al ser alimento para peces y aves (Marín, 2007).

Para poder evaluar la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos ya sea cualitativa (presencia y ausencia de taxones sensibles a las perturbaciones) o cuantitativa (abundancia numérica taxonómica) se utilizan diversos índices matemáticos propuestos y modificados según el lugar y

metodología, siendo los más conocidos: el índice de diversidad (Shannon & Weaver, 1949; Simpson, 1949; Margalef, 1951), el índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party, propuesto por Armitage *et al.*, 1983) (Alba-Tercedor, 1996) y el IMN (Índice del modo Nutrición), propuesto por Rueda *et al* (2005). El índice BMWP fue desarrollado enfocándose en su aplicación para las islas británicas, sin embargo este sistema ha sido adaptado para poder aplicarse en ríos de la península Ibérica conocido como índice BMWP' (Alba-Tercedor, 1996), el cual a partir del III congreso de limnología pasó a llamarse IBMWP (Iberian Biomonitoring Working Party) (Alba-Tercedor *et al*, 2004; Rueda & Villar, 2008). El IMN puede servir de complemento en la caracterización de los ríos junto a los demás índices utilizados como el IBMWP, la riqueza faunística o el de diversidad de Shannon (H'). Su utilización incluso nos puede orientar sobre la diversidad de hábitats existente en un cauce y sobre la disponibilidad de alimento al que accede cada grupo nutricional (Rueda & Villar, 2008).

1.5 OBJETIVOS

- **Objetivo general**

Estudiar la comunidad de macroinvertebrados de los humedales artificiales del tancat de la Pipa, tancat de Milia y tancat de Illa, durante el periodo de primavera, correspondiente a los años 2014 y 2015.

- **Objetivos específicos:**

- Caracterizar cualitativamente la comunidad de macroinvertebrados en los tres humedales artificiales anteriormente citados y comparar los resultados obtenidos para los dos años estudiados.
- Estudiar las pautas observadas en cuanto a la composición bionómica del bentos y epibentos entre las celdas de cada humedal y entre los tres humedales.
- Caracterizar el estado ecológico de los humedales artificiales mediante la aplicación de índices biológicos y ecológicos.

- Tratar de determinar relaciones entre la comunidad de macroinvertebrados con los valores de los parámetros físico-químicos del agua en las diferentes celdas de los humedales artificiales.
- Obtener soltura en el manejo de programas de procesado y tratamiento de datos mediante el tratamiento de los datos obtenidos en este estudio en las tareas de campo y laboratorio.
- Adquirir conocimientos de los caracteres taxonómicos particulares de los diferentes grupos zoológicos que constituyen la fauna de macroinvertebrados en los humedales artificiales, y soltura y seguridad en la identificación de especímenes.
- Conseguir elaborar una memoria bien estructurada en la que se plasmen todos los aspectos llevados a cabo en el proyecto que se propone.
- A partir de este trabajo, adquirir la competencia de poder planificar trabajos similares en el ámbito de la gestión de ecosistemas acuáticos.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en los tres humedales artificiales (tancat de la Pipa, tancat de Milia y tancat de Illa) ubicados en la periferia del lago de l'Albufera de Valencia (figura 4); la cual se encuentra al sur de la provincia de Valencia - España. El periodo de estudio se centró en la estación primaveral de los años 2014 y 2015. A continuación se describen los tres humedales artificiales.

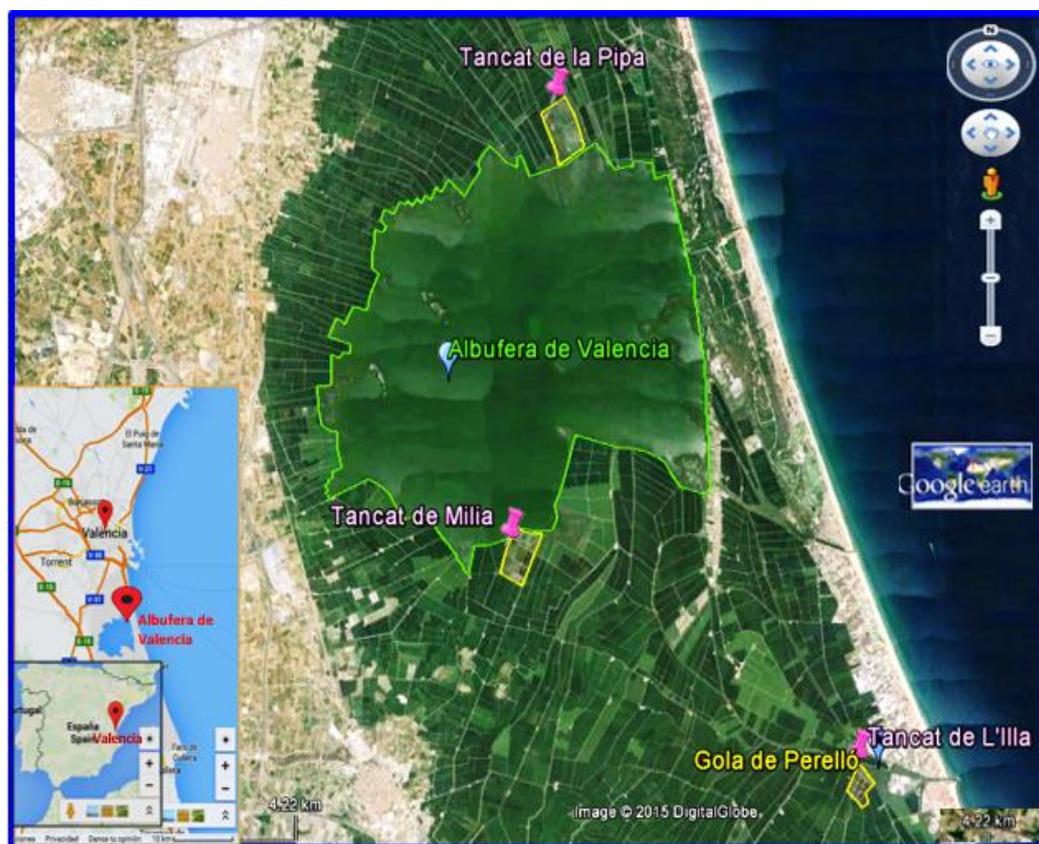


Figura 4. Vista general del Parque natural de l'Albufera de Valencia con la localización de los humedales estudiados (Modificado sobre Google INC. 2015).

2.1.1 Tancat de la Pipa

El tancat de la Pipa fue el primer humedal artificial, construido en el 2008 por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino a través de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Actualmente está gestionado por Acció Ecologista-Agro y la Sociedad Española de Ornitología. Se encuentra ubicado al norte del lago l'Albufera, tiene un área de 40 ha, consta de dos

sectores (figura 5): Sector B de macrófitos emergentes; en el cual se encuentran los humedales artificiales de flujo superficial en serie que favorecen a la eficiencia hidráulica y la disminución de la carga de nutrientes de l'a Albufera. El sector C es de topología lagunar con vegetación macrófita autóctona diversa, en este último sector se encuentran dos lagunas que tienen la función de recuperación de los ecosistemas acuáticos; una de ellas denominada laguna educativa y la laguna de reserva (de mayor tamaño menos transitada). Finalmente se tiene una zona denominada "Ullal" (manantial), que funciona independientemente de bajo contenido de nutrientes que ayuda al mantenimiento de macrófitos, macroinvertebrados, especies piscícolas.

Las aguas que son tratadas en este sistema proceden del propio lago de l'Albufera, atraviesan cada una de las celdas por gravedad y así circula pasando por el sector B y luego por el sistema de lagunas (Sector C), únicamente cuando ha atravesado los filtros y ya está depurada se devuelve al lago mediante un sistema de bombeo (Martín, 2008). El flujo de las aguas está regulada mediante un sistema de compuertas, instalados a la entrada de cada celda.



Figura 5. Tancat de la Pipa (Modificado sobre Google INC. 2015).

2.1.2 Tancat de Milia

El tancat de Milia se encuentra en la orilla sur del lago de l'Albufera, en el término Municipal de Sollana, tiene 33.4 ha, comenzó a funcionar en el 2012. Este tancat tiene 3 sectores (figura 6): Sector A de 4.5 ha; consistente en un humedal de flujo subsuperficial con vegetación compuesta por carrizo (*Phragmites australis*) y enea (*Typha latifolia*), con el cual se busca eliminar fitoplancton y sólidos. El sector B de 18 ha, formado por humedales flujo superficial con la misma vegetación del sector A (la capa más superficial es aerobia y la profunda anaerobia), que facilitan la eliminación de nitrógeno y fósforo y el sector C de topología lagunar de 10 ha, con vegetación macrófita diversa; este último sector tiene por finalidad el tratamiento final de las aguas procedentes del sector B, así como a favorecer a la integración global del tancat en el medio. Este tancat tiene dos posibles entradas de agua: agua proveniente del lago para su depuración y aguas vertidas por la EDAR de Albufera-Sur.



Figura 6. Tancat de Milia (Modificado sobre Google INC. 2015).

2.1.3 Tancat de l'Illa

El tancat de l'Illa, está ubicado al suroeste del lago de l'a Albufera, en una de las golas (Gola de Perelló) de conexión entre el lago y el mar y junto a la reserva natural del Estany de la Plana (Figura 7). Fue construido en el 2008 en el proyecto Agua – Albufera, Las entidades implicadas son Acuamed y la Fundación global Nature. Tiene una superficie de 16 hectáreas, las cuales están divididas al igual que el tancat de Milia en tres sectores (Sector A, sector B y sector C). 3 En la tabla 1, se muestra el funcionamiento hidráulico de cada uno de los tancats.



Figura 7. Tancat de Illa (Modificado sobre Google INC. 2015).

Tabla 1. Funcionamiento de los principales sectores de cada tancat.

	<i>Carga hidráulica media diaria (m³/m²·d)</i>	<i>Calado (m)</i>	<i>Tiempo de residencia (d)</i>	<i>Carga de DQO media diaria (mg/m²·d)</i>	<i>Carga de NT media diaria (mg/m²·d)</i>	<i>Carga de PT media diaria (mg/m²·d)</i>	<i>Carga de SS media diaria (mg/m²·d)</i>
Tancat de la Pipa							
<i>Sector B</i>	0.08	0.16	2.30	3221.86	330.41	25.35	3709.69
<i>Sector C</i> (Laguna de reserva)	0.01 ^(*)	0.25	17.90 ^(*)	751.75	28.63	4.21	472.84
Global	0.02 ^(*)	0.21 ^(*)	12.30 ^(*)	498.16	51.09	3.92	573.59
Tancat de Milia							
<i>Sector A</i>	0.08	0.41	3.00	5492.53	342.42	14.24	4391.96
<i>Sector B</i>	0.04	0.33	8.00	1243.17	76.55	4.36	401.49
<i>Sector C</i>	0.02 ^(*)	0.36	14.80 ^(*)	1387.31	50.83	5.64	960.17
Global	0.01 ^(*)	0.36- 0.41	25.80 ^(*)	1163.37	72.53	3.02	930.25
Tancat de l'Illa							
<i>Sector B3</i>	(**)	(**)	(**)	1186.31	95.88	5.04	1061.38
<i>Sector B4</i>	(**)	(**)	(**)	456.90	36.39	2.07	418.21
<i>Sector C</i>	(**)	(**)	(**)	2207.81	71.02	5.94	858.16
Global	(**)	(**)	(**)	541.50	43.59	2.34	487.52

^(*) Valores estimados. ^(**) Valores pendientes de cálculo. (Fuente: Laboratorio Calidad de aguas –MIHMA-UPV).

Para la obtención de datos de macroinvertebrados y calidad de aguas, fue necesario realizar un trabajo de campo, laboratorio y gabinete, que se explican a continuación.

2.2 FASE DE CAMPO

2.2.1 Muestreo de macroinvertebrados bentónicos

Se obtuvieron las muestras de bentos de cada sector, para lo cual se seleccionaron 4 celdas de muestreo de cada tancat (figura 10 y tabla 2), en cada una de ellas se tomaron 3 muestras de 10 cm de la parte superficie del sedimento, distribuidas a la entrada, zona intermedia y la salida de cada celda, para lo cual se utilizó un cilindro de metacrilato de un diámetro interior de 52 mm y 1 m de longitud. Las muestras obtenidas fueron guardadas en frascos de plástico de 1 litro, a los cuales se les agregó 25 ml de formol al 5%, de esta manera fueron conservados, debidamente codificados, como se muestra en la figura 8. De cada humedal se obtuvieron 12 muestras de bentos anuales, un total de 36 muestras para cada año.



Figura 8. Toma de muestras de bentos.

2.2.2 Muestreo de macroinvertebrados epibentos

Las muestras de los macroinvertebrados acuáticos epibentónicos (columna de agua), se obtuvieron de las 4 celdas seleccionadas (figura 10 y tabla 2); dentro de cada una de ellas se recogió una muestra, consistente en la mezcla de pequeñas submuestras extraídas de 10 sitios aleatorios de muestreo por celda; donde se caminó 1 m de longitud, golpeando sobre la vegetación con el uso de una red de mano con una luz de malla de 250 μm , tomando como referencia el protocolo recomendado por Alba-Tercedor (1996); Rueda *et al*, (2005) y Rueda & Villar (2008). Cada muestra obtenida se guardó en un frasco de 1 litro, fijado con formol al 5%, como se muestra en la figura 9.



Figura 9. Toma de muestras epibentónicas.

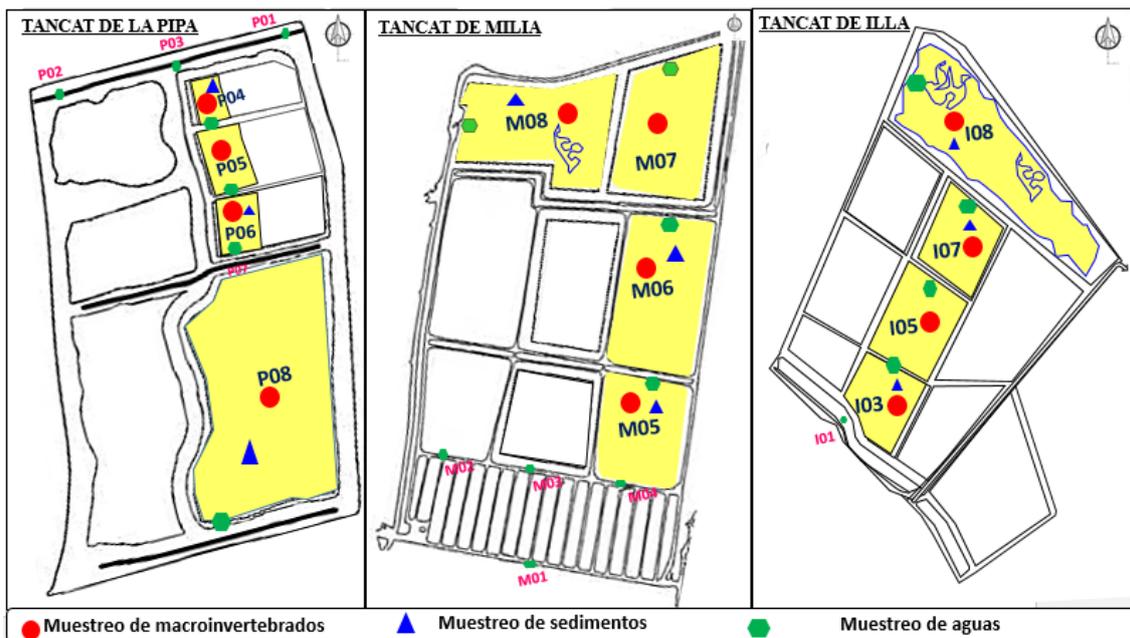


Figura 10. Puntos de muestreo de los 3 tancats (Pipa, Milia, e Illa respectivamente), referente a macroinvertebrados, agua y sedimentos.

Tabla 2. Códigos y puntos de muestreo para cada uno de los 3 humedales artificiales.

tancat	Código puntos de muestreo	Código muestras bentos	Código muestra columna	Coordenadas UTM
PIPA	PIPA04	P04b	P04c	30 S 0728491 - 4360807
	PIPA05	P05b	P05c	30 S 0728557 - 4360708
	PIPA06	P06b	P06c	30 S 0728615 - 4360637
	PIPA08	P08b	P08c	30 S 0728788 - 4360736
MILIA	ILLA05	I05b	I05c	30 S 0728134 - 4354112
	ILLA06	I06b	I06c	30 S 0728172 - 4354265
	ILLA07	I07b	I07c	30 S 0728380 - 4354624
	ILLA08	I08b	I08c	30 S 0727989 - 4354723
ILLA	ILLA03	I03b	I03c	30 S 0733542 - 4351043
	ILLA05	I05b	I05c	30 S 0733573 - 4351121
	ILLA07	I07b	I07c	30 S 0733624 - 4352221
	ILLA08	I8b	I08c	30 S 0733726 - 4351271

2.2.3 Muestreo de calidad de aguas

2.2.3.1 Aguas

Los puntos de muestreo de aguas se muestran en la figura 10; se extrajeron 2 muestras de agua por punto de muestreo: una para análisis in situ y la otra para el análisis en laboratorio. Las muestras de agua fueron recogidas a una profundidad media, utilizando botellas de 2 litros debidamente lavadas con ácido clorhídrico y se transportaron

refrigeradas al laboratorio, donde se conservaron a una temperatura de 4 °C hasta su análisis, dentro de un plazo inferior a 24 horas. Así mismo se analizaron in situ algunos parámetros físicos químicos haciendo uso de un equipo Multi 340i (WTW), dichos parámetros analizados fueron:

- Conductividad eléctrica (25°C) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
- pH
- Salinidad (g/l)
- Temperatura (°C)
- Oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{l}$)
- Porcentaje de saturación oxígeno disuelto (%).

2.2.3.2 Sedimentos

Las muestras de sedimento se obtuvieron de cada humedal, para lo cual se eligieron 3 celdas representativas (figura 10), de cada celda se seleccionaron 3 puntos de submuestras repartidos a lo largo de la línea de agua monitorizada; ubicadas a la entrada, la zona intermedia y final de la celda. Las muestras fueron extraídas mediante la introducción en el sedimento de un sacatestigos, consistente en un tubo de PVC y un pistón que evita la entrada de agua en el perfil vertical del sedimento. La extracción de muestras se subdividieron en dos fracciones: capa superficial (5cm) y profunda (10 cm), con el fin de identificar y estudiar las posibles diferencias entre las mismas. Una vez fraccionadas las muestras se introdujeron en una bolsa con cierre hermético y se conservaron refrigeradas hasta la llegada al laboratorio (figura 11).

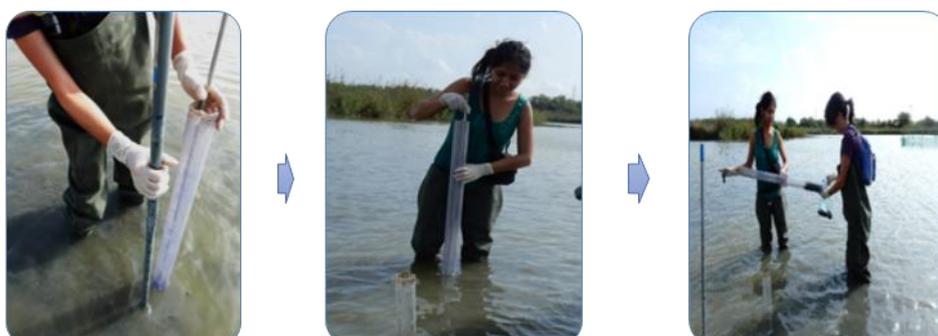


Figura 11. Extracción de muestras de sedimentos.

2.3 FASE DE LABORATORIO

2.3.1 Macroinvertebrados

- **Muestras de bentos:** Se realizó el lavado de las muestras de bentos (figura 12), mediante filtrado sobre un tamiz de 250 μm con agua corriente, la cual fue colocada en un frasco de 120 ml con alcohol al 70%. Para la identificación de los macroinvertebrados, se realizó el triado (figura 14), para lo cual se colocó la muestra en una placa Petri dividida en cuatro sectores y usando pinzas, agujas de disección, pipetas, agua, así como una lupa binocular y un microscopio óptico (LEICA MZ16). Se realizó la identificación hasta el nivel taxonómico más preciso posible, empleando claves específicas de identificación (Tachet *et al.*, 1987; Tachet *et al.*, 2003; Kotov & Ferrari, 2010; Oscoz *et al.*, 2011). Una vez identificados los macroinvertebrados se guardaron en frascos con alcohol de 70%, debidamente etiquetados.



Figura 12. Proceso de lavado de una muestra.

- **Muestras de epibentos:** Se realizó la limpieza de muestras (figura 13) en la separación de las fibras vegetales y macroinvertebrados visibles en bandejas, se midió el volumen total en una probeta de 1 l, posteriormente para la identificación se hizo uso de los mismos equipos utilizados para el bentos, en este caso debido a la gran cantidad de macroinvertebrados, se realizaron alícuotas, identificándose de esta forma un 30% o superior de cada una de las muestras según el grado de homogeneidad, la frecuencia y la captura mínima de 200 individuos, basándonos en la metodología propuesta por Rueda *et al* (2005).



Figura 13. Limpieza muestras epibentónicas.

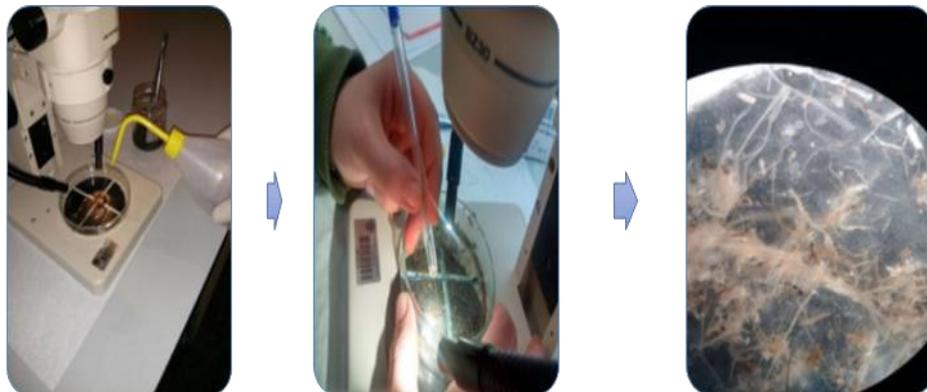


Figura 14. Triado de muestras.

2.3.2 Análisis de agua

El análisis de los parámetros físicos químicos de cada una de las muestras de agua lo realizaron en el laboratorio de calidad de aguas del departamento de hidráulica y medio ambiente (UPV). Las determinaciones analíticas de las muestras de la columna de agua se detallan en la Tabla 16. La determinación de sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV) se realizaron mediante filtración de acuerdo a las normas indicadas en la tabla 3. El resto de variables fueron analizadas mediante test Spectroquant de Merck®, para los cuales se indican en dicha tabla el método en el que se basa el test correspondiente a cada variable así como otras características del mismo.

Tabla 3. Caracterización de los parámetros analizados en el laboratorio.

<i>Parámetro</i>	<i>Método Establecido</i>	<i>Procedimiento utilizado</i>	<i>Intervalo de medida</i>	<i>Unidades de medición</i>
<i>Alcalinidad</i>	US Stnd. Meth. 4500	Se analiza potencio-métricamente		
<i>Materia orgánica total y soluble (DQO_s)</i>	ISO 15705		10-150	(mg O ₂ /l)
<i>Nitrógeno amoniacal (NH₄⁺)</i>	ISO 7150/1	Kit de test con Reactivos 14752	0.01-3.0	(mg N/l)
<i>N-nitrato (NO₃⁻)</i>	Fotometría (formación de nitrocompuesto rojo)	Kit de test con Reactivos 1.14773		(mg N/l)
<i>N-nitrito (NO₂⁻)</i>	EPA354.1, APHA 4500, DIN EN 26777 D10	Kit de test con Reactivos 1.14776	0.002-1.00	(mg N/l)
<i>Nitrógeno total (NT)</i>	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos	Kit de test en cubetas 1.14963 y 1.14773	0.20-20.0	(mg N/l)
<i>P-ortofosfatos (PO₄³⁻)</i>	ISO 6878/1	Kit de test con Reactivos 1.14848	0.01-5.00	(mg P/l)
<i>P-total (PT)</i>	Disgregación + ISO 6878/1	Kit de test en cubetas 1.14687 y 1.14848	0.01-5.00	(mg P/l)
<i>Sílice (Si)</i>	US Stnd. Meth. 4500		0.005-5.00	1 (mg Si/l)
<i>Sólidos suspendidos totales (SS)</i>	UNE-EN 872			(mg SS/l)
<i>Sólidos suspendidos volátiles (SSV)</i>	UNE 77034			(mg SS/l)
<i>Turbidez</i>	Fotométricamente		1-100	FAU

(Fuente: Laboratorio Calidad de aguas –MIHMA-UPV).

- **Clorofila-a en el fitoplancton:** se determinó a partir de dos procedimientos: in situ, utilizando un fluorímetro de campo (Aquafluor-Turner Desins) que estima la concentración de la clorofila-a y en el laboratorio, donde se extrajo los pigmentos fotosintéticos con acetona y se determinaron los valores de absorbancia máxima. Los valores de clorofila-a que se obtuvieron en el laboratorio se utilizaron para la transformación de las unidades relativas de fluorescencia (URF) en concentración de clorofila-a.

2.3.3 Análisis de sedimentos

La conservación, procesamiento y análisis de las muestras se realizó siguiendo las normas nacionales (UNE) e internacionales (ISO) correspondientes, o métodos estándar, que se describen en la tabla 4.

Tabla 4. Normas seguidas para el análisis de las muestras de sedimento.

<i>Código</i>	<i>Título</i>
UNE 77303 (ISO 11464)	Pre tratamiento de muestras para análisis físico-químico.
UNE 77311 (ISO 11465)	Determinación del contenido en materia seca y agua en base al peso. Método gravimétrico.
UNE-EN 15169	Determinación de las pérdidas por calcinación de residuos, lodos y sedimentos.
Walkley-Black	Determinación del carbono orgánico oxidable (oxidación con dicromato potásico).
UNE 77318 (ISO 11261)	Determinación de nitrógeno total. Método Kjeldahl modificado (NKT).
UNE 77306 (ISO 14255)	Determinación de nitrógeno nítrico, nitrógeno amoniacal y nitrógeno soluble total en suelos secados al aire utilizando cloruro de calcio como disolución extractora.
UNE 77324 (ISO 11263)	Determinación de fósforo. Determinación espectrométrica del fósforo soluble en una disolución de hidrogenocarbonato de sodio.
UNE-ISO 10390	Determinación del pH
UNE 77308 (ISO 11265)	Determinación de la conductividad eléctrica específica (CE).
UNE 103-101	Análisis granulométrico por tamizado.

Fuente: Laboratorio de calidad de aguas-MIHMA-UPV.

2.4 FASE DE GABINETE

2.4.1 Parámetros físico químicos

Se muestra a continuación en el esquema de la figura 15 el tratamiento de los parámetros físico-químicos.

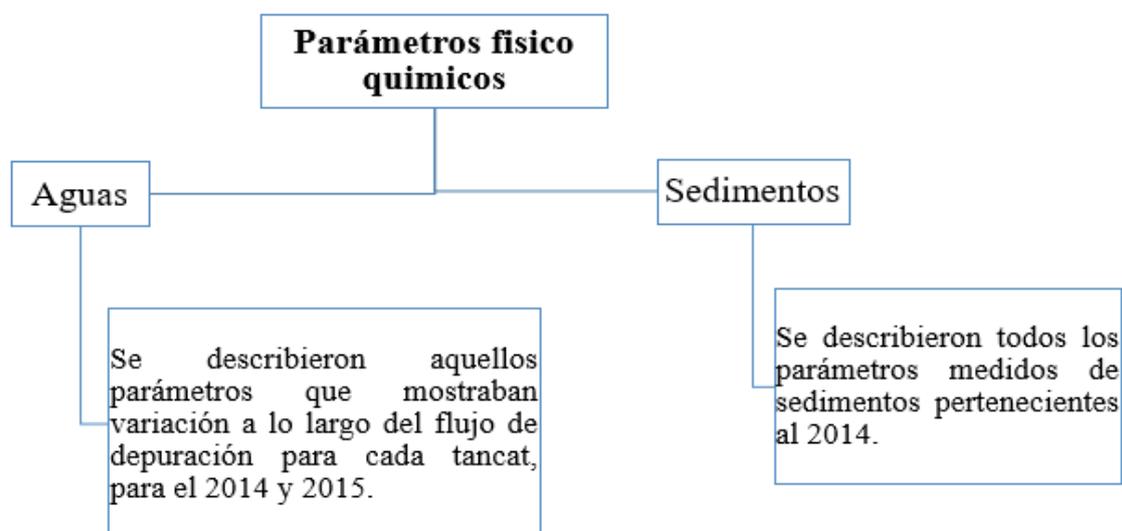


Figura 15. Procesado de datos físico químicos.

2.4.2 Composición taxonómica

Para confeccionar el listado faunístico de taxones se siguió la clasificación de la Fauna Europea y Fauna Ibérica del Museo Nacional de Ciencias Naturales, diferenciándose los grupos taxonómicos en filo, orden, género y especie.

2.4.3 Composición de grupos nutricionales

Tanto los taxones de macroinvertebrados bentónicos como epibentónicos se clasificaron a partir de los distintos patrones de alimentación. Así se han considerado diez grupos nutricionales: ChP (Chupador predador); F (Filtrador); L (Limnívoro); O (Omnívoro); P (Predador); Rs (Raspador); H (Hervívoro); D (Detritívoro); ChH (Chupador-herbívoro); Rm (Ramoneador) y S (Suctor) (Tachet *et al.*, 2003; Rueda *et al.*, 2005).

2.4.4 Análisis de similitud

Para estudiar la similaridad entre la comunidad de macroinvertebrados de las celdas de cada humedal, se analizaron los datos de abundancias relativas taxonómicas transformados (raíz cuarta), mediante el método de ordenación no paramétrica de escalamiento multidimensional (MDS) incluido en el pack estadístico PAST 3.2 (Hammer *et al.*, 2001). El MDS es un método de ordenación multivariante de interdependencia que trata de representar en un plano geométrico el conjunto de datos según una matriz de distancias (Rienzo *et al.*, 2015).

Índice de Bray Curtis

Las similaridades espaciales fueron calculadas según el índice de similaridad de Bray-Curtis que es muy utilizado en ecología cuántica. Mediante este índice se estableció la distribución de las celdas en función de los organismos presentes en ellas (bentos y epibentos).

Índice de Jaccard

Se realizaron dendrogramas de agrupamiento jerárquico de abundancia (Análisis clúster) mediante el método de distancias mínimas (Single linkage), basada en el índice Jaccard que mide la similitud, disimilitud o

distancias que existen entre dos estaciones de muestreo. La formulación es la siguiente:

$$IJ: c/(a+b-c)$$

a: es el número de especies presentes en la estación A.

b: es el número de especies presentes en la estación B.

c: es el número de especies presentes en ambas estaciones, A y B.

2.4.5 Evaluación del proceso depurador y estado ecológico mediante índices

A partir de los datos de abundancia obtenidos de los distintos taxones se calcularon los índices biológicos, para evaluar los cambios en la comunidad de macroinvertebrados entre las celdas de cada humedal y así tratar de relacionarlos con el proceso depurador del agua, mediante el pack estadístico PAST 3.2. En la figura 16 se muestran los índices utilizados.

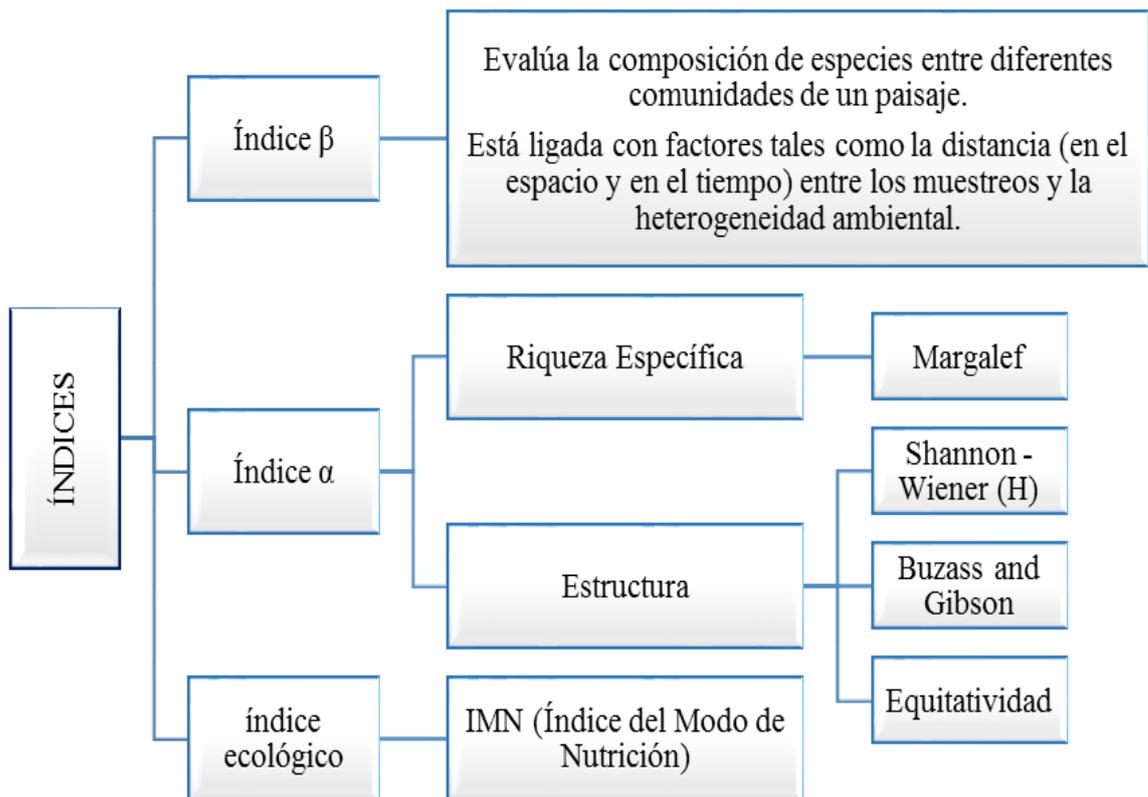


Figura 16. Esquema de los índices utilizados.

2.4.5.1 La diversidad alfa

Caracterizada por Whittaker en 1960, como el número de especies a escala local, refleja las relaciones ecológicas que se encuentran en un espacio puntual, asocia factores ambientales locales y con las interacciones entre poblaciones (en particular la competencia interespecífica) (Halffter *et al*, 2001).

Índice de riqueza: Margalef

Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos (Moreno, 2001). También ordena los ambientes en sucesiones lineales, desde mayor a menor concentración de materia orgánica (Rueda y Molina, 2014).

$$I = S - 1 / \ln N$$

I = índice de diversidad
S = Número de especies
n = número de individuos

Índice de diversidad de Shannon (H)

Está relacionado con la homogeneidad del medio: mide la diversidad en función del número de taxones y la abundancia de estos, éste índice fue propuesto por Shannon & Weaver en 1949. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001). Este índice considera tanto la variedad de especies como la abundancia relativa de organismos. En el medio natural los valores llegan a poco más de 6 bits (Rueda y Molina, 2014).

$$H' = -\sum \left(\frac{n_i}{n} \right) * \ln \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

H' = índice de diversidad
n_i = Número de individuos por especie
n = número total de individuos

2.4.5.2 Índice del modo de nutrición (IMN)

El índice IMN, permite valorar la calidad de la estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados de sistemas acuáticos continentales. Para el cálculo del índice IMN es preciso considerar las frecuencias de aparición de los distintos grupos de nutrición según la asignación trófica correspondiente (tabla 2. del anexo I) de la que se ha hablado anteriormente. Según la frecuencia de cada grupo nutricional se asigna una puntuación positiva para aquellos individuos cuya frecuencia sea baja (hasta el 15%) mientras si la frecuencia es 0 o superior al 40% se asignan valores negativos. De este modo se penaliza a los ambientes perturbados cuya riqueza en grupos tróficos es baja. Una vez obtenido el valor del IMN a cada rango de complejidad trófica se le asigna un color (tabla 1 del anexo I) ((Rueda *et al.*, 2005).

2.4.6 Análisis de correspondencia canónica (CCA)

Las relaciones de la comunidad de macroinvertebrados con los parámetros físico químicos del agua fueron analizadas mediante el análisis de correspondencia canónica, incluido en con el programa estadístico PAST 3.2, resaltando que aquellas variables físico químicas no significativas no se tomaron en cuenta.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS DEL AGUA

A continuación se presentan los resultados de la caracterización de los parámetros físico químicos del agua para cada uno de los humedales, durante la primavera del 2014 y 2015.

3.1.1 La conductividad eléctrica (C.E)

La conductividad como se muestra en la figura 17, para los tres tancats evaluados supera los de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sin embargo las aguas de la cuenca de l'Albufera de buena calidad son del orden de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (www.lifealbufera.org). Evaluando las tendencias de las concentraciones observamos que para los tres tancats se incrementa la conductividad, lo cual podría estar asociado a la influencia de la evapotranspiración y evaporación porque el agua permanece mayor tiempo en la celda final de los tancats. Se constata que para el 2015 la conductividad tiende a disminuir en los tres tancats en relación al 2014, a excepción de la laguna del tancat de Pipa.

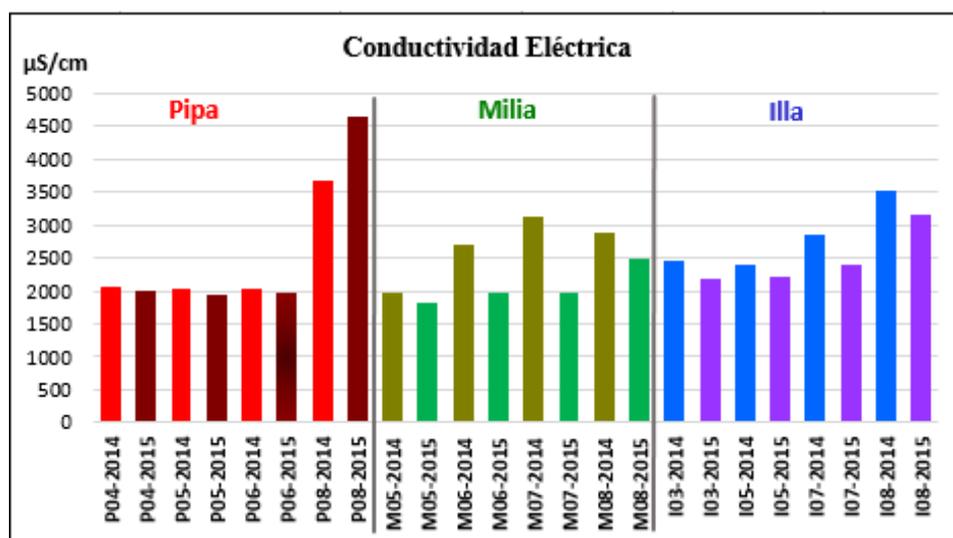


Figura 17. Concentraciones de la conductividad eléctrica en los tres tancats.

3.1.2 Materia orgánica (DQO)

El contenido de materia orgánica supera los 25 mg/l en los tres tancats; no obstante en los cursos de agua de excelente calidad de la cuenca de l'Albufera los valores se sitúan por debajo 10 mg/l (www.lifealbufera.org). La tendencia de DQO en los tancats de Pipa e Illa es a disminuir incrementándose en la laguna. Por tanto los valores elevados de DQO podrían asociarse a la descomposición de la abundante cobertura vegetal y a su vez que en el tancat de Pipa la vegetación es más antigua; lo que supondría un gran aporte de biomasa vegetal en descomposición. Otro factor que podría influir en el incremento de DQO en la laguna es la mayor presencia de aves y peces que a su vez generan más materia orgánica en resuspensión. En el tancat de Milia las concentraciones de entrada son menores que la salida, debido al funcionamiento previo del humedal subsuperficial que tiene un efecto en la sedimentación de la materia orgánica suspendida. Para el 2015 en los tancats de Pipa y Milia las concentraciones de DQO se incrementan y en Illa disminuyen, con respecto al 2014 (Figura 18).

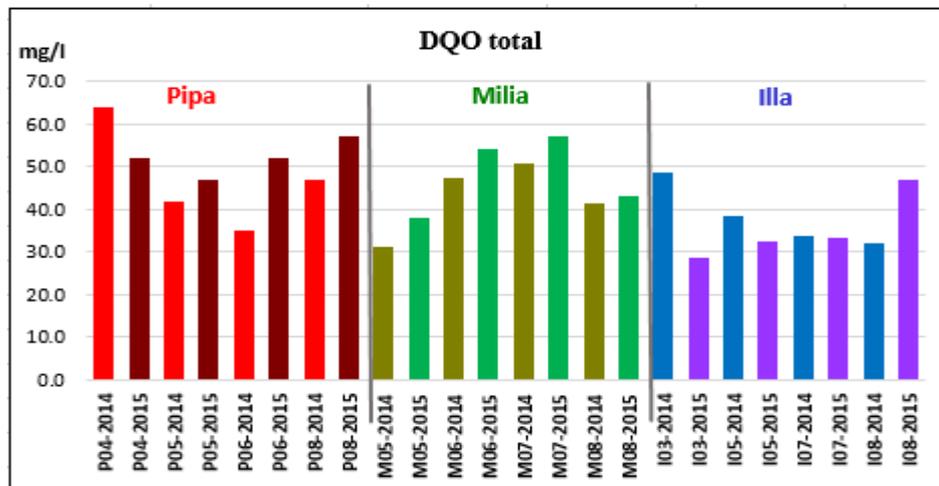


Figura 18. Concentraciones de materia orgánica en los tres tancats.

3.1.3 Nitrógeno total (N)

El nitrógeno total en las aguas de las cuencas con excelente calidad de l'Albufera se encuentran por debajo de 1.5 mg N/l y el resultado esperado tras el tratamiento de agua en los humedales es de 2 mg N/l (www.lifealbufera.org). Cabe mencionar que las concentraciones de nitrógeno del tancat de Illa son inferiores a 1.5 mg N/l. Según la evolución de

las tendencias, se observa que en Pipa e Illa hay una disminución y en Milia un incremento. En el tancat de Milia las bajas concentraciones de N a la entrada estarían influenciados por la presencia del humedal subsuperficial, mientras los incrementos en la laguna (puntos 08), podrían ser debido a la difusión de amonio desde los sedimentos, la resuspensión de sedimentos por la abundante presencia de aves. Para el 2015 el nitrógeno total asciende en todas las celdas de Pipa, mientras en Milia disminuyen en los puntos ubicados en la laguna y en Illa se incrementan, exceptuando la concentración de entrada que desciende en relación al 2014 (figura 19).

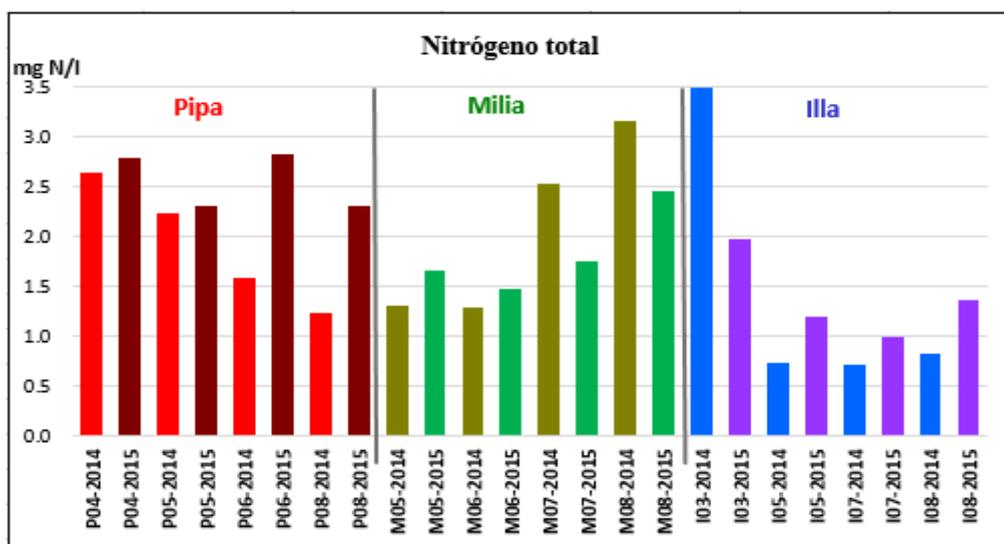


Figura 19. Concentraciones de nitrógeno total en los tres tancats.

3.1.4 Alcalinidad

Los valores de la alcalinidad presentan una tendencia al incremento en Pipa e Illa y en Milia a disminuir, con un ligero aumento en la laguna. En el 2015 en general hay una disminución en relación al 2014 (figura 20).

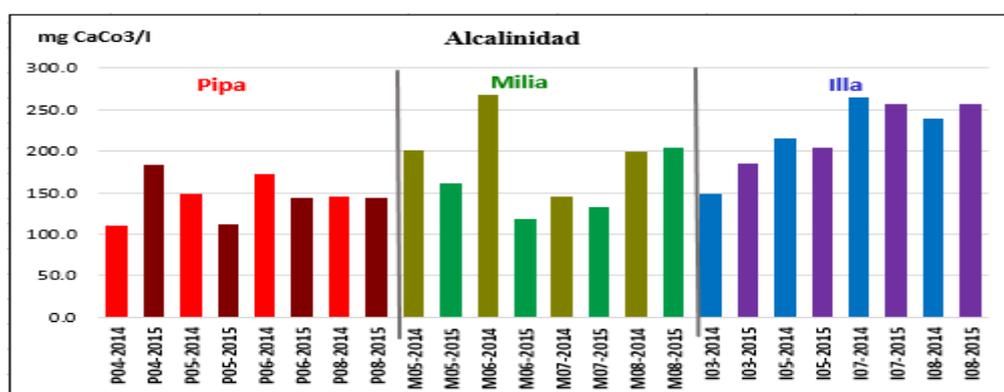


Figura 20. Concentraciones de alcalinidad para los tres tancats.

3.1.5 Sólidos suspendidos (SS)

Los Sólidos suspendidos según se muestra en la figura 21, en el tancat de Illa son inferiores a los 10 mg SS/l; dicho valor se tiene como referencia de aguas de buena calidad (www.lifealbufera.org), asimismo los valores de SS que se espera conseguir en los humedales es 20 mg/l. En el tancat de Pipa las concentraciones de los SS de entrada son muy elevadas; ello posiblemente estaría influenciado por la entrada de fitoplancton que es un componente fundamental de los SS en el agua de l'Albufera (Life Albufera, 2015), sin embargo la tendencia que se observa en este tancat es a disminuir, lo que podría atribuirse al efecto de la sedimentación. En Milia los sólidos entran en bajas concentraciones por el funcionamiento del humedal subsuperficial y presentan una tendencia al incremento. En Illa en general las concentraciones son bajas con un comportamiento casi similar. Para el 2015 se observa que en los tres tancats los sólidos suspendidos se incrementan en comparación al 2014. Resaltar también que en la celda I08-2015 la concentración de N es superior a las demás celdas del tancat, debido a la resuspensión por las aves y el viento.



Figura 21. Concentraciones de Sólidos suspendidos en los tres tancats.

3.1.6 Oxígeno

El contenido de oxígeno en el tancat de Pipa es superior en relación a Milia e Illa, lo cual podría ser debido al efecto de la mayor vegetación o estaría influenciado por el estado hipertrófico que entran las aguas del lago de

l'Albufera, lo que que generaría la elevada producción fotosintética por parte de las microalgas, asimismo en este tancat se muestra una tendencia a la disminución. En los tancat de Milia e Illa se observan concentraciones casi similares de acuerdo al flujo del agua, con un ligero incremento hacia la laguna, que podría atribuirse al efecto del viento, cabe mencionar que Illa presenta aguas más calmadas de los tres humedales. Durante el 2015 se observa que tanto en el tancat de Pipa e Illa las concentraciones de oxígeno de saturación descienden y en Milia se incrementan en relación al 2014 (figura 22).

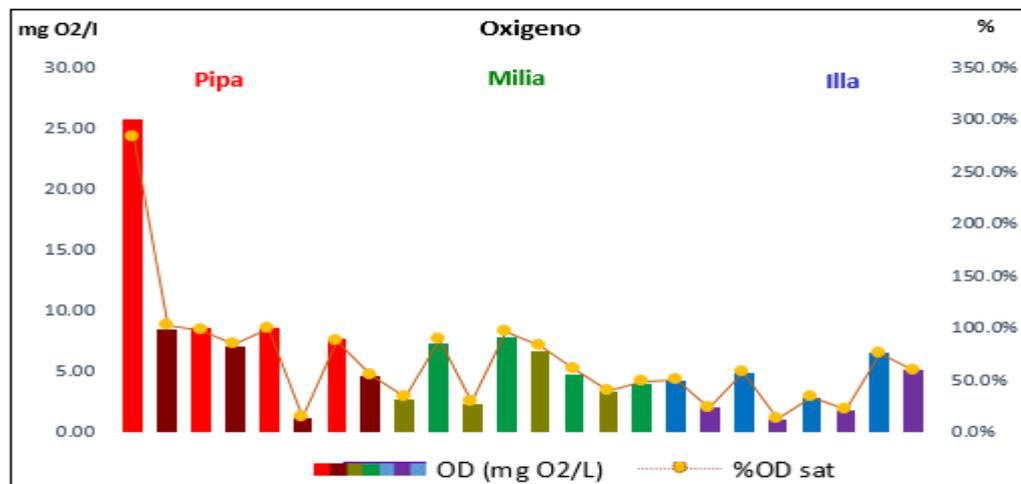


Figura 22. Concentraciones de oxígeno en los tres tancats.

3.1.7 Fósforo (P)

Las concentraciones de fósforo que se tienen como objetivo en los humedales artificiales tras el tratamiento del agua es de 0.1 mg P/l, bajo ello los tancats de Milia e Illa tienen concentraciones casi similares, que se encuentran en el rango del P esperado y Pipa es el que muestra mayores concentraciones. Los valores elevados de P en Pipa podrían asociarse a que este tancat tiene la vegetación más antigua que por descomposición de la misma se incrementarían los nutrientes; en especial el fósforo. El contenido de P en los tres tancats muestran una tendencia a disminuir y para el 2015 las concentraciones son superiores respecto al 2014, exceptuando las dos primeras celdas de Pipa (P04-2015 y P05-2014) (figura 23).

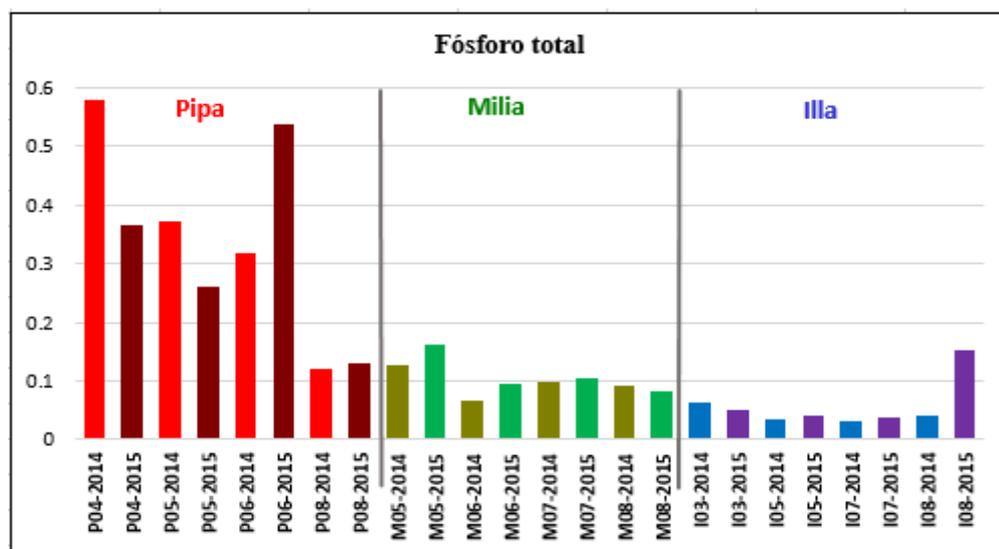


Figura 23. Concentraciones de fósforo total en los tres humedales.

3.1.8 Clorofila

La concentración de clorofila en el tancat de la Pipa es superior a los otros dos tancats. De acuerdo a la tendencia se puede observar que en Pipa las concentraciones de clorofila disminuyen y si comparamos los valores obtenidos con la clasificación trófica de lagos (OECD), el agua de entrada es hipertrófica y hacia la salida es eutrófica. Asimismo tanto los tancats de Milia e Illa muestran la misma tendencia que Pipa y algunos de sus valores de clorofila clasificarían al agua como mesotrófica. Para el 2015 las concentraciones de clorofila disminuyen en las dos celdas primeras celdas de Pipa y Milia y en Illa se incrementa en comparación con el 2014 (figura 24).

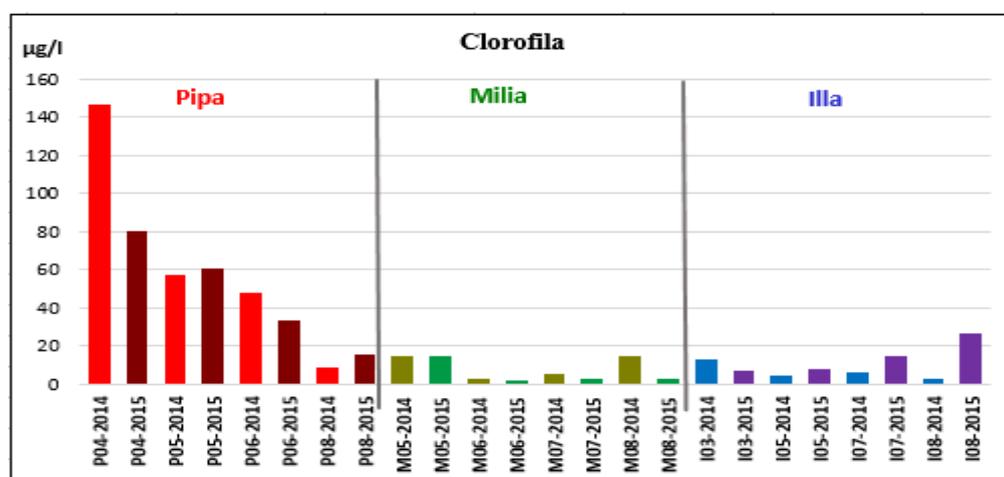


Figura 24. Concentraciones de clorofila en los tres tancats.

3.2 PARÁMETROS FÍSICO QUÍMICOS DEL SEDIMENTO

En la figura 25, se muestran los resultados de los parámetros físicos químicos del sedimento superficial para cada uno de los tancats correspondientes a primavera del 2014.

Según se observa en todas las celdas de los tres tancats el comportamiento es similar en relación a la materia orgánica y carbono orgánico, con una tendencia al incremento en Pipa y Milia. Asimismo los resultados de materia orgánica indican un contenido orgánico del sedimento que puede clasificarse como alto, siendo similar al del sedimento del lago de la Albufera (4.6 - 6.9 %, según datos de Hernández-Crespo, 2013) y el contenido de carbono orgánico puede considerarse alto (>2.32 %), siguiendo la clasificación propuesta por Juárez *et al* (2006).

Por otra parte el nitrógeno total, nitrógeno nítrico y humedad en los tres tancats son parecidos, con una tendencia de incremento en Pipa y Milia, mientras en Illa hay un valor más elevado en la celda intermedia. Los valores obtenidos de nitrógeno total pueden considerarse muy altos, ya que son >1330 mg N/kg (Clasificación por Juárez *et al*. 2006) (Life Albufera, 2015). El nitrógeno nítrico como bajo por las concentraciones <50 mg N/kg; ello es debido a la generación de condiciones anóxicas dadas por la inundación, que favorecen al proceso de desnitrificación. También se observa que el tancat de Illa presenta un suelo más compacto en relación a la humedad.

Las concentraciones de fósforo en los tres tancats muestran una clara tendencia a la disminución, sin embargo se observa que el tancat de Pipa tiene mayor contenido de P-soluble, especialmente en las celdas P04 y P06, que están clasificadas como medias (65 –109 mg P/kg), mientras en Milia e Illa las concentraciones son bajas (< 65 mg P/kg), según la clasificación de Juárez *et al*. (2006).

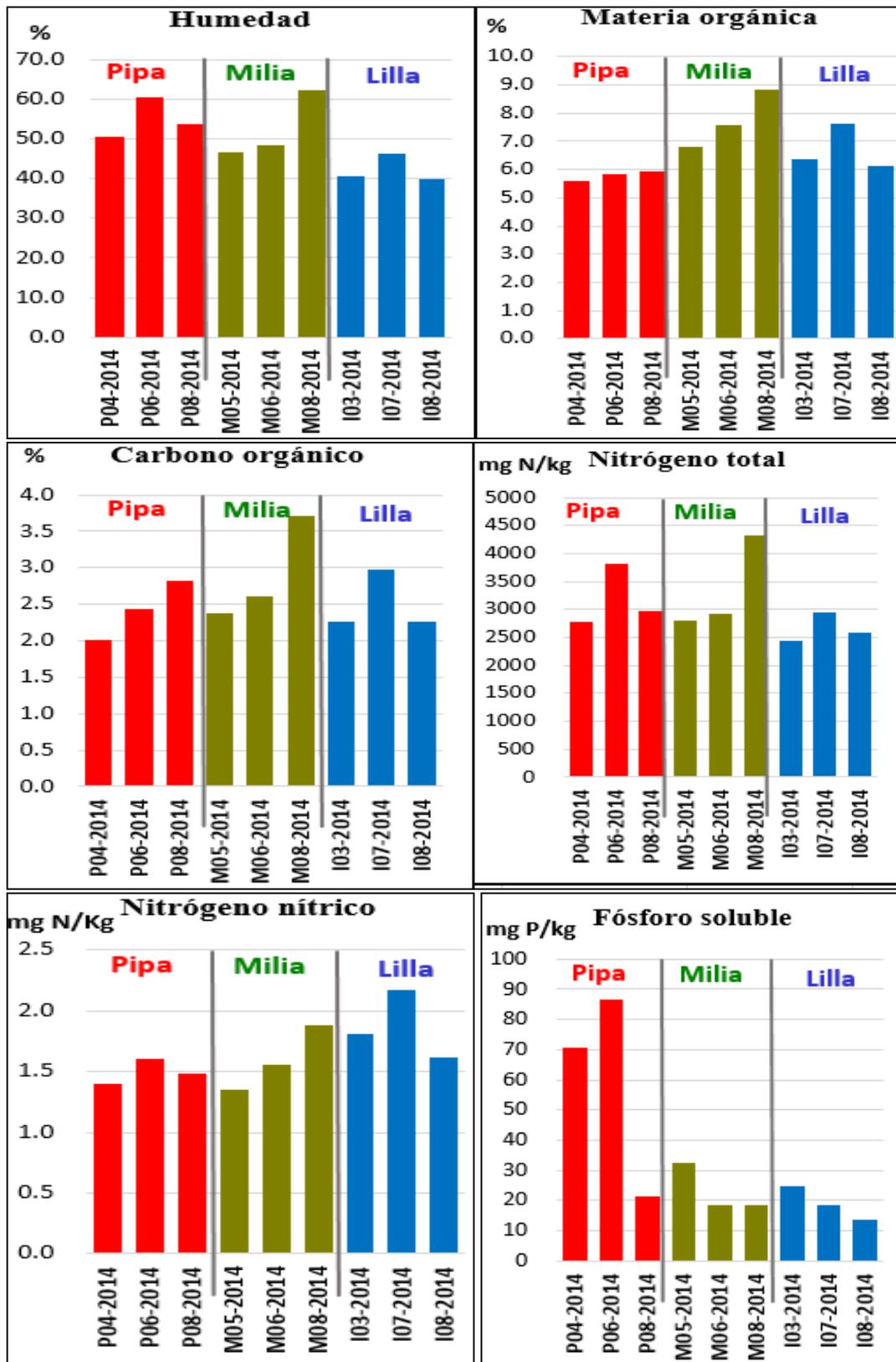


Figura 25. Parámetros físico químicos del sedimento de los tancat de Pipa, Milia e Illa para el 2014.

3.3 COMPOSICIÓN TAXONÓMICA

En la tabla 5, se muestra un listado de composición taxonómica según la presencia y ausencias de los distintos taxones identificados en el bentos (macroinvertebrados que viven asociados al sustrato) y epibentos (macroinvertebrados que viven en la columna de agua) para los tres tancats (Pipa, Milia e Illa), durante la primavera del 2014 y 2015.

Tabla 5. Listado de composición taxonómica en el bentos (b) y epibentos (c) en los tres humedales (presencia celdas sombreadas y ausencia celdas en blanco).

tancats					La Pipa		Milia		L'Illa				
Clasificación taxonómica					2	2	2	2	2	2			
					0	0	0	0	0	0			
					1	1	1	1	1	1			
					4	5	4	5	4	5			
FILO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	SUB FAMILIA/ GÉNERO/ ESPECIES	b	c	b	c	b	c	b	c	
CNIDARIA	Hydrozoa	Anthoathecata	Hydridae	<i>Hydra sp.</i>									
PLATHYHEL- MINTHA	Turbellaria			<i>Microturbellaria gr</i>									
NEMATODA	Nematoda	Enoplida											
MOLLUSCA	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Ferrissia clessiniana</i>									
			Physidae	<i>Haitia acuta</i>									
ANNELIDA	Hirudinea	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella stagnalis</i>									
	Oligochaeta	Lumbricida	Lumbricidae										
			Tubificidae										
			Tubificida	Naididae									
					<i>Chaetogaster sp.</i>								
			<i>Dero digitata</i>										
				<i>Pristina sp.</i>									
ARTHROPODA	Arachnida	Acaridida	Acaridae	<i>Acaridae</i> <i>Hydracarina</i>									
	Branchiopoda	Anomopoda	Daphniidae	<i>Ceriodaphnia sp.</i>									
				<i>Daphnia sp.</i>									
				<i>Simocephalus sp.</i>									
		Diplostraca	Moinidae										
			Ilyocryptidae	<i>Ilyocryptus cuneatus</i>									
			Bosminidae										
	Eurycercidae												
				Macrothricidae	<i>Macrothrix sp.</i>								
	Ostracoda												
	Maxillopoda	Copépoda											
Harpacticoida													
	Cyclopoida												
Malacostraca	Decapoda	Cambaridae		<i>Prochambarus clarkii</i>									
Entognatha	Collembola												
	Collembola	Sminthuridae											

tancats					La Pipa		Milia		L'Illa								
					2	2	2	2	2	2							
Clasificación taxonómica					0	0	0	0	0	0							
					1	1	1	1	1	1							
					4	5	4	5	4	5							
FILO	CLASE	ORDEN	FAMILIA	SUB FAMILIA/ GÉNERO/ ESPECIES	b	c	b	c	b	c	b	c					
ARTHROPODA	Insecta	Odonata	Coenagrionidae														
			Aeschnidae	<i>Aeshna cf. Mixta</i>													
		Ephemeroptera	Baetidae	<i>Cloeon sp.</i>													
				<i>Cloeon dipterum</i>													
				<i>Cloeon simile</i>													
		Hemiptera	Notonectidae	Corixidae	Corixinae												
					Micronectinae												
					<i>Micronecta scholtzi</i>												
		Coleoptera	Dytiscidae	Noteridae	<i>Noterus sp.</i>												
					Hydroporinae												
					<i>Hydrovatus</i>												
					<i>Hydroglyphus geminus</i>												
	Colymbetinae																
	<i>Ilybius sp.</i>																
	Dytiscinae																
	<i>Hydaticus sp.</i>																
	Hydrophilidae																
	<i>Helochares sp.</i>																
	<i>Enochrus sp.</i>																
	Insecta				Diptera	Limoniidae	Tribu Limoniini										
							Tribu Eriopterini										
						Psychodidae											
						Culicidae	<i>Culex sp.</i>										
		Ceratopogonidae	Dasyheleinae														
			Ceratopogoninae														
		Chironomidae	Tanypodinae														
			Orthocladiinae														
			Chironominae														
			<i>Chironomus plumosus gr.</i>														
			<i>Chrysopilus sp.</i>														
		Rhagionidae															
	Sciomyzidae																
Ephydriidae																	
Empididae																	
Lepidoptera	Crambidae	<i>G. Acentria</i>															

Los taxones más comunes, presentes en todas las celdas para los tres tancats, pertenecen a los grupos de: nemátodos, oligoquetos (familia Tubificidae y Naididae), cladóceros (familia Ilyocryptidae y Eurycercidae), clase Ostracoda y subfamilia Chironominae. Los nemátodos, oligoquetos y la familia tubificidae se caracterizan por ser más resistentes a un medio alterados por actividades antrópicas (Alonso y Camargo, 2005; Acosta *et al*, 2009, Alba-Tercedor, 1996).

Los taxones menos representados, que sólo están en una celda de cada tancat son: Familia Hydridae, orden Ephemeroptera, orden coleoptera (familia Dytiscidae, familia Hydrophilidae), y orden lepidoptera, los cuales son más sensibles a las alteraciones de la calidad del agua (Alonso y Camargo, 2005; Acosta *et al*, 2009, Alba-Tercedor, 1996).

Los taxones exclusivos de un solo tancat fueron:

- **Tancat de Pipa:** clase Gastropoda (*Ferrissia clessiniana*), clase Oligoqueta: (*Chaetogaster* sp. *Ceriodaphnia* sp.), orden Diplostraca (familia Bosminidae), orden Harpacticoida, orden Díptera (familia Psychodidae, familia Rhagionidae familia Sciomyzidae).
- **Tancat de Milia:** clase Oligoqueta (familia Lumbricidae), orden branchiopoda (Familia Moinidae), orden Copépoda, orden Odonata (familia Aeschnidae), orden díptera (familia Culicidae, familia Ceratopogonidae, familia Ephydriidae).
- **Tancat de Illa:** clase Collémbola, orden Hemíptera (Familia notonectidae), orden Díptera (familia Limoniidae, familia Ceratopogonidae, familia Empididae).

3.3.1 Análisis general y comparación con otros ambientes

Se encontraron 64 taxones diferentes, repartidos a su vez en 6 filos (Cnidaria, Platyhelmintha, Mollusca, Nematoda, Annelida y Arthropoda), 13 clases, 20 órdenes y 34 familias. En comparación con otros ambientes de calidad como el Ullal de Baldoví el número de taxones es bajo, ya que un estudio realizado por Rueda *et al.* (2013), encontraron 81 taxones distribuidos en 6 filos, 24 órdenes y 57 familias; cabe mencionar que el Ullal es un ambiente restaurado que goza de vigilancia y tiene aguas de mejor calidad. Por otra parte en los tancats, la composición taxonómica es superior en relación a los campos de arroz próximos donde se han identificado 13 taxones distribuidos en 2 filos, 4 órdenes y 8 familias (Saccò *et al.*, 2014). Asimismo estos arrozales debido a

la labor agrícola se encuentran sometidos a la presión antrópica y presentan periodos de secado e inundación de los campos que alteran la sucesión ecológica. Otro estudio de la calidad biológica del ambiente litoral de l'Albufera, realizado por Rueda y Molina (2014), contabilizó 45 taxones distribuidos en 9 filos, 22 órdenes y 28 familias, lo cual comparado con la composición taxonómica de los tres tancats, muestra valores inferiores.

Los resultados obtenidos comparados con otros ambientes de l'Albufera, nos dan indicios de que en los humedales hay una mejora de la composición taxonómica en relación a las zonas más sometidas a la acción antrópica.

3.4 DISTRIBUCIÓN TAXONÓMICA EN LOS TRES HUMEDALES

El número de taxones en el bentos en el tancat de Pipa fueron 12, en Milia 16 y 12 y en Illa 13 y 17 para el 2014 y 2015 respectivamente, que se han agrupado en grupos taxonómicos, siendo los más abundantes los cladóceros, ostrácodos, nemátodos, tubificidos y nauidos. En el epibentos el número de taxones fueron 28 y 39, en Milia 37 y 31, en Lilla 33 y 37 en el 2014 y 2015 respectivamente, siendo también los grupos más abundantes los ostrácodos y cladóceros.

A continuación se muestran la distribución de las abundancias relativas de los grupos taxonómicos con detalle para cada tancat y cada año.

3.4.1 Tancat de Pipa

En la figura 26, se muestran las abundancias relativas de los grupos taxonómicos para bentos y epibentos del tancat de Pipa, los cuales se describen a continuación.

3.4.1.1 Bentos

Composición faunística

En el 2015 en relación al 2014, disminuyó la diversidad taxonómica, con dominancias de los cladóceros y ostrácodos en las tres primeras celdas y los nemátodos en la laguna de reserva.

Análisis del efecto del flujo del agua

Analizando el efecto del flujo del agua, se observa que al pasar el agua por las celdas hay una pérdida de la diversidad taxonómica; incrementándose la dominancia de los ostrácodos. Sin embargo en la laguna (tramo final del tancat), hay un aumento de la diversidad, pero hay mayor abundancia relativa de los nemátodos, que son característicos por vivir en zonas de elevada acumulación de materia orgánica, algas y son muy tolerantes a condiciones ambientales extremas (Tachet *et al.*, 2000; Alonso, 1996; Oscoz, 2011).

3.4.1.2 Epibentos

Composición faunística

En ambos años se mantiene el número de grupos taxonómicos, aunque cambia un poco las abundancias relativas de los ostrácodos y cladóceros.

Análisis del efecto del flujo del agua

Según lo evaluado no es posible ver un patrón de mejora de abundancias relativas taxonómicas en el epibentos según el paso del agua por las celdas.

3.4.1.3 Comparación entre bentos y epibentos

En el bentos hay mayor diversidad de grupos taxonómicos, en relación al epibentos. Estas variaciones estarían asociadas a que el bentos y epibentos son ambientes distintos, por tanto en los macroinvertebrados que viven asociados a la columna de agua, se podría decir que variarían por la vegetación, el efecto de tener un ambiente con los nutrientes elevados, la clorofila alta, los sólidos suspendidos, materia orgánica, que limitan la diversidad (Alba-Tercedor, 1996). Cabe mencionar que generalmente en el epibentos se alberga más biodiversidad.

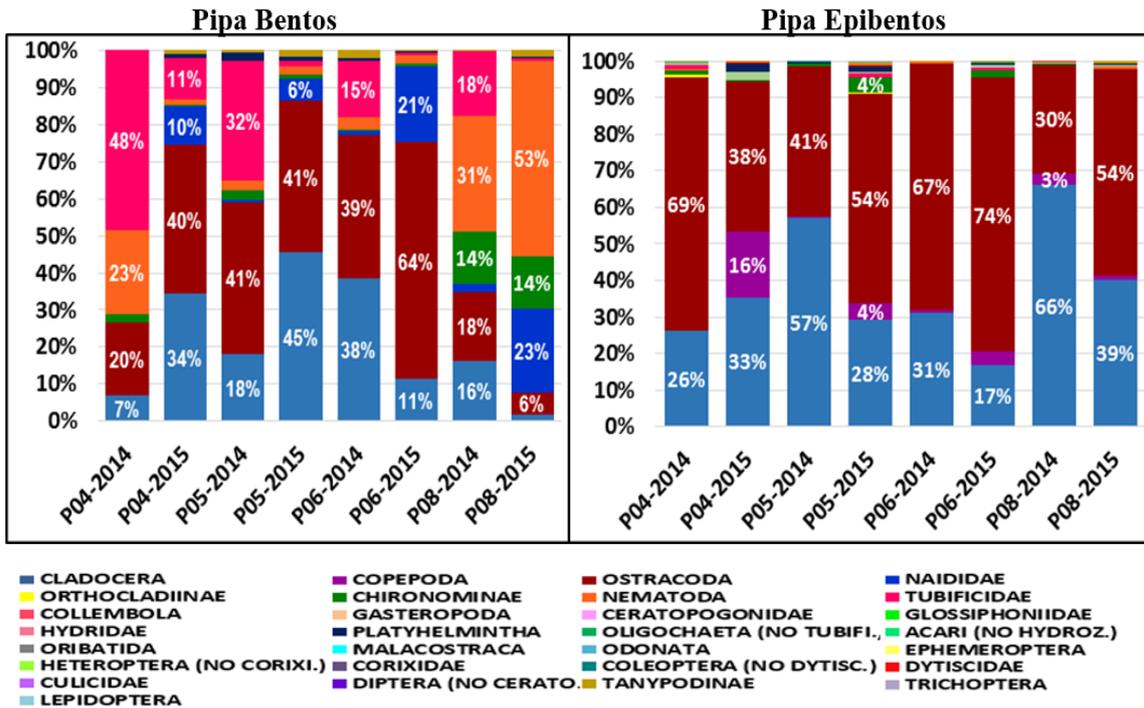


Figura 26. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas en el tancat de Pipa.

3.4.2 Tancat de Milia

En la figura 27, se observan las abundancias relativas de los grupos taxonómicos para bentos y epibentos del tancat de Milia.

3.4.2.1 Bentos

Composición faunística

En las cuatro celdas del tancat de Milia disminuye la diversidad de grupos taxonómicos para el 2015 en comparación al 2014, asimismo hay una dominancia de los ostrácodos, por lo tanto hay un empeoramiento de la diversidad taxonómica para el 2015.

Análisis del efecto del flujo del agua

En la celda de entrada de agua desde el humedal subsuperficial hay una mayor diversidad taxonómica, la cual disminuye en dirección del flujo de depuración, no obstante hay un incremento de la diversidad la salida de la laguna, que resulta favorable en el funcionamiento del tancat.

3.4.2.2 Epibentos

Composición faunística

En los dos años no hay diferencia en los grupos taxonómicos presentes en la columna de agua, siendo dominantes los cladóceros, seguidos de los ostrácodos.

Análisis del efecto del flujo del agua

En la celda ubicada después del flujo subsuperficial, hay mayor diversidad taxonómica que disminuye según el flujo de depuración, siendo solo dominante los cladóceros.

3.4.2.3 Comparación entre bentos y epibentos

Los grupos taxonómicos en el bentos presentan más diversidad respecto al epibentos y para el 2015 disminuye la diversidad. En general en este tancat se observa que la presencia del humedal subsuperficial, influye en la mejora de la calidad del agua y por tanto en una mayor diversidad.

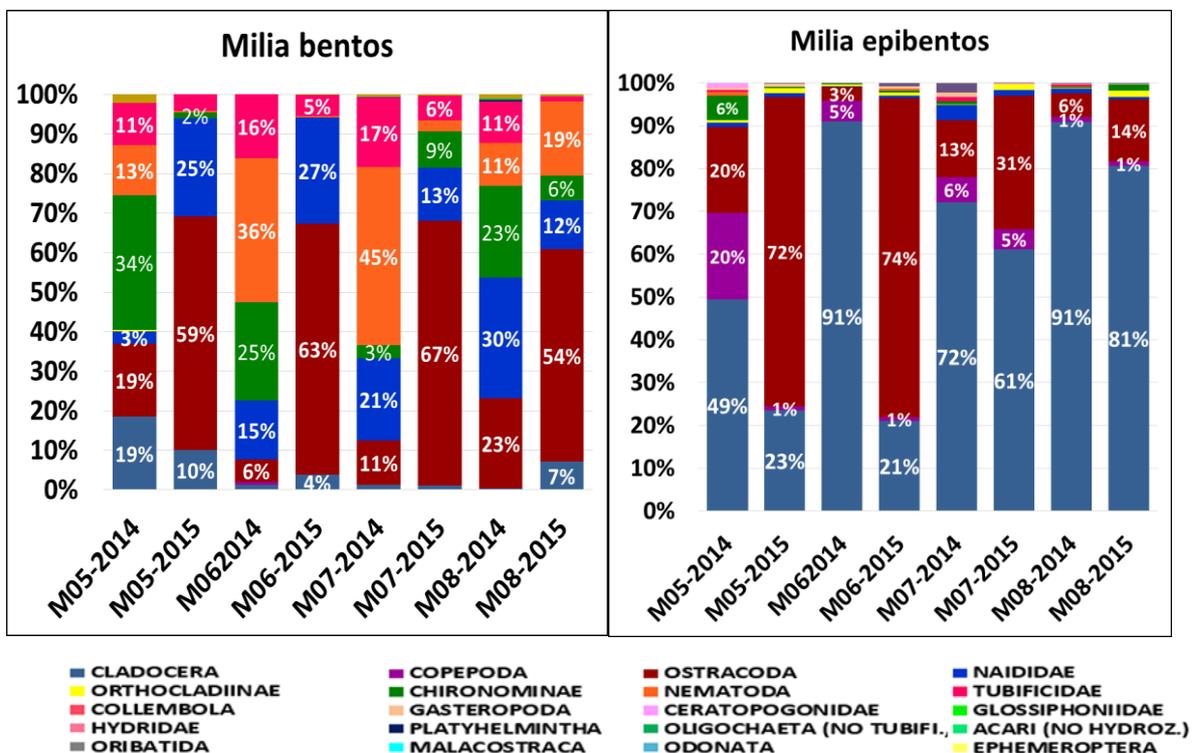


Figura 27. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas tancat de Milia.

3.4.3 Tancat de Illa

En la figura 28, se observan las abundancias relativas de los grupos taxonómicos para bentos y epibentos del tancat de Illa.

3.4.3.1 Bentos

Composición faunística

Para el 2015 con respecto al 2014, se observan mejoras en la distribución de los grupos taxonómicos, en la celda de entrada de agua (I04) y la laguna (I08), sin embargo en las celdas intermedias hay una disminución, presentando sólo dominancia de ostrácodos.

Análisis del efecto del flujo del agua

En la celda inicial hay mayor diversidad taxonómica, que disminuye en las celdas intermedias al ser dominantes los ostrácodos. Finalmente en la laguna aumenta la diversidad.

3.4.3.2 Epibentos

Composición faunística

En el año 2015 en relación al 2014, se observó una reducción de la diversidad de grupos taxonómicos, exceptuando la celda I07-2015. Asimismo también en el 2014 se presentaron elevadas abundancias relativas de los copépodos, mientras en el 2015 fueron inferiores al 9%.

Análisis del efecto del flujo del agua

Según el efecto del flujo de depuración en todas las celdas hay un empeoramiento diversidad taxonómica, pero en la laguna mejora la diversidad.

3.4.3.3 Comparación entre bentos y epibentos

En el epibentos se observa una mayor diversidad de grupos taxonómicos que en el bentos. En general según el flujo de depuración hay un ligero

incremento de la diversidad hacia la salida del tancat, sin embargo los grupos taxonómicos presentes en la laguna, son los más oportunistas como es el caso de chironomidae o el grupo tubificidae que puede sobrevivir en condiciones anóxicas, a su vez su posición es adecuada en la cadena trófica al ser alimento para peces y aves (Marín, 2007).

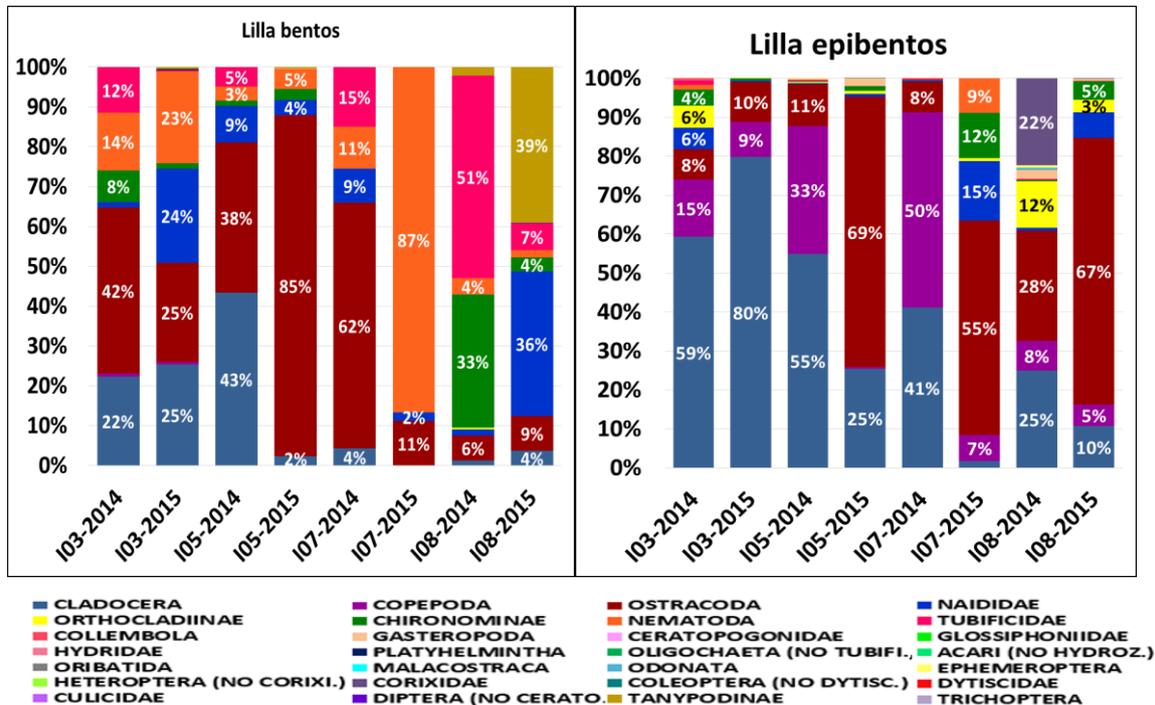


Figura 28. Abundancias taxonómicas relativas taxonómicas tancat de Illa.

3.4.4 Análisis en conjunto para los tres humedales

Al contemplar en conjunto los datos de composición taxonómica para los tres tancats, tanto para bentos como epibentos la pauta general muestra que la diversidad disminuye en 2015 respecto al 2014. Podemos concluir que las variaciones que hayan determinado este descenso de diversidad entre años, han sido generales y han afectado de igual modo a toda el área de estudio.

Considerando la calidad de agua de entrada en los tres humedales en Milla e Illa el agua entra en mejores condiciones que en Pipa. En los tres tancats en general la calidad de los parámetros físico químicos tiende a la mejora a medida que circula a través de las celdas hacia la salida, asimismo el tancat de Illa es el que parece tener mejor calidad del agua en todas las celdas. Sin embargo a lo largo del paso del agua por las celdas, la diversidad de

macroinvertebrados disminuye y sólo a partir de la última celda en la laguna experimenta una recuperación. Además en el tancat de Pipa se observa la menor diversidad taxonómica en comparación con Milia e Illa. Por tanto estos resultados también se relacionarían con los parámetros físico químicos (Alba-Tercedor, 1996), como los nutrientes, materia orgánica, sólidos en suspensión y clorofila que son mayores en Pipa, limitando la diversidad y presencia de determinados grupos de macroinvertebrados que son sensibles a la contaminación. Por otra parte el tancat que presenta mayor diversidad de grupos taxonómicos es Illa.

No obstante del comentario anterior, no podemos concluir que la mejora de la calidad del agua se refleje de una mejora de la comunidad de macroinvertebrados según el pase del agua por las celdas, sino parece que se observa lo contrario, pero en la laguna la tendencia cambia.

Grupos taxonómicos representativos

La proporción elevada de ostrácodos en todas los tancats y las celdas se debe posiblemente por la poca profundidad de la lámina de agua, ya que ello facilita su capacidad de movimiento o por su modo de nutrición. También cabe mencionar que Rueda *et al* (2006), encontraron en la Devesa del Parque Natural de l'Albufera a los ostrácodos como la especie más frecuente.

Los cladóceros son otro grupo con mayores abundancias relativas. Estos macroinvertebrados son bastante comunes en las aguas continentales costeras, presentan alta resistencia a la contaminación (Alonso, 1996).

Los otros grupos taxonómicos como chirimonoidae y nemátoda, encontrados en los tres tancats, son consideradas como grupos oportunistas (Pettigrove y Hoffmann, 2005; Rawson *et al.*, 2010; Herrmann, 2012), asimismo ostrácoda y chironomidae, presentan alta resistencia a condiciones antrópicas, siendo encontrados en humedales de minas de carbón en el Reino Unido (Batty y Atkin, 2005). Estos grupos están caracterizados por vivir en aguas turbias y con poco oxígeno (Toro *et al*, 2003; Sharma y Rawat, 2009). Otro factor de

influencia en la abundancia relativa de los grupos taxonómicos presentes en los tancats, es la avifauna del entorno, la cual es capaz de transportar pasivamente a muchos invertebrados; entre ellos se encuentran nemátodos, cladóceros, copépodos, quironómidos y ostrácodos (Brochet *et al.*, 2010).

3.5 DISTRIBUCIÓN DE GRUPOS NUTRICIONALES

En este apartado se muestran detalladamente las abundancias relativas y distribución de los grupos nutricionales de los macroinvertebrados en cada tancat. En las figuras 30, 31 y 32 se puede observar que los grupos tróficos más abundantes fueron limnívoros, omnívoros, filtradores y predadores.

3.5.1 Tancat de Pipa

La distribución de los grupos nutricionales en el tancat de la Pipa está representada en la figura 29.

3.5.1.1 Bentos

Composición de los grupos tróficos

En ambos años de estudio los grupos tróficos dominantes fueron: limnívoros, omnívoros y filtradores. Para el 2015 hubo un empeoramiento de la diversidad trófica respecto al 2014. Esto es consistente con lo observado para los grupos taxonómicos.

Análisis del efecto del flujo del agua

Analizando el efecto del flujo de las aguas no hay cambios ni incremento de la composición trófica, siendo dominantes los limnívoros, en el que se encuentran los grupos taxonómicos más abundantes (chirimonoidae, tubificidae y nemátodos), ya que tragan sedimentos muy finos.

3.5.1.2 Epibentos

Composición de los grupos tróficos

Para el año 2015 están presentes los mismos grupos tróficos en relación al 2014, siendo también similar a la diversidad taxonómica tal como ya habíamos visto.

Análisis del efecto del flujo del agua

Los grupos tróficos no presentan ninguna tendencia clara y varían en cada celda, siendo en general solo dominante los limnivoros, por tanto no hay mejoras en la diversidad trófica según el flujo de depuración del agua al igual que se da en los grupos taxonómicos.

3.5.1.3 Comparación entre bentos y epibentos

En el bentos se muestra una mejor distribución de grupos nutricionales que en el epibentos. Para el 2015 en el bentos hay una disminución, mientras en el epibentos mejora mínimamente la diversidad trófica. Finalmente según el flujo de depuración se observa un empeoramiento de la diversidad trófica en el bentos y epibentos. Todo ello es similar al comportamiento en la diversidad taxonómica.

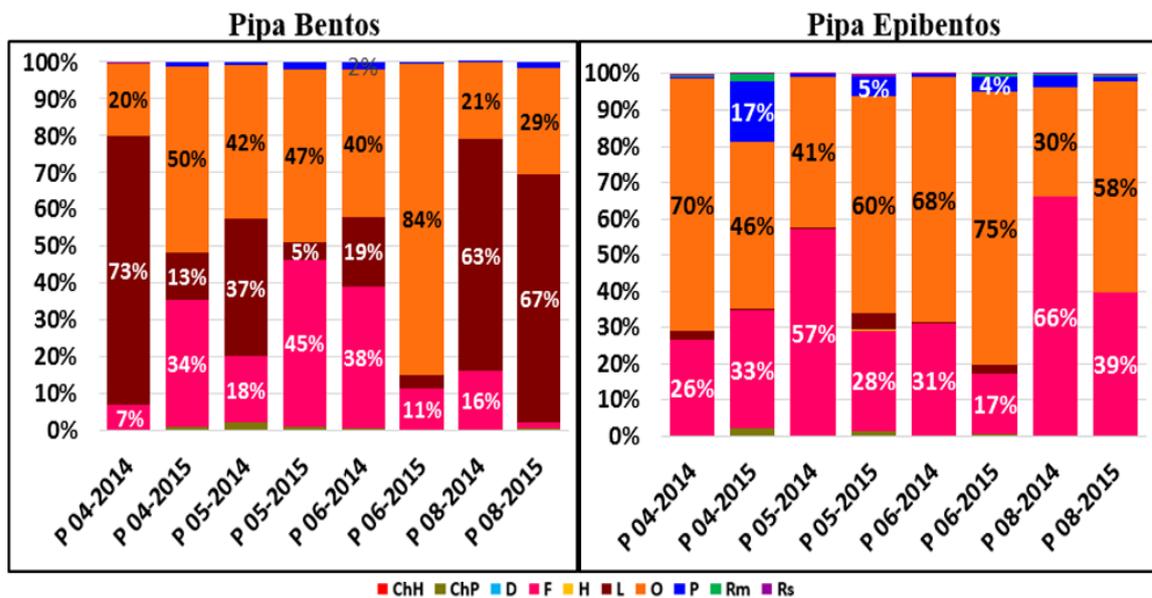


Figura 29. Distribución de los grupos nutricionales en la comunidad de macroinvertebrados en el tancat de Pipa durante el 2014 y 2015.

3.5.2 Tancat de Milia

En la figura 30, se muestra la distribución de grupos nutricionales del tancat de Milia.

3.5.2.1 Bentos

Composición de los grupos tróficos

Para el 2015 disminuye la diversidad trófica respecto al 2014. Asimismo el grupo más abundante durante el 2014 fue el limnívoro, mientras para el 2015 el omnívoro. Esto corrobora los resultados de la distribución taxonómica.

Análisis del efecto del flujo del agua

Para ambos años según el flujo de depuración del agua se observa una mayor diversidad de los grupos tróficos en la celda de entrada de agua desde el humedal subsuperficial, que disminuye en el paso del agua por las celdas y tiende a una pequeña mejora en la laguna. Este comportamiento también apoya el que se da en los grupos taxonómicos.

3.5.2.2 Epibentos

Composición de los grupos tróficos

Para el 2015 se observa una leve pérdida de la diversidad trófica en las dos primeras celdas respecto al 2014 y las celdas ubicadas en la laguna son similares para ambos años. Ello también se ve reflejado en la diversidad taxonómica.

Análisis del efecto del flujo del agua

Se observa que para el 2014 hay mayor diversidad trófica en la celda de entrada de agua, sin embargo empeora la distribución de los grupos tróficos según el flujo de depuración, siendo la tendencia igual a la diversidad taxonómica.

3.5.2.3 Comparación entre bentos y epibentos

Los bentos y epibentos tienen baja diversidad de grupos nutricionales. Asimismo para el 2015 y según el flujo de depuración hay un empeoramiento de la diversidad trófica. Los mismos resultados han sido reflejados en la diversidad taxonómica.

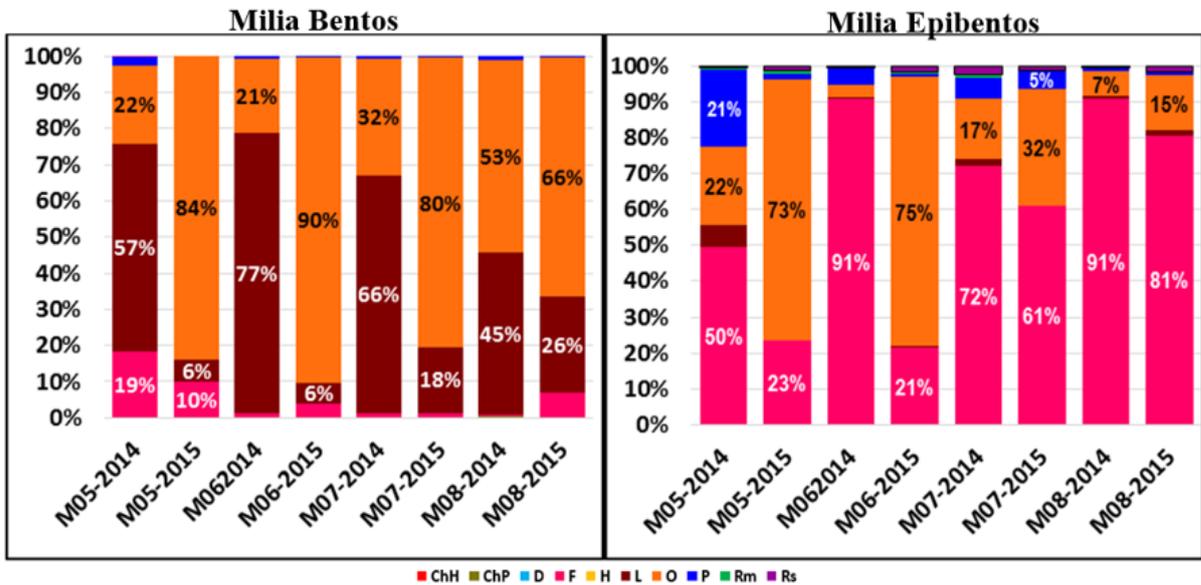


Figura 30. Distribución de los grupos nutricionales en el tancat de Milia durante el 2014 y 2015.

3.5.3 Tancat de Illa

La distribución de grupos nutricionales del tancat de Illa se muestra en la figura 31.

3.5.3.1 Bentos

Composición de los grupos tróficos

En todas las celdas del tancat del Illa para el 2015, hay una disminución de la distribución de la diversidad trófica, dándose lo mismo que en la abundancia taxonómica, con algunas variantes en las dos primeras celdas.

Análisis del efecto del flujo del agua

En el 2014 según el efecto del flujo de agua refleja una mejora en la diversidad trófica, siendo la laguna la celda donde hay mayor diversidad, sin embargo para el 2015 hay un empeoramiento con una dominancia de

los omnívoros. Confirma los datos obtenidos para la distribución taxonómica.

3.5.3.2 Epibentos

Composición de los grupos tróficos

Para el 2015 en la laguna hay una mejora de la diversidad trófica en relación al 2014, pero en las demás celdas no se observan cambios, siendo dominantes los omnívoros y limnívoros.

Análisis del efecto del flujo del agua

Según el paso del agua se observa que hay un incremento de los omnívoros y por tanto un empeoramiento de la diversidad trófica. Sin embargo sólo en la laguna en el 2015 hay un incremento de la distribución trófica, que se relaciona con las abundancias taxonómicas.

3.5.3.3 Comparación entre bentos y epibentos

En el bentos hay una mayor heterogeneidad de grupos tróficos, lo cual es contrario a la diversidad taxonómica. Para el 2015 los grupos tróficos en el bentos disminuyen y en el epibentos no hay tendencia clara de mejora. Según el flujo de depuración en el bentos y epibentos hay una mejoría en la distribución trófica y taxonómica en la laguna.

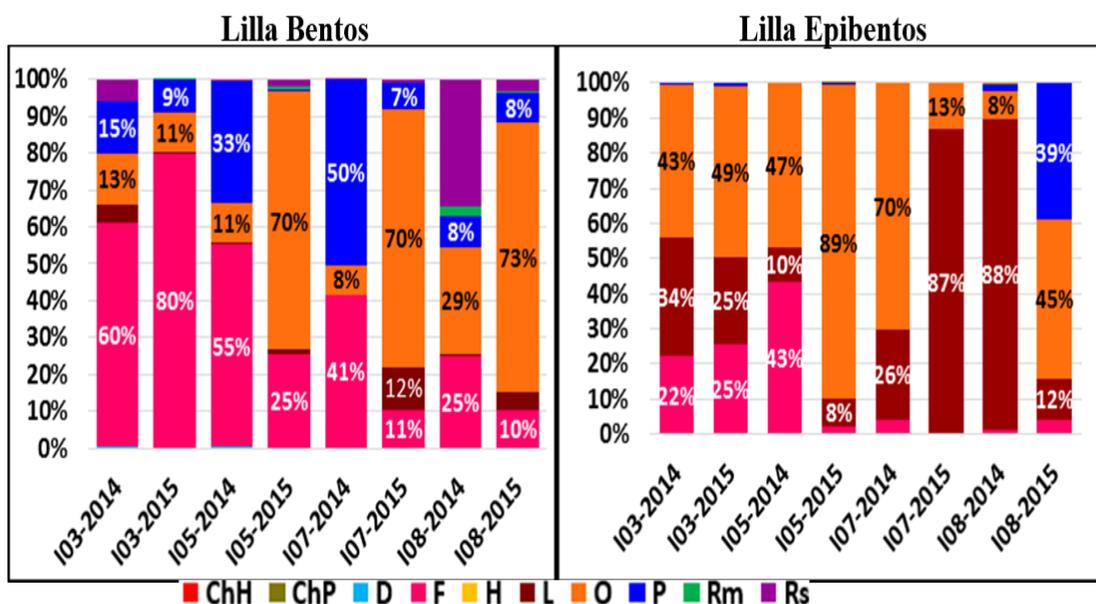


Figura 31. Distribución de los grupos nutricionales en el tancat de Illa durante el 2014 y 2015.

3.5.4 Análisis en conjunto de la diversidad nutricional en los tres tancats

Al agrupar los datos de la composición nutricional, la pauta general que se observa en el bentos y epibentos para el 2015 en los tres tancats es a la disminución, en relación al 2014, reflejando los mismos resultados obtenidos en la distribución taxonómica.

A lo largo del paso del agua, los grupos de nutrición fueron los mismos en las distintas celdas de los tres tancats, no encontrándose mejoras, a excepción del tancat de Illa que presenta un mínimo incremento de los grupos tróficos en la laguna.

El tancat de Illa al tener mejor calidad de agua, reflejando una mayor diversidad de macroinvertebrados con diferentes modos de nutrición. Asimismo un factor de importante influencia en la diversidad de grupos nutricionales es la heterogeneidad del paisaje, las interacciones bióticas (depredación, enfermedades, alimentación) de la cadena trófica que limita mucho la presencia de determinados grupos (Whiles y Goldowitz, 2005), ya que estos macroinvertebrados son la base de la cadena trófica en los humedales, al ser alimento principal de peces y aves.

Grupos nutricionales representativos

El grupo trófico más abundante en especial en los tancats de Pipa y Milia fue el omnívoro, caracterizado por la alimentación de animales muertos o heridos (Rueda *et al*, 2005). En este grupo se encuentran los ostrácodos que son los más abundantes en los tres humedales.

Otro grupo representativo fue el limnívoro; que abarca a los nemátodos (en el bentos), tubificidos y chironomidos, los cuales se alimentan del substrato blando en el cual se desarrollan (Rueda *et al*, 2005). Cabe mencionar que la granulometría que presenta el sedimento en los humedales es fino, propiciándose el ambiente ideal para estos macroinvertebrados. Asimismo los limnívoros y omnívoros, se caracterizan por encontrarse en ambientes de peor calidad (Rueda y Molina, 2014).

Los filtradores fueron muy representativos en los tres tancats, en especial en el epibentos de Milia y Pipa. Dentro de este grupo se encuentran los nemátodos y cladóceros que capturan desechos orgánicos finos, microflora y microfauna que flota en la corriente del agua (Rueda *et al*, 2005). Éste grupo también fue encontrado como dominante en el litoral del lago de l'Albufera (Rueda y Molina, 2014), debido a la abundancia de los nemátodos.

Por lo tanto podríamos decir que en los tancats no hay cambios en relación a los grupos tróficos del lago de l'Albufera. Asimismo la diversidad trófica es pobre y no hay presencia de grupos nutricionales como los detritívoros que indican ambientes con mayor calidad (Rueda y Molina, 2014).

3.6 ANÁLISIS DE SIMILITUD DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

El análisis de similitud espacial basado en la matriz de Bray Curtis y el Dendrograma de agrupamiento jerárquico según el índice de Jaccard, se presentan a continuación para cada tancat.

3.6.1 Tancat de Pipa

3.6.1.1 Bentos

El análisis de similitud del bentos del tancat de Pipa se muestra en la figura 32.

Comparación de las celdas entre los dos años

No se observa una similitud marcada entre la comunidad de macroinvertebrados presentes entre un año y otro en la misma celda de estudio. La similitud más próxima de la comunidad de macroinvertebrados (76 %), fue entre celdas intermedias del 2014 con todas las celdas del 2015, lo que estaría asociado a la presencia de los ostrácodos y cladóceros. Mientras las celdas más alejadas y con menor similitud, son la ubicada en la entrada del tancat y la laguna.

Comparación de las celdas para en el mismo año

Durante el mismo año, las celdas intermedias vecinas en el 2014, presentaron mayor similitud de la comunidad taxonómica presente (100% similitud), sin embargo las demás celdas se encuentran alejadas y no son similares, mientras para el 2015 todas las celdas tienen una similitud del 62 %.

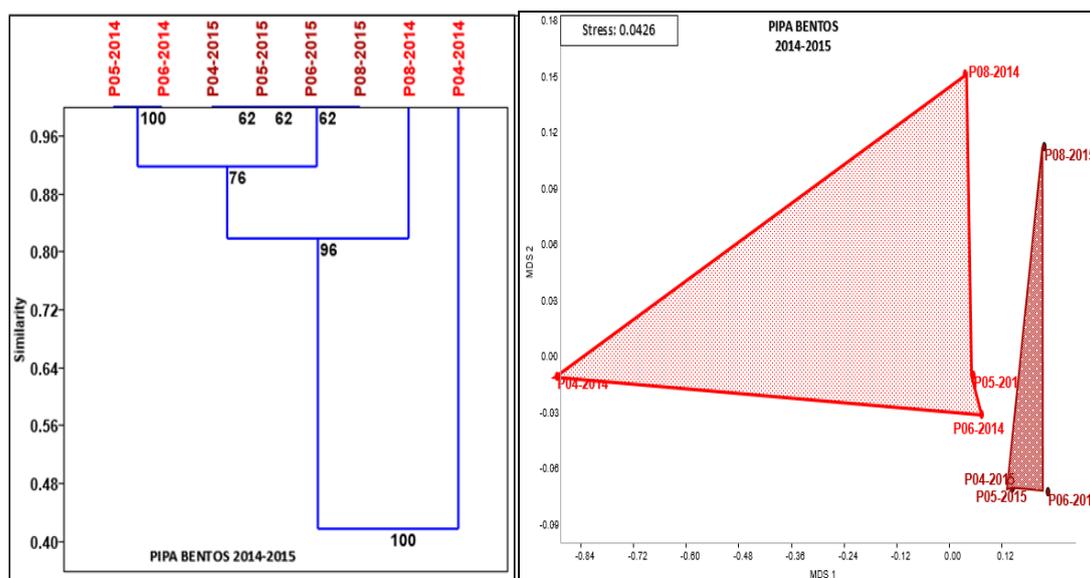


Figura 32. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tancat de la Pipa: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).

3.6.1.2 Epibentos

El dendrograma de agrupamiento jerárquico del epibentos de Pipa se muestra en la figura 33 y el análisis espacial en la figura 38.

Comparación de las celdas entre los dos años

Durante los dos años las mismas celdas no presentan una similitud en la composición de la comunidad epibentónica.

Comparación de las celdas para en el mismo año

Las celdas vecinas en el mismo año no presentan una similitud clara de la misma comunidad de macroinvertebrados presentes. Sólo en el 2014 hay una similitud del 55 % entre las celdas intermedias, pero en el 2015 las

celdas que presentaron similitud a pesar de no ser vecinas fueron son la celda de la entrada (P04-2015) y la intermedia (P06-2015) en un 62% y por otro lado la laguna y la celda P05-2015, con un 42% de similitud.

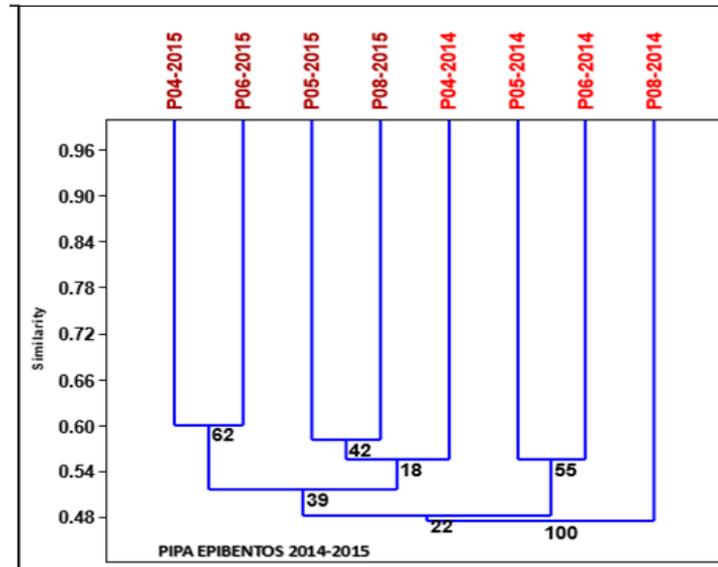


Figura 33. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Pipa.-Índice de Jaccard.

3.6.2 Tancat de Milia

3.6.2.1 Bentos

El análisis de similitud del bentos del tancat de Milia se muestra en la figura 34.

Comparación de las celdas entre los dos años

En el tancat de Milia las celdas no tienen una similitud de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos entre los dos años, por ello las celdas se muestran más separadas entre ambos años.

Comparación de las celdas para en el mismo año

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos no es similar durante el mismo año según la continuidad que presentan las celdas con el flujo de agua. Por tanto para el 2014 las celdas están más dispersas espacialmente, sólo presentando una similitud del 54 % las celdas M06-2014 y M08-2014 y el punto más distinto es M07-2014 y para el 2015 hay una similitud del

28 % entre los puntos ubicados en la laguna (M07-2015 y M08-2015), debido a la presencia de los ostrácodos y la celda más alejada y distinta de todas las celdas es la M06-2015.

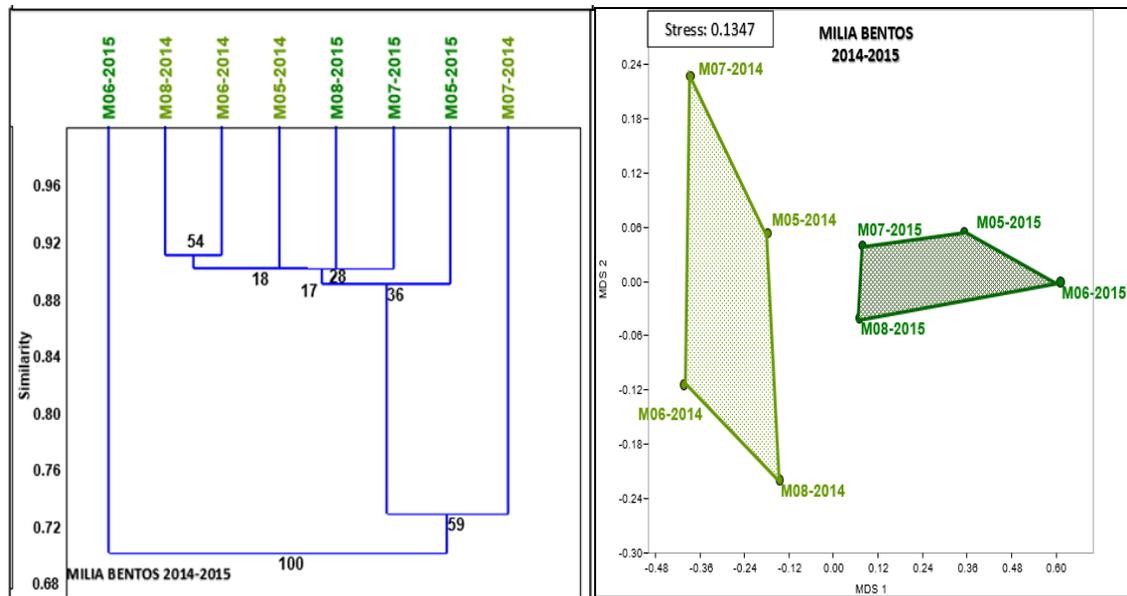


Figura 34. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tancat de Milia: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).

3.6.2.2 Epibentos

En la figura 35 y 38 se muestran las similitudes de las celdas en el epibentos del tancat de Milia.

Comparación de las celdas entre los dos años

Comparando las celdas del tancat de Milia para el 2014 y 2015, no se observa una similitud de las mismas.

Comparación de las celdas para en el mismo año

Durante el año 2014 se encuentran desagrupadas, pero sólo los puntos M07-2014 y M08-2014 ubicados en la laguna presentaron una similitud del 96% y para el 2015, las celdas son más similares y se encuentran mejor agrupadas que en el 2014, pero no son muy similares según su vecindad.

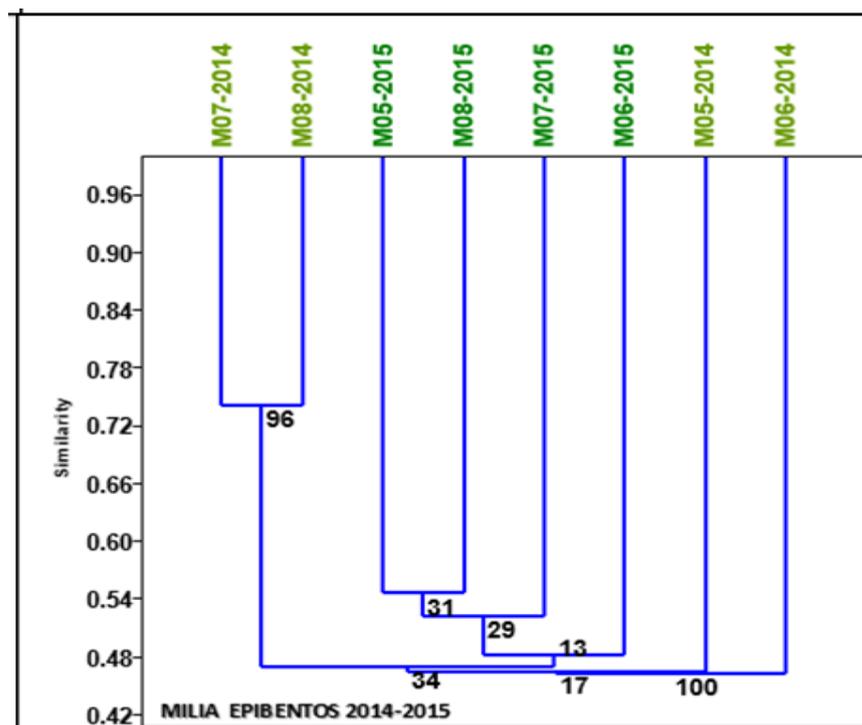


Figura 35. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Milia -Índice de Jaccard.

3.6.3 Tancat de Illa

3.6.3.1 Bentos

La similitud espacial y según el dendrograma de agrupamiento jerárquico en el bentos de Illa se muestra en la figura 36.

Comparación de las celdas entre los dos años

Entre el 2014 y 2015 las celdas se encuentran desagrupadas y no se observa una similitud entre las celdas.

Comparación de las celdas para en el mismo año

Durante el mismo año no hay una similitud muy marcada entre la comunidad de macroinvertebrados presentes entre las celdas vecinas. Observándose sólo que las dos celdas intermedias tienen una similitud del 32 % para el 2014 y para el 2015 las dos celdas intermedias (I03-2015 y I05 -2015) y la laguna se encuentran agrupadas y presentan una de similitud del 27% en la estructura de la comunidad, pero la celda I07-2015 es la más alejada de todas las celdas, no presentando similitud alguna.

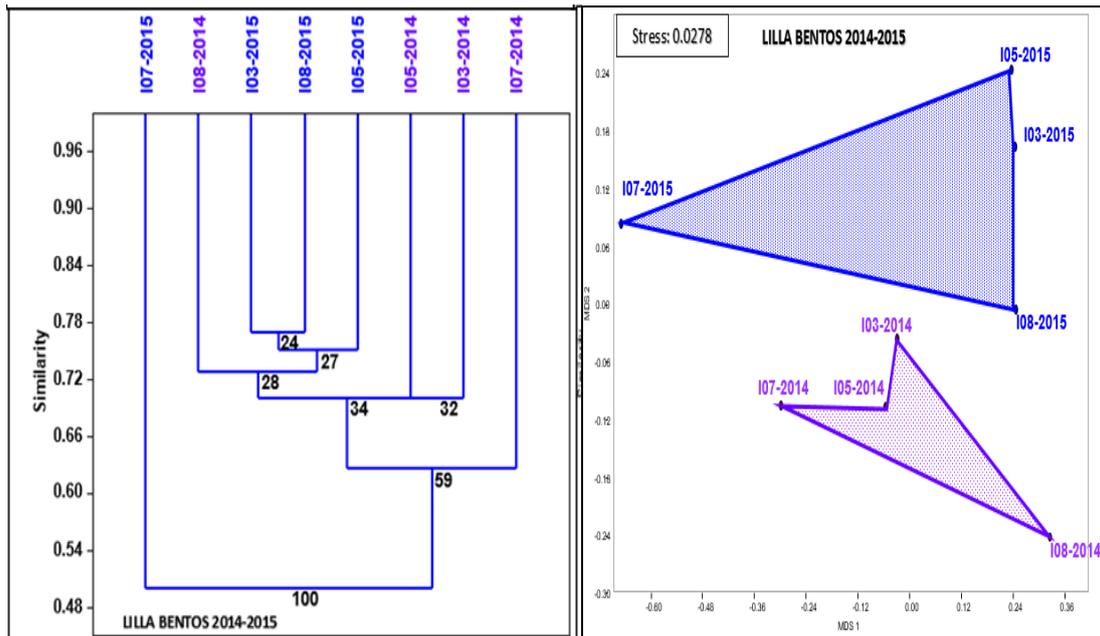


Figura 36. Similitud de la comunidad de macroinvertebrados del bentos en las celdas del tanca de Illa: izquierda (Dendrograma -Índice de Jaccard) y derecha (Similitud espacial- Bray Curtis).

3.6.4 Epibentos

En las figuras 37 y 38 se muestra la similitud espacial y según el dendrograma jerárquico del epibentos del tanca de Illa.

Comparación de las celdas entre los dos años

Entre ambos años las celdas no son tan similares en la comunidad de macroinvertebrados presentes, pero según el análisis espacial hay una superposición del grado de similitud, debido a los ostrácodos y porque en el 2015 las celdas están dispersas, por lo que no se ven representadas las agrupaciones en el dendrograma ni el espacio.

Comparación de las celdas para en el mismo año

Durante el mismo año las celdas que presentan mayor similitud según su vecindad fueron en el 2014 las celdas intermedias (I05-2014 e I07-2014) con un 43 % de similitud, siendo la laguna es la que no presenta similitud con las demás celdas. Para el 2015 no hay similitud según la vecindad de las celdas según el paso del agua.

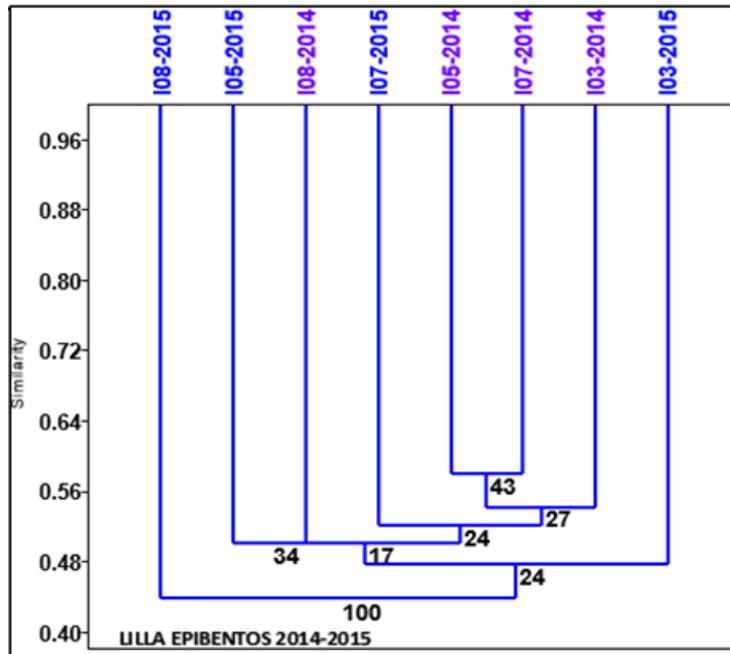


Figura 37. Dendrograma de agrupamiento jerárquico en el epibentos para el tancat de Illa.-Índice de Jaccard.

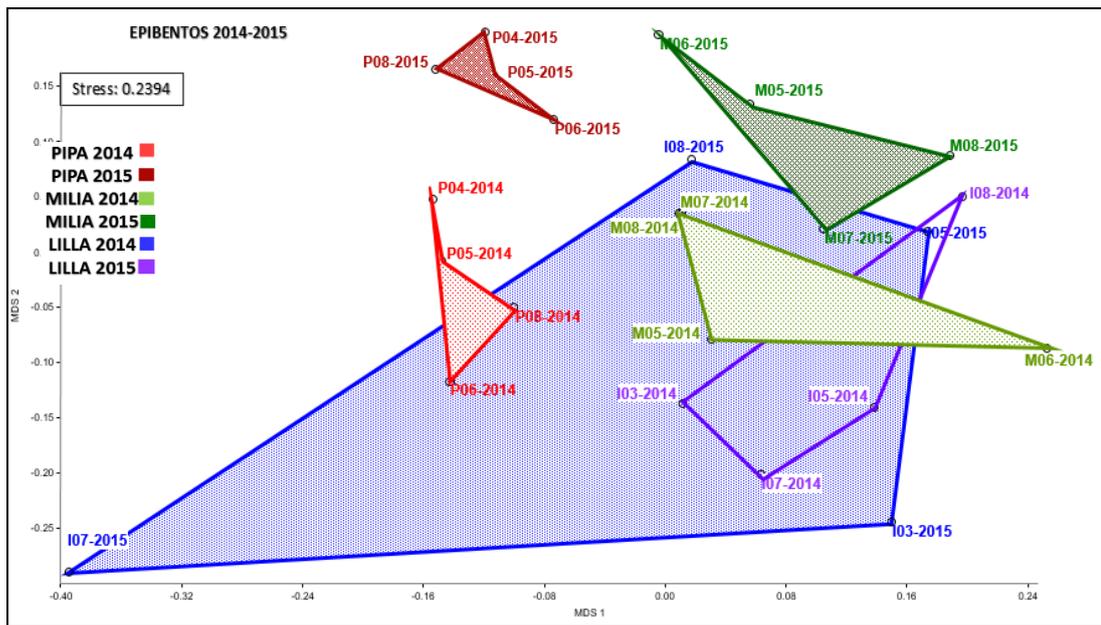


Figura 38. Similitud espacial de la comunidad del epibentos - Bray Curtis.

3.6.5 Discusión general sobre la similitud de la comunidad de macroinvertebrados en las distintas celdas de los humedales

Según los resultados en el bentos como en el epibentos obtenidos no parece en principio que haya una similitud espacial ni de distancias próximas entre la comunidad de macroinvertebrados presentes en las celdas. Por tanto no hay una

pauta clara de que las comunidades taxonómicas en un mismo humedal sean similares, ya que la comunidad presente en una celda no es especialmente similar a las de las dos celdas vecinas, tampoco que la comunidad presente en una celda en un año sea bastante similar a la que habrá en ese mismo lugar al año siguiente. Esto puede mostrar que hay factores que influirían de una manera muy local y que quizás para observar una pautas más claras se necesario tener un esfuerzo maestro mayor o se podría realizar una gestión rigurosa de la gestión hidráulica y de vegetación de los humedales.

En general comparando los tres humedales, el tancat de Milia en el bentos muestra mayor diferenciación espacial entre las celdas entre el 2014 y 2015 y durante el mismo año, mientras el tancat de Pipa tiene mayor similitud espacial y según el dendrograma de agrupamiento para ambos años.

3.7 EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

A continuación se muestra la evolución del proceso depurador en las celdas de cada humedal para cada año, a través de la aplicación de los índices de Margalef, Shannon (H') y Buzas and Gibson's para evaluar el estado ecológico del tancat.

3.7.1 Tancat de Pipa

En la figura 39 se muestra la variación de los índices en el tancat de la Pipa.

3.7.1.1 Variación del índice para cada año

Los índices evaluados, a excepción de Buzas and Gibson's 1 se incrementan el celda de entrada (P04) y disminuyen para el 2015, a excepción del índice de Margalef que se incrementa en la laguna para el 2015 respecto al 2014.

3.7.1.2 Variación según el flujo depurador

Los valores de diversidad de Shannon (H') variaron entre 1.2 y 1.5, asimismo no hay cambio notable correspondiente a la variación de este índice entre las diferentes celdas y para los dos años.

El índice de Margalef presenta su valor más bajo en la celda P04-2014 (0.8) y su valor más alto en P08-2015 (1.5), sin embargo no presenta una tendencia clara según el flujo depurador del agua a lo largo del tancat.

El índice de Buzas and Gibson's, tiene una tendencia a disminuir desde la celda P04-2014, con su valor máximo de 0.7 hasta la celda P06-2015 (0.3), sin embargo en la laguna (P08), su valor se incrementa.

El índice IMN, durante el 2014 tiene una tendencia a aumentar hasta la celda P06, en la celda P08 disminuye, sin embargo para el 2015 no se observa una tendencia según el flujo de depuración del agua.

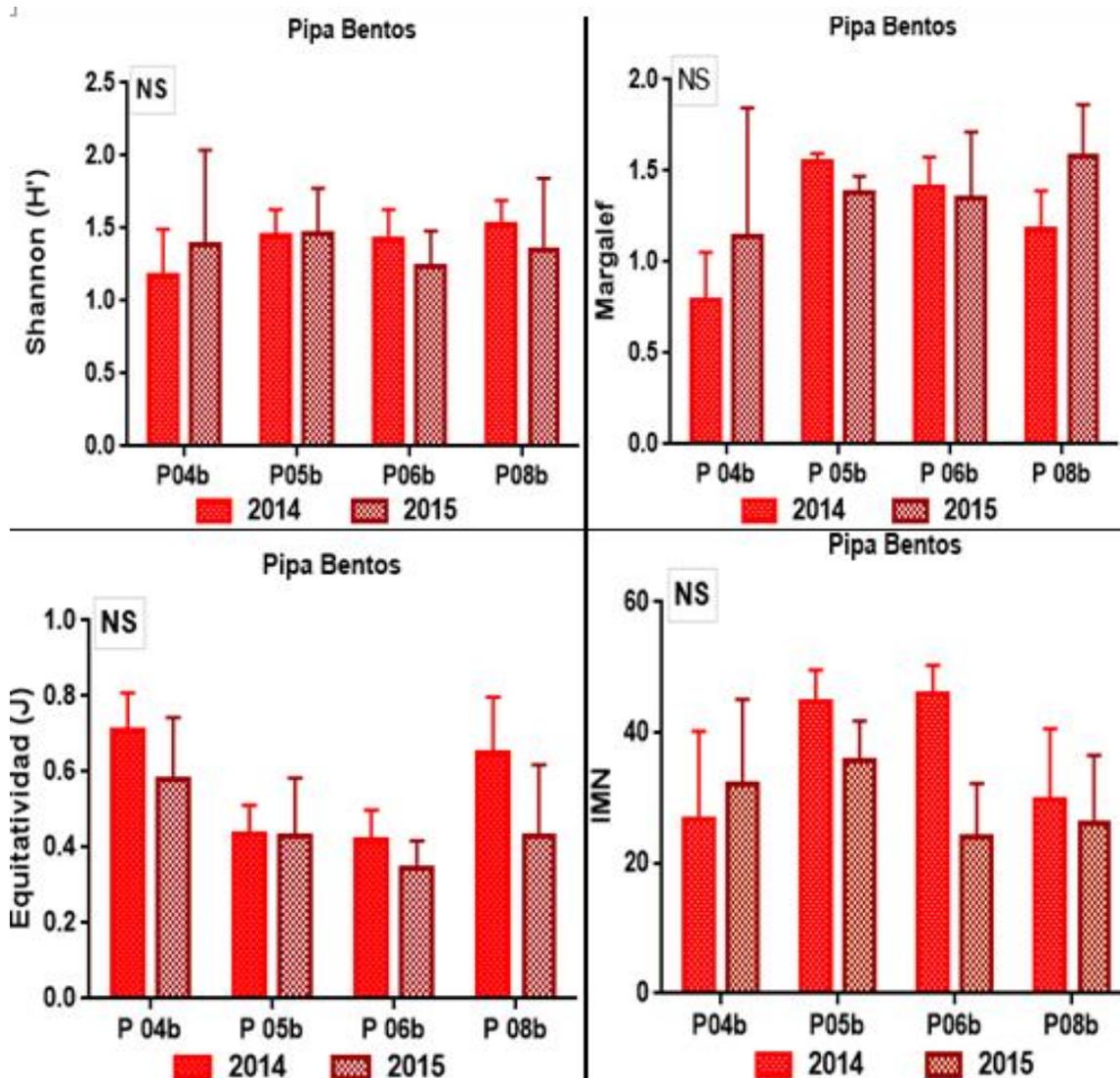


Figura 39. Índices estudiados (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Walis para las muestras de bentos (ns = no significativo).

3.7.2 Tancat de Milia

En la figura 40 se muestran los índices del tancat de Milia.

3.7.2.1 Variación del índice para cada año

Todos los índices evaluados disminuyen para el año 2015 en relación al 2014.

3.7.2.2 Variación según el flujo depurador

Los índices de Shannon, Margalef y Buzas and Gibson's, muestran una tendencia de disminución en las tres primeras celdas por las cuales pasa el agua a tratar, sin embargo en la laguna (M08), los valores de los índices se incrementan hasta alcanzarse el mismo valor de la celda de entrada de agua (M04).

El índice IMN disminuye para el 2015 en todas las celdas, a excepción de la M08 mostrándose casi invariable a lo largo del flujo de depuración del agua.

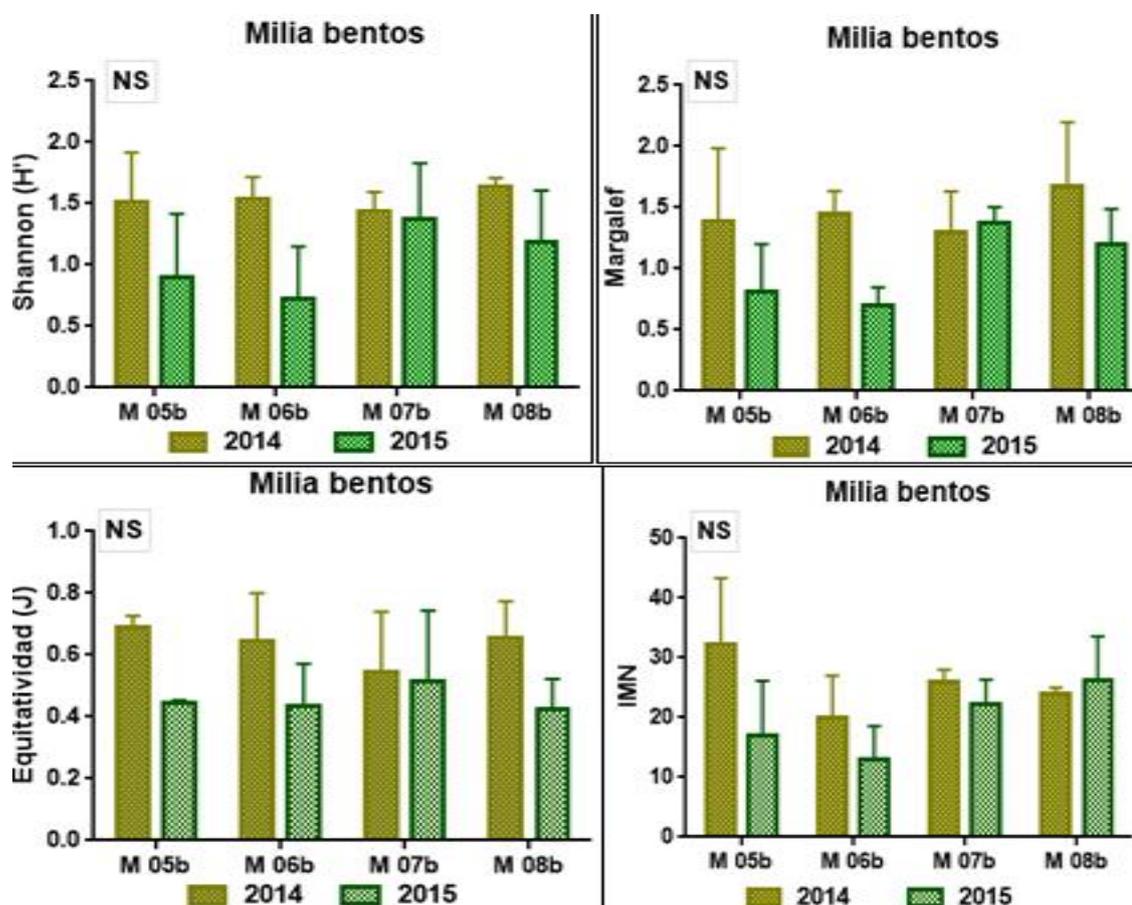


Figura 40. Índices estudiados (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Wallis para las muestras de bentos (ns = no significativo).

3.7.3 Tancat de Illa

En la figura 41 se muestran los índices del tancat de Illa.

3.7.3.1 Variación del índice para cada año

Los índices de Shannon, IMN y Margalef, para el 2015 disminuyen en todas las celdas, pero en la laguna se incrementan, sin embargo el índice de Buzas and Gibson's disminuye en todas las celdas.

3.7.3.2 Variación según el flujo depurador

El índice de Shannon, Margalef e IMN, tienen el mismo comportamiento para describir el proceso depurador de las aguas del tancat, observándose una disminución de los tres índices, sin embargo en la laguna (I08) los índices tienden al incremento.

La variación del índice de Buzas and Gibson's tiene una tendencia a disminuir, sin embargo en la celda I07 aumenta y disminuyen nuevamente en la laguna.

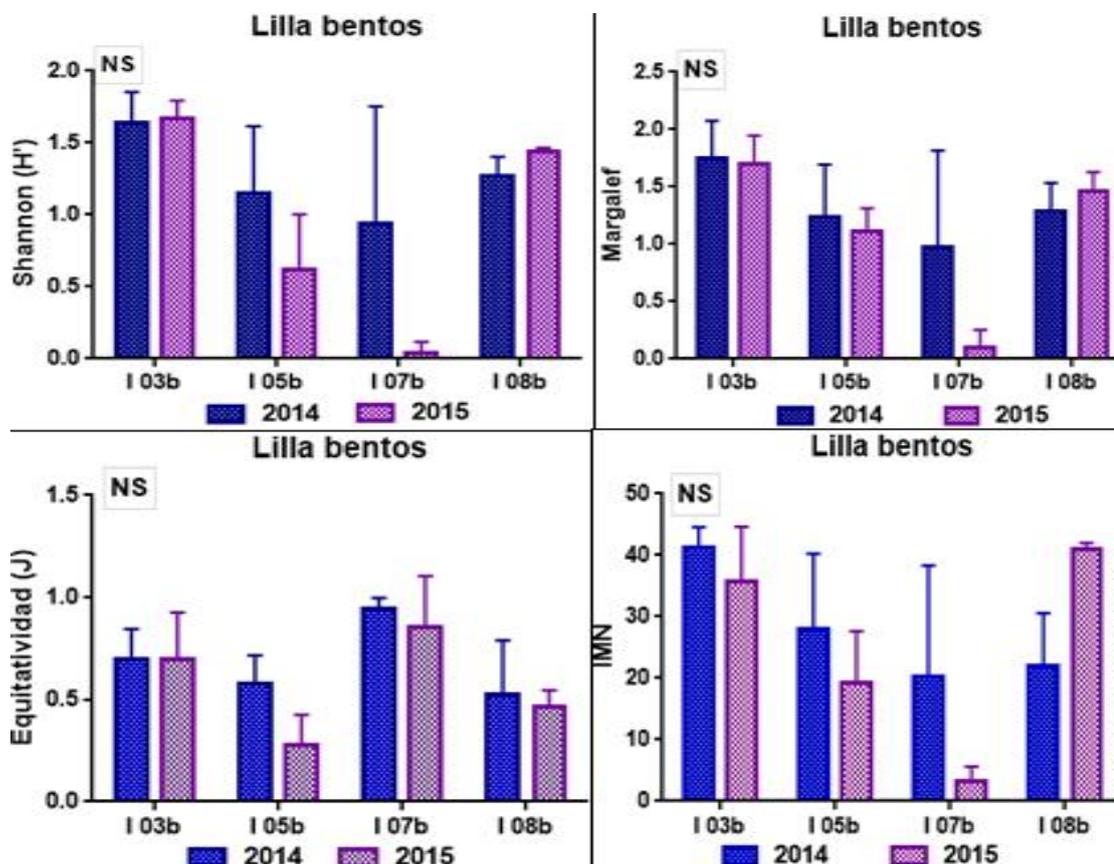


Figura 41. Índices (Margalef, Shannon, equitatividad e IMN). Se incluye los valores estadísticos de Kruskal-Wallis para las muestras de bentos (ns = no significativo).

3.7.4 Análisis de los índices obtenidos en los tres tancats

Para el 2015 en los tres tancats se ha podido observar que los índices del estado ecológico disminuyen respecto al 2014.

El índice de Shannon para el tancat de Pipa oscila entre 1.1 y 1.4, en el tancat de Milia entre 0.7 y 1.5 y en Illa entre 0.1 y 1.7. Los valores obtenidos con el índice de Shannon que tienen los arrozales (0.9) y en el sedimento del lago de l'Albufera (1.12) en marzo del 2014 y en promedio anual de 0.71 y para el litoral 1.75 (Rueda y Molina, 2014). Comparando ello con los resultados obtenidos, en los tancats los valores son superiores al promedio general del índice de Shannon en los arrozales y el sedimento del lago, a excepción de una celda del tancat de Illa. Así mismo cabe mencionar que en ambientes no perturbados y con elevada diversidad el índice de Shannon es de 6 bits.

Whilhm & Dorris (1968) han clasificado los distintos grados de contaminación, pero calibrados para ríos, (>3 : indican aguas limpias, entre 1-3: aguas ligeramente contaminadas y <1 aguas intensamente contaminadas. También Staub *et al* (1970), clasificó los valores de H' (1-2: contaminación moderada y entre 0-1: contaminación severa). Según esta clasificación los índices obtenidos que los tres tancats tienen aguas ligeramente contaminadas, sin embargo esta denominación sería subjetiva ya que esta clasificación diferencian pocos grados de contaminación, además que son calibrados para ríos (Washington, 1984).

El índice de Margalef de Pipa y Milia se sitúan entre 0.8 y 1.6, y en Illa entre 0.7 y 1.75, estos valores al compararse con el índice obtenido en los arrozales (0.49) (Rueda y Molina, 2014), resulta ser mayor en los tancats, lo que nos indica que los tres humedales presentan mayor riqueza de macroinvertebrados bentónicos. Sin embargo comparando con la riqueza que tiene el sedimento del lago de l'Albufera; el valor medio es de 7.17 y 21.33 en el litoral, se observa que en la laguna el índice de Margalef es muchísimo mayor que en los tres tancats. Por tanto los tancats presentan valores bajos de este índice indican una fuerte perturbación del hábitat (Rueda y Molina, 2014). Asimismo cabe mencionar que en la laguna hay una mejora del índice de riqueza para los tres tancats, lo cual indicaría que hay cierta mejora en el flujo de depuración.

El índice de equitatividad de Buzas and Gibson's en Pipa y Milia oscilan entre 0.4 y 0.7 y en Illa entre 0.3 y 0.9, comparando ello con el índice de los arrozales (0.5) (Rueda y Molina, 2014), nos indica que la distribución de los macroinvertebrados bentónicos en los tres tancats es más equitativa respecto al arrozal.

El índice de modo de nutrición en el tancat de Pipa se sitúa entre 27 y 47, en Milia entre 18 y 32 y en Illa entre 19 y 42, los que comparando con el valor de los arrozales (27), resultan ser superiores en los tancats. Comparando los resultados obtenidos con el IMN del valor medio del sedimento del lago de l'Albufera que es 10.33 y para el litoral es 46.67, se observa que los valores en los tancats son superiores a los del lago, que se sitúa en una clase III y cuyo significado corresponde a una red nutricional poco diversificado para el litoral (Rueda y Molina, 2014).

Según el análisis no paramétrico de Kruskal-Walis, los resultados obtenidos indican que las varianzas de los índices no presentan contraste estadístico suficiente, al resultar no significativo el análisis entre una celda y otra para los dos años, esto se da en los tres tancats.

Los índices de Shannon, IMN y Margalef, nos muestran que hay una ligera mejora en el flujo de depuración del agua, ya que en los tres tancats estos valores se incrementan en la laguna, por tanto el uso de estos índices nos permiten valorar el estado ecológico de los sistemas muestreados.

3.8 ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE LA CALIDAD AMBIENTAL Y LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS

A continuación se muestran los grupos tróficos relacionados con los parámetros físico-químicos del sedimento para bentos y de agua para epibentos.

3.8.1 Tancat de Pipa

Los parámetros físico químicos que influyen de manera directa en la presencia de los limnívoros y omnívoros son la clorofila, materia orgánica, el fósforo total y la conductividad eléctrica, ya que si estos parámetros se incrementan, también aumenta la abundancia de los grupos nutricionales (figura 42).

En los filtradores tienen una relación negativa con fósforo total, indicando que si se incrementa el fósforo, disminuye la abundancia de los filtradores.

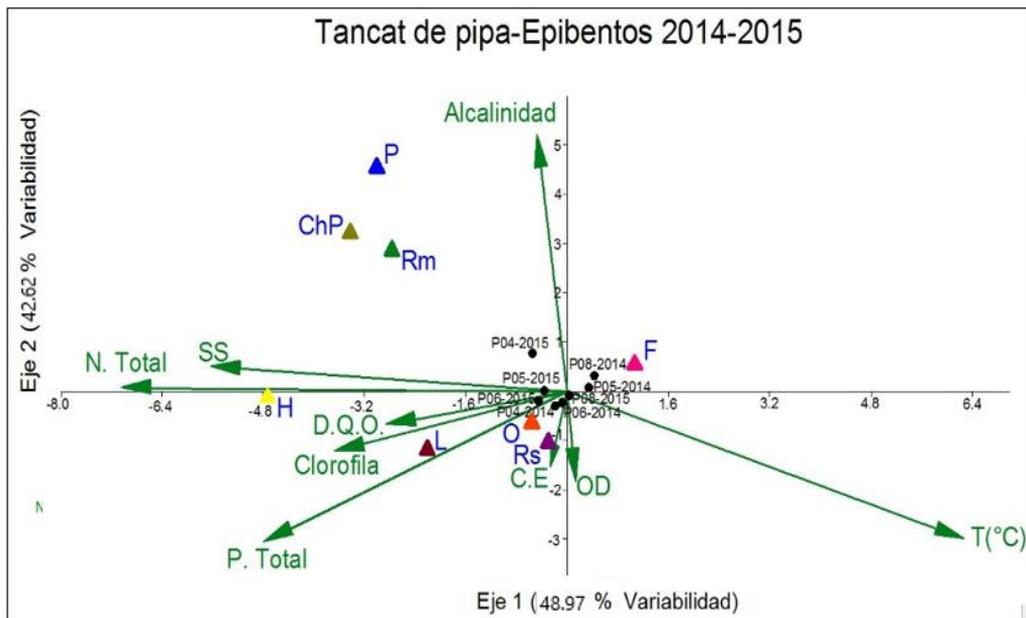


Figura 42. Análisis de correspondencia canónica para epibentos del tancat de Pipa.

3.8.2 Tancat de Milia

En el tancat de Milia en la abundancia de omnívoros influyen la materia orgánica, oxígeno disuelto, la conductividad eléctrica, los sólidos suspendidos y el fósforo total. Los filtradores presentan una relación directa con el nitrógeno y una relación inversa con el fósforo (figura 43).

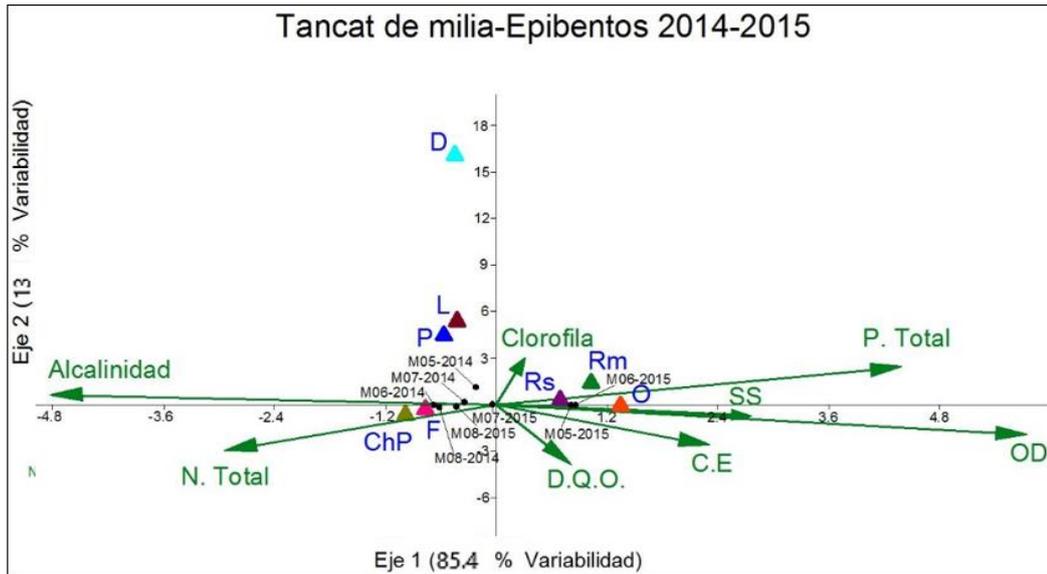


Figura 43. Anàlisi de correspondència canònica para epibentos del tancat de Milia.

3.8.3 Tancat de Illa

Los limnívoros y omnívoros se relacionan con los sólidos suspendidos, el fósforo, la conductividad eléctrica, la clorofila y materia orgánica. Los filtradores están más asociados al nitrógeno y al igual que en los demás tancats presenta una relación negativa con el fósforo (figura 44).

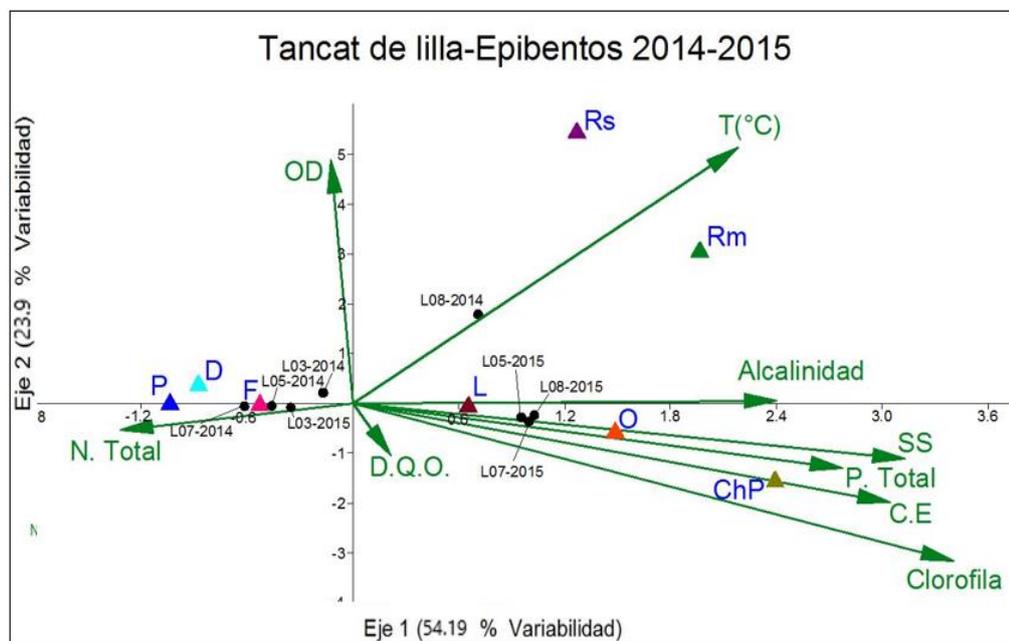


Figura 44. Anàlisi de correspondència canònica para epibentos del tancat de Illa.

3.8.4 Análisis general de los tancats

Los resultados nos muestran como algunos parámetros físico químicos como el fósforo, materia orgánica, sólidos suspendidos y clorofila, influyen de manera directa en la presencia de los grupos tróficos más abundantes que fueron los limnóvoros y omnívoros en los tres humedales artificiales. Asimismo en los filtradores hay una influencia directa del nitrógeno.

En los tancats de Milia e Illa, al incrementarse los valores de los parámetros físico químicos que influyen en la presencia de los macroinvertebrados de estrategia más oportunistas, disminuyen los detritívoros que indican ambientes con mayor calidad (Rueda y Molina, 2014). Por tanto los organismos son más sensibles a los valores elevados de conductividad, nutrientes y sólidos suspendidos (Alba-Tercedor 1996).

3.9 VALORACIÓN DE LA CALIDAD AMBIENTAL EN FUNCIÓN AL ÍNDICE MODO DE NUTRICIÓN (IMN).

3.9.1 Bentos

En la figura 45, se muestra el estado ecológico para los tres tancats.

3.9.1.1 Tancat de Pipa

Según la caracterización del estado ecológico para el tancat de Pipa no hay una mejora del estado ecológico, tanto para el 2014 como para el 2015, clasificándose en la mayoría de las celdas como un medio muy estresado.

3.9.1.2 Tancat de Milia

En el tancat de Milia en el 2014 no se produce cambio alguno del estado ecológico según el flujo del agua, sin embargo para el 2015, las dos primeras celdas (M05 y M06), se encuentran fuertemente estresadas, observándose una leve mejora en la laguna, al pasar a ser un medio estresado al igual que sucede en el 2014.

3.9.1.3 Tancat de Illa

Durante el 2014 el estado ecológico del tancat de Illa fue empeorando al pasar de un medio muy estresado a fuertemente estresado en la laguna (P08-2014). En el 2015 no se observa una mejora clara del estado ecológico ya que las celdas I05-2015 y I07-2015 se encuentran fuertemente estresadas, mejorando ligeramente la calidad del medio a pasar a la categoría de medio estresado.

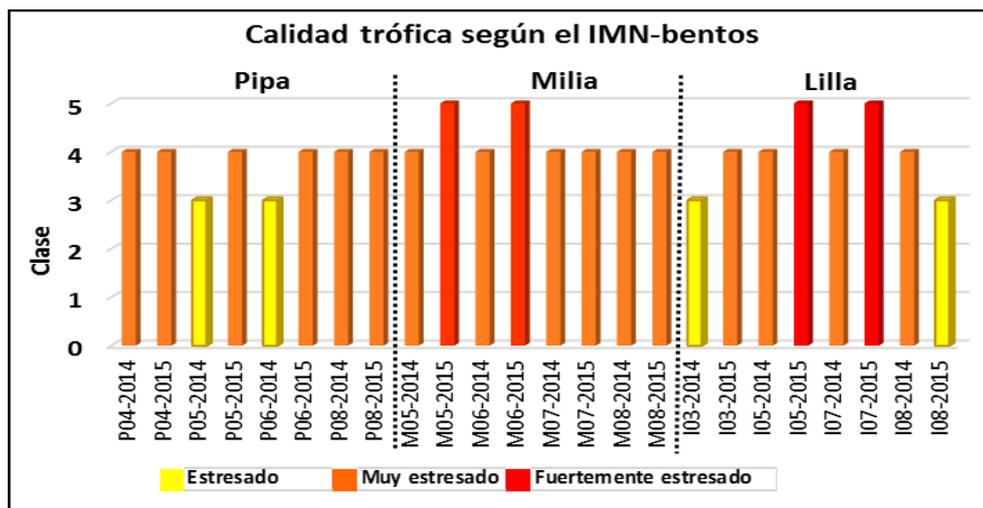


Figura 45. Estado ecológico de la comunidad bentónica de los tres tancats.

3.9.2 Epibentos

En la figura 46 se muestra la clasificación del estado ecológico de los tres humedales según el modo de nutrición.

3.9.2.1 Tancat de Pipa

En el 2014 no se observa mejora alguna en el estado ecológico del tancat de Pipa, sin embargo para el 2015, hay un leve empeoramiento del estado ecológico, ya que en el punto de entrada del agua P04-2015 se encuentra con tendencia al estrés, pero a medida que se da el proceso de depuración, termina en la laguna como medio muy estresado.

3.9.2.2 Tancat de Milia

En el tancat de Milia durante el 2014 hay un empeoramiento del estado ecológico, caracterizándose la laguna (M08) como fuertemente estresada, sin embargo en el 2015 todas las celdas se encuentran muy estresadas.

3.9.2.3 Tancat de Illa

Durante el 2014, según el flujo depurador del agua se observa una mejora del estado ecológico en la laguna, clasificado como un medio con tendencia al estrés, no obstante para el 2015 hay un empeoramiento del tancat, ya que en todas las celdas se encuentra la clasificación del estado ecológico como muy estresado.

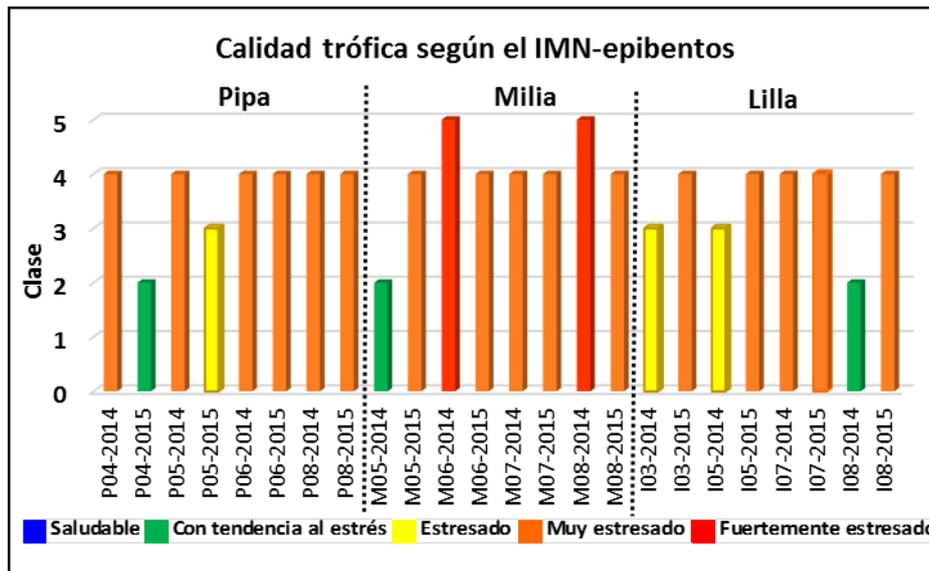


Figura 46. Estado ecológico de la comunidad epibentónica de los tres tancats.

3.9.3 Análisis general de los tres tancats

Según la caracterización del estado ecológico propuesto por Rueda *et al* (2005), en los tres tancats la mayoría de celdas se muestran como muy estresadas, pertenecientes a una clase IV para las muestras bentónicas y epibentónicas para ambos años de estudio. Asimismo en el epibentos para el 2015 hubo un ligero empeoramiento del estado ecológico en los tres tancats. Estos cambios en el estado ecológico están influenciados por la calidad del agua, la integridad biótica, las interacciones bióticas, la morfología del hábitad y el régimen de flujos (Segnini, 2003). Los valores registrados en el lago de L'Albufera, clasifican el estado ecológico como un medio fuertemente estresado y una red nutricional muy simplificada (Clase V) (Rueda y Molina, 2014). Por tanto los tancats presentan mayores grupos nutricionales en relación al lago.

IV. CONCLUSIONES

- Entre los humedales no se observa la homogeneidad taxonómica que cabría esperar por la similitud que tienen como hábitats o por la proximidad geográfica. No obstante la predominancia en general de ostrácodos y cladóceros es consistente con lo que ocurre en todo el Parque Natural.
- La presencia de algunos grupos exclusivos en cada uno de los humedales, resulta especialmente interesante y merecería una profundización en su estudio, extensible además a todo el ámbito del Parque de la Albufera.
- De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, los grupos de nutrición serían una manera de abordar estudios desde el punto de vista del control ambiental, sin necesidad de hacer una profundización en el conocimiento taxonómico. Esto simplificaría el esfuerzo en los estudios de monitoreo, mientras que nos ofrecerían resultados fiables y comparables.
- De forma general los estudios de calidad ambiental tiene una gran potencialidad el enfoque de la diversidad trófica frente a la puramente taxonómica.
- En los tres humedales artificiales según se produce el proceso depurador no se refleja en un aumento de la diversidad de los grupos taxonómicos o grupos nutricionales.

Al comparar los resultados físico químicos y los macroinvertebrados, no se observa que el proceso depurador del agua produzca una mejora de las comunidades biológicas que a lo largo de las celdas de los humedales. Habría que realizar un estudio más largo y controlar de manera más rigurosa la gestión de los humedales.

- La conclusión anterior se ve reforzada por la falta de pautas de similitud observadas tanto espacial como temporalmente entre la composición taxonómica de las comunidades de las celdas de los humedales.

- La calidad del ambiente en los tres humedales a pesar de su paso por las celdas no mejora respecto de la categoría de muy estresado. Sin embargo presenta una mejora respecto al agua del lago de L`Albufera que es fuertemente estresado.
- A partir de este trabajo es posible tener pautas para una planificación y diseño muestral de trabajos futuros, que permitan evaluar la repercusión de la calidad del agua en el medio biológico.
- Desde una perspectiva más técnica el profundizar en el estudio de la diversidad de macroinvertebrados considerando diversidad beta y gamma a pesar de que en este trabajo no se han considerado.

V. BIBLIOGRAFIA

- ACOSTA, R., RIERADEVALL, M., RÍOS, B. & PRAT, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnética*. 28:35-64.
- ALONSO, M. (1996). Crustácea, Branchiopoda. Fauna Ibérica. MNCN, CSIC. 486 pp.
- ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería- España. 203-213.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, S. ROBLES, C. E. SÁINZ CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDALABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. (2004). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (=BMWP'). *Limnética*. 21: 175-185.
- ALBA-TERCEDOR, J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellowell (1978). *Limnética*. 4: 51-56.
- ALONSO, A., CAMARGO J. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. Dpto. Interuniversitario de Ecología. Universidad de Alcalá. *Ecosistemas*. 14 (3): 87-99. E-28871.
- ANGELIER, E. (2002). *Ecología de las aguas corrientes*. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España.
- BATTY L., ATKIN, L., MANNING D. (2005). Environmental Pollution. Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities .School of Civil Engineering and Geosciences, University of Newcastle. 138: 412-419.
- BASSET, A., SANGIORGIO, F. & PINNA, M. (2004). Monitoring with benthic macroinvertebrates: advantages and disadvantages of body size descriptors. *Aquatic conservation*. 14: 43-58.
- BROCHET, A.L., GAUTHIER-CLERC, M., GUILLEMAIN, M., FRITZ, H., WATERKEYN, A., BALTANÁS, Á. & GREEN, A.J. (2010). Field evidence of dispersal of branchiopods, ostracods and bryozoans by teal (*Anas crecca*) in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*. 637(1): 255-261.
- BUND, W., GOEDKOOP, W. & JOHNSON, R. (1994). Effects of deposit-feeder activity on bacterial production and abundance in profundal lake sediment. *North American Benthological Society*. 13: 532-539.
- CAMARGO, J. A., ALONSO A. Y DE LA PUENTE M. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment*. 96: 233-249.

- CAMARGO, J. A., ALONSO A. Y DE LA PUENTE M. (2005). Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Ecosistemas 14 (3). Septiembre 2005. 97. Central Spain. Water Research 39: 3376-3384.
- DE JONG, Y.S.D.M. (ed.). (2013). Fauna Europea versión 2.6. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org> [Consulta: 10 de septiembre de 2015].
- D.O.C.E. (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*. D.O.C.E. L 327 de 22.12.00. 69 pp.
- GARCÍA, J., CORZO, A. (2008). Depuración con Humedales Construidos Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial. 98 pp.
- GOOGLE INC. (2015). Google Earth (Versión 7.1.5.1557) [Software].
- GRAPHPAD SOFTWARE, INC. (2015). Prism 6 (Versión 6.07) [Software].
- HALFFTER, G., C. E. MORENO Y E. O. PINEDA. (2001). Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, 80 pp.
- HAMMER, O., HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis (Versión 2.17c) [Software].
- HERRMANN, J. (2012). Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden. Limnologica 42, 299–309.
- HERNÁNDEZ-CRESPO C. (2013). Evaluación de contenidos de sulfuros ácidos volátiles y metales extraídos simultáneamente en los sedimentos de l'Albufera de Valencia. Modelación matemática de procesos biogeoquímicos en el perfil del sedimento.
- HELLAWELL, J.M. (1978). Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage. 332 pp.
- HOBACK, W.W. Y STANLEY, D.W. (2001). Insects in hypoxia. Journal of Insect Physiology. 47: 533-542.
- IWA (2000). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Publishing, London, UK, 156 pp.
- JUÁREZ M., SÁNCHEZ A., JORDÁ J.D., SÁNCHEZ A.J. (2006). Diagnóstico del potencial nutritivo del suelo. Publicaciones Universidad de Alicante.
- KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. (2008). Treatment Wetlands, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- KOTOV, A. A., & F. D. FERRARI. (2010). The taxonomic research of Jules Richard on Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) and his collection at the National Museum of Natural History, USA. Zootaxa, 2551: 37-64.

- LIFE ALBUFERA. (2015). Informe del primer año de resultados de la monitorización del impacto de la gestión sobre la calidad del agua y sedimentos. 91 pp.
- LIFE ALBUFERA <<http://www.lifealbufera.org>> [Consulta: 3 de septiembre de 2015].
- MARTÍN M. (2008). El sistema de filtros verdes del tancat de la Pipa. *Ambienta*. 83:53-56.
- MARTIN, M., HERNÁNDEZ, C. (2014). Humedales Artificiales en el Tratamiento de Aguas. Seminario Humedales Artificiales. Universidad Politécnica de Valencia.
- MARÍN, L. (2007). Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- MORENO, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- OCDE (1982). Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. Paris. 164 pp.
- OSCOZ, J., D. GALICIA, & R. MIRANDA. (2011). Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain. Springer.
- PETTIGROVE, V., HOFFMANN, A. (2005). A field-based microcosm method to assess the effects of polluted urban stream sediments on aquatic macroinvertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 170–180.
- RAMSAR CONVENTION. (1971). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitad de Aves Acuáticas. Ramsar Convention Bureau. Ramsar.
- RAWSON, C.A., LIM, R.P., TREMBLAY, L.A., WARNE, M.S.J., YING, G.-G., LAGINESTRA, E., CHAPMAN, J.C. (2010). Benthic macroinvertebrate assemblages in remediated wetlands around Sydney, Australia. *Ecotoxicology*. 19, 1589–1600.
- RIBERA, I., AGUILERA, P., HERNANDO, C. Y MILLÁN, A. (2002). Los coleópteros acuáticos de la Península Ibérica. *Quercus*. 201: 38-42.
- RIENZO J.A., CASANOVES F., BALZARINI M.G., GONZALEZ L., TABLADA M. & ROBLEDO C.W. 2015. InfoStat (Versión 2015) [Software].
- ROSKOV, Y., T. KUNZE, T. ORRELL, L. ABUCAY, A. CULHAM, N. BAILLY, P. KIRK, T. BOURGOIN, R. E. DEWALT, W. DECOCK & A. DE WEVER A. (2014). Species 2000 & ITIS Catalogue of Life. www.catalogueoflife.org/col. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., DE PAUW, N., (2004). Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis. *Ecol. Eng.* 23, 151–163.
- ROLDÁN, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de calidad del agua. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*. 23 (88): 375-87. ISSN 0370-3908.

- ROLDÁN, G. (2003). Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 164 pp.
- RUEDA, J., AGUILAR-ALBEROLA, J.A. & F., MEZQUITA. (2006.) Contribución al conocimiento de los crustáceos (Arthropoda, Crustacea) de las Malladas de la Devesa del Parque Natural de la Albufera (Valencia). Boletín de la Asociación Española de Entomología. 30: 9-29.
- RUEDA, J., HERNÁNDEZ, R., MEZQUITA, F., LÓPEZ, C. & RUEDA, Y. (2002). Influencia de la comarca del Alto Mijares sobre la calidad biológica del río que le da nombre, sus invertebrados y su bosque de ribera. Fundación Bancaja. Segorbe - España. 192 pp.
- RUEDA, J., R. HERNÁNDEZ & C. LÓPEZ. (2005). Evaluación de la calidad de los ecosistemas acuáticos a partir del modo de nutrición (IMN) de sus macroinvertebrados. Una adaptación para la educación secundaria. Didáctica de las ciencias experimentales y sociales. España. 19: 103-114.
- RUEDA, J., MEZQUITA-JOANES, F., VALENTÍN, A. & DIES, B. (2013). Inventario de los macroinvertebrados acuáticos del “Ullal de Baldoví” (Sueca, Valencia, España) tras un programa de restauración. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Sec. Biol. 107: 1-9.
- RUEDA, J. & MOLINA, C. (2014). Estudio de la calidad biológica del ambiente litoral de l’Albufera. Informe final de Juan Rueda Sevilla (AGULIM) para el Servicio Devesa-Albufera (Ajuntament de València). España. 39 pp.
- RUEDA, J. & MOLINA, C. (2014). Estudio de la flora sumergida y de la fauna de invertebrados acuáticos de seis arrozales vinculados a diferentes sectores hídricos de l’Albufera de valencia. Informe final de Juan Rueda Sevilla (AGULIM) para el Servicio Devesa-Albufera (Ajuntament de València). 60 pp.
- RUEDA J. & VILLAR H. (2008). Caracterización de la estructura trófica de los macroinvertebrados del río Júcar y sus tributarios, en la provincia de Albacete mediante la aplicación del Índice del Modo de Nutrición (IMN). España. Sabuco, 6: 53-70.
- SACCÒ, M., RUEDA, J., & BENEDITO V. (2014). Optimization of macroinvertebrate sampling methodology in rice fields of Albufera Natural Park (Valencia, Spain). Wetlands Biodiversity and Services: Tools for Socio-Ecological Development (International Wetlands Conference) - Huesca (Spain).
- SHARMA R., RAWAT, J., (2009). Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. Department of Environmental Sciences, H.N.B. Garhwal University, Post Box 67, Srinagar-Garhwal 246174, Uttarakhand, India. Ecological Indicators. 9, 118 – 128
- SEGNINI, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. Ecotropicos, 16: 45-63.
- STAUB, R., J. W. APPLING, A. M. HOFSTETTER Y J. HASS. (1970). The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. Bioscience 20: 905-912.

- SCHOLZ, M., HARRINGTON, R., CARROLL, P., MUSTAFA, A., (2007). The integrated constructed wetlands (ICW) concept. *Wetlands* 27, 337–354.
- TACHET, H., M. BOURNAUD & P. RICHOUX. (1987). Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces (Systématique élémentaire et aperçu écologique). CNRS Éditions. Paris.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNEAUD & P. USSEGLIO-POLATERA. (2003). Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie. CNRS Ed. Paris, 585 pp.
- TORO, J., SCHUSTER J.P., KUROSAWA J., ARAYA E. Y CONTRERAS M. (2003). Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores río Maipo. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. Memorias XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Santiago-Chile. 1-11.
- WALLACE, J. & WESTER, J. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*, 41: 115-139.
- WASINGTON, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
- UE (UNIÓN EUROPEA). Directiva 2000/60/CE de 23 de octubre de 2000. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. D.O.C.E. 69 pp.
- U.S. ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (1988). DESIGN MANUAL: Constructed Wetlands and Aquatic Plant System for Municipal Wastewater Treatment. EPA/625/1-88/022. US EPA Office of Water. Washington.
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, USA, 152 pp.
- WILHM, J. F. Y T. C. DORRIS. (1968). Biological parameters of water quality. *Bioscience* 18: 447- 481.
- WHILES, M R. & GOLDOWITZ, B.S. (2001). Hydrologic influences on insect emergence production from central Platte River wetlands. *Ecological Applications*, 11(6): 1829-1842.
- WHILES, M.R. & GOLDOWITZ, B.S. (2005). Macroinvertebrate communities in central Platte River wetlands: patterns across a hydrologic gradient. *Wetlands*, 25(2): 462-472.

ANEXO I. Tablas

Tabla 1. Rangos de calidad trófica según el IMN (Rueda *et al.*, 2005).

<i>Más de 70</i>	<i>I</i>	<i>Azul</i>	<i>Red trófica muy diversificada</i>	<i>Medio saludable</i>	<i>Buena</i>
<i>55 a 69</i>	II	Verde	Red trófica diversificada	Medio con tendencia al estrés	Acceptable
<i>40 a 69</i>	III	Amarillo	Red trófica poco diversificada	Medio estresado	Dudosa
<i>20 a 39</i>	IV	Naranja	Red trófica simplificada	Medio muy estresado	Crítica
<i>0 a 19</i>	v	Rojo	Red trófica muy simplificada	Medio fuertemente estresado	Muy crítica

Tabla 2. Macroinvertebrados de aguas someras con sus afinidades nutricionales.
MN = Modo de nutrición (Rueda *et al.*, 2005).

<i>Taxones</i>	<i>MN</i>
<i>PORIFERA, BRYOZOA</i>	F
<i>CNIDARIA, NEMERTEA, Hirudidae; Haemopsis sp. Erpobdellidae</i>	P
<i>PLATHYHELMINTHA, NEMATHELMINTHA: Nematoda, Gordiacea, Nematoda (bentos) / (Fango)</i>	ChP
<i>Aelosomatidae, Naididae</i>	F / L
<i>Branchiobdellidae, Glossiphoniidae, Piscicolidae, Hirudidae; Hirudo sp.</i>	O
<i>Otros anélidos / Polychaeta</i>	ChP
<i>Acroloxidae, Bythinellidae, Ferrissia, Melanopsidae, Neritidae, Valvatidae</i>	L / P
<i>Bithyniidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Planorbidae, Physidae, Viviparidae</i>	Rs
<i>Ampullaridae</i>	Rm
<i>Bivalvia (incluye Corbiculidae y Dreissenidae)</i>	H
<i>Acari La./Ad.</i>	F
<i>Oribatida</i>	ChP/P
<i>Ostracoda, Triopsidae, Gammaridae, Decapoda, Notostracea / Cladocera, Anostracea</i>	ChH
<i>Palaemon elegans</i>	O / F
<i>Oniscidea, Asellidae, Collembola</i>	P
<i>Caenidae,</i>	D
<i>Baetidae / Raptobaetopus)</i>	D
<i>Odonata</i>	Rm / P
<i>Heteroptera (excepto Corixidae)</i>	P
<i>Corixidae</i>	ChP
<i>Agriotypidae, Sisyridae</i>	S
<i>Pyralidae</i>	ChP
<i>Dytiscidae: Ad., Hygrobiidae, Hydrophilidae: La, Gyrinidae / Dytiscidae: La.</i>	H
<i>Eubriidae, Haliplidae, Helodidae, Hydraenidae, Hydrophilidae: Ad., Limnebiidae</i>	P/ChP
<i>Chrysomelidae, Helophoridae: Ad., Hydrochidae</i>	Rm
<i>Helophoridae: La.</i>	H
<i>Dryopidae</i>	O
<i>Ecnomidae, Molannidae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae</i>	D
<i>Glossosomatidae,</i>	P
<i>Hydroptilidae</i>	Rs
<i>Hydropsychidae, Philopotamidae, Psychomyiidae</i>	ChH
<i>Beraeidae, Limnephilidae: Apataniinae,</i>	F
<i>Orthoclaadiinae, Diamesinae, Corynoneurinae; Dixidae, Psychodidae</i>	H
<i>Tipulidae, Ephydriidae</i>	Rs
<i>Limoniidae, Chaoboridae, Tanypodinae</i>	D
<i>Cylindrotomidae</i>	P
<i>Ptychopteridae, Chironominae</i>	H
<i>Culicidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Syrphidae</i>	L
<i>Ceratopogonidae</i>	F
<i>Anthomyidae, Athericidae, Dolichopodidae, Empididae, Muscidae, Rhagionidae, Scatophagidae, Sciomyzidae, Tabanidae</i>	O
	ChP

Ad = Adultos; La = Larvas. ChP (Chupador predador); F (Filtrador); L (Limnívoro); O (Omnívoro); P (Predador); Rs (Raspador); H (Hervívoro); D (Detritívoro); ChH (Chupador herbívoro); Rm (Ramoneador) y S (Suctor). (Rueda *et al.*, 2005).

ANEXO II. Figuras

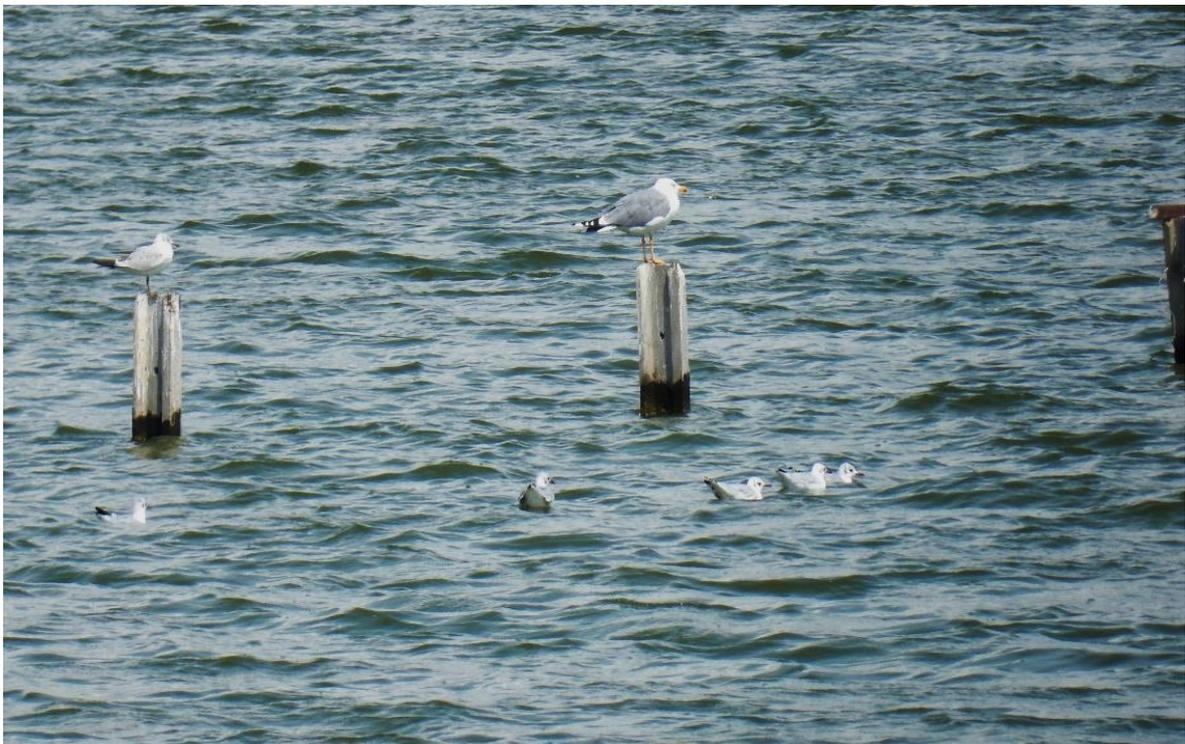


Figura 1. *Lago de l'Albufera.*

TANCAT DE PIPA



Figura 2. Vegetación del tancat.



Figura 3. Celda P05 del tancat de Pipa.



Figura 4. Laguna del tancat de Pipa.

TANCAT DE MILIA



Figura 5. . Aves encontradas en las celdas del tancat de Milia.



Figura 6. Flamencos en el tancat.

Figura 7. Celdas de muestreo en el tancat de Milia.



Figura 8. Vegetación plantada en las celdas del tancat de Milia.

TANCAT DE ILLA



Figura 9. Muestreo de epibentos.Figura



10. Ejemplar de la familia de Odonata.



Figura 11. Celda del tancat de Illa.



Figura 12. Laguna del tancat de Illa.

MACROINVERTEBRADOS MÁS COMUNES



Figura 13. Sub familia Chirimonoidae.



Figura 14. Sub familia tanyponidae.



Figura 15. Ostrácodos.



Figura 16. *Familia Cyclopodia.*



Figura 17. *Familia Euryceroydae.*



Figura 18. *Familia Ilyocryptidae.*

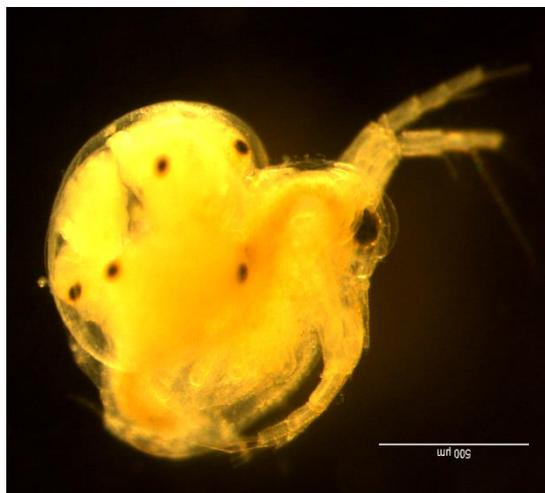


Figura 19. *Familia Moinidae.*



Figura 20. *Familia Daphnidae.*