



LIFE12 ENV/ES/000685



Informe del segundo año de resultados de la monitorización del impacto de la gestión sobre la calidad del agua y sedimentos.
ACCION C1



UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA



Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente



Con el apoyo de:





ABREVIATURAS Y DEFINICIONES.....	0
1. INTRODUCCIÓN	2
1.1 Objetivos de la acción C1	2
1.2 Grado de avance de la acción C1	5
2. Material y métodos	6
2.1 Trabajo de campo.....	6
2.1.1 Calidad de aguas.....	6
2.1.2 Sedimentos.....	9
2.1.3 Macroinvertebrados.....	10
2.2 Análisis de laboratorio	12
2.3 Tratamiento de los datos.....	16
2.4 Rendimientos de los sistemas	16
2.5 Procesamiento de datos de macroinvertebrados.....	17
3. Resultados.....	20
3.1 Calidad de aguas. Concentraciones.....	20
3.1.1 Resultados en el HATP	20
3.1.2 Resultados en el HATM	37
3.1.3 Resultados en el HATLI.....	47
3.2 Calidad de aguas. Rendimientos.....	59
3.2.1 Rendimientos en el HATP	59
3.2.2 Rendimientos en el HATM.....	61
3.2.3 Rendimientos en el HATLI.....	64
3.3 Deposición atmosférica	66
3.4 Sedimentos.....	68
3.5 Fitoplancton y zooplancton	71
3.6 Macroinvertebrados.....	79
3.6.1 Listado taxonómico	79
3.6.2 Análisis de la comunidad de macroinvertebrados en los tres HA.....	82
3.6.1 Análisis del estado ecológico a través del Índice de Modo de Nutrición (IMN).....	86
4. Resumen y Conclusiones.....	91



LIFE12 ENV/ES/000685



4.1	Calidad de aguas.....	91
4.2	Fitoplancton y zooplancton	94
4.3	Sedimentos.....	96
4.4	Macroinvertebrados.....	96
5.	Referencias.....	98



LIFE12 ENV/ES/000685



ABREVIATURAS Y DEFINICIONES

DQO: materia orgánica total

DQO₅: materia orgánica soluble

HA: Humedal Artificial

HHAA: Humedales Artificiales

HATLI: Humedal Artificial de Tancat de l'Illa

HATM: Humedal Artificial de Tancat de Milia

HATP: Humedal Artificial de Tancat de la Pipa

LR: laguna de reserva (sector C de HATP)

NT: nitrógeno total

OD: oxígeno disuelto

PT: fósforo total

Sector A: Celda de HA de flujo subsuperficial

Sector B: Celda de HA de flujo superficial

Sector C: Laguna somera

SST: sólidos suspendidos totales

SSV: sólidos suspendidos volátiles

TRH: tiempo de retención hidráulica



1. INTRODUCCIÓN

1.1 Objetivos de la acción C1

Uno de los objetivos del proyecto LIFE ALBUFERA es el de establecer las reglas de gestión más adecuadas en los humedales artificiales para optimizar conjuntamente la calidad de las aguas y la mejora de los hábitats y la biodiversidad. Dichas reglas de gestión, basadas en la gestión del recurso hídrico y de la gestión de la vegetación, deben evaluarse a partir de unos indicadores que se monitorizan a lo largo de la vida del proyecto. Tal y como establece la Directiva Marco de Aguas (2000/60/CE), la evaluación del estado ecológico de las masas de agua debe realizarse integrando la monitorización de indicadores tanto físico-químicos como hidromorfológicos y biológicos.

En este documento se recogen los resultados correspondientes a los indicadores relacionados con la calidad del agua, de los sedimentos y de la comunidad de macroinvertebrados en el segundo año de control: enero-diciembre 2015. Estos resultados se han obtenido dentro de la acción C1.

Por otro lado, en las acciones B1 (gestión y monitorización de la hidráulica: caudales, calados, tiempos de residencia), B2 (gestión de la vegetación acuática y su monitorización) y C2 (monitorización de la biodiversidad vertebrada: ictiofauna y avifauna) se monitorizan el resto de indicadores necesarios para conocer el estado ecológico de los ecosistemas del proyecto. Por tanto, los humedales artificiales del proyecto se monitorizan integrando aspectos contemplados en las tres directivas objeto del proyecto: agua, aves y hábitats.

El periodo de la acción C1 que aquí se describe se desarrolló desde enero de 2015 hasta diciembre de 2015. Esta acción comprende la monitorización de la calidad físico-química y biológica (fitoplancton y zooplancton) del agua, la fauna macroinvertebrada y los sedimentos. Previamente a su inicio, el socio coordinador (UPV) sacó a concurso público las tareas de seguimiento de fitoplancton y zooplancton, siendo adjudicadas al Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Ecología Evolutiva de la Universitat de València, cuya responsable para esta tarea es la profesora Dra. M^a Antonia Rodrigo. Los resultados de este estudio se presentan en un documento independiente.

Las campañas de muestreo realizadas en el periodo de estudio han sido 53 (17 en el *Tancat de la Pipa* (HATP), 18 en el de *Milia* (HATM) y 18 en el de *l'Illa* (HATLI)).



LIFE12 ENV/ES/000685



Tabla 1. Campañas de monitorización de calidad físico-química y biológica del agua y sedimentos en el periodo enero-diciembre 2014.

Mes	HATP (<i>Pipa</i>)	Matriz	HATM (<i>Milia</i>)	Matriz	HATLI (<i>Illa</i>)	Matriz		
Enero	20/01/2015	Agua, fito-zooplancton	07/01/2015	Agua	07/01/2015	Agua		
			26/01/2015	Agua, fito-zooplancton	28/01/2015	Agua, fito-zooplancton		
Febrero	09/02/2015	Agua	11/02/2015	Agua, macroinv, sedimentos	18/02/2015	Agua		
	12/02/2015	Macroinv, sedimentos						
Marzo	02/03/2015	Agua, fito-zooplancton	04/03/2015	Agua, fito-zooplancton	03/03/2015	Macroinv, sedimentos		
	25/03/2015	Agua			11/03/2015	Agua, fito-zooplancton		
						25/03/2015	Agua	30/03/2015
Abril	14/04/2015	Agua, fito-zooplancton	20/04/2015	Agua, fito-zooplancton	23/04/2015	Agua, fito-zooplancton		
Mayo	04/05/2015	Agua, fito-zooplancton	06/05/2015	Agua, fito-zooplancton	13/05/2015	Agua, fito-zooplancton, macroinv		
	15/05/2015	Macroinvertebrados	08/05/2015	Macroinvertebrados				
	25/05/2015	Agua	27/05/2015	Agua				
Junio	15/06/2015	Agua	17/06/2015	Agua	03/06/2015	Agua		
					24/06/2015	Agua		
Julio	06/07/2015	Agua, fito-zooplancton	08/07/2015	Agua, fito-zooplancton	15/07/2015	Agua, fito-zooplancton		
	27/07/2015	Agua	29/07/2015	Agua				
Agosto	24/08/2015	Agua	26/08/2015	Agua	05/08/2015	Agua		
Septiembre	01/09/2015	Macroinv, sedimentos	03/09/2015	Macroinv, sedimentos	02/09/2015	Agua, macroinv, sedimentos		
	14/09/2015	Agua					17/09/2015	Agua
	28/09/2015	Agua						
Octubre	19/10/2015	Agua, fito-zooplancton	07/10/2015	Agua	14/10/2015	Agua		
			21/10/2015	Agua, fito-zooplancton	28/10/2015	Agua, fito-zooplancton		



LIFE12 ENV/ES/000685



Mes	HATP (Pipa)	Matriz	HATM (Milia)	Matriz	HATLI (Illa)	Matriz
Noviembre	09/11/2015	Agua, macroinv	11/11/2015	Agua	18/11/2015	Agua
	30/11/2015	Agua	26/11/2015	Macroinvertebrados	20/11/2015	Macroinvertebrados
Diciembre	21/12/2015	Agua	02/12/2015	Agua	09/12/2015	Agua
			23/12/2015	Agua	30/12/2015	Agua

Durante los muestreos se han encontrado diversas incidencias que afectan a los parámetros establecidos en la gestión o que suponen una dificultad en la actividad de monitorización. A continuación se describen, para cada uno de los sistemas y de las matrices estudiadas, las incidencias encontradas y las actuaciones propuestas para solucionarlas, así como su estado actual.

Tabla 2. Incidencias relacionadas con actividades de la acción C1 de los humedales artificiales y soluciones propuestas.

Fecha	Tancat	Matriz	Incidencia	Solución propuesta	Estado actual
Enero 2015	Pipa	Agua	Tal como indica la estrategia de gestión (Acción A1), se inundó FG y se inició su monitorización. La vegetación muestra una mala respuesta.	Continuar con el secado en FG y monitorizar fp.	Desde el 09/02/2015 al 15/06/2015 se monitorizó fp, y a partir del 06/07/2015 FG.
Enero 2015	Pipa	Agua	Optimización del bombeo de salida.	Bombeo nocturno del agua de salida hacia l'Albufera.	Bombeo nocturno.
Febrero 2015	Pipa	Agua	Rotura de la compuerta de regulación de entrada de agua en el punto P1.	Aumentar el caudal de entrada desde P2 para cumplir el balance total.	Solucionado. Desde 27/07/2015, casi toda el agua entra desde el punto P2.
Marzo 2015	Illa	Agua	Fugas desde el sector C a la arqueta de bombeo de entrada.	Secado del sector C para diagnosticar la situación, entre los días 12 al 23 de marzo y en mayo para cambiar la compuerta del sector C.	Solucionado. En mayo de 2015 se cambió la compuerta del sector C que comunica con la arqueta de bombeo y se sellaron las fugas.
Junio 2015	Milia	Agua	Estudio de la pluma de agua de salida en el lago de l'Albufera.	Cambio y adaptación de los bombes entre los días 13 al 17 de junio.	A partir del 18 de junio se bombea con normalidad.
Diciembre 2015	Milia	Agua	Mal funcionamiento del bombeo automático.	Se decide realizar los bombes de forma manual.	Bombeo manual.



Fecha	Tancat	Matriz	Incidencia	Solució propuesta	Estado actual
Diciembre 2015	Illa	Agua	Mal funcionamiento del bombeo automático.	Se decide realizar los bombeos de forma manual.	Bombeo manual.

La estructura del documento sigue el esquema clásico de la descripción de “Material y Métodos” empleados, “Resultados y Discusión” y “Conclusiones”. En cada uno de ellos se describen los ámbitos de estudio: aguas, suelos/sedimentos, fitoplancton/zooplancton y macroinvertebrados.

1.2 Grado de avance de la acción C1

Las tareas de monitorización programadas en la acción C1 están completadas para todas las matrices (agua, fitoplancton/zooplancton, macroinvertebrados y sedimentos). Únicamente queda pendiente un muestreo de la matriz agua en el HATLI. Se trata del muestreo programado para el 05/11/2014 que no pudo realizarse debido a las altas conductividades registradas en el agua de entrada, que obligaron a suspender los bombeos entre el 27/10/2014 y el 10/12/2014.

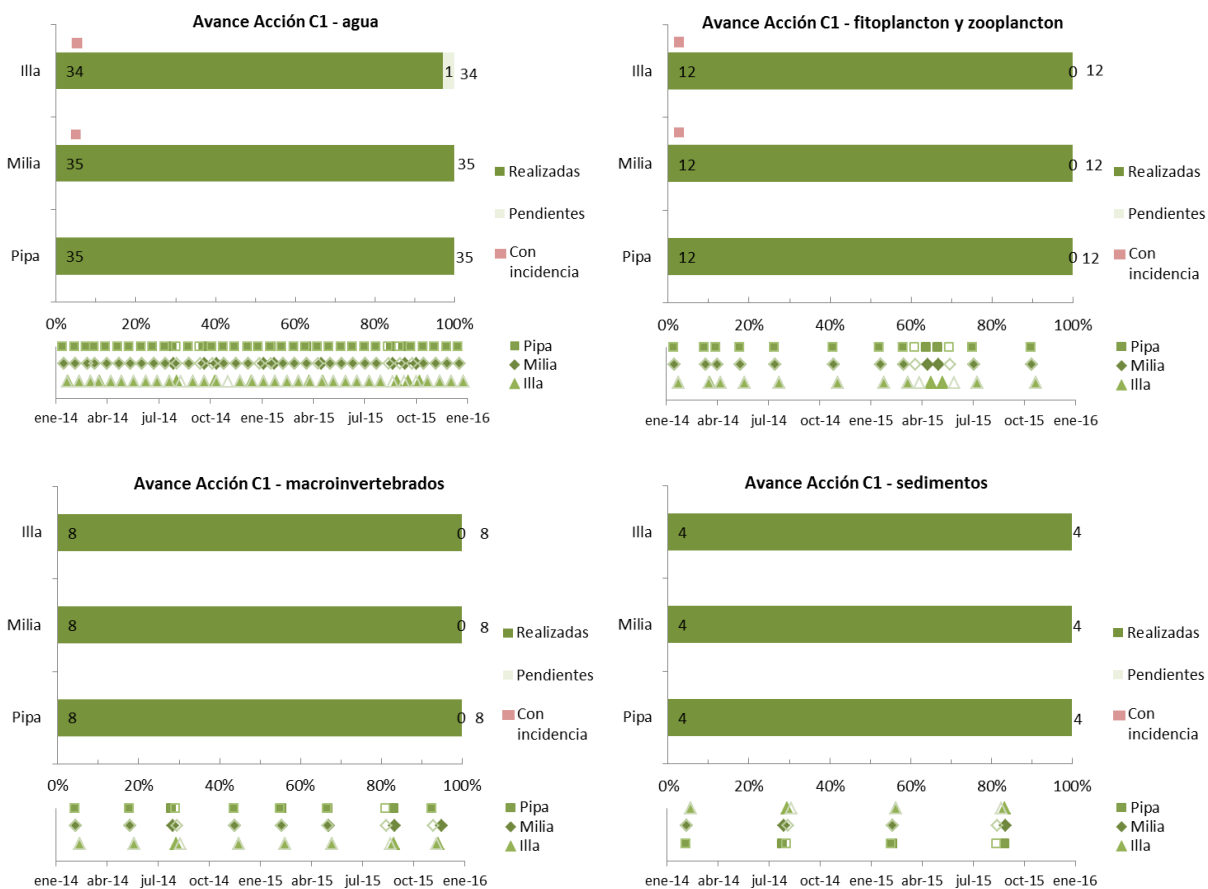


Figura 1. Diagramas del grado de avance en las matrices monitorizadas en la acción C1 (agua, fitoplancton y zooplancton, macroinvertebrados y sedimentos).

2. Material y métodos

El contenido de este apartado se estructura en dos bloques: el trabajo de campo (realizado *in situ* en cada HA) y el trabajo de laboratorio.

2.1 Trabajo de campo.

2.1.1 Calidad de aguas.

En cada campaña de muestreo se lleva a cabo, de forma sistemática, la toma de las ocho muestras definidas en el documento “Definición de la estrategia de gestión de los humedales artificiales...” establecido como resultado de la acción A1, distribuidas estratégicamente dentro de cada HA.



Figura 2. Puntos de muestreo monitorizados por la acción C1 en el HATP, HATM, HATLI, respectivamente.

Al iniciarse la acción C1, se constató el interés de ampliar el seguimiento y muestreo de calidad de aguas a los siguientes puntos:

- En el HA *Tancat de la Pipa* se muestreó el punto definido como P15. Este punto es en el que confluyen todas las aguas tratadas en el humedal artificial antes de su evacuación al lago, por lo que refleja el funcionamiento global del humedal. Ello junto con la disponibilidad de una serie histórica de parámetros físico-químicos del agua en este punto hizo que se considerase adecuado su seguimiento también durante este periodo. De esta manera se podrá observar el efecto de las aguas tratadas en el humedal artificial en el entorno más inmediato, dentro del lago de l'Albufera.
- Por último y dado que no se había considerado en el proyecto inicial el estudio, siquiera aproximado, de los aportes atmosféricos, se consideró oportuno instalar sistemas de recogida de agua de lluvia para su posterior análisis. En los tres HAs se ha recogido y analizado la deposición atmosférica, tanto seca como húmeda. Para ellos se ha instalado un captador atmosférico en cada HA, como se puede ver en la Figura 3, con un embudo de 35 cm de diámetro y una botella de 5L de capacidad para recoger dicha deposición.

Tras cada episodio lluvioso se recoge la muestra de deposición atmosférica. La concentración obtenida en la muestra, multiplicada por su volumen, representa la masa depositada desde el último evento de precipitación. Se expresa en $\text{mg m}^{-2} \text{d}^{-1}$.



Figura 3. Captadores atmosféricos utilizados en el HATP, HATLI y HATM, respectivamente.

Las campañas de muestreo se llevan a cabo entre las 8.00-14.00 horas. En la Tabla 3 se muestra el detalle del horario en cada punto de muestreo.

Tabla 3. Orden cronológico de los puntos muestreados durante cada campaña, así como la hora aproximada de la toma de cada muestra.

HATP		HATM		HATLI	
P3	9:20	P1	9:35	P1	9:30
P4	9:30	P8	9:40	P2	9:40
P5	9:40	P7	9:50	P3	9:45
P6	9:50	P6	10:00	P4	9:55
P7	9:55	P5	10:05	P5	10:00
P1	10:05	P4	10:10	P6	10:15
P2	10:15	P3	10:20	P7	10:30
P8	10:25	P2	10:30	P8	10:45
P15	10:35				

En cada muestra se determina *in situ*, mediante un equipo Multi 340i (WTW), los siguientes parámetros:

- Conductividad eléctrica (25°C) ($\mu\text{S/cm}$)
- Salinidad (g/L)
- Temperatura (°C)
- pH

- Oxígeno disuelto (mg/L) y porcentaje de saturación oxígeno disuelto (%).



Figura 4. Detalle de las actividades realizadas *in situ* durante la monitorización de la matriz agua.

La cronología de las muestras de calidad de agua analizadas se recoge a continuación:

Tabla 4. Relación de puntos monitorizados en cada campaña de muestreo.

Mes	Fecha	Tancat	Puntos ordinarios (P1-P8)	Deposición atmosférica
Enero	07/01/2015	HATM	X	
	07/01/2015	HATLI	X	
	20/01/2015	HATP	X	X
	26/01/2015	HATM	X	
	28/01/2015	HATLI	X	X
Febrero	09/02/2015	HATP	X	
	11/02/2015	HATM	X	
	18/02/2015	HATLI	X	
Marzo	02/03/2015	HATP	X	X
	04/03/2015	HATM	X	X
	11/03/2015	HATLI	X	
	25/03/2015	HATP	X	X
	25/03/2015	HATM	X	X
	30/03/2015	HATLI	X	X
Abril	14/04/2015	HATP	X	
	20/04/2015	HATM	X	
	23/04/2015	HATLI	X	
Mayo	04/05/2015	HATP	X	
	06/05/2015	HATM	X	
	13/05/2015	HATLI	X	
	25/05/2015	HATP	X	X

Mes	Fecha	Tancat	Puntos ordinarios (P1-P8)	Deposición atmosférica
	27/05/2015	HATM	X	X
Junio	03/06/2015	HATLI	X	X
	15/06/2015	HATP	X	X
	17/06/2015	HATM	X	X
	24/06/2015	HATLI	X	X
	06/07/2015	HATP	X	X
Julio	08/07/2015	HATM	X	
	15/07/2015	HATLI	X	
	27/07/2015	HATP	X	X
	29/07/2015	HATM	X	X
Agosto	05/08/2015	HATLI	X	
	24/08/2015	HATP	X	X
	26/08/2015	HATM	X	X
Septiembre	02/09/2015	HATLI	X	X
	14/09/2015	HATP	X	X
	17/09/2015	HATM	X	X
	23/09/2015	HATLI	X	
	28/09/2015	HATP	X	X
Octubre	07/10/2015	HATM	X	X
	14/10/2015	HATLI	X	X
	19/10/2015	HATP	X	X
	21/10/2015	HATM	X	X
	28/10/2015	HATLI	X	X
Noviembre	09/11/2015	HATP	X	X
	11/11/2015	HATM	X	
	18/11/2015	HATLI	X	
	30/11/2015	HATP	X	
Diciembre	02/12/2015	HATM	X	
	09/12/2015	HATLI	X	
	21/12/2015	HATP	X	
	23/12/2015	HATM	X	
	30/12/2015	HATLI	X	

2.1.2 Sedimentos.

Las muestras de sedimento son extraídas con un sacatestigos, consistente en un tubo de PVC y un pistón, de manera que se obtienen muestras inalteradas del perfil vertical del sedimento. El tubo de PVC se introduce en el sedimento con el pistón posicionado en el extremo del tubo que se



sumerge, de manera que no entre agua en el tubo mientras se alcanza la superficie del sedimento. Una vez se llega a la superficie del sedimento, el tubo es introducido en el mismo y, simultáneamente, se va subiendo el pistón para permitir la entrada de sedimento en el tubo. Una vez alcanzada la profundidad deseada, se extrae el tubo, y la muestra extraída se subdivide en dos fracciones: capa superficial (0-5 cm) y profunda (5-20 cm), con el fin de identificar y estudiar las posibles diferencias entre las mismas. En el caso de HATLI, el sedimento estaba muy compacto y no se podía penetrar hasta los 20 cm de

profundidad, por lo que la capa profunda corresponde a una profundidad de 5 a 10 cm. En la imagen de la izquierda se muestra un ejemplo de muestra de sedimento. Una vez fraccionadas las muestras se introducen en una bolsa con cierre hermético y se conservan refrigeradas hasta la llegada al laboratorio.

En cada Humedal Artificial se extrae una muestra compuesta (3 réplicas, separadas unos 5 metros entre sí) en 3 puntos de muestreo repartidos a lo largo de la línea de agua monitorizada: un punto en el primer sector de la línea, un punto en un sector intermedio y un punto en el sector C (lagunas). En las siguientes tabla y figura se especifican los detalles para cada HA.

Tabla 5. Descripción puntos de muestreo en cada HA.

Punto muestreo	Celda del H.A. (punto equivalente de la muestra de agua)		
	HATP	HATM	HATLI
1	Fp1, (P4)	B1E (P5)	B31 (P3)
2	Fp3 (P6)	B2E (P6)	B33 (7)
3	C (P8)	C (P8)	C (P8)

En 2015 se han realizado dos campañas de muestreo, la primera en febrero-marzo y la segunda en septiembre. En el HATP, el primer muestreo se realizó en el sector fp y el segundo en el FG.

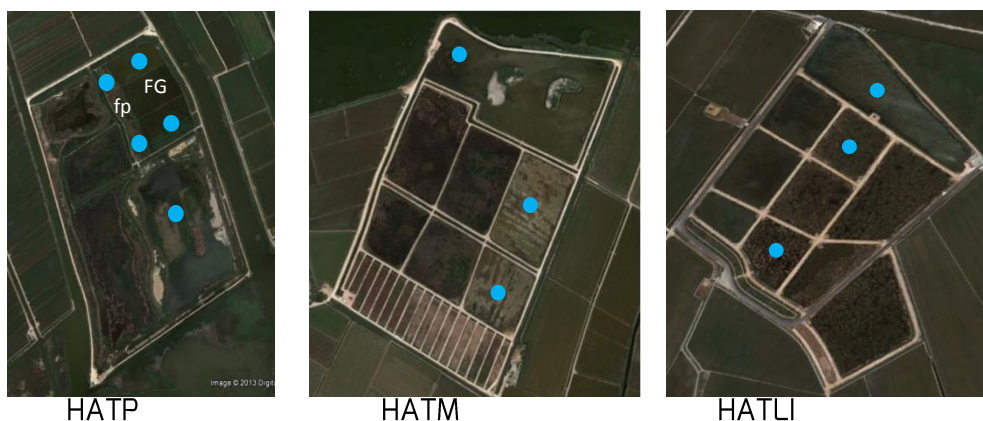


Figura 5. Localización de los puntos de muestreo de sedimentos en cada HA.

2.1.3 Macroinvertebrados.

El muestreo de macroinvertebrados se desarrolló a lo largo de todo el año, con lo que se realizaron cuatro campañas de muestreo correspondientes a las cuatro estaciones del año, en cada uno de los tres humedales. En la Tabla 6 se detallan las referencias de las muestras obtenidas conforme el plan de muestreo.

Para cada sector se tomaron 3 muestras de 10 cm de la parte superficial del sedimento mediante cilindros de metacrilato de un diámetro interior de 52 mm (Figura 7) (muestras bentónicas: citadas a lo largo de la presente memoria como “bentos” o “sedimento”).

Tabla 6. Sectores, puntos de muestreos y respectivas coordenadas UTM para cada uno de los 3 humedales artificiales.

Tancat	Código puntos	Código muestras bentos	Código muestra columna	UTMs ETRS89	Sector
PIPA	PIPA04	PIPA04b	PIPA04c	30 S 0728491 - 4360807	fp1
	PIPA05	PIPA05b	PIPA05c	30 S 0728557 - 4360708	fp2
	PIPA06	PIPA06b	PIPA06c	30 S 0728615 - 4360637	fp3
	PIPA08	PIPA08b	PIPA08c	30 S 0728788 - 4360736	Laguna de reserva
MILIA	ILLA05	ILLA05b	ILLA05c	30 S 0728134 - 4354112	B1E
	ILLA06	ILLA06b	ILLA06c	30 S 0728172 - 4354265	B2E
	ILLA07	ILLA07b	ILLA07c	30 S 0728380 - 4354624	C (Entrada)
	ILLA08	ILLA08b	ILLA08c	30 S 0727989 - 4354723	C (Salida)
ILLA	ILLA03	ILLA03b	ILLA03c	30 S 0733542 - 4351043	B31
	ILLA05	ILLA05b	ILLA05c	30 S 0733573 - 4351121	B32
	ILLA07	ILLA07b	ILLA07c	30 S 0733624 - 4352221	B33
	ILLA08	ILLA08b	ILLA08c	30 S 0733726 - 4351271	Sector C

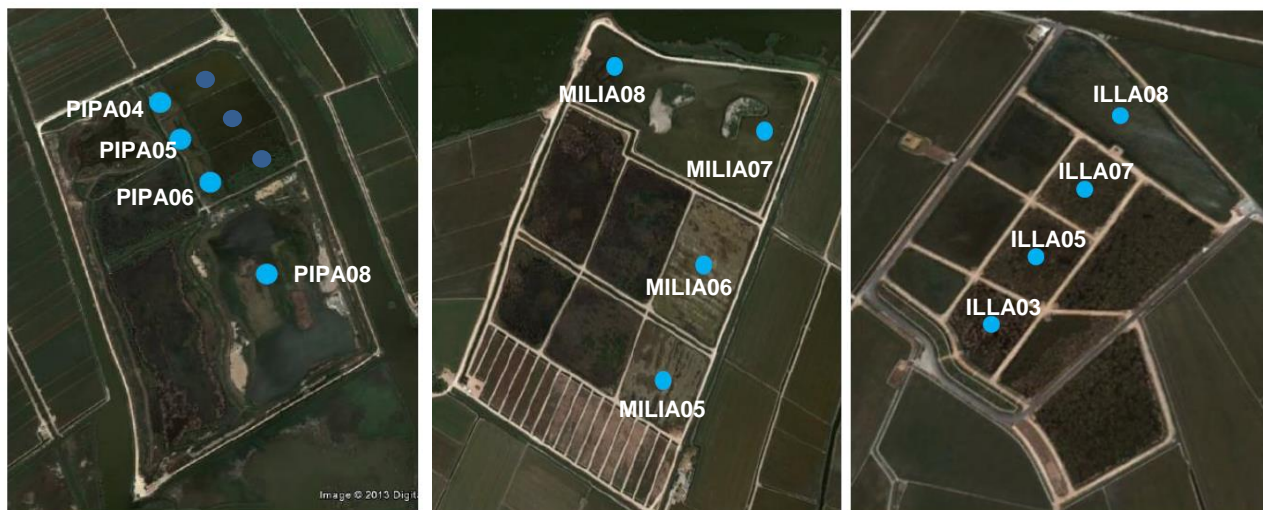


Figura 6. Puntos de muestreo de los 3 Tancats (arriba izquierda Tancat de la Pipa, derecha Tancat de Milia, y abajo Tancat de l'Illa).



Figura 7. Toma de muestras de bentos.

El material recolectado en cada muestra se introdujo en un envase de plástico de un litro. Se decidió no alcanzar mayor profundidad en consideración de que más allá de los primeros 10 cm la fauna de la comunidad bentónica de macroinvertebrados es prácticamente inexistente. Por otro lado, para cada celda se obtuvo una muestra de la comunidad epibentónica mediante una red de mano con malla de 250 μm según metodología de 10 kiks de 1 m o 20 de 0,5 m (Alba-Tercedor *et al.*, 2004; Rueda *et al.*, 2005) (Figura 8) (muestras epibentónicas: citadas a lo largo de la presente memoria como “epibentos” o “columna”). Al finalizar, se introdujo el material recolectado en otro envase de un litro. Tras el muestreo, se procedió a la fijación en formol (5%). En total se obtuvieron 64 muestras para cada Tancat (4 puntos de muestreo * 4 muestras/punto * 4 estaciones del año, Figura 6), lo que hace un total de 192 muestras en 2015.



Figura 8. Toma de muestras epibentónicas.

2.2 Análisis de laboratorio

2.2.1 Calidad de aguas

Las muestras se recogen en botellas de 2 L, debidamente lavadas con ácido clorhídrico y se transportan refrigeradas al laboratorio, donde se conservaron a una temperatura de 4°C hasta su análisis, dentro de un plazo inferior a 24 horas.

Los parámetros analizados en cada una de las muestras, así como los métodos utilizados, se recogen en la siguiente tabla:

Tabla 7. Caracterización de los parámetros analizados en el laboratorio.

Parámetro	Método	Intervalo de medida	Desviación estándar
Alcalinidad	US Stnd. Meth. 4500 (Apha, 1991)		
Materia orgánica soluble (DQO _s)	ISO 15705	4-150 mg O ₂ L ⁻¹	± 1.2 mg O ₂ L ⁻¹
Materia orgánica total (DQO)	ISO 15705	4-150 mg O ₂ L ⁻¹	± 1.2 mg O ₂ L ⁻¹
Nitrógeno amoniacal (NH ₄ ⁺)	ISO 7150/1	0.01-3.00 mg N L ⁻¹	± 0.024 mg N L ⁻¹

Parámetro	Método	Intervalo de medida	Desviación estándar
N-nitrato (NO_3^-)	Fotometría (formación de nitrocompuesto rojo)	0.20-20.0 mg N L ⁻¹	± 0.18 mg N L ⁻¹
N-nitrito (NO_2^-)	EPA354.1, APHA 4500, DIN EN 26777 D10	0.002-1.00 mg N L ⁻¹	± 0.008 mg N L ⁻¹
Nitrógeno total (NT)	ISO 11905-1 + determinación fotométrica de nitratos	0.20-20.0 mg N L ⁻¹	± 0.18 mg N L ⁻¹
P-ortofosfatos (PO_4^{3-})	ISO 6878/1	0.01-5.00 mg P L ⁻¹	± 0.035 mg P L ⁻¹
P-total (PT)	Disgregación + ISO 6878/1	0.01-5.00 mg P L ⁻¹	± 0.035 mg P L ⁻¹
Sílice (Si)	US Stnd. Meth. 4500	0.005-5.00 mg Si L ⁻¹	± 0.038 mg Si L ⁻¹
Sólidos suspendidos totales (SST)	UNE-EN 872		
Sólidos suspendidos volátiles (SSV)	UNE 77034		
Turbidez	Fotométricamente	1-100 FAU	

A excepción de los sólidos suspendidos totales, volátiles, y la alcalinidad todos los parámetros se analizan siguiendo el sistema Spectroquant® de Merck.



Figura 9. Imágenes de los análisis realizados en el laboratorio.

2.2.2 Sedimentos

La conservación, procesamiento y análisis de las muestras se realiza de acuerdo con las normas nacionales (UNE) e internacionales (ISO) correspondientes, o métodos estándar. En la Tabla 8 se indican las normas seguidas. En el primer muestreo se realizaron 3 determinaciones adicionales a las contempladas en el proyecto, al considerarse de interés para tener un mejor conocimiento de los sedimentos de los tres sistemas: conductividad eléctrica específica, pH y fracción de finos (partículas menores de 63 μm).

Tabla 8. Normas seguidas para el análisis de las muestras de sedimento.

Código	Título
UNE 77303 (ISO 11464)	Pretratamiento 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.

En la siguiente figura se muestran algunas imágenes de los ensayos realizados.



Figura 10. Imágenes de los análisis de sedimento.

2.2.1 Macroinvertebrados

En el laboratorio, se procedió a la limpieza de las muestras mediante filtrado (Figura 11) y sustitución por alcohol de 70% tras dejar un período de 10 días. Posteriormente, se separaron los orga-

nismos y se identificaron con una lupa binocular hasta el nivel taxonómico más preciso posible (Figura 12). Todo ello fue llevado a cabo mediante el empleo de claves específicas de identificación (Brinkhurst & Jamieson, 1971; Tachet *et al.*, 1987; Tachet *et al.*, 2000; Kotov & Ferrari, 2010; Osoz *et al.*, 2011).

De cara a la elaboración de los datos de abundancia de los ejemplares encontrados, una vez obtenido el listado taxonómico completo, se han agrupado los taxones obteniendo un total de 30 grupos (entre paréntesis el código empleado para la representación de los resultados): HYDRIDAE (Hyd), PLATYHELMINTHA (Pla), NEMATODA (Nem), OLIGOCHAETA (NO TUB., NO NAID.) (Olinn), NAIDIDAE (Nai), TUBIFICIDAE (Tub), GLOSSIPHONIIDAE (Glo), GASTEROPODA (Gas), BRANCHIOPODA (NO CLAD.) (Bra), CLADOCERA (Cla), OSTRACODA (Ost), COPEPODA (Cop), MALACOSTRACA (Mal), ACARI (NO HYDROZ.) (Aca), ORIBATIDA (Ori), COLLEMBOLA (Col), ODONATA (Odo), EPHEMEROPTERA (Eph), HETEROPTERA (NO CORIX.) (Het), CORIXIDAE (Cor), COLEOPTERA (NO DYTISCIDAE) (ColND), DYTISCIDAE (Dyt), DIPTERA (NO CERAT., NO CHIRON., NO CULICID.) (DipNN), CILICIDAE (Cul), CERATOPOGONIDAE (Cer), TANYPODINAE (Tan), ORTHOCLADIINAE (Ort), CHIROMINAE (Chi), TRICHOPTERA (Tri) y LEPIDOPTERA (Lep).



Figura 11. Proceso de lavado de una muestra.

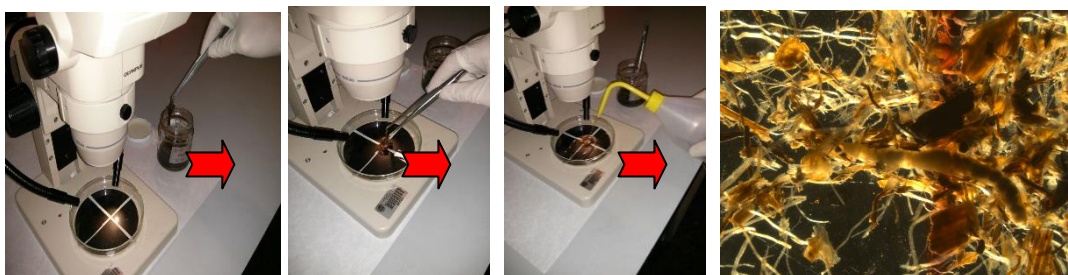


Figura 12. Fases del proceso de triado.



2.3 Tratamiento de los datos

Los resultados se muestran gráficamente mediante diagramas tipo “cajas y bigotes” (*boxplots*) para todas las variables de calidad del agua analizadas en cada punto de muestreo.

También se representa la evolución temporal de las variables en la/s entrada/s y la salida del humedal durante los años 2014 y 2015.

Los resultados de nitrógeno y fósforo, sean de la especie que sean, se expresan en unidades de nitrógeno y fósforo; esto es, como mg N L^{-1} y como mg P L^{-1} . Esto significa que hay que aplicar los siguientes factores para convertir los datos aportados en este informe en datos con unidades basadas en especies:

Tabla 9. Factores de conversión entre las unidades de medida de concentración utilizadas.

Para transformar	en	se multiplica por
$\text{mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$	$\text{mg NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$	1.29
$\text{mg N-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$	$\text{mg NO}_2^- \text{ L}^{-1}$	3.29
$\text{mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$	$\text{mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$	4.43
$\text{mg P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$	$\text{mg PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$	3.06
mg Si L^{-1}	$\text{mg SiO}_2 \text{ L}^{-1}$	2.14

2.4 Rendimientos de los sistemas

Las variables de calidad del agua sobre las cuales se ha calculado el rendimiento de eliminación en el sistema son:

- Fósforo total (PT).
- Fosfatos (PO_4^{3-})
- Nitrógeno total (NT).
- Amonio (NH_4^+).
- Nitritos (NO_2^-)
- Nitratos (NO_3^-).
- Demanda química de oxígeno (DQO).
- Demanda química de oxígeno, soluble (DQO_s).
- Sólidos suspendidos totales (SST).

Los rendimientos de cada sistema se han calculado asociados a cada variable a estudiar. El parámetro utilizado ha sido la carga eliminada, esto es, la masa que por unidad de tiempo se reduce en el sistema, expresada como porcentaje de la carga de entrada.

$$\begin{aligned} \text{Rto. (\%)} &= \frac{\sum_{t=1}^{t=365} \text{carga entrada} - \sum_{t=1}^{t=365} \text{carga salida}}{\sum_{t=1}^{t=365} \text{carga entrada}} = \\ &= \frac{\sum_{t=1}^{t=365} [Q_{e,t}C_{e,t} + Q_{pp,t}C_{pp,t}] - \sum_{t=1}^{t=365} [(Q_{e,t} + Q_{pp,t} - Q_{ET,t})C_{s,t}]}{\sum_{t=1}^{t=365} [Q_{e,t}C_{e,t} + Q_{pp,t}C_{pp,t}]} \end{aligned}$$



siendo:

$Q_{e,t}$ ($L s^{-1}$): caudal de entrada a cada sistema, a tiempo t .

$Q_{pp,t}$ ($L s^{-1}$): caudal de precipitación, a tiempo t .

$Q_{ET,t}$ ($L s^{-1}$): caudal de evapotranspiración, a tiempo t .

$C_{e,t}$ ($L s^{-1}$): concentración de entrada, a tiempo t .

$C_{pp,t}$ ($L s^{-1}$): concentración en el agua de precipitación, a tiempo t .

$C_{s,t}$ ($L s^{-1}$): concentración de salida del sistema, a tiempo t .

2.5 Procesamiento de datos de macroinvertebrados

Una vez realizado el trabajo taxonómico y de identificación de los ejemplares, se ha procedido al procesamiento de los datos de cara al análisis y estudio de la comunidad de macroinvertebrados en los 3 humedales artificiales. Los resultados que se presentan se fundamentan básicamente en los siguientes aspectos (analizados mediante el software PAST versión 3.2 (Hammer et al., 2001)):

1) El número de individuos capturados (individuos)

2) El número de taxones en las muestras (diversidad α)

La diversidad α se define como el número de especies a escala local, y refleja las relaciones ecológicas que se producen en un espacio puntual, asociando factores ambientales locales con las interacciones entre poblaciones (en particular modo la competencia interespecífica) (Halffter et al., 2001).

3) Diversidad específica, estimada mediante el uso del índice de Shannon (Shannon, 1948; Shannon & Weaver, 1949)

Este índice está relacionado con la homogeneidad del medio: mide la diversidad en función del número de taxones y la abundancia de éstos. 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).

H' = índice de diversidad

n_i = número de individuos por especie

n = número total de individuos

4) Equitatividad: calculada mediante el índice de equidad de Buzas y Gibson (Buzas & Gibson, 1969; Sheldon, 1969).

De manera complementaria se calculó el índice de equidad de Buzas & Gibson (Buzas & Gibson, 1969; Sheldon, 1969), que se expresa como la relación de e^H' / S como una medida de equidad de especie, donde e^H' es la exponencial del índice de Shannon y S es la riqueza total de la comunidad que se está evaluando, cuando las especies están perfectamente distribuidas por igual la relación =1. Expresa la equidad en unidades biológicas (taxones).



Índices de estado ecológico

En el contexto de los sistemas lenticos dos de los principales índices son el IBCAEL y el IMN.

• **IBCAEL**

El protocolo para el cálculo del índice IBCAEL es de obligada aplicación en la explotación de las redes oficiales de evaluación del estado/potencial ecológico en cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE, Directiva Marco del Agua, que explotan las Confederaciones Hidrográficas (CCHH), bien directamente o a través de contratos de servicios. La fórmula que de utilizarse para obtener el valor final del índice es:

$$\text{IBCAEL} = (\text{ABCO} + 1) * \log (\text{RIC} + 1)$$

Dónde:

- Índice ABCO (Abundancia de Branquiópodos Copépodos y Ostrácodos) que valora la estructura y composición de las asociaciones de crustáceos.
- Índice RIC (Riqueza de Insectos y Crustáceos) que valora la riqueza taxonómica de insectos y crustáceos del conjunto de la comunidad bentónica de un modo simplificado.

El índice IBCAEL está compuesto a su vez por dos índices cuya técnica de muestreo es distinta. El muestreo para la obtención del índice ABCO es enfocado a la determinación de crustáceos. (se muestrea en zonas vadeables con un salabre de 100 μm de abertura de poro) mientras que por lo que se refiere al índice RIC se emplea un salabre de luz de malla de 250 μm .

• **Índice de Modo de Nutrición (IMN)**

El IMN (Rueda Sevilla & Hernández Villar, 2008; Rueda et al., 2005) es un índice biológico cuya finalidad es averiguar el estado ecológico del sistema empleando los macroinvertebrados como indicadores. Los criterios de agrupación de los individuos se fundamentan en el modo de nutrición utilizado para los diferentes invertebrados acuáticos, según la recopilación de Tachet et al. (1987). Dicha agrupación toma en consideración, por una parte, la forma de recolectar el alimento y por otra, el tamaño y la naturaleza del elemento ingerido. Los grupos según su modo de nutrición son pues: masticadores herbívoros (H), masticadores detritívoros (D), masticadores omnívoros (O), masticadores carnívoros (P), ramoneadores (Rm), raspadores (Rs), limnívoros (L), filtradores (F), chupadores (Ch). Los detalles se presentan en la tabla del Anexo 1. Para el cálculo del índice IMN se recurre a las frecuencias de aparición de los diferentes grupos de nutrición, lo que implica el recuento de todos los organismos de la muestra y es condición imprescindible la captura de al menos 200 individuos para el caso de las muestras epibentónicas. La metodología de muestreo es la empleada habitualmente en Alba-Tercedor et al. (2004). Se confecciona una tabla con una primera columna referente a los grupos nutricionales, las columnas siguientes corresponden a cada una de las muestras de un mismo estudio. En cada celda se incluye la frecuencia de aparición de los diferentes grupos. Bajo dicha tabla se continua con una primera columna que establece, en la primera fila, cuantos grupos nutricionales superan el 15%, en la segunda fila los que superan el 14% y así sucesivamente hasta los que superan el 0%. La fila siguiente se emplea para el sumatorio positivo. Continuamos la tabla con valores que se utilizarán como negativos, es decir: una fila para el 0%, y otras para frecuencia superiores al 40%, 45%, 50%, 60%, 70% y 80%. La fila siguiente se empleará para el sumatorio negativo. El valor del IMN será la resta del sumatorio negativo sobre el positivo. Al igual que en el índice biológico de calidad IBMWP (Alba-



Tercedor et al, 2004) el IMN establece los colores y los rangos de complejidad trófica para su oportuna representación gráfica (Tabla 10).

Tabla 10. Rangos de calidad según el IMN.

Valor IMN	Clase	Color	Significado	Estado del medio
Más de 70	I	Azul	Red trófica muy diversificada	Medio saludable
55 a 69	II	Verde	Red trófica diversificada	Medio con tendencia al estrés
40 a 54	III	Amarillo	Red trófica poco diversificada	Medio estresado
20 a 39	IV	Naranja	Red trófica simplificada	Medio muy estresado
0 a 19	V	Rojo	Red trófica muy simplificada	Medio fuertemente estresado

En el presente proyecto se ha optado por emplear el índice IMN. Las razones principales de esta decisión se deben a que, a diferencia del IBCAEL, presenta una notable flexibilidad a la hora de su aplicación en hábitat de distintas características. Asimismo, y debido a las características del contexto de estudio en el cual se inserta el presente trabajo, el IMN permite una interconexión y comparación de resultados entre distintos sistemas. Además de eso, el índice IBCAEL requiere una profundidad de identificación taxonómica muy elevada (hasta el nivel de especie) para branquiópodos, copépodos y ostrácodos, poco compatible con los tiempos a disposición para el presente proyecto. La necesidad de realizar una investigación tan detallada no hubiera permitido analizar todas las estaciones de los dos años, perdiendo de vista el objetivo global sobre un marco temporal de dos años.

Dicho esto, la notable validez experimental del índice IMN ha sido comprobada mediante análisis de correlación lineal con otros índices de diversidad como el de Shannon, Simpson y Margalef (Saccò et al., 2014). No obstante se trate de índices completamente distintos, la potencial correlación puede cuantificarnos la capacidad de representatividad del ambiente en un sentido amplio (características de la comunidad trófica y diversidad y riqueza biológica de los individuos muestreados) del Índice de Modo de Nutrición (IMN).



3. Resultados.

A continuación se exponen los resultados obtenidos en la acción C1 para cada humedal artificial.

3.1 Calidad de aguas. Concentraciones.

En este apartado se realiza una descripción detallada de las concentraciones de cada parámetro observadas en cada uno de los puntos monitorizados para cada humedal artificial, durante el año 2015. Así mismo, se muestran las evoluciones temporales de las concentraciones de entrada y salida en cada sistema, durante los años 2014 y 2015.

3.1.1 Resultados en el HATP

Con el fin de facilitar la interpretación de las gráficas, se recuerda la ubicación de cada punto:

- Puntos 1 y 2. Entradas desde el *Barranco del Poyo* y *Acequia del Puerto de Catarroja*, respectivamente.
- Punto 3. Entrada al sector B. Desde enero a junio de 2015 el punto de monitorización es la entrada al sector fp, y entre julio y diciembre de 2015 se monitoriza la entrada al sector FG. Sus características son la mezcla de los puntos 1 y 2.
- Puntos 4, 5 y 6. Puntos intermedios y final del *sector B*. De enero a junio de 2015 se corresponden con el sector fp, y de julio a diciembre de 2015 se monitoriza el sector FG.
- Puntos 7 y 8. Entrada y salida de la laguna de reserva. El punto 7 es la mezcla del punto 6 más el agua que llega del sector humedal artificial *FG* o *fp*, según la época del año, que no está monitorizado.
- Punto 15. Salida del agua del *Tancat*. Representa la mezcla de todas las aguas que circulan a través del punto 8 con la salida de la *laguna educativa*, que no está monitorizada.

Los diagramas de “cajas y bigotes” se presentan divididos en dos periodos. En el primero se muestran los resultados obtenidos entre los meses de enero y junio (durante la monitorización del sector fp) y en el segundo periodo se recogen los resultados obtenidos entre los meses de julio y diciembre de 2015 (durante la monitorización del sector FG).

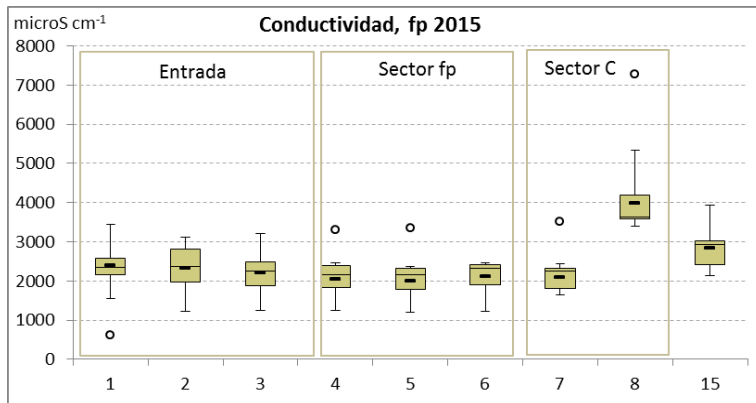
El balance hídrico de los sistemas pone de manifiesto la importancia del proceso de evaporación/evapotranspiración, el cual contribuye a aumentar la concentración de las sustancias. Así, para una variable conservativa como la conductividad, la evaporación/evapotranspiración es el principal proceso mediante el cual se incrementa su concentración a la salida del sistema. La magnitud del incremento depende de la época del año y del caudal circulante. El primer factor no es controlable pero el segundo sí lo es, de modo que cuanto mayor sea el caudal circulante menor será el tiempo de retención del agua en el sistema y menor el efecto sobre la concentración de la sustancia. Por este motivo, el proyecto LIFE ALBUFERA presta una especial atención sobre la gestión hídrica.

Del mismo modo, en el balance de las sustancias debe tenerse en cuenta el proceso de precipitación. En el caso concreto de la conductividad, los valores medios observados en las muestras de deposición atmosférica ($168 \mu\text{S cm}^{-1}$) son menores que los observados en los puntos de mues-

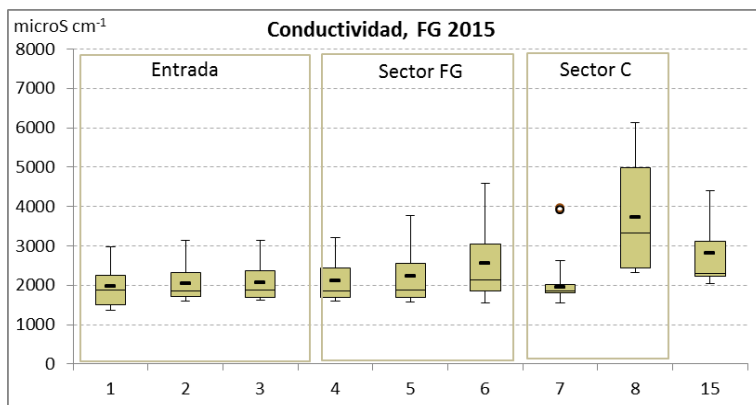
treo del HATP (Figura 13), lo cual indica que la precipitación contribuye a la reducción de los valores de conductividad en el HA.

De forma global, la importancia relativa de la evaporación/evapotranspiración frente a la precipitación determinará el aumento o la disminución de la conductividad.

El carácter conservativo de la conductividad permite realizar una aproximación a la cuantificación de estos efectos mediante la comparación de sus valores en los distintos puntos monitorizados.



Punto	Promedio ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	2402
2	2330
3 (fp)	2199
4 (fp)	2046
5 (fp)	1988
6 (fp)	2100
7	2087
8	3987
15	2846

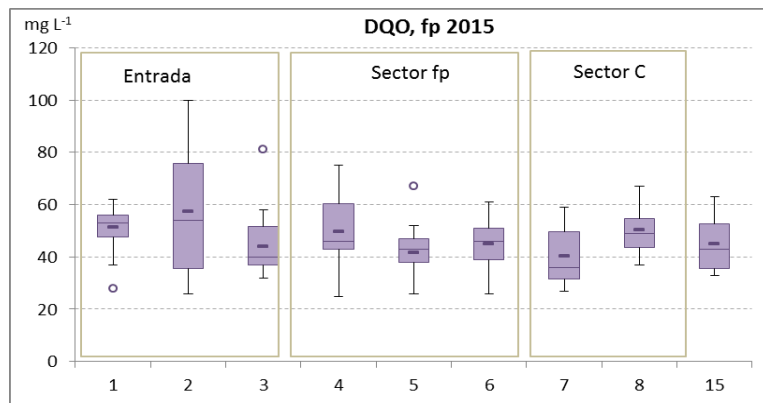


Punto	Promedio ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	1969
2	2043
3 (FG)	2070
4 (FG)	2110
5 (FG)	2226
6 (FG)	2554
7	1957
8	3712
15	2802

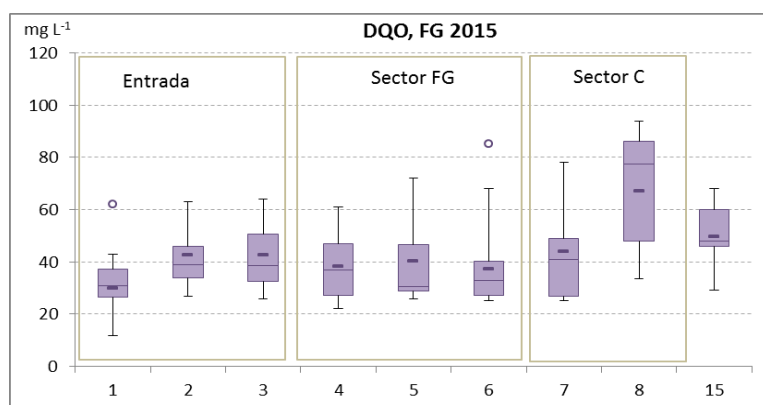
Figura 13. Variación espacial de la conductividad a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

Los valores de conductividad aumentan de forma generalizada entre las entradas (P1 y P2) y las salidas del sistema (P8 y P15). En el sector fp la conductividad se mantiene prácticamente constante, mientras que en el sector FG se incrementa un 23%. Esto indica que un incremento de concentración de cualquier variable superior a estos valores tendría un origen distinto al de la evapotranspiración. Los incrementos medios registrados entre las entradas y el punto P8 son del 69% durante el primer periodo (enero-junio), y del 20% entre las entradas y el P15. En el segundo periodo los incrementos registrados son mayores (85 y 40%, respectivamente), mientras que las conductividades medias de entrada son más bajas.

En el segundo periodo ha habido una mayor dispersión de los valores de conductividad en el sector B que puede ser debido a los cambios de gestión asociados a la inundación del sector FG. Así mismo, el sector C y los puntos P8 y P15 también muestran una mayor dispersión de la conductividad.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	51.3
2	57.4
3 (fp)	43.9
4 (fp)	49.6
5 (fp)	41.6
6 (fp)	44.9
7	40.1
8	50.3
15	44.9



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	29.9
2	42.4
3 (FG)	42.6
4 (FG)	38.3
5 (FG)	40.2
6 (FG)	37.3
7	44.0
8	67.2
15	49.7

Figura 14. Variación espacial de la concentración de DQO a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

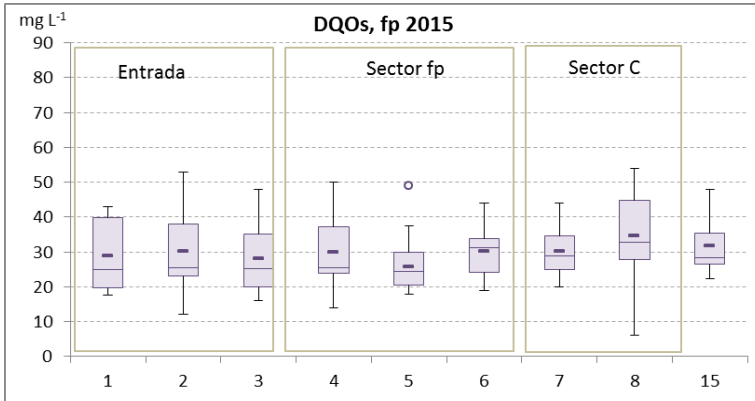
Los valores de DQO son más altos durante el periodo de funcionamiento de fp. Durante este periodo, la DQO en el P3 es menor que en los puntos P1 y P2, mientras que en el segundo periodo coincide con las concentraciones medidas en P2. La eliminación de DQO únicamente se produce en el sector FG.

Por otra parte, se registró un valor anómalo elevado de DQO (85 mg L⁻¹) durante el primer muestreo en el sector FG, el cual puede estar asociado a la descomposición de la vegetación nitrófila que colonizó este sector de forma espontánea durante el periodo de secado. En el sector C (LR) se produce un aumento en la concentración de DQO del 25% en el primer periodo y del 53% en el segundo. No obstante, los valores observados en el punto P15 son menores que en el P8, aunque en ambos periodos las concentraciones de salida son mayores que las de entrada al sistema.

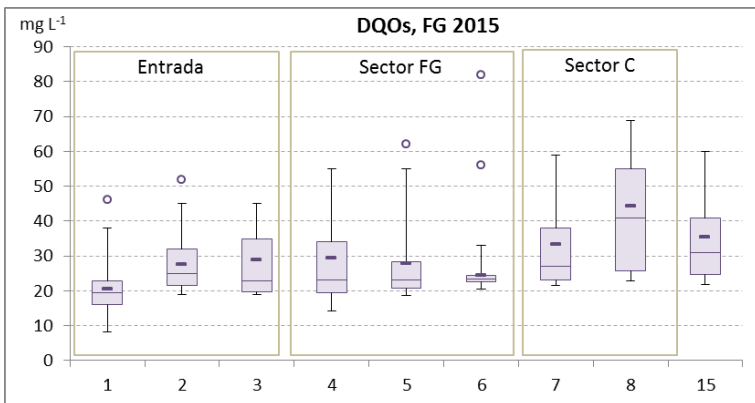
La DQO soluble, que en valores medios representa el 59% de la DQO de entrada y el 70% de salida, sigue un patrón de evolución muy similar al de la DQO total, siendo el sector FG el único que registra una reducción neta de la concentración de DQO soluble.



LIFE12 ENV/ES/000685



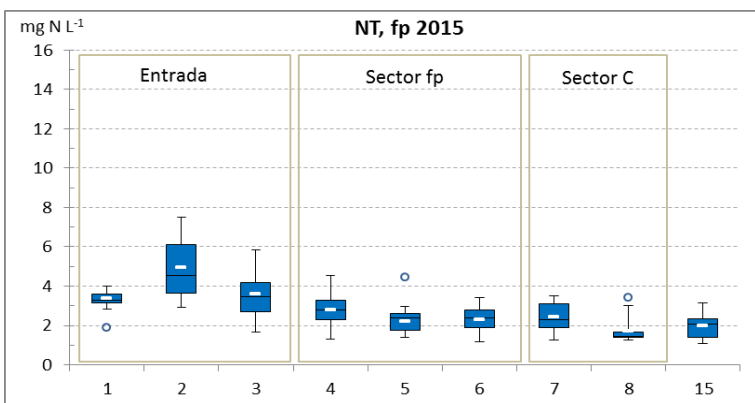
Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	28.7
2	30.2
3 (fp)	28.1
4 (fp)	30.0
5 (fp)	25.8
6 (fp)	30.2
7	30.2
8	34.6
15	31.6



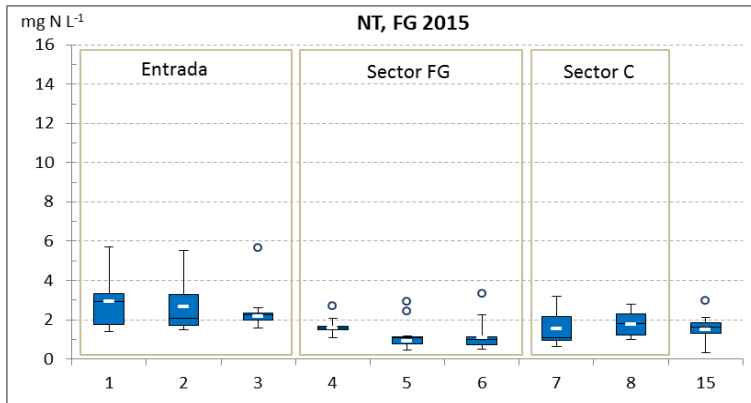
Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	20.5
2	27.6
3 (FG)	28.8
4 (FG)	29.4
5 (FG)	27.8
6 (FG)	24.4
7	33.4
8	44.3
15	35.5

Figura 15. Variación espacial de la concentración de DQO soluble a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

Por otra parte, cabe destacar que la concentración de materia orgánica total de las aguas de entrada al HATP durante el año 2015 ha sido superior a las registradas desde el año 2009 hasta el 2013 (Martin *et al.*, 2013), tanto en las entradas desde el P1 (Bco. del Poyo) como desde el P2 (Acequia del Puerto de Catarroja).



Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	3.4
2	5.0
3 (fp)	3.6
4 (fp)	2.8
5 (fp)	2.2
6 (fp)	2.3
7	2.4
8	1.7
15	2.0

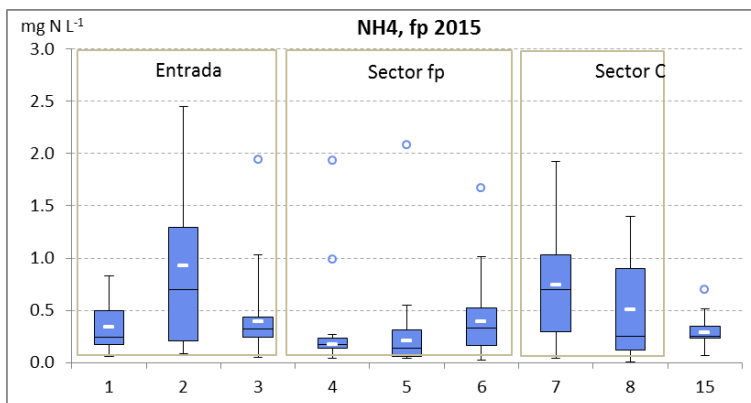


Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	2.9
2	2.7
3 (FG)	2.2
4 (FG)	1.6
5 (FG)	0.9
6 (FG)	1.1
7	1.6
8	1.7
15	1.5

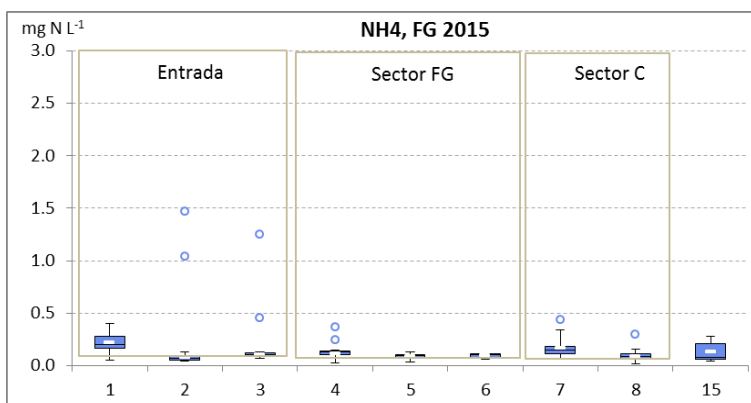
Figura 16. Variación espacial de la concentración de nitrógeno total a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

Tal como sucede con la materia orgánica, los valores de nitrógeno total y de sus formas inorgánicas (amonio, nitritos y nitratos) registradas en el periodo enero-junio son mayores que los observados entre julio y diciembre. Además, la concentración media de NT era mayor en P2 que en P1 durante el primer periodo, si bien son prácticamente iguales a partir de julio de 2015.

El HATP elimina nitrógeno total en los sectores fp, FG y LR.



Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	0.342
2	0.929
3 (fp)	0.397
4 (fp)	0.175
5 (fp)	0.212
6 (fp)	0.391
7	0.747
8	0.505
15	0.287



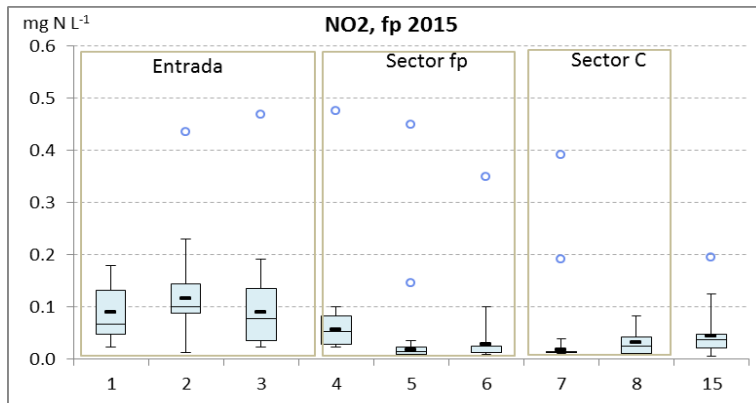
Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	0.220
2	0.075
3 (FG)	0.104
4 (FG)	0.113
5 (FG)	0.089
6 (FG)	0.093
7	0.164
8	0.088
15	0.133

Figura 17. Variación espacial de la concentración de amonio a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

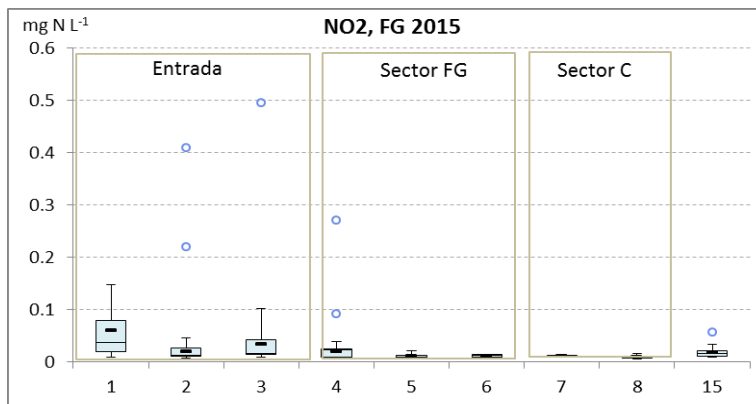


Respecto al amonio, destacan las altas concentraciones medidas en el P2 durante el primer periodo, las cuales presentan un valor medio superior a 0.9 mg N L^{-1} . Entre los meses de enero y junio sólo la primera celda del sector fp elimina amonio, mientras que éste aumenta en las celdas fp2 y fp3. Entre los puntos P6 y P7 se produce un aumento brusco de la concentración debido al aporte de las unidades FG y F4 del HATP, que no están monitorizadas durante este período. No obstante, en la laguna de reserva se produce un descenso del 32% de la concentración de amonio.

El sector FG apenas elimina amonio, y también se observa un aumento entre los puntos P6 y P7 y una reducción en la LR.



Punto	Promedio (mg N L^{-1})
1	0.090
2	0.116
3 (fp)	0.091
4 (fp)	0.057
5 (fp)	0.018
6 (fp)	0.028
7	0.017
8	0.032
15	0.044



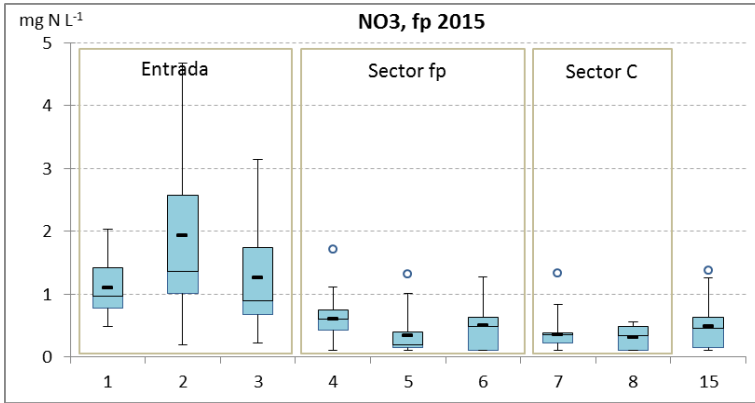
Punto	Promedio (mg N L^{-1})
1	0.061
2	0.021
3 (FG)	0.033
4 (FG)	0.020
5 (FG)	0.011
6 (FG)	0.011
7	0.012
8	0.010
15	0.018

Figura 18. Variación espacial de la concentración de nitritos a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

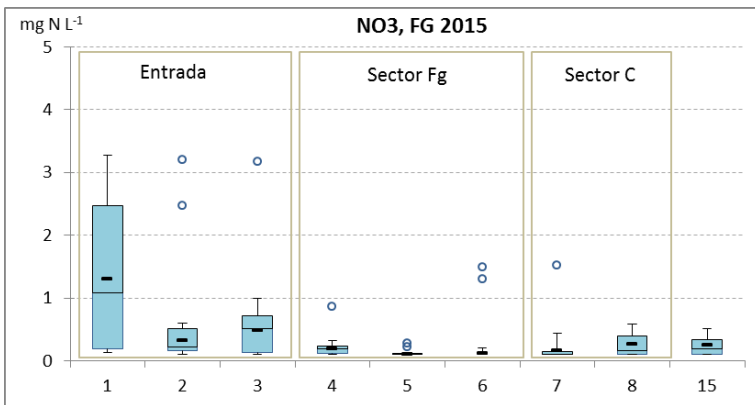
El nitrito, que supone una fracción de entorno al 2% respecto al NT, se elimina en los sectores fp y FG, y también en la LR durante el segundo periodo.



LIFE12 ENV/ES/000685



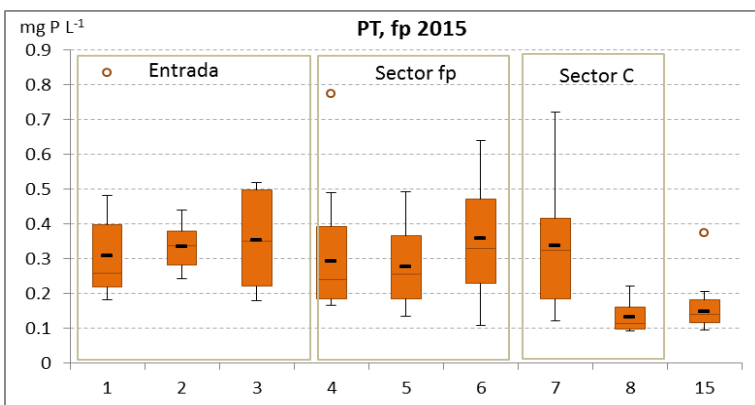
Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	1.11
2	1.94
3 (fp)	1.26
4 (fp)	0.60
5 (fp)	0.34
6 (fp)	0.50
7	0.36
8	0.32
15	0.48



Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	1.31
2	0.32
3 (FG)	0.48
4 (FG)	0.19
5 (FG)	0.11
6 (FG)	0.12
7	0.17
8	0.27
15	0.25

Figura 19. Variación espacial de la concentración de nitratos a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

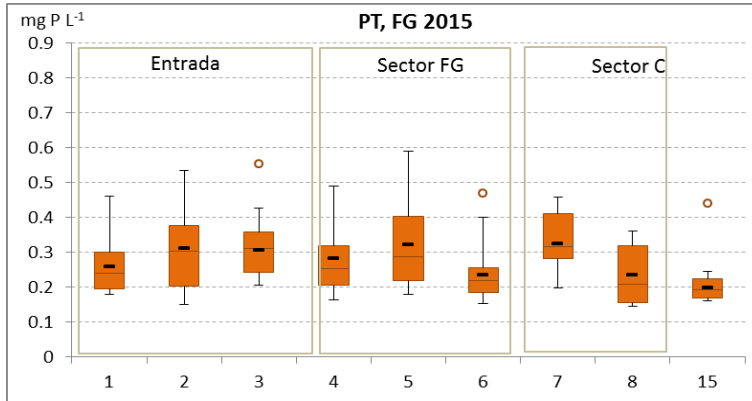
Los nitratos, que representan la fracción inorgánica mayoritaria dentro del NT (entre el 12 y el 39%) se eliminan en los sectores fp y FG.



Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.309
2	0.335
3 (fp)	0.354
4 (fp)	0.293
5 (fp)	0.278
6 (fp)	0.359
7	0.339
8	0.133
15	0.149



LIFE12 ENV/ES/000685



Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.260
2	0.311
3 (FG)	0.306
4 (FG)	0.281
5 (FG)	0.322
6 (FG)	0.236
7	0.326
8	0.235
15	0.198

Figura 20. Variación espacial de la concentración de fósforo total a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

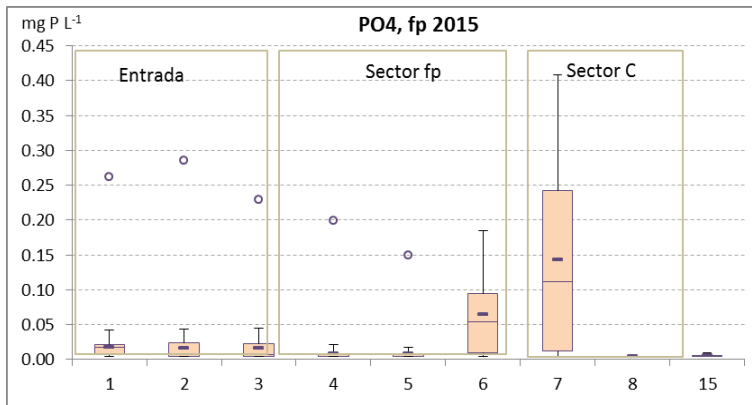
Los diagramas boxplot para el PT muestran menores concentraciones en los puntos de entrada durante el segundo periodo del año 2015, así como mayores diferencias entre los puntos P1 y P2, siendo siempre mayor el PT registrado en P1 que en P2. En el muestreo del 25/03/2015 se registra un valor anormalmente alto para el PT ($0.835 \text{ mg P L}^{-1}$) producido por las abundantes lluvias registradas durante los días previos. En este muestreo también se observó una concentración anómala de la concentración de fosfatos ($0.262 \text{ mg P L}^{-1}$).

Sin embargo, conviene remarcar que las altas concentraciones de fósforo tras las lluvias no son un hecho anómalo, sino que de forma habitual se registran picos importantes de PT y fosfatos tras los episodios lluviosos (Martín *et al.*, 2013).

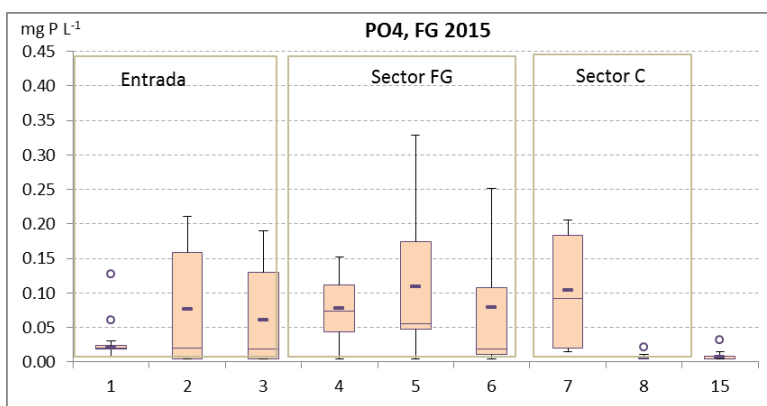
El PT es eliminado a lo largo del sistema, alcanzándose concentraciones medias de salida de 0.15 y 0.20 mg P L^{-1} durante el primer y segundo periodo de muestreo, respectivamente.

En el sector fp3 se observa un repunte de la concentración que puede ser debido a que la siega de la vegetación emergente ha empeorado la sedimentación de las fracciones particuladas. Así mismo, también se observa un incremento de la concentración en el sector FG1 el cual puede ser producido por la liberación de nutrientes producida por la descomposición de la vegetación nitrófila.

Por otra parte, cabe destacar que la concentración de fósforo total a la salida de la LR es mayor que la registrada históricamente, ya que entre abril de 2009 y septiembre de 2012 se obtuvo un valor medio 0.12 mg P L^{-1} (Rodrigo *et al.*, 2013).



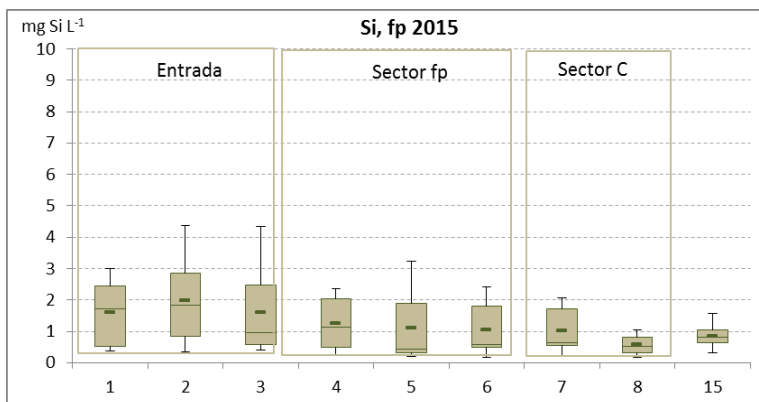
Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.018
2	0.016
3 (fp)	0.016
4 (fp)	0.008
5 (fp)	0.008
6 (fp)	0.064
7	0.144
8	0.005
15	0.006



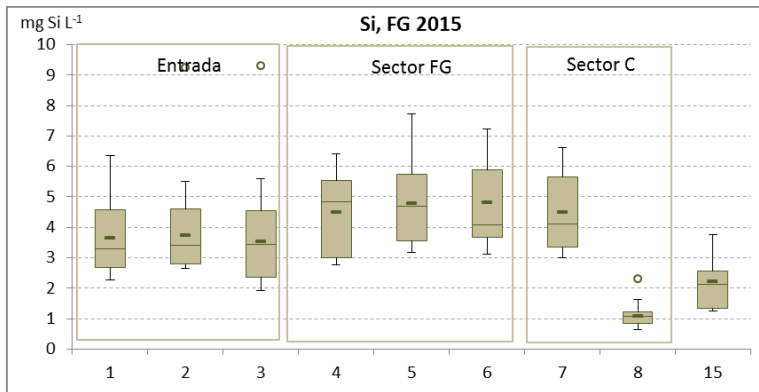
Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.020
2	0.076
3 (FG)	0.061
4 (FG)	0.077
5 (FG)	0.109
6 (FG)	0.079
7	0.104
8	0.006
15	0.007

Figura 21. Variación espacial de la concentración de fosfatos a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

Los fosfatos suponen un pequeño porcentaje del PT contenido en las aguas del sistema (entre el 5 y 24%). Las concentraciones observadas, así como su dispersión numérica, son mayores en el sector FG que las monitorizadas en fp. Sin embargo, destacan las altas concentraciones medidas en los puntos P6 y P7 del sector fp, respecto al resto de puntos monitorizados.



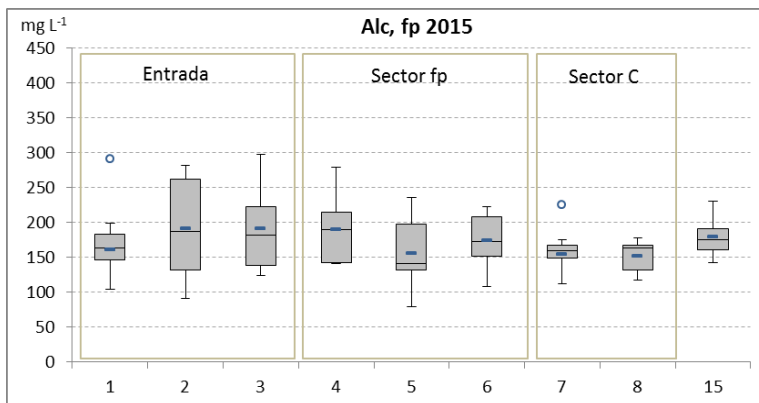
Punto	Promedio (mg Si L ⁻¹)
1	1.59
2	1.99
3 (fp)	1.61
4 (fp)	1.25
5 (fp)	1.10
6 (fp)	1.05
7	1.02
8	0.57
15	0.86



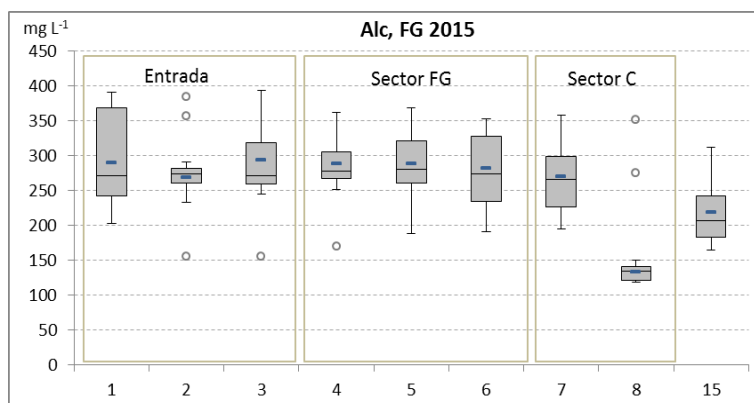
Punto	Promedio (mg Si L ⁻¹)
1	3.66
2	3.72
3 (FG)	3.52
4 (FG)	4.48
5 (FG)	4.78
6 (FG)	4.80
7	4.49
8	1.07
15	2.20

Figura 22. Variación espacial de la concentración de sílice a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

Al contrario que sucede con las variables anteriormente comentadas, la sílice presenta mayores valores en el segundo periodo de muestreo. Así mismo, su concentración se reduce ligeramente en el sector fp, mientras que aumenta en el FG. No obstante, la LR elimina sílice durante todo el año 2015.



Punto	Promedio (mg CaCO ₃ L ⁻¹)
1	161
2	191
3 (fp)	191
4 (fp)	190
5 (fp)	156
6 (fp)	174
7	154
8	152
15	180



Punto	Promedio (mg CaCO ₃ L ⁻¹)
1	290
2	269
3 (FG)	294
4 (FG)	289
5 (FG)	288
6 (FG)	281
7	270
8	133
15	219

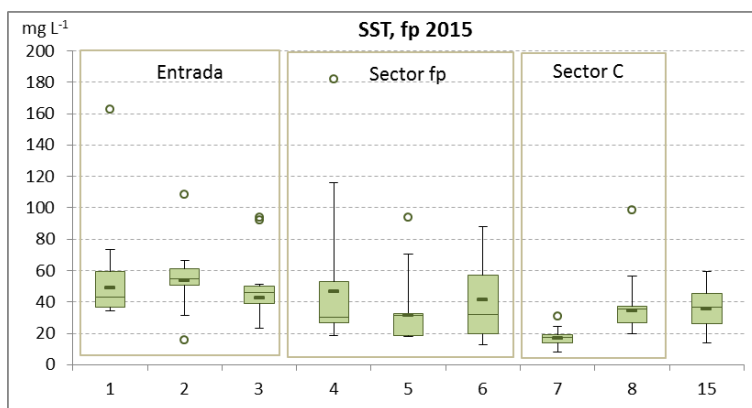
Figura 23. Variación espacial de la alcalinidad a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.



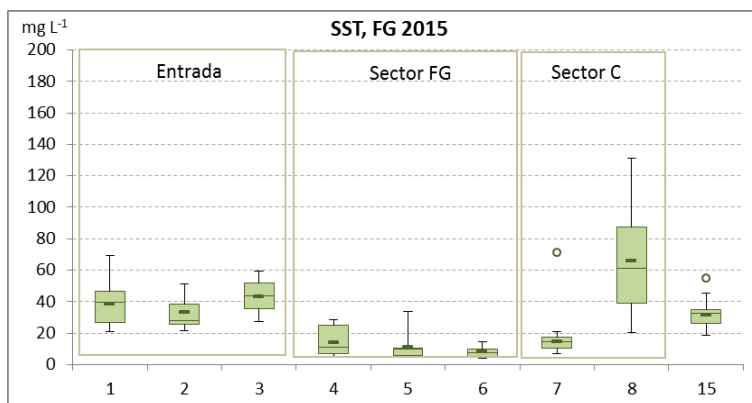
LIFE12 ENV/ES/000685



La alcalinidad registrada es más alta durante los meses de muestreo del sector FG, lo que significa que tiene más capacidad para amortiguar cambios de pH, que estarán principalmente asociados a la dinámica de crecimiento del fitoplancton. Durante el primer periodo la alcalinidad se reduce ligeramente en la celda fp2, manteniéndose constante en la laguna de reserva y aumentando alrededor del 18% en el punto P15 de salida. Sin embargo, los valores obtenidos en la monitorización de FG son muy similares a los obtenidos en el año 2014. La alcalinidad se mantiene constante en la unidad FG y se reduce un 50% aproximadamente en la salida de la laguna.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	49.15
2	53.33
3 (fp)	42.46
4 (fp)	46.42
5 (fp)	31.72
6 (fp)	41.18
7	16.64
8	34.16
15	35.69



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	38.34
2	32.92
3 (FG)	43.28
4 (FG)	14.16
5 (FG)	11.04
6 (FG)	8.17
7	14.32
8	65.82
15	31.55

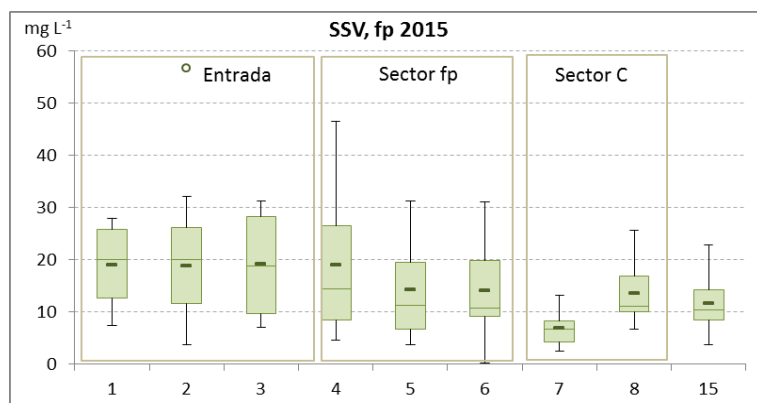
Figura 24. Variación espacial de la concentración de sólidos suspendidos totales a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

La pauta observada para la concentración de SST es distinta durante los dos periodos de estudio, con mayores concentraciones de entrada al HATP entre los meses de enero y junio. Es destacable que a partir del mes de julio la concentración de P3 es mayor que la de los puntos P1 y P2, hecho que ya se observó durante el año 2014. En el sector fp la concentración disminuye en P4 y aumenta en P5, lo cual podría estar asociado a que la baja cobertura vegetal de este sector incrementa la influencia de los procesos de resuspensión asociados al viento y a las aves, principalmente. Sin embargo, los SST disminuyen a lo largo del sector FG, el cual posee una buena cobertura vegetal y permite alcanzar una concentración de SST inferior a 10 mg L⁻¹ a la salida de FG3. Por lo tanto, la concentración media en el punto P6 de FG es un 80% menor que la del mismo punto para el sector fp.

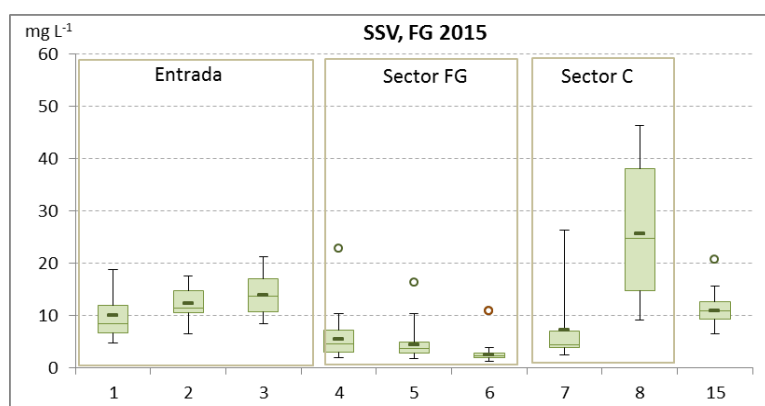
Las concentraciones de salida de la LR (P8) son mayores que las que se midieron a su entrada. Ahora bien, el rendimiento durante el segundo periodo de estudio es peor que en el primero, pese a que las concentraciones del P7 son similares.

El HATP en su conjunto elimina SST durante todo el año 2015, obteniéndose una concentración media de salida de entre 32-36 mg L⁻¹.

Aproximadamente el 35% de los SST que entran al HATP son sólidos suspendidos volátiles (SSV). Este porcentaje disminuye en los sectores fp y FG y aumenta en la LR, siendo mayor este incremento en el segundo periodo de monitorización.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	19.01
2	18.77
3 (fp)	19.10
4 (fp)	19.05
5 (fp)	14.20
6 (fp)	14.14
7	6.90
8	13.49
15	11.55



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	9.98
2	12.24
3 (FG)	13.98
4 (FG)	5.46
5 (FG)	4.46
6 (FG)	2.47
7	7.26
8	25.58
15	11.01

Figura 25. Variación espacial de la concentración de sólidos suspendidos volátiles a lo largo del HATP y valores medios de cada punto de muestreo.

A continuación se muestran las gráficas temporales de todas las variables físico-químicas estudiadas en el agua del HATP. Se representan los valores de los años 2014 y 2015 para estudiar su evolución a lo largo de todo el periodo de monitorización del proyecto.

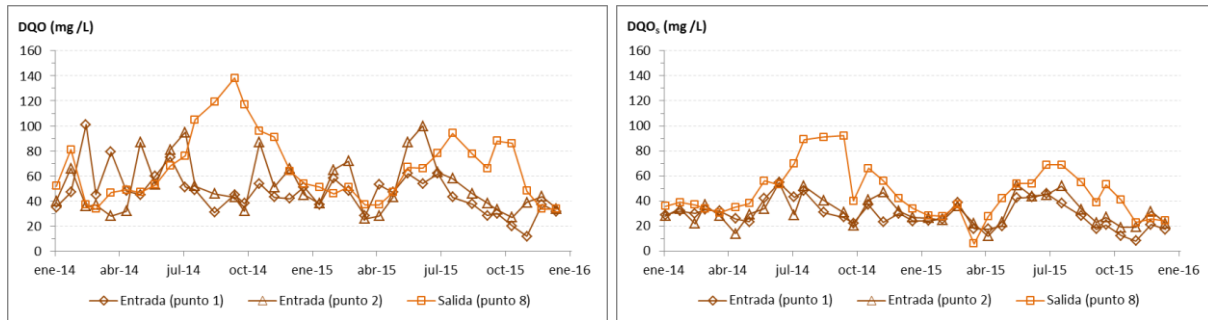


Figura 26. Evolución temporal de las concentraciones de DQO y DQO₅ en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.

Las evoluciones temporales de la materia orgánica y de su fracción disuelta muestran cómo las concentraciones de entrada (P1 y P2) y de salida del HATP disminuyen a lo largo del tiempo. Los picos de DQO que se produjeron en el punto P8 durante el verano 2014 se repitieron, aunque con menor intensidad, en el año 2015 y en este caso las concentraciones alcanzadas no superaron los 100 mg L⁻¹. La influencia de estos repentes de concentración no se observan el punto de salida hacia el lago de l'Albufera (P15) y las concentraciones de entrada y salida del HA son muy similares durante todo el periodo.

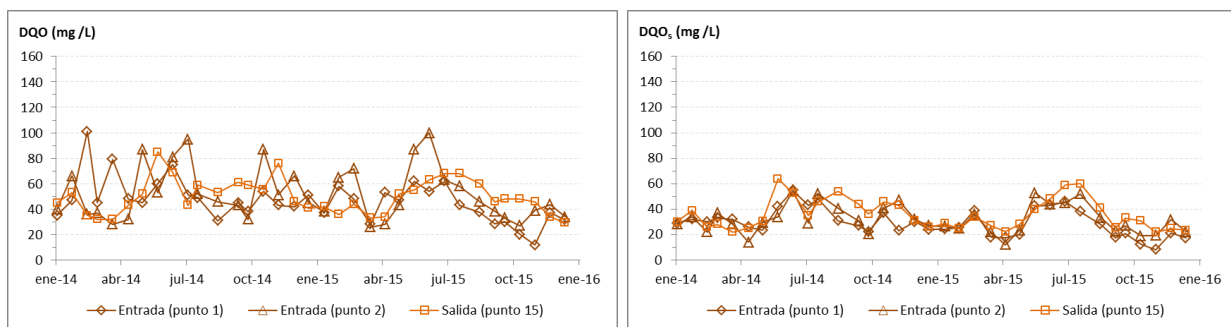


Figura 27. Evolución temporal de las concentraciones de DQO y DQO₅ en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P15) del HATP.

La monitorización del NT pone de manifiesto que las mayores concentraciones de entrada se registran en dos épocas de año: en primavera y en otoño. Esta tendencia es la misma que presenta el nitrato, que supone la fracción inorgánica mayoritaria del NT que entra al sistema. El amonio presenta picos importantes en la entrada desde la *Acequia del Puerto de Catarroja* (P2) que pueden superar los 2 mg N L⁻¹. El nitrito también presenta puntas de concentración en los meses de marzo y octubre, si bien su concentración no supera los 0.5 mg N L⁻¹. No obstante, los picos de concentración a la entrada no se observan en la salida del sistema, sino que son amortiguados por el HA.

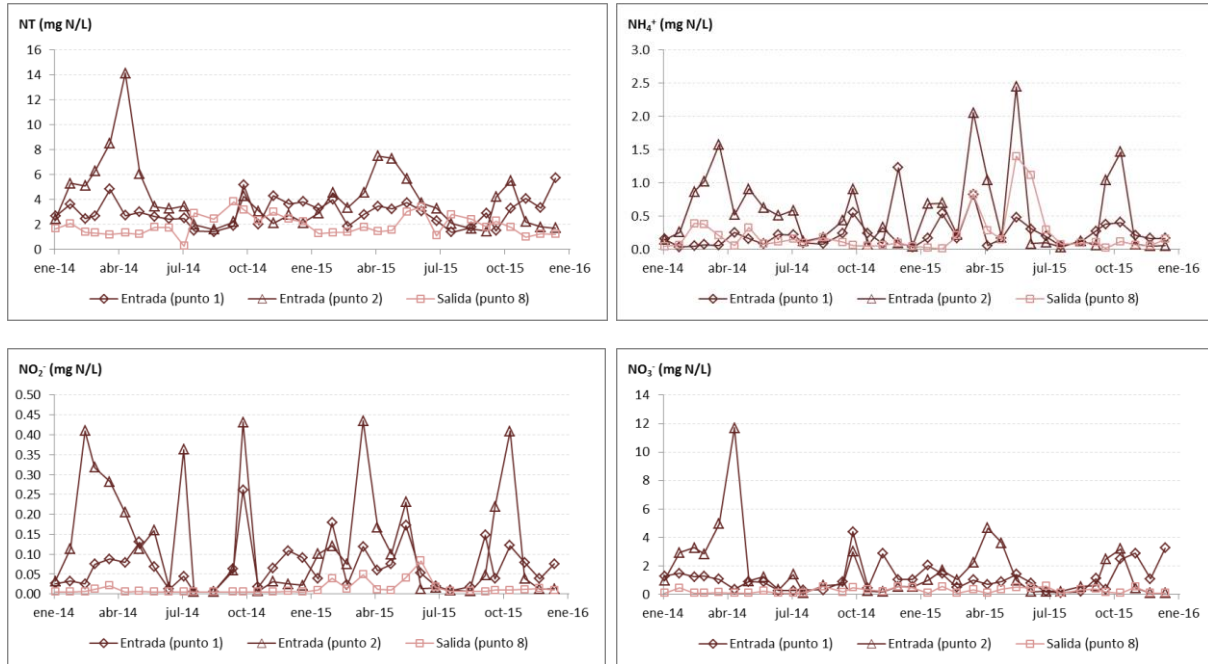


Figura 28. Evolución temporal de las concentraciones de NT, NH₄⁺ (arriba), y NO₂⁻ y NO₃⁻ (abajo) en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.

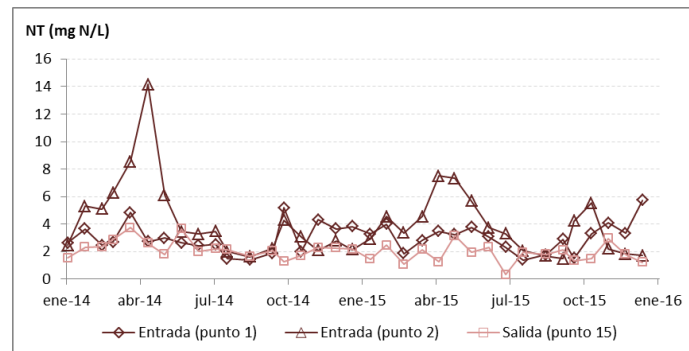


Figura 29. Evolución temporal de las concentraciones de NT en los puntos de entrada (P1, P2) y en el punto final (P15) del HATP.

Puntualmente, durante los meses de verano, el NT es más alto en la salida de la LR que en los puntos P1 y P2. Sin embargo, las concentraciones de salida del HA (P15) son siempre inferiores a las de entrada.

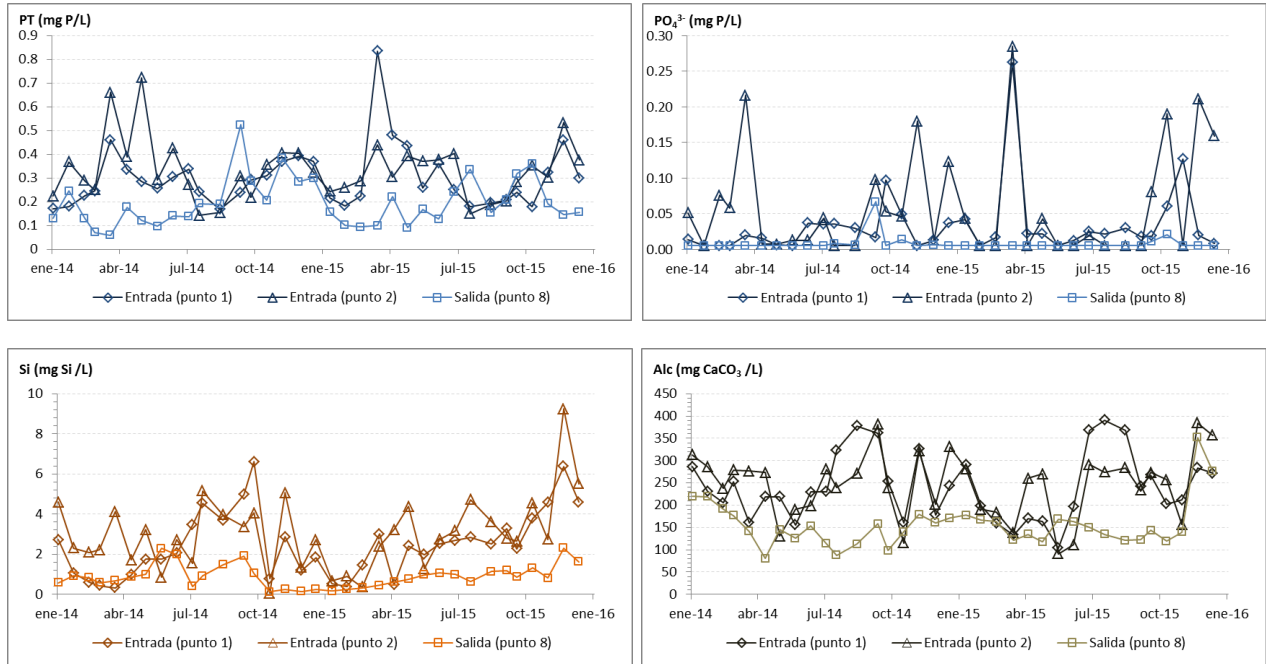


Figura 30. Evolución temporal de las concentraciones de PT, PO₄³⁻ (arriba), y sílice y alcalinidad (abajo) en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.

En relación al PT, las concentraciones más altas de entrada se observan durante los meses de marzo y mayo de 2014, y en marzo de 2015. Las concentraciones de salida en estos muestreos presentan valores bajos, la cual cosa indica que el HATP es capaz de tratar aguas con altas concentraciones de PT (0.6-0.8 mg P L⁻¹) obteniendo mayores rendimientos de eliminación. Únicamente durante ocasiones puntuales en otoño la concentración de salida del sector C es superior a las entradas del sistema.

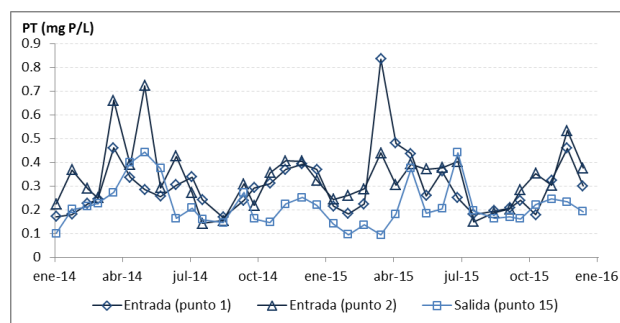


Figura 31. Evolución temporal de las concentraciones de PT en los puntos de entrada (P1, P2) y en el punto final (P15) del HATP.

La evolución del PT en el punto de salida del HATP (P15) difiere del punto de salida del sector C (P8) debido a la influencia del caudal procedente de la laguna educativa. La máxima diferencia entre las concentraciones de entrada y salida del sistema se produce entre los meses de octubre de 2014 y abril de 2015.

Por lo que respecta a la sílice, ésta se elimina en el HATP durante todo el periodo de estudio. En el año 2014 se observa un periodo de concentraciones más altas durante los meses de septiembre y octubre, mientras que en el año 2015 este incremento se ha observado un poco más tarde, en el mes de noviembre.

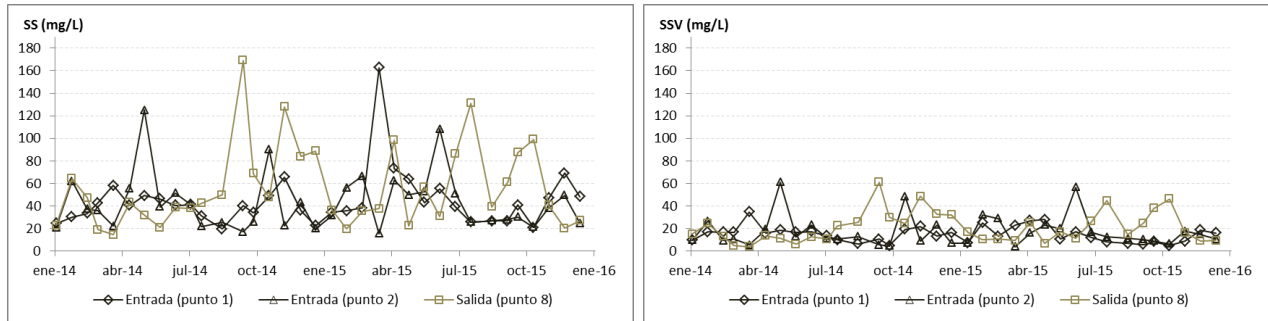


Figura 32. Evolución temporal de las concentraciones de SST y SSV en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.

Respecto a los SST, su evolución durante el periodo de estudio ha sido bastante irregular. Un patrón que se puede observar son los picos de concentración en el agua de entrada durante los meses de primavera, los cuales son depurados mediante el tratamiento en el HATP. Sin embargo, durante entre los meses de julio y octubre del 2015 la concentración del P8 ha sido mayor a las del agua de entrada, coincidiendo con la época de peor funcionamiento de la LR, en lo que a la eliminación de SST se refiere.

En el punto de vertido a l'Albufera (P15), las concentraciones de SST no son tan diferentes de las concentraciones de entrada, como sí que ocurre en P8, debido a la mejor calidad que presenta el agua procedente de la laguna educativa.

La turbidez presenta una tendencia similar a la descrita para los SST, aunque la amplitud de las concentraciones pico es menor. Destaca de forma notable la turbidez registrada en el Barranco del Poyo el 25 de marzo de 2015 (326 NTU), producida por la escorrentía originada por el episodio de fuertes lluvias que tuvo lugar en los días previos al muestreo.

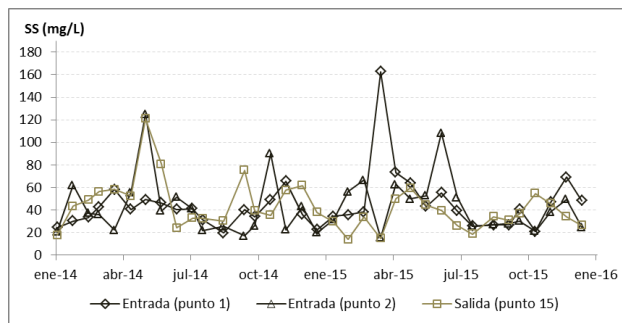


Figura 33. Evolución temporal de las concentraciones de SST en los puntos de entrada (P1, P2) y en el punto final (P15) del HATP.

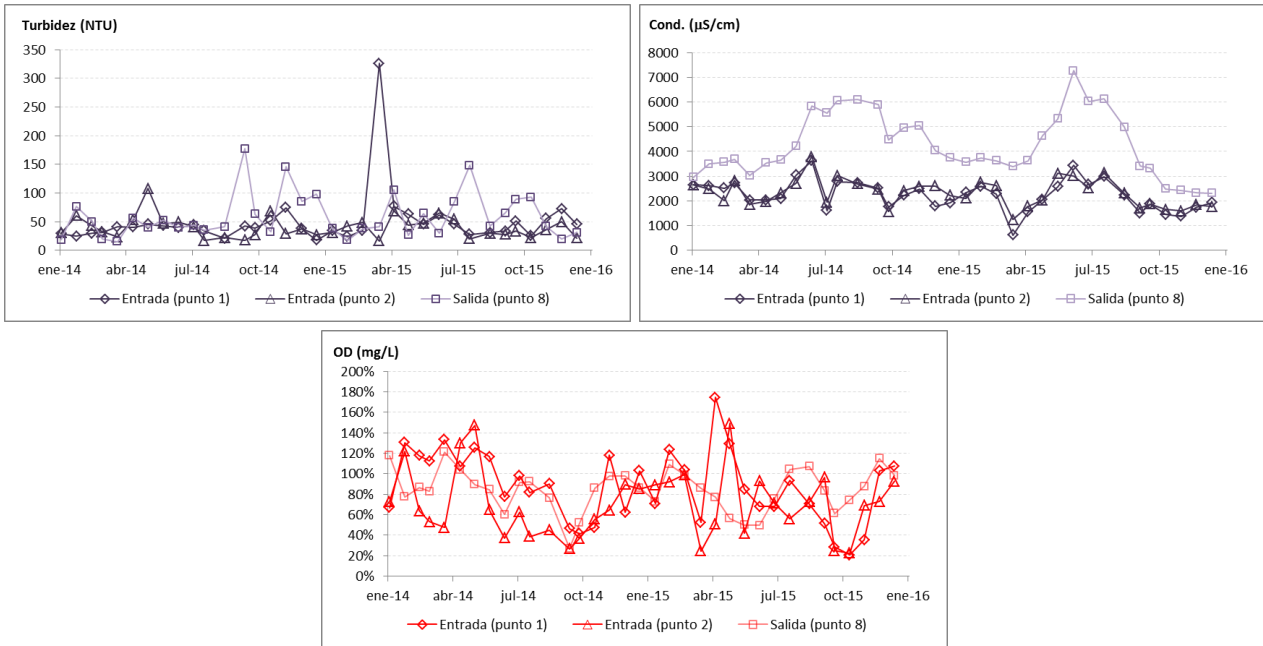


Figura 34. Evolución temporal de la turbidez y conductividad (arriba), y OD (abajo) en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.

En la Figura 34 se observa con claridad el incremento de conductividad en el agua de salida que se ha comentado anteriormente, debido al efecto de la evapotranspiración e influenciado por el tiempo de retención hidráulica del sistema. Por lo tanto, las mayores diferencias entre las conductividades de entrada y salida se producen en verano y las menores en invierno.

El porcentaje de oxígeno disuelto de saturación responde al patrón característico de un agua hipereutrofizada, con gran variedad de valores observados en las entradas y salidas del sistema. Los porcentajes mínimos observados se encuentran alrededor del 20%, mientras que los máximos superan el 170%. En los meses de otoño se registran los porcentajes más bajos y los más altos se observan en primavera. Además de estas variaciones anuales, cabe esperar que las diferencias a escala diaria también sean acusadas, si bien no se han podido observar en la monitorización llevada a cabo ya que los muestreos se han realizado siempre en la misma franja horaria.

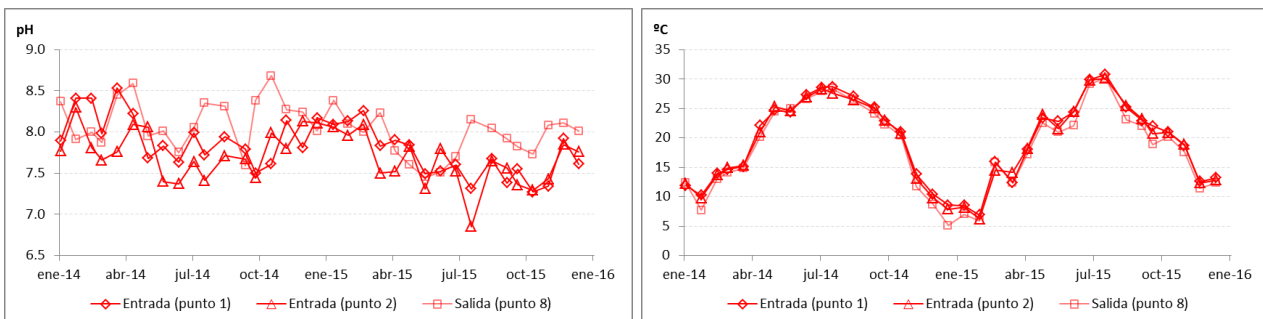


Figura 35. Evolución temporal del pH y temperatura en los puntos de entrada (P1, P2) y de salida (P8) del HATP.



El pH presenta importantes oscilaciones en las entradas y en el punto P8, las cuales también están ligadas al estado de hipereutrofia de las aguas tratadas. Dada la relación entre el pH y la alcalinidad del agua, la menor alcalinidad del punto 8 da lugar a valores más altos de pH si aumenta la actividad fotosintética.

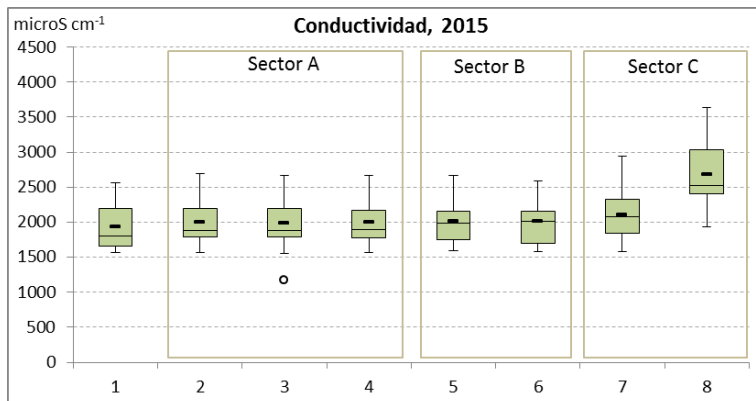
En la Figura 35 se observa que las temperaturas registradas en el agua de entrada durante el año 2015 han sido más extremas que en año anterior. La temperatura mínima de los puntos 1 y 2 ha sido de 5.9°C, frente a los 7.9°C del 2014, y la máxima de 30.2°C, 1.8°C superior a la del año anterior.

3.1.2 Resultados en el HATM

Con el objetivo de interpretar más fácilmente los resultados obtenidos en el HATM, se recuerda la ubicación de cada punto de monitorización:

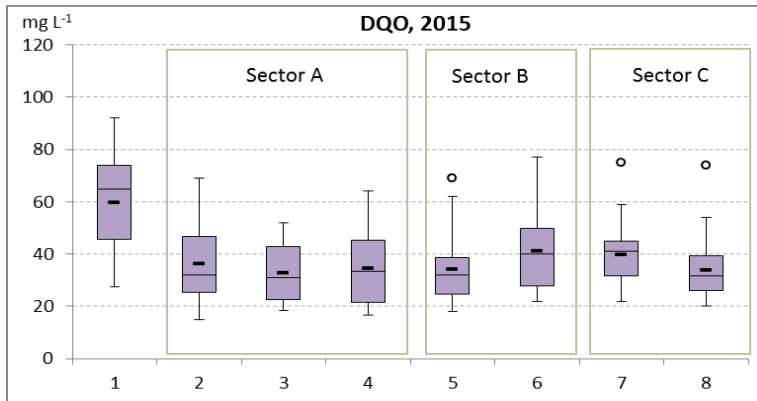
- Puntos 1. Entrada desde el lago de l'Albufera.
- Puntos 2, 3 y 4. Salidas oeste, centro y este del *sector A*, respectivamente.
- Puntos 5 y 6. Punto intermedio y final del *sector BE*, respectivamente.
- Puntos 7 y 8. Entrada y salida del *sector C*, respectivamente. El punto 7 es la mezcla del punto 6 más el agua que llega de los *sectores BC* y *BO*, que no están monitorizados.

La conductividad del agua tratada en el HATM pasa de 1930 a 2686 $\mu\text{S cm}^{-1}$, aumentando un promedio del 39%. El mayor incremento se produce en el sector C, correspondiendo con la unidad de mayor tiempo de retención hidráulica del sistema ($\text{TRH}_{\text{sector C}} = 9.7\text{d}$).



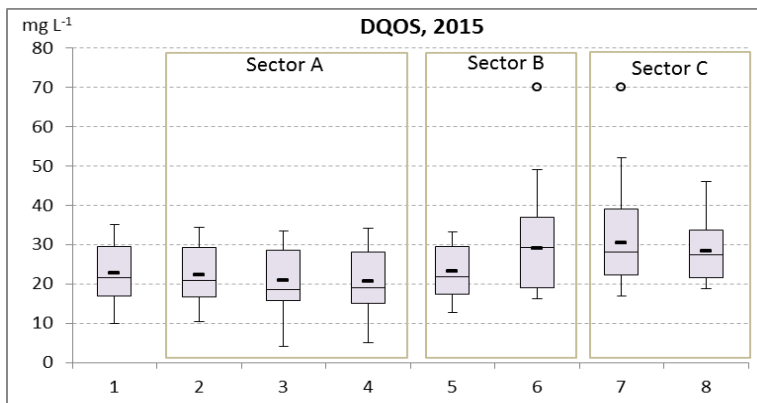
Punto	Promedio ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	1930
2	1998
3	1993
4	1998
5	2009
6	2007
7	2104
8	2686

Figura 36. Variación espacial de la conductividad a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	59.7
2	36.3
3	32.6
4	34.6
5	34.2
6	41.0
7	39.9
8	33.8

Figura 37. Variación espacial de la concentración de DQO a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	22.6
2	22.4
3	20.8
4	20.7
5	23.2
6	29.1
7	30.4
8	28.4

Figura 38. Variación espacial de la concentración de DQO₅ a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

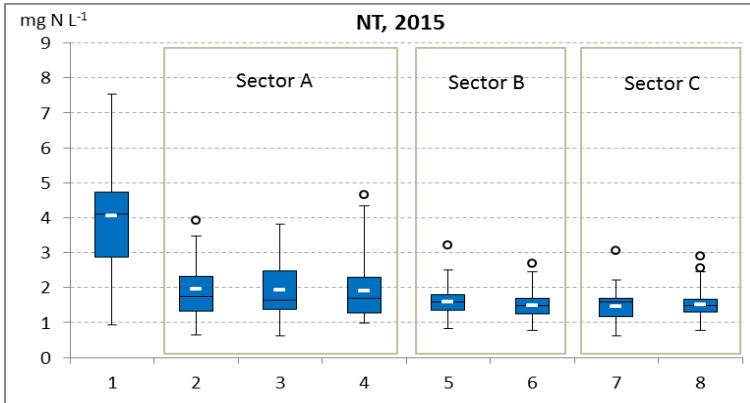
En el año 2015 la materia orgánica del agua de entrada (59.7 mg L⁻¹) ha sido en promedio más baja que la que entró durante el año 2014 (70.1 mg L⁻¹). No obstante, la reducción de DQO en el sector subsuperficial ha sido muy significativa, alcanzándose porcentajes de eliminación superiores al 40%. Esta DQO eliminada se corresponde mayoritariamente a la fracción particulada de la materia orgánica, ya que la DQO soluble apenas varía en este sector (Figura 38).

En el sector superficial BE se produce un incremento de la materia orgánica total y de su fracción soluble, y ambas disminuyen en la laguna. Sin embargo, en el balance global del sistema se elimina materia orgánica total pero no DQO₅, lo cual es debido a la reducción de la fracción particulada en el sector subsuperficial.

Paralelamente hay que indicar que la concentración de materia orgánica total de las aguas que entran en el HATM es mayor que la que se registra en el Tancat de la Pipa, sobretodo en el periodo comprendido entre julio y diciembre. Así mismo, a continuación se verá que la DQO de entrada al HATM también es mucho mayor que la que entra al Tancat de l'illa.

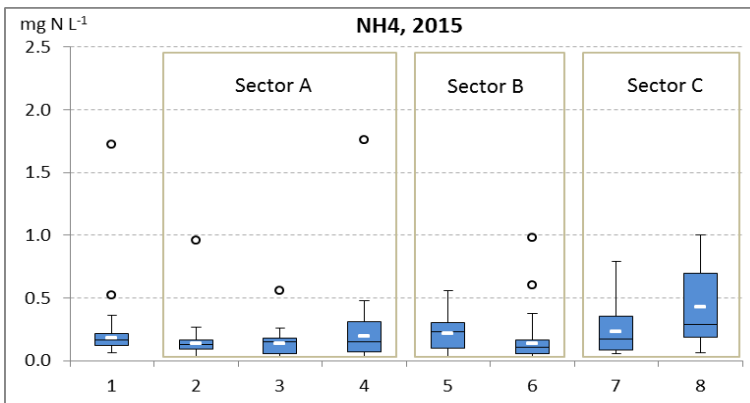


LIFE12 ENV/ES/000685



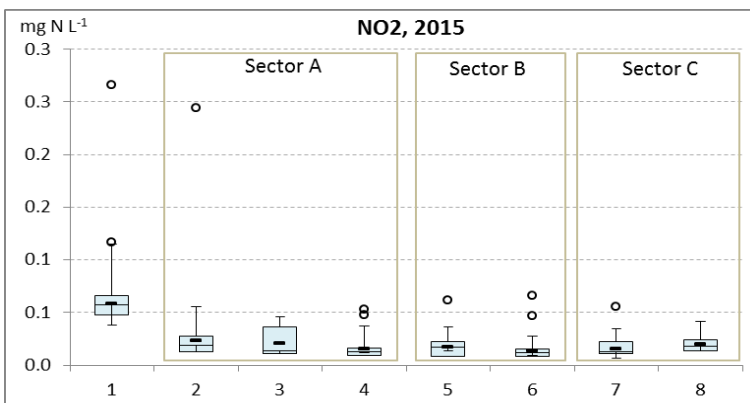
Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	4.1
2	1.9
3	1.9
4	1.9
5	1.6
6	1.5
7	1.5
8	1.5

Figura 39. Variación espacial de la concentración de NT a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.



Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	0.176
2	0.136
3	0.138
4	0.197
5	0.215
6	0.134
7	0.232
8	0.428

Figura 40. Variación espacial de la concentración de NH₄⁺ a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

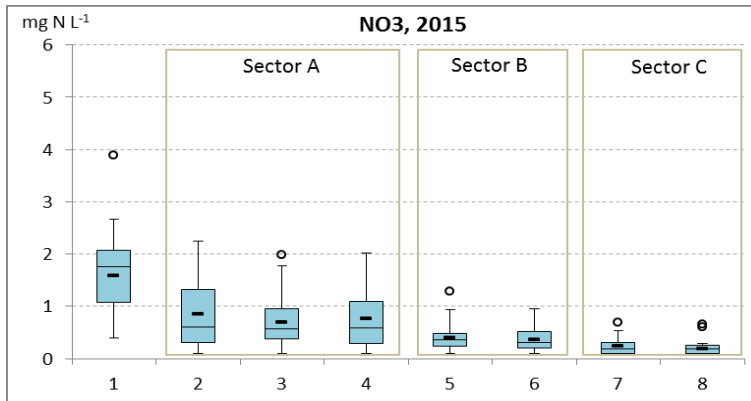


Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	0.058
2	0.023
3	0.021
4	0.015
5	0.017
6	0.013
7	0.016
8	0.020

Figura 41. Variación espacial de la concentración de NO₂⁻ a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.



LIFE12 ENV/ES/000685



Punto	Promedio (mg N L ⁻¹)
1	1.58
2	0.85
3	0.69
4	0.77
5	0.39
6	0.36
7	0.23
8	0.18

Figura 42. Variación espacial de la concentración de NO₃⁻ a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

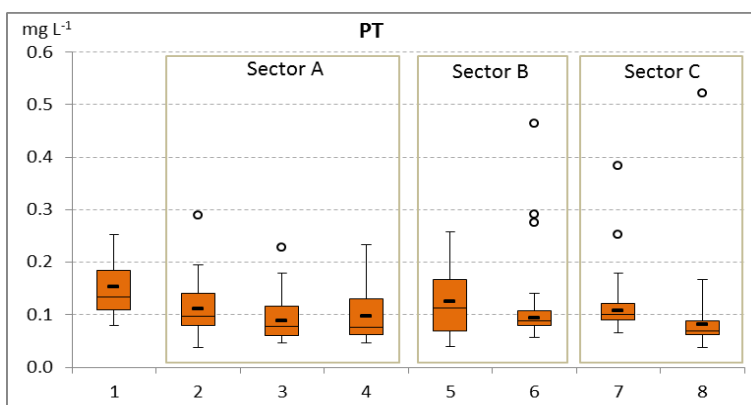
La eliminación de nitrógeno total se produce principalmente en el sector subsuperficial, con una reducción superior al 50% de la concentración de entrada.

La eliminación del amonio se produce tanto en el sector A como en el sector B. Por el contrario, su concentración aumenta en la laguna, aunque las concentraciones de salida no son tan altas como las del año 2014, cuando se registraron valores de amonio superiores a 2 mg N L⁻¹.

La eliminación de nitratos se produce en los tres sectores del HATM.

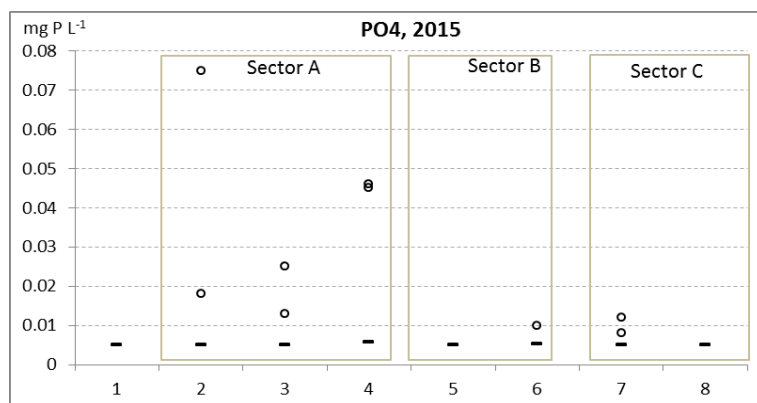
En este segundo año de monitorización se ha constatado una mejora en el funcionamiento del HATM en lo que a la eliminación del nitrógeno se refiere, ya que el repunte de la concentración de amonio en el sector C es menor y no se produce el incremento de NT que tuvo lugar durante el año 2014 en dicho sector.

En promedio, las concentraciones de NT que entran al HATM son similares a las que entran al sector fp del Tancat de la Pipa, y posteriormente veremos que son superiores a las que entran en el Tancat de l'Illa. Así mismo, la reducción de la concentración de NT en el HATM es del 63%, lo cual mejora incluso el buen rendimiento alcanzado en 2014.



Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.153
2	0.111
3	0.088
4	0.096
5	0.126
6	0.094
7	0.108
8	0.081

Figura 43. Variación espacial de la concentración de PT a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

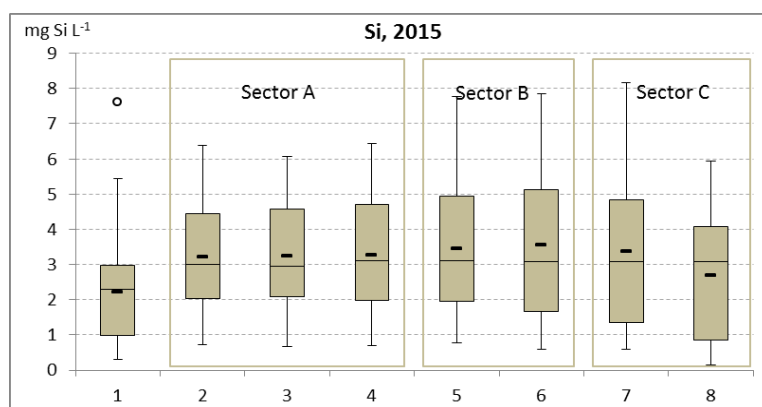


Punto	Promedio (mg P L ⁻¹)
1	0.005
2	0.005
3	0.005
4	0.006
5	0.005
6	0.005
7	0.005
8	0.005

Figura 44. Variación espacial de la concentración de PO_4^{3-} a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

El fósforo total que entra desde l'Albufera es inferior al que entró en el año 2014. Este fósforo de entrada se elimina en casi un 50% a lo largo del sistema y se cumple con el objetivo de 0.1 mg P L^{-1} para las aguas de entrada a l'Albufera (MARM, 2004). Gran parte de esta reducción se consigue en el sector subsuperficial, donde se alcanzan valores medios inferiores a 0.1 mg P L^{-1} . Esta concentración aumenta ligeramente en el sector B1E, reduciéndose nuevamente en el sector B2E y en el sector C.

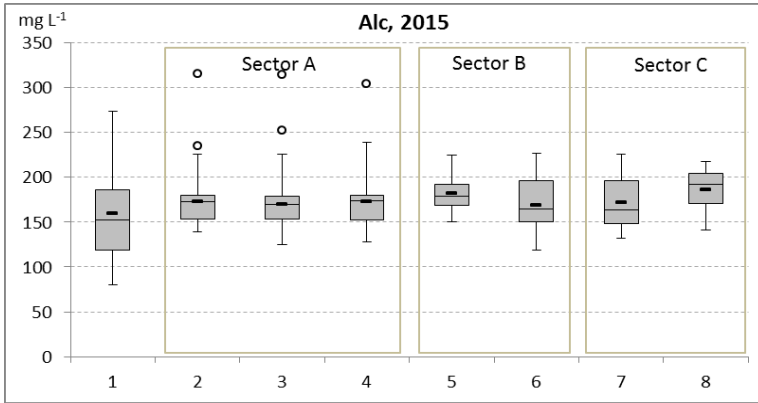
El rendimiento del sector A para este segundo año de estudio (42%) es ligeramente inferior al conseguido en 2014 (52%), si bien este menor rendimiento no se explicaría por una pérdida de eficacia del sector sino que podría estar producido por la disminución de la concentración de entrada.



Punto	Promedio (mg Si L ⁻¹)
1	2.21
2	3.21
3	3.23
4	3.28
5	3.45
6	3.55
7	3.37
8	2.68

Figura 45. Variación espacial de la concentración de Si a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

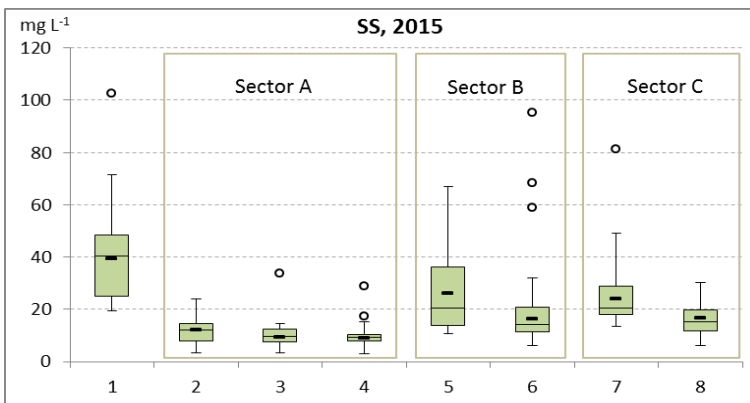
La sílice aumenta en el sector A, se mantiene prácticamente constante hasta la salida del subsector BE y disminuye en el sector C. Al contrario de lo que sucedió en el año 2014, la concentración de sílice es mayor a la salida que a la entrada del sistema.



Punto	Promedio (mg CaCO ₃ L ⁻¹)
1	160
2	173
3	169
4	172
5	182
6	169
7	172
8	186

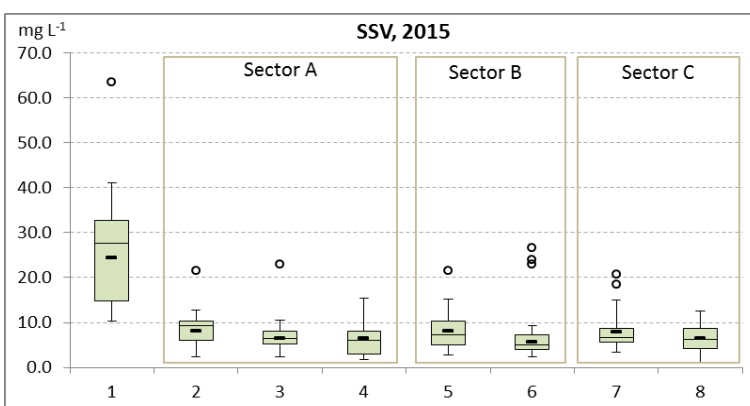
Figura 46. Variación espacial de la alcalinidad a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

La alcalinidad del punto P1 del HATM presenta los valores más bajos de las entradas a los tres humedales artificiales. Sin embargo, su valor aumenta a lo largo del tratamiento en el HATM, excepto en la salida del sector B2E, donde presenta una pequeña reducción.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	39.38
2	12.16
3	9.45
4	8.85
5	26.10
6	16.36
7	24.00
8	16.47

Figura 47. Variación espacial de la concentración de SST a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.



Punto	Promedio (mg L ⁻¹)
1	24.47
2	8.08
3	6.44
4	6.46
5	8.03
6	5.56
7	7.84
8	6.43

Figura 48. Variación espacial de la concentración de SSV a lo largo del HATM y valores medios de cada punto de muestreo.

Al igual que se ha descrito para las variables anteriormente comentadas, los sólidos suspendidos que han entrado al HATM durante el año 2015 han sido menores que los se registraron el año anterior. Esto se traduce en que, en general, las concentraciones medidas a lo largo del sistema también han sido más bajas. La mayor eliminación de SST tiene lugar en el sector A (72%), mientras que los puntos monitorizados en el sector BE presentan valores más altos que en el periodo anterior. Así mismo, se observa un repunte de concentración en el punto P5, que posteriormente es reducido en el punto P6, tal como sucede con el fósforo total (Figura 43).

El patrón similar de evolución observado para los SST y el PT pone de manifiesto la relación entre ambas variables, ya que una parte importante del PT se encuentra adsorbido sobre los SST y por lo tanto ambos siguen un comportamiento muy similar. De este modo, el repunte de concentraciones que muestran ambas variables en la salida del subsector B1E puede explicarse porque la baja cobertura vegetal que esta unidad aumenta su exposición a las acciones de resuspensión, provocadas por las aves, los peces y el viento, principalmente.

Con todo, en el HATM se consigue una reducción la concentración de SST de más del 50%.

Tal como se ha mostrado para el HATP, a continuación se presentan las gráficas temporales de las variables de calidad de aguas a lo largo de los años 2014 y 2015.

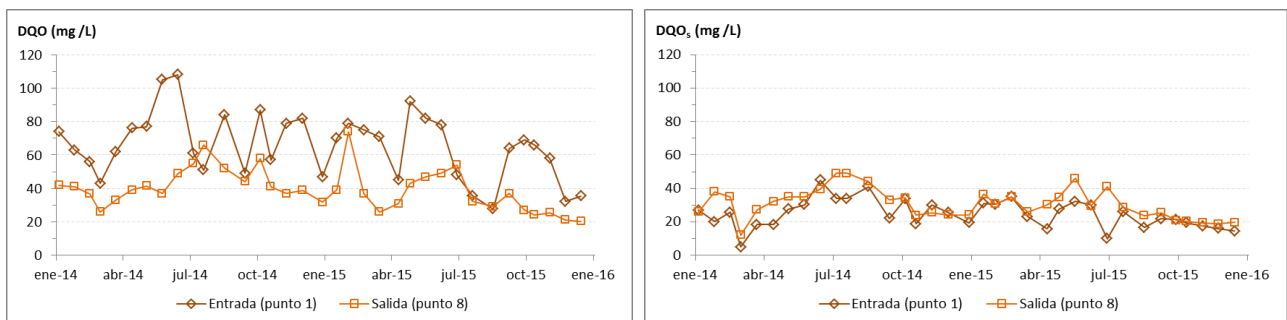


Figura 49. Evolución temporal de las concentraciones de DQO y DQO₅ en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

La evolución temporal de la materia orgánica muestra como hay una tendencia decreciente en las concentraciones de entrada y salida del sistema. Así mismo, durante los meses de mayo a junio y en otoño se registran las mayores concentraciones de entrada, si bien durante el año 2015 no se han alcanzado los 100 mg L⁻¹ del año anterior.

La DQO₅ es mayor a la salida que a la entrada del sistema, es decir, el proceso de hidrólisis de la materia orgánica es mayor que el de mineralización. Sin embargo, ello no impide que la eliminación de materia orgánica durante todo periodo estudiado, siendo los meses de verano cuando se alcanzan los mínimos rendimientos.

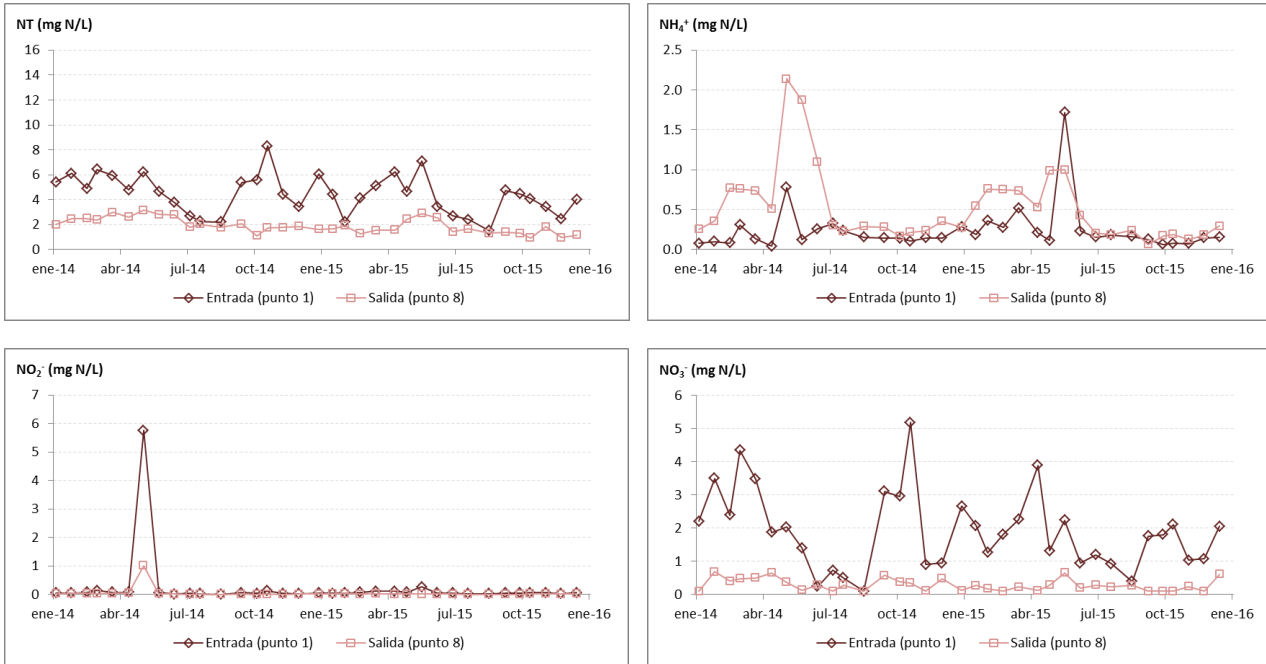


Figura 50. Evolución temporal de las concentraciones de NT y NH_4^+ (arriba), y NO_2^- y NO_3^- (abajo) en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

Las concentración de NT y nitrato también presentan una tendencia decreciente en el agua de entrada al Tancat de Milia. Este sistema elimina NT durante todo el periodo estudiado, incluso en los meses de verano en los que las concentraciones de entrada son más bajas. Las concentraciones de salida son bastante constantes en torno a $1\text{-}2 \text{ mg N L}^{-1}$. Por lo tanto, los resultados obtenidos durante el segundo año de monitorización refuerzan la hipótesis de que la “concentración base” para este HA esté próxima a estos valores.

Los picos de nitrógeno inorgánico, en forma de amonio y nitratos, son reducidos en el humedal artificial.

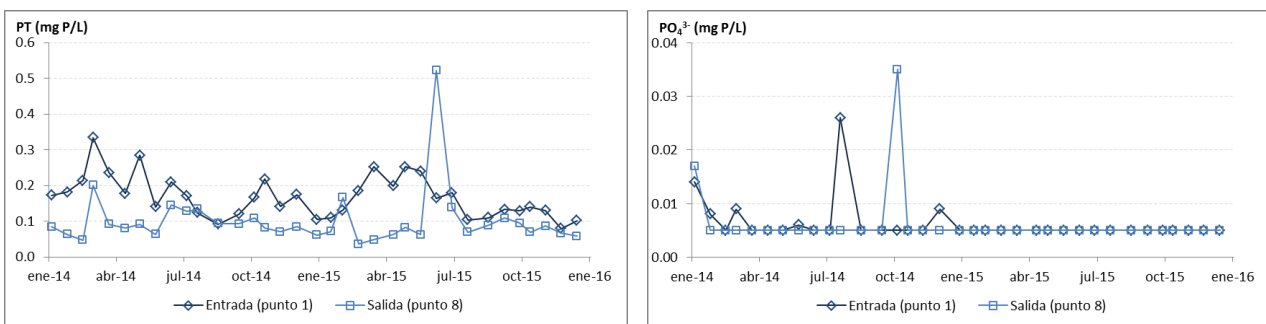


Figura 51. Evolución temporal de las concentraciones de PT y PO_4^{3-} (arriba) en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

El PT también muestra una tendencia a reducir su concentración en el agua de entrada, presentando valores más altos durante los meses de primavera que en el resto del año. Sin embargo, la tendencia del punto P8 muestra un ligero incremento. Las concentraciones en el punto de salida del HATM han sido, de forma generalizada, menores que las de entrada, a excepción de un punto

llamativo registrado el 17/06/2015. En el 77% de las ocasiones se ha cumplido el objetivo de calidad para las aguas de entrada a l'Albufera (0.1 mg P L^{-1}).

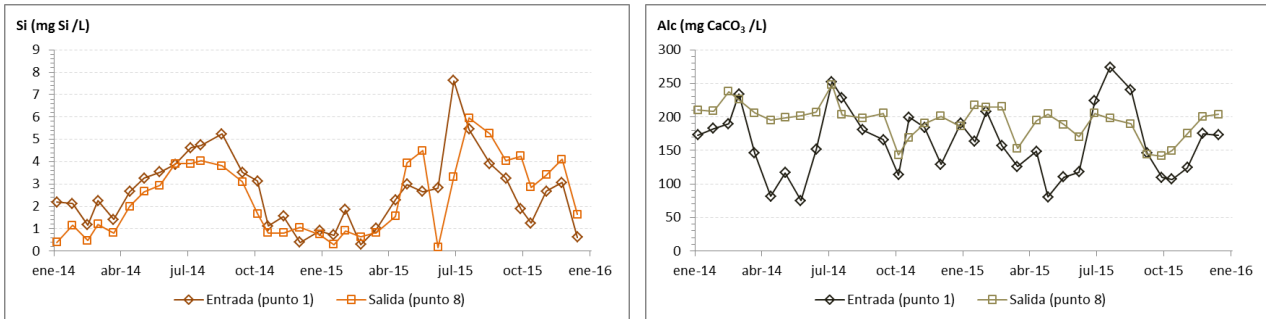


Figura 52. Evolución temporal de las concentraciones de sílice y alcalinidad en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

En el año 2015, las concentraciones de sílice no presentan un patrón tan marcado como en el año anterior. No obstante, se mantienen las concentraciones más altas en los meses de verano y las más bajas durante los meses de invierno. A diferencia del año 2014, la sílice medida en el punto P8 es mayor que en la entrada.

La Figura 52 muestra la capacidad de los humedales artificiales para reducir las oscilaciones de la alcalinidad de las aguas tratadas. Además, la alcalinidad aumenta durante el año 2015, excepto en los meses de verano.

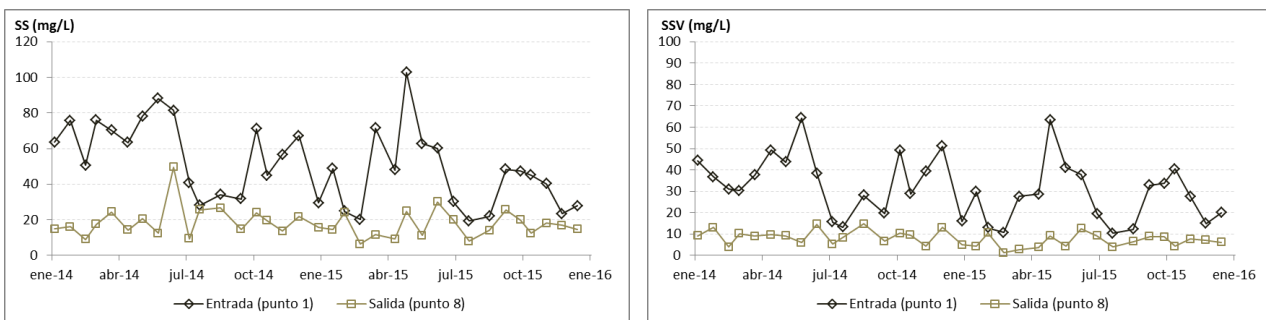


Figura 53. Evolución temporal de las concentraciones de SST y SSV en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

Las concentraciones de SST y SSV a la entrada del HA también va descendiendo a lo largo del periodo monitorizado y se observan valores más bajos durante el verano.

La reducción de sólidos suspendidos y su fracción volátil tiene lugar durante los dos años estudiados. Los SST en el punto P8 tienen un comportamiento irregular, con algunos picos en primavera que podrían estar asociados a la mayor presencia de aves. Por el contrario, los valores de SSV a la salida del HATM son bastante constantes y se sitúan por debajo de los 10 mg L^{-1} .



LIFE12 ENV/ES/000685



El porcentaje de SSV respecto a los SST totales es del 62% en la entrada y 39% en la salida, lo cual pone de manifiesto que, proporcionalmente, se eliminan más SSV que totales.

El patrón que sigue la turbidez es muy parecido al de los SST, con valores más altos en primavera y otoño, y menores en verano e invierno. Del mismo modo, la turbidez se reduce entre el P1 y el P8.

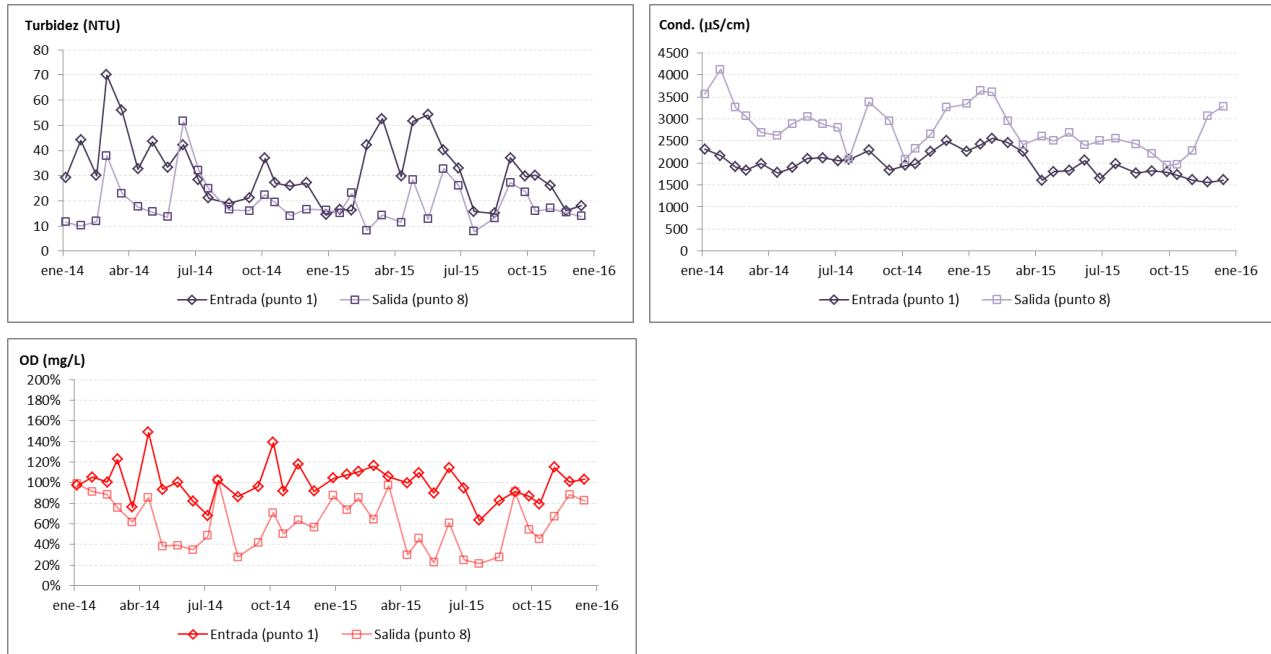


Figura 54. Evolución temporal de la turbidez y conductividad (arriba), y OD (abajo) en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

En la Figura 54 se observa el incremento de la conductividad en el HATM, siendo éste menor en primavera y verano por el efecto de dilución que provocan las mayores precipitaciones de estas épocas del año. Además, el hecho de que los mayores incrementos de conductividad se produzcan en invierno, cuando la evapotranspiración es menor, puede estar relacionado con la influencia del ciclo hidráulico de los campos de arroz colindantes con el HATM.

El agua del punto P8, a diferencia de lo ocurren en P1, no suele alcanzar situaciones de sobresaturación de oxígeno disuelto. Esta menor saturación evidencia una menor presión eutrófica en el agua salida, lo cual indica que el HATM ha alcanzado el objetivo de reducción de biomasa fitoplanctónica.

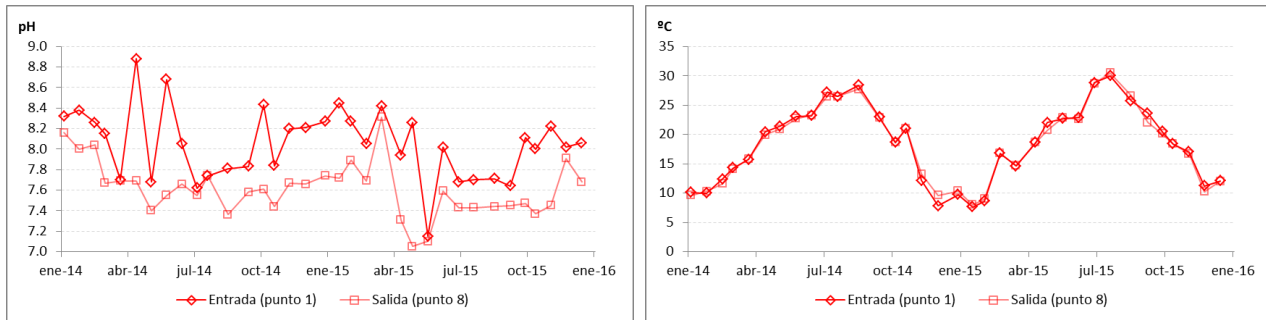


Figura 55. Evolución temporal del pH y temperatura en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATM.

En la evolución del pH cabría esperar una menor variabilidad en el agua de salida, pero las oscilaciones registradas en el P1 se monitorizan también en el punto P8. No obstante, sí que se observa que los valores de salida son más bajos que los de entrada.

Por último, la temperatura no presenta variaciones importantes entre la entrada y la salida del sistema, pero sí que se observa que la temperatura máxima alcanzada en el año 2015 (30.5°C) es notablemente superior a la del año 2014 (27.7°C).

En otro orden de cosas conviene destacar que, en los tancats de Pipa y Milia, la temperatura del agua durante los meses de invierno es más alta en el año 2015 que en el 2014. Las temperaturas de entrada y salida de los meses de noviembre y diciembre han aumentado, en promedio, 4.1°C en HATP y 2.5°C en HATM entre los dos años estudiados.

3.1.3 Resultados en el HATLI

A continuación se describe brevemente la ubicación de los puntos monitorizados en el Tancat de l'illa.

- Punto 1. Entrada al HATLI, tomada en el *Estany de la Plana*.
- Puntos 2, 4 y 6. Forman la línea de monitorización del *sector B4*, siendo P2 y P4 los puntos intermedios y P6 el punto de salida del *sector B4* y una de las tres entradas al *sector C*.
- Puntos 3, 5 y 7. Forman la línea de monitorización del *sector B3*. Los puntos P3 y P5 son los puntos intermedios y el punto P7 es la salida del *sector B3* y una de las tres entradas al *sector C*.
- Punto 8. Salida del *sector C*. Puesto que la salida del agua desde el *sector C* se realiza por gravedad y existen varias compuertas de salida colocadas a distintas alturas, el punto de toma de esta muestra ha sido aquel por el que se ha observado más caudal de circulación.

La monitorización del *Tancat de l'illa* se ha llevado a cabo en las líneas de tratamiento B3 y B4, las cuales tienen un funcionamiento hidráulico diferente (ver informe Acción B1). Por lo tanto, se va a realizar un análisis separado para cada una de ellas.

Tal como sucede en los dos HA anteriormente comentados, la conductividad hidráulica se incrementa a lo largo de la línea de tratamiento en el *Tancat de l'illa*, pasando de 2045 $\mu\text{S cm}^{-1}$ en el

agua de entrada a $2773 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el agua de salida. El incremento de la conductividad ha sido mayor en la línea B4 (20%) que en la B3 (28%), lo cual es debido a los mayores TRHs registrados en el subsector B4.

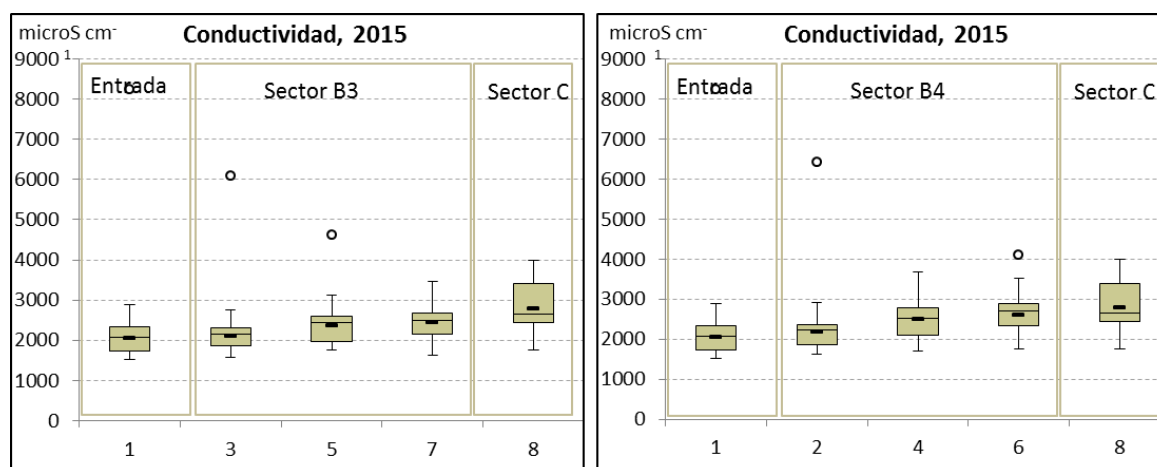


Figura 56. Variación espacial de la conductividad a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

Los boxplot de la materia orgánica (Figura 57 y Figura 58) muestran el aumento de la DQO y DQO_s a lo largo del HATLI. La materia orgánica total aumenta un 58% y su fracción soluble, que representa el 85% en el agua de entrada, aumenta un 39%. Si se analiza de forma individual cada celda del sistema, se observa que el mayor incremento de la DQO se ha producido en la celda B32, seguida de la celda B41. Por el contrario, los menores aumentos han tenido lugar en la última celda de cada línea de tratamiento, es decir, en las celdas B31 y B41.

Las diferencias observadas entre cada celda pueden ser debidas a la diferente gestión de la vegetación emergente, dada la importancia de la cobertura vegetal en la concentración de la materia orgánica del agua. Tal como muestra el informe de la acción B2, la gestión de la vegetación en el HATLI consistió en la siega en mosaicos de la celda B32 y la siega en franjas de las celdas B42 y B43, todas ellas realizadas en octubre de 2014. Por lo tanto, se observa que en la celda donde se llevó a cabo la siega en mosaicos se produce el mayor incremento de DQO (B32). Sin embargo, las celdas donde la vegetación se ha segado en franjas no presentan un incremento llamativo de la DQO (Tabla 11). Así pues, el aumento de la celda B42 puede estar debido al hecho de que tenga una vegetación "antigua" que aporte una gran cantidad de biomasa vegetal en descomposición.

Tabla 11. Incremento de la concentración de la materia orgánica total en cada celda del sistema HATLI.

	Global	1º celda	2º celda	3º celda
B3	44%	9%	27%	4%
B4	50%	22%	15%	7%

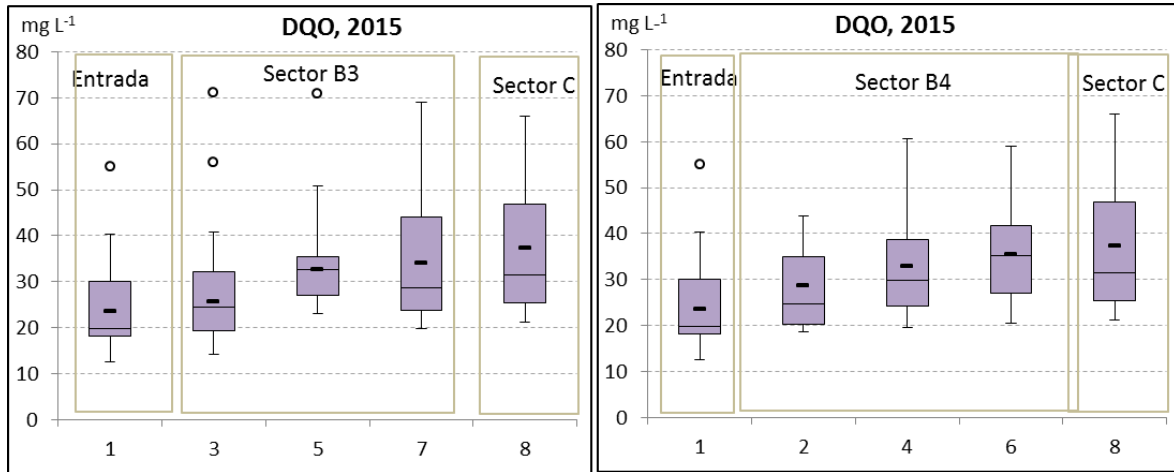


Figura 57. Variación espacial de la concentración de DQO a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

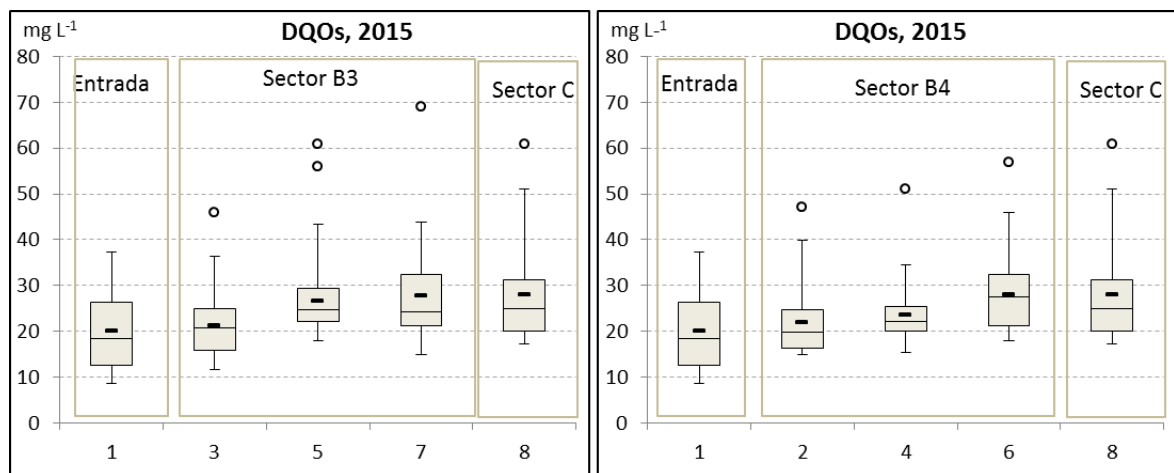


Figura 58. Variación espacial de la concentración de DQO₅ a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

Tabla 12. Valores medios de conductividad, DQO y DQO₅ en los puntos de muestreo en el HATLI.

Punto	Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	DQO (mg L^{-1})	DQO ₅ (mg L^{-1})
1	2045	23.6	20.1
2	2176	28.8	21.8
3	2104	25.7	21.2
4	2505	33.0	23.6
5	2360	32.7	26.5
6	2611	35.3	28.1
7	2447	34.0	27.7
8	2773	37.4	28.0

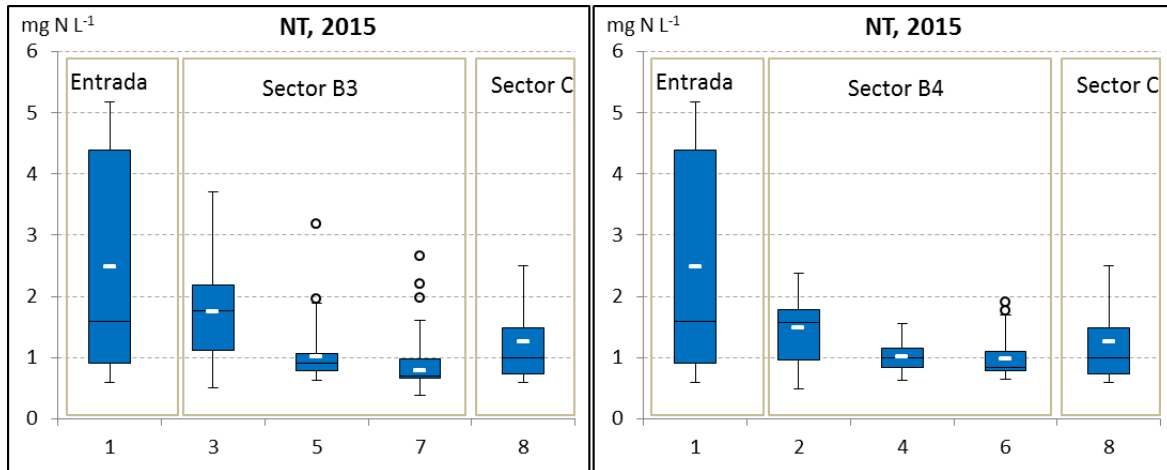


Figura 59. Variación espacial de la concentración de NT a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

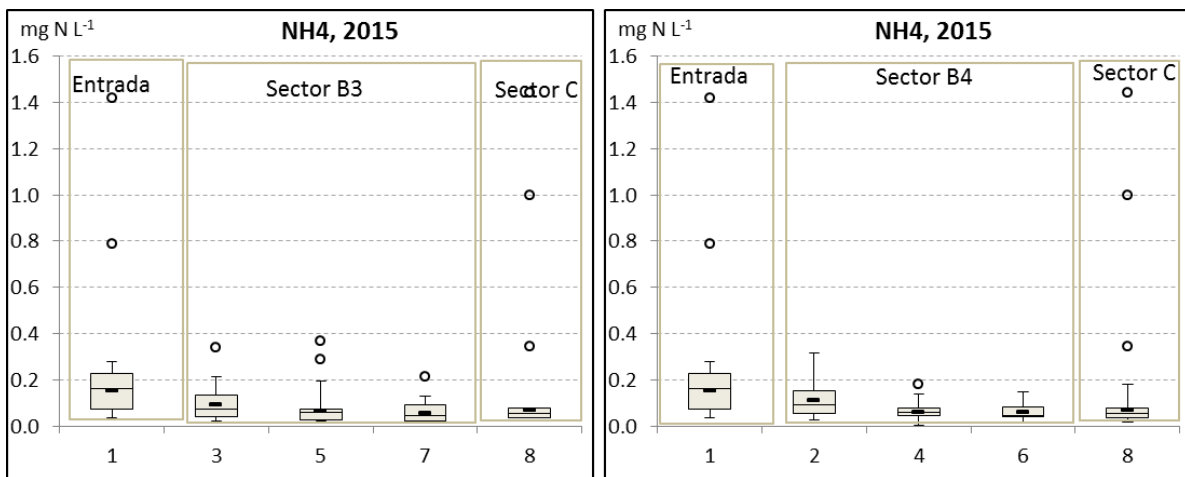


Figura 60. Variación espacial de la concentración de NH₄⁺ a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

El nitrógeno total se reduce en casi un 50% a lo largo del HATLI. Tanto la línea B3 como B4 eliminan NT, mientras que en el sector C se produce un ligero aumento. Así mismo, las formas inorgánicas del nitrógeno (amonio, nitritos y nitratos) se reducen a lo largo del tratamiento en el HA. En las Figura 59 y Figura 61 puede verse como la dispersión de las concentraciones de NT y nitratos en el punto P1 es mucho mayor que en el punto PB, lo cual, junto con la eliminación observada, indica la capacidad del sistema para depurar concentraciones pico de nitrógeno.

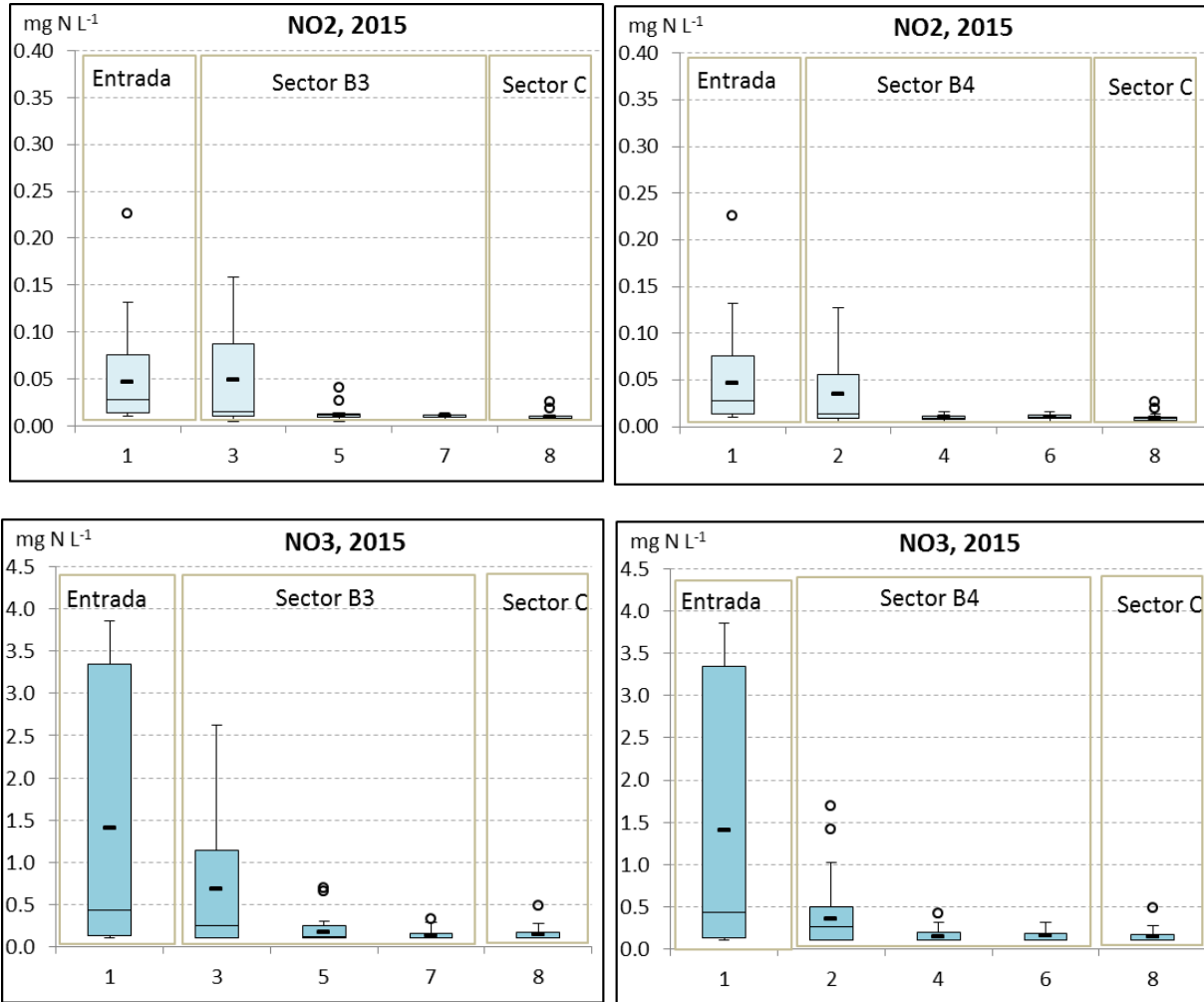


Figura 61. Variación espacial de la concentración de NO_2^- (arriba) y NO_3^- (abajo) a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

Tabla 13. Valores medios de concentración de NT, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- en los puntos de muestreo en el HATLI.

Punto	NT (mg N/L ⁻¹)	NH_4^+ (mg N L ⁻¹)	NO_2^- (mg N L ⁻¹)	NO_3^- (mg N L ⁻¹)
1	2.5	0.154	0.046	1.40
2	1.5	0.112	0.035	0.36
3	1.7	0.092	0.048	0.68
4	1.0	0.062	0.010	0.15
5	1.0	0.066	0.011	0.16
6	1.0	0.059	0.010	0.15
7	0.8	0.057	0.010	0.13
8	1.3	0.069	0.009	0.15

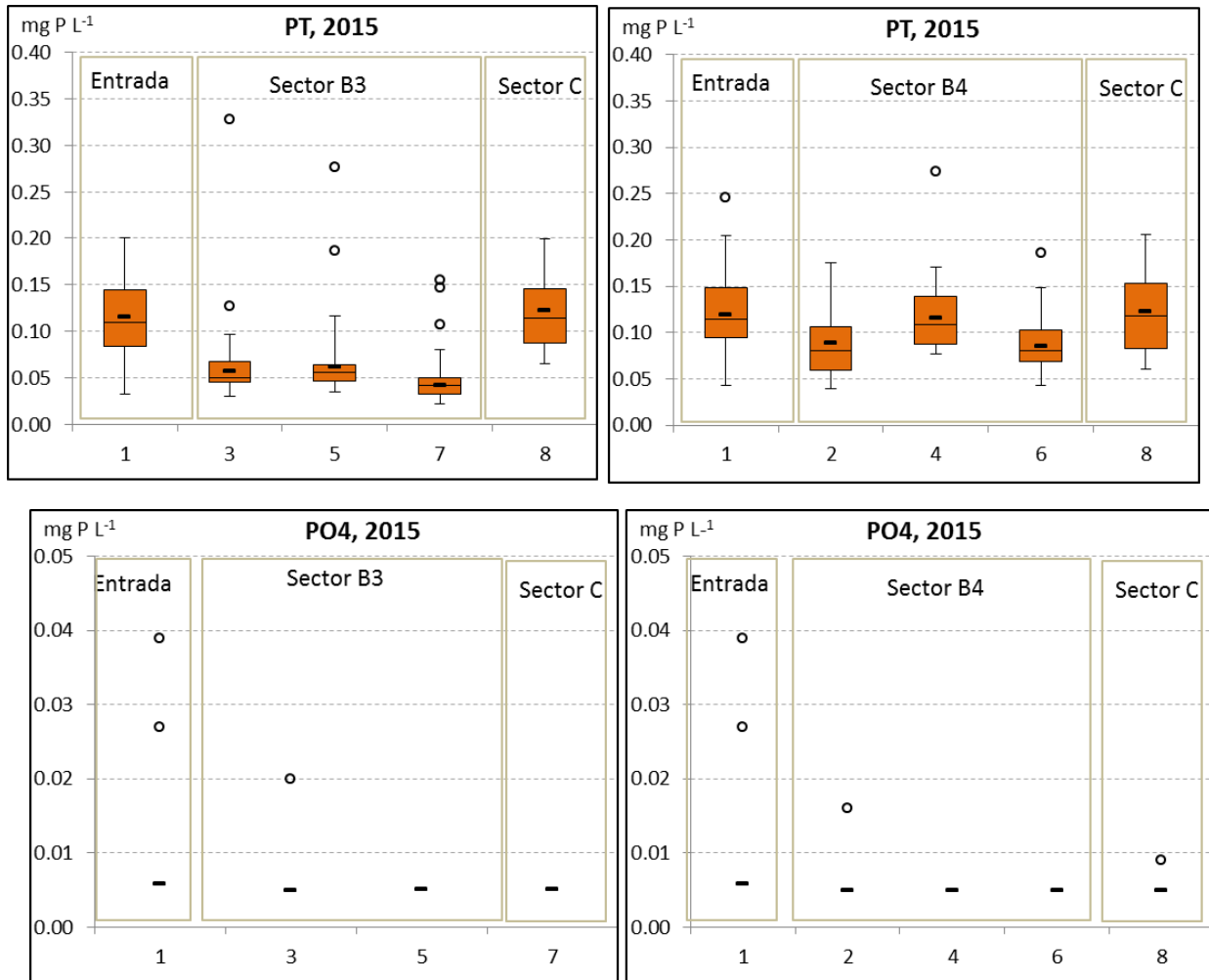


Figura 62. Variación espacial de la concentración de PT (arriba) y PO₄³⁻ (abajo) a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

La concentración de fósforo total de entrada a HATLI es la menor de los tres casos estudiados, y pese a ello, se reduce en los sectores B. El fósforo aumenta de manera considerable en el sector C, aunque de forma global el HATLI elimina entorno al 5% de PT. Las dos líneas B3 y B4 eliminan PT, aunque se observa un pequeño incremento en las celdas B32 y B42. Así mismo, el rendimiento alcanzado en la línea B3 es superior al de la B4, lo cual puede ser debido que la mayor cobertura vegetal de la celda B33 minimiza la resuspensión del sedimento.

El incremento de fósforo en la laguna está asociado a la resuspensión producida en este sector. La configuración de la laguna favorece la resuspensión desde el sedimento, dado que la ausencia de islas internas y la escasa vegetación en los bordes aumentan la exposición de la lámina de agua a la acción del viento y dificultan la intercepción de los sólidos y por tanto del fósforo asociado a ellos. Así mismo, la abundancia de peces de gran tamaño observados en la laguna aumenta la resuspensión desde el sedimento.

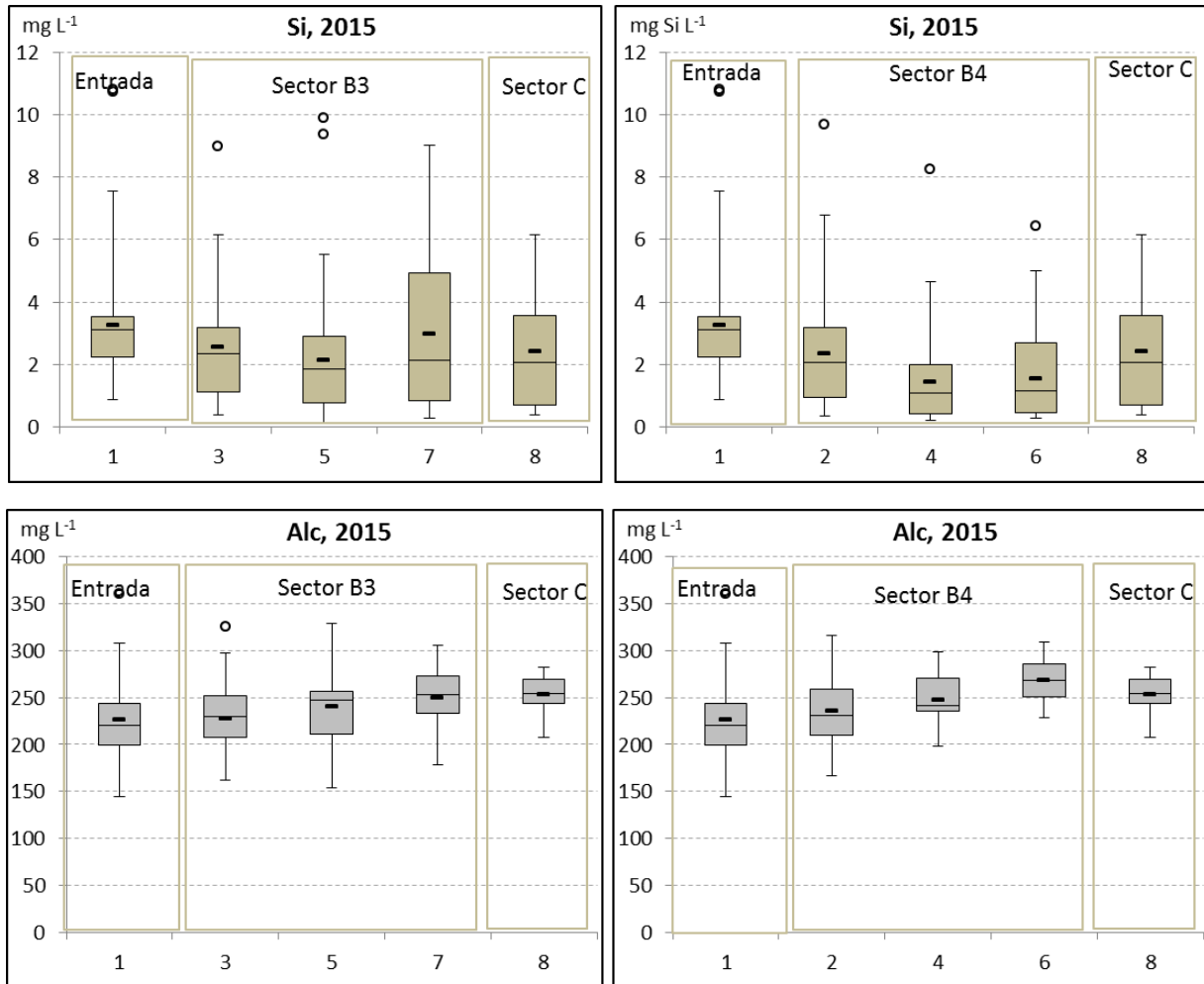


Figura 63. Variación espacial de la concentración de sílice (arriba) y alcalinidad (abajo) a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

La sílice se reduce en el HATLI de 3.24 a 2.43 mg Si L⁻¹. Las concentraciones disminuyen en las primeras celdas del sector B y aumenta en las celdas B33 y B34.

La alcalinidad aumenta de forma progresiva a lo largo del Tancat de l'illa, siendo mayor el incremento en la línea B4 que en la B3.

Tabla 14. Valores medios de concentración de PT, PO₄³⁻, Si y alcalinidad en los puntos de muestreo en el HATLI.

Punto	PT (mg PL ⁻¹)	PO ₄ ³⁻ (mg PL ⁻¹)	Si (mg Si L ⁻¹)	Alc (mg CaCO ₃ L ⁻¹)
1	0.115	0.006	3.24	226
2	0.073	0.005	2.35	236
3	0.057	0.005	2.55	228
4	0.094	0.005	1.42	248
5	0.061	0.005	2.14	241
6	0.072	0.005	1.54	268
7	0.042	0.005	2.99	250
8	0.122	0.005	2.43	253

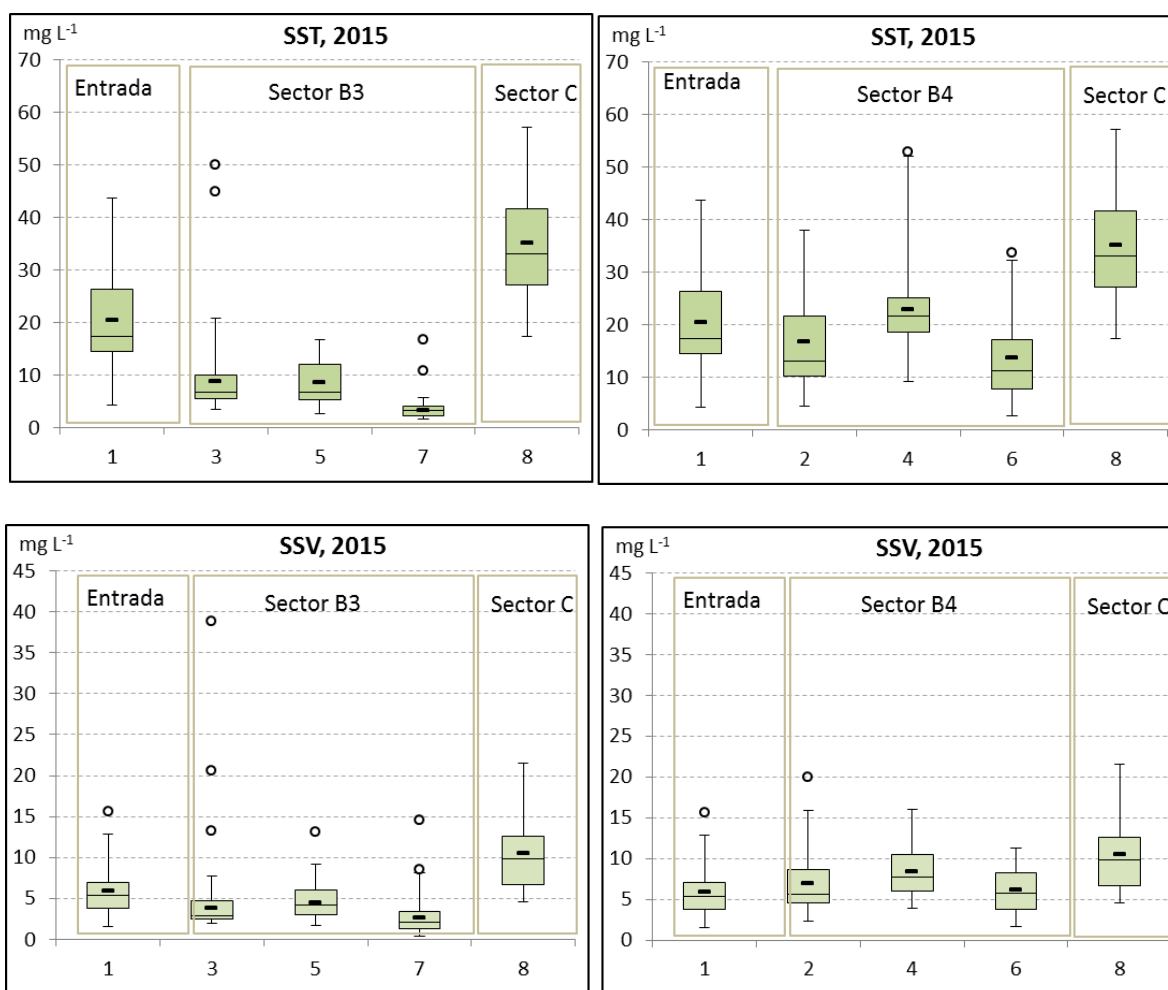


Figura 64. Variación espacial de la concentración de SST (arriba) y SSV (abajo) a lo largo de las líneas B3 y B4 del HATLI.

Tabla 15. Valores medios de concentración de SST y SSV en los puntos de muestreo en el HATLI.

Punto	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)
1	20.48	5.90
2	16.78	6.90
3	8.80	3.78
4	22.93	8.42
5	8.55	4.50
6	13.60	6.11
7	3.28	2.65
8	35.12	10.45

Las concentraciones de SST a la entrada del Tancat de l'illa son las más bajas de los tres humedales artificiales monitorizados, y el HATLI no consigue, en su conjunto, reducir la concentración de sólidos suspendidos ni de su fracción volátil. Sin embargo, el sector B presenta rendimientos

de eliminación significativos, siendo superiores al 80% en la línea B3. Es en el sector C donde se produce un gran aumento de los SST, que llegan a ser superiores a los del agua de entrada.

Comparando las figuras Figura 62 y Figura 64 se observa como el patrón que siguen los SST es muy similar al del PT. Por la cual cosa, las gestiones encaminadas a la mejora de la eliminación de los SST llevarían asociada una mejora en el rendimiento del PT.

En las siguientes gráficas se observa la evolución temporal de las variables de calidad de aguas a la entrada y salida del HATLI a lo largo de los años 2014 y 2015.

Tal como se ha destacado para el HATM, se observa una tendencia decreciente en las concentraciones de las principales variables de calidad de aguas (DQO, NT, PT y SST) en el agua de entrada al Tancat de l'illa.

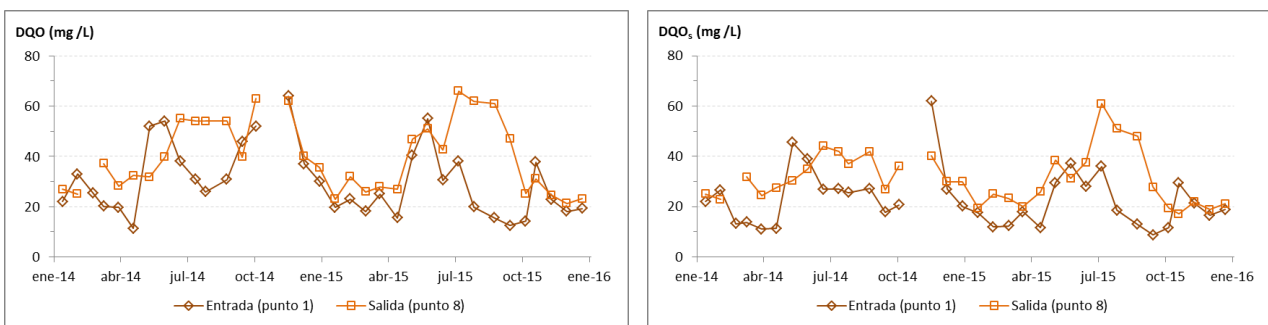


Figura 65. Evolución temporal de las concentraciones de DQO y DQO₅ en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

La materia orgánica total y soluble en el agua de entrada varía a lo largo del año, observándose concentraciones pico a finales de primavera y otoño. La eliminación de DQO (total y soluble) sólo se consigue en dos muestreos durante el año 2015 (en los muestreos de junio y de octubre).

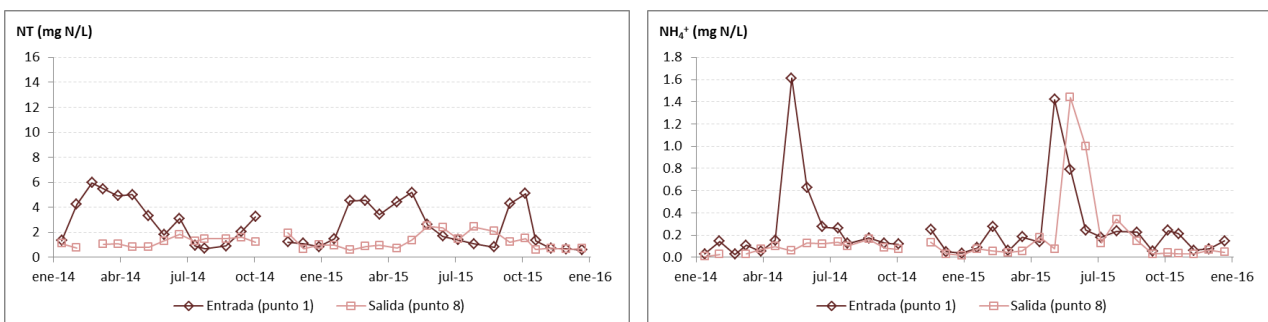


Figura 66. Evolución temporal de las concentraciones de NT y NH₄⁺ en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

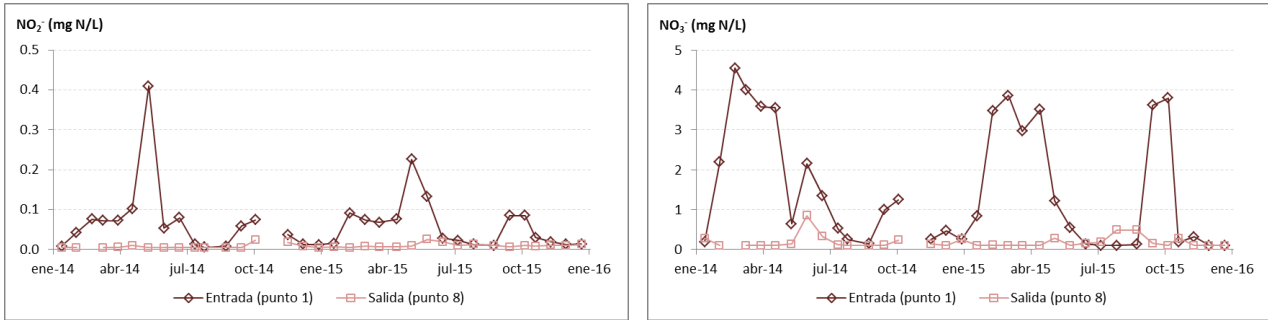


Figura 67. Evolución temporal de las concentraciones de NO_2^- y NO_3^- en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

Respecto al nitrógeno total, las menores concentraciones a la entrada se observan en verano e invierno, y éste se elimina durante todo el período monitorizado, excepto en los meses de verano. Resulta positivo observar que la concentración de salida llega a alcanzar valores inferiores a 1mgN L^{-1} durante los últimos meses de monitorización.

El amonio presenta picos de entrada durante los meses de mayo y junio, que en este caso no son eliminados a la salida, sino que se reproducen con una magnitud parecida y retardados en el tiempo.

Los nitritos y nitratos tienen concentraciones más altas a la entrada en primavera y otoño, las cuales son depuradas y se consiguen bajas concentraciones de salida durante los dos años estudiados.

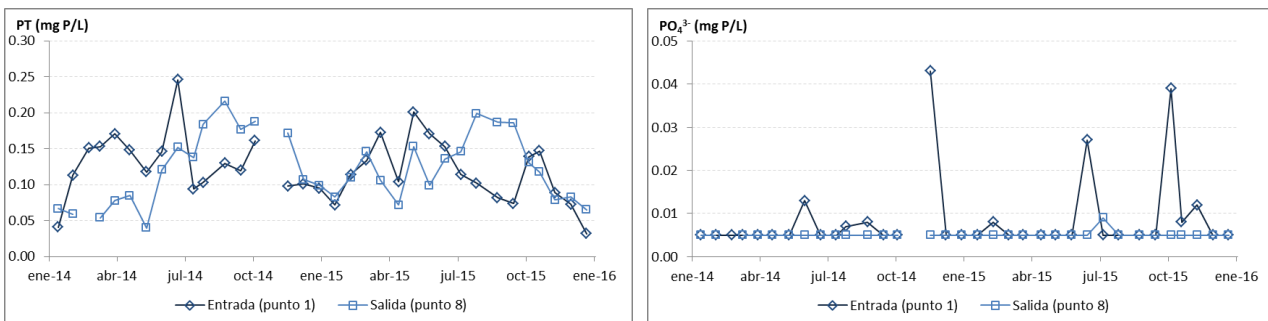


Figura 68. Evolución temporal de las concentraciones de PT y PO_4^{3-} en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

La concentración de fósforo total a la entrada presenta notables fluctuaciones y se observa una disminución a partir de los meses de julio. Es entre este momento y el mes de septiembre cuando el HA no consigue reducir la concentración de PT.

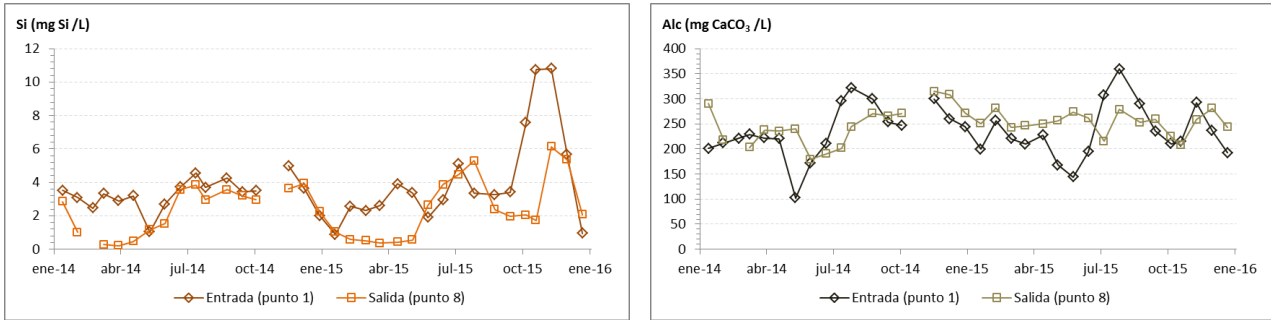


Figura 69. Evolución temporal de las concentraciones de sílice y alcalinidad en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

En cuanto a la sílice, se observa un repunte significativo en la concentración de entrada durante el otoño de 2015 que podría atribuirse a la influencia de los campos de arroz colindantes, los cuales están inundados durante esta época y tienen altas concentraciones de sílice. En general, las concentraciones de sílice se reducen a lo largo del tratamiento en el HATLI.

Durante el año 2015, la alcalinidad presenta fluctuaciones en el agua de entrada. Al igual que ocurrió en 2014, los valores mínimos se han registrado en los meses de mayo-junio y los máximos en agosto. Así mismo, se observa la acción del humedal artificial en la laminación de las fluctuaciones de la alcalinidad.

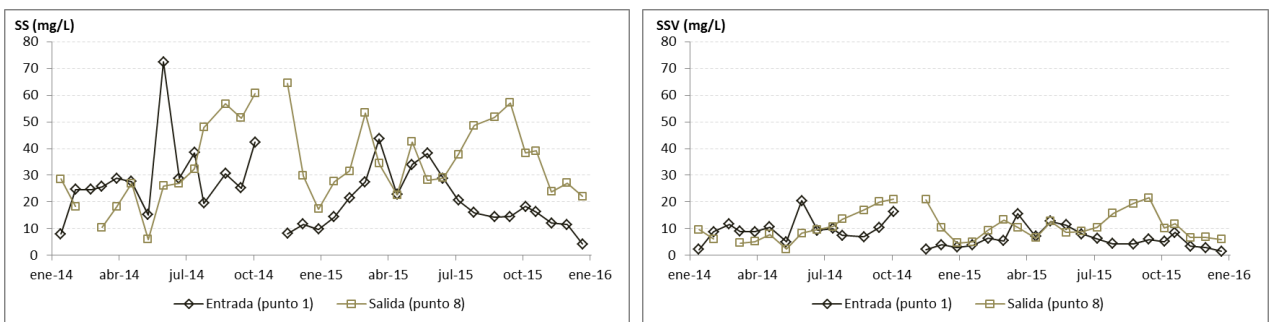


Figura 70. Evolución temporal de las concentraciones de SST y SSV en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

En el caso de los SST y la turbidez, se observa una marcada tendencia a la reducción de las concentraciones de entrada desde el mes de junio de 2015. Durante los dos años estudiados se observa que a partir de los meses de junio-julio las concentraciones de salida son notablemente superiores a las de entrada, para los SST, los SSV y la turbidez.

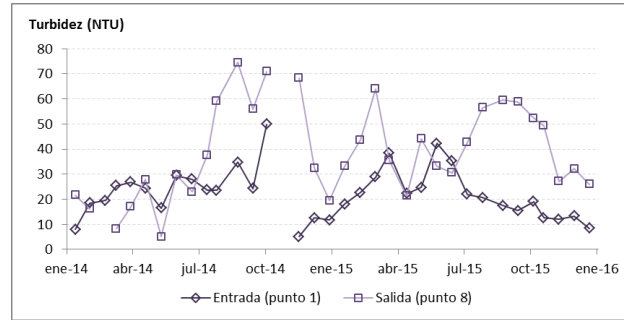


Figura 71. Evolución temporal de la turbidez en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

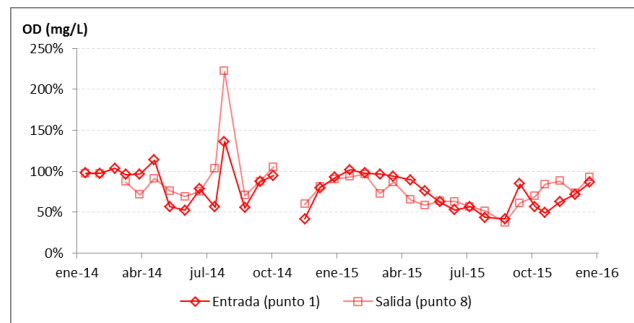
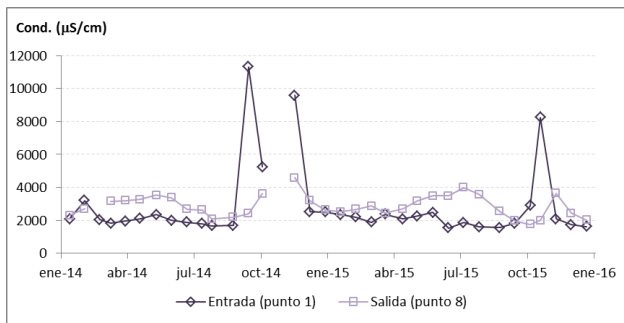


Figura 72. Evolución temporal de la conductividad y de la concentración de OD en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.

Durante el año 2015 la conductividad presenta mayores valores en el agua de salida del HATLI, excepto en octubre, que se registró un incremento en el agua de entrada. Este valor pico de la conductividad en el agua de l'Estany de Plana ($8240 \mu S c^{-1}m$) fue de menor magnitud que los observados el año pasado y se mantuvo durante escasas semanas, por lo que no fue necesario interrumpir el bombeo de entrada al tancat.

Respecto al oxígeno disuelto, se observa una evolución con menos oscilaciones que en año 2014, tanto en el agua de entrada como en el agua de salida. En ambos casos, el porcentaje de saturación sigue una curva anual con valores más altos en invierno y más bajos en verano.

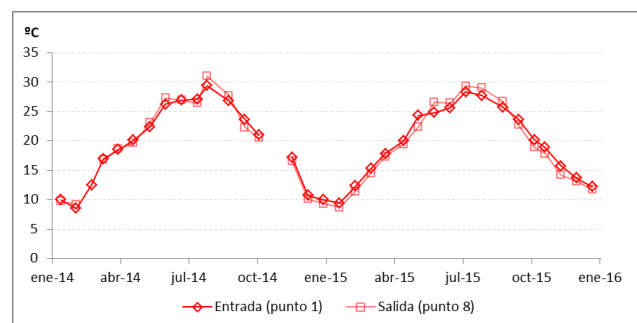
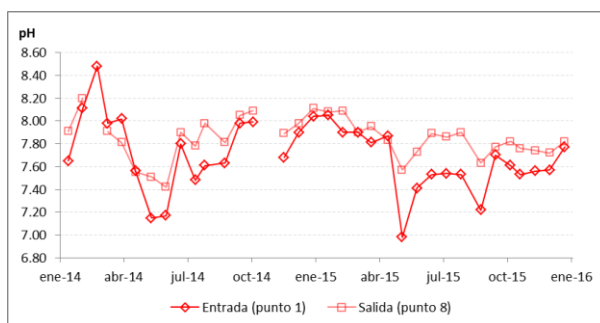


Figura 73. Evolución temporal de las concentraciones de pH y temperatura en el punto de entrada (P1) y de salida (P8) del HATLI.



El pH aumenta ligeramente en el agua de salida del sistema, y tal como sucede con la alcalinidad, los valores en el PB son más estables que a la entrada, debido al efecto amortiguador del humedal artificial

Por último, se comprueba que el humedal no altera significativamente la temperatura del agua tratada, y únicamente durante los meses centrales del año los valores de salida superan a los de entrada.

3.2 Calidad de aguas. Rendimientos.

En los siguientes subapartados se muestran los rendimientos alcanzados en cada humedal artificial para las principales variables de calidad de aguas. Mediante diagramas de barras se representa el porcentaje de masa que el sistema elimina (valores positivos) o genera (valores negativos) con respecto a la masa de entrada. Además, se indica la masa (kg) que se ha eliminado o generado en cada caso.

3.2.1 Rendimientos en el HATP

Los rendimientos del humedal artificial del *Tancat de la Pipa* se han calculado para los sectores fp y FG, de forma independiente. También se han calculado para el conjunto de los sectores B y C (fp+LR y FG+LR, respectivamente), así como el rendimiento global del HATP durante el periodo de funcionamiento del subsector fp y del subsector FG.

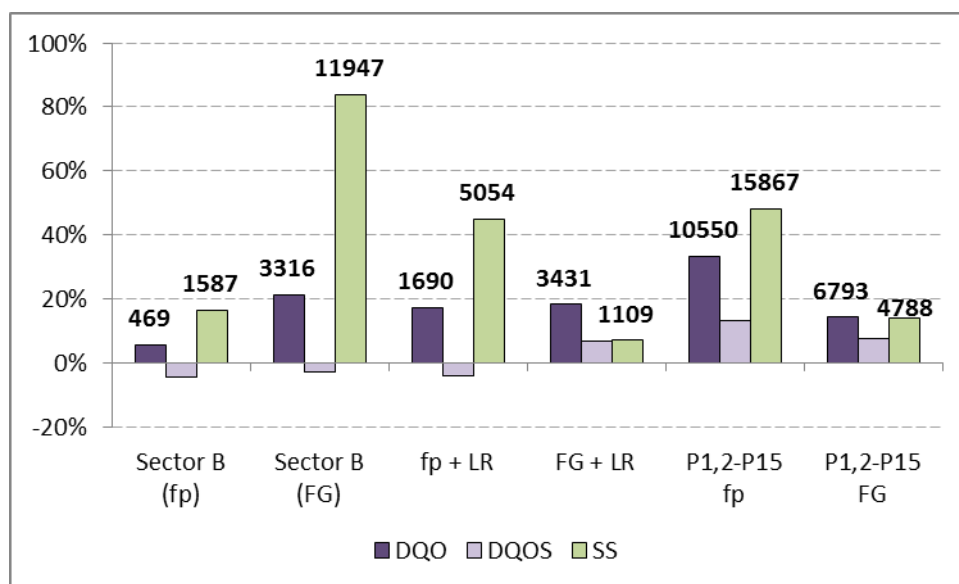




Figura 74. Rendimientos de eliminación de DQO, DQO₅ y SST, y masa eliminada/generada (kg) de DQO y SST en el HATP.

La eliminación media de materia orgánica en el HATP varía entre 14-33% y la de sólidos suspendidos entre 14-48%.

La eliminación de DQO y SST se produce en los subsectores B y en el conjunto global del sistema. El subsector con mayor rendimiento de eliminación es el FG, siendo especialmente notable los buenos resultados obtenidos en la eliminación de SST (84%) debido a que tiene una buena cobertura vegetal. No obstante, al analizar de forma conjunta los rendimientos de los sectores B y C, la eliminación de DQO es muy parecida en ambos casos (17-18%) y la eliminación de SST es mayor en el periodo enero-junio de 2015. Esta diferencia de rendimientos de eliminación de sólidos suspendidos es debida al mejor funcionamiento de la LR en el primer periodo de estudio del año 2015. Sin embargo, el sector C genera materia orgánica y sólidos suspendidos durante todo el periodo.

La fracción soluble de la DQO se reduce en el conjunto del HA. Sin embargo, ésta se genera en los subsectores fp, FG y LR, por lo que esta eliminación se debe producir en los subsectores que quedan fuera de la monitorización del proyecto (sector F4 y laguna educativa).

En cuanto al funcionamiento global del HATP, es decir, la que existe entre el punto P15 de salida respecto al promedio de los puntos de entrada P1 y P2, los rendimientos de DQO y SST han sido mejores durante los meses de funcionamiento del subsector fp.

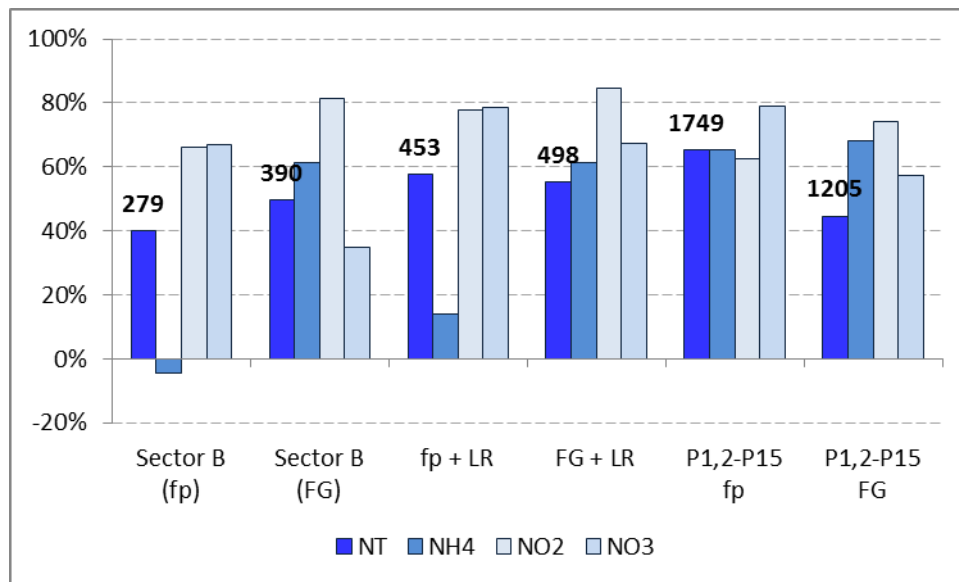


Figura 75. Rendimientos de eliminación de nitrógeno total, amonio, nitrito y nitratos, y masa eliminada/generada (kg) de NT en el HATP.

El nitrógeno total y sus formas se eliminan eficientemente en todos los subsectores del sistema, y por tanto también en el conjunto del HATP. El rendimiento global del sistema para el NT es superior al 40%, y sobrepasa el 60% en los meses de funcionamiento del sector fp.

Los mayores rendimientos son los de los nitratos, llegando a superar el 80%, que a su vez constituyen la fracción mayoritaria dentro del NT. Sin embargo, las menores eliminaciones las presenta el amonio, siendo negativas en el subsector fp.

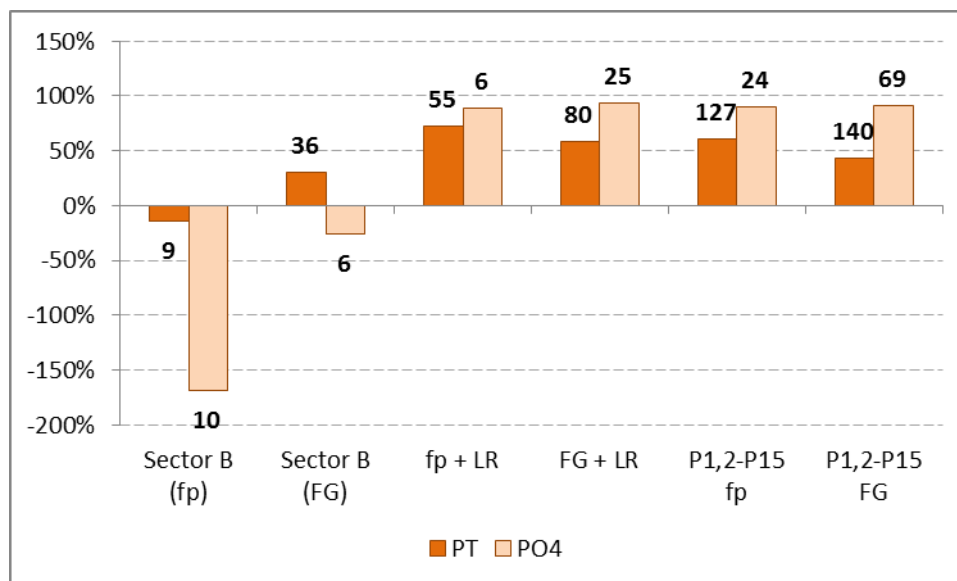


Figura 76. Rendimientos de eliminación de fósforo total y fosfatos, y masa eliminada/generada (kg) de PT y fosfatos en el HATP.

El fósforo total, nutriente limitante en el lago de l'Albufera, es eliminado en el HATP con un rendimiento que varía entre el 40 y el 60%. Esta eliminación tiene lugar en los subsectores FG y en la LR, pero no en fp, donde el fósforo de sale es hasta un 15% mayor del fósforo que entra.

Pese a la generación de PT en fp, resulta destacable que durante su funcionamiento la suma de los sectores B y C tuvieron un rendimiento de más del 70%. Esto fue debido a la eliminación que tuvo lugar en la LR, que durante aquellos meses ascendió al 48%. Tanto es así, que el rendimiento global del sistema fue mayor durante los meses de enero a junio, en los que estaba funcionando el sector fp.

3.2.2 Rendimientos en el HATM

En el humedal artificial del Tancat de Milia se han calculado los rendimientos de eliminación del sector A (entre los puntos P1 y el promedio de P2, P3 y P4), del sector BE (entre los puntos P4 y P6) y del global del sistema (entre los puntos P1 y P8).

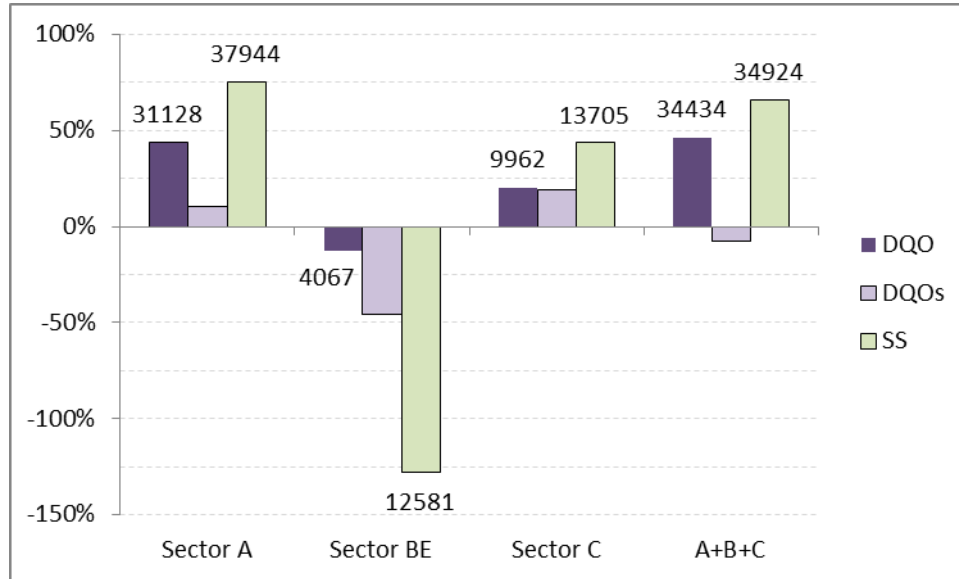


Figura 77. Rendimientos de eliminación de DQO, DQO_s y SST, y masa eliminada/generada (kg) de DQO y SST en el HATM.

El humedal artificial del Tancat de Milia ha eliminado más del 40% de materia orgánica total que ha entrado durante el año 2015. Sin embargo, no se ha alcanzado una eliminación positiva de la fracción soluble de la DQO.

Por otra parte, el rendimiento global del HATM para los sólidos suspendidos ha sido del 66%.

Tanto la DQO como los SST se eliminan principalmente en el sector A de flujo subsuperficial, con unos rendimientos del 44% y 75%, respectivamente. Ambos componentes incrementan sus concentraciones en el sector B de flujo superficial, donde destaca la gran producción de sólidos suspendidos asociada a los procesos de resuspensión anteriormente citado y a la escasa cobertura vegetal. Así mismo, tanto la DQO como los SST son eliminados en el sector C, con rendimientos del 20% y 44% en cada caso.

Por lo tanto, los grandes rendimientos alcanzados en el sector subsuperficial, así como la eliminación llevada a cabo en el último sector de tratamiento (laguna), son superiores a la masa generada en el sector BE y permiten que el Tancat de Milia presente unos buenos rendimientos de eliminación de SST y DQO.

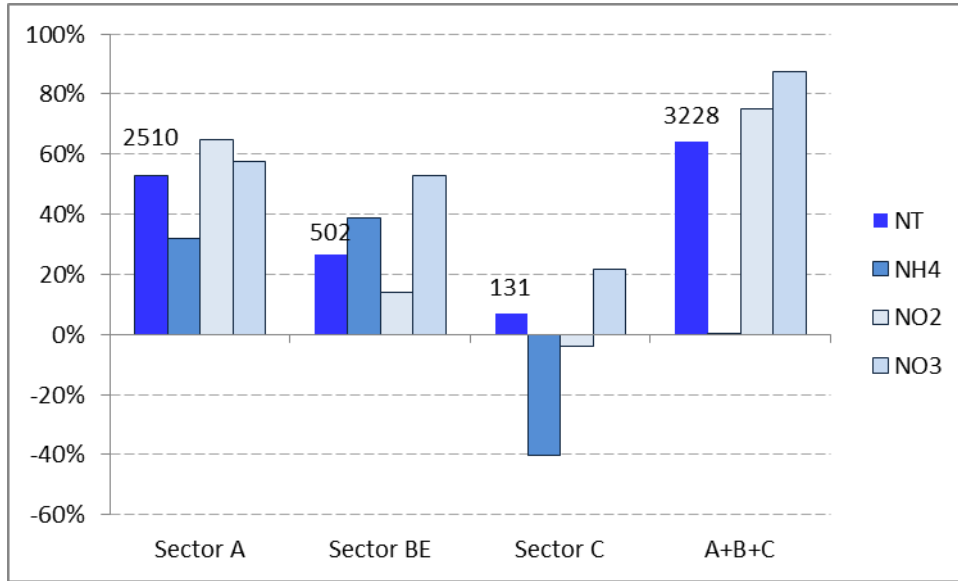


Figura 78. Rendimientos de eliminación de nitrógeno total, amonio, nitrito y nitratos, y masa eliminada/generada (kg) de NT en el HATM.

El nitrógeno total y sus formas inorgánicas disueltas son eliminadas en el conjunto del HATM y también en cada uno de sus sectores, a excepción de la generación de amonio y nitritos en el sector C. De forma global, el HA elimina más del 60% del NT que entra al Tancat de Milia.

Los mayores rendimientos de eliminación de NT, nitritos y nitratos se consigue en sector subsuperficial. Sin embargo, el amonio se elimina mayoritariamente en el sector B, seguido del sector A, y se genera en la laguna resultando un balance global neutro, donde no se elimina ni se genera amonio.

La mayor eliminación de amonio en el sector B es debida a la mayor oxigenación del agua en los sistemas de flujo superficial, donde la lámina de agua está en contacto con el aire y la reaireación es mayor.

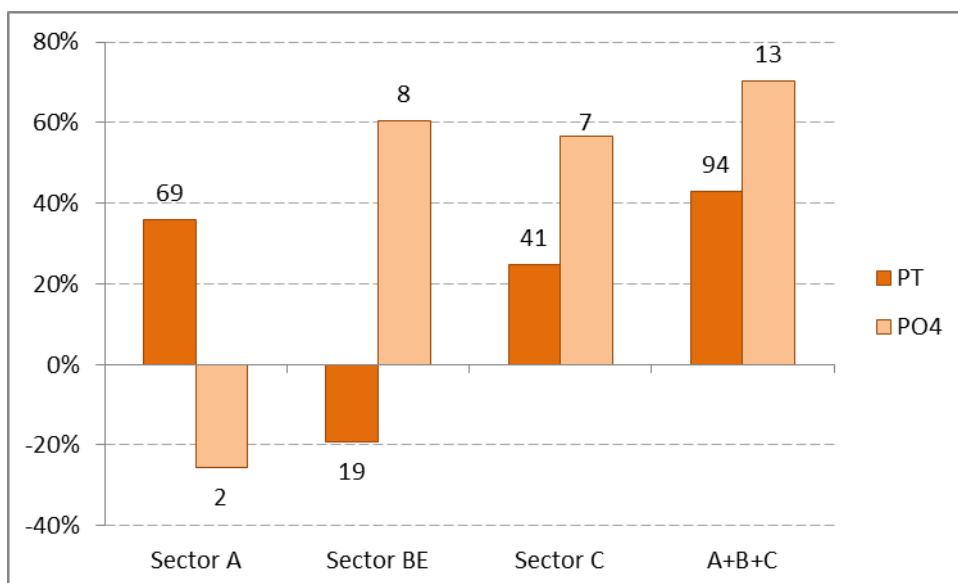


Figura 79. Rendimientos de eliminación de fósforo total y fosfatos, y masa eliminada/generada (kg) de PT y fosfatos en el HATM.

A la vista de la relación existente entre los sólidos suspendidos y el fósforo total, los rendimientos observados en cada unidad del sistema siguen el mismo patrón que el anteriormente descrito para la materia suspendida.

El HATM elimina PT con un rendimiento superior al 40%. Esta eliminación se consigue en los sectores A y C, mientras que en sector B tiene lugar una generación de fósforo.

Los rendimientos obtenidos para los fosfatos, que apenas constituyen el 3% del fósforo de entrada, son diferentes. El sector A genera fosfatos, seguramente debido a la liberación de los que habían quedado retenidos en el medio filtrante durante el año 2014, y los sectores B y C presentan rendimientos de eliminación del orden del 60%.

3.2.3 Rendimientos en el HATLI

Los rendimientos del humedal artificial del *Tancat de l'illa* se han calculado para la suma del sector A y subsector B3 (entre los puntos P1 y P7), para la suma del sector A y subsector B4 (P1-P6), para el sector C (entre los puntos P6-7 y P8) y para el global del sistema (P1 y P8).

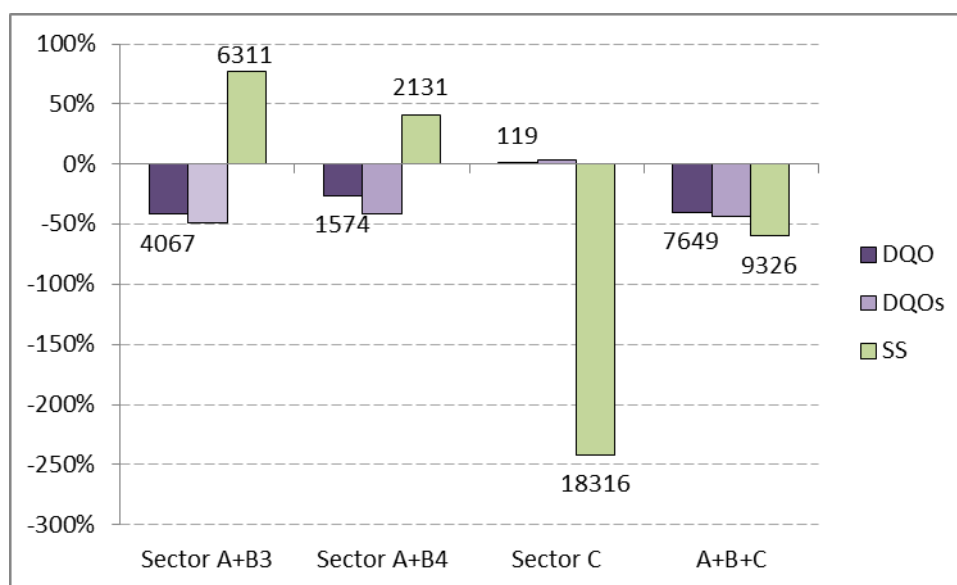


Figura 80. Rendimientos de eliminación de DQO, DQOs y SST, y masa eliminada/generada (kg) de DQO y SST en el HATLI.

El conjunto del HATLI no elimina materia orgánica total ni soluble. La mayor generación de DQO se produce en la línea de tratamiento B3, mientras que se puede considerar que el sector C no modifica la cantidad de materia orgánica. La fracción soluble de la DQO también aumenta en los sectores B y entre los puntos P1 y P8.

La eliminación de los sólidos suspendidos se produce en los subsectores B de tratamiento, siendo mayor la cantidad de SST y el rendimiento alcanzado en la línea B3. Tal como se apuntaba en el apartado 3.1.3, la producción de SST en el sector C es muy considerable, generándose más del doble de los sólidos suspendidos que entran desde los puntos P6 y P7. Este aumento de la concentración de SST puede ser debido a los procesos de resuspensión que tienen lugar en la laguna,

producidos principalmente por la acción del viento y de la ictiofauna. Con ello, el rendimiento global del HATLI es negativo para la eliminación de los SST.

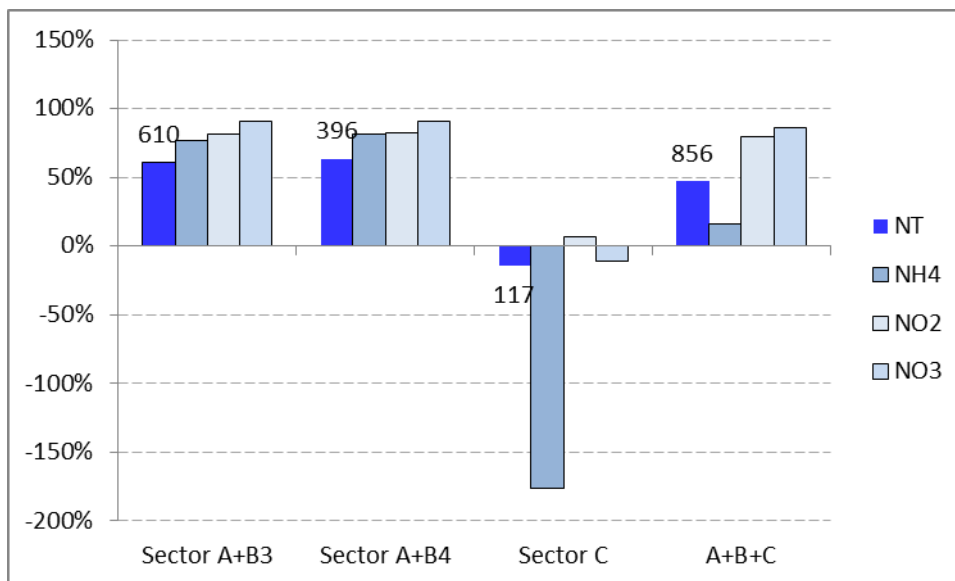


Figura 81. Rendimientos de eliminación de nitrógeno total, amonio, nitrito y nitratos, y masa eliminada/generada (kg) de NT en el HATLI.

Los rendimientos de eliminación de NT muy similares en las dos líneas del sector B. En ambas, el NT se elimina con rendimientos cercanos al 60% y las formas inorgánicas disueltas alcanzan rendimientos superiores al 80%, sobre todo en el caso de los nitratos.

Por el contrario, el sector C presenta rendimientos negativos para NT, nitratos y amonio, destacando el caso de este último con una generación de más del 150%.

Pese a la generación producida en el sector C, el humedal artificial Tancat de l'Illa elimina casi el 50% del NT de entrada, y reduce también la carga de las formas inorgánicas solubles, sobretodo de sus formas oxidadas (nitritos y nitratos).

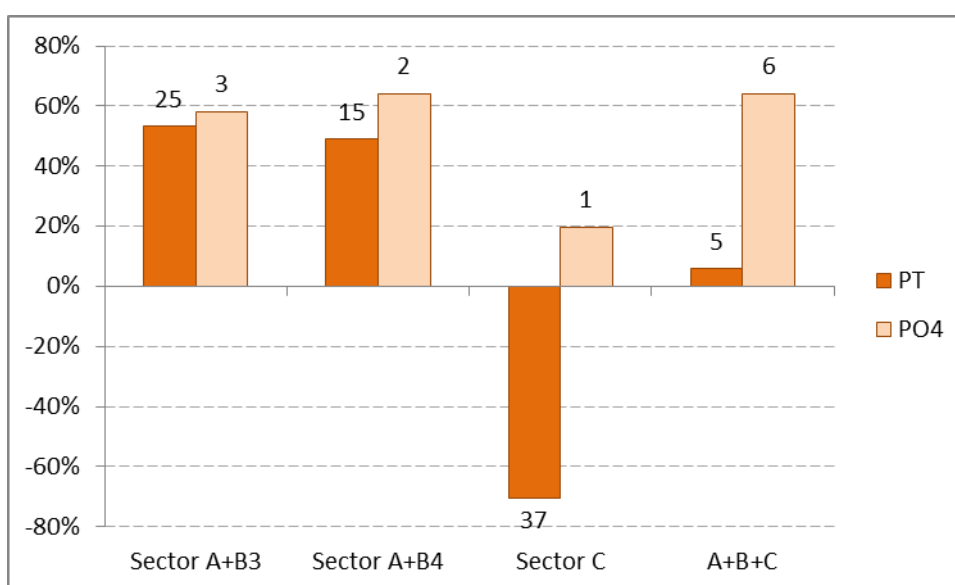


Figura 82. Rendimientos de eliminación y masa eliminada/generada (kg) de PT y PO₄³⁻ en el HATLI.



El HATLI elimina PT con un rendimiento medio del 4%. El patrón descrito por el fósforo total a lo largo del sistema es muy similar al que presentan los SST (Figura 80), con eliminaciones mucho mayores en los sectores B (53% en la línea B3 y 48% en la línea B4) y una fuerte liberación de fósforo en el sector C.

Por el contrario, los fosfatos se eliminan en todos los sectores del sistema, si bien su concentración apenas representa un 8% de la del fósforo total.

3.3 Deposición atmosférica

Tal como se ha descrito en el apartado 2.4, el cálculo de los rendimientos de cada sistema incluye la carga de entrada a través de la deposición atmosférica, tanto seca como húmeda. Para ello, es necesario disponer de los datos de caudal de entrada por precipitación y de la concentración de cada parámetro físico-químico en dicha corriente de entrada.

En las siguientes tablas (Tabla 16, Tabla 17 y Tabla 18) se muestran las cargas de entrada por deposición en cada humedal artificial.

En el HATP se han recogido 12 muestras de deposición atmosférica, siendo éste el HA con el promedio de precipitación más bajo. De los valores registrados destaca la alta carga superficial de DQO, con valores significativamente mayores a los registrados en los otros sistemas. Esta alta carga de materia orgánica está influenciada por la ubicación del captador atmosférico en una zona colindante al sector C del HATP donde hay abundante vegetación terrestre (*Tamarix spp.*, principalmente). Por lo tanto, la monitorización de la deposición atmosférica en este sistema puede ser de utilidad para conocer los aportes de este tipo de vegetación al agua del humedal artificial.

La carga superficial de SST por deposición atmosférica en el HATP es la más alta de los tres sistemas, mientras que la carga de amonio es la más baja.

Si calculamos el porcentaje que supone la carga de cada variable respecto a la carga total de entrada al sistema, la deposición atmosférica representa el 11% de la materia orgánica que ha entrado al HATP durante el año 2015. El PT y los fosfatos que entran por deposición suponen el 10% y el resto de variables están por debajo de este valor.

Tabla 16. Caracterización de la deposición atmosférica recogida durante los episodios de lluvia en el HATP.

Muestreo	V (L)	Precipitación (L/m ²)	DQO (mg/m ² d)	NT (mg/m ² d)	NH ₄ ⁺ (mg/m ² d)	NO ₂ ⁻ (mg/m ² d)	NO ₃ ⁻ (mg/m ² d)	PT (mg/m ² d)	PO ₄ ³⁻ (mg/m ² d)	SST (mg/m ² d)
20/01/2015	0.97	10.1	128.32	1.56	0.48	0.00	0.40	0.14	0.05	4.40
02/03/2015	0.85	8.9	15.12	0.60	0.04	0.00	0.25	0.00	0.00	8.10
25/03/2015	5.00	52.0	90.38	5.20	0.27	0.00	1.65	0.48	0.01	162.69
25/05/2015	1.40	14.6	44.37	2.80	0.65	0.00	0.37	0.26	0.07	25.88
15/06/2015	0.35	3.6	25.98	2.46	0.39	0.00	0.36	0.51	0.01	47.24
06/07/2015	1.85	19.2	187.71	0.46	0.14	0.00	0.28	0.97	0.03	95.00
29/07/2015	0.85	8.8	0.00	4.28	0.05	0.00	0.24	0.52	0.01	89.17
24/08/2015	3.00	31.2	200.28	5.65	0.17	0.00	0.77	1.12	0.19	100.74
14/09/2015	5.00	52.0	165.81	6.81	1.20	0.00	2.38	1.07	0.41	57.41
28/09/2015	0.24	2.5	53.10	2.20	0.45	0.00	0.72	0.38	0.25	17.46
19/10/2015	2.80	29.1	124.73	6.57	2.41	0.00	0.55	0.92	0.41	46.49



LIFE12 ENV/ES/000685



Muestreo	V (L)	Precipitación (L/m ²)	DQO (mg/m ² d)	NT (mg/m ² d)	NH ₄ ⁺ (mg/m ² d)	NO ₂ ⁻ (mg/m ² d)	NO ₃ ⁻ (mg/m ² d)	PT (mg/m ² d)	PO ₄ ³⁻ (mg/m ² d)	SST (mg/m ² d)
09/11/2015	3.30	34.3	282.56	9.15	0.29	0.00	1.47	1.27	0.02	163.33
PROMEDIO	2.13	22.2	109.86	3.98	0.54	0.02	0.79	0.64	0.12	68.16
% entrada desde Abufera			11%	6%	5%	1%	3%	10%	10%	8%

Respecto a los volúmenes de precipitación, los valores registrados en los HATM y HATLI son muy parecidos.

Las 10 muestras de deposición atmosférica recogidas en el HATM presentan las cargas superficiales más altas en cuanto a NT, amonio y nitratos, y cargas medias para el fósforo total y los sólidos suspendidos.

En el HATM se registran las mayores contribuciones de la deposición sobre la entrada total al sistema en cuanto a amonio (27%) y a PT (16%). Así mismo, la entrada de fosfatos por deposición atmosférica representa más de la mitad de las entradas al HATM, ya que la concentraciones de fosfatos medidas en el P1 son muy bajas.

Tabla 17. Caracterización de la deposición atmosférica recogida durante los episodios de lluvia en el HATM.

Muestreo	V (L)	Precipitación (L/m ²)	DQO (mg/m ² d)	NT (mg/m ² d)	NH ₄ ⁺ (mg/m ² d)	NO ₂ ⁻ (mg/m ² d)	NO ₃ ⁻ (mg/m ² d)	PT (mg/m ² d)	PO ₄ ³⁻ (mg/m ² d)	SST (mg/m ² d)
04/03/2015	0.90	9.4	9.92	0.77	0.24	0.00	0.26	0.04	0.00	8.49
25/03/2015	4.00	41.6	9.90	7.72	3.25	0.00	1.96	0.61	0.01	130.08
27/05/2015	1.30	13.5	26.59	3.54	1.29	0.00	1.39	0.38	0.18	25.02
17/06/2015	3.00	31.2	121.76	13.68	4.45	0.00	1.59	1.72	0.69	70.45
29/07/2015	0.85	8.8	0.00	2.35	0.03	0.00	0.13	0.29	0.01	48.83
26/08/2015	3.65	37.9	279.11	10.20	0.10	0.00	0.62	0.88	0.01	146.33
17/09/2015	5.00	52.0	59.06	6.38	2.31	0.00	1.46	0.38	0.09	10.71
07/10/2015	0.95	9.9	12.64	3.41	1.84	0.00	0.79	0.15	0.08	6.52
21/10/2015	5.00	52.0	47.89	8.54	5.42	0.00	0.37	0.91	0.50	14.14
11/11/2015	4.50	46.8	45.44	4.01	1.47	0.00	0.22	0.21	0.02	29.70
PROMEDIO	2.91	30.3	61.23	6.06	2.04	0.03	0.88	0.56	0.16	49.03
% entrada desde Abufera			5%	8%	27%	2%	3%	16%	55%	6%

Al contrario de lo que observado durante el año 2014, las 8 muestras de deposición atmosférica analizadas en el HATLI representan las cargas superficiales más bajas de las registradas en los tres Has. Las mayores contribuciones de la deposición se dan en las cargas de amonio (15%) y fosfatos (24%).

En los tres humedales artificiales, las cargas de nitritos y nitratos representan menos del 5% de la carga total de entrada, y las cargas de nitrógeno total y sólidos suspendidos no superan el 10%.

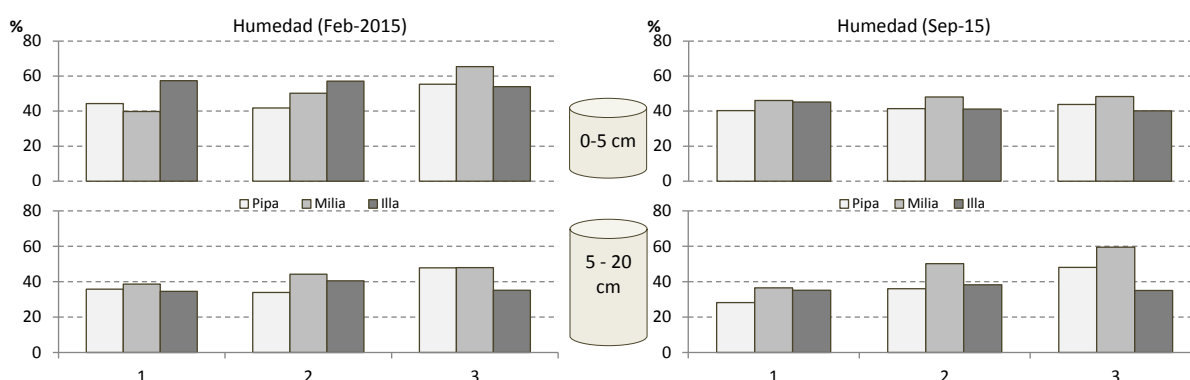
Tabla 18. Caracterización de la deposición atmosférica recogida durante los episodios de lluvia en el HATLI.

Muestreo	V (L)	Precipitación (L/m ²)	DQO (mg/m ² d)	NT (mg/m ² d)	NH ₄ ⁺ (mg/m ² d)	NO ₂ ⁻ (mg/m ² d)	NO ₃ ⁻ (mg/m ² d)	PT (mg/m ² d)	PO ₄ ³⁻ (mg/m ² d)	SST (mg/m ² d)
28/01/2015	0.93	9.7	3.57	1.31	0.72	0.00	0.31	0.06	0.04	2.44
30/03/2015	4.00	41.6	17.72	2.04	0.68	0.00	0.96	0.13	0.00	44.19
03/06/2015	0.74	7.7	13.25	1.62	0.35	0.00	0.60	0.10	0.02	11.60
24/06/2015	2.70	28.1	86.86	10.54	4.01	0.00	0.21	1.09	0.49	38.77
02/09/2015	2.40	24.9	33.50	2.28	0.30	0.00	0.44	0.20	0.00	27.49
14/10/2015	6.00	62.4	25.09	1.86	1.01	0.00	0.15	0.14	0.04	18.86
28/10/2015	3.00	31.2	40.54	3.12	1.56	0.00	1.34	0.19	0.01	103.12
18/11/2015	3.50	36.4	59.24	1.91	0.02	0.00	0.17	0.32	0.01	39.65
PROMEDIO	2.91	30.2	34.97	3.09	1.08	0.02	0.52	0.28	0.08	35.76
% entrada desde Albufera			5%	5%	15%	2%	2%	9%	24%	7%

3.4 Sedimentos

Los datos obtenidos se adjuntan mediante las fichas de laboratorio y se analizan a continuación en las siguientes figuras. Con el objetivo de visualizar bien las diferencias entre HA, profundidad del sedimento y temporales, las figuras se estructuran de la siguiente manera. Para cada parámetro se presenta una figura que contiene 4 gráficos: en la parte superior los correspondientes a la capa más superficial (0-5 cm) y en la inferior los de la capa profunda (5-20 cm). A la izquierda se muestran los resultados de la tercera campaña (Feb-2015) y a la derecha los de la cuarta (Sep-2015). Dentro de cada gráfico aparecen en el eje horizontal los 3 puntos de la línea monitorizada en cada HA, y cada serie de datos corresponde a un HA (Pipa, Milia e Illa), tal y como se indica en la leyenda.

En primer lugar se muestran los resultados de humedad (Figura 83). En general, se observa una mayor humedad en la capa más superficial, especialmente en la primera campaña. Entre HA, el HATLI es el que menor humedad del sedimento presenta, lo que indica un suelo más compacto.


Figura 83. Humedad del sedimento (% en peso húmedo).

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). Una observación importante es que el contenido de materia orgánica de la capa superficial, no es significativamente superior al de la capa profunda, por lo que no se ha producido un incremento muy importante tras su uso como sistema de tratamiento. En HATP

y HATM se observa una tendencia de aumento a lo largo de la línea de tratamiento, presentando los sectores C o lagunas (punto 3 en los gráficos) los mayores contenidos de materia orgánica. En HATLI no se produce dicha variación y el sector C presenta menor contenido de materia orgánica que las celdas de sector B. En término medio el humedal artificial con mayor contenido de materia orgánica en el sedimento es el HATM.

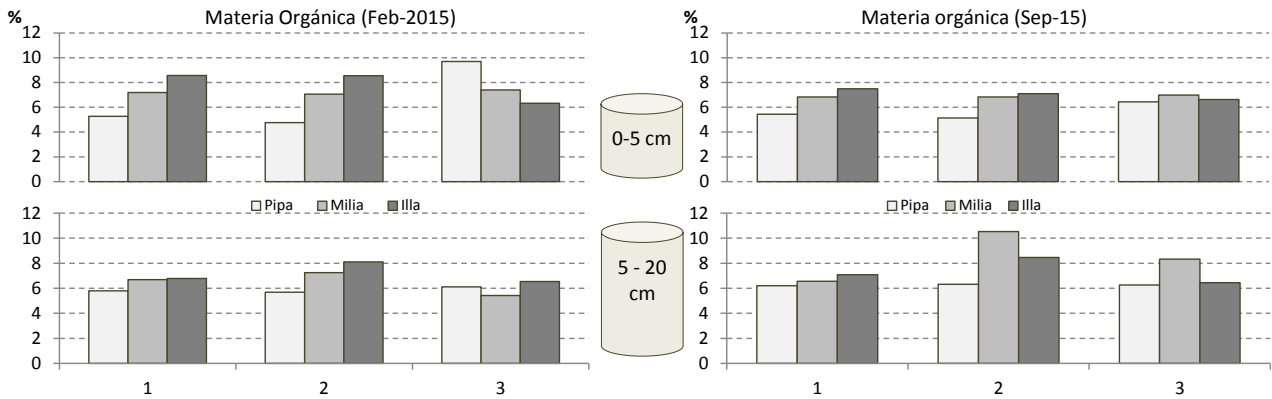


Figura 84. Materia orgánica del sedimento, medida como pérdida por calcinación (% en peso seco).

El contenido de carbono orgánico puede considerarse elevado según la clasificación propuesta por Juárez et al. (2006) (<1.74 Bajo; 1.74-2.32 Medio; >2.32 Alto).

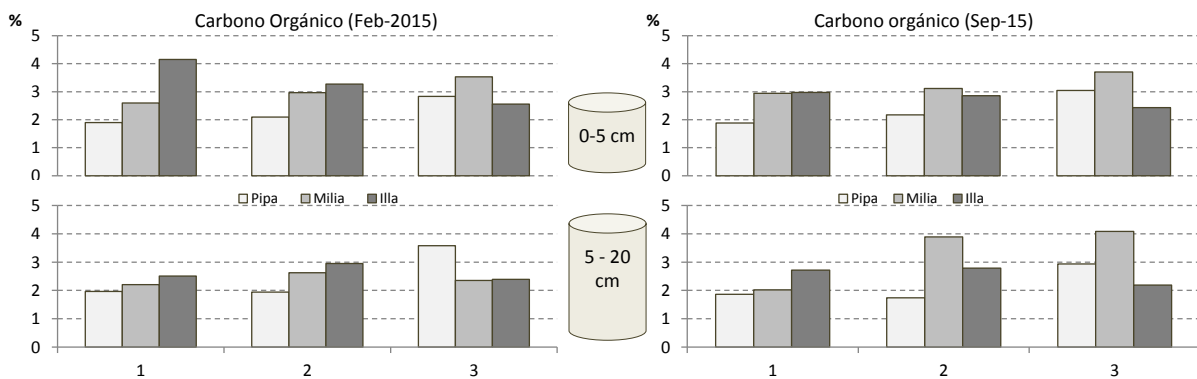


Figura 85. Carbono orgánico del sedimento (% en peso seco).

Al igual que para la materia orgánica, el contenido de NKT (Figura 86) que incluye el nitrógeno total del sedimento (orgánico, amoniacal y nítrico), puede considerarse muy alto de acuerdo con la diagnosis de potencial nutritivo de Juárez et al. (<900 Bajo; 900-1330 Medio; >1330 Alto). En este caso sí que se puede apreciar que la concentración de NKT es ligeramente superior en la capa superficial.

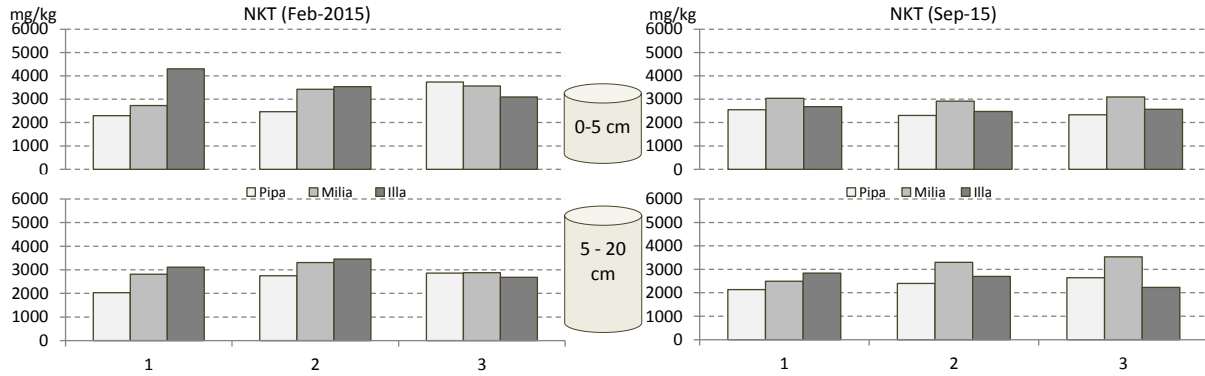


Figura 86. NKT del sedimento (mg/kg, en peso seco).

El fósforo soluble e inorgánico se presenta en la Figura 87. En este caso, se observa una diferencia significativa entre los HHA, siendo el HATP el que mayor contenido de fósforo soluble presenta, especialmente en los puntos 1 y 2 correspondientes al sector fp (fp1 y fp3 respectivamente) en feb-2015 y FG (FG1 y FG3) en sep-2015. No existen diferencias muy importantes entre las capas superficial y profunda. Respecto a la variación temporal, se observa una ligera disminución en la cuarta campaña. El diagnóstico de capacidad nutritiva (Juárez et al., 2006), es de nivel medio para en los puntos 1 y 2 de HATP (65 – 109 mg P/kg), y bajo para el resto de puntos (< 65 mg P/kg), alcanzándose una categoría alta (>109 mg P/kg) únicamente en el punto 2 de HATP (fp3) en febrero de 2015. La diferencia observada entre HA puede estar relacionada con la fase de construcción, ya que en HATM y HATLI se retiró una capa de suelo más profunda que en HATP, alcanzándose una capa con menor contenido de fósforo soluble.

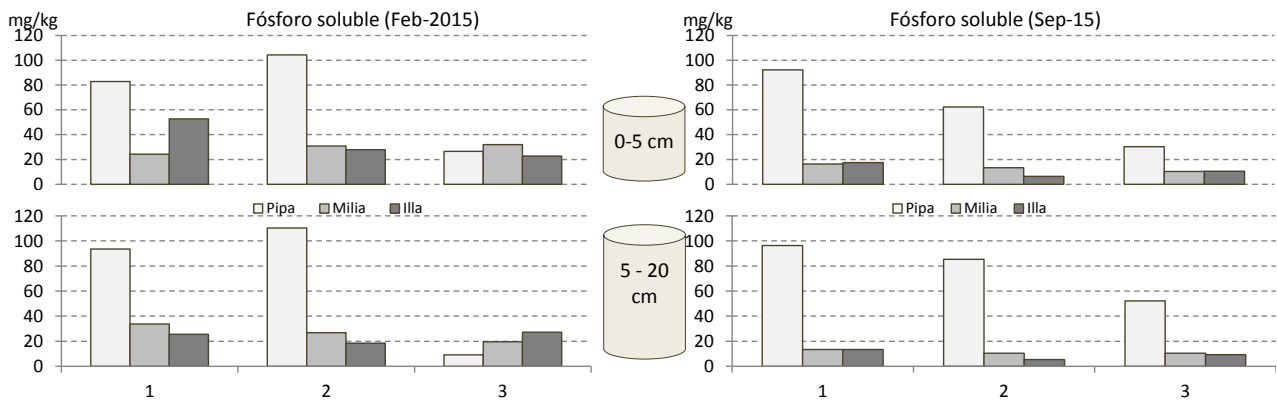


Figura 87. Fósforo soluble del sedimento (mg/kg, en peso seco).

En la Figura 88 se muestran los resultados de nitrógeno nítrico, el cual presentó concentraciones muy bajas en todos los puntos muestreados, según baremo de Juárez et al. (Bajo <50; Medio 50-100; Alto >100 mg N/kg). Este hecho está relacionado con las características del sedimento, en el cual al encontrarse permanentemente inundado se generan condiciones anóxicas, teniendo lugar el proceso de desnitrificación. Se observan mayores valores en los puntos 1 y 2 de HATP en septiembre de 2015, ello puede estar relacionado con el tratamiento practicado a estas celdas, que han permanecido secas durante 9 meses para favorecer el desarrollo de la vegetación plantada, favoreciendo así condiciones aerobias en el sedimento.

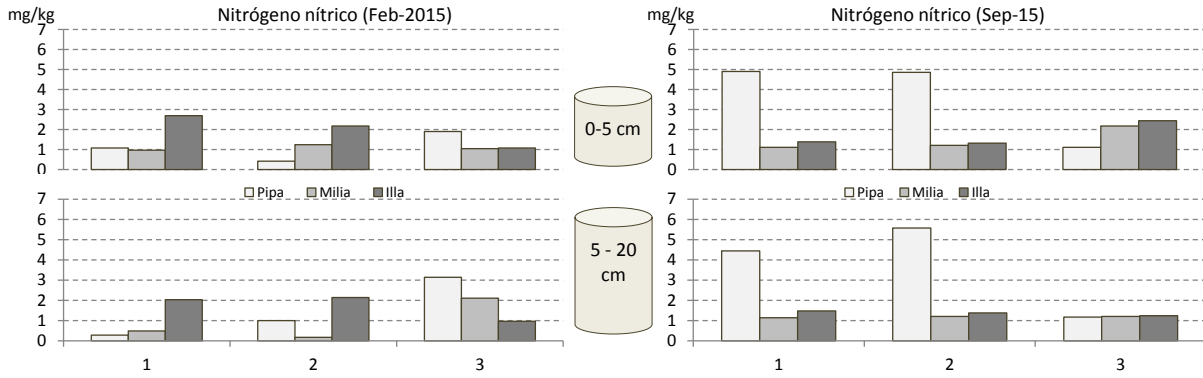


Figura 88. Nitrógeno nítrico del sedimento (mg/kg, en peso seco).

La conductividad eléctrica específica (CE) del sedimento indica el grado de salinidad del mismo (Figura 89). Los sedimentos extraídos en los distintos HA presentan una CE que puede clasificarse como alta, clasificándose como suelo salino en general (CE 0.65-1.15 mS/cm; Juárez et al., 2006) y muy salinos (>1.15 mS/cm) los correspondientes a las lagunas de HATP y HATM (punto 3 en el gráfico). Estos valores altos de salinidad del suelo están relacionados con el origen marino de los mismos, en los que podemos encontrar abundantes restos de conchas marinas. Si las sales extraídas durante el método de determinación de la CE se encontrasen disueltas en el agua intersticial, y asumiendo una humedad del 50%, ésta tendría una conductividad de 5 veces la medida en el método, lo que correspondería a unos 5 mS/cm en los puntos 1 y 2 y entre 5 y 30 mS/cm en las lagunas.

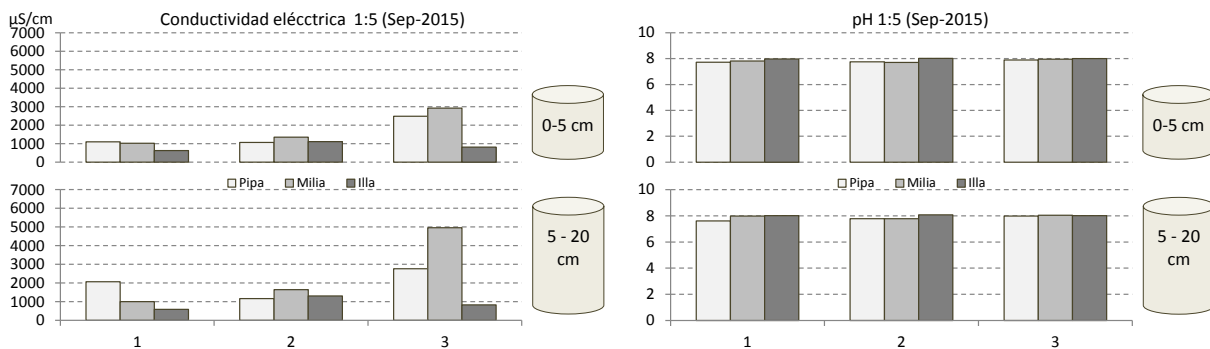


Figura 89. Conductividad eléctrica y pH del sedimento (en extracto con agua desionizada 1:5).

El pH de los sedimentos extraídos se mantiene en torno a 8, siendo muy similares todos ellos, por lo que se trata de sedimentos básicos.

3.5 Fitoplancton y zooplancton

En este apartado se presentan los datos de las variables biológicas (clorofila *a* sestónica, ficocianina de cianobacterias, densidad y biomasa de fitoplancton y zooplancton y cálculo de diversidad) del año 2015 para evaluar la eficiencia de disminución de la eutrofización de los tres humedales artificiales.

3.5.1 Resultados en el HATP

- Clorofila *a*

La concentración promedio de clorofila *a* (\pm DT) en las aguas de entrada al sistema ha sido de $70 \pm 99 \mu\text{g/l}$ en P1 y de $63 \pm 51 \mu\text{g/l}$ en P2. En ambos puntos los valores máximos de clorofila se dieron en primavera, siendo en P1 de $368 \mu\text{g/l}$ y en P2 de $226 \mu\text{g/l}$.

En la salida de la laguna (P8) el valor promedio fue de $72 \pm 96 \mu\text{g/l}$, dándose el máximo en otoño ($379 \mu\text{g/l}$), y la concentración media en la salida del sistema (P15) es de $56 \pm 48 \mu\text{g/l}$.

Entre los meses de marzo a junio tiene lugar una mayor reducción de concentración de clorofila *a* en las aguas de salida y es entre los meses de julio a octubre cuando no existe reducción.

La laguna de Reserva produjo fitoplancton en grandes cantidades durante septiembre y octubre, lo que se tradujo en una concentración de clorofila *a* entre $200\text{-}400 \mu\text{g/l}$.

- Ficocianina de las cianobacterias

Los valores de ficocianina (medida indirecta de cianobacterias) presentan un patrón muy similar al de la clorofila *a*, con una reducción del contenido de este pigmento en las aguas efluentes del sistema durante el periodo comprendido entre marzo y junio y una producción de carga de cianobacterias entre octubre y noviembre.

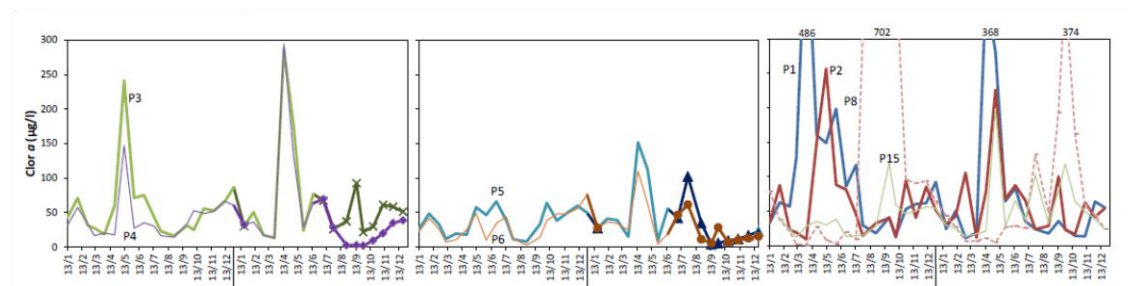


Figura 90. Dinámica de la concentración de clorofila *a* en los diferentes puntos de muestreo del *Tanca de la Pipa* durante el periodo de estudio (años separados por una barra vertical). Con líneas más gruesas se representan los valores de entradas a las distintas partes del sistema y con líneas finas los valores de las salidas. Las dos primeras gráficas corresponden a los “filtros verdes” a través de los cuales pasa el agua; representados con marcadores los momentos en los que el muestreo fue en FG. En la tercera gráfica P1 y P2 son las entradas al *Tanca* y P8 y P15 las salidas. Se indican los valores de clorofila en aquellos casos en los que se alcanzaron elevadas concentraciones.



Tabla 19. Concentración de clorofila *a* en las aguas del *Tancat de la Pipa* y porcentajes de reducción entre las entradas (P1/P2/P3) y las salidas (P8/P15), puntos dentro del sistema de humedales artificiales: P3-P4, P4-P5, P5-P6, P6-P7 y P3-P7, y la laguna de Reserva: P7-P8. Además se indica el promedio (\pm desviación típica, D.T.) del porcentaje en aquellos momentos en que se reduce la concentración y la frecuencia (%) con la que se reduce tal concentración. Sombreado en verde en los datos de 2015, los muestreos en FG.

TANCAT PIPA (cont.)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/l}$)																	Promedio bianual	D.T. bianual
	2015																		
Puntos de muestreo	20-1	9-2	2-3	25-3	14-4	4-5	25-5	15-6	6-7	27-7	24-8	14-9	28-9	19-10	9-11	30-11	21-12		
P1	24	50	11	19	368	281	65	84	36	24	18	36	24	14	14	64	55	87	104
P2	31	43	106	12	78	226	68	87	66	24	29	101	23	17	63	42	55	64	55
P3	30	50	17	13	287	176	23	77	67	26	37	92	21	30	61	58	51	61	60
P4	32	36	17	13	295	132	28	63	69	28	2	2	2	9	19	35	38	45	54
P5	27	41	39	15	152	112	9	55	42	102	34	4	6	9	11	17	23	39	32
P6	27	36	34	24	110	62	4	18	46	61	11	5	28	6	10	12	15	31	24
P7	28	31	29	21	2	16	4	14	28	71	23	7	26	12	11	14	16	31	47
P8	43	27	7	7	11	4	27	29	25	132	48	194	374	162	58	44	25	102	154
P15	30	25	13	17	21	198	28	66	38	103	32	79	119	65	49	39	23	47	39
% reducción mensual P8 y P1	-78	46	41	63	97	98	59	66	29	-447	-170	-446	-1436	-1029	-323	31	55		
promedio bianual \pm D.T.	68	26																	
Frecuencia eliminación (%)	57																		
% reducción mensual P8 y P2	-40	37	94	40	85	98	61	67	62	-455	-67	-93	-1522	-872	8	-6	55		
promedio bianual \pm D.T.	67	28																	
Frecuencia eliminación (%)	54																		
% reducción mensual P8 y P3	-43	47	62	45	96	98	-15	63	62	-418	-29	-110	-1640	-447	5	24	51		
promedio bianual \pm D.T.	62	28																	
Frecuencia eliminación (%)	57																		
% reducción mensual P15 y P3	2	50	22	-36	93	-13	-20	14	44	-302	13	14	-452	-118	19	34	54		
promedio bianual \pm D.T.	34	32																	
Frecuencia eliminación (%)	71																		
% reducción mensual P4 y P3	-5	29	4	-2	-3	25	-21	17	-3	-9	94	97	92	70	68	41	25		
promedio bianual \pm D.T.	41	28																	
Frecuencia eliminación (%)	69																		
% reducción mensual P5 y P4	14	-14	-133	-11	49	15	69	13	40	-267	-1387	-43	-234	-1	41	52	41		
promedio bianual \pm D.T.	26	20																	
Frecuencia eliminación (%)	66																		
% reducción mensual P6 y P5	0	12	12	-67	28	44	52	67	-10	40	68	48	-395	29	14	26	33		
promedio bianual \pm D.T.	34	23																	
Frecuencia eliminación (%)	74																		
% reducción mensual P7 y P6	-3	14	14	15	98	75	13	23	40	-15	-107	-41	8	-84	-12	-15	-7		
promedio bianual \pm D.T.	43	30																	
Frecuencia eliminación (%)	57																		
% reducción mensual P7 y P3	8	39	-69	-61	99	91	84	82	58	-177	39	92	-20	60	82	76	68		
promedio bianual \pm D.T.	64	29																	
Frecuencia eliminación (%)	80																		
% reducción mensual P8 y P7	-55	13	78	66	-405	72	-629	-106	9	-87	-112	-2523	-1353	-1257	-423	-212	-54		
promedio bianual \pm D.T.	49	28																	
Frecuencia eliminación (%)	34																		
% reducción mensual P6 y P3	10	28	-98	-90	62	65	82	76	31	-140	70	94	-31	78	84	79	70		
promedio bianual \pm D.T.	54	27																	
Frecuencia eliminación (%)	83																		

- Fitoplancton

El número de taxones identificados a la salida del HATP es ligeramente inferior al de la entrada. Entre las diatomeas, existen un par de especies de ambientes salobres: *Chaetoceros muellerii* y *Skeletonema subsalsum*. La primera de ellas es importante en verano en P8.

A pesar de que en promedio la salida presenta una mayor concentración algal, es únicamente durante los meses de octubre y enero de ambos años cuando la concentración algal de salida supera a la de entrada, el resto del año (marzo a julio) se está reduciendo carga fitoplanctónica.



Se observa un *bloom* de crisofíceas en octubre, propio de ambientes hiper-eutróficos someros donde su crecimiento masivo implicaría un comportamiento heterotrófico. Este grupo llega a suponer el 85% del biovolumen total.

Podemos decir que en general, en el *Tancat de la Pipa* ha habido una reducción del porcentaje de biovolumen de cianobacterias y un aumento del de euglenofíceas, este último grupo indicador de contaminación por materia orgánica.

- Zooplancton

La riqueza de zooplancton ha aumentado tanto en el agua de entrada como en la de salida. La biomasa zooplanctónica presenta un pico de concentración en primavera. En cuanto a la composición de la comunidad de zooplancton vemos que en todos los puntos muestreados desde enero hasta mayo hay una secuencia dominancia de copépodos, copépodos y/o grandes herbívoros (cladóceros y ostrácodos) que es sustituida de verano a otoño por una dominancia de rotíferos. Esta secuencia es característica de humedales mediterráneos. Los ostrácodos son poco relevante en el agua de entrada y ganan representatividad a lo largo del HA. En los puntos intermedios y en la salida se observa la presencia de *Daphnia magna*, organismo de gran tamaño que supone mayor biomasa en la salida y que no está presente en el agua de entrada. La exportación a *L'Albufera* de copépodos durante un periodo del año y su sustitución por una codominancia de grandes herbívoros (cladóceros y ostrácodos) es muy beneficiosa para la calidad del agua, ya que se tratan de organismos filtradores que ayudan a mejorar la transparencia del agua (Rodrigo *et al.* 2013).

La diversidad del zooplancton es más variable que la del fitoplancton.

- Potencial ecológico

Se ha calculado a partir de los valores obtenidos en verano. El agua de entrada presenta una calidad "deficiente". No obstante, el sistema es capaz de mejorar la calidad en la salida, se obtiene que la calidad es la mejor "buena o máxima".

3.5.2 Resultados en el HATM

- Clorofila *a*

El agua de entrada presenta, en la mayor parte de los muestreos, una mayor concentración fitoplanctónica (medida como clorofila *a*) que el resto de puntos del sistema, siendo su concentración de clorofila *a* promedio (\pm D.T.) en el periodo de estudio de $85 \pm 47 \mu\text{g/l}$. El agua de salida (P8) presenta un valor promedio muy inferior al de entrada, siendo de $13 \pm 10 \mu\text{g/l}$. Se observaron dos máximos en el agua de entrada: en mayo ($175 \mu\text{g/l}$) y en octubre ($150 \mu\text{g/l}$). En todo momento se observa reducción de concentración fitoplanctónica en la salida con respecto a la entrada, llegando a reducirse un $78 \pm 23\%$.

Las concentraciones de clorofila *a* a la salida de los filtros de flujo subsuperficial (P2, P3 y P4) son similares entre ellas, aunque en general, P2 muestra valores ligeramente superiores a los otros dos puntos (y esta diferencia es estadísticamente significativa). Es en mayo cuando mayor concentración de clorofila se detecta. Tanto el sector A como el B reducen la concentra-

ción de clorofila *a*, y aunque en el sector A siempre hay eliminación, ésta es menor a partir de noviembre.

Tabla 20. Concentración de clorofila *a* en las aguas del *Tancat de Mília* y porcentajes de reducción entre la entrada al sistema (P1) y el promedio de los puntos P2,P3 y P4 (salidas del filtro subsuperficial), P1-P8 y entradas y salidas de las partes intermedias del *Tancat* junto con el promedio (\pm desviación típica, D.T.). Además se indica el promedio (\pm desviación típica, D.T.) del porcentaje en aquellos momentos en que se reduce la concentración y la frecuencia (%) con la que se reduce.

TANCAT MILIA (cont.)	Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)																		Promedio bianual	D.T. bianual
	2015																			
Puntos de muestreo	7-1	26-1	11-2	4-3	25-3	20-4	6-5	27-5	17-6	8-7	29-7	26-8	17-9	7-10	21-10	11-11	2-12	23-12		
P1	35	75	27	134	117	90	175	107	47	57	18	20	81	105	150	148	61	84	90	51
P2	11	22	9	61	31	13	35	47	10	20	8	1	11	14	38	65	11	37	21	17
P3	12	22	8	34	26	17	42	25	6	9	3	3	9	3	27	44	21	29	15	12
P4	12	22	8	26	18	15	31	37	8	8	2	3	14	2	22	38	16	27	15	12
P5	6	9	9	18	6	12	15	29	5	23	14	13	14	35	26	20	14	13	19	15
P6	5	9	10	4	4	2	2	0,5	0,5	138	14	15	22	23	15	8	6	5	22	36
P7	6	7	11	5	5	14	3	4	5	113	20	33	23	18	15	7	33	7	24	29
P8	6	5	9	2	3	3	3	6	9	28	11	14	16	18	16	32	15	33	17	12
Promedio P2,P3 y P4	11	22	8	41	25	15	36	37	8	12	4	2	11	6	29	49	16	31	17	13
% reducción mensual promedio P2,P3,P4 y P1	67	71	69	70	79	83	79	66	83	79	76	88	86	94	81	67	74	63		
promedio bianual \pm D.T.	81	10																		
Frecuencia eliminación (%)	100																			
% reducción mensual P8 y P1	82	93	65	98	98	97	98	94	82	51	38	28	80	83	89	79	75	60		
promedio bianual \pm D.T.	75	22																		
Frecuencia eliminación (%)	100																			
% reducción mensual P5 y P4	50	59	-14	32	64	19	52	23	35	-184	-560	-387	-0,4	-2101	-18	49	11	51		
promedio bianual \pm D.T.	45	18																		
Frecuencia eliminación (%)	43																			
% reducción mensual P6 y P5	16	-3	-6	76	33	82	88	98	91	-488	-1	-19	-54	36	43	61	57	60		
promedio bianual \pm D.T.	59	24																		
Frecuencia eliminación (%)	60																			
% reducción mensual P7 y P6	-16	30	-14	-18	-22	-502	-37	-744	-1079	18	-40	-117	-6	19	-2	13	-451	-31		
promedio bianual \pm D.T.	27	27																		
Frecuencia eliminación (%)	77																			
% reducción mensual P8 y P6	-24	45	4	47	39	-17	-65	-1269	-1815	80	23	8	28	21	-6	-318	-158	-513		
promedio bianual \pm D.T.	44	25																		
Frecuencia eliminación (%)	49																			

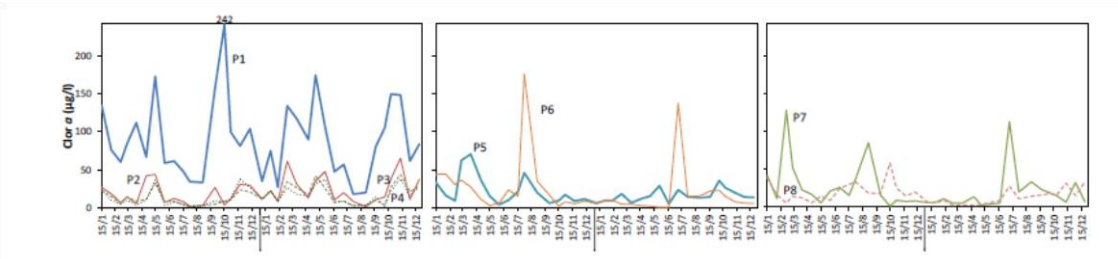


Figura 91. Dinámica de la concentración de clorofila *a* en los diferentes puntos de muestreo del *Tancat de Mília* durante el periodo de estudio (años separados por una barra vertical). Con líneas más gruesas se representan los valores de entradas a las distintas partes del sistema y con líneas finas los valores de las salidas. Se indica el valor de clorofila cuando se alcanzan elevadas concentraciones.

- Ficocianina de las cianobacterias

Al igual que ocurre con la clorofila *a*, el pigmento ficocianina mostró las concentraciones más elevadas en el punto de entrada al sistema (P1). En todo momento se observa una clara reducción de dicho pigmento en el efluente (P8). Tanto la frecuencia de eliminación como el valor promedio, cuando tiene lugar esta eliminación, disminuye a medida que discurre el agua por los diferentes sectores.

- Fitoplancton



Se detectan cianobacterias potencialmente tóxicas, entre las que destaca *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix agardhii* o *Cylindrospermopsis raciborskii* entre otras y que son abundantes en el mes de octubre, que en ningún caso alcanzan valores de densidad alarmantes por la OMS (1999).

La concentración promedio de biovolumen de fitoplancton se ha ido reduciendo desde la entrada hasta la salida, llegando a reducirse hasta un $86 \pm 16\%$ la concentración fitoplanctónica.

Analizando la composición taxonómica del biovolumen de fitoplancton se ve que el agua de entrada (P1) siempre ha presentado dominancia de cianobacterias, llegando a suponer hasta el 80% del biovolumen total en algunos momentos. En el P5 también se observa una dominancia de las cianobacterias, mientras que en P6 es sustituida por una mayor presencia de criptofíceas. La mejoría en el agua de salida ha sido muy notable, no solo por la reducción del porcentaje de cianobacterias (promedio del 74% en la entrada a 17% en la salida) sino porque además éstas han sido sustituidas por otros grupos algales y más concretamente por el de las criptofíceas, que llega a suponer un 43% en promedio en 2015.

La diversidad del fitoplancton en el HATM, medida como el índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1949), muestra una mayor diversidad en los meses de julio y octubre.

- Zooplancton

Tanto en la entrada como en la salida, la riqueza de taxones de organismos zooplanctónicos ha aumentado en este segundo año de estudio, así como también ha sido mayor la biomasa registrada en los puntos P1 y P8.

En todos los puntos monitorizados, el máximo de biomasa tiene lugar en primavera, exceptuando P1 que presentó dos máximos en el año 2015: uno en primavera y otro en otoño. Estos máximos se han debido principalmente a cladóceros y/o copépodos.

En el P8 existe una dominancia de cladóceros y rotíferos, con una importancia presencia de *Daphnia magna*. El aumento de cladóceros en la salida de este Tancat podría estar relacionado con una mayor presencia de algas comestibles que han sustituido a las cianobacterias.

- Potencial ecológico

Se observa una mejoría, pasando de una clasificación “deficiente” en la entrada a “moderada” en la salida, lo cual es debido a una menor concentración de clorofila *a* en verano en la salida y a una menor presencia de cianobacterias. A pesar de esta aparente mejoría, es importante destacar que los valores de todos los indicadores son elevados.

3.5.3 Resultados en el HATLI

- Clorofila *a*

El agua que entra en el HATLI, procedente de L'Estany de la Plana, presenta un promedio de concentración de clorofila *a* ligeramente superior al que se registra en la salida, alcanzándose la máxima reducción en primavera. En determinados momentos, en los que hay reducción,



cabe destacar las bajas concentraciones de clorofila *a* en el agua efluente, que puede presentar valores de 1-3 µg/l, correspondientes a aguas oligotróficas.

La menor reducción de clorofila *a* tiene lugar en el subsector B41.

Tabla 21. Concentración de clorofila *a* en las aguas del *Tancat de L'illa* y porcentajes de reducción entre la entrada (P1) y la salida (P8), entre los distintos puntos de cada uno de los flujos intermedios (P2-P4-P6 y P3-P5-P7) y la salida de los mismo con P8. Además se indica el promedio (± desviación típica, D.T.) del porcentaje en aquellos momentos en que se reduce la concentración y la frecuencia (%) con la que se reduce. El 5/3/2014 no se tomó muestra en P8 por falta de flujo.

Puntos de muestreo	Clorofila a (µg/l)																Promedio bianual	D.T. bianual		
	7-1	28-1	18-2	11-3	30-3	23-4	13-5	3-6	24-6	15-7	5-8	2-9	23-9	14-10	28-10	18-11			9-12	30-12
P1	4	9	8	43	42	26	121	15	7	20	7	3	18	8	42	13	14	0,1	22	22
P2	11	20	34	29	42	25	40	5	12	21	12	3	15	77	117	21	9	8	29	24
P3	7	11	22	42	22	11	7	1	2	36	11	11	9	13	631	28	14	19	35	106
P4	22	16	31	30	47	50	29	37	16	16	10	15	24	21	35	30	19	19	34	22
P5	7	11	22	15	6	7	8	19	66	21	17	7	8	2	12	12	8	5	17	13
P6	28	20	18	38	29	39	25	9	19	16	26	16	10	10	50	24	10	4	25	13
P7	12	33	23	16	8	10	15	56	74	27	12	4	6	4	10	27	10	6	26	31
P8	18	10	16	19	28	3	27	1	1	5	16	55	36	13	12	13	8	7	17	14
% reducción mensual P8 y P1	-339	-15	-90	55	35	88	78	95	91	73	-123	-2097	-104	-71	72	1	44	-5107		
promedio bianual ± D.T.	65	29																		
Frecuencia eliminación (%)	53																			
% reducción mensual P2 y P1	-165	-122	-310	34	0	3	67	66	-72	-4	-66	-12	16	-916	-175	-57	36	-5896		
promedio bianual ± D.T.	32	23																		
Frecuencia eliminación (%)	29																			
% reducción mensual P3 y P1	-71	-26	-158	2	48	57	94	93	66	-81	-61	-321	48	-73	-1386	-109	-2	-13878		
promedio bianual ± D.T.	46	28																		
Frecuencia eliminación (%)	50																			
% reducción mensual P4 y P2	-107	20	9	-5	-12	-96	27	-618	-34	23	17	-440	-62	72	70	-45	-109	-123		
promedio bianual ± D.T.	29	24																		
Frecuencia eliminación (%)	29																			
% reducción mensual P6 y P4	-28	-27	42	-27	39	20	13	75	-20	2	-164	-6	59	53	-44	22	48	80		
promedio bianual ± D.T.	43	23																		
Frecuencia eliminación (%)	59																			
% reducción mensual P6 y P2	-164	-1	47	-34	32	-56	37	-78	-61	25	-120	-470	33	87	57	-13	-8	53		
promedio bianual ± D.T.	38	20																		
Frecuencia eliminación (%)	50																			
% reducción mensual P5 y P3	-1	-1	0	64	72	34	-10	-1805	-2739	43	-48	35	15	82	98	57	46	75		
promedio bianual ± D.T.	48	26																		
Frecuencia eliminación (%)	56																			
% reducción mensual P7 y P5	-80	-188	-5	-3	-32	-31	-90	-199	-12	-29	31	41	25	-76	21	-120	-31	-27		
promedio bianual ± D.T.	47	23																		
Frecuencia eliminación (%)	24																			
% reducción mensual P7 y P3	-82	-192	-4	63	63	13	-109	-5594	-3091	26	-2	61	36	68	98	4	29	68		
promedio bianual ± D.T.	50	24																		
Frecuencia eliminación (%)	47																			
% reducción mensual P8 y P6	37	49	12	49	4	92	-7	92	97	65	39	-244	-261	-30	77	44	19	-92		
promedio bianual ± D.T.	58	28																		
Frecuencia eliminación (%)	73																			
% reducción mensual P8 y P7	-41	69	30	-23	-235	69	-80	99	99	80	-37	-1243	-519	-205	-21	51	23	-15		
promedio bianual ± D.T.	53	28																		
Frecuencia eliminación (%)	64																			

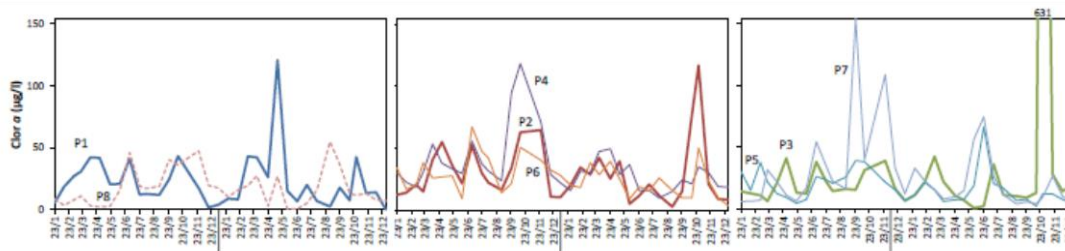


Figura 92. Dinámica de la concentración de clorofila *a* en los diferentes puntos de muestreo del *Tancat de L'illa* durante el periodo de estudio (años separados por una barra vertical). Con líneas más gruesas se representan los valores de entradas a las distintas partes del sistema y con líneas finas los valores de las



salidas. La primera gráfica representa la entrada y la salida del Tancat; las otras dos las entradas y salidas del flujo de agua intermedio en las dos zonas de filtros. Se indica el valor de clorofila cuando se alcanzan elevadas concentraciones.

- Ficocianina de las cianobacterias

El patrón observado para el pigmento ficocianina se asemeja bastante al ofrecido por la clorofila *a*.

- Fitoplancton

Hay presencia puntual de géneros de cianobacterias potencialmente tóxicos según la OMS (1999) como es el caso de *Microcystis*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* o *Anabaena* que no alcanzan densidades alarmantes por la OMS.

Los datos de biovolumen algal promedio no indican grandes diferencias entre puntos. La reducción media entre los puntos P1 y P8 ha sido del 44%. Así mismo, se observa que el biovolumen de entrada y la capacidad reductora del HATLI han sido mayores en el año 2015.

La comunidad algal de entrada ha estado mayoritariamente formada por criptofíceas. En el agua de salida del sistema (P8) se aprecia una mayor relevancia de clorofíceas en los meses de enero y marzo y es a partir de la primavera cuando empiezan a aumentar grupos como el de las criptofíceas, euglenofíceas, dinoflagelados y crisofíceas, pudiendo comportarse el sistema como mixotrófico. La diversidad de la comunidad de fitoplancton (Índice de Shannon) es mayor en el agua de entrada (P1).

- Zooplancton

En el punto de salida (P8) son importantes varias especies del género *Daphnia*. En la salida hacia L'Albufera se determinaron el mismo número de taxones y su composición prácticamente no varió con respecto a la entrada.

En cuanto a la dinámica, se ha observado que varía según el punto de muestreo, sin detectarse ninguna tendencia. Así, la concentración promedio de organismos fitoplanctónicos es mínima en la entrada y aumenta a lo largo del sistema, siendo máxima en el punto de salida. En el punto P1 los valores máximos de biomasa son debidos a los rotíferos, en los puntos intermedios se deben a los copépodos ciclopoideos y en la salida a los cladóceros.

La máxima producción tuvo lugar en el mes de abril, cuando el valor de salida era 36 veces superior al de entrada y se debió a un incremento de cladóceros.

En cuanto a la diversidad específica de zooplancton, las mayores diferencias en este sistema tienen lugar en el agua de salida (P8), dándose los menores valores de diversidad en los primeros meses de 2015, estando dominada la comunidad en enero y marzo por copépodos (90-95%, respectivamente) y por cladóceros en abril, siendo la especie *Daphnia magna* la que llega a suponer hasta el 90% de la biomasa.

- Potencial ecológico



LIFE12 ENV/ES/000685



El agua de entrada al Tancat de L'illa (P1) tiene mejor potencial ecológico que el agua de salida (P8) siendo clasificada el agua de entrada como “buena o máxima” y la de salida como “moderada”. Este empeoramiento de la calidad se debió a un incremento de la clorofila estival y a una gran presencia de criptofíceas.

3.6 Macroinvertebrados

3.6.1 Listado taxonómico

En el proceso de análisis de macroinvertebrados se obtuvieron un total de 129 taxa que se distribuyen en 7 filos, 12 clases, 1 subclase, 21 órdenes, 35 familias, 10 subfamilias, 18 géneros, 3 agrupaciones de especies y 14 especies. A la hora de realizar el listado taxonómico del presente estudio se ha tomado como referencia la información científico-taxonómica procedente 2 distintas fuentes: el listado de especies de Catalogue of Life (Roskov et al., 2014) y el de Fauna Europaea (de Jong, 2013). Se aporta a continuación el nombre actualizado para cada taxa recolectado. Entre paréntesis el nombre del HA (PIPA, MILIA o ILLA) en donde se han encontrado.

Phylum CNIDARIA

Clase HYDROZOA

Orden ANTHOATHECATA

Familia Hydridae

Hydra sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Phylum PLATHYHELMINTHA

Clase TURBELLARIA

Microturbellaria gr. (PIPA/MILIA/ILLA)

Phylum NEMATODA

Nematoda spp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Phylum ECTOPROCTA

Clase PHYLACTOLAEMATA

Orden PLUMATELLIDA

Familia Plumatellidae

Plumatella repens (Linnaeus 1758) (ILLA)

Phylum MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

Orden NEOTAENIOGLOSSA

Familia Bithyniidae

Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758) (PIPA)

Orden BASOMMATOPHORA

Familia Planorbidae

Ferrissia clessiniana (Jickeli, 1882) (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Physidae

Haitia acuta (Draparnaud, 1805) (PIPA/MILIA/ILLA)

Phylum ANELLIDA

Clase OLIGOCHAETA

Orden TUBIFICIDA



LIFE12 ENV/ES/000685



Familia Enchytraeidae (MILIA)
Familia Tubificidae (PIPA/MILIA/ILLA)
Familia Naididae (PIPA/MILIA/ILLA)
Chaetogaster sp. (PIPA/MILIA)
Dero digitata (Mueller, 1773) (PIPA/MILIA/ILLA)

Pristina sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Phylum ARTHROPODA

Clase ARACHNIDA

Orden ACARIDIDA (PIPA/ILLA)

Clase BRANCHIOPODA

Orden CLADOCERA

Familia Daphniidae

Ceriodaphnia sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Daphnia sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Simocephalus sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Sididae

Diaphanosoma mongolianum (Uéno, 1938) (MILIA/ILLA)

Familia Moinidae (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Ilyocryptidae (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Eurycercidae (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden DIPLOSTRACA

Familia Macrothricidae

Macrothrix sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Clase OSTRACODA (PIPA/MILIA/ILLA)

Clase MAXILLOPODA

Subclase COPEPODA

Orden HARPACTICOIDA (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden CYCLOPOIDA (PIPA/MILIA/ILLA)

Clase MALACOSTRACA

Orden DECAPODA

Familia Cambaridae

Prochambarus clarkii (Girard, 1852) (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Atyidae

Atyaephyra desmaresti (Millet 1831) (ILLA)

Orden AMPHIPODA

Familia Talitridae

Orchestia stephensi (Cecchini, 1928) (PIPA)

Orden ISOPODA

Familia Oniscidea (ILLA)

Clase COLLEMBOLA

Orden ENTOBRYOMORPHA (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden SYMPHIPLEONA (PIPA/MILIA)

Familia Sminthuridae (PIPA/MILIA/ILLA)

Clase INSECTA

Orden ODONATA

Familia Coenagrionidae (MILIA/ILLA)



LIFE12 ENV/ES/000685



Familia Aeschnidae (PIPA/MILIA/ILLA)

Aeshna cf. mixta (Latreille, 1805) (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Libellulidae (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden EPHEMEROPTERA

Familia Baetidae (ILLA)

Baetis sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Baetis pavidus (Grandi, 1949) (PIPA)

Cloeon sp.

Cloeon dipterum (Linnaeus, 1761) (PIPA/MILIA/ILLA)

Cloeon simile (Eaton, 1870) (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden HEMIPTERA

Familia Notonectidae

Anisops sardeus (Herrich-Schaeffer, 1849) (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Corixidae

Subfamilia Corixinae (PIPA/MILIA/ILLA)

Subfamilia Micronectinae (MILIA)

Micronecta scholtzi (Fieber, 1860) (PIPA/MILIA/ILLA)

Orden COLEOPTERA

Familia Dytiscidae (MILIA/ILLA)

Subfamilia Hydroporinae (MILIA)

Hydroglyphus geminus (Fabricius, 1792) (PIPA/MILIA/ILLA)

Hydrovatus sp. (PIPA/MILIA)

Subfamilia Colymbetinae

Ilybius sp. (PIPA/MILIA/ILLA)

Subfamilia Dytiscinae (PIPA)

Hydaticus sp. (PIPA/ILLA)

Cybister sp. (PIPA)

Familia Hydrophilidae

Helochaeres sp. (PIPA/MILIA)

Enochrus sp. (PIPA/ILLA)

Familia Scirtidae (MILIA)

Orden DIPTERA

Familia Limoniidae (PIPA)

Tribu Limoniini (ILLA)

Tribu Eriopterini (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Psychodidae (PIPA)

Familia Ceratopogonidae

Subfamilia Dasyheleinae (PIPA/ILLA)

Subfamilia Ceratopogoninae (MILIA)

Familia Chironomidae

Subfamilia Tanypodinae (PIPA/MILIA/ILLA)

Subfamilia Orthocladiinae (PIPA/MILIA/ILLA)

Subfamilia Chironominae (PIPA/MILIA/ILLA)

Chironomus plumosus gr. (PIPA/MILIA/ILLA)

Familia Muscidae (PIPA)

Familia Syrphidae (MILIA)



LIFE12 ENV/ES/000685



- Familia Rhagionidae
 - Chrysopilus sp. (PIPA)
- Familia Sciomyzidae (PIPA/MILIA/ILLIA)
- Familia Ephydriidae
 - Hydrellia sp. (MILIA)
- Orden TRICHOPTERA
 - Familia Ecnomidae
 - Ecnomus tenellus (Rambur, 1842) (ILLIA)
- Orden LEPIDOPTERA
 - Familia Crambidae
 - Acentria sp. (PIPA/MILIA/ILLIA)

Al margen de los organismos vivos citados en el apartado anterior, cabe informar de la presencia de conchas vacías de diferentes moluscos que podrían considerarse como “presentes pero no capturados” o bien que están “desaparecidos” de este entorno. Además, en el proceso de triado se han encontrado y separado varias puestas de oligoquetos y se anotó la presencia de un elevado número de foraminíferos. Todos estos no se han incluido en el listado faunístico al no ser considerados como pertenecientes a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

3.6.2 Análisis de la comunidad de macroinvertebrados en los tres HA.

En primer lugar, al considerar la abundancia de ejemplares que se capturaron en los humedales (Figura 93), se puede indicar que la abundancia en la columna de agua es muy superior a la que se presenta en el bentos. Esto es un hecho generalizado para los tres humedales y ocurre durante todo el año. Así, parece ser que la columna de agua es un ambiente que permite abundancias muy superiores a las del sedimento. Los datos muestran bastante variabilidad de manera que no se observan pautas claras respecto a la abundancia entre estaciones del año ni entre las diferentes celdas de cada humedal.

Las abundancias de individuos del bentos en HATP y HATM son bastante similares y en HATLI algo inferiores. En la columna, los valores son similares en los tres humedales. Cabe comentar que en las celdas del HATLI la profundidad de la lámina de agua era mayor que los otros dos HA. Respecto del número de taxones que se han obtenido, la única pauta clara que se constata es que es mayor en la columna de agua que en el bentos, y esto ocurre invariablemente en los tres HA (Figura 94).

La abundancia de taxones en los tres HA es bastante similar, y únicamente en el bentos de HATLI se obtuvo un número medio de taxones menor que en los otros dos. Tampoco se observa para ninguno de los dos ambientes pauta estacional alguna en cuanto a la abundancia de taxones, ni se manifiesta ninguna tendencia a un aumento en el número de taxones a medida que el agua pasa por los humedales, de modo que pudiera observarse algún efecto sobre los invertebrados que reflejara mejora en la calidad del agua.

Tras calcular el índice de diversidad de Shannon (Figura 95), y como podía esperarse a partir de los resultados observados para los taxones, se observa mucha variabilidad en su comportamiento, con valores dentro del rango de 0,5 a 1,5. No se observan pautas de variación concretas entre

las diferentes celdas, ni para bentos ni columna. De este modo tampoco se puede concluir que las variaciones de calidad de agua entre las celdas se reflejen en los macroinvertebrados.

No se observan variaciones estacionales y todos los HHAA se mantienen en valores dentro del mismo rango prácticamente. Entre las celdas, sí que se observa que en las muestras de columna de agua hay menos variación del índice que en el bentos.

Sin embargo al estudiar el índice de equidad de Buzas y Gibson (Figura 96), sí que hay dos aspectos de interés. En primer lugar, la equitatividad presenta mayores valores en el bentos que en la columna. En segundo lugar, para el conjunto de las muestras en los dos ambientes hay una mayoría de ellas en las que la equitatividad mejora hacia las últimas celdas de los HHAA y en la laguna. Esta última es la única pauta que se observa, lo que estaría indicando que en la comunidad del bentos, aunque menos diversa, todas las especies tendrían una buena representación. En contraste, en la columna hay especies que resultan dominantes sobre otras que, aunque están presentes, tienen poco número de individuos.

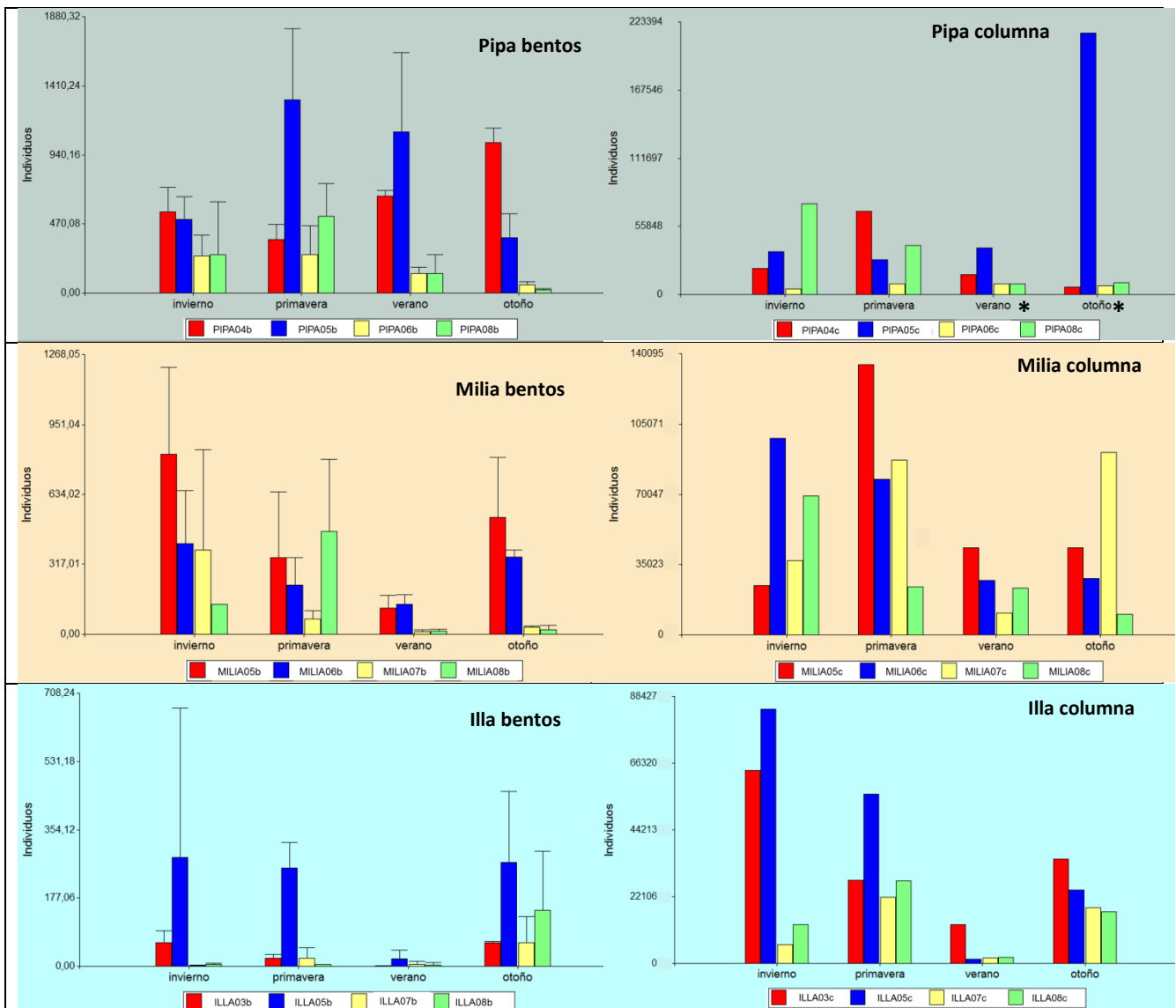


Figura 93. Abundancia de individuos obtenidos en los distintos sectores de los tres HA, a lo largo del año en el bentos y la columna de agua. (*) Para el HATP, hay que señalar que en las estaciones de verano y otoño las muestras se refieren a los sectores FG (y no fp).

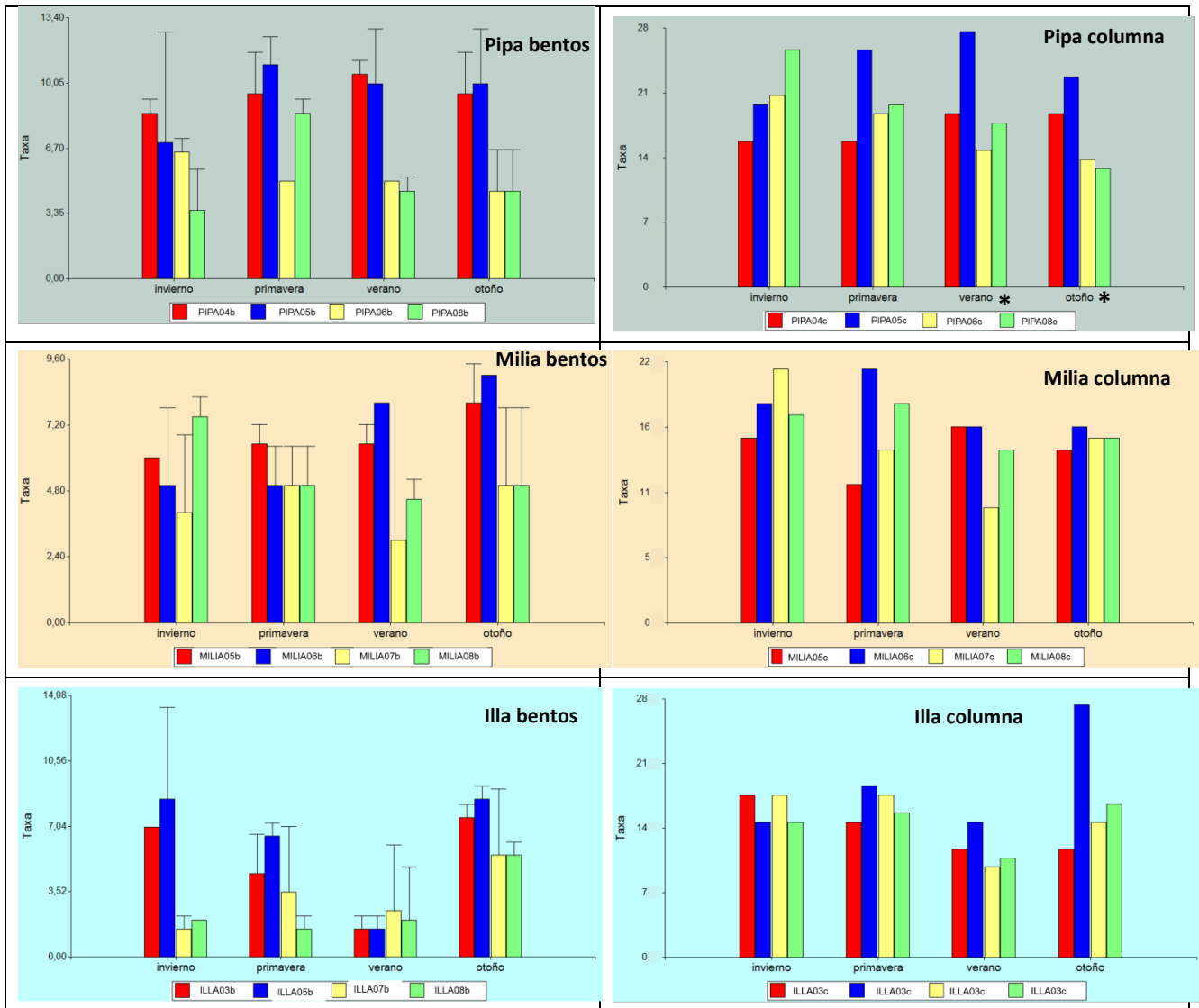
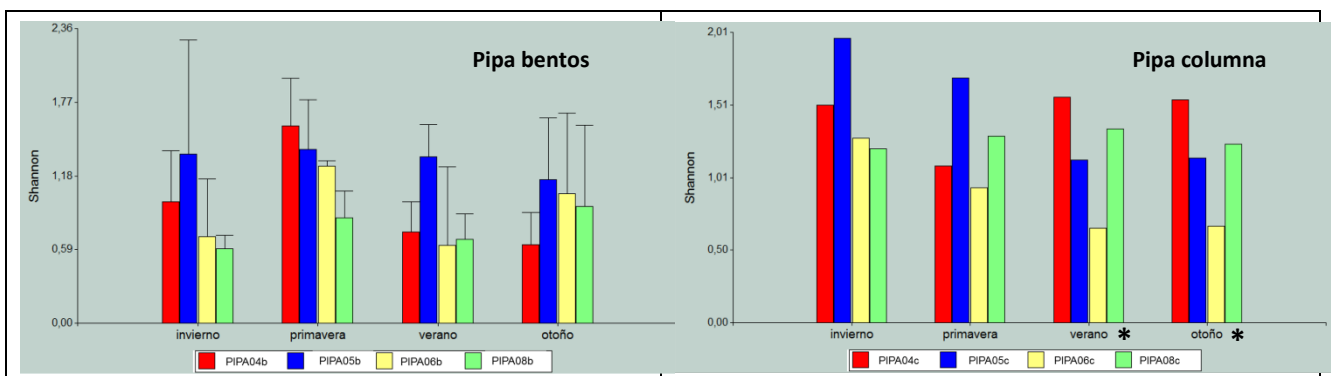


Figura 94. Número de taxones obtenidos en los distintos sectores de los tres HA, a lo largo del año en el bentos y la columna de agua. (*) Para el HATP hay que señalar que en las estaciones de verano y otoño las muestras se refieren a los sectores FG (y no a fp).



Milia columna

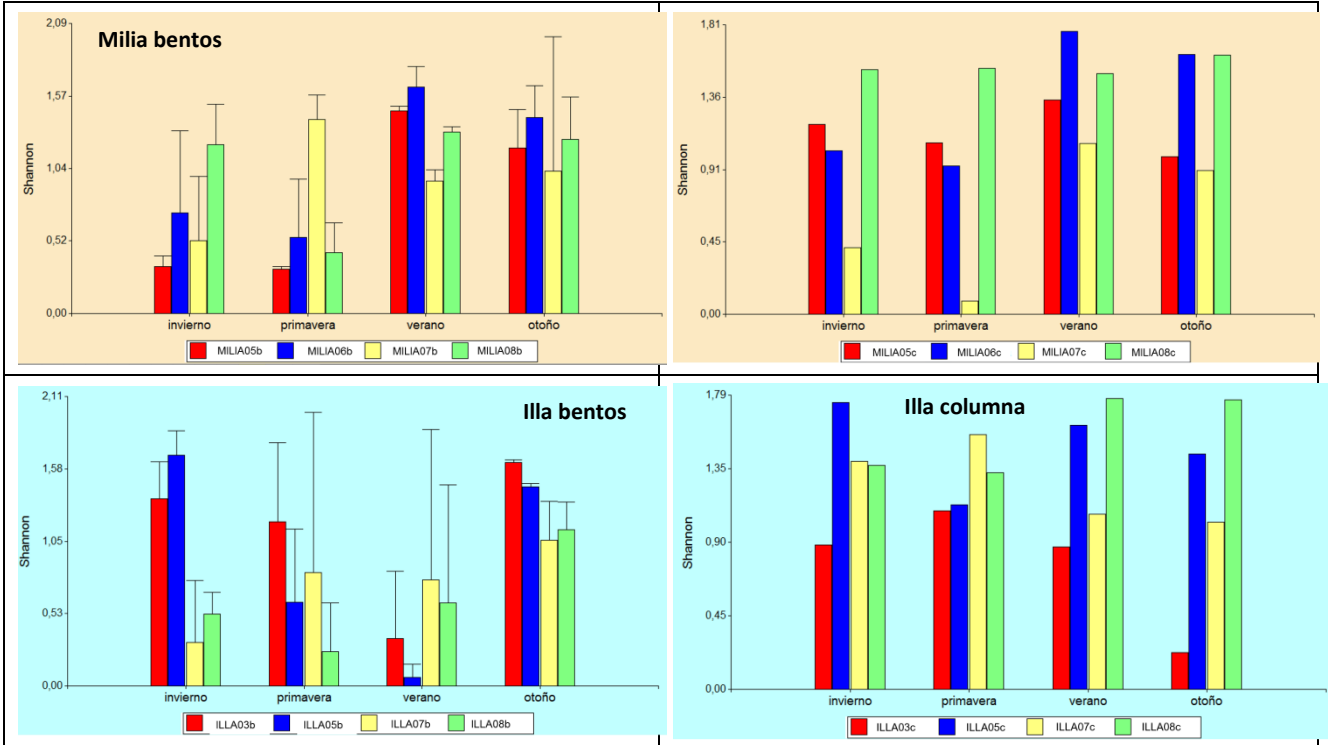
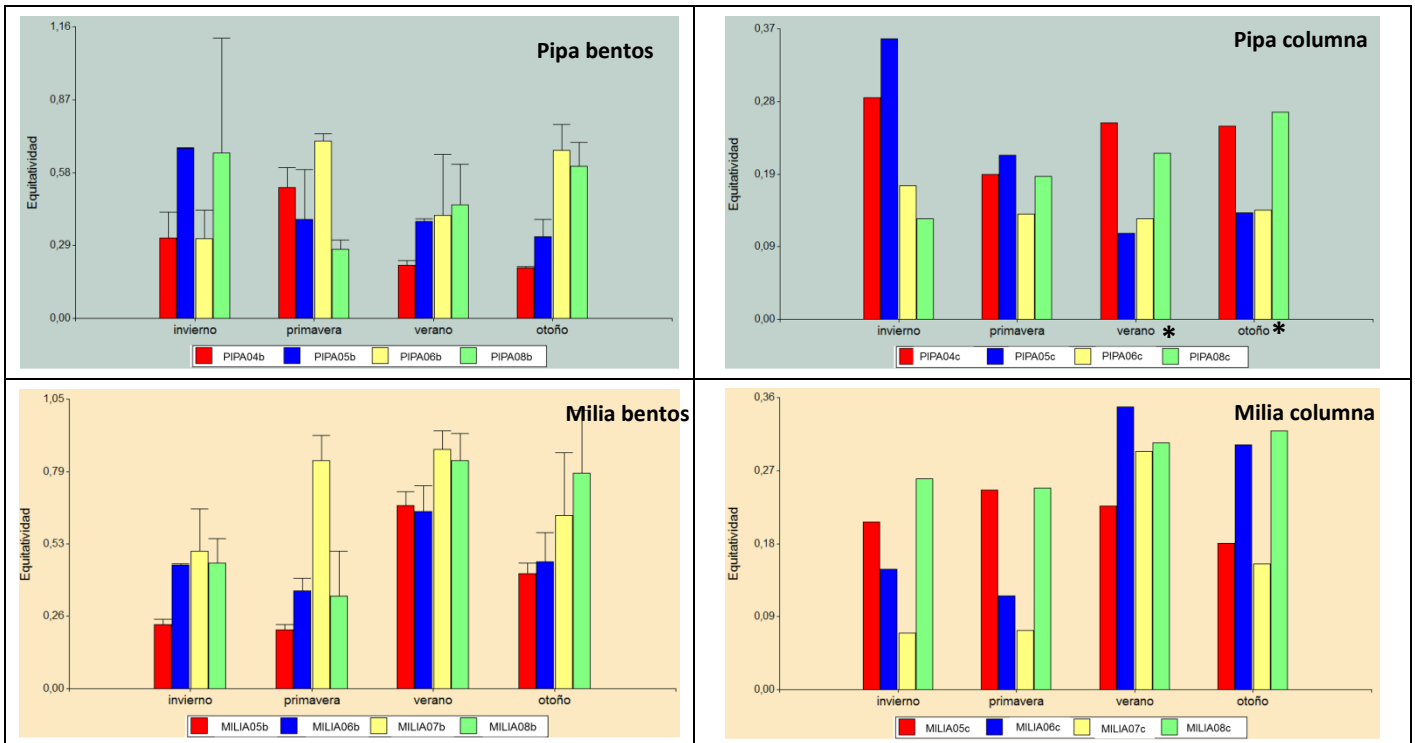


Figura 95. Valores del índice de Shannon en los distintos sectores de los tres HA, a lo largo del año en el bentos y la columna de agua. (*) Para el HATP hay que señalar que en las estaciones de verano y otoño las muestras se refieren a los sectores FG (y no fp).



Illia columna

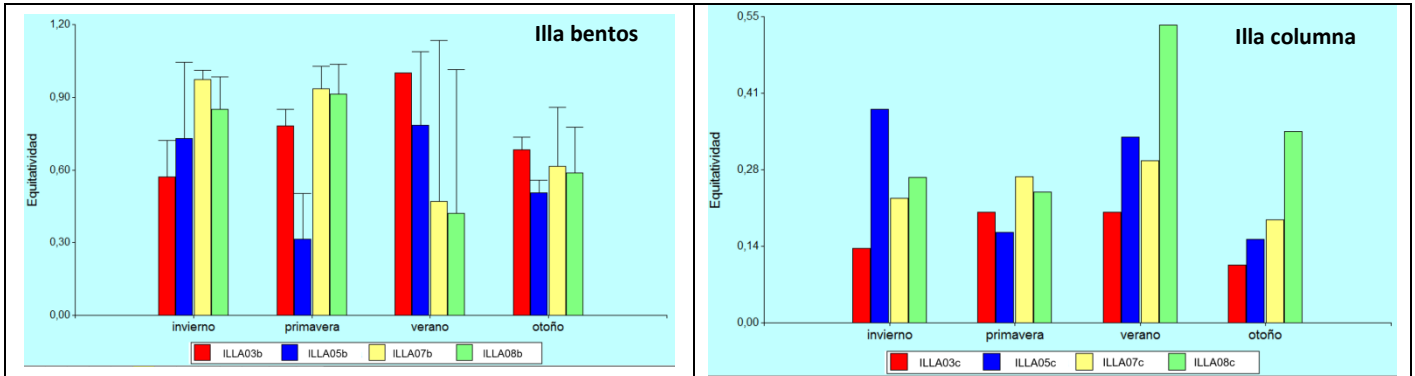


Figura 96. Valores del índice de equidad de Buzas y Gibson (Equitatividad) obtenidos en los distintos sectores de los tres Tancats, a lo largo del año en el bentos y la columna de agua. (*) Para el HATP, hay que señalar que en las estaciones de verano y otoño las muestras se refieren a los sectores FG (y no fp).

3.6.1 Análisis del estado ecológico a través del Índice de Modo de Nutrición (IMN).

A continuación se presentan los resultados de los estados ecológicos de los distintos sectores de los tres humedales. La diferenciación cromática de los distintos niveles de calidad ambiental relacionados con el valor numérico del Índice IMN, permite rápidamente detectar aquellos casos en donde efectivamente la comunidad de los macroinvertebrados mejora en cuanto a complejidad de la composición de la cadena trófica.

a) HA Tancat de la Pipa

El cambio que se realizó en las celdas muestreadas en este humedal a lo largo del año, hace que la comparación de datos y la observación de pautas sea menos clara. En cualquier caso, no se observa ningún patrón de mejora en los valores del IMN al comparar la celda de inicio con la laguna final, salvo durante la campaña de otoño. Por lo general, las muestras epibentónicas manifiestan un mejor estado ecológico respecto a las bentónicas en los respectivos sectores de estudio. El único ejemplo de una pauta de mejora, aunque muy leve, es el de la estación otoñal para las muestras de la columna de agua (Figura 97).

Respecto a los macroinvertebrados, existen dos tipos de comunidades bien definidas. Por un lado, una comunidad bentónica que es la que resulta dominante cuando existe escasa vegetación. Por otro, una comunidad epibentónica asociada a la vegetación, que cuando es escasa se circunscribe a los márgenes de las celdas, pero que en los humedales con celdas bien vegetadas también se distribuye ampliamente.

Parece ser a partir de datos obtenidos del estudio hidráulico, que el flujo de agua que circula en celdas queda canalizado, impidiendo una correcta distribución y circulación por toda la superficie de dichas celdas, por lo que se producen efectos adversos por acumulación y estancamiento. El sedimento presente en las celdas, inmediatamente unos milímetros por debajo de la superficie en la interfase con el agua, presenta un aspecto oscuro negruzco, lo que indica condiciones reductoras y una importante anoxia.

Además, estos sistemas de humedales constituyen un refugio para las aves ya que son lugares tranquilos donde desaparece la presión antrópica que habitualmente se ejerce sobre los arrozales de alrededor. Dichas aves aprovechan estos lugares para buscar alimento. Al igual que para las aves, hay que destacar que en estos humedales hay también una importante población de peces.



El comportamiento alimenticio de aves, junto con la actividad de los peces puede estar contribuyendo al enturbiamiento del agua y al aporte directo de materia orgánica al agua y también de forma indirecta por remoción del sedimento. Esas alteraciones podrían ser un factor adicional en la distorsión de los resultados obtenidos con los indicadores nutricionales.

b) HA Tancat de Milia

Al igual que en el HATP, se confirma la falta de una tendencia clara a lo largo de las celdas de los humedales en las cuatro estaciones del año. Los valores del IMN mejoran en el otoño para el epibentos (columna) (Figura 98).

El HATM se encuentra en una situación similar a la del HATP. La vegetación existente es aún escasa y no permite el establecimiento de muchos invertebrados acuáticos. Se observa un bentos de color más grisáceo y no tan anóxico como en el caso anterior. Nos encontramos con un medio poco maduro que necesita un tiempo para “naturalizarse”.

El mayor problema podría ser que la escasez de vegetación facilita la resuspensión de material particulado y hace que haya menos sedimentación.

c) HA Tancat de l'Illa

A diferencia de los otros HA, l'Illa posee una vegetación bien desarrollada de enea (*Typha* sp.) que ofrece una importante recubrimiento en las celdas. El muestreo del bentos en las celdas de este humedal resulta sumamente difícil al existir gran cantidad de restos orgánicos además de los rizomas de la planta, que impiden que los tubos con los que se muestrea obtengan cilindros de sedimento consistentes. Esta es la evidencia de que si estos sistemas no son segados periódicamente, el crecimiento vegetal reingresa en el sistema en forma de materia orgánica y dificulta su función depuradora.

Durante el desarrollo del proyecto hubo una siega parcial en algunas de las celdas del humedal, pero aun así una parte importante de biomasa reingresó en el sistema en otoño-invierno.

En las parcelas de este humedal se observa gran cantidad de aves que también contribuyen posiblemente al incremento de la materia orgánica. Sin embargo, con un protocolo de siegas regulares seguramente el efecto de la fauna sería poco importante.

Cabe destacar que tampoco para este tancat existe una pauta definida de mejora del estado ecológico, ni para bentos ni para epibentos (Figura 99).

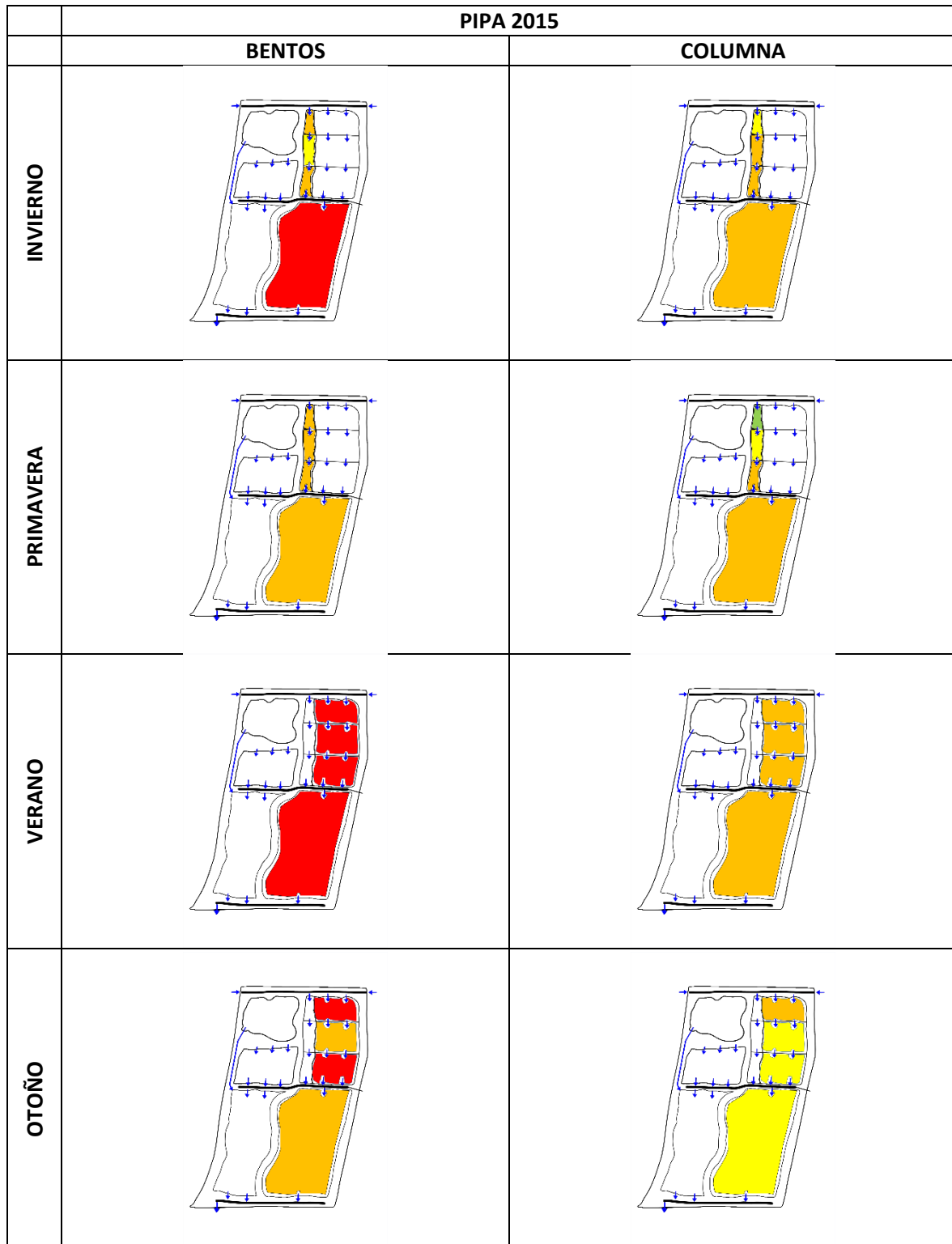


Figura 97. Representación del estado ecológico de los sectores del HATP durante el año 2015 (Rangos de calidad ambiental: Azul-Muy alta; Verde-alta; Amarillo-Media; Naranja-Baja; Rojo-Muy baja).

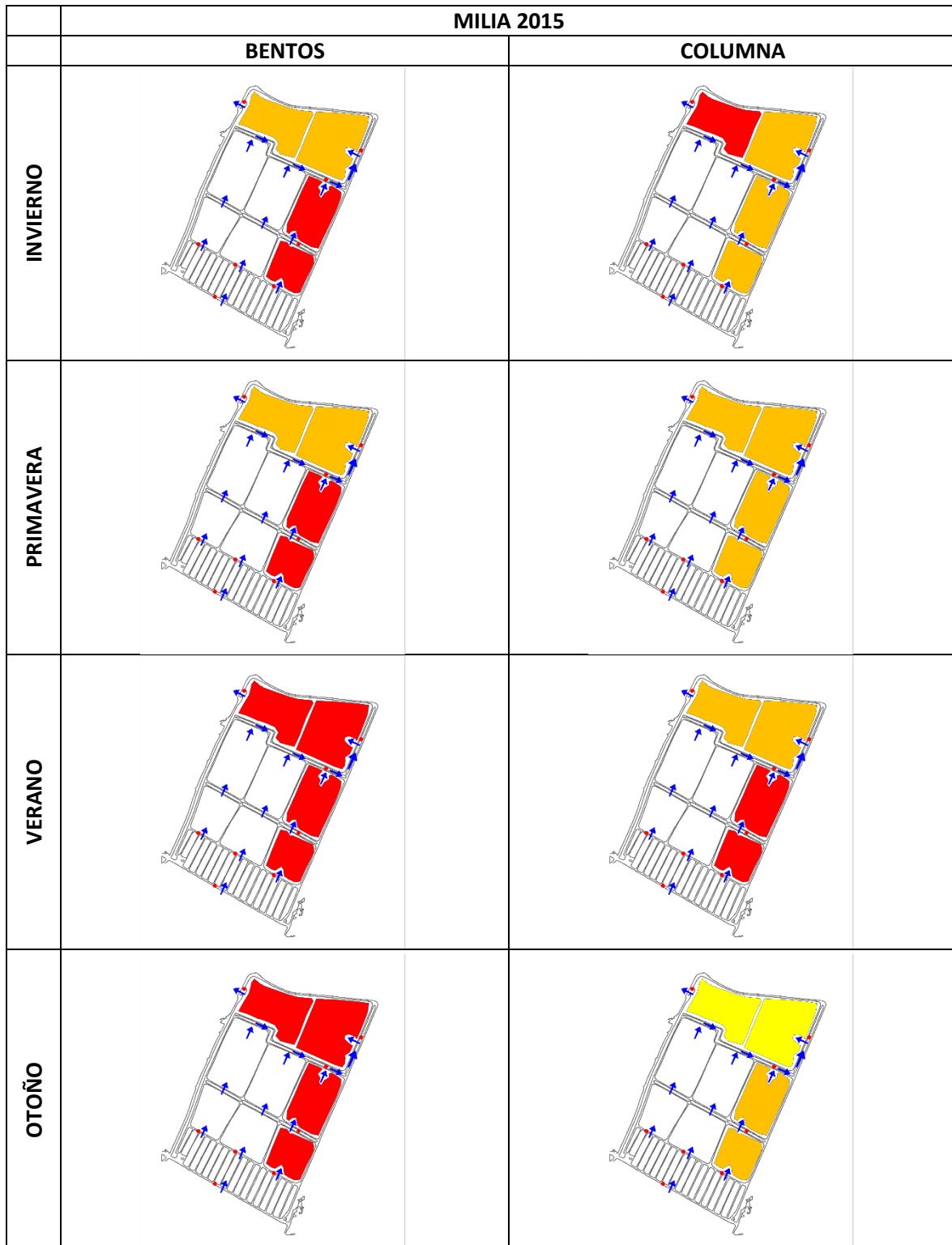


Figura 98. Representación del estado ecológico de los sectores del HATM durante el año 2015 (Rangos de calidad ambiental: Azul-Muy alta; Verde-alta; Amarillo-Media; Naranja-Baja; Rojo-Muy baja).

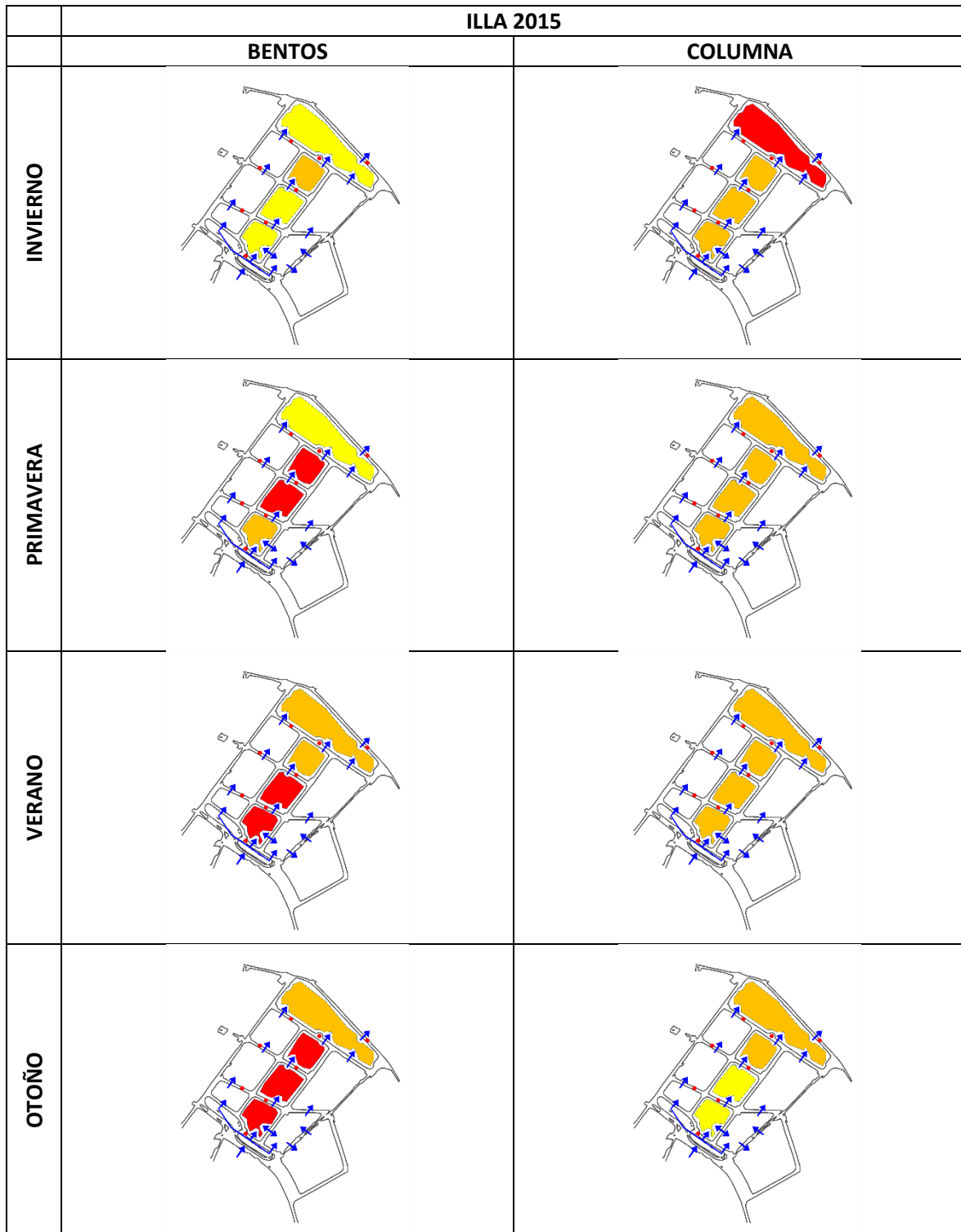


Figura 99. Representación del estado ecológico de los sectores del HATLI para el año 2015 (Rangos de calidad ambiental: Azul-Muy alta; Verde-alta; Amarillo-Media; Naranja-Baja; Rojo-Muy baja).



4. Resumen y Conclusiones

4.1 Calidad de aguas.

La comparación entre los resultados permite establecer relaciones entre los rendimientos obtenidos en cada sistema y su estructura y funcionamiento hidráulico. Hay que recordar que en el informe "Definición de la estrategia de gestión" de la Acción A1 se decidió que los sectores de flujo superficial operaran con las mismas cargas hidráulicas ($0.060 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, excepto el sector B4 del HATLI que se estableció en $0.015 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) pero con distintos calados, dando lugar a diferentes tiempos de retención hidráulicas. También hay que recordar que en el Tancat de la Pipa se operó el sector fp entre los meses de enero y junio, y el sector FG entre julio y diciembre.

Las cargas hidráulicas del sector fp del HATP y del BE del HATM han sido muy similares a las que se establecieron en el documento de gestión de la Acción A1. Sin embargo, los sectores FG del HATP y B3 del HATLI han funcionado con cargas hidráulicas inferiores a las establecidas en dicho informe y el sector B4 del HATLI ha tenido una carga superior al valor objetivo.

En la siguiente tabla se muestra un resumen del funcionamiento de los principales sectores de cada HA.

Tabla 22. Tabla resumen del funcionamiento hidráulico y cargas de entrada en cada sistema.

	Carga hidráulica media diaria ($\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ d}$)	Calado (m)	Tiempo de residencia (d)	Carga de DQO media diaria ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)	Carga de NT media diaria ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)	Carga de PT media diaria ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)	Carga de SST media diaria ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)
<i>Tancat de la Pipa</i>							
Sector B (fp)	0.069	0.14	2.8	3460.15	286.57	25.28	3959.47
Sector B (FG)	0.033	0.20	7.3	1825.29	92.28	13.90	1672.97
Sector C (LR)	0.016	0.24	19.8	858.77	36.51	6.34	450.17
Global	***	0.14-0.24	22.6-27.1	977.99	65.93	6.57	828.89
<i>Tancat de Milia</i>							
Sector A	0.081	0.41	2.4	4846.80	321.37	13.01	3426.41
Sector BE	0.054	0.33	6.3	1888.83	109.44	5.75	573.37
Sector C	0.038 (*)	0.35	9.7 (*)	1609.85	62.79	5.39	1031.13
Global	0.019 (*)	0.33-0.41	18.4 (*)	1190.09	80.71	3.53	847.78
<i>Tancat de l'Illa</i>							
Sector B3	0.037 (*)	0.48	15.2	982.34	101.26	4.74	827.85
Sector B4	0.023 (*)	0.55	27.7	630.39	64.58	3.11	533.41
Sector C	0.069 (*)	0.65	11.4	2640.72	80.57	5.09	736.50
Global	0.023 (*)	0.48-0.65	32.2 (*)	645.12	60.73	3.11	524.92

(*) Valores estimados. (***) Valores pendientes de cálculo.

A modo de nota aclaratoria, debe tenerse en cuenta que en los comentarios que a continuación se desarrollan, cuando se mencione el sector A (humedal artificial de flujo subsuperficial) se referirá



únicamente al que hay en el Humedal Artificial del *Tancat de Milia*, ya que el sector A del *Tancat de L'illa* es inoperativo por su pequeño tamaño.

El sector A es el que presenta mayores rendimientos de eliminación para las principales variables de calidad de aguas: DQO, SST, NT y PT. Durante el tiempo que el agua permanece en el lecho de flujo subsuperficial (2.4 d) se producen los procesos físicos de eliminación del material particulado (sedimentación, intercepción, etc). El mayor rendimiento de eliminación de sólidos suspendidos se produce en el sector A del HATM.

El sector A de flujo subsuperficial maximiza la eliminación de la materia particulada y evita las interacciones entre el agua y diversos factores ambientales que podrían dificultar la sedimentación de las partículas en los regímenes de flujo superficial. En los sectores de tipo superficial la acción del viento, de determinados grupos de aves y de la ictiofauna puede producir la resuspensión de la materia particulada, repercutiendo negativamente en la eliminación de los sólidos suspendidos y del fósforo total. Esta resuspensión es mayor cuanto menor es la vegetación emergente, tal como sucede en el sector BE del HATM y en el sector C de HATLI. Así mismo, en el HATP puede observarse que la mayor cobertura vegetal del sector FG frente al fp permite obtener mayores rendimientos de eliminación de SST y PT.

La ventaja de eliminación del sector A no es tan clara para las sustancias disueltas. Así, la eliminación de la fracción soluble de la materia orgánica se produce en un porcentaje mucho menor que la DQO total. Las formas inorgánicas solubles se eliminan de forma eficiente, con porcentajes que varían entre el 30 y el 60%. No obstante, el sector A no consigue eliminar fosfatos, sino que se produce un aumento de la concentración en el efluente que puede ser debido a la desorción de los fosfatos previamente retenidos en el material filtrante.

Los rendimientos de eliminación de un sector B dependen de las características propias del sistema y de la existencia o no de un tratamiento previo al sector de flujo superficial. Así, los sectores fp y FG, donde el agua a tratar entra directamente de l'Albufera, son los únicos sectores B donde se elimina materia orgánica. Sin embargo, en el HATM, el agua es tratada en el humedal de flujo subsuperficial previamente al sector B, donde se elimina más del 40% de la DQO de entrada y por lo tanto el sector B no es capaz de reducir estas concentraciones. Por otra parte, los sectores B del HATLI generan DQO, lo cual se explica a partir de la liberación de materia orgánica producida por la descomposición de los macrófitos emergentes que no han sido segados.

Respecto al nitrógeno total, resulta interesante concluir que éste se elimina en todos los sectores estudiados, con rendimientos que varían desde el 7% en el sector C del HATM hasta valores máximos del 62% en la línea B4 del HATLI. La única excepción en la eliminación de nitrógeno la encontramos precisamente en el sector C del *Tancat de l'illa*, donde se produce la generación de amonio. En el sector C del HATM también se genera amonio, pero en este caso se produce una eliminación neta de NT. Así mismo, la eliminación de nitratos, que se produce mayoritariamente mediante el proceso de desnitrificación, tiene lugar tanto en el sector A del HATM como los sectores B, exceptuando nuevamente la pequeña generación de nitratos que se produce en el sector C del HATLI.

Tal como se observa para la materia orgánica, la eliminación de nitrógeno en los sectores de flujo superficial depende de la existencia o no de un tratamiento previo de las aguas. Así, la eliminación de nitrógeno en el sector B del HATM es notablemente menor que la que tiene lugar en los otros dos HA, donde el agua de l'Albufera se trata directamente en los sectores B. Sin embargo, las



mayores eliminaciones globales tanto de DQO como de NT se producen en el funcionamiento global del HATM.

Por lo tanto, una conclusión interesante es que un esquema de funcionamiento donde se combinen primero un humedal de flujo subsuperficial y luego un humedal de flujo superficial ofrece mejores rendimientos de eliminación de DQO, NT y SST, que un esquema donde no se disponga de un humedal de flujo subsuperficial.

Por otra parte, el nitrógeno amoniacal presenta elevados porcentajes de eliminación en todos los sectores B estudiados, excepto en el sector fp, donde se produce. Así mismo, también se genera amonio en las lagunas de los HATM y HATLI. Cabe esperar que las interacciones entre la columna de agua y los seres vivos (avifauna e ictiofauna, principalmente) puedan explicar gran parte de ese aumento. Estas interacciones implican que los HATP y HATLI reduzcan nitrógeno amoniacal, mientras que el balance sea prácticamente neutro en el HATM.

En el sector A, la interacción prácticamente inexistente entre los seres vivos y el agua facilita la reducción de nitrógeno amoniacal, aunque en porcentajes pequeños ya que tan solo es de un 30% aproximadamente.

A continuación se muestran los rendimientos obtenidos en los tres HA, con el fin de comparar la eliminación de los sistemas para los principales parámetros de calidad de aguas: materia orgánica, sólidos suspendidos, nitrógeno total y fósforo total.

Tabla 23. Tabla resumen de los rendimientos obtenidos en cada humedal artificial.

	<i>Tancat de la Pipa</i>			<i>Tancat de Milia</i>		<i>Tancat de L'illa</i>	
	<i>fp + C</i>	<i>FG + C</i>	<i>Global Tancat</i>	<i>Sector A</i>	<i>Global Tancat</i>	<i>Sectores B</i>	<i>Global Tancat</i>
DQO	17%	18%	22%	44%	46%	-34%	-40%
SST	45%	7%	30%	75%	66%	59%	-60%
NT	58%	55%	55%	53%	64%	62%	47%
PT	73%	59%	50%	36%	43%	51%	6%

Se puede comprobar que el Humedal Artificial del *Tancat de Milia* es, y con gran diferencia, el más eficiente de los tres en la eliminación de DQO, SST y NT. Sin duda, es esencial la presencia de un sector A bien dimensionado para alcanzar estos rendimientos tan elevados.

En el caso de los sólidos suspendidos y el nitrógeno total, los rendimientos globales del HATM son superiores al 60%. Sin embargo, la eliminación del NT, aunque es mayor en el *Tancat de Milia*, no se diferencia tanto de la que se da en los otros sistemas, donde se alcanzan reducciones del orden del 50%.

La mayor eliminación de PT se produce en el *Tancat de la Pipa*, donde se alcanza un rendimiento global del 50%. En el conjunto del sector B+C, el rendimiento de eliminación de PT fue mayor durante el funcionamiento del sector fp.

En el HATLI se generan sólidos suspendidos en el sector C y materia orgánica en los sectores B y C. Por lo tanto, cabe destacar que la existencia de un sector C desprovisto de macrófitos emergentes y sumergidos puede revertir el proceso de depuración realizado en las celdas anteriores, sobre todo en cuanto a los sólidos suspendidos y el fósforo total.



LIFE12 ENV/ES/000685



Los cambios en la concentración de oxígeno que se producen los humedales HATP y HATLI también muestran pautas interesantes. Los sectores tipo *B* reducen la concentración de oxígeno disuelto, mientras que los sectores *C* la incrementan. En el HATM no se observa tan claramente esta pauta, pero sí se registra una reducción del oxígeno disuelto en el sector *A*.

4.2 Fitoplancton y zooplancton

De los tres HA, la mayor concentración de clorofila *a* en el agua de entrada tiene lugar en HATM dado que es el agua que es más propiamente del lago de l'Albufera. Es este HA el que mayor capacidad de reducción de dicha concentración posee y ello es debido principalmente a la existencia del sector *A* de flujo subsuperficial. HATP recibe afluentes con valores medios más bajos y más fluctuantes, pues dichos afluentes no son solo agua de l'Albufera sino que están influidos por las aguas que llegan por el barranco del Poio y por el canal del Puerto de Catarroja. HATLI recibe agua procedente de l'Estany de la Plana, la cual presenta una menor concentración de clorofila *a* (casi 3 veces menos que la entrada a HATP y 4 veces menos que la correspondiente a HATM).

HATP y HATM son los que con mayor frecuencia reducen concentración de clorofila *a* en sus salidas, siendo la reducción promedio semejante en ambos *Tancats*. A excepción de HATM, que reduce constantemente, los otros dos lo hacen con mayor intensidad en primavera. El HATP es el único que aumenta el promedio de biovolumen en el efluente.

En sector *C* de HATP se reduce la biomasa fitoplanctónica en el 67% de las ocasiones.

La reducción del pigmento ficocianina es también mayor en HATM y lo hace con mayor frecuencia, y va seguido por HATP y HATLI.

La riqueza específica de la comunidad fitoplanctónica en las aguas de entrada es semejante en los tres *Tancats*. HATP y HATLI son los que mayor riqueza presentan en el agua de entrada aunque disminuye en su salida. HATM es el único que incrementa el número de taxones de fitoplancton en la salida.

En los tres *Tancats*, el grupo de mayor riqueza es el de las clorofíceas, seguido por el de cianobacterias. La riqueza de este último grupo disminuye ligeramente en los efluentes de los tres HA. La riqueza de las diatomeas aumenta en los efluentes de HATP y HATM. El grupo de las euglenofíceas ve aumentada su riqueza en los efluentes de Mília e Illa.

En todos los HHAA se han detectado géneros de cianobacterias potencialmente tóxicas (OMS, 1999), pero en ningún caso sus densidades han alcanzado valores que pudieran suponer problemas ambientales o de salud.

Los mayores valores de diversidad fitoplanctónica se alcanzan en HATLI y HATM, pero el HATLI es el único en el que la diversidad es menor en el agua de salida.

El potencial ecológico basado en las métricas del fitoplancton es muy diferente en los tres HA. El efluente de HATP ha sido caracterizado como "bueno o máximo" aun partiendo de un afluente cargado de cianobacterias que le otorgó la categoría de "deficiente". HATLI presenta peor estado en el efluente ("moderado") con respecto al agua que entra y es el efluente de HATM el único que ha mejorado en 2015 ("moderado"). De modo general, se puede comentar que la clasificación del



potencial ecológico basada únicamente en datos de un solo muestreo, en sistemas con tanta variabilidad estacional, no puede ser considerada concluyente. Para que estos índices fueran más fiables convendría disponer de una mayor frecuencia de muestreo.

El HATM es el que mayor mejoría, en función de la composición algal, presenta. Se trata de un ambiente en el que el afluyente está cargado de cianobacterias y tras pasar el agua por los diferentes puntos del HA la concentración de este grupo va disminuyendo. Además, la comunidad de cianobacterias en la salida es sustituida por criptofíceas.

El afluyente de HATLI está dominado por criptofíceas y las euglenofíceas tienen una importante relevancia en el efluente. Hay que recordar que se trata de un grupo algal indicador de contaminación por materia orgánica.

En cuanto a la riqueza de zooplancton, es semejante en las entradas de los tres HA, siendo ligeramente mayor la de HATM. Exceptuando HATLI, que presenta el mismo número de taxones en la entrada y la salida, el resto de *Tancats* presentan un número más bajo en la salida.

La biomasa de zooplancton exportada es mayor en HATLI y es además el sistema en el que la producción de organismos zooplanctónicos a la salida es la más elevada. El grupo de los cladóceros es el que más ha contribuido al aumento de biomasa exportada, grupo importante a la hora de mejorar la calidad del agua debido a su capacidad filtradora; en general hay coexistencia de varias especies y cuando no es así predomina un cladócero de gran tamaño (*Daphnia magna*, hasta 2mm).

En HATP aumenta el porcentaje de producción de zooplancton con respecto a los estudios anteriores (2009-2012), pasando de ser del 65% en FG (Calero et al., 2015) y del 75% en el sector C (Rodrigo et al., 2013) a más del 200%, tanto en el conjunto de todo el Tancat y como en el sector C, pero la frecuencia en la que se produce biomasa zooplanctónica es menor en el presente trabajo.

Los efluentes de HATP y de HATM son los que mayor diversidad de zooplancton pueden llegar a alcanzar.

La sucesión de grupos taxonómicos de zooplancton en los HHAA es la típica de este tipo de ambientes mediterráneos, donde en invierno hay un dominio de copépodos, pasando a una mayor biomasa de cladóceros en primavera y sustitución por rotíferos en verano/otoño. Es destacable la mayor representación de ostrácodos, sobre todo en HATP y en menor medida en HATM (en HATLI están poco representados). El aumento de este grupo, de carácter bentónico, fundamentalmente en los sectores B podría estar relacionado por el tipo de ambiente que poseen los mismos: una mayor densidad de vegetación emergente frente a la observada en las lagunas de salida, con lo que hay una mayor superficie sobre la que pueden vivir estos organismos, los cuales serían arrastrados por el flujo de agua que pasa por las celdas y son susceptibles de ser muestreados.

Los tres HA han experimentado cambios en la composición de las comunidades zooplanctónicas que repercuten en la mejora de la calidad del agua. Por ejemplo, en HATP se han observado cambios en la composición de los cladóceros, de pequeños cladóceros (*Chydorus sphaericus*) en la entrada a ejemplares de otras especies (p.e. *D. magna*) de mayor tamaño con mayor capacidad filtradora en el sistema del HA. En HATM ha habido un aumento de cladóceros en la salida, que



debe estar relacionado con la mayor presencia de algas comestibles que han sustituido a las cianobacterias. En HATLI se observan aumentos acusados puntuales de cladóceros, y también los ostrácodos están representados solo en los sectores B.

4.3 Sedimentos.

Los sedimentos de los HHAA presentan elevados contenidos de materia orgánica y nitrógeno total, no observándose un incremento significativo en la capa superficial asociado al uso como sistema de tratamiento. La concentración de nitrógeno nítrico es muy baja, debido a las condiciones reductoras del medio, ligadas a la permanente inundación y al alto contenido de materia orgánica. El fósforo soluble en el sector B (fp) del HATP es significativamente superior al resto de puntos de muestreo; no obstante, las concentraciones medidas en dicho sector pueden clasificarse como moderadas. La salinidad de los sedimentos es alta en todos los HHAA, especialmente en el sector C del HATP. El pH es básico, situándose en torno a 8 en todas las muestras extraídas. En cuanto a la granulometría, se trata de material arcilloso, con un porcentaje de finos en torno al 80% o superior (HATP 90%).

4.4 Macroinvertebrados.

En primer lugar, es de destacar que la riqueza taxonómica encontrada en 2015, analizada en su totalidad para los tres tancats, es muy parecida a la que se encontró en 2014 (hay que subrayar que en ambos casos los taxones encontrados entre los 3 humedales fueron 129). Cabe corregir el dato que se ofreció en la memoria de 2014, de modo que los taxa encontrados fueron 129 y no 144, como se decía.

El análisis de la comunidad de macroinvertebrados (para los tres tancats) en relación a los cambios estacionales, y por sector, revela unos patrones comunes en los tres sistemas. Las muestras bentónicas, como de esperar, albergan una menor riqueza de grupos taxonómicos respecto a las epibentónicas. No obstante, respecto del estudio detallado estación por estación, es en el bentos en donde la distribución de la riqueza entre taxones parece ser más equilibrada.

Además de eso, concluir que no existe en ninguno de los tres sistemas estudiados una pauta clara de mejora de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos representada por un aumento del número de taxones. Es decir, con el paso del agua por los humedales, no aumenta la riqueza taxonómica.

El estudio de los índices de diversidad ofrece resultados similares a los obtenidos para la riqueza taxonómica. No mejora la diversidad en las celdas de los humedales a medida que pasa el agua por ellas. La diversidad en el bentos es menor que en la columna de agua, pero las abundancias de las especies están más equilibradas, lo que sugiere condiciones más estables.

En cuanto a la caracterización de la calidad de los humedales mediante el empleo del índice de modo nutricional (IMN), en primer lugar, cabe destacar que no existe un patrón definido en cuanto a cambios de la comunidad trófica conforme la dinámica del flujo biodepurador en ningún sistema. Tal y como indicado en los gráficos, los sectores analizados no manifiestan por lo general, salvo algunos casos puntuales y aislados, una marcada mejora del estado ecológico. El análisis de las muestras epibentónicas revela ligeramente mejor calidad medioambiental respecto a la de



las muestras del bentos. Todo ello puede ser debido a que mediante el muestreo de red se capturan ejemplares en distintos nichos ecológicos de la columna de agua, siendo el ámbito estrictamente bentónico menos diversificado y más homogéneo. Esta tendencia se refleja en una mayor abundancia de grupos taxonómicos y, por ende, de categorías tróficas en las muestras epibentónicas.

En definitiva, ni la riqueza taxonómica ni las categorías tróficas de los macroinvertebrados muestran una mejora de las condiciones para estos a medida que el agua fluye por las distintas celdas de los humedales. Según la fauna de macroinvertebrados la columna de agua muestra mejores condiciones que los sedimentos. En general los resultados son bastante heterogéneos, lo que parece indicar que también los es el hábitat.

Las dinámicas encontradas se podrían deber a varios factores que estarían causando la alteración de los resultados esperados. Entre las causas más relevantes, se podrían destacar las siguientes:

- Los distintos sectores dentro de un mismo sistema (en el caso de los tres tancats) se caracterizan por una cobertura vegetal diferente entre sí. Los micro-hábitats presentes varían, y por lo tanto se generaría una heterogeneidad espacial que podría estar afectando a la observación de patrones regulares y lineales. La presencia de distintas condiciones ecológicas estaría produciendo resultados heterogéneos.
- Los macroinvertebrados se encuentran sometidos a presiones depredadoras sea por peces (poco) o por aves (más). Los distintos grados de cobertura vegetal podrían estar condicionando la mayor o menor presencia de predadores.
- En general hay gran cantidad de materia orgánica en las celdas de los humedales, y ésta además, puede ser distinta incluso dentro del mismo humedal dependiendo de la gestión que se haga de la vegetación.
- Al tratarse los humedales de ambientes renaturalizados protegidos de las molestias y de las actividades humanas y con presencia constante de agua, ejercen un efecto atractivo de aves que además es especialmente intenso en algunas épocas del año (cuando los arrozales están secos). Esto puede estar generando alteraciones de las comunidades de macroinvertebrados presentes.
- Un aspecto que consideramos que podría ser esencial en el funcionamiento de los humedales puede ser la gestión de la vegetación. Es decir que la materia orgánica se extraiga periódicamente y que las parcelas puedan mantenerse vegetadas. Esto limitaría la entrada de materia orgánica en el sistema, homogeneizaría las condiciones en las lagunas y facilitaría el desarrollo de una comunidad de macroinvertebrados más estable.
- El factor tiempo puede ser también importante. Quizás fuera necesario un seguimiento más largo para poder obtener resultados reveladores de los factores más importantes involucrados en la evolución de las comunidades de macroinvertebrados.
- Otro aspecto importante puede ser la homogeneidad en la calidad del agua que entra. Es decir la entrada de calidad de agua variable es posible que obligue a las comunidades a un continuo reajuste.



5. Referencias.

- 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'). *Limnetica*, 21: 175-185.
- APHA, 1991. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th ed. American Publish Health Association, Washington, DC, USA.
- BRINKHURST, R.O & B.G., M. JAMIESON. 1971. *The Aquatic Oligochaeta of the World*. Oliver & Boyd, Edimburgo. 860 pp.
- Calero S., Segura M., Rojo C. & Rodrigo M.A. 2015. Shifts in plankton assemblages promoted by free water surface constructed wetlands and their implications in eutrophication remediation. *Ecological Engineering* 74: 385–393.
- 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.
- DE JONG, Y.S.D.M. (ed.). 2013. Fauna Europaea version 2.6. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org> [default citation; compulsory when customised support is given].
- Hernández-Crespo C., 2013. Evaluación del contenido 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.
- Juárez Sanz M., Sánchez Sánchez A., Jordá Guijarro J.D., Sánchez Andreu J.J. Diagnóstico del potencial nutritivo del suelo. Publicaciones Universidad de Alicante, 2006.
- 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.
- Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M.C., 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecol. Eng.* 50, 52–61.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marion (MARM), 2004. Estudio para el Desarrollo Sostenible de la Albufera de Valencia.
- OMS, 1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. I. Chorus y J. Bartram, eds.
- OSCOZ, J., D. GALICIA, & R. MIRANDA. 2011. *Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain*. Springer.
- Rodrigo, M.A., Martín, M., Rojo, C., Gargallo, S., Segura, M., Oliver, N., 2013a. The role of eutrophication reduction of two small man-made Mediterranean lagoons in the context of a broader remediation system: effects on water quality and plankton contribution. *Ecol. Eng.* 61, 371–382.



LIFE12 ENV/ES/000685



- 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, 22nd August 2014. Digital resource at www.catalogueoflife.org/col. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands.
- 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*, (19): 103-114.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press, Urbana, IL.
- 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. 2000. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Ed. Paris.