



**EXPERIENCIA PILOTO CON HUMEDALES
CONSTRUIDOS: efectos de la estacionalidad de un
ciclo anual en el tratamiento de efluentes de un
frigorífico de pescado.**

Maestría en Ciencias Ambientales

Facultad de Ciencias

Universidad de la República

Autor: Lic. Marcelo Piñeyro

Tutor: Dr. Guillermo Chalar

Co tutor: MSc. Federico Quintans

INDICE

	Página
1. Resumen.....	4
2. Abreviaturas.....	5
3. Introducción.....	6
3.1. Humedales artificiales.....	8
3.2. Experiencia en Uruguay.....	14
4. Objetivos e Hipótesis.....	16
4.1 Objetivo general.....	16
4.2 Objetivos específicos.....	16
4.3 Hipótesis.....	16
5. Materiales y métodos.....	16
5.1 Área de estudio.....	16
5.2 Unidades experimentales.....	18
5.3 Diseño de muestreo y análisis.....	21
5.3.1 Agua.....	21
5.3.2 Macrófitas.....	22
5.4 Análisis estadístico.....	23
6. Resultados.....	24
6.1 Temperatura, evaporación y precipitación.....	24
6.2 Calidad del agua.....	28
6.3 Materia orgánica.....	29
6.4 Constante de velocidad intrínseca.....	36
6.5 Nutrientes.....	38
6.6 Macrófitas.....	42

7. Discusión.....	46
7.3 Materia orgánica.....	46
7.4 Nutrientes	51
7.5 Macrófitas.....	53
8. Conclusiones.....	55
9. Referencias bibliográficas.....	56
Anexo.....	61

AGRADECIMIENTOS

- A Novabarca S.A., por permitir realizar la experiencia en sus instalaciones.
- A la Agencia Nacional de Investigación e Innovación, por el otorgamiento de Beca de Post Grado.
- A la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias, por permitir el uso de su laboratorio.
- A la Universidad de León (España) y la Asociación Universitaria Iberoamericana de Postgrado, por haber hecho posible la realización de pasantía en dicha Universidad.
- A Urunova SRL, por haber donado materiales para la construcción del modelo experimental.
- A mis tutores, por su buena disposición y apoyo permanente.
- A mis compañeros de la Maestría de Ciencias Ambientales, y de la Sección Limnología, por su apoyo permanente.
- Al Prof. E. Calabuig y su equipo de colaboradores del Área de Ecología del Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental (Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales de la Universidad de León), por el apoyo recibido.
- A mi familia.

1. RESUMEN

Durante las últimas décadas se viene observando a nivel mundial un deterioro de los cursos de agua, producto del vertido de aguas residuales de origen doméstico e industrial, sin un adecuado tratamiento previo. Nuestro país no es ajeno a esta realidad. Entre otros, el arroyo Toledo-Carrasco exhibe muestras de contaminación por materia orgánica, a la cual contribuyen las empresas que vierten sus efluentes al mismo.

Los sistemas de humedales resultan atractivos para el tratamiento de efluentes industriales por su efectividad y bajo costo. Sin embargo, para su desarrollo, resulta necesario avanzar en el estudio de estos sistemas, con el fin de dimensionarlos adecuadamente.

En este estudio se trabajó con modelo a escala de humedales artificiales de flujo sub superficial (3 réplicas) en los cuales se utilizó una única especie de macrófita (*Typha dominguensis*), y un tiempo de residencia hidráulica de 5 días. Los humedales se instalaron como forma de post-tratamiento del sistema convencional de depuración, con el que actualmente se tratan los efluentes de un frigorífico de pescado, ubicado a orillas del arroyo Toledo.

El análisis de muestras de agua tomadas, luego del tratamiento convencional antes de su ingreso al modelo experimental, y al egreso del modelo, cada 21 durante 1 año, mostró remoción significativa de materia orgánica y una baja remoción de nutrientes (nitrógeno, fósforo). Los resultados fueron cotejados considerando tres estaciones (cálida, templada y fría), entre las cuales no se encontró diferencias significativas. A partir de los resultados experimentales se construyó un entorno de valores para la velocidad intrínseca del sistema. Muestras de macrófitas, extraídas del modelo experimental, presentaron diferencias significativas respecto a la materia orgánica, nitrógeno Kjeldahl y fósforo total presente en sus tejidos aéreos, respecto a los de ejemplares extraídos de una zona linderas (control). El porcentaje de asimilación de nutrientes resultó mayor a lo esperado, especialmente en el caso del fósforo total. Para mejorar los resultados en la remoción de nutrientes, optimizando el mecanismo de asimilación en biomasa, se recomienda la realización de podas de *Typhas*.

2. ABREVIATURAS

- C_f , concentración final
- C_o , concentración inicial
- C^* , concentración residual del sistema
- DBO_5 , demanda química de oxígeno en 5 días
- DQO , demanda biológica de oxígeno
- HC, humedales construidos
- HFS, humedales de flujo superficial
- HFSS, humedales de flujo sub superficial
- H_2S , ácido sulfhídrico
- K, potasio
- K_a velocidad intrínseca del sistema
- MO, materia orgánica
- MOS, materia orgánica suspendida
- N, nitrógeno
- N_2 , nitrógeno gaseoso
- N_t , nitrógeno total
- NH_4^+ , amonios
- NO_3^- , nitratos
- NO_2^- , nitritos
- O_2 , oxígeno
- OD, oxígeno disuelto
- P, fósforo
- Pt, fósforo total
- PRS, fósforo reactivo soluble
- q, tasa de carga hidráulica
- SST, sólidos suspendidos totales
- TRH, tiempo de residencia hidráulica

3. INTRODUCCIÓN

El tratamiento de las aguas residuales es una cuestión prioritaria, ya que es importante disponer de agua de calidad y en cantidad suficiente, para la preservación y mejora del ambiente, la salud y la calidad de vida. Para ello las aguas residuales deben devolverse al medio en condiciones tales que no lo deterioren.

Durante las últimas décadas, el mundo ha venido observando con inquietud una serie de problemas relacionados con la disposición de desechos líquidos provenientes del uso doméstico e industrial (Kangas 2003). La cantidad de materia orgánica (MO) en los cursos de agua es el principal factor de tensión, puede variar entre límites muy amplios y en general depende de los aportes alóctonos. La introducción de residuos domésticos e industriales orgánicos resulta en una amplificación de este efecto impactando en los procesos de autodepuración de los cursos de agua receptores (Margalef 1983). Es por eso que las aguas residuales deben recibir un adecuado tratamiento antes de su descarga al ambiente.

En la Conferencia Internacional Agua y Medio Ambiente (Dublín 1992), se puso de relieve la insuficiencia de las soluciones aplicadas para la gestión y sostenibilidad del recurso agua, y por tanto la necesidad de nuevos conceptos y soluciones. Se evidenció la debilidad de los enfoques tradicionales de gestión basados en una visión mecánica del funcionamiento de los ecosistemas de agua dulce, con la aplicación de métodos de ingeniería civil, no sostenibles, por limitaciones financieras y de energía. La presión sobre este recurso, indica la urgente necesidad de nuevas herramientas prácticas para lograr una gestión sostenible. Esta gestión debe mejorar la convivencia del hombre y la naturaleza. El objetivo propuesto se puede alcanzar mediante dos acciones: reducción del uso de energía y materiales, y mejorar la capacidad de absorción de los ecosistemas (Zalewski 2002). Estos conceptos apuntan a las biotecnologías. El aprovechamiento de los mecanismos de autodepuración naturales, concentrando su accionar en determinadas áreas del paisaje, posibilitan alcanzar el objetivo propuesto.

Surge entonces el interés de hacer uso de procesos naturales en las tecnologías de tratamiento de efluentes, desembocando en el estudio particularizado de los sistemas de humedales. Su capacidad de purificar el agua constituye uno de los servicios ecosistémicos más importantes, que es reconocido, no solo a nivel científico, sino también a nivel de población en general (Brix 1994, Boyer y Polasky 2004).

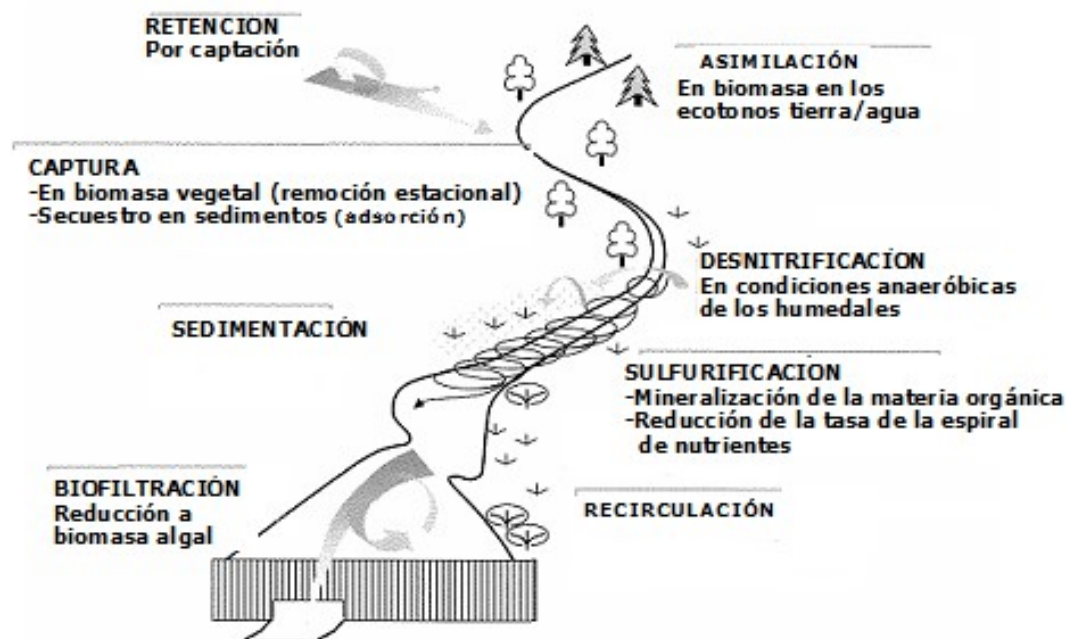


Figura 1. Ejemplo de ingeniería ecológica a escala de cuenca (adaptado de Zalewski 2002).

La calidad del agua en los ecosistemas de agua dulce depende en gran medida de los procesos biológicos. Esto se debe a que dichos ecosistemas se encuentran en depresiones del paisaje siendo permanentes sumideros de MO, proveniente de los ecosistemas terrestres (incluidas las actividades humanas), que se descompone por la acción de la biota acuática, pastoreo de invertebrados y procesos enzimáticos (bacterianos y fúngicos). Por otra parte, las estructuras bióticas inciden sobre los factores abióticos (Margalef 1983) regulando la llegada de la energía solar (luz y calor), oficiando de obstáculo para el pasaje del aire por acción del viento, controlando la evapotranspiración, etc. Zalewski (2002) describe estos procesos (Fig. 1) a partir de las escorrentías que, generadas por las lluvias, van descendiendo a través de las pendientes del terreno. El agua arrastra consigo la MO presente sobre el sustrato. Parte de esta agua es retenida en el suelo por captación, infiltrándose en el terreno, siendo para ello necesario un tiempo de retención del agua, lo cual es facilitado por las pasturas, que oponen resistencia a su pasaje. Este tiempo de retención también favorece la sedimentación del material particulado transportado. Comienzan así los procesos biogeoquímicos que degradan la MO y remueven nutrientes. Entre ellos, la adsorción por los minerales presentes, la biodegradación de la MO por parte de microorganismos, que dejan disponible nutrientes para ser asimilados como biomasa (plantas, algas). A su vez, esta biomasa, cumplido su ciclo, volverá al suelo como MO muerta. En los procesos de transformación de los distintos compuestos nitrogenados, a partir del amonio (NH_4^+) intervienen bacterias especializadas.

Neiff (1999) define a los humedales como sistemas que temporalmente cuentan con una capa de agua de variable espesor, condicionando los procesos biogeoquímicos, suelos de acentuado hidromorfismo y una biota peculiar (adaptada a las condiciones variables del medio) con patrones propios en su estructura y dinámica. Su complejidad crece con la variabilidad hidrosedimentológica y la extensión geográfica ocupada.

La importancia de los procesos biológicos en los ciclos de nutrientes en los ecosistemas acuáticos se encuentra determinado por cuatro factores principales: temperatura, luz, disponibilidad de nutrientes y dinámica de masas de agua (Zalewski 2002). Los humedales tienen características estructurales y funcionales afectadas principalmente por el régimen hidrológico, que los hace ecosistemas altamente diversos. Es la capacidad de retener nutrientes lo que determina su alta productividad, ejerciendo numerosos efectos positivos sobre el agua y los ecosistemas asociados.

3.1 Humedales artificiales

Probablemente el mejor ejemplo de aplicación de la ingeniería ecológica sean los humedales construidos (HC) (Kangas 2005). Estos ambientes, también llamados blandos, extensivos o no convencionales, son tecnologías que simulan las condiciones existentes en la naturaleza para el tratamiento de aguas. Estos sistemas, a diferencia de los convencionales no tienen una dependencia energética para su funcionamiento (Vidal *et al.* 2013). Sin embargo implica mayores tiempos de retención del agua en el sistema y por tanto requieren mayores superficies de terreno (Tabla 1). Son sistemas menos costosos y poco sofisticados en cuanto a su construcción, operación y mantenimiento (Solano *et al.* 2004). No requieren de personal especializado y permiten alcanzar de forma integrada al ambiente, y con gran eficiencia (Watson *et al.* 1989), las exigencias de vertido de efluentes, tanto a nivel doméstico como industrial (Brix 1994). Las investigaciones y proyectos demostrativos han probado que los HC pueden efectuar un tratamiento efectivo de las aguas residuales (Peña *et al.* 2003).

Tabla 1. Requerimiento de superficie por habitante-equivalente para distintos tratamientos de agua residual urbana. Eliminación de DBO de un influente de 60 g DBO hab-eq⁻¹día⁻¹, teniendo en cuenta que el caudal generado por un hab-eq es de 200 l día⁻¹. Elaborado sobre trabajo de Pedescoll 2009.

Tipo de tratamiento	Superficie requerida (m ² hab-eq ⁻¹)
Fangos activos	0.06
Filtros percoladores	0.40
Laguna facultativa	9 - 27
Laguna aeróbica	3.5 - 7
Humedal de flujo superficial	5.6
Humedal de flujo subsuperficial vertical	12.0
Humedal de flujo subsuperficial horizontal	4.5

Los HC se diseñan de forma que el influente recorra un trayecto a través del sustrato y las raíces de las plantas macroscópicas (macrófitas), que se desarrollan en contacto directo con el agua. Como resultado se produce la disminución del flujo de agua. Manipulando adecuadamente el sistema, se pueden lograr tiempos de residencia hidráulicos (TRH) óptimos para el resultado que se busca. El mayor TRH favorece la sedimentación, estabilizando y estructurando el sedimento, y logrando una distribución homogénea del mismo. Sin embargo, debe considerarse que un alto valor de TRH puede implicar anoxia prolongada con consecuencias negativas en los procesos de remoción de contaminantes.

La matriz del suelo juega un importante papel en cuanto al soporte del material para el desarrollo de las plantas y el biofilm microbiano, y un

papel decisivo en los procesos hidráulicos. La composición química del suelo, sus parámetros físicos (tamaño de grano, espacios intersticiales (porosidad), permeabilidad, etc.) son determinantes en el resultado de la remoción de contaminantes (Stottmeister *et al.* 2003).

Las raíces de las macrófitas al obstaculizar el pasaje del agua, provocan corrientes verticales que impiden la formación de barreras de densidad, permitiendo la continuidad del ciclo de descomposición de la MO. Los rizomas crean canales de circulación del agua en el suelo, tornando al sustrato más poroso y reduciendo la erosión (Brix 1997).

Las raíces aportan oxígeno (O_2) al medio (Armstrong *et al.* 2000) en mayor o menor medida, dependiendo de la especie y de la etapa del desarrollo en que se encuentre la planta (Brix 1997) siendo mayor el aporte en la etapa de desarrollo de biomasa. Armstrong y colaboradores (2000) describen el transporte interno del O_2 desde la captación en la superficie de las hojas (estomas) a la liberación a nivel radicular, mediante un flujo convectivo, haciendo uso de las diferencias de presión, proceso influido principalmente por la radiación solar. También describen un segundo tipo de transporte propiciado por el efecto Venturi. En este proceso el viento fuerza el aire a pasar a través de los tallos huecos de las plantas muertas que asoman por encima de la superficie del agua. El O_2 de tal forma suministrado colabora para la formación, en la rizósfera de las macrófitas, del biofilm, compuesto por una densa comunidad microbiana (Gumbricht 1993, Chappell y Goulder 1994).

El agua residual presenta un amplio espectro de compuestos químicos orgánicos que pueden estar presentes en forma soluble o particulada, y pueden ser desde altamente biodegradables a completamente refractarios, en función de su naturaleza.

Los compuestos orgánicos particulados son eliminados en los humedales por procesos de sedimentación y filtración (Vymazal *et al.* 1998) mientras que los microorganismos se encargan de eliminar el resto de la MO. Estos microorganismos hacen uso de la MO como fuente de carbono y energía para la síntesis de biomasa. En una primera etapa, los compuestos orgánicos, de alto peso molecular, sufren fragmentación, por la acción de enzimas extracelulares. Estos procesos de hidrólisis son reacciones de superficie que requieren un estrecho contacto entre los organismos que proporcionan las enzimas (principalmente heterótrofos facultativos) y la MO. Luego de la hidrólisis, los organismos heterótrofos utilizan los compuestos orgánicos de bajo peso molecular como fuente de carbono y obtienen su energía de una serie de reacciones de oxidación/reducción en la que los electrones son transferidos desde el sustrato de las reacciones catabólicas hasta un aceptor final. Este aceptor final de electrones puede ser el O_2 (respiración aerobia) o, en ausencia de O_2 , pueden ser compuestos orgánicos (fermentaciones) o compuestos inorgánicos (respiración anaerobia). La degradación de la MO soluble está gobernada por bacterias heterótrofas que generan biomasa utilizando compuestos orgánicos como fuente de carbono y energía. Los organismos aerobios liberan dióxido de carbono y agua como subproductos de la reacción de oxidación. Energéticamente el O_2 es el oxidante más favorable, los organismos aerobios obtienen más cantidad de energía por molécula de sustrato original y se llevan a cabo en un corto lapso de tiempo, por lo que el metabolismo

aerobio es el más eficiente. Las transformaciones de la respiración anaerobia son las menos eficientes de las reacciones químicas. Sin embargo, en condiciones de baja concentración de O_2 , la respiración anaerobia es la principal responsable de la degradación de la MO (Cooper *et al.* 1996).

La degradación de la MO provee al medio de nutrientes, entre los cuales se encuentra el N. Su ciclo biogeoquímico comprende una gran variedad de formas tanto orgánicas como inorgánicas. Las formas orgánicas pueden ser particuladas o disueltas, mientras que las inorgánicas son disueltas (Lee *et al.* 2009). Se puede encontrar en distintos estados de oxidación (desde el -3 al +5), muchos procesos de su ciclo son gobernados por reacciones de óxido/reducción, siendo el potencial redox del medio uno de los factores más importante en estos procesos. Las formas más reducidas se encuentran unidas al carbono (orgánicas) e hidrógeno (inorgánicas), mientras que las más oxidadas se encuentran unidas al O_2 . Las formas particuladas son retenidas en el sustrato por mecanismos físicos, mientras que las disueltas están sujetas a una compleja regulación bioquímica mediante procesos que ocurren tanto en el suelo como en el agua.

Durante la degradación de la MO, el N orgánico es mineralizado y convertido en amonio (NH_4^+) y ocurre tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas. El proceso contrario, inmovilización del N, es la asimilación del NH_4^+ a la biomasa vegetal y microbiana. En condiciones aeróbicas, el NH_4^+ sufre procesos de oxidación a nitrito (NO_2^-) y luego a nitrato (NO_3^-), ambos mediados por bacterias quimioautótrofas. En ambientes deficientes de O_2 , ocurren procesos de reducción, bacterias anaeróbicas facultativas utilizan las formas oxidadas del N (NO_3^- , NO_2^- y N_2O sucesivamente) como aceptores finales de electrones, en el proceso de respiración de sustratos de carbono orgánico, bajo condiciones moderadamente anóxicas. El producto de esta respiración bacteriana llamada desnitrificación heterótrofa es principalmente el N libre (N_2), aunque en menor medida también se puede liberar óxido nitroso (N_2O). Ambos gases se liberan a la atmósfera. Este proceso microbiano representa el principal mecanismo de eliminación del N inorgánico disuelto (Lee *et al.* 2009). Para que ocurra la desnitrificación, el ambiente debe presentar abundancia de NO_3^- , carbono orgánico lábil como fuente de electrones y déficit de O_2 . Previamente, el N debe haber sufrido un proceso oxidativo (nitrificación) para que haya ocurrido la formación de NO_3^- . Dada la estrecha relación entre ambos procesos, los ambientes donde ocurre la desnitrificación deben ser zonas donde la presencia de O_2 es variable, a nivel espacial o temporal, permitiendo de esta forma que el N pueda ser oxidado en el proceso de nitrificación para luego ser reducido en el de desnitrificación (Lee *et al.* 2009).

Otros procesos de remoción de N son:

- Adsorción, se produce debido a la carga positiva del NH_4^+ , mediante una reacción de intercambio catiónico con el sustrato o detritos presentes en el medio. Se trata de un proceso reversible con el cambio de las condiciones químicas del agua (Vymazal *et al.* 1998).

- Oxidación anaeróbica del NH_4^+ y NO_2^- (anammox), que los transforma en N gaseoso (N_2). Se trata de un proceso autotrófico que no requiere carbono (Kadlec y Wallace 2009).
- Volatilización, para que sea significativa requiere de un pH superior a 9,3 (Reddy *et al.* 1984).

Otro de los nutrientes proveniente de la degradación de la MO es el fósforo (P), uno de los elementos más importantes en los ecosistemas. Es retenido en el sedimento (proceso de adsorción) en condiciones aeróbicas, pudiendo ser posteriormente liberado al agua si el medio se torna anaerobio. Es un proceso limitado ya que existe un número finito de lugares de adsorción en el sustrato. El proceso de precipitación se produce mediante la formación de partículas sólidas a partir de elementos disueltos en el agua que se asocian molecularmente. La naturaleza de las reacciones de precipitación depende de la concentración de P, el pH, temperatura y condiciones redox (Kadlec y Wallace 2009).

La asimilación del P se realiza fundamentalmente por los microorganismos (Martínez 2012) por lo que este proceso no es mayormente importante en la depuración de efluentes ya que el P asimilado permanecerá en el sistema al morir estos. Sin embargo, un aporte excesivo de N y P en un humedal, puede sobrepasar su capacidad de retención. Por ello se debe determinar localmente la capacidad depuradora de cada sistema (Pérez-Olmedilla *et al.* 2000; Craft y Casey 2000). Los procesos biogeoquímicos que se producen en estos ambientes son favorecidos por la poca profundidad del agua presente en los humedales (que maximiza el rol de la interface agua-sedimento), la presencia de sedimentos aeróbicos y anaeróbicos, y la acumulación de MO (Mitsch y Gosselink 1993). Estas condiciones a menudo conducen a una limpieza natural del agua, evitando los procesos de eutrofización (Fernández 2004). Al sedimentar los sólidos, los nutrientes asociados a ellos como el P, se sustraen de la columna de agua (Mitsch *et al.* 1995).

Las macrófitas son un componente biológico muy importante de los humedales, debido a que no solo asimilan nutrientes directamente, también aumentan la diversidad del medio en la rizósfera y mejoran la variedad de procesos químicos y microbianos que interviene en la degradación de la MO y la remoción de nutrientes (Jenssen *et al.* 1993) proporcionando un suministro sostenido de carbono orgánico necesario para el desarrollo de la comunidad bacteriana (Tanner 2001). Pero el efecto de las diferentes macrófitas y su papel en la remoción de los contaminantes siguen siendo poco estudiados (Brisson y Chazarenec 2009). Diferentes macrófitas podrían influir en distinta forma en la remoción y también responder en forma diversa a las variaciones estacionales (Brix 1997).

En particular *Typha sp.*, es una de las especies más usadas en HC (Vymazal 2002, Álvarez y Bécares 2006b, De Azcoitia 2012) y de mayor tasa de remoción de MO (Ansola *et al.* 1995). Lombardo, en su publicación del año 1985, las describe como plantas rizomatosas, acuáticas que arraigan a poca profundidad (30 cm, según Saeed y Sun 2012) o que bordea los hábitats acuáticos y presenta órganos sumergidos bajo el agua. Tallos cilíndricos. Hojas muy largas y anchas, planas en la cara interna y convexa en la externa, erectas, simples, de margen entero, lineal-con forma de

espada, saliendo a ambos lados del tallo formando dos hileras de hojas en lados opuestos, de disposición alterna, de base envainadora. Espiga masculina de 15-30 cm de longitud y espiga femenina generalmente menor. Cilíndricas, muy densas, rollizas y compactas, de numerosas flores polinizadas por acción del viento. Flores monoicas, muy pequeñas, las masculinas en la parte superior del tallo o eje floral y las femeninas en la parte inferior, separadas o no por una porción del mismo (en *T. dominguensis* una separación entre 2 y 6 cm). El fruto es seco, con apertura espontánea para liberar su contenido una vez que llega su madurez. Comprende sólo un género con unas 15 especies. Se encuentran distribuidas en pantanos y humedales de buena parte del mundo, formando densas colonias a veces impenetrables. *T. dominguensis* tiene, por lo común, una altura media entre 1,5 y 2,5 m. Florece en diciembre y enero. Es una especie indicadora de suelos ricos en materia orgánica (Gutiérrez 2010). Tiene uso medicinal (astringente, hemorragias uterinas), para alimentación (sus rizomas son comestibles, se pueden cocinar como las papas o hacer una harina fina con ellos). Los brotes jóvenes que surgen del agua en primavera, después de pelarlos, se comen crudos o cocidos. Son de uso artesanal (las hojas secas se usan para trenzar y confeccionar asientos).

En un ambiente con abundancia de NO_3^- , *Typha* desarrollan mayor altura y mayor cantidad de retoños, no así en abundancia de fósforo reactivo soluble (PRS) (Martínez 2012). Si bien el proceso de remoción de N en los humedales, así como la contribución de las diversas vías a esta remoción siguen siendo poco claras (Wu *et al.* 2013), en climas templados, en las épocas del año con bajas temperaturas, estos sistemas disminuyen su capacidad depuradora (Wu *et al.* 2013, Mena *et al.* 2008), y en particular esto sucede así en *Typha* (Mustaf y Scolz 2011), ya que el metabolismo microbiano es fuertemente dependiente de la temperatura ambiente. Pero también contribuyen a ello el almacenamiento en los sedimentos y la asimilación de las plantas que al perder sus hojas devuelven los nutrientes secuestrado al ambiente (Wu *et al.* 2013). Estas variaciones en las tasas de remoción están relacionadas con las diferentes especies de macrófitas utilizadas en cada caso, carga y tipo de contaminantes presentes en el agua a tratar, tiempos de retención, condiciones climáticas, diseño, tamaño y configuración del humedal (Tanner 2001).

Los humedales construidos pueden clasificarse en función de: tipo de flujo hidráulico y tipo de vegetación. En función del tipo de flujo hidráulico pueden distinguirse: humedales de flujo superficial (HFS) y de flujo sub superficial (HFSS).

Los HFS están diseñados de modo que la superficie del agua se encuentra en contacto directo con la atmósfera. Son sistemas de poca profundidad (0,30 m), cuyo sustrato generalmente es grava, sobre la que fluye la columna de agua. Brix (1993) clasifica estos sistemas según el tipo de vegetación dominante: macrófitos flotantes (enraizados o libres), sumergido o emergentes. Estos sistemas son particularmente eficientes en la remoción de nutrientes (García & Corzo 2008). Una mayor superficie de contacto agua/atmósfera permite una mayor oxigenación del efluente a tratar. La presencia de este gas es una de las principales condicionantes para que se produzcan los procesos biogeoquímicos.

Los HFSS son contruidos con lechos de grava plantados con macrófitos emergentes. El agua fluye horizontalmente por el sistema a través del sustrato filtrante. El nivel de agua se encuentra por debajo de la superficie del lecho. En estos sistemas prevalecen las condiciones anaerobias, debido a la saturación del lecho, aunque la liberación de O₂ por las raíces permite la existencia de zonas de condiciones aerobias y anóxicas en la rizósfera. Los procesos de depuración predominantes en este tipo de sistemas son biológicos y físicos, favorecidos por el contacto entre el sustrato, el sistema radicular y el biofilm formado por la comunidad microbiana. Estos sistemas son particularmente eficientes en la remoción de materia orgánica y se suelen utilizar en aguas con un tratamiento previo (García & Corzo 2008). Los resultados dependen en gran medida, de las características del agua a tratar.

Kadlec y Knigth en su trabajo del año 1996 plantean que la capacidad de remoción en el tratamiento por humedales depende inicialmente de la concentración de entrada de los contaminantes (C_o) y de la concentración residual del sistema (C*). Persson *et al.* 1999 sugiere que el comportamiento del flujo del agua a tratar combina un modelo ideal tipo pistón y tipo tanque. Para el cálculo del poder depurador, entre otras variables, debemos considerar la constante de velocidad de reacción intrínseca del sistema. Refiere a una constante cinética de primer orden, sobre la cual, al igual que otros parámetros de diseño, no hay acuerdo sobre su valor. Para la remoción de la demanda biológica de O₂ (DBO₅, medida indirecta de concentración de MO), algunos de los valores considerados se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Distintos valores o entorno de valores que en trabajos de investigación se adjudica a la constante de velocidad intrínseca del sistema (K_a), aplicada en la remoción de la DBO₅.

Publicación	K _a (m día ⁻¹)
Kadlec y Knigth (1996)	0,85 - 1
Vymazal (1998)	0,19
Cooper (1999)	0,067- 1
García <i>et al.</i> (2004)	0,011 - 0,091

K_a considera la afectación del metabolismo microbiano a causa de las variaciones de temperatura, ya que cada población encuentra su óptimo desarrollo para una determinada temperatura ambiente (Atlas y Barta 2002; Brock *et al.* 2000) y por ello debe ser determinada en cada región geográfica y no es extrapolable.

Cabe también destacar el papel de la evapotranspiración en estos sistemas. Allen *et al.* (2006) definen que la evaporación (proceso por el cual el agua pasa al estado gaseoso en la superficie evaporante) y la transpiración (vaporización del agua líquida contenida en los tejidos de las plantas y su posterior remoción hacia la atmósfera) ocurren simultáneamente y no es sencillo distinguir entre estos dos procesos. Además de la disponibilidad de agua en la superficie, la evaporación de un suelo cultivado es determinada principalmente por la fracción de radiación solar que le llega. Esta fracción disminuye a lo largo del ciclo del cultivo a medida que el dosel aumenta la superficie del suelo sombreada. Los principales factores que afectan la evapotranspiración son:

- El clima (radiación solar, temperatura del aire, humedad ambiente y velocidad del viento).

- El tipo de cultivo (resistencia a la transpiración, altura, rugosidad de su superficie, reflejo, cobertura del suelo, características radiculares y etapa de desarrollo). Los diferentes cultivos dan lugar a diferentes niveles de evapotranspiración.

La evapotranspiración no es simple de medir. Debe ser calculada en el sitio, en las condiciones ambientales y del cultivo allí existente. Para ello se han desarrollado distintos métodos (balance de agua en el suelo, métodos que hacen uso de ecuaciones empíricas, etc.). La evaporación de una superficie libre de agua (tanque A: cilindro de lámina galvanizada, de 1,21 m de diámetro y 25 cm de profundidad, sobre una plataforma a 10 cm de altura), proporciona un índice del efecto integrado de la radiación, temperatura del aire, humedad ambiente y del viento en la evapotranspiración. Sin embargo, diferencias entre la superficie libre de agua y superficies cultivadas producen también diferencias, significativas, en la producción de vapor de agua.

La remoción de un contaminante se expresa en función de las variaciones (previo y post tratamiento) de su concentración en el agua. Una alta evapotranspiración puede dar como efecto un aumento en dicha concentración. Resulta importante entonces conocer la incidencia de este fenómeno, en las particulares condiciones del sistema de depuración a implementar.

La tecnología de los humedales construidos resulta aplicable a la realidad que hoy vive el Uruguay. Periódicamente, en forma pública, se vuelve sobre el tema de la contaminación de los cursos de agua que proveen el agua a potabilizar para el consumo humano (Radio El Espectador, Canal 10, Facultad de Agronomía, ONG Redes, etc.). Esto que viene siendo manejado a nivel gubernamental aún no cuenta con acciones coordinadas que conformen a todas las partes involucradas. Las propuestas de soluciones manejadas resultan a nuestro criterio, de difícil aplicación/seguimiento/fiscalización y dudoso resultado. Los HC pueden contribuir en este sentido, atendiendo tanto a la calidad en la depuración de los efluentes, como en los costos (construcción y mantenimiento) por parte de pequeñas y medianas empresas de producción intensiva, atendiendo focos de contaminación puntuales.

3.2. Experiencias en Uruguay

En nuestro país la aplicación de estos sistemas de depuración aún se encuentra en una fase de desarrollo. Para validar esta tecnología se hace necesaria la investigación y los ensayos a escala piloto, con el objeto de obtener información básica para desarrollar diseños y aspectos prácticos de manejo, fundamentales para lograr que estos sistemas puedan funcionar de forma eficiente reduciendo los requisitos de área y/o aumentar la carga orgánica a tratar.

Sistemas de tratamiento de efluentes mediante humedales (naturales y artificiales) se han experimentado a nivel doméstico y en algunas empresas (salas de ordeño, frigoríficos, etc.), aunque no se conocen estudios de resultados. Según un relevamiento de HC para el

tratamiento de efluentes domésticos realizado por la Dirección Nacional de Aguas, dependiente del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, éstos en su inmensa mayoría no vertían efluente alguno, presentaban problemas de diseño y construcción e incluso no cumplían con normas básicas de instalaciones sanitarias (algunos de ellos ocupan espacios públicos, lo que evidencia lo improvisado de la construcción) (Quintans, comunicación personal). Esta situación evidencia la carencia del empleo de criterios metodológicos validados en su diseño, así como del control de las construcciones por parte de técnicos calificados (muchas veces dejado en manos de personas interesadas pero no capacitadas ni supervisadas). Al no existir un seguimiento de estos sistemas de depuración, no se puede evaluar su desempeño, dificultándose la posibilidad de avanzar en el conocimiento para instrumentar metodologías de diseño y construcción fiables y adaptada a las condiciones geográficas y de uso de nuestro país.

Durante el año 2010 se realizaron experiencias de tratamiento de efluentes industriales en frigorífico de pescado (Pedragoza *et al.* 2010, Piñeyro 2011), que relacionó el porcentaje de depuración de materia orgánica y nutrientes con distintos TRH. Se utilizaron HFSS (Fig. 3) construidos a escala. Parte de la infraestructura se instaló y puso en funcionamiento en el mes de setiembre del año 2010, realizándose trabajos de investigación (Piñeyro 2011 y Pedragoza *et al.* 2010). Dichos experimentos fueron realizados durante 3 meses, en la primavera, con un TRH de 30 h y 8 h. Si bien en ellos se pudo observar una significativa remoción de MO y remoción de nutrientes, no fue suficiente para dar cumplimiento a los parámetros legales exigidos para el vertido de efluentes a cursos de agua (Decreto 253/79); en particular en lo referido a la concentración de nutrientes (Piñeyro *et al.*, en preparación).

Para la realización de este proyecto se ajustó el modelo experimental según estudios de Kadlec y Wallace 2009, para así lograr una mejor remoción. Para el mencionado ajuste se trabajó con la DBO₅:

DBO₅ influente= 107 mg O₂ l⁻¹ (promedio anual proporcionado por la empresa).

DBO₅ efluente= 60 mg O₂ l⁻¹ (máximo permitido, Decreto 253/79).

A partir de ello se evaluó la eficiencia de un humedal artificial de flujo sub superficial (HFSS) como post-tratamiento del sistema actualmente en uso en el frigorífico de pescado de referencia, a partir de datos tomados experimentalmente, generados en mesocosmos *in situ*.

4. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

4.1 Hipótesis

- El sistema experimental tiene una remoción significativa de la DBO₅, DQO y la materia orgánica suspendida (MOS).
- El sistema experimental tiene una remoción significativa de nutrientes (N y P).
- A lo largo del año se producen fluctuaciones de temperatura que afectan la retención de MO y nutrientes, no obstante lo cual, el sistema mantiene adecuados niveles de depuración.

4.2 Objetivo general

Evaluar la eficiencia de un HFSS, en el tratamiento del efluente de una planta frigorífica de pescado a lo largo de un año.

4.3 Objetivos específicos

- Determinar la tasa y la proporción en la remoción de MO (DBO₅, DQO y MOS), comparando los resultados en las distintas estaciones del año.
- Determinar la tasa y la proporción de la remoción de los nutrientes N y P, comparando los resultados para las distintas épocas del año.
- Determinar, para el modelo experimental utilizado, la constante de velocidad de reacción intrínseca del sistema (en función de la remoción de DBO₅).
- Determinar cuánto N y P es asimilado por las macrófitas pertenecientes al modelo experimental, en relación a plantas de la misma especie no afectadas por el efluente de la Planta frigorífica.
- Determinar la conveniencia de realizar podas a las macrófitas

5. MATERIALES Y METODOS

5.1 Área de estudio

La experiencia se desarrolló en una planta frigorífica ubicada en el Departamento de Canelones (34°46'07,00"S y 56°01'55,31"W) (Fig. 2) sobre el arroyo Toledo (cuenca del arroyo Carrasco), que conforma el límite oriental del departamento de Montevideo con el de Canelones. Este arroyo tiene una longitud de 28 Km y una cuenca de 94 Km². El informe ambiental 2003, de la Intendencia Municipal de Montevideo clasifica el área de estudio como sub urbana y el agua en la zona como aguas brutas (aptas para la pesca) sin llegar al nivel de aguas deterioradas. El Gobierno Nacional en conjunto con las Intendencias Departamentales de Montevideo y Canelones, para el logro de los objetivos de desarrollo del milenio de las Naciones Unidas crearon en el año 2005 el "Plan estratégico de gestión integrada para la cuenca del arroyo Carrasco". En su informe del año 2007 clasifica las aguas como "Clase 3, aguas destinadas para la preservación de los peces en general y otros integrantes de la flora y fauna..." de acuerdo al Decreto 253/79. Allí se indica que para el Arroyo Toledo, los niveles de los distintos parámetros de contaminación reglamentados por el citado Decreto

presentan valores aceptables no muestran evidencia alguna actividad que en particular se encuentre afectando la calidad del agua.

El frigorífico, dedicado al procesamiento de corvinas (enteras) tiene una producción de 8.280 T año⁻¹, tiburón (postas) 430 T año⁻¹ y raya 49 T año⁻¹. Si bien en Uruguay, considerando el periodo 2004/2011, la pesca de corvina aunque fluctuando, se ha mantenido en similares guarismos (MGAP 2012), la producción del frigorífico se ha mantenido creciendo permanentemente en el citado periodo. La organización del trabajo determina una actividad discontinua a lo largo del año. La industria tiene variaciones de producción estacional, su insumo depende de la pesca en alta mar, y deben considerarse las cuotas de pesca asignadas a cada país (topes), por convenios de explotación en aguas de uso común con la República Argentina. El ciclo de vida de los peces a procesar influye ya que, en la época cálida, las corvinas llegan a las costas a desovar, y se declara la veda de pesca. Eso determina un mayor esfuerzo de captura en la época fría, cuando los peces alcanzan su mayor biomasa, pretendiendo las empresas asegurar su cuota de captura con mercadería bien apreciada en los mercados. Generalmente esto no se puede lograr, al depender de múltiples variables (clima, rotura de barcos, etc.) por lo que también se realiza la pesca en época templada (con menores resultados productivos).

Las variaciones en la producción del frigorífico, cuyos efluentes fueron tratados con el modelo experimental (Fig. 2). Los picos de producción se produjeron en los meses de junio, julio y agosto, y el mínimo en enero.

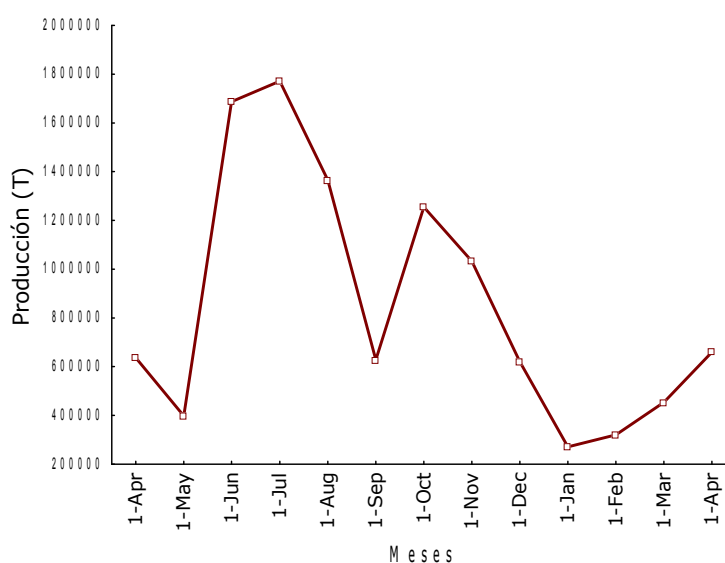


Figura 2. Producción de la planta frigorífica, a lo largo de los meses del año durante el cual se efectuaron los muestreos. Datos proporcionados por la Administración de la planta frigorífica.

Para esta actividad se extrae agua del arroyo Toledo (247 m³ día⁻¹), la cual es potabilizada, y luego de ser utilizada en el proceso, tras tratamiento, es vertida nuevamente al arroyo. Este tratamiento consiste en la retención de sólidos (graseras), oxigenación (el agua vertida a una

laguna es agitada mecánicamente), pasaje por laguna anaerobia y finalmente pasaje por laguna facultativa.

Este sistema de depuración ha superado la capacidad para la cual fue construido, merced al importante crecimiento en la producción del frigorífico, observándose que algunos parámetros superan la normativa vigente (Decreto 253/79).

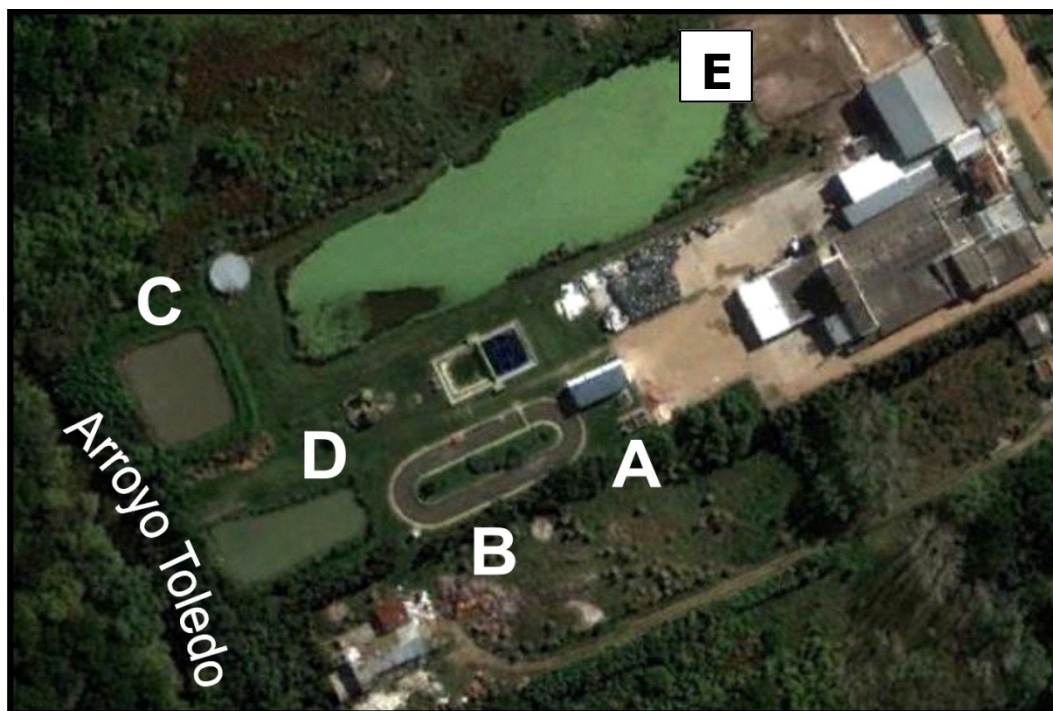


Figura 2. Ubicación de la planta frigorífica, en el Departamento de Canelones (Uruguay) en donde se realizó la experiencia (Imagen tomada de Google Earth y modificada). A- graseras, B- laguna de aireación, C- laguna anaeróbica y D- laguna facultativa. E- Se señala sector de muestreo de macrófitas, en márgenes de pileta de acopio de agua para potabilización.

5.2 Unidades experimentales

Para el ajuste del modelo experimental con el que previamente se venía trabajando, se considero el modelo propuesto por Kadlec y Wallace 2009. Si bien para ello no contamos con un valor de la constante de velocidad de reacción intrínseca (K_a), se trabajó con el intervalo propuesto por Kadlec y Knight (1996). Estos valores ($0,085 \text{ m día}^{-1}$ y 1 m día^{-1}) aplicados con un TRH de 120 h no presentan diferencias a considerar en el resultado de remoción final. En función de este resultado se amplió (cuadruplicó) la estructura pre existente para permitir este mayor TRH (Fig. 5).

El experimento se realizó con 3 réplicas del modelo (Fig. 5. D, en verde). Cada modelo consta de 4 recipientes

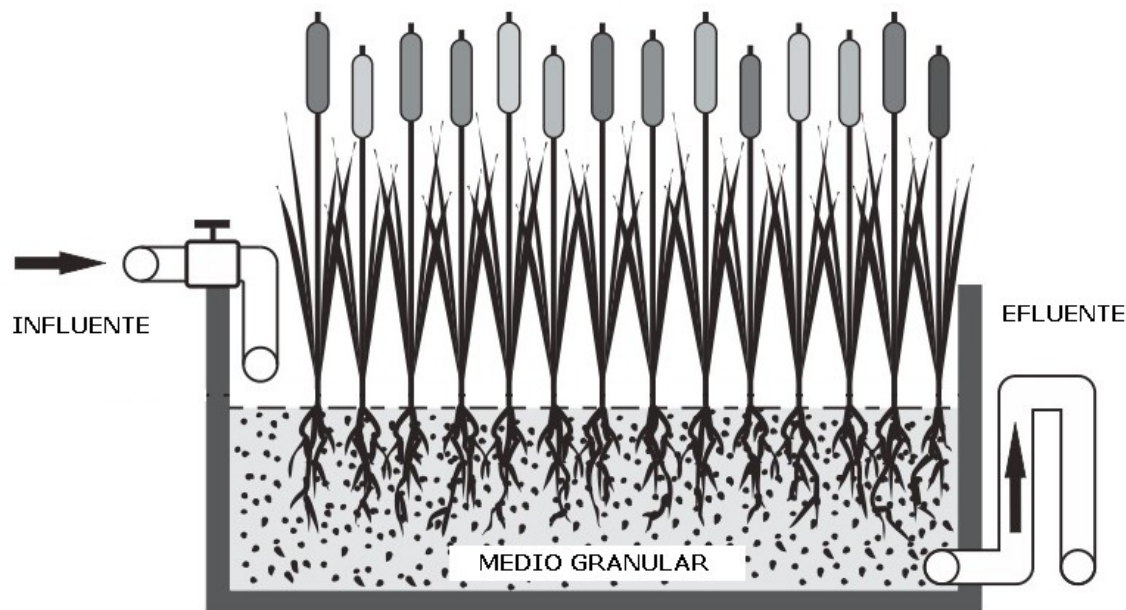


Figura 3. Esquema de un humedal sub superficial. En este tipo de humedales, la circulación del agua es subterránea, a través de un medio granular y en contacto con los rizomas y raíces de las macrófitas.

plásticos de 1.13 m de largo, 0.93 m de ancho y 0.70 m de profundidad que fueron rellenos, hasta 0,30 m, con pedregullo (piedras de 2 cm de diámetro aproximadamente). El relleno utilizado tiene una porosidad de 0,6. De tal forma, el volumen efectivo que ocupa el agua en cada recipiente es de 0,19 m³.

Mediante electro bomba se toma agua de la laguna facultativa, que es la última instancia del tratamiento actualmente existente en el frigorífico. El agua tomada es vertida en dos tanques de 2 m³ cada uno (depósito, Fig. 5. F). Estos depósitos cuentan con extracción de agua por el fondo, que es cóncavo, a efectos de evitar la acumulación de sólidos. Su instalación obedece a evitar variaciones que a lo largo del tiempo de muestreo (5 días) se producen en la concentración de contaminantes en las lagunas de tratamiento. A partir de ellos, y cerrando la alimentación desde la laguna facultativa, previo pasaje por caudalímetros, se alimenta a cada una de las réplicas de los humedales artificiales. El TRH requerido se obtiene a través de temporizadores que activan y desactivan la electro bomba (cada 40 min. permanece encendida 60 s, con presión de agua conocida), logrando una alimentación de agua al sistema (influyente) por pulsos.

Durante el periodo entre muestreos (19 días) el modelo se alimenta directamente desde la laguna facultativa, con la misma frecuencia de pulsos.

El sistema se encuentra conectado mediante caños de 50 mm de diámetro, dentro de los cuales circula el agua.

El agua realiza entonces, por gravedad, un recorrido horizontal dentro del humedal, en el tiempo determinado, antes de su evacuación,

también por gravedad. El agua que egresa del sistema (efluente) se acumula en tanque de 1m³, que una vez lleno evacua su contenido previo pasaje por otro caudalímetro.

A lo expuesto se agrega un pluviómetro (Fig. 5).



Figura 4. Modelo experimental luego de la poda de las macrófitas.

Las macrófitas utilizadas fueron de la especie *Typha dominguensis* y se plantaron de rizoma, a mediados del mes de setiembre. Estas plantas son abundantes en el área de estudio, lo cual demuestra su aclimatación a las condiciones locales y son particularmente eficaces en el tratamiento de aguas (Shutes 2001, Sohsalam *et al.* 2006).

A finales de abril se procedió a la poda y retiro de biomasa quitada a las macrófitas del modelo (Fig. 4), ya que el aporte de MO autóctona como consecuencia de la senescencia de las plantas puede resultar significativo para el sistema (Álvarez & Bécares 2006, Piñeyro 2011) al igual que el N y P.

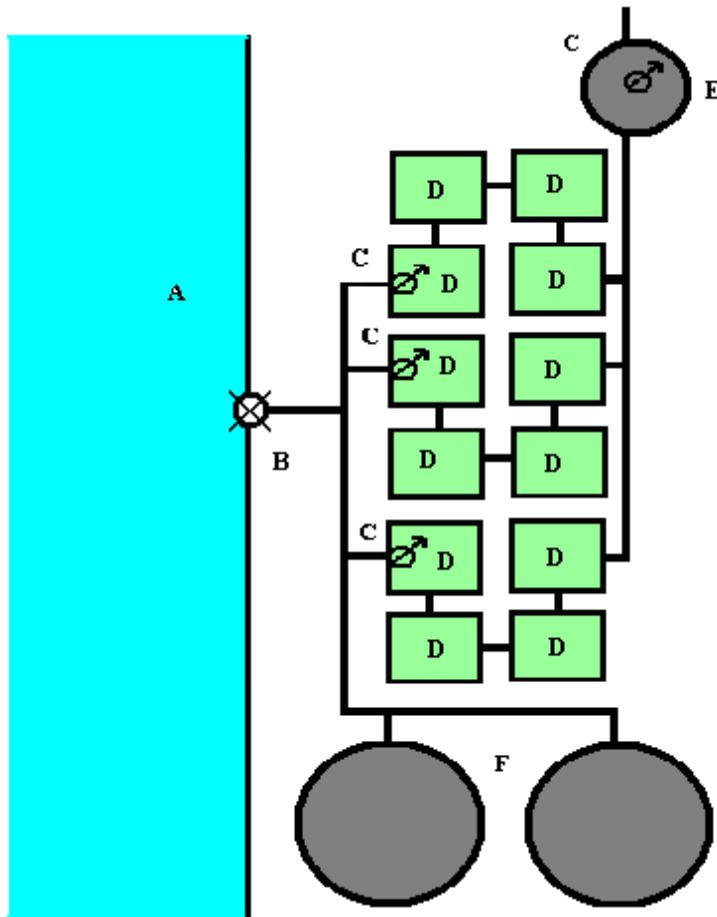


Figura 5. Esquema que representa la circulación del agua por los humedales: laguna facultativa (A), electro bomba (B), caudalímetros (C), humedales piloto (D), tanque de depósito de influente (E) y tanques de depósito de efluente de la laguna de tratamiento (F).

5.3 Diseño de muestreo y análisis

5.3.1 Agua

Los muestreos se realizaron en el periodo transcurrido entre el día 23.04.2012 y el día 15.04.2013.

Se tomaron *in situ* medidas de temperatura y O_2 disuelto (OD) con sensor Horiba D-25; pH con sensor Waterproof Testr 20; y conductividad con sensor Waterproof ECTestr 11+.

Las muestras de agua se extrajeron de la salida de cada una de las 3 réplicas del modelo experimental, en 2 recipientes plásticos de 1 l cada uno, para cada muestra. Estos recipientes se mantuvieron en conservadora con hielo hasta su llegada al laboratorio de destino. Los procesos para la determinación de la DBO_5 y demanda química de O_2 (DQO) según métodos detallados en APHA (2005), se comenzaron en el mismo día, en laboratorio particular.

En el laboratorio de la Sección Limnología de la Facultad de Ciencias se realizó, en el mismo día del muestreo, el filtrado de 130 ml (aproximadamente) del agua. Se determinó los SST y la MOS por diferencia de peso tras el secado e ignición de un filtro GF/F utilizado en el filtrado de

las muestras. Para ello se utilizó mufla Lindberg/Blue M y balanza Radwag AS 110/C/2, 0,1 mg, según método de Arocena & Conde (1999). El remanente de las muestras de agua se conservó en freezer para, una vez juntados 3 muestreos, su procesamiento en la determinación de nutrientes.

Las fracciones de N inorgánico se calcularon según los siguientes métodos: NH_4^+ azul de idofenol; NO_3^- salicilato de sodio y el PRS azul de molibdeno. El N total (Nt) y fósforo total (Pt) fueron analizados según el método de Valderrama (1981). El potasio se analizó método de absorción atómica (APHA 2005).

Al agua almacenada en los tanques de alimentación durante los 5 días de muestreo, se le realizó el mismo procedimiento analítico durante los 3 primeros muestreos consecutivos. Comparando muestras extraídas el primer día (llenado de tanques) y el último día. Al no observarse variaciones significativas entre los valores de MO, SST y nutrientes, se dejó de hacer.

5.3.2 Macrófitas

Se realizaron 11 muestreos, comenzando a partir del mes de octubre del año 2012, en los mismos días en los que se muestreó el influente a los humedales. Para ello se colocó una malla de hierro de 0,1 m x 0,1 m de lado en el 4to. y último recipiente que componía cada réplica (Fig. 6). En todos los muestreos de cada réplica se cortó la biomasa área de las macrófitas que ocupaban un cuadrado de la malla (1 dm^2), seleccionado aleatoriamente.

Como control se tomaron 3 réplicas, utilizando la misma metodología y en los mismos días, en sector distante 175 m (aproximadamente) de la ubicación del modelo experimental (Fig. 2. E), de ejemplares de *T. dominguensis* que no se encontraban en contacto con el efluente de la planta frigorífica.

A todas las muestras se las pesó en el sitio (peso fresco) para lo cual se utilizó balanza Ohaus Dial-O-Gram (2610 x 0,1 g), se embolsó y trasladó al laboratorio en conservadora con hielo. En el laboratorio, el mismo día, se las puso a secar durante 3 días a 75°C y se tomó el peso seco utilizando la misma balanza. Posteriormente se trituraron las muestras por separado, se tomó 1 g de cada una y se las quemó a 500°C durante 4 h, utilizando para ello la mufla (Lindberg/Blue M). Con las cenizas obtenidas, mediante diferencias de peso, se obtuvo el porcentaje de MO.

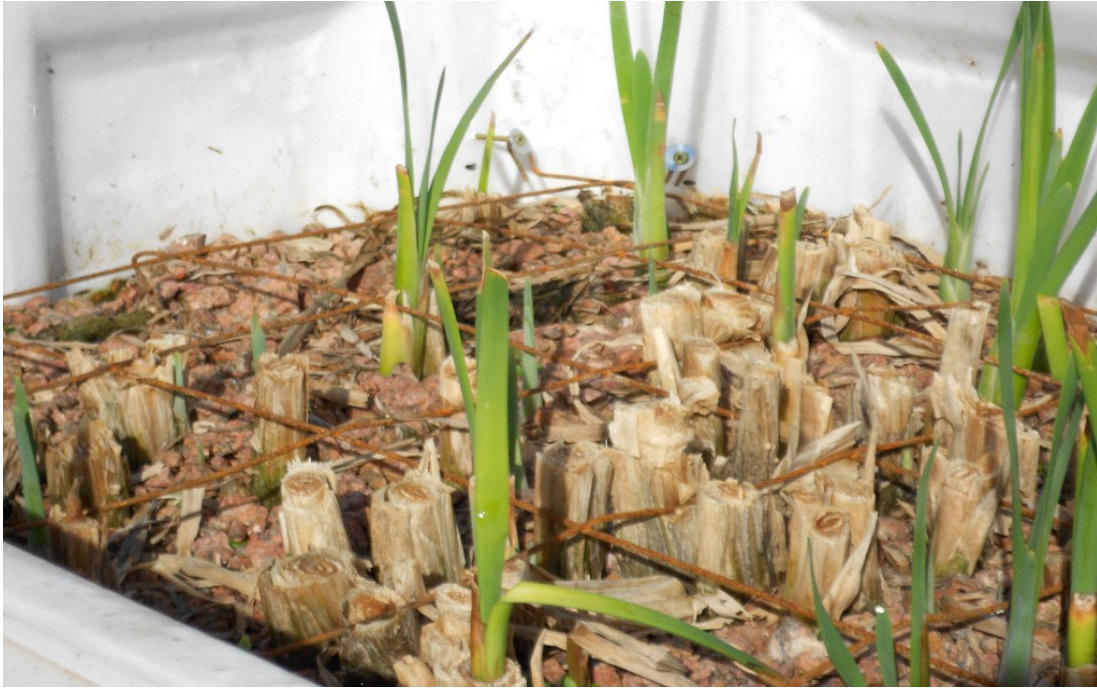


Figura 6. Malla construida con alambres que definen cuadrados de 0,1 m de lado, colocada a nivel superficial de la última etapa de cada réplica del humedal.

El N orgánico se obtuvo mediante el método Kjeldahl (Arocena y Conde 1999), para lo cual se utilizó digestor Velp científica DK y destilador Velp científica UDK 130. El P orgánico se obtuvo mediante la digestión a alta temperatura y medio ácido (Arocena y Conde 1999), para lo cual se hizo uso de balanza y mufla ya referenciadas.

5.4 Análisis estadístico

Para el análisis de los datos se trabajó numéricamente con la carga por unidad de área de contaminantes considerados según la ecuación 1:

$$\text{Carga}(\text{gm}^{-2}\text{día}^{-1}) = \text{concentración}(\text{g l}^{-1}) * \text{caudal}(\text{l día}^{-1}) / (\text{volumen}(\text{m}^3) * 1.000)$$

La concentración es la obtenida en los análisis realizados para cada contaminante considerado, el caudal medido en el modelo experimental y el volumen como suma de los volúmenes efectivamente ocupado por el agua en cada una de las cuatro tarrinas que componen cada réplica del modelo experimental.

Mediante el uso del programa estadístico Past 2.17 se realizó:

- Test de Wilcoxon para determinar diferencias significativas de serie de datos temporales.
- Matriz de correlación de Pearson. Para la confección de las matrices se hizo uso de los promedio de los muestreos de las réplicas.
- Se aplicaron análisis de varianza para detectar diferencias significativas entre los resultados de remoción obtenida, para cada uno de los contaminantes considerados durante tres estaciones, que en función de la temperatura ambiente se consideraron.

- Previamente se chequeó la normalidad de la distribución de los datos mediante test de normalidad de Shapiro-Wilk, y la homogeneidad de varianza mediante el test de Levene.

La hipótesis nula se rechazó para valores de $\alpha \leq 0,05$.

6. RESULTADOS

6.1 Temperatura, evaporación y precipitación

Durante el lapso de tiempo en el cual se llevó adelante la experiencia, la variación de temperatura media del aire, considerada mes a mes (Fig. 7), no tuvo diferencias significativas (test de Wilcoxon: $W=42$ y $p= 0,8139$) con el promedio de temperaturas que para el periodo 1980-2009 ha relevado el Instituto de Investigaciones Agropecuaria en sus publicaciones on-line (INIA, GRAS-Clima).

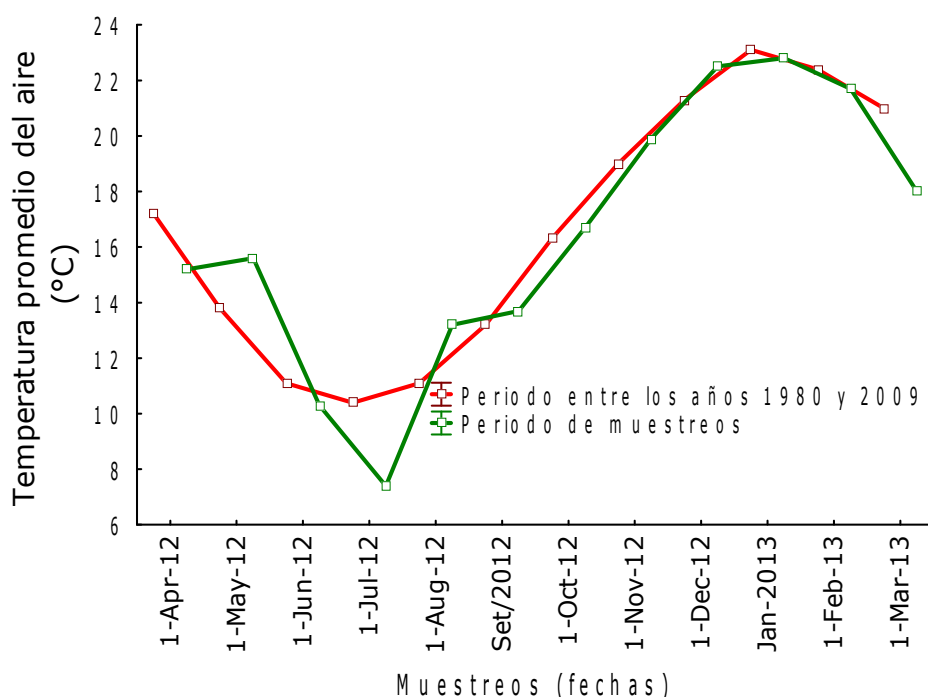


Figura 7. Variación de la temperatura promedio diaria del aire, considerada mes a mes, en el periodo 1980-2009 (INIA, GRAS-Clima) y durante el periodo de muestreo (1 año).

A efectos de la consideración de las variaciones de temperatura del aire, que en los distintos periodos de 5 días de muestreo se sucedieron (INIA, GRAS-Clima) se agruparon los valores mediante histograma. El mismo se confeccionó con el promedio de temperatura que se sucedieron durante cada muestreo. Se crearon 3 grupos (entre 5 y 15 °C; 15 y 20 °C; 20 y 25 °C), considerando 3 estaciones: a) estación fría, b) estación templada y c) estación cálida (figura 8.a). Las variaciones en la temperatura del agua (Fig. 8.b) presentan diferencias significativas (Wilcoxon: $W=122$ y $p=0,0312$) respecto al comportamiento de la temperatura del aire, observándose una importante diferencia entre ellas en el primer muestreo realizado (18 de abril de 2012).

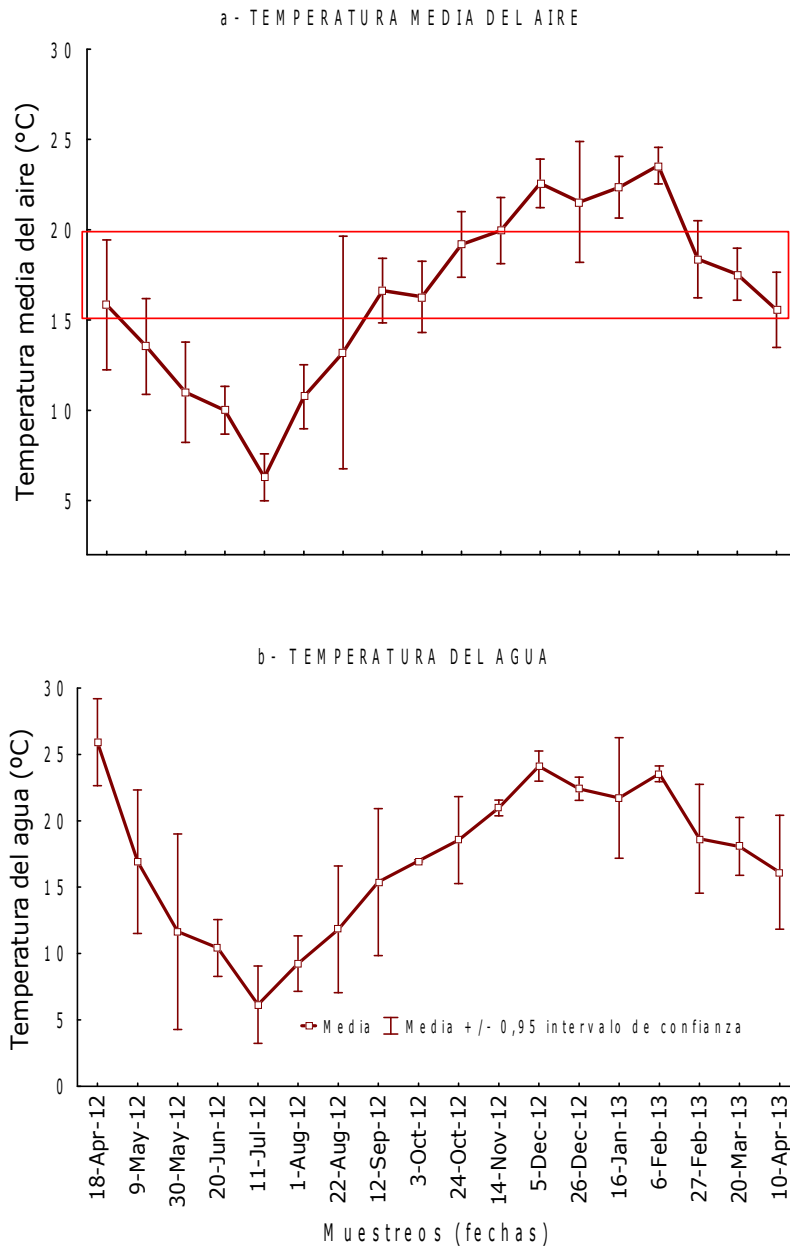


Figura 8. A. Variación de la temperatura del aire, durante los distintos muestreos, a lo largo del año. Se presenta el desvío estándar de los valores correspondientes a los 5 días que se sucedieron durante cada muestreo. Se señala con rectángulo el corte que agrupa las fechas de muestreos correspondientes a la estación templada. b) Variación de la temperatura del agua durante cada muestreo. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

Dichas temperaturas resultaron significativamente diferentes entre ellas (Tabla 3.a).

Tabla 3. Resultados de ANOVA: a. Aplicada a los valores de las temperaturas del aire, durante los distintos muestreos. b. Aplicada a los valores del agua, durante los distintos muestreos. Se considera estación fría, templada y cálida.

a

Temperatura promedio del aire			
	Fría	Templada	Cálida
Fría		p=0,0001	p=0,0002
Templada	F=9,418		p=0,0005
Cálida	F=14,99	F=5,57	

b

Temperatura promedio, entre réplicas, del agua			
	Fría	Templada	Cálida
Fría		p=0,0010	p=0,0002
Templada	F=6,555		p=0,0002
Cálida	F=14,98	F=8,428	

Las variaciones de la temperatura del agua en los distintos muestreos (Fig. 8.b) muestran un comportamiento similar al de la temperatura del aire, no observándose diferencias significativas. Sin embargo, en ocasión del primer muestreo (18 de abril de 2012), se obtuvo una marcada diferencia en los valores de temperatura obtenidos. Del mismo modo se consideraron las 3 estaciones (Tabla 3.b). Se observa mayores desvíos, respecto a los obtenidos en la temperatura del aire. Esto se debe a que los valores con los que se trabajó fueron obtenidos con una diferencia de 120 h entre ellos (temperatura del afluente en el primer día de muestreo y temperatura de efluente, en cada una de las tres réplicas, en el último día de muestreo).

La evaporación diaria (tanque A) y los vientos, que durante los distintos muestreos se produjo, se presentan en la Fig. 9.a y b. Durante los muestreos, el día en el cual la velocidad del viento resultó mayor fue el 17 de setiembre, con 387 Km 24 h⁻¹. No se observan diferencias significativas al comparar los vientos que en las estaciones anteriormente definidas se produjeron.

Las lluvias registradas durante los días en los cuales se realizaron muestreos se presentan en la Tabla 4.

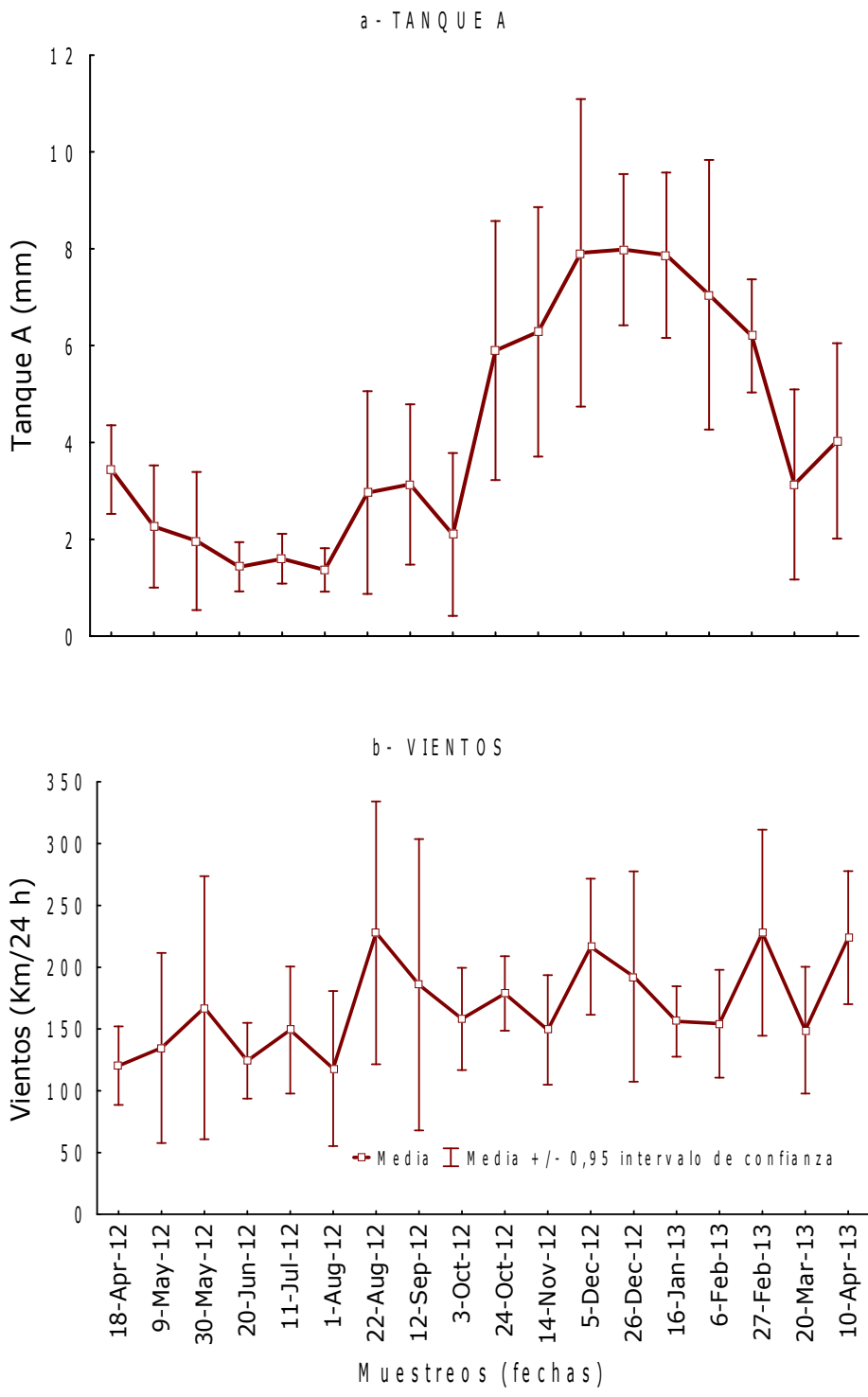


Figura 9. a. Evaporación diaria (tanque A), considerada para cada uno de los días durante los cuales se desarrollaron los distintos muestreos. b. Velocidad media del aire, durante cada uno de los días que comprendieron los distintos muestreos. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo. Figura elaborada a partir de información obtenida en INIA, GRAS-Clima.

Tabla 4. Valores obtenidos de pluviómetro ubicado en modelo experimental, considerados en su conjunto los días correspondientes a cada muestreo. Solo se indica el día de comienzo de cada muestreo.

Muestréos (fechas)	03-Oct-12	24-Oct-12	14-Nov-12	05-Dec-12	26-Dec-12
Lluvias (mm)	42	100	0	50	0
Muestréos (fechas)	16-Jan-13	06-Feb-13	27-Feb-13	20-Mar-13	10-Apr-13
Lluvias (mm)	0	50	40	30	25

Observación: durante los primeros 8 muestréos no se produjeron lluvias.

6.2 Calidad del agua

En la tabla 5 se presentan los valores de OD, pH y conductividad. No se observan diferencias significativas del OD en relación al valor de ingreso y el valor de egreso al modelo experimental. En cambio si se observan diferencias significativas en los valores de pH (Wilcoxon: $W=127$ y $p=0,0023$). No hay diferencias significativas respecto a los valores de conductividad.

Tabla 5. Valores promedio, máximo y mínimo del oxígeno disuelto, pH y conductividad que al ingreso y al egreso del modelo experimental se tomaron, durante los distintos muestréos.

	Oxígeno disuelto (mg l^{-1})			pH			Conductividad (mS cm^{-1})		
	Prom.	Máximo	Mínimo	Prom.	Máximo	Mínimo	Prom.	Máximo	Mínimo
Afluente	2,29	6,45	0,2	7,78	8,3	6,82	2,13	2,46	1,525
Efluente	1,44	3,74	0,2	7,11	7,78	6,5	1,68	2,51	0,69

En la Fig. 10 se presentan las variaciones del OD, para cada fecha de muestreo, tanto en el modelo experimental (humedales) como en la laguna de oxidación. Respecto al primer caso, en los muestréos con baja temperatura, el OD se mantiene alto, y en los otros meses alcanza sus valores más bajos. Si bien en líneas generales, el OD en la laguna de oxidación responde del mismo modo, se observan 3 importantes máximos relativos (muestréos realizados el 30 de mayo, 30 de octubre y 27 de febrero). El comportamiento del OD en los humedales es más regular.

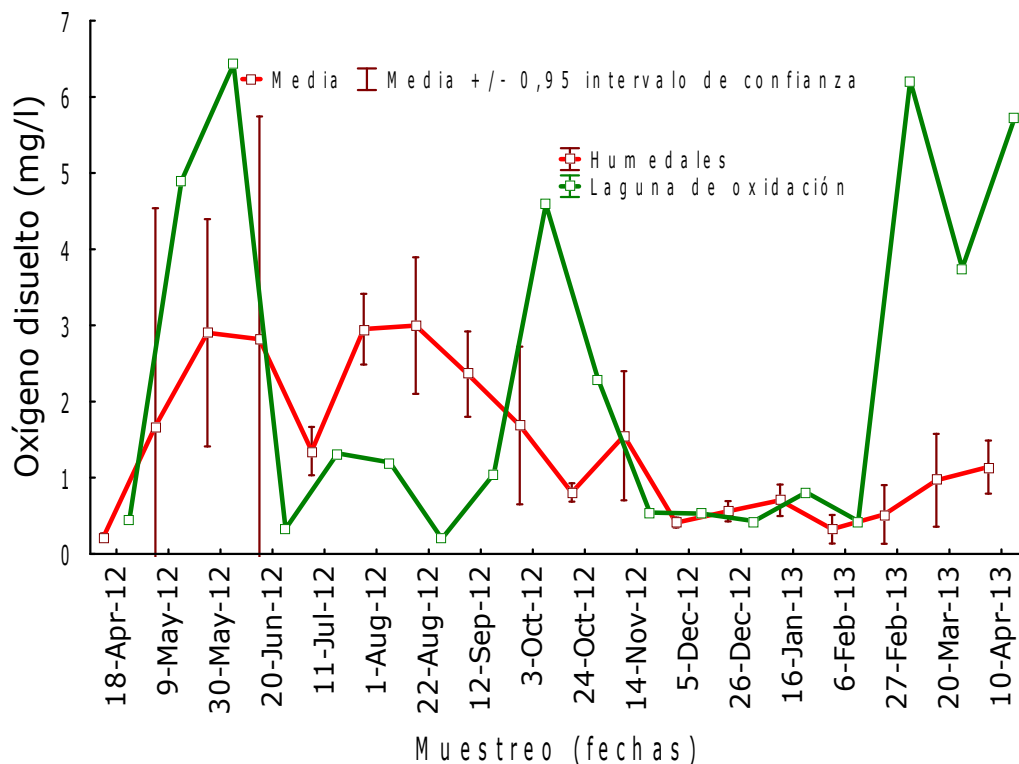


Figura 10. Oxígeno disuelto en relación a los distintos muestreos realizados. Como humedales se designa el modelo experimental. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

6.3 Materia orgánica

La carga de ingreso de los SST y la MO al modelo experimental, sufrió variaciones a lo largo del año de muestreo. En la Fig. 11.a se presenta los valores obtenidos para los SST, presentando diferencias significativas las muestras tomadas en temporada fría respecto a la temporada cálida (Wilcoxon, $W = 144$, $p = 0,0108$), el ANOVA realizado para el conjunto de valores, correspondientes a las 3 épocas consideradas no arroja diferencias significativas. Los valores de porcentaje de MOS en los SST (figura 11 b), de la época fría presentan diferencias significativas con los valores de la época cálida (ANOVA, Tabla 6. a).

Tabla 6. Resultados de ANOVA realizado a los valores correspondientes a las distintas épocas que durante el año de muestreos se determinaron para: a) Materia orgánica suspendida. Los valores de la época cálida son significativamente diferentes a los valores de la época fría. b) Demanda química de oxígeno. Se presentan diferencias significativas entre los valores de la época cálida respecto a las templada y cálida.

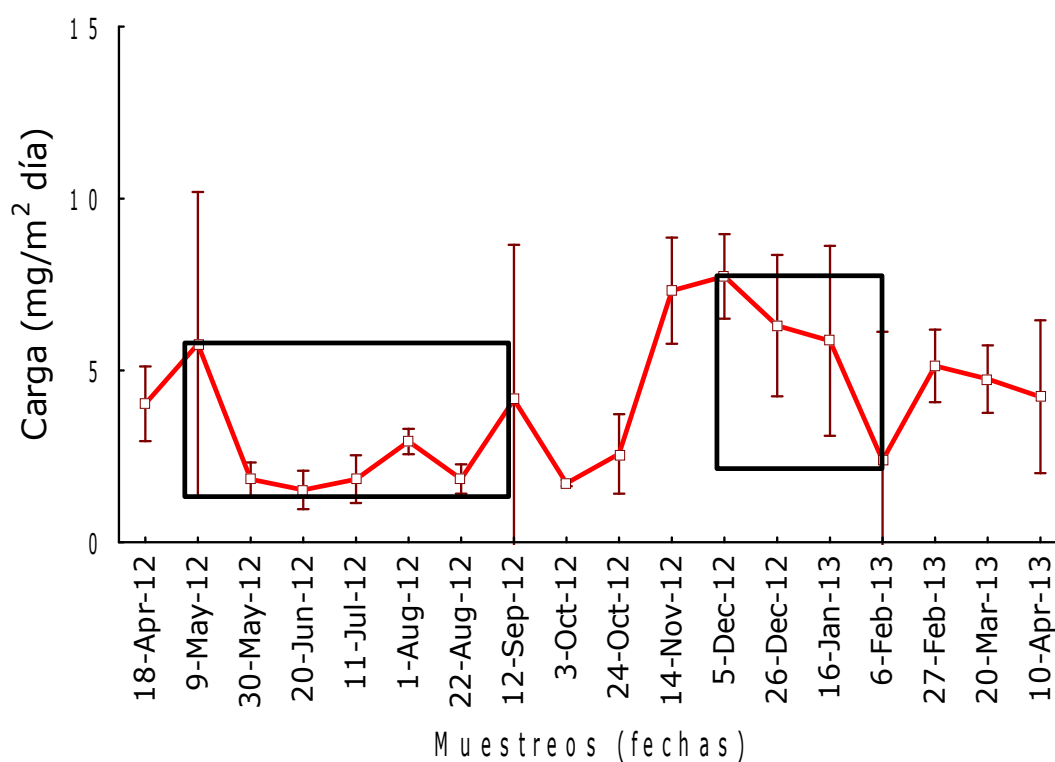
a- Materia orgánica suspendida

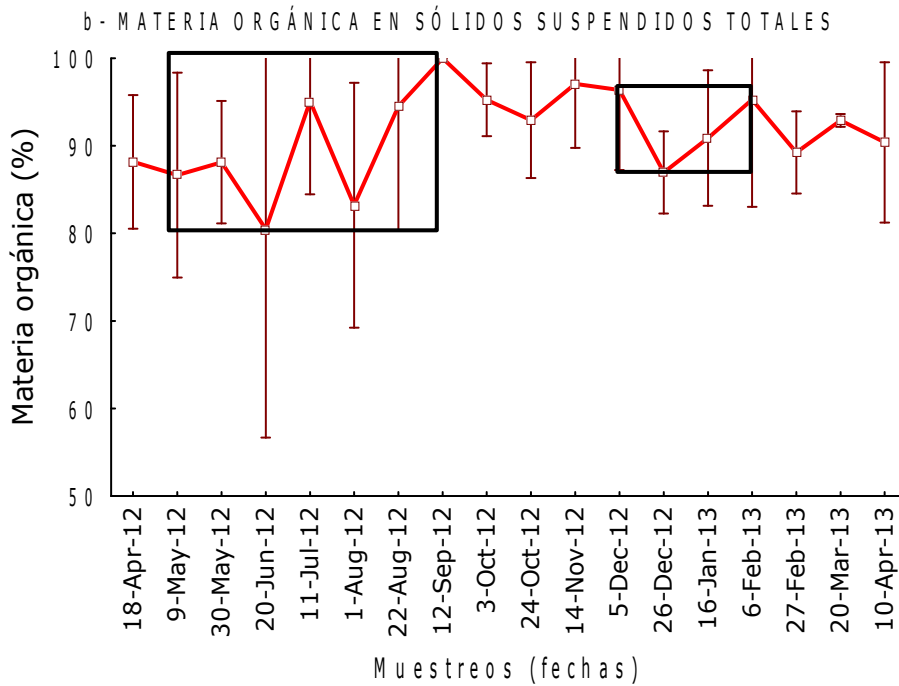
	Fría	Templada	Cálida
Fría		0,8555	0,0456
Templada	0,7567		0,1217
Cálida	3,739	2,982	

b- Demanda química de oxígeno

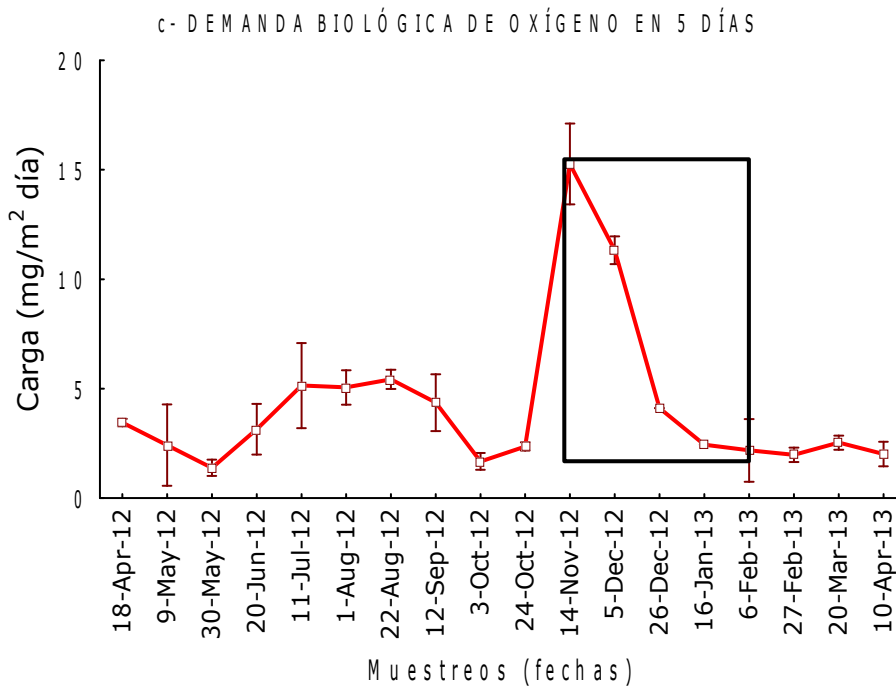
	Fría	Templada	Cálida
Fría		0,9824	0,0123
Templada	0,2545		0,0094
Cálida	4,093	4,347	

a - SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES





Se observa una correlación positiva entre la temperatura del agua y la carga de SST y MOS, matriz de correlación de Pearsons: $r=0,5432$ y $p=0,020$; $r=0,5364$ y $p=0,22$, respectivamente, en anexo 1.



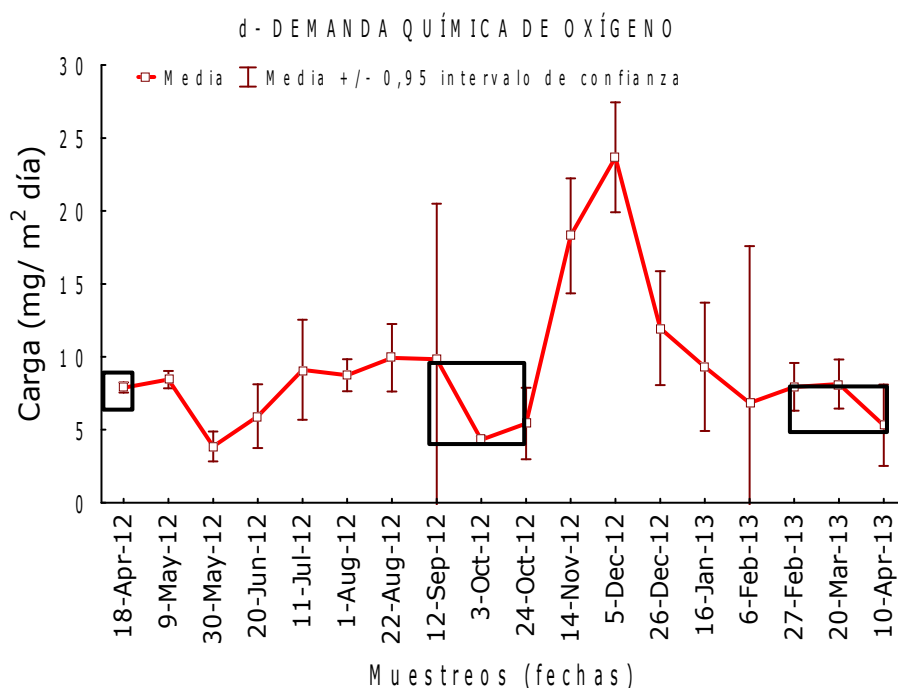


Figura 11. En función de los distintos muestreos realizados a lo largo de 1 año, se presentan las cargas de ingreso al modelo experimental de: a) Sólidos suspendidos totales, b) Materia orgánica suspendida, C) Demanda biológica de oxígeno en 5 días y d) Demanda química de oxígeno. Se señala con rectángulos los valores de los muestreos correspondientes a las estaciones consideradas, que presentan diferencias significativas. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

Se observa un importante aumento en la carga de los contaminantes que ingresan al modelo en el periodo octubre/diciembre.

La carga de DBO₅ que ingresa al modelo experimental (Fig. 11. c) presenta diferencias significativas al considerar los muestreos correspondientes a la época templada y la época cálida (Wilcoxon: $W=134$ y $p=0,0346$). El ANOVA realizado para el conjunto de valores, correspondientes a las distintas épocas no arrojó diferencias significativas. Respecto a la DQO (Fig. 11. d) se obtuvieron diferencias significativas de los valores correspondiente a la época cálida, respecto a las templada y fría (ANOVA, Tabla 6. b).

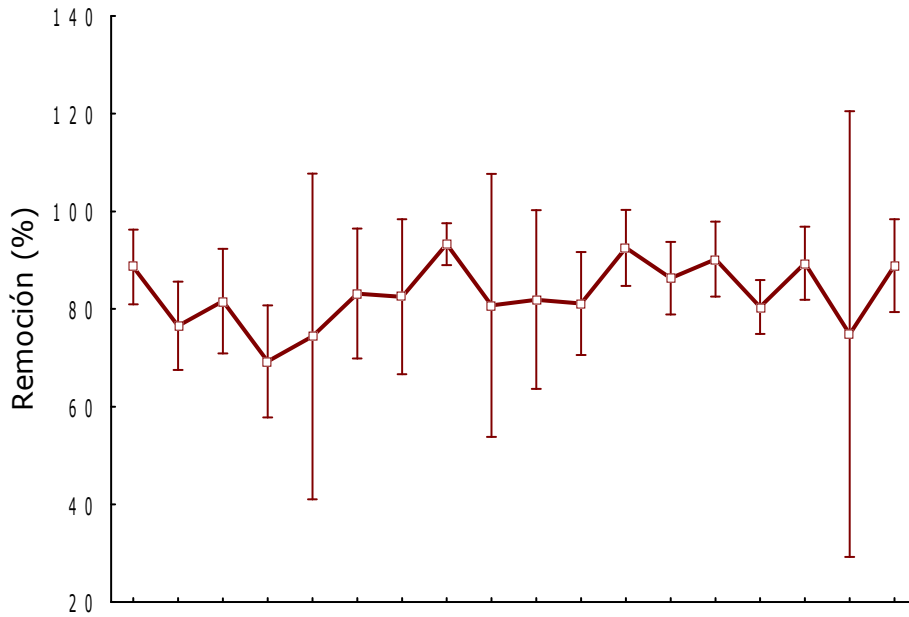
El modelo experimental tuvo una remoción significativa de la MO, no constatándose diferencias significativas, en el año de muestreo, en relación a la variación estacional de la temperatura ambiente.

Se observa una correlación positiva entre la temperatura del agua y la remoción de SST (matriz de correlación de Pearsons: $r=0,4703$ y $p=0,049$, en anexo 1), no identificándose correlación entre la remoción de la MOS y la temperatura.

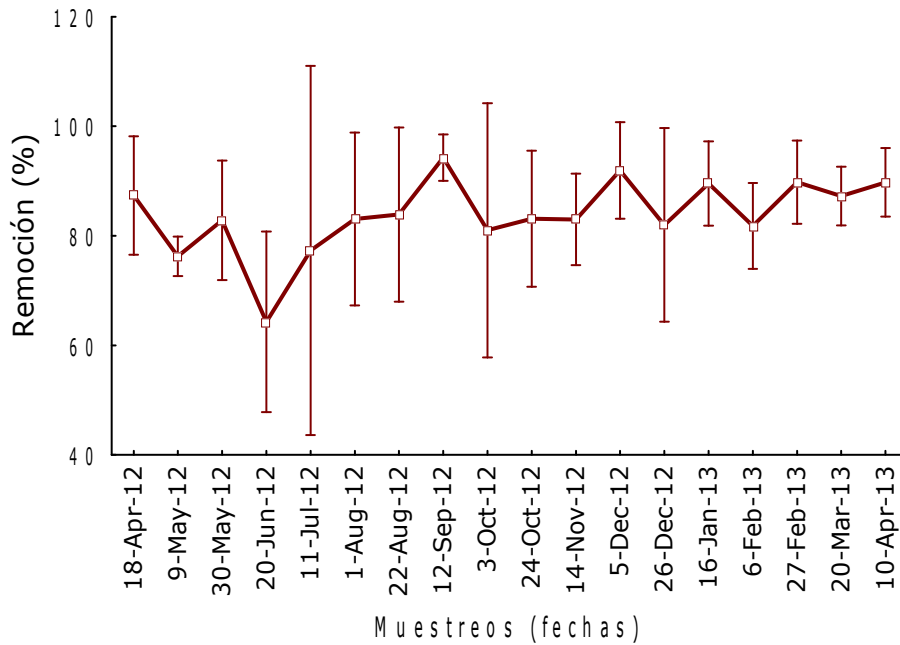
La remoción de SST y la MO (expresada como MOS, DBO₅ y DQO) durante todo el periodo de muestreo, resultó igualmente significativa para los cuatro parámetros (Wilcoxon: $W=171$ y $p=0,0002$), con un promedio de 83% para los SST y MOS, del 57% para la DBO₅ y 58% para la DQO. La remoción de los SST y la MOS (Fig. 12.a y b) tuvo poca variación a lo largo del periodo considerado. La remoción de los SST durante el periodo

de muestreo se mantuvo aproximadamente constante, variando entre valores de 69% y 93%. Lo mismo sucedió con la remoción de la MOS, que varió entre 64% y 94%.

a - SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES



b - MATERIA ORGÁNICA SUSPENDIDA



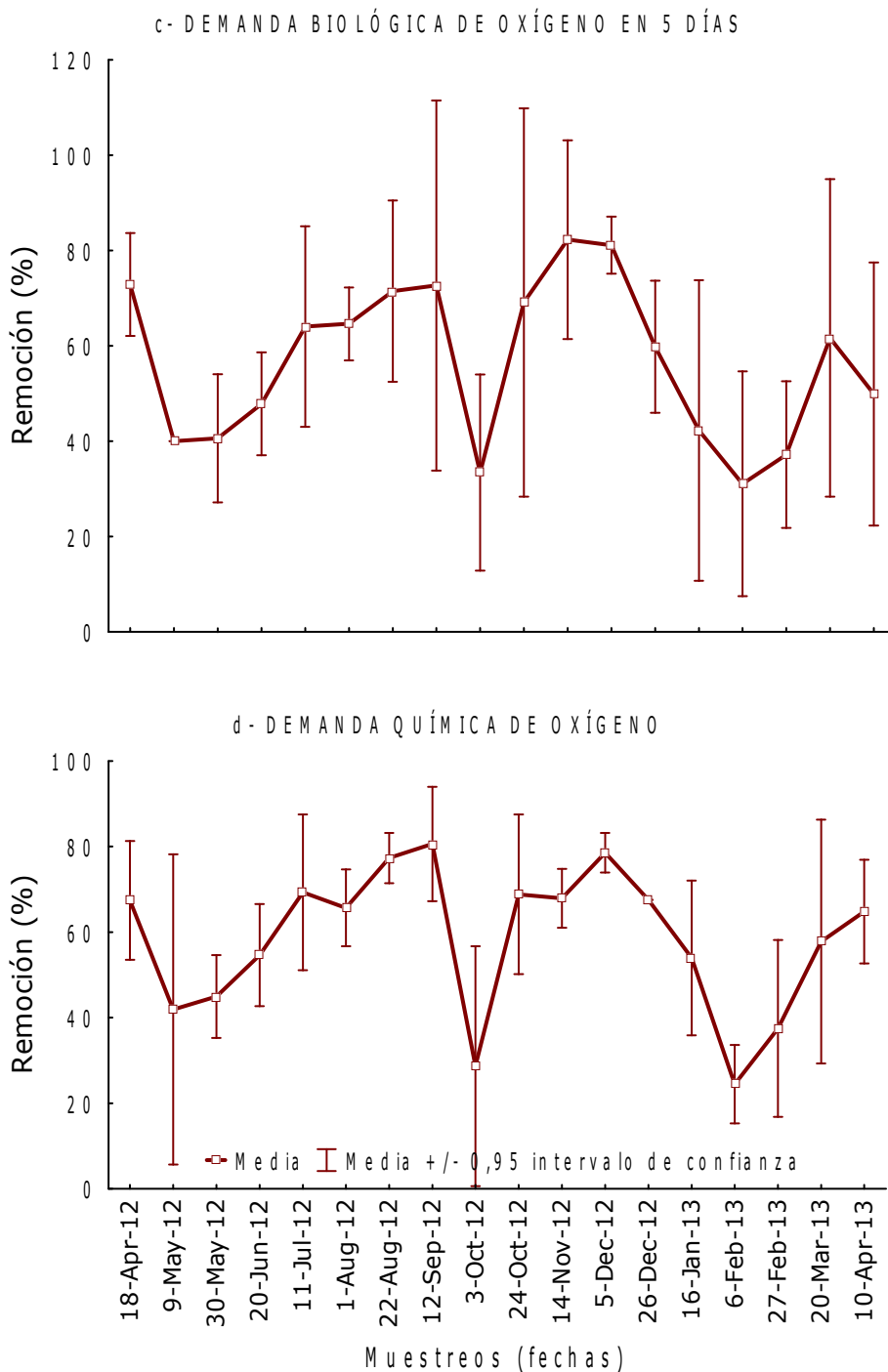


Figura 12. a) Porcentaje de remoción de los sólidos suspendidos totales, en el agua tratada por el modelo experimental, en los muestreos realizados a lo largo de 1 año. b) Porcentaje de remoción de la materia orgánica suspendida, por el agua tratada en el modelo experimental, en los muestreos realizados a lo largo de 1 año. c) Porcentaje de remoción de la demanda biológica de oxígeno en 5 días, por el agua tratada en el modelo experimental, en los muestreos realizados a lo largo de 1 año. d) Porcentaje de remoción de la demanda química de oxígeno, en el agua tratada por el modelo experimental, en los muestreos realizados a lo largo de 1 año. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

Respecto a la DBO_5 y DQO se observan 3 mínimos relativos (correspondientes a las fechas 09 de mayo y 03 de octubre de 2012, y 06 de febrero de 2013) en el porcentaje de remoción (Fig. 12.c y d). También se observa que a mayor concentración de la carga de los SST, MOS, DBO_5 y DQO, su porcentaje de remoción también es mayor (figura 13).

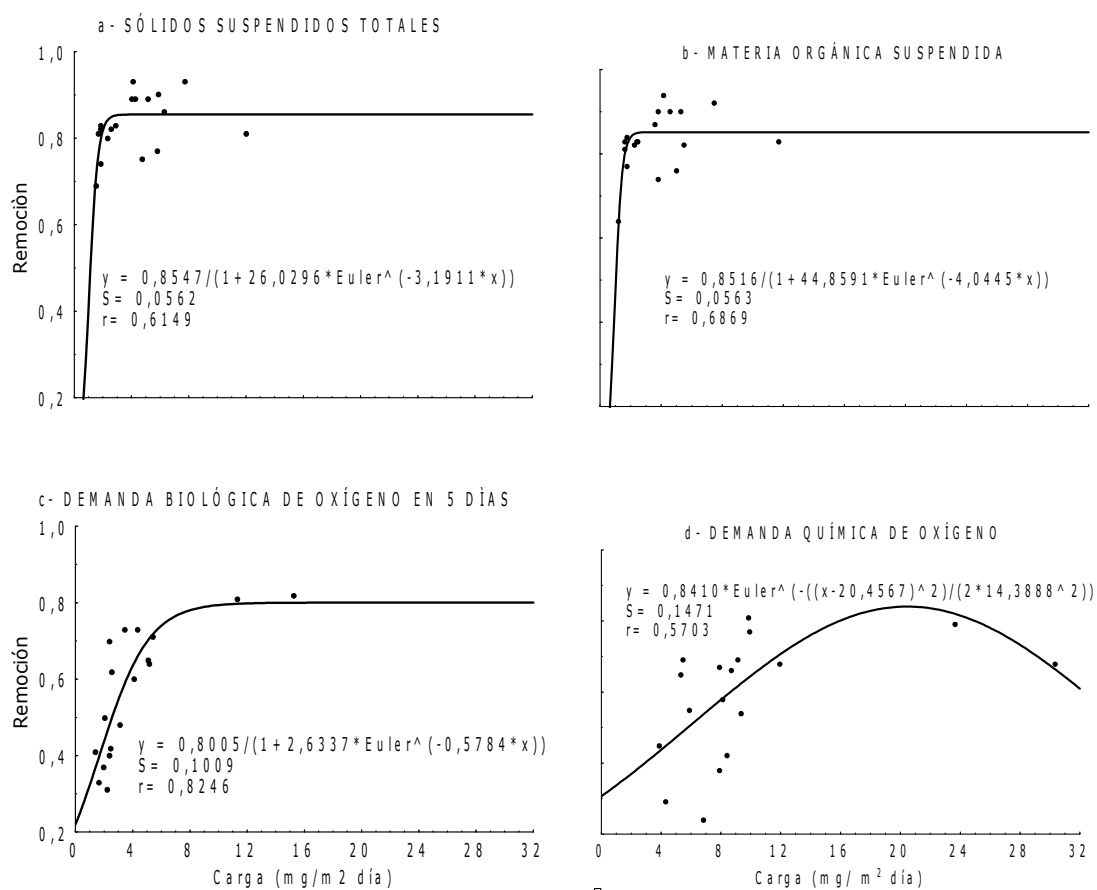


Figura 13. La relación entre la carga de ingreso del contaminante y su porcentaje de remoción, por efecto del pasaje del agua a través de cada una de las réplicas del modelo experimental, responde al modelo logístico en: a) Sólidos suspendidos totales, b) Materia orgánica suspendida y c) Demanda biológica de oxígeno en 5 días. Según las ecuaciones de remoción que se presentan. Para el caso de d) Demanda química de oxígeno, la ecuación de remoción es gaussiana. S es el error estándar y r=coeficiente de correlación.

La curva de remoción en función de la carga del contaminante responde al modelo logístico (remoción= $a / (1 + b * e^{(-c * \text{carga del contaminante})})$). La derivada de la función ($a * c * b * e^{-c * \text{carga del contaminante}} / (1 + b * e^{-c * \text{carga del contaminante}})^2$) resulta ser siempre positiva, teniendo límite 0 si la carga del contaminante tiende a infinito (mínima pendiente de la función), y llega al valor máximo de la pendiente de la función si la carga del contaminante tiende a 0.

La relación, entre la DQO y la DBO_5 , durante los distintos muestreos (Tabla 7) presenta un valor promedio de 2,59.

Tabla 7. Cargas de ingreso al modelo experimental de la demanda biológica de oxígeno en 5 días y demanda química de oxígeno, obtenidas durante los distintos muestreos. Se especifica la relación existente entre las mencionadas cargas.

Muestreos (fecha)	Carga DBO ₅ (gm ⁻² día ⁻¹)	Carga DQO (gm ⁻² día ⁻¹)	DQO/DBO ₅	Muestreos (fecha)	Carga DBO ₅ (gm ⁻² día ⁻¹)	Carga DQO (gm ⁻² día ⁻¹)	DQO/DBO ₅
23.04.12	3,46	7,89	2,28	29.10.12	2,36	5,44	2,31
14.05.12	2,42	8,45	3,49	19.11.12	15,26	30,36	1,99
04.06.12	1,39	3,86	2,78	10.12.12	11,33	23,69	2,09
25.06.12	3,15	5,93	1,88	31.12.12	4,12	11,97	2,91
16.07.12	5,14	9,12	1,77	21.01.13	2,44	9,32	3,82
06.08.12	5,06	8,74	1,73	11.02.13	2,18	6,84	3,14
27.08.12	5,43	9,94	1,83	04.03.13	1,99	7,94	3,99
17.09.12	4,37	9,84	2,25	25.03.13	2,54	8,14	3,2
08.10.12	1,68	4,33	2,58	15.04.13	2,02	5,31	2,63

No se encontraron diferencias significativas al comparar los valores de remoción de SST, MOS, DBO₅ y DQO durante las tres estaciones consideradas (Anova). Tampoco se encontró diferencias significativas al comparar las estaciones fría y cálida entre sí (Wilcoxon).

6.4 Constante de velocidad de reacción intrínseca

El diseño experimental refiere a un mecanismo (teórico) de depuración que, considerando los modelos propuestos por Kadlec y Knigh 1996, puede asimilarse a un pistón. Se produce una homogeneización del agua afluente en cada una de las 4 etapas que componen las réplicas del humedal construido.

El cálculo para la remoción de contaminantes, propuesto en dicho trabajo, se expresa como ecuación 2 (ec. 2):

$$(C_f - C^*) / (C_o - C^*) = e^{-K_a/q}; \text{ siendo:}$$

C* = Concentración residual de fondo

C_o = Concentración inicial

C_f = Concentración final

K_a = Constante de velocidad de reacción intrínseca

q = Tasa de carga hidráulica

De las variables que componen la ec. 2, desconocemos C* y K_a para nuestro caso particular. Sin embargo, podemos despejar un entorno de valores de K_a, en función de los valores que en esta experiencia obtuvimos. En particular, podemos utilizar la remoción de la DBO₅. El mínimo valor obtenido para esta variable, en el efluente del modelo experimental, fue 20 mg l⁻¹. Consideramos este valor como máximo de C* y 0 como mínimo; nos construimos un entorno (20 mg l⁻¹ y 0 mg l⁻¹).

Los valores de concentración de DBO₅ en el afluente y en el efluente y la tasa hidráulica de nuestro modelo los aplicamos en la ec. 1. Haciendo uso del método matemático de cortaduras testeamos,

sustituyendo en la fórmula los valores del entorno [$0,085 \text{ m día}^{-1}$ y 1 m día^{-1}] que Kadlec y Knigh 1996 proponen para K_a . Logramos así la siguiente aproximación al valor de C^* (conocido).

- Para $K_a=0,232 \text{ m día}^{-1}$ (Fig. 14.a): el promedio de los $C^*=19,98 \text{ mg l}^{-1}$, mediana= $25,31 \text{ mg l}^{-1}$, error estándar= $3,28$ y desvío estándar= $24,10$.
- Para $K_a=0,150 \text{ m día}^{-1}$ (Fig. 14.b): el promedio de los $C^*=0,02 \text{ mg l}^{-1}$, mediana= $12,90 \text{ mg l}^{-1}$, desvío estándar= $40,07$ y error estándar= $5,45$.

Con lo expuesto, estimamos el valor de la K_a , para las condiciones particulares de nuestro modelo experimental, en el entorno [$0,232 \text{ m día}^{-1}$ y $0,150 \text{ m día}^{-1}$].

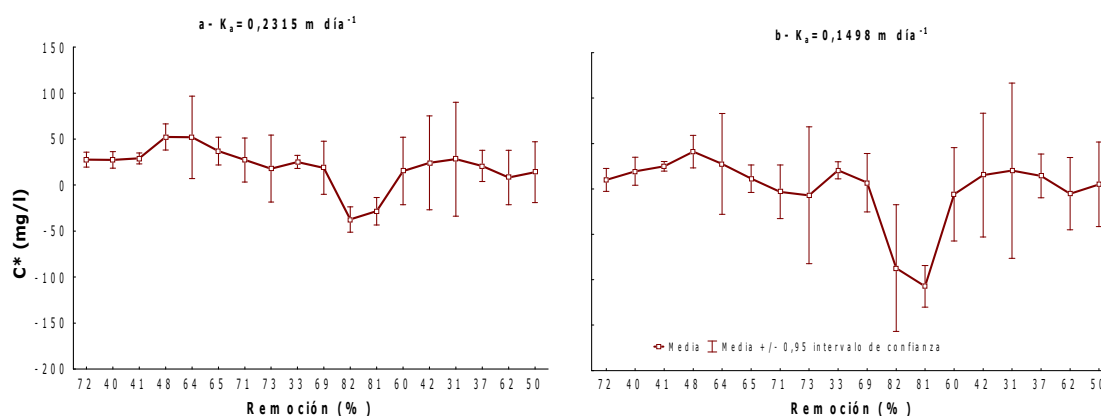


Figura 14. Se presenta, en función del porcentaje de remoción de la demanda biológica de oxígeno en 5 días para cada réplica del modelo experimental, el resultado de aplicar a la ecuación $(C_f - C^*) / (C_o - C^*) = e^{-K_a/q}$ los valores de C_f (concentración final, efluente), C_o (concentración inicial, afluente) y q (tasa de carga hidráulica) obtenidos experimentalmente y; a) Constante de velocidad de reacción intrínseca: $K_a=0,232 \text{ m día}^{-1}$; b) $K_a=0,150 \text{ m día}^{-1}$. Los porcentajes de remoción se ordenan según la sucesión de muestreos realizados.

6.5 Nutrientes

El sistema no mostró remoción significativa de nutrientes, expresados en NH_4^+ , NO_3^- , NT, PO_4^{3-} y PT. No obstante ello, el promedio de remoción, en el periodo de tiempo considerado, fue de: 4% para el NH_4^+ , 3% para el NO_3^- y 8% para el NT.

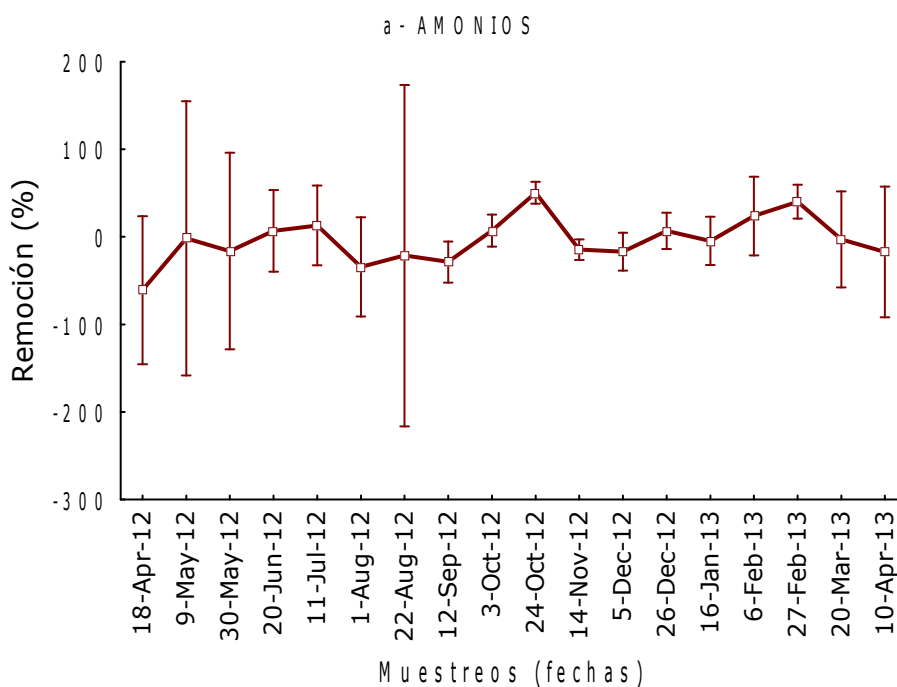
La carga de Nt se relacionó con la temperatura del agua (matriz de correlaciones de Pearsons: $r=0,6448$ y $p=0,005$, en anexo), al igual que la carga de los NH_4^+ (matriz de correlaciones de Pearsons: $r=0,6021$ y $p=0,008$, en anexo).

Tabla 8. Concentraciones de amonio, nitrato, nitrógeno total, ortofosfato y fósforo total al ingreso y egreso del modelo experimental. Se consideran los valores promedios, máximos y mínimos.

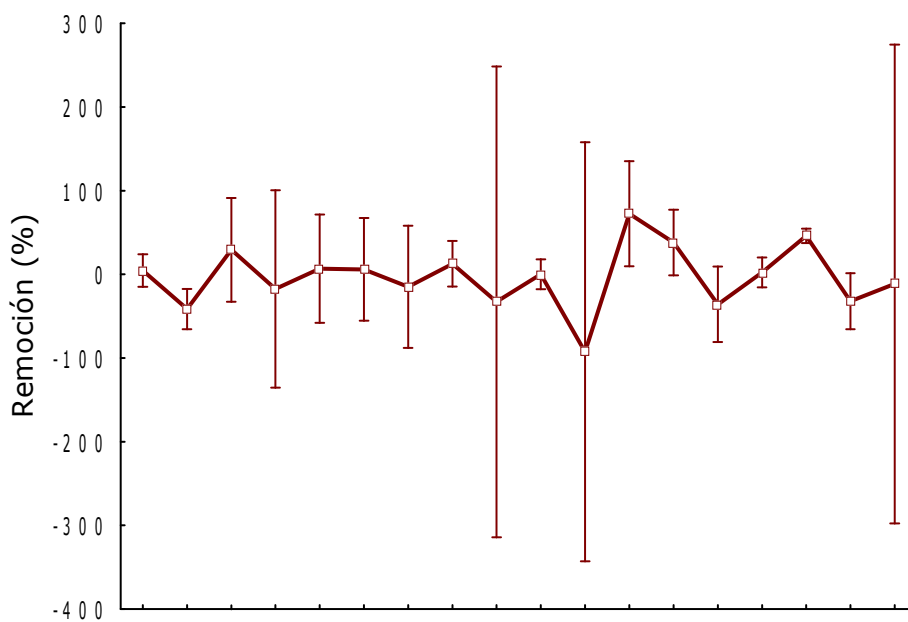
	NH ₄ ⁺ (mg/l)		NO ₃ ⁻² (mg/l)		NT (mg/l)		PO ₄ ⁺³ (mg/l)		PT (mg/l)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Promedio	25,93	24,03	0,11	0,1	53,2	39,78	5,98	5,73	9,36	8,79
Máximo	70,34	47,31	0,26	0,17	143,07	98,79	12,26	12,22	17,29	15,9
Mínimo	3,02	3,77	0,04	0,02	9,22	7,52	0,29	0,98	2,41	2,12

Las concentraciones de ingreso y egreso de nutrientes se muestran en la Tabla 8. El porcentaje de remoción para los PO₄³⁻ fue de 7% y para el PT de 3 %. El potasio tuvo una remoción significativa (Wicoxon: W=615 y p=0,0000), cuyo promedio fue 9 %.

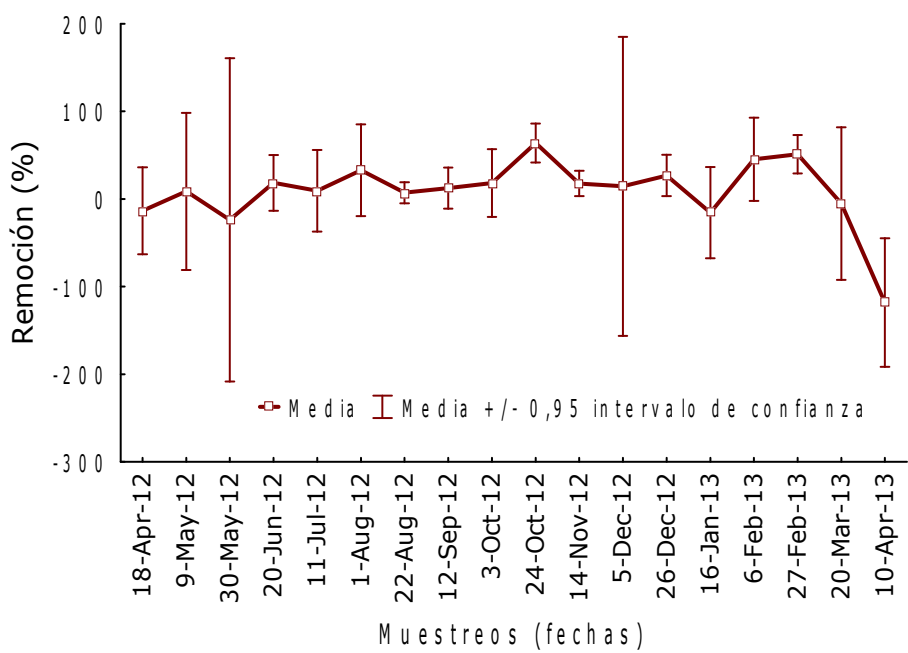
En las Fig. 15 y 16 se presentan los valores correspondientes estas remociones. En los 6 parámetros analizados se observa, en el muestreo correspondiente a las fechas 24-29 de octubre, un máximo relativo de remoción. Al comparar la remoción con la carga de ingreso de nutrientes no se encontró relación alguna (no se presentan resultados).



b - NITRATOS



c - NITRÓGENO TOTAL



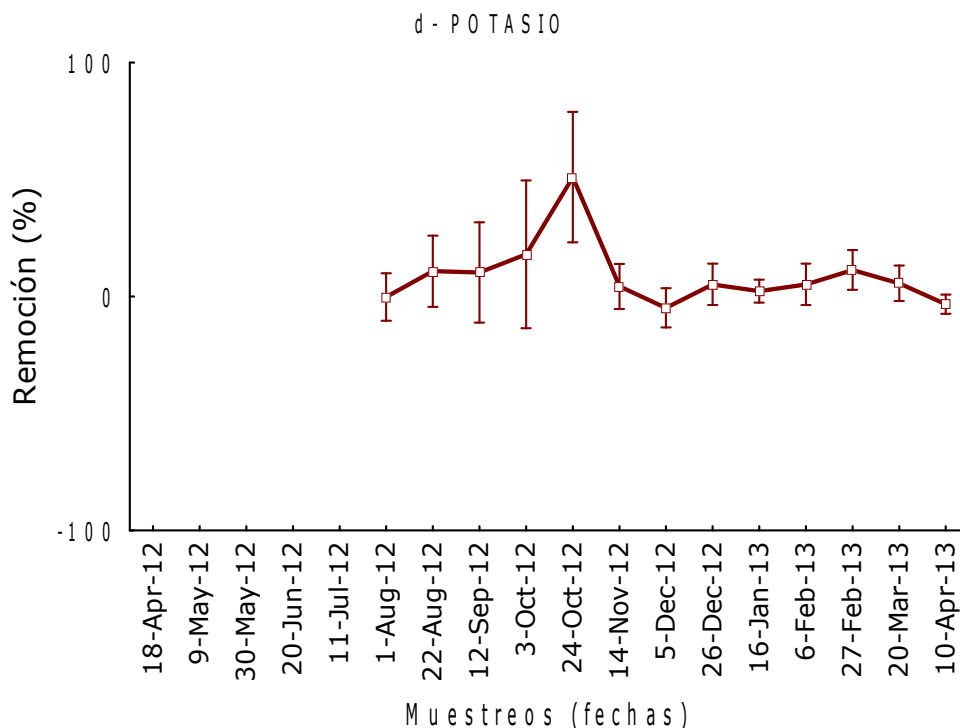


Figura 15. a) Porcentaje de remoción de amonio durante los distintos muestreos realizados a lo largo de 1 año. b) Porcentaje de remoción de nitrato. c) Porcentaje de remoción del nitrógeno total. D) Porcentaje de remoción de potasio durante los últimos 13 muestreos del total de realizados en el año. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

A excepción del máximo señalado, no se refleja un patrón de remoción y sí desvíos de amplios rangos entre los valores obtenidos, en cada una de las distintas réplicas, durante los muestreos. A excepción de la remoción del potasio (no se realizó análisis por no contar con datos suficientes), no se detectaron diferencias significativas entre valores de remoción, de nutrientes, en las estaciones (cálida, templada y fría) (ANOVA), ni al comparar la estación cálida con la fría (Wicoxon).

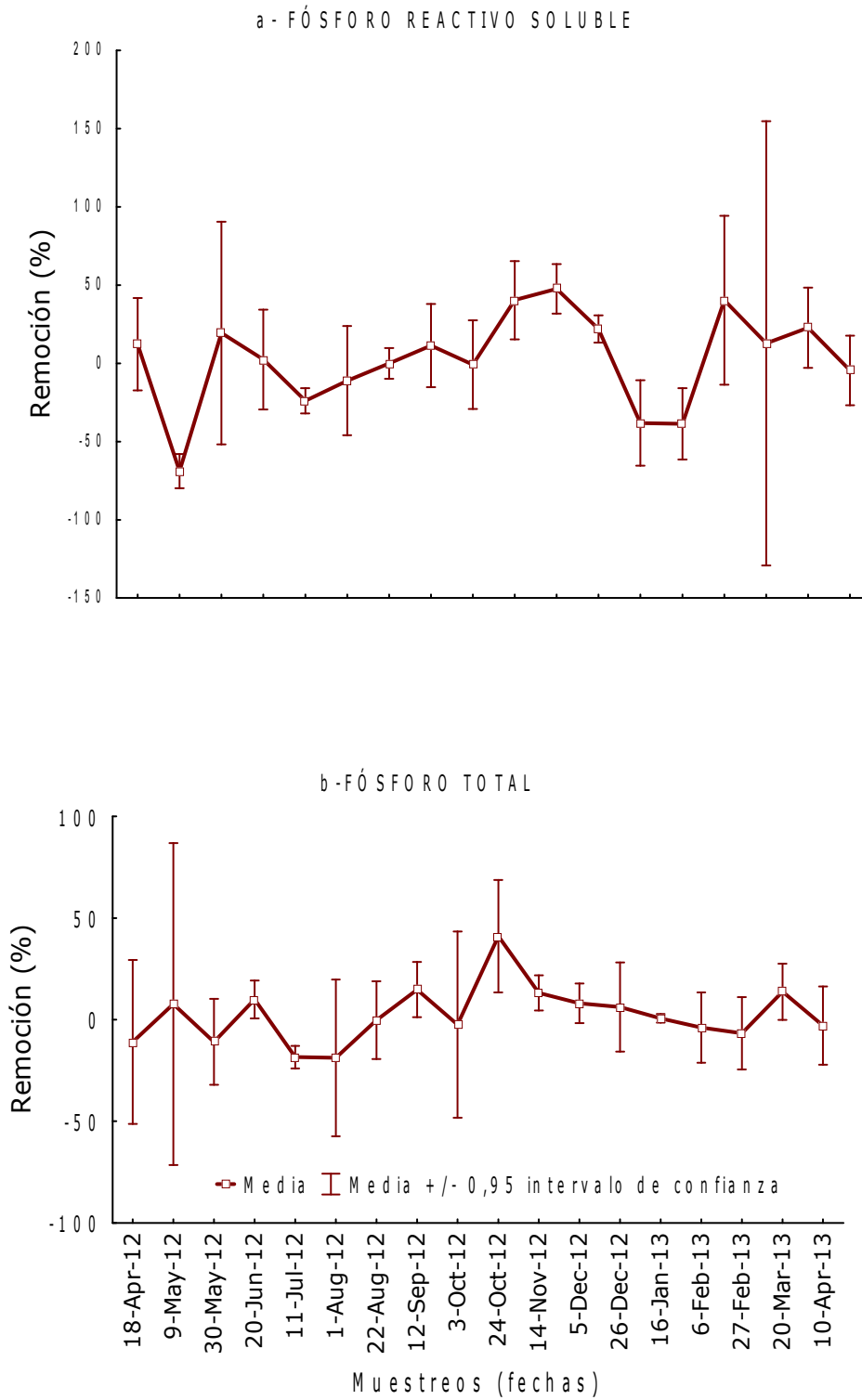


Figura 16.a) Porcentaje de remoción del fósforo reactivo soluble durante los distintos muestreos realizados a lo largo de 1 año. b) Porcentaje de remoción del fósforo total. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

6.6 Macrófitas

En el modelo experimental se observó un crecimiento diferencial de *Typha*. En el primer recipiente de ingreso del efluente, de los 4 que conforman el modelo experimental, las macrófitas alcanzaron una menor altura en comparación con los siguientes. Asimismo se observó que la superficie del sustrato de pedregullo tenía un color negro y zonas con tinte violáceo. Una vez desarrolladas las macrófitas, el centro de todos los recipientes plásticos permanecía sin plantas.

El sistema control (laguna) y el modelo experimental (HFSS), mostraron diferencias significativas entre ellos, en cuanto al porcentaje de agua MOS, N Kjeldahl y Pt presentes en los tejidos de la biomasa aérea de *Typha*.

Typha fue muestreada en el periodo de tiempo transcurrido entre el 03 de octubre del 2012 y el 21 de mayo del 2013. El día 30 de octubre del 2012, luego de una semana de fuertes vientos y lluvias continuas, se produjo la caída de algunas macrófitas del modelo experimental (evento de disturbio, Fig. 17), por lo que el día 14 de noviembre del 2012 no se tomaron muestras. No obstante, a efectos de realizar los gráficos que se presentan, se interpolaron los valores correspondientes al mencionado muestreo.



Figura 17. Se ilustra el disturbio, caída de macrófitas, que en el modelo experimental se produjo como consecuencia de fuertes vientos y lluvias entre los días 23 y 30 de octubre del año 2012.

Comparados entre sí la parte aérea de las macrófitas correspondientes a las 3 réplicas de la laguna y las 3 réplicas correspondientes a los HFSS durante los distintos muestreos realizados, se observa que las plantas del modelo experimental tienen valores mayores:

- Respecto a la relación porcentual entre el agua presente en las plantas, existe diferencia significativa (Wilcoxon: $W=493$ y $p=0,0001$).
- La MO constituyente de las macrófitas, expresada en gramos por cada gramo de la planta seca muestra diferencias significativas (Wilcoxon: $W=394$ y $p=0,0417$).
- En relación al porcentaje de nitrógeno Kjeldahl presente, muestran diferencias significativas (Wilcoxon: $W=460$ y $p=0,0002$).
- Lo mismo sucede respecto al porcentaje de PT (Wilcoxon: $W=449$ y $p=0,0025$).

En la Fig. 18.a se presenta la relación entre el porcentaje de agua presente en la biomasa aérea de las macrófitas, y en la Fig. 17.b se grafica el porcentaje de MO presente en la biomasa aérea de ambos grupos de plantas. Si bien los valores son mayores para las macrófitas en el modelo experimental, los porcentajes de agua y MO en las *Typha* se reducen, hasta que presentan fructificación (llegando los valores del humedal a ser inferiores a los valores obtenidos en la laguna). Durante los

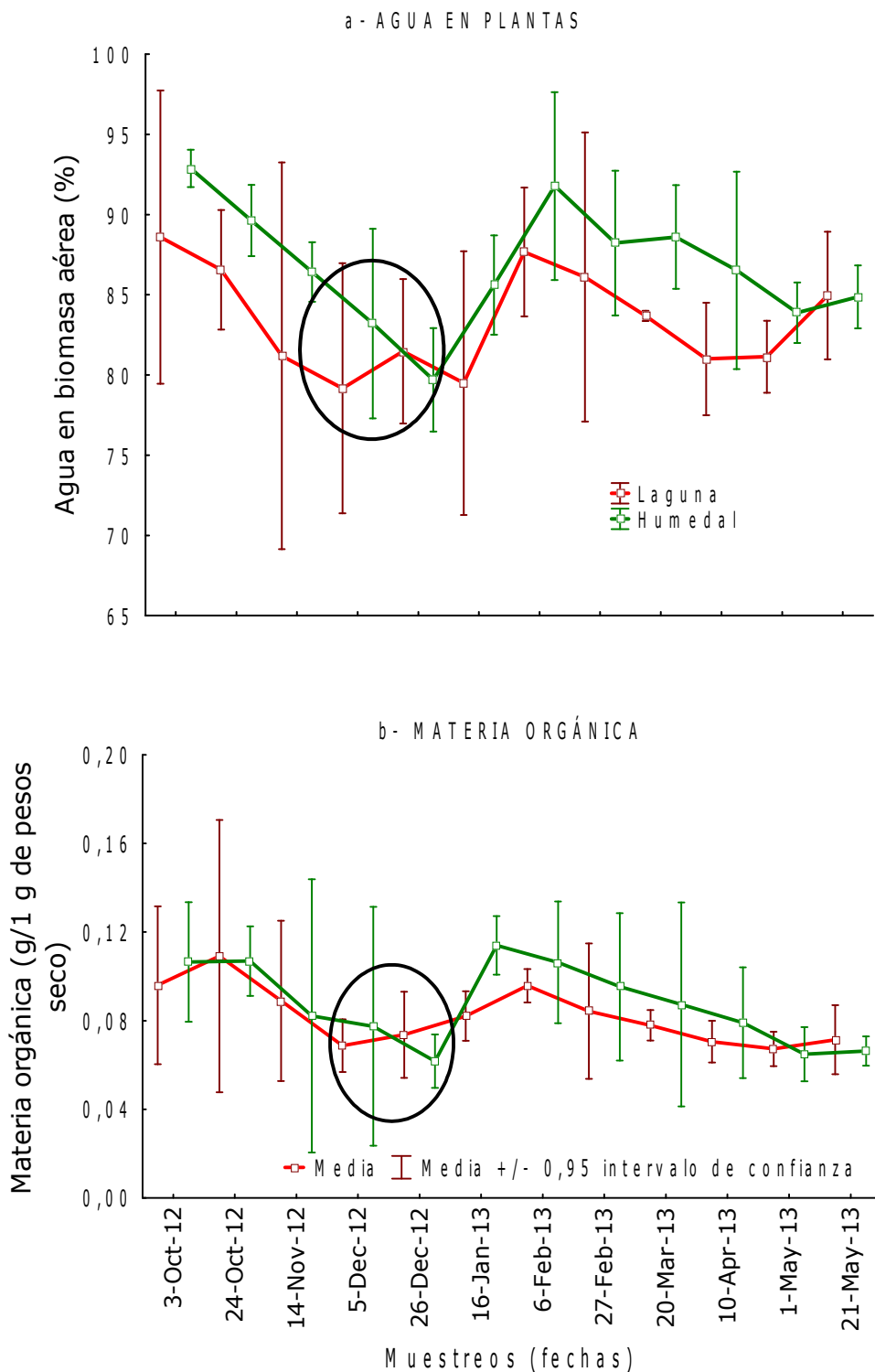
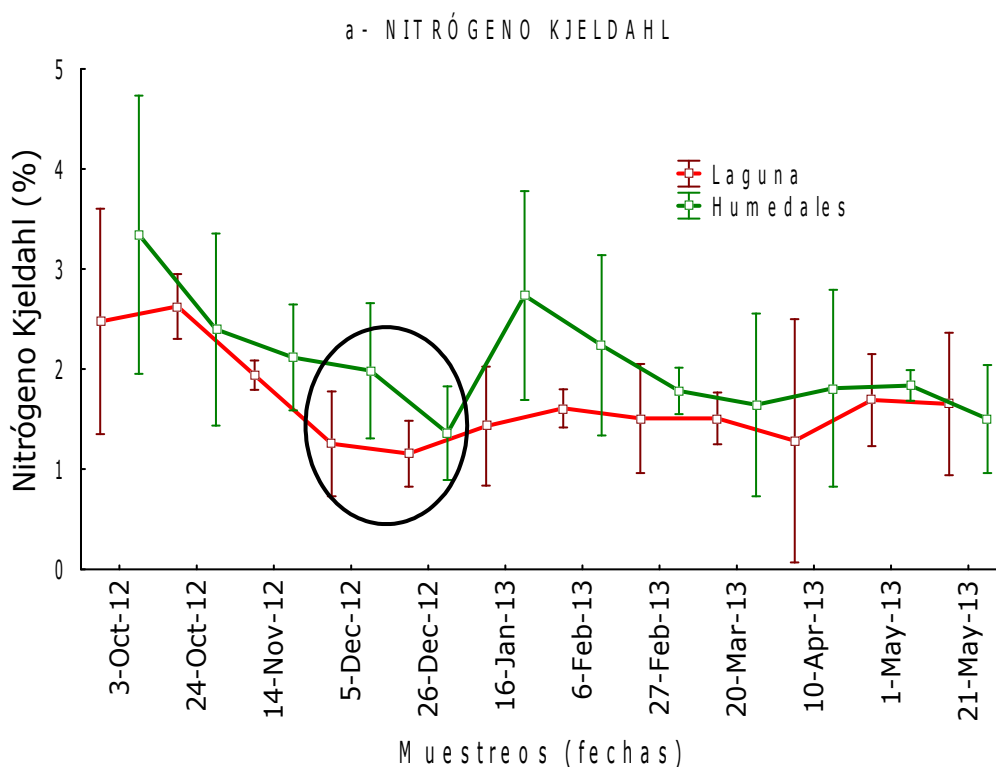


Figura 18. a) En función de las fechas de muestreo se presenta el porcentaje de humedad en la biomasa de la parte aérea de *Typha*. b) Porcentaje de materia orgánica en la parte aérea de *Typha* que se cosecharon durante los distintos muestreos. La laguna es nuestro sistema control y el humedal nuestro modelo experimental. Con elipse se señalan los valores en los cuales las macrófitas presentaron fructificación. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

muestreos correspondientes a finales de diciembre, enero y principios de febrero se observa un crecimiento en los mencionados valores para, finalmente, comenzar a decrecer.

Los nutrientes presentes en la biomasa aérea de las macrófitas resultaron ser porcentualmente superiores en el caso de las plantas de los humedales, tanto en N Kjeldahl (Fig. 19.a) como en fósforo (Fig. 19.b). Los valores máximos se encuentran durante la etapa de crecimiento de *Typha* (agosto/octubre), para comenzar a decrecer durante la formación del fruto. A partir de ello se observa un máximo relativo de crecimiento en los mencionados valores, durante escaso tiempo (el transcurrido entre dos muestreos).



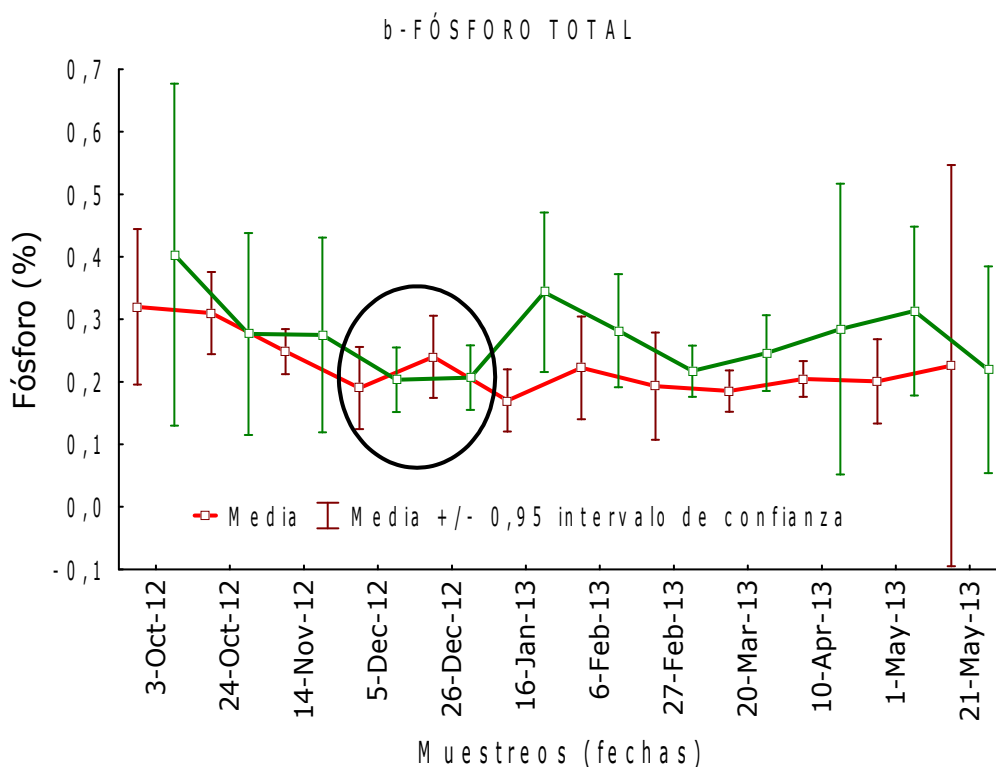


Figura 19. a) Porcentaje de nitrógeno Kjeldahl presente en la materia orgánica de la biomasa aérea de *Typha*, en función de los distintos muestreos que a lo largo del año se realizaron. b) Porcentaje de fósforo total presente en la materia orgánica en la biomasa aérea de *Typha*. La laguna representa el sistema control y el humedal el modelo experimental. Con elipse se señala los valores en los cuales las macrófitas presentaron fructificación. En el eje x únicamente se considera la fecha del primer día de cada muestreo.

En la Tabla 9 se presenta la variación en el contenido de N Kjeldahl y Pt en los tejidos aéreos de las macrófitas, recolectadas en el modelo experimental. El máximo valor fue el obtenido en el muestreo del día 24 de octubre.

Tabla 9. Nutrientes en tejido aéreo de las macrófitas en el modelo experimental.

Muestras (fechas)	Nitrógeno Kjeldahl (g/m ²)	Fósforo total (g/m ²)
03.10.12	5,28	0,63
24.10.12	11,78	1,36
05.12.12	11,01	1,10
26.12.12	8,48	1,26
16.01.13	2,72	0,33
06.02.13	2,92	0,37
27.02.13	8,52	1,04
20.03.13	5,93	0,90
10.04.13	6,58	1,01
01.05.13	5,86	0,10
21.05.13	5,69	0,82

Considerando el periodo transcurrido entre el renacimiento de *Typha* y su madurez (inicio del desarrollo de su estructura de reproducción), el porcentaje de Nt asimilado en tejidos aéreos de las macrófitas, respecto al total removido en el modelo experimental (para el mismo periodo), fue de 16%. Del mismo modo, el 45% del Pt removido fue asimilado en tejidos.

7. DISCUSIÓN

7.1 Materia orgánica.

Las fluctuaciones estacionales de temperatura a lo largo del año de muestreo no afectaron la remoción de MO, si en cambio esta se vio porcentualmente incrementada al aumentar la carga de MO en el agua a tratar. Paralelamente si bien el sistema de HC removió en forma significativa DBO₅ (57%), DQO (58%) y MOS (83%), esta remoción resultó menor a la esperada en función de otras experiencias.

La concentración promedio de SST fue de 60 mg l⁻¹, comparativamente baja si tenemos en cuenta trabajos de revisión como el de Brix (1994), en donde se analiza la performance de los HC. El mismo se realiza focalizando el análisis en el tratamiento de aguas contaminadas urbanas, tras 20 años (1974-1994) de aplicación de esta tecnología. Para ello se estudian 140 HFSS y 70 HFS, en los cuales la concentración promedio de SST fue de 140 mg/l. Otro de los trabajos en el cual se estudia el desempeño de los HC, a partir del año 1989, en la República Checa, es el de Vymazal (2001) quién analiza 101 HC operativos. 95 HFSS y 6 humedales de tratamiento combinado (flujos de agua verticales y horizontales). También aquí los HC fueron utilizados para el tratamiento de efluentes urbanos. La concentración promedio de SST fue de 76 mg/l.

La baja concentración de SST que obtuvimos indica un alto porcentaje de MO, alcanzando un 90 % de participación de la MOS en los SST. Se puede identificar como fuente de MO en los humedales, además de los propios componentes del efluente industrial, las plantas que en las orillas de las lagunas de oxidación se desarrollan; al no ser cortadas y retiradas, al morir caen al agua. Si bien en los HC se procedió al retiro de la MO seca, no fue el total. La significativa variación anual de los SST (Fig. 11.a y b, test de Wilcoxon y Tabla 6.a), que se incrementa en la época cálida, se puede explicar mediante la importante incidencia de las algas que con el aumento de la temperatura ambiente se producen en los sistemas, tanto en las lagunas de oxidación como en los HC. Ambos sistemas son propicios para el desarrollo de algas, al tratarse de reservorios de MO, a pesar de ser *Typha* particularmente eficiente en el control de su desarrollo en el medio (Bachard y Horne 2000).

Seguramente es el tratamiento previo (retención de sólidos y lagunas de oxidación) lo que determina que los valores promedio obtenidos en el afluente al modelo experimental (SST:104 mg l⁻¹, DBO₅:107 mg l⁻¹ y DQO:mg l⁻¹) se encuentren dentro del rango medio de concentración que en las aguas residuales urbanas se reconocen (Tabla 10).

Tabla 10. Rangos medios y valores típicos de algunos de los componentes de las aguas residuales urbanas según distintos autores.

Publicación	Componentes	Rango medio (mg l ⁻¹)	Valor típico (mg l ⁻¹)
Kadlec y Knigh 1996	SST	220	
	DBO	220	
Metcalf y Eddy 2003	SST	375/1800	740
	DBO	110/400	210
	DQO	200/780	400
García y Corzo 2008	DBO	280	
	DQO	600	

Para esta comparación no contamos con datos de tratamientos de efluentes de procesadoras de pescados mediante HC.

Tabla 11. Porcentajes de remoción de SST y DBO₅ obtenidos en distintos trabajos publicados, referidos a tratamiento de aguas urbanas, a excepción de Vymazal (2009) que analiza el tratamiento de aguas de distintos orígenes.

Publicación	Remoción (%)	
	SST	DBO ₅
Brix 1994 (b)	83	85
García y Corzo 2008	90	86,5
Vymazal 2009	68	80,7
El-Khateeb <i>et al.</i> 2009	67	70
Boutilier <i>et al.</i> 2010	78	69
Este estudio	83	57

Independientemente del origen del agua tratada, la remoción de SST obtenida en nuestro sistema experimental fue significativa contribuyendo a la mejora de la calidad del efluente, y asimilándose a resultados obtenidos en otros trabajos (tabla 11).

En los procesos de degradación de la MO, dentro de los humedales, interviene un fuerte componente mecánico. Se trata de la decantación y tamizado de la MOS por efecto del pasaje del influente en el humedal, a través de la matriz que conforma el pedregullo y las raíces de las macrófitas. Esto sumado a la erosión que sufren las partículas, que provoca la reducción del tamaño de la MOS, que a su vez posibilita su degradación, por parte de las comunidades microbiológicas (aerobias y anaerobias). Complementado con procesos químicos de retención y atrapamiento de las partículas orgánicas.

La remoción promedio de la DBO₅ resultó menor a lo esperado. Si bien el proceso de remoción de la MO es más efectivo en presencia de OD,

este comúnmente se encuentra limitado en el tratamiento de efluentes mediante HFSS. Los bajos valores obtenidos (Tabla 5) encajan dentro de los rangos que en distintos trabajos se han publicado. Ding (2012) estudio HFSS a escala de laboratorio durante 8 meses, aplicando distintas concentraciones a la relación DQO/Nt en el afluente para mejorar el proceso de nitrificación del NH_4^+ , partiendo de la base que el proceso de desnitrificación encuentra buenas condiciones en estos sistemas. En este trabajo se obtuvieron con concentraciones de OD en un rango de 0,5 a 1,7 mg l^{-1} . Sharma *et al.* (2012) trabajaron con HFSS combinados (verticales y horizontales) durante 4 años, analizaron la eficiencia de la depuración de efluentes de una sala de ordeño en Japón en función de las variaciones de temperatura estacionales. Ellos obtuvieron concentraciones de OD en un entorno de 0,8 y 2,7 mg l^{-1} . Alkratos y Tshrintzis (2007) trabajaron con HFSS a escala piloto, durante 2 años, para investigar el efecto de la temperatura, las plantas, el tiempo de residencia hidráulica, tamaño de grano y porosidad del lecho de piedras en la depuración de aguas. En este trabajo el OD obtenido fue inferior a 2 mg l^{-1} . Gonzalias *et al.* (2007) abordan el estudio del tratamiento de efluentes post digestor anaerobio, mediante el uso de HFSS a escala, para la eliminación de sulfuros. Los autores de este trabajo indican que el OD fue casi cero.

En nuestra experiencia se produjeron bajos valores de OD entre los meses de octubre-abril, cuando las temperaturas ambiente fueron relativamente altas. Esto puede estar indicando que el significativo aumento de la degradación de la DBO_5 y la DQO se realiza mediante procesos aerobios, potenciados por el aumento del metabolismo microbial. En horas del medio día (durante las cuales se realizaron los muestreos), particularmente en épocas de altas temperaturas relativas y días más largos, los organismos al realizar su fotosíntesis aportan al medio O_2 , incrementando el OD disponible.

Si bien inciden las variaciones de temperatura, la influencia principal en la remoción de MO parecen ser las condiciones anóxicas de los HFSS. Con bajas concentraciones de OD, el principal mecanismo de remoción de la DQO es la metanogénesis. En un estudio de Ojeda *et al.* (2008), realizado en HFSS de 55 m^2 de superficie, ubicados en España, para el tratamiento de efluentes urbanos, se trabaja con modelos matemáticos bidimensionales para determinar las distintas contribuciones de los grupos bacterianos que actúan en la remoción de la MO. Allí se concluye que la remoción metanogénica puede llegar a ser el 52%. También se indica que variaciones en la concentración del carbono orgánico disuelto, manteniendo constante el TRH, influyen en la remoción de la MO incrementando su eficiencia al afectar la contribución relativa de las comunidades bacterianas. Este efecto puede verse reflejado en nuestros resultados, ya que a una mayor carga de contaminación orgánica sucede un mayor rendimiento en la remoción.

En la degradación de la MO, los polímeros complejos deben ser llevados a monómeros para poder ser utilizados por los microorganismos, y esto se realiza mediante enzimas que ellos liberan. En condiciones anóxicas se produce una degradación de la MO menos efectiva que en condiciones oxigénicas. En anoxia, los grupos bacterianos que utilizan los monómeros como fuente de carbono y energía lo hacen mediante anaerobiosis y fermentación. Los procesos de fermentación deben estar acoplados a los

procesos de metanogénesis para completar el proceso de degradación, finalizando en bióxido de carbono. En los procesos de anaerobiosis intervienen, además de las bacterias metanogénicas, otras bacterias como las sulfato reductoras (capaces de llevar a cabo reacciones de fermentación y de oxidación acetónica del lactato y propionato). Las bacterias metanogénicas y las sulfato reductoras, en presencia de sulfato (SO_4^{2-}) pueden tener una relación de competencia por el sustrato. Esta competencia se incrementa en función del aumento en la relación DQO/ SO_4^{2-} , siendo los valores óptimos los superiores a 10, punto por debajo del cual la concentración de SO_4^{2-} puede tornarse tóxica. El resultado de esta competencia estará directamente relacionado con la calidad del efluente obtenido. Sin embargo, la presencia de bajas concentraciones de hidrógeno y acetato en el sustrato beneficia la cinética de crecimiento de las bacterias sulfato reductoras, ya que estas tienen una mayor afinidad por estos elementos. En dichas condiciones no se establece una competencia ya que las bacterias metanogénicas no son capaces de crecer poblacionalmente. Tampoco se establecería una competencia cuando el medio es rico en SO_4^{2-} ya que las bacterias sulfato reductoras aprovecharían este sustrato. En nuestra experiencia se observó visualmente, tanto en la orilla de la laguna facultativa que conforma la última etapa del tratamiento de efluentes previo al ingreso al modelo experimental, como en el primer recipiente de cada una de las tres réplicas que conforman este modelo, zonas coloreadas en rosado. Esto es típico de la presencia de bacterias fucsias del azufre, que utilizan la energía lumínica para producir material celular a partir del CO_2 . Pero a diferencia de las plantas, al no utilizar agua para este proceso sino ácido sulfídrico (H_2S), no generan O_2 . La presencia de estas bacterias estaría indicando una fuerte presencia de H_2S en el ambiente, y por lo tanto la coexistencia de procesos metanogénicos y sulfato reductores no competitivos. En esta primera etapa de los HFSS también se observa una costra negra que asociamos a sulfatoredutoras, utilizan sub productos de la fermentación (SO_4^{2-} , tiosulfato, etc.) para la respiración anaerobia produciendo H_2S que, al reaccionar con el hierro presente en el ambiente, genera sulfuro ferroso, de color negro.

La baja remoción de MO obtenida puede explicarse mediante:

a) La MO a tratar se puede catalogar como recalcitrante. La relación DQO/ $\text{DBO}_5 > 2$ obtenida (2,6 en promedio, con un máximo de 5,22) así lo confirma. El tratamiento que, previo al ingreso al modelo experimental, reciben los efluentes del frigorífico, puede incidir en esto ya que los porcentajes de eficiencia en la remoción de contaminantes van decreciendo a medida que se encadenan procesos de tratamiento de efluentes (Tanner 2001). También se debe considerar que un excesivo tiempo de residencia del efluente del frigorífico en las lagunas de oxidación puede caracterizar las aguas como no biodegradables o muy lentamente biodegradables, a diferencia de las aguas "frescas" (Hu *et al.* 2011). En épocas de baja producción en la planta frigorífica (figura 20: mayo, enero, febrero, marzo), pudo haberse producido esto.

b) El modelo experimental, por su diseño, acumula SST en forma diferencial en el primer cuarto (primer tanque) de cada réplica del sistema experimental. De esta forma se relativiza el aporte de la macrófitas en la remoción del contaminante. La carga del contaminante es mayor en este primer tramo, diluyéndose en los siguientes. Si bien en los humedales este

efecto también se produce, en nuestro caso, al estar comunicados los compartimientos mediante canales de reducida sección, se ve incrementado. Este efecto también podría estar contribuyendo a lo descrito en el literal anterior. Un efecto similar es referenciado en el trabajo de Bécares (2006a), en el cual se comparan los resultados de sistemas de humedales plantados y no plantados, indicándose que la MO acumulada en el primer tanque puede ser una de las razones que explique la baja remoción de la DBO_5 .

c) Debe considerarse que el agua a tratar trae consigo sustancias bactericidas utilizadas en la limpieza de las instalaciones de la planta frigorífica (dióxido de cloro: tóxico para organismos acuáticos, causando efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático, según consta en la ficha técnica de seguridad del producto, Chem's Tree Ltda.), además de jabones y alcohol. Ello podría haber influido negativamente en la formación del biofilm responsables de la degradación de la MO. Trabajos previos, como el de Hu *et al.* 2011 también concluyen que: el residuo de los desinfectantes en las aguas puede tener grave efecto inhibitor sobre las actividades microbianas durante su tratamiento.

La evapotranspiración en humedales es alta y se estima como el 80% de la evaporación que ocurre en cuerpos de agua con superficie libre (Peña *et al.* 2003). Estos valores de evaporación, que se presentan como resultados de tanque A se maximizan en nuestro modelo experimental, al estar las paredes de los recipientes expuestas a la radiación solar. Esto podría estar explicando la diferencia entre la temperatura del aire y la temperatura del agua en los primeros dos muestreos (abril y mayo). El efecto producido es en la concentración de los contaminantes, en particular, en la época cálida. Sin embargo, los periodos de mayor evapotranspiración (mayor temperatura, vientos no tuvieron incidencia estacional) coincidieron con la producción de lluvias en ocasión de realizarse los muestreos (tabla 4). Este aspecto acotó los valores máximos.

El efecto estudiado en la Fig. 13 permite ajustar la remoción de las cargas afluentes a una función logística (SST , MOS y DBO_5), y gaussiana (DQO). Sin embargo debe tenerse en cuenta que para esto incidieron cargas de contaminantes puntualmente altas que definieron la asíntota (SST , MOS y DBO_5) y máximo absoluto (DQO), encontrándose el grueso de los resultados en las concavidades negativas ascendentes de las curvas. El resultado refleja las propiedades buffer del humedal. Seguramente las cargas de ingreso (SST , DBO_5 y DQO) no fueron lo suficientemente altas como para encontrar el punto de saturación del poder depurador del sistema. El comportamiento esperado sería más cercano a una función gaussiana (como la hallada en la remoción de la DQO) en la cual, se encuentra un óptimo en la relación carga/remoción, para luego, a mayor carga en el afluente, disminuir el poder depurador (saturación del sistema). Hallar estos óptimos aportaría al dimensionamiento de los humedales. El disponer de esta información permitiría diseñar el sistema para ubicarnos en el sector ascendente de la curva, cercano al punto óptimo, a la vez que respetando índices de seguridad (a definir, para no disminuir la vida útil del humedal).

El entorno de valores para la K_a obtenido parte de asumir que en nuestro modelo experimental se da un comportamiento ideal, el modelo de

flujo pistón (Kadlec y Knight 1996). Esto es una aproximación muy grosera, sin embargo, entendemos necesario comenzar a trabajar con parámetros que permitan optimizar el diseño de los HC y que, a medida que se vayan estudiando, permitan ajustar los márgenes de error. Se debe tener en cuenta que la K_a , por sí misma, es un pobre predictor del rendimiento de un sistema de humedales. En su trabajo Kadlec y Knight (1996) indican que el estudio de la distribución del flujo hidráulico en un humedal aporta importante información acerca del tiempo de retención hidráulica del sistema, y ha sido exhaustivamente abordado. Sin embargo, los procesos biológicos que intervienen en la remoción de los contaminantes aún plantea interrogantes. En este mismo sentido concluyen en su trabajo Stein *et al.* (2007). Ellos trabajaron durante 1 año con un modelo experimental de HC, comparando 4 especies distintas de macrófitas y un sistema sin plantar, con variaciones de temperatura entre 4 y 24°C. Sus resultados indican que la relación C^*/K_a varía fuertemente al variar la especie de macrófita utilizada y que el rango de la K_a decrece al aumentar la temperatura.

7.1 Nutrientes

El sistema tuvo una baja remoción de nutrientes (N y P). No se detectó relación entre que la variación de temperatura ambiente y la remoción obtenida.

La eliminación promedio de N (8%, con una concentración de ingreso de 53 mg l⁻¹), a lo largo del periodo de muestreo, se encuentra en valores bajos respecto a los obtenidos por otros autores.

En su trabajo, Zhang *et al.* (2011) estudian 268 HC ubicados en Europa. Analizan los procesos de oxidación del NH₄⁺, en la remoción de N del sistema, en función de los productos generados. Para ello, regulando el OD, pH y temperatura, realizan la inhibición selectiva de bacterias nitrato oxidantes. También estudiaron el efecto del tipo de plantas utilizados y las variaciones climáticas estacionales. En sus resultados reportan que la eficiencia en la remoción media del Nt fue del 39,6%.

Vymazal (2007) analiza los procesos de remoción del N en HC. Señala que la mayoría de los procesos convierten el N en otras formas y solo unos pocos lo remueven del sistema (volatilización, nitrificación y desnitrificación fundamentalmente). Concluye que un solo tipo de humedal (HFSS o HFS, verticales o horizontales) no pueden cumplir los requerimientos de oxigenación y anoxia necesarios para lograr la remoción completa del N. Sus resultados indican que la remoción de Nt oscila entre el 40% y el 50%, pero difieren en magnitud en relación a los distintos tipos de HC utilizados. La carga de ingreso que considera oscila entre 250 y 630 gNm⁻²año⁻¹, en nuestro caso de estudio la carga de ingreso promedio fue de 754 gNm⁻²año⁻¹, con un mínimo de 40 y un máximo de 2.268 gNm⁻² año⁻¹. Este autor recomienda el uso de humedales construidos combinados.

Tanner (1995), trabajó sobre HC para el tratamiento de efluentes provenientes de salas de ordeño y estudió el aumento en la remoción del Nt relacionándolo con el TRH (2; 3; 5,5 y 7 días). El periodo de estudio fue de 20 meses. Sus resultados mostraron que el aumento en la remoción de nutrientes se relacionaba con el aumento en el TRH. En particular, la remoción de N₂ pasó de 48% al 75% cuando el TRH varió de 2 a 7 días.

Asigna un porcentaje de remoción entre el 3 y el 20% mediante el mecanismo de asimilación en biomasa de la macrófita utilizada (*Schoenoplectus validus*). Los errores experimentales que contienen nuestros resultados no posibilitan realizar el cálculo del porcentaje de nutrientes que *Thypha* asimilaron en biomasa. Pero evidentemente esta asimilación se produjo y fue importante a juzgar por la biomasa recogida.

Wu *et al.* (2013) indican que entre el 8,4% y el 34,3% del Nt se elimina mediante el mecanismo de asimilación de las plantas, el almacenamiento en sedimentos elimina entre el 20,5% y el 34,4% y las emisiones de N₂O contribuyen en eliminar entre el 0,6 y 1,9%. También indican que el porcentaje de remoción de otros nitrógenos debido a la nitrificación y la desnitrificación se estima entre el 2,0% y el 23,5%.

Zhu *et al.* (2011) y Mustaf y Scholz (2011) describen los mecanismos que subyacen en el almacenamiento de N en el sedimento. En función de dichos estudios, en nuestro caso (por tratarse de un HFSS, el tipo de sustrato utilizado, escasa profundidad y el tiempo de funcionamiento del modelo experimental), no se habría producido una significativa acumulación de Nt en el sedimento.

Según los valores de remoción del Nt obtenidos, si bien se debe haber producido remoción mediante los mecanismos de nitrificación/desnitrificación, este proceso no estaría optimizado. Vymazal (2007) resume que la nitrificación es influenciada principalmente por la temperatura (valores óptimos entre 30 y 40°C), el pH (valores óptimos entre 6,6 y 8,0), el OD y la comunidad microbiana. En nuestro modelo experimental, la temperatura y el pH no habrían significado una limitante, el proceso podría haberse encontrado reducidos valores de OD. En general se acepta que las concentraciones de OD por debajo de 1,5 mg l⁻¹ no permiten la acción de las bacterias nitrificantes (Ye y Li 2009). Sumado a los bajos valores de OD, debe tenerse en cuenta los resultados del trabajo de Ding *et al.* (2012). Ellos plantean que debe considerarse la relación DQO/Nt ya que existe una competencia por el OD en el medio. Un aumento en la concentración de la DQO significa un aumento en el secuestro del OD, necesario para su oxidación química. Esto en detrimento del uso que las bacterias podrían hacer de este OD para remover el Nt.

Los bajos valores de OD, la competencia por su aprovechamiento, la baja relación C/N y una escasa participación de la comunidad microbiana como consecuencia del uso de bactericidas, jabones y detergentes pueden ser los causantes de una reducida participación de los procesos de desnitrificación/nitrificación en la remoción del Nt.

La relación entre la carga de Nt y la temperatura del agua seguramente surge a partir de una mayor remoción de MO como consecuencia del aumento del metabolismo de los microorganismos. En línea con este razonamiento se encuentra el resultado obtenido del relacionamiento entre la carga de los NH₄⁺ y la temperatura del agua.

Como consecuencia de lo anterior, el proceso de asimilación del N en tejidos de las macrófitas tuvo mayor participación que la esperada, llegando a alcanzar un 16% del total removido, en el periodo de crecimiento de *Typha*.

El potasio desempeña, en nuestros resultados, la función de marcador. Es luego del N, el nutriente de mayor requerimiento por parte de las plantas. No forma complejos orgánicos dentro de ellas (activa enzimas, transporta nitratos y fosfatos a través del xilema, regula apertura y cerramiento de estomas, etc.). Tiene una dinámica inorgánica. Es retenido por mecanismos de fijación, adsorción y asimilación. Pero en ambientes húmedos, el K que no es asimilado, se va con el agua. En nuestro modelo experimental, el K retenido (en gran proporción), es el asimilado en biomasa, acompañando la asimilación de otros nutrientes (nitrógeno, fósforo, etc.). Lamentablemente no realizamos muestreos del K durante todo el periodo (únicamente las últimas 13 fechas), por lo que no podemos contrastar los aportes de la asimilación en biomasa (en la remoción del Nt) durante el periodo de desarrollo de las macrófitas (muestreado para el K) y el periodo de senescencia (estación fría, no muestreado para el K).

Las Fig. 15 y 16 muestran que luego del disturbio acaecido en el modelo experimental, los últimos días de octubre, a consecuencia de los fuertes vientos y lluvias, existen máximos relativos en la remoción de los nutrientes estudiados.

Hay una real preocupación sobre la eliminación de P a largo plazo, ya que depende de la capacidad de adsorción de los suelos de los humedales (Wood *et al.* 2008). En consecuencia, los investigadores se muestran escépticos sobre la eficiencia de los humedales en la remoción de este contaminante y tienen inquietudes sobre el desempeño de estos sistemas al cabo del tiempo (Mustaf y Scholz 2011). La proporción de P fijada en el suelo, sumada a la asimilación en biomasa es pequeña en relación a la carga existente en los afluentes.

En el caso del P, el porcentaje de remoción de nuestro modelo experimental (2,59%, concentración de ingreso de 9,37 mg l⁻¹) fue relativamente bajo si lo comparamos con otros estudios. Tanner (1995), en trabajo referenciado para el N lo ubica entre el 12 y el 36% para concentraciones en el entorno de 8 y 18 mg l⁻¹, según varíe el TRH entre 2 y 7 días. Ansola *et al.* (1995) trabajan en HC para el tratamiento de efluentes urbanos, en una planta piloto experimental del noroeste de España. Para ello compara los resultados en la remoción utilizando 4 especies de macrófitas distintas y diferentes tasas de flujo (100, 150 y 200 l día⁻¹). Sus resultados muestran que la mayor remoción de MO y Nt se obtiene con el uso de *Thypha angustifolia*. La remoción de Pt se ubicó en un 23 %. En nuestro sistema experimental la capacidad de adsorción del suelo es baja (por el material empleado, pedregullo) y se encontraba reducida como consecuencia del tiempo de funcionamiento de los humedales. El otro mecanismo experimentado en la remoción del contaminante es la asimilación, que en nuestros resultados se vio potenciada, participando hasta en un 45% del total removido, durante la etapa de crecimiento de las macrófitas.

7.4 Macrófitas

Las macrófitas juegan un rol decisivo en el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, su papel depende del tipo de humedal utilizado. Estas son algunas de las conclusiones a las que arriba Bécares (2006) en trabajo que estudia HC ubicado en la Provincia de León-España, para el

tratamiento de aguas urbanas, luego de 10 años de funcionamiento del mismo.

Las plantas de *Typha*, que se recogieron en nuestro modelo experimental alcanzaron un menor tamaño que las de la laguna de potabilización de la planta frigorífica. A su vez fueron de menor tamaño aquellas que se encontraban en el recipiente que primero recibía el agua industrial, respecto a los subsiguientes que componían el modelo. En este recipiente, al acumularse mayor cantidad de SST (primer filtrado), con consecuente mayores condiciones anóxicas. La degradación de la MO, mediante los mecanismos de fermentación y metanogénesis, menos efectivas que la degradación oxigénica, condiciona una menor disponibilidad de nutrientes en el medio. En las subsiguientes etapas del humedal la degradación de la MO resulta más productiva.

Las macrófitas se conformaron más densamente en los humedales (en función del menor espacio disponible), observándose que el centro de los recipientes, permanecía sin plantas, cubierto por el follaje de *Typha* que se desarrollaron perimetralmente. Esto estaría determinado por la competencia por la luz solar.

En función de la construcción del modelo, en el cual una de las réplicas se encontraba apantallada por las otras dos, el evento de perturbación a consecuencia de los vientos y lluvias de finales del mes de octubre se vio atenuado.

El significativo mayor porcentaje de agua y MO que presentaban las plantas de los humedales es coincidente con un consumo lujurioso de nutrientes (N y P). El significativo mayor contenido de nutrientes en los tejidos de estos vegetales se produce en el periodo de renacimiento, para luego ir descendiendo. Este se evidencia en los resultados que muestra la Tabla 9, allí los máximos valores de N Kjeldahl y Pt se alcanzan a los 80 días (aproximadamente) subsiguientes al renacer de las plantas. Esta tendencia al incremento de nutrientes en los tejidos cesa al alcanzar las macrófitas su madurez. La concentración de nutrientes desciende en el periodo en el cual *Typha* desarrollan la espiga. En este rápido proceso (1 mes aproximadamente) se genera una estructura de tejido muerto que sostiene el fruto. Se reduce la proporción de agua y MO. En este periodo esperábamos detectar un aumento en la remoción de nutrientes, no fue así, la planta consumió sus reservas, que volvió a recuperar en los días posteriores.

Vymazal (2007) estudia los procesos que subyacen a la remoción de nutriente en HC. Indica que la remoción de Nt y Pt a través de la recolección de la biomasa aérea de la vegetación emergente podría ser importante para los sistemas de carga ligera. Expresa que la utilidad de cosechar la parte aérea de las macrófitas depende de muchos factores (clima, tipo de especies, características del agua residual). Resulta recomendable en ambientes cálidos en los que la producción de biomasa es importante.

También en nuestro caso de estudio podemos identificar como uno de los principales mecanismos de remoción de nutrientes el de asimilación en biomasa de las macrófitas. Asimismo entendemos que el cosechado de estas plantas aumentaría la capacidad de remoción del sistema, favoreciendo el retiro de MO autóctona.

Soto *et al.* (1999) trabajaron con HFSS a escala piloto, para el tratamiento de efluentes urbanos de pequeñas aldeas, en el noroeste de España. Estudiaron el tratamiento de aguas poco cargadas, utilizando 2 especies de macrófitas distintas. Sus resultados indican que la cosecha de las macrófitas de los HC puede ser una estrategia válida para la mayor remoción de nutrientes.

Álvarez y Bécares (2005) estudiaron un HFS para el tratamiento de efluentes urbanos, plantado con *Typha latifolia* y otro sin plantar, ubicado en la Provincia de León-España, con variaciones de temperatura ambiente entre 5 y 20 °C. En este trabajo concluyeron que el cosechado de las macrófitas es un método recomendable en el tratamiento de aguas con baja carga orgánica contaminante. En su trabajo, Polomski *et al.* (2009), estudiaron el tratamiento de un efluente rico en fertilizantes agrícolas mediante HC a escala de laboratorio. Para ello utilizaron macrófitas flotantes. Sus resultados indican que el N y el P en el tejido de las plantas aumenta linealmente con el incremento en la concentración de estos contaminantes en el influente. Álvarez y Bécares (2006) estudiaron la descomposición de la MO originaria de *Typha*, en humedales combinados para el tratamiento de aguas urbanas, en León-España, considerando tiempos y temperatura. Sus resultados muestran que esta especie de macrófitas tienen un largo periodo (respecto a otras macrófitas) de descomposición, con alta permanencia en el sistema, pudiendo reducir la vida útil del sistema de tratamiento a causa de la pronta colmatación.

Con el cambio de la estación cálida (aumento de la biomasa) a la estación fría (senescencia de la planta), hay desplazamiento de los nutrientes. Los que se encuentran en las partes aéreas se trasladan a las raíces y rizomas. Estos nutrientes se almacenan para ser utilizados en un nuevo ciclo de crecimiento a finales del otoño (Mustaf y Scholz 2011). Para evitar que los nutrientes removidos mediante el mecanismo de asimilación, las macrófitas deberían cosecharse antes de la senescencia, y para tener un mejor efecto, antes de iniciado el proceso de traslocación de los nutrientes. Si bien podemos suponer, en nuestro modelo experimental, que la traslocación se refleja en el segundo muestreo realizado en el mes de mayo del año 2013, hubiese sido necesario realizar más muestreos para comprobarlo.

7. CONCLUSIONES

Las variaciones estacionales de temperatura no afectaron la remoción de MO, que fue comparativamente con otras experiencias, baja.

El sistema tuvo una baja remoción de nutrientes, no detectándose relación con la variación de temperatura ambiente. El mecanismo de asimilación en biomasa de las macrófitas habría tenido una importante participación en la remoción de nutrientes, principalmente en la remoción del Pt. En tal sentido, se considera conveniente la realización de podas repetidas, en las épocas del año de temperaturas relativas medias y altas, de las macrófitas que integran los HC. La primera poda debería realizarse antes de finalizar el periodo de crecimiento.

A efecto de aportar al dimensionamiento de futuros HC se halló la constante de velocidad de reacción intrínseca para el sistema experimental utilizado. Haciendo uso para ello de los resultados de remoción de la DBO₅. El valor de la K_a se encuentra en el entorno (0,150 m día⁻¹ y 0,232 m día⁻¹).

Entendemos que para lograr mejores resultados en el tratamiento del efluente industrial se deberá contar con un sistema que combine HFS con HFSS. De esta forma se incrementará la concentración de OD, permitiendo la mejor remoción de MO y nutrientes.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akratos, Ch. y Tsihrintzis, V. (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering* 29: pp. 173-191.

Allen, R., Pereira, L., Raes, D. y Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO riego y drenaje. Roma, Italia.

Álvarez y Bécares (2005). El papel de la vegetación en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. Universidad de León. Researchgate.net.

Álvares, J. y Bécares, E. (2006). Seasonal decomposition of *Typha latifolia* in a free-water surface constructed wetland. *Ecological engineering*. Vol. 28, Issue 2: pp. 99-105.

Ansola, G., Fernández, C. y de Luis, E. (1995). Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system. *Ecological engineering* 5: pp. 13-19.

Arias, C. y Brix, H. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e ingeniería neogranadina*, 13: pp. 17-24.

Armstrong, W., Cousins, D., Armstrong, J., Turner, D. y Beckett, P. (2000). Oxygen distribution in wetland plant roots and permeability barriers to gas-exchange with the rhizosphere: a microelectrode and modelling study with *Phragmites australis*. *Annals of botany* 86: pp. 687-703.

Arocena, R. & Conde, D. (1999). Métodos en ecología de aguas continentales. DIRAC, Montevideo: p. 233.

Arocena, R., Pintos, W., Chalar, G. y De León, R. (1989). Variaciones físicas y químicas del arroyo Toledo-Carrasco, en verano. *Revista de la asociación de ciencias naturales del litoral* 20(1 y 2): pp. 15-23.

Arocena, R., Chalar, G., De León, R. & Pintos, G. (1992). Evolución anual de algunos parámetros físico-químicos del arroyo Toledo-Carrasco (Uruguay). *Acta limnologica*. Brasil. Volumen IV: pp. 225-237.

Atlas, R. y Bartha, R. (2002). *Ecología microbiana y microbiología ambiental*. Ed. Pearson Educación S.A. Madrid.

Bachard, P. y Horne, A. (2000). Denitrification in constructed free-water surface wetlands; II. Effects of vegetation and temperature.

Bécares, E. (2006). Limnology of natural systems for wastewater treatment. Ten years of experiences at the Experimental Field for Low-Cost Sanitation in Mansilla de las Mulas (León, Spain). *Limnetica*, 25(1-2): pp. 143-154.

Boutilier, L., Jamieson, R., Gordon, R., Lake, C. y Hart, W. (2010). Performance of surface-flow domestic wastewater treatment wetlands. *Wetlands* 30: pp. 795-804.

Boyer, T. y Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: a review of non-market valuation studies. *Wetlands* 24 (4): pp. 744-755.

Brisson, J. Y Chazarenec, F. (2009). Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection. *Science total environment* 407(13): pp. 3923-3930.

Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water science and technology* 29 (4): pp. 71-78.

Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Water science and technology*. Vol. 30. Nro. 8: pp. 209-223.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology* 35 (5): pp. 11-17.

Brock, T., Madigan, M., Martinko, J. y Parker (2000). *Biología de los microorganismos*. Ed. Pearson Educación S.A. Madrid: pp. 1064.

Cambell, C. y Ogden, M. (1999). *Constructed Wetlands in the sustainable landscape*. John Wiley & Sons, Inc., New York. 270 p.

Canal 10. www.subrayado.com.uy. Consultada el 13.05.2013.

Chappell, K. y Goulder, R. (1994). Enzymes as river pollutants and the response of native epilithic extracellular-enzyme activity. *Environmental pollution*, Vol. 86 (2): pp. 161-169.

Chem 's Tree Ltda. J.J. Aguiar 3935, Montevideo- Uruguay. Tel. 2309 75 10.

Cooper, P. (2003). Sizing vertical flow and hybrid constructed wetlands. In: *The use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands*, 1st International seminar. Dias, V. y Vymazal, J. (eds.), Instituto nacional da água, Lisbon, Portugal: pp. 195-218.

Craft, Ch. y Casey, W. (2000). Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depressional freshwater wetlands of Georgia, USA. *Wetlands* 20 (2): pp. 323-332.

De Azcoitia, E. (2012). Efecto de sobrecargas hidráulicas en el rendimiento de humedales construidos para la depuración de aguas. Tesina d' especialitat. Universitat Politècnica de Catalunya. Escola tècnica superior d' enginyers de camins, canals i ports de Barcelona.

Decreto 253/79. Normas para prevenir la contaminación ambiental. www.ciu.com.uy. consultada el 03.03.2011.

El Espectador. www.espectador.com.uy Consultada el 11.06.2013.

El Observador. www.elobservador.com.uy. Consultada el 27.06.2013.

El País. www.elpais.com.uy. Consultada el 02.06.2014.

El-Khateeb, M., Al-Herrawy, A., Kamel, M. y El-Gohary, F. (2009). Use of wetlands as post-treatment of anaerobically treated effluent. *Desalination* 245: pp. 50-59.

Facultad de Agronomía (Universidad de la República). www.portal.fagro.edu.uy.

FAO (2002). *FAO fisheries statistical yearbook 2002*. Food and agricultural organization of the United Nations, Rome 91: pp. 206.

Fernández, A. (2004). Humedales de Iberoamérica. *J. Neiff*: pp. 9-10.

García, J., Aguirre, P. y Mujeriego, R., Huang, Y, Ortiz, L. y Bayona, J. (2004). Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used treating urban wastewater. *Water Reserch* 38(7): pp. 1669-1678.

García, J., Aguirre, P., Barragán, J., Mujeriego, R., Matamoros, V. y Bayona, J. (2005). Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands: long-term performance pilot study. *Ecological Engineering* 25(4): pp. 405-418.

García, J. y Corzo, A. (2008). *Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*. P. 108.

Gutierrez, A. (2010). Efectos del tipo de vegetación y de las variaciones de profundidad en la eficiencia de remoción de patógenos en humedales construidos de flujo sub

superficial. Universidad tecnológica de Pereira. Facultad de ciencias ambientales. Maestría en ecotecnología.

Gonzalías, A., Kusch, P., Wiessner, A., Janka, M., Kästner, M. y Köser, H. (2007). Treatment of an artificial sulphide containing wastewater in subsurface horizontal flow laboratory-scale constructed wetlands. *Ecological engineering* 31: pp. 259-268.

Google Earth. www.earth.google.com. Consultada: 03.08.10.

Gumbrecht, T. (1993). Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering* 2: pp. 1-30.

Hu, Y., Kumar, L., Akintunde, A., Zhao, H. y Zhao Y. (2011). Effects of livestock wastewater and disinfectants on the performance of constructed wetlands in organic matter and nitrogen removal. *Environment Science Pollutent Reserch* 18: pp. 1414-1421.

Informe ambiental 2003. www.reduambiental.edu.uy/wp-content/uploads/.../informe_CAC_1.pdf

INIA, GRAS-Clima. www.inia.org.uy, consultada el 30.05.2012.

Islam, S., Khan, S. y Tanaka, M. (2004). Waste loading in shrimp and fish processing effluents: potencial source of hazards to the coastal and nearshore environments. *Marine Pollution Bulletin* 49: pp. 103-110.

Jenssen, P., Maehlum, T. y Krogstad, T. (1993). Potencial use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Water Science Technology* 28(19): pp. 149-157.

Kadlec, R. y Knight, R. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 893.

Kadlec, R. y Wallace, S. (2005). *Treatment wetlands*. 2nd. Ed. CRC Press, Boca Ratón. pp. 965-1000.

Kangas, P. (2005). *Ecological engineering: principles and practice*. Lewis publishers: pp. 25-63.

La República. www.república.com.uy. Consultada el 25.05.2013.

Lee, Ch., Fletcher, T. y Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland Systems. *Engineering Life Science* 9, No. 1: pp 11-22.

Lombardo, A. (1984). *Flora montevideensis*. Tomo 3. Monocotiledóneas. Intendencia Municipal de Montevideo: pp. 7.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Omega, Barcelona 1010 p.

Martínez, Y. (2012). Efecto de la adición de Nitrógeno y Fósforo en el crecimiento y respuesta fisiológica de: *Schoenoplectus americanus*, *Typha domingensis* y *Phragmites australis*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Biología. Tesis de Licenciatura.

Mena, J., Rodríguez, L., Núñez, J. y Villaseñor, J. (2008). Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: ventajas de los sistemas híbridos. Congreso nacional del medio ambiente. Cumbre del desarrollo sostenible. Madrid.

Metcalfe, E. y Eddy, I. (2003). *Wastewater Engineering. Treatment, and Reuse*, Fourth edition. McGraw-Hill, Inc.

MGAP Anuario 2012. www.mgap.gub/Anuario2012.pdf

Mines, R. & Robertson, R. (2003). Treatability Study of a Seafood-Processing Wastewater. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 38 (9): pp. 1927 -1937.

Mitsch, W. y Gosselink, J. (1993). *Wetlands*. 2nd. Ed. New York. Van Nostrand Reinhold: p. 722.

Mitsch, W., Cronk, J., Wu, X., Nairn, R. y Hey, D. (1995). Phosphorus retention in constructed freshwater riparian marshes. *Ecological Application* 5: pp. 830-845.

Mustaf, A. y Scholz, M. (2011). Nutrient accumulation in *Typha latifolia* and sediment of a representative integrated constructed wetland. *Water Soil Pollut* 219: pp. 329-341.

Neiff, J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. En: Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe: pp. 99-142.

Ojeda, E., Caldentey, J., Saaltink, M. y García, J. (2008). Evaluation of relative importance of different microbiol reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. *Ecological engineering* 3, 4: pp. 65-75.

Pedescoll, A. (2009). Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands. PhD Thesis. Universitat politècnica de Catalunya.

Pedragoza, M, Cabrera, J. y Piñeyro, M. (2010). Experiencia piloto con humedales construidos: tratamiento de efluentes en planta de procesamiento de pescado. Comisión sectorial de investigación científica. Proyecto GAIE.

Peña, M., Van Ginneken, M. y Madera, C. (2003). Humedales de flujo subsuperficial: Una alternativa natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales. *Ingeniería y competitividad*, Vol. 5, Nro. 1: pp. 27-35.

Pérez-Olmedilla, M., Sánchez-Carrillo, S. y Rojo, C. (2000). Función depuradora de los humedales II: una revisión bibliográfica sobre el papel del sedimento. *Humedales Mediterráneos 1*, SEHUMED, Valencia (España): pp. 123-130.

Piñeyro, M. (2011). Eficiencia en la depuración de un efluente de frigorífico por humedales construidos a escala. Tesis de grado, Facultad de ciencias, Universidad de la República.

Piñeyro, M., Cabrera, J., Quintans, F., Tejera, M. y Chalar, G. (en elaboración). Effect of hydraulic residence time in the efficiency of a constructed wetland for the effluent treatment of a fish processing plant.

Plan estratégico de gestión integrada de la cuenca del arroyo Carrasco (2007). Intendencia Departamental de Canelones, Intendencia Departamental de Montevideo Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. www.institutojuanpabloterra.org.uy/files/PECAC---Informe-ejecutivo.pdf.

Polomski, R., Taylor, M., Bielenberg, D., Bridges, W., Klaine, S. y Whitwell, T. (2009). Nitrogen and phosphorus remediation by three floating aquatic macrophytes in greenhouse-based laboratory-scale subsurface constructed wetlands. *Water air soil pollut* 197: pp. 223-232.

Reddy, K., Patrick, W. y Lindau, C. (1989). Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and oceanography* 34(6): pp. 1004-1013.

Redes. www.redes.org.uy.

Saeed, T. y Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management* 112: pp. 429-448.

Sharmaa, P., Takashia, I., Katob, K., Ietsuguc, H., Tomitad, K. y Nagasawaa, T. (2012). Seasonal efficiency of a hybrid sub-surface flow constructed wetland system in treating milking parlor wastewater at northern Hokkaido. *Ecological engineering* (article in press).

Salgot, M. y Torrens, A. (2008). Presencia de compuestos farmacéuticos en aguas residuales y posibilidades de eliminación en estaciones depuradoras. En: *Aguas continentales Gestión de recursos hídricos, tratamiento y calidad del agua*. CSIC, Madrid. Pp: 225-240.

Shutes, R. (2001). Artificial wetlands and water quality improvement. *Environment international* 26: pp. 441-447.

Sohsalam, P., Englande, A. y Sirianuntapiboon, S. (2006). Effect of plant species on microbial groups and pollutants removal in small constructed wetland. *International Conference on Environment, Penang, Malaysia*.

Solano, M., Soriano, P. y Ciria, M. (2004). Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems engineering* 87 (1): pp. 109-118.

Soto, F., Bécares, E., García, M. y E. Luis, E. (1999). Papel de los macrófitos en el tratamiento de las aguas residuales. II: Eliminación de nutrientes. *Tecnología del agua*, 185: pp. 64-67.

Stein, O., Towler, B., Hook, P. y and Biederman, J. (2007). On fitting the k-Cp first order model to batch loaded sub-surface treatment wetlands. *Water science & technology*, Vol. 56, Nro. 3: pp. 93-99.

Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R. y Moormann H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances* 22: pp. 93-117.

CHRI Tanner, C., Clayton, J. Y Upsdell, M. (1995). Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water reserch*. Vol. 29, Nro. 1: pp. 27-34.

Tanner, C. (2001). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and technology* 44 (11-12): pp. 9-17.

Valderrama, J. (1981). The simultáneus analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: pp. 109-122.

Vidal, G., López, D., Viera, I., Chamorro, S. y Baeza, A. (2013). Control de la contaminación de aguas servidas en áreas rurales de alta sensibilidad sísmica a través de humedales construidos. *Seguridad y medio ambiente*, Año 33, nro. 131: pp.52-60.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Green, M. y Habert, R. (1998). Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. *Backhuys publishers*, Leiden: p. 366.

Vymazal, J. (2001). Constructed wetlands for wastewater treatment in th Czech Republic. *Water science and technology*, Vol. 44, Nro. 11-12: pp. 369-374.

Vymazal, J. (2002). The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic:10 years experience. *Ecological Engineering* 18: pp. 633-646.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment* 380: pp. 48-65

Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological engineering* 3, 5: pp. 1-17.

Watson, J., Reed, S., Kadlec, R., Knight, R. & Whitehouse, A. (1989). Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, industrial and agricultural*. Lewis publishers, Chelsea Michigan: pp. 319-351.

Wu, H., Zhang, J., Wei, R., Liang, S., Li, C. Y Xie, H. (2013). Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes. *Environment sciences reserch* 20: pp. 443-451.

Ye, F. y Li, Y. (2009). Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological engineering* 35 (7): pp. 1043-1050.

Zalewski, M. 2002. Ecohydrology- the use of ecological and hydrologîcal processes for sustainable management of water resources. *Hydrologîcal Sciences-Journal-des Sciences hydrologiques*, 47(5).

Zhanga, I., Xiaa, X., Zhaoa, Y., Xia, B., Yana, Y., Guoa, X., Xiongb, Y. y Zhanc, J. (2011). The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering* 37: pp. 1614-1619.

Zhu, W., Cui, L., Ouyang, Y, Long, C. y Tang, X. (2011). Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. *Soil science society of China. Pedosphere* 21(4): pp. 454-463.

ANEXO

	Temperatura agua	Oxígeno disuelto	pH	Conductividad	Temperatura aire	Tanque A	Vientos	Carga DBO5	Remoción DBO5	Carga DQO	Remoción DQO	Carga sólidos susp.	Remoción sólidos s.
Temperatura agua	1,0000 p= ---	-.7922 p= 000	-.6677 p= 002	.4607 p= 043	.8677 p= 000	.7574 p= 000	.0817 p= 747	.2137 p= 395	.0800 p= 728	.3716 p= 129	-.1014 p= 689	.5432 p= 020	.4703 p= 049
Oxígeno disuelto	-.7922 p= 000	1,0000 p= ---	.6341 p= 005	-.5360 p= 022	-.6891 p= 002	-.7178 p= 001	-.1584 p= 530	-.0046 p= 985	.0272 p= 915	-.1641 p= 515	-.1312 p= 604	-.3689 p= 132	-.3487 p= 156
pH	-.6677 p= 002	.6341 p= 005	1,0000 p= ---	-.1046 p= 679	-.5644 p= 015	-.3640 p= 116	-.1927 p= 444	.0136 p= 957	-.1198 p= 636	-.0623 p= 806	.0004 p= 999	-.2124 p= 397	-.5084 p= 031
Conductividad	.4607 p= 043	-.5363 p= 022	-.1046 p= 679	1,0000 p= ---	.2125 p= 397	.2606 p= 259	-.1482 p= 557	.1079 p= 670	-.0182 p= 943	.2435 p= 330	-.0665 p= 788	.4205 p= 082	.057 p= 676
Temperatura aire	.8677 p= 000	-.6891 p= 002	-.5644 p= 015	.2125 p= 397	1,0000 p= ---	.9039 p= 000	.379 p= 199	.1964 p= 435	.0125 p= 958	.3749 p= 125	-.1051 p= 678	.5404 p= 021	.5279 p= 024
Tanque A	.7574 p= 000	-.7173 p= 001	-.3640 p= 116	.2606 p= 259	.9039 p= 000	1,0000 p= ---	.4219 p= 081	.2928 p= 238	.0803 p= 737	.4615 p= 054	.0329 p= 897	.5807 p= 011	.5332 p= 023
Vientos	.0817 p= 747	-.1584 p= 530	-.1927 p= 444	-.1482 p= 557	.3179 p= 199	.4219 p= 081	1,0000 p= ---	.0573 p= 821	.0838 p= 741	.1078 p= 670	.2234 p= 373	.1039 p= 682	.5430 p= 020
Carga DBO5	.2137 p= 395	-.0045 p= 965	.0136 p= 957	.1079 p= 670	.1964 p= 435	.2928 p= 238	.0573 p= 821	1,0000 p= ---	.7138 p= 001	.9677 p= 000	.5096 p= 037	.7295 p= 001	.293 p= 609
Remoción DBO5	.0800 p= 728	.0272 p= 915	-.1198 p= 636	-.0182 p= 943	.0135 p= 958	.0653 p= 737	.0838 p= 741	.7138 p= 001	1,0000 p= ---	.6299 p= 005	.9070 p= 000	.4039 p= 086	.2273 p= 364
Carga DQO	.3716 p= 129	-.1641 p= 515	-.0623 p= 806	.2435 p= 330	.3749 p= 125	.4615 p= 054	.1078 p= 670	.9677 p= 005	.6299 p= 005	1,0000 p= ---	.4260 p= 078	.6596 p= 000	.2149 p= 392
Remoción DQO	-.1014 p= 689	.1312 p= 604	.0004 p= 999	-.0683 p= 788	-.1051 p= 678	.0329 p= 897	.2234 p= 373	.5096 p= 031	.9070 p= 000	.4260 p= 078	1,0000 p= ---	.2487 p= 320	.3045 p= 219
Carga sólidos susp.	.5432 p= 020	-.3689 p= 132	-.2124 p= 397	.4205 p= 082	.5404 p= 021	.5607 p= 011	.1039 p= 682	.7295 p= 001	.4039 p= 096	.6596 p= 000	.2487 p= 320	1,0000 p= ---	.3336 p= 176
Remoción sólidos s.	.4703 p= 049	-.3487 p= 156	-.5084 p= 031	.1057 p= 676	.5279 p= 024	.5332 p= 023	.5430 p= 020	.1293 p= 609	.2273 p= 364	.2149 p= 392	.3045 p= 219	.3336 p= 176	1,0000 p= ---
Carga materia org.	.5364 p= 022	-.3493 p= 155	-.2156 p= 390	.3686 p= 132	.5411 p= 020	.5838 p= 011	.1245 p= 623	.7692 p= 000	.4266 p= 076	.8878 p= 000	.2662 p= 286	.9953 p= 000	.3533 p= 150
Remoción mat. Org.	.3760 p= 124	-.3101 p= 210	-.5050 p= 033	-.0044 p= 986	.4605 p= 054	.4711 p= 049	.5624 p= 015	.1624 p= 520	.2345 p= 349	.2236 p= 372	.2818 p= 257	.3004 p= 226	.9611 p= 000
Carga amonios	.8021 p= 008	-.4742 p= 047	-.3796 p= 120	-.0039 p= 988	.7051 p= 001	.8892 p= 002	.1217 p= 630	.4874 p= 036	.0709 p= 780	.8056 p= 008	-.1606 p= 524	.7035 p= 001	.544 p= 541
Remoción amonios	-.0323 p= 899	-.2851 p= 252	.1157 p= 648	-.2781 p= 264	.2067 p= 410	.3018 p= 223	.2229 p= 374	-.2710 p= 277	-.4285 p= 076	-.2073 p= 409	-.4365 p= 070	-.1486 p= 556	-.2965 p= 229
Carga nitratos	.3684 p= 133	-.4243 p= 079	-.1525 p= 546	.3487 p= 155	.4164 p= 086	.4458 p= 064	.4217 p= 081	.2301 p= 358	-.0673 p= 791	.3388 p= 169	-.1752 p= 487	.3443 p= 162	.4269 p= 077
Remoción nitratos	.0501 p= 844	-.2013 p= 423	.0897 p= 723	.1987 p= 429	.0650 p= 798	.2103 p= 402	.4470 p= 063	-.1695 p= 501	.0276 p= 913	-.1572 p= 533	.1380 p= 585	-.2451 p= 327	.4370 p= 070
Carga nitrógeno tot.	.6349 p= 005	-.4513 p= 060	-.2184 p= 384	.0345 p= 892	.7233 p= 001	.7307 p= 001	.1282 p= 612	.5885 p= 010	.1512 p= 549	.8621 p= 002	-.0971 p= 707	.8502 p= 003	.2385 p= 341
Remoción nitrógeno	.1038 p= 682	-.0632 p= 803	.0840 p= 740	-.2314 p= 356	.1852 p= 462	.1928 p= 443	-.1648 p= 513	.1283 p= 612	.0511 p= 840	.1349 p= 594	-.1556 p= 537	-.0214 p= 933	-.1787 p= 478
Carga FRS	-.2011 p= 424	.4268 p= 077	.1125 p= 656	-.4207 p= 082	-.0976 p= 700	-.1106 p= 662	.1037 p= 682	.7462 p= 000	.6764 p= 002	.6251 p= 006	.5452 p= 019	.3736 p= 127	-.0433 p= 864
Remoción PRS	-.0638 p= 601	.1273 p= 615	.0035 p= 989	-.1685 p= 504	-.1728 p= 493	-.2563 p= 305	.128 p= 656	.2032 p= 419	.2755 p= 269	.0846 p= 708	.0699 p= 783	-.1040 p= 681	-.2069 p= 410
Carga fósforo tot.	.0681 p= 728	-.1072 p= 672	-.1613 p= 523	.2126 p= 397	.1235 p= 625	.0298 p= 907	.1793 p= 477	.2881 p= 282	.3061 p= 219	.3026 p= 222	.2871 p= 246	.4399 p= 086	-.0428 p= 666
Remoción fósforo t.	.2854 p= 251	-.1377 p= 606	-.0764 p= 754	-.2853 p= 249	.4574 p= 056	.3636 p= 138	.1430 p= 571	.1250 p= 621	.2628 p= 292	.1902 p= 450	.2290 p= 363	.2783 p= 263	-.3045 p= 986

	Carga materia org.	Remoción mat. Org.	Carga amonios	Remoción amonios	Carga nitratos	Remoción nitratos	Carga nitrógeno tot.	Remoción nitrógeno	Carga PRS	Remoción PRS	Carga fósforo tot.	Remoción fósforo t.
Temperatura agua	5364 p=,022	,3760 p=,124	,6021 p=,008	-,0323 p=,899	,3684 p=,133	,0501 p=,844	,6348 p=,005	,1038 p=,682	-,2011 p=,424	-,0638 p=,801	,0881 p=,728	,2854 p=,251
Oxígeno disuelto	-,3498 p=,155	-,3101 p=,210	-,4742 p=,047	-,2851 p=,252	-,4240 p=,079	-,2013 p=,423	-,4516 p=,060	-,0632 p=,803	,4268 p=,077	,1273 p=,615	-,1072 p=,672	-,1677 p=,506
pH	-,2156 p=,390	-,5050 p=,033	-,3796 p=,120	,1157 p=,648	-,1525 p=,546	,0897 p=,723	-,2184 p=,384	,0840 p=,740	,1129 p=,656	,0035 p=,989	-,1613 p=,523	-,0794 p=,754
Conductividad	,3686 p=,132	-,0044 p=,986	-,0039 p=,988	-,2781 p=,264	,3497 p=,155	,1987 p=,429	,0345 p=,892	-,2314 p=,356	-,4207 p=,082	-,1685 p=,504	,2126 p=,397	-,2863 p=,249
Temperatura aire	,5411 p=,020	,4605 p=,054	,7051 p=,001	,2067 p=,410	,4164 p=,086	,0650 p=,798	,7233 p=,001	,1852 p=,462	-,0976 p=,700	-,1728 p=,493	,1235 p=,625	,4574 p=,056
Tanque A	,5838 p=,011	,4711 p=,048	,6892 p=,002	,3018 p=,223	,4458 p=,064	,2103 p=,402	,7307 p=,001	,1928 p=,443	-,1106 p=,662	-,2563 p=,305	,0298 p=,907	,3636 p=,138
Vientos	,1245 p=,623	,5624 p=,015	,1217 p=,630	,2229 p=,374	,4217 p=,081	,4470 p=,063	,1262 p=,612	-,1648 p=,513	,1037 p=,682	,1128 p=,656	,1793 p=,477	,1430 p=,571
Carga DBO5	,7692 p=,000	,1624 p=,520	,4974 p=,036	-,2710 p=,277	,2301 p=,358	-,1695 p=,501	,5885 p=,010	,1283 p=,612	,7462 p=,000	,2032 p=,419	,2681 p=,282	,1250 p=,621
Remoción DBO5	,4286 p=,076	,2345 p=,349	,0709 p=,780	-,4285 p=,076	-,0673 p=,791	,0276 p=,913	,1512 p=,549	,0511 p=,840	,6764 p=,002	,2755 p=,269	,3051 p=,218	,2628 p=,292
Carga DQO	,8878 p=,000	,2236 p=,372	,6056 p=,008	-,2073 p=,409	,3388 p=,169	-,1572 p=,533	,6821 p=,002	,1349 p=,594	,6251 p=,006	,0948 p=,708	,3026 p=,222	,1902 p=,450
Remoción DQO	,2662 p=,286	,2618 p=,257	-,1606 p=,524	-,4363 p=,070	-,1752 p=,487	,1380 p=,585	-,0971 p=,701	-,1559 p=,537	,5452 p=,019	,0699 p=,783	,2871 p=,248	,2280 p=,363
Carga sólidos susp.	,9953 p=,000	,3004 p=,226	,7035 p=,001	-,1486 p=,556	,3443 p=,162	-,2451 p=,327	,6502 p=,003	-,0214 p=,933	,3736 p=,127	-,1040 p=,681	,4399 p=,068	,2783 p=,263
Remoción sólidos s.	,3533 p=,150	,9611 p=,000	,1544 p=,541	-,2985 p=,229	,4269 p=,077	,4370 p=,070	,2385 p=,341	-,1787 p=,478	-,0433 p=,864	-,2069 p=,410	-,0428 p=,866	-,0045 p=,986
Carga materia org.	1,0000 p=---	,3334 p=,176	,7203 p=,001	-,1507 p=,551	,3541 p=,149	-,2441 p=,329	,6836 p=,002	-,0098 p=,969	,4209 p=,082	-,0805 p=,751	,4103 p=,091	,2827 p=,256
Remoción mat. Org.	,3334 p=,176	1,0000 p=---	,1769 p=,482	-,2573 p=,303	,4234 p=,080	,3667 p=,134	,2625 p=,293	-,1808 p=,473	,0510 p=,841	-,1472 p=,560	-,0374 p=,883	-,0477 p=,851
Carga amonios	,7203 p=,001	,1769 p=,482	1,0000 p=---	,3487 p=,156	,2318 p=,355	-,3564 p=,147	,8626 p=,000	,2618 p=,294	,2931 p=,238	-,0000 p=1,00	,1950 p=,438	,3977 p=,102
Remoción amonios	-,1507 p=,551	-,2573 p=,303	,3487 p=,156	1,0000 p=---	,2071 p=,410	,0771 p=,761	,3108 p=,209	,4927 p=,038	-,2473 p=,323	,0369 p=,884	-,1856 p=,461	,3804 p=,119
Carga nitratos	,3541 p=,149	,4234 p=,080	,2318 p=,355	,2071 p=,410	1,0000 p=---	,4567 p=,048	-,1120 p=,057	,4572 p=,321	,2450 p=,473	,0091 p=,829	-,0507 p=,743	,4063 p=,861
Remoción nitratos	-,2441 p=,329	,3667 p=,134	-,3564 p=,147	,0771 p=,761	,4717 p=,048	1,0000 p=---	-,1120 p=,658	,1499 p=,553	-,3270 p=,185	,1933 p=,442	-,3022 p=,223	-,2235 p=,373
Carga nitrógeno tot.	,6836 p=,002	,2625 p=,293	,8626 p=,000	,3108 p=,209	,4567 p=,057	-,1120 p=,658	1,0000 p=---	,4572 p=,327	,2450 p=,327	,0091 p=---	-,0507 p=,842	,4063 p=,094
Remoción nitrógeno	-,0098 p=,969	-,1808 p=,473	,2618 p=,294	,4927 p=,038	,2480 p=,321	,1499 p=,553	,4572 p=,056	1,0000 p=---	-,0055 p=,983	,1954 p=,437	-,5421 p=,020	,2537 p=,310
Carga PRS	,4209 p=,082	,0510 p=,841	,2931 p=,238	-,2473 p=,323	-,1806 p=,473	-,3270 p=,185	,2450 p=,327	-,0055 p=,983	1,0000 p=---	,4513 p=---	,4247 p=,079	,2364 p=,345
Remoción PRS	-,0805 p=,751	-,1472 p=,560	-,0000 p=1,00	,0369 p=,884	,1954 p=,829	,0091 p=,442	,1954 p=,971	,4513 p=,437	1,0000 p=,060	,2170 p=---	,0190 p=,387	1,0000 p=,940
Carga fósforo tot.	,4103 p=,091	-,0374 p=,883	,1950 p=,438	-,1856 p=,461	-,0831 p=,743	-,3022 p=,223	-,0507 p=,842	-,5421 p=,020	,4247 p=,060	,2170 p=---	1,0000 p=---	,2501 p=,317
Remoción fósforo t.	,2827 p=,256	-,0477 p=,851	,3977 p=,102	,3804 p=,119	-,0445 p=,861	-,2235 p=,373	,4063 p=,094	,2537 p=,310	,2364 p=,345	,0190 p=,940	,2501 p=,317	1,0000 p=---

	Media	Desvío estándar	Temperatura a agua	Oxígeno disuelto	pH	Conductividad	Temperatura a aire	Tanque A	Vientos	Carga amonios	Remoción amonios
Temperatura agua	17,7167	4,96793	1,000000	-0,880386	-0,346035	0,597588	0,964935	0,861129	0,099097	0,671328	0,389739
Oxígeno disuelto	1,3174	0,97781	-0,880386	1,000000	0,378456	-0,607473	-0,890825	-0,814946	-0,156616	-0,491396	-0,661491
pH	7,0368	0,15416	-0,346035	0,378456	1,000000	0,038696	-0,354710	-0,054285	-0,053816	-0,297190	-0,431144
Conductividad	1,5686	0,51494	0,597588	-0,607473	0,038696	1,000000	0,551065	0,577098	0,080312	0,188231	-0,062170
Temperatura aire	18,4950	3,87766	0,964935	-0,890825	-0,354710	0,551065	1,000000	0,908593	0,135157	0,580569	0,422680
Tanque A	5,1608	2,44780	0,861129	-0,814946	-0,054285	0,577098	0,908593	1,000000	0,299509	0,552114	0,398593
Vientos	176,1667	35,01125	0,099097	-0,156616	-0,053816	0,080312	0,135157	0,299509	1,000000	-0,156063	0,210843
Carga amonios	1,4992	1,03275	0,671328	-0,491396	-0,297190	0,188231	0,580569	0,552114	-0,156063	1,000000	0,360559
Remoción amonios	0,0040	0,26624	0,389739	-0,661491	-0,431144	-0,062170	0,422680	0,398593	0,210843	0,360559	1,000000
Carga nitratos	0,0051	0,00351	0,378330	-0,460652	-0,096236	0,493891	0,338990	0,371249	0,491231	0,077905	0,180233
Remoción nitratos	-0,0259	0,43803	0,123241	-0,289609	0,267497	0,303792	0,137379	0,262072	0,569668	-0,432398	0,161788
Carga nitrógeno tot.	2,7556	1,84492	0,748436	-0,514079	-0,060421	0,196989	0,670067	0,676413	0,032473	0,842300	0,278459
Remoción nitrógeno	0,2243	0,23064	0,063345	-0,208645	0,100502	-0,290792	0,024411	0,112686	0,119462	0,185320	0,667637
Carga PRS	0,2560	0,17148	-0,245913	0,544126	0,334910	-0,306902	-0,343470	-0,309815	-0,118006	0,217588	-0,509179
Remoción PRS	-0,2002	1,18091	-0,094035	0,135334	0,028405	-0,196943	-0,233083	-0,297949	0,150328	0,048239	0,117377
Carga fósforo tot.	0,5251	0,48925	0,088643	-0,033714	0,015566	0,367097	0,000385	-0,104142	-0,191461	0,155419	-0,280584
Remoción fósforo t.	0,0600	0,14785	0,263208	-0,292776	-0,161638	-0,246038	0,343479	0,275247	0,120735	0,274248	0,354123
Carga potasio	1,5977	0,76936	0,499788	-0,220047	0,093686	0,488149	0,391676	0,429680	-0,089597	0,720565	-0,236535
Remoción potasio	0,1357	0,17722	-0,160073	-0,020044	-0,203490	-0,710130	-0,102023	-0,135824	0,147253	0,032203	0,613246

	Carga nitratos	Remoción nitratos	Carga nitrógeno tot.	Remoción nitrógeno	Carga PRS	Remoción PRS	Carga fósforo tot.	Remoción fósforo t.	Carga potasio	Remoción potasio
Temperatura agua	0,378330	0,123241	0,748436	0,053345	-0,245913	-0,094035	0,088643	0,263208	0,499788	-0,160073
Oxígeno disuelto	-0,460652	-0,289609	-0,514079	-0,208645	0,544126	0,135334	-0,033714	-0,292776	-0,220047	-0,020044
pH	-0,096236	0,267497	-0,060421	0,100502	0,334910	0,028405	0,015566	-0,161638	0,093685	-0,203490
Conductividad	0,493891	0,303792	0,196989	-0,290792	-0,306902	-0,196943	0,367097	-0,246038	0,488149	-0,710130
Temperatura aire	0,338990	0,137379	0,670067	0,024411	-0,343470	-0,233083	0,000385	0,343479	0,391676	-0,102023
Tanque A	0,371249	0,262072	0,676413	0,112686	-0,309815	-0,297949	-0,104142	0,275247	0,429880	-0,136824
Vientos	0,491231	0,569668	0,032473	0,119462	-0,118006	0,150328	-0,191461	0,120735	-0,089597	0,147253
Carga amonios	0,077905	-0,432398	0,842300	0,185320	0,217588	0,048239	0,155419	0,274248	0,720565	0,032203
Remoción amonios	0,180233	0,161788	0,278469	0,667637	-0,509179	0,117377	-0,280584	0,354123	-0,235535	0,613246
Carga nitratos	1,000000	0,565585	0,337569	0,149332	-0,254426	0,103042	-0,114488	-0,212901	0,243296	-0,256837
Remoción nitratos	0,565585	1,000000	-0,095872	0,356139	-0,416166	0,158706	-0,311234	-0,148608	-0,325083	-0,055510
Carga nitrógeno tot.	0,337569	-0,095872	1,000000	0,279089	0,219009	0,089972	-0,047741	0,260055	0,682228	0,009386
Remoción nitrógeno	0,149332	0,356139	0,279089	1,000000	-0,078916	0,541917	-0,397131	0,093303	-0,193990	0,511854
Carga PRS	-0,254426	-0,416166	0,219009	-0,078916	1,000000	0,490305	0,481554	0,223576	0,533037	0,015669
Remoción PRS	0,103042	0,158706	0,089972	0,541917	0,490305	1,000000	0,301110	0,077793	0,106871	0,236270
Carga fósforo tot.	-0,114488	-0,311234	-0,047741	-0,397131	0,481554	0,301110	1,000000	0,304123	0,508866	-0,188776
Remoción fósforo t.	-0,212901	-0,148608	0,260055	0,093303	0,223576	0,077793	0,304123	1,000000	0,058491	0,683685
Carga potasio	0,243296	-0,325083	0,682228	-0,193990	0,533037	0,106871	0,508866	0,058491	1,000000	-0,462621
Remoción potasio	-0,256837	-0,055510	0,009386	0,511854	0,015669	0,236270	-0,188776	0,683685	-0,462621	1,000000

