

TESIS DOCTORAL

JULIÁN ANDRÉS PARADA ALBARRACÍN



**CONTROL MICROBIOLÓGICO
OPERACIONAL EN EL TRATAMIENTO
DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
MEDIANTE BIORREACTORES DE
MEMBRANA (MBR)**

**UNIVERSIDAD DE GRANADA
2015**

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales

Autor: Julián Andrés Parada Albarracín

ISBN: 978-84-9125-789-9

URI: <http://hdl.handle.net/10481/43559>

**UNIVERSIDAD DE GRANADA
2015**

**CONTROL MICROBIOLÓGICO
OPERACIONAL EN EL TRATAMIENTO DE
AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE
BIORREACTORES DE MEMBRANA (MBR)**

**Memoria presentada por Don. JULIÁN ANDRÉS
PARADA ALBARRACÍN para optar al grado de
Doctor con Mención Internacional por la
Universidad de Granada**

JULIÁN ANDRÉS PARADA ALBARRACÍN

DIRECTOR

**MIGUEL ÁNGEL GÓMEZ NIETO
Dpto. Ingeniería Civil**

El doctorando Julián Andrés Parada Albarracín y el director de la tesis Miguel Angel Gómez Nieto. Garantizamos, al firmar esta tesis doctoral, que el trabajo ha sido realizado por el doctorando bajo la dirección de los directores de la tesis y hasta donde nuestro conocimiento alcanza, en la realización del trabajo, se han respetado los derechos de otros autores a ser citados, cuando se han utilizado sus resultados o publicaciones.

Granada, 10 de noviembre de 2015

Director/es de la Tesis

Doctorando



Fdo.:

Fdo.:

Miguel Angel Gómez Nieto

Julián Andrés Parada Albarracín



Este trabajo ha sido realizado dentro del grupo de investigación TEP-239, "Tecnologías para la Gestión y el Tratamiento del Agua", en el marco del proyecto denominado "Modelización del proceso de depuración biológica de aguas residuales urbanas mediante la tecnología de biorreactores de membrana sumergida" (NET 324936/1), que ha sido financiado por la Agencia Andaluza del Agua a través de EGMASA, mediante fondos FEDER de la Unión Europea.

Las instalaciones experimentales en las que se ha basado esta investigación se construyeron en la EDAR Granada-Sur, contando con la colaboración de las empresas VICENOR y EMASAGRA para el mantenimiento de las instalaciones a lo largo de todo el proyecto.

La parte analítica de la investigación se ha llevado a cabo tanto en los laboratorios del área de Tecnologías del Medio Ambiente, del Departamento de Ingeniería Civil de la E.T.S. de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos y del Instituto del Agua, de la Universidad de Granada, así, como en los laboratorios del Freshwater Biological Association bajo la supervisión de la Dr. Genoveva F. Esteban de la Universidad de Bournemouth (Reino Unido).

Agradecimientos

En primer lugar dar las gracias a Miguel Ángel Gómez Nieto director de esta tesis doctoral, por su dedicación, paciencia y su perseverancia, por abrirme las puertas del laboratorio y del grupo de investigación, animándome a tal punto que hoy cerramos un capítulo más en nuestras vidas, excelente profesional y persona, siempre lo recordaré como un ejemplo de superación y por sus inagotables ganas de trabajar.

A mis compañeros de viaje por los MBR y la depuración de aguas residuales Juan, Luzmi y Dani, buenas charlas hemos tenido y grandes experiencias. Demás, compañeros de laboratorio como Gloria, Paco, Jaime, Eugenio, Cristina, Ángela, Juan Carlos, Alejandro, Fátima y especialmente a Bernabé siempre dispuesto a echar una mano y buenas prácticas durante estos años. José Manuel y Jorge excelentes profesionales, a todos gracias.

A Genoveva Esteban por abrirme las puertas del Microbial Ecology Laboratory en la Freshwater Biological Association FBA en aquella campiña inglesa, por sus consejos y apoyo incondicional. Gracias también al vicerrectorado de investigación de la Universidad de Granada por la ayuda de movilidad internacional para estudiantes de doctorado, crucial para la realización de la estancia en Inglaterra.

Esta tesis concretamente lleva el nombre de mis padres Humberto el chato Parada y mi querida madre Lucerito gracias por su ayuda y comprensión por alejarme de casa tanto tiempo, a Javi mi hermano; ahora si empieza lo bueno, con su apoyo y confianza lo he logrado.

Por supuesto a Nerea la madre de mis hijos lule y Urko, por su amor y entrega, por aguantarme durante dos tesis que han dado lugar a numerosas experiencias, momentos inolvidables y difíciles Azko maite zaitut polita. A mi familia adoptiva los aitatxis Pili y José Antonio, Unai, Aitziber y la sobrina, milla esker denak.

RESUMEN

La tecnología de biorreactores de membrana (MBR) está siendo cada vez más utilizada en el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales, debido a sus ventajas técnicas y operacionales tales como menores necesidades de espacio, menor producción de fango o producción de efluentes de alta calidad con eliminación de bacterias y virus. Sin embargo, también presenta desventajas como el mayor consumo energético o problemas de ensuciamiento de las membranas.

Al igual que en los sistemas convencionales de fangos activos (CASP), los microorganismos son la base esencial del proceso de depuración biológica de aguas residuales en los sistemas MBR, presentando una red trófica compuesta por organismos autótrofos y heterótrofos, degradadores de materia orgánica, dando como resultado aumento de la biomasa, transformación y eliminación de nutrientes como nitrógeno y fósforo. Este conjunto de degradadores sirven a su vez de presas a organismos heterótrofos como protozoos y metazoos, los cuales se alimentan de bacterias libres, floculantes y filamentosas, protozoos, algas y hongos, participando en la clarificación del efluente, reduciendo el contenido en materia orgánica, participando en el reciclaje de nutrientes y procesos de biofloculación, formación de biopelículas y eliminando microorganismos patógenos.

La diversidad y tipología del conjunto de organismos implicados en el proceso depurador puede proporcionar una valiosa información sobre el estado ecológico de la biomasa, razón por la que el presente trabajo está orientado a evaluar el papel asesor de los principales grupos de microorganismos indicadores del fango activo (protistas, metazoos y bacterias filamentosas) sobre la calidad del efluente, estabilidad de la biomasa y características del proceso en sistemas MBR. Para ello se identifican y enumerarán los principales componentes de la microfauna presentes en el fango activo de dos sistemas MBR aplicados al tratamiento de aguas residuales urbanas, se estudia la dinámica poblacional en función del tipo de proceso (microfiltración y ultrafiltración) y las variables tiempo de retención celular (SRT), tiempo de retención hidráulico (HRT), temperatura y carga contaminante, se analiza la correlación existente entre las características del proceso y la microbiota

analizada y se determina el papel bioindicador de los protozoos y metazoos en la tecnología MBR en base a la calidad del efluente.

Para determinar la calidad biológica del fango activo se analiza la abundancia de protozoos, metazoos y bacterias filamentosas, así como los siguientes índices: Índice Biótico del Fango (SBI), Índice de Margalef (Mg), Índice de Shannon-Weaver, Índice de Simpson, el Índice de Filamentos (IF), y la Técnica Simplificada para el Recuento de Filamentos (STFC), así como su relación con las variables ambientales, operacionales y de calidad del efluente.

Para el estudio se han empleado dos instalaciones experimentales MBR a escala industrial, las cuales han trabajado en paralelo y se han alimentado con la misma agua residual urbana pretratada convencionalmente en la EDAR – Sur de Granada. El sistema MBR-MF empleado en la investigación estaba equipado con membranas planas para microfiltración de 0,4 μm de tamaño nominal del poro. En cambio, el sistema MBR-UF estaba equipado con membranas de fibra hueca para ultrafiltración de 0,034 μm de tamaño nominal del poro. Ambos sistemas trabajaron con SRT de 20, 25, 30 y 35 días y HRT de 32, 35 y 40 horas. Durante el estudio se consideraron cuatro rangos de temperatura (< 15 °C, 16-20 °C, 21-25 °C y > 26 °C) y varios estadios de carga orgánica entre 0,4 – 1,1 Kg DQO/m³ y cuatro rangos de concentración de MLSS (0-5, 6-10, 11-15 y > 16 g/L). Ambos sistemas presentaron la misma configuración en pre-desnitrificación, con un biorreactor anóxico, un biorreactor aireado donde tiene lugar la degradación de la materia orgánica y la transformación de amonio y un biorreactor de membranas en el que tiene lugar la separación del fango activo y el efluente mediante membranas.

Bajo las condiciones operacionales y ambientales de trabajo se presentó una gran densidad y diversidad de protozoos (amebas desnudas y testadas, flagelados, ciliados y suctores, metazoos (rotíferos y nematodos), bacterias (libres, formadoras de flóculos, filamentosas), algas y diatomeas, los cuales componen el ecosistema creado en los sistemas MBR analizados. La microfauna desarrollada ha sido equilibrada y muy diversa permitiendo una elevada eliminación de materia orgánica lo cual repercute en un buen rendimiento en la

depuración y en la calidad del efluente tratado con valores medios de DBO₅ y DQO del efluente especialmente bajos.

El tipo de tecnología empleada no influyó sobre las poblaciones estudiadas, siendo las variables temperatura y carga orgánica las más influyentes en la densidad y diversidad poblacional.

Bajo las condiciones operacionales del estudio destacó la constante alta densidad de bacterias filamentosas, principalmente representada por el grupo nocardiforme, lo que no afectó al proceso salvo por pérdidas puntuales de biomasa. Indicadores como el IF y STFC, no son apropiados para predecir problemas causados por filamentosas en sistemas MBR, siendo más adecuado un seguimiento de especies concretas.

Los resultados muestran que los índices usados para evaluar la calidad del fango activo, tales como el SBI, índice de Margalef, índice de Shannon y el índice de Simpson, reflejan la riqueza, biodiversidad y equidad de un ecosistema y no son del todo aplicables a los sistemas MBR, ya que no tienen en cuenta las variables ambientales y operacionales. Cada grupo de protozoos presentan una importancia a la hora de evaluar un sistema de tratamiento de aguas residuales (CASP o MBR), por lo que una adaptación de los índices existentes, especialmente el SBI, o el uso de grupos específicos para analizar in situ el estado del proceso son necesarios, estos índices son escasos y la información existente crea confusiones y no está del todo claro el papel de cada grupo de microorganismos en el proceso depurador acontecido en el sistema MBR.

El grupo de ciliados reptantes (grupo positivo en el SBI) y sésiles pierde valor indicador en los sistemas MBR, mientras que los pequeños flagelados (grupo negativo en el SBI) y amebas desnudas (no incluida en el SBI) mostraron asociación positiva con la calidad del efluente en los sistemas MBR y asociados a condiciones de nitrificación. Los ciliados libres y carnívoros presentaron baja abundancia y fueron observados ocasionalmente en los sistemas MBR. Las amebas testadas presentan igual valor indicador que el presentado en CASP, mientras que el grupo de suctores y rotíferos presentaron gran valor indicador tanto

de funcionamiento del proceso como en la calidad del efluente. Es destacable el potencial valor indicador de algas y diatomeas sobre la calidad del efluente.

El uso y seguimiento de determinados microorganismos indicadores en el sistema MBR puede suponer varias ventajas como son la predicción de problemas de esponjamiento del fango y formación de espuma, anticipar problemas en la transformación y eliminación de nutrientes y descensos en la capacidad de eliminación de materia orgánica.

ABSTRACT

Membrane bioreactor (MBR) technology is becoming steadily more used for treating urban and industrial waste waters due to its technical and operational advantages as well as the need for less space and lower production of sludge or production of high-quality effluents with the elimination of bacteria and viruses. However, it also presents disadvantages such as the greater energy consumption and problems of membrane fouling.

As in systems of conventional activated sludge processes (CASP), the microorganisms are the essential base of the biological purification process for waste waters in MBR systems, presenting a compound trophic network composed of autotrophic and heterotrophic organisms. Autotrophic degraders of organic matter result in greater biomass as well as the transformation and elimination of nutrients such as nitrogen and phosphorus. These degraders in turn serve as prey for heterotrophic organisms such as protozoa, algae, and fungus, these participating in the clarification of the effluent by reducing the organic-matter content, recycling of nutrients, triggering bioflocculation processes, forming biofilms, and eliminating pathogenic microorganisms.

The diversity and typology of the group of organisms involved in the purification process can provide valuable information on the ecological state of the biomass. Thus, the present work is directed at evaluating the role of the main microorganism indicator groups of activated sludge (protists, metazoans, and filamentous bacteria) on the quality of the effluent, stability of the biomass, and characteristics of the process in MBR systems. For this, a study was made of the main components of the microfauna present in the activated sludge of two MBR systems applied to the treatment of urban sewage. The population dynamics was studied according to the type of process (microfiltration and ultrafiltration) and the time variables of cell retention (SRT), hydraulic retention time (HRT), temperature, and contaminant load, analysing the correlation between the characteristics of the process and the microbiota analysed as well as determining the bioindicator role of protozoans and metazoans in the MBR technology based on the quality of the effluent.

The biological quality of the activated sludge was determined by analysing the abundance of protozoans, metazoans, and filamentous bacteria, as well as the following indices: sludge biotic index (SBI), Margalef index (Mg), Shannon-Weaver index, Simpson index, Filament index (IF), and the simplified technique of filamentous count (STFC), as well as its relation to environmental variables, operational factors, and effluent quality.

For this study, two experimental MBR facilities were used at an industrial scale, which had worked in parallel and had been fed with the same conventionally pretreated urban sewage in the EDAR-Sur de Granada. The MBR-MF system used in the study was equipped with microfiltration membranes of 0.4 μm nominal pore size, while the MBR-UF system used hollow-fibre ultrafiltration membranes of 0.034 μm nominal pore size. Both systems worked with SRT of 20, 25, 30, and 35 days and an HRT of 32, 35, and 40 h. During the study, four temperature ranges were considered (< 15°C, 16-20°C, 21-25°C and > 26°C) and several stages of organic load of between 0.4 – 1.1 Kg DQO/m³ and four concentration ranges of MLSS (0-5, 6-10, 11-15, and > 16 g/L). Both systems presented the same configuration in pre-denitrification, with an anoxic bioreactor, an aerated bioreactor in which the organic matter was degraded and the ammonium was transformed, together with a membrane bioreactor in which the activated sludge was separated from the effluent by membranes.

Under the operational and environmental conditions used, there was a great density and diversity of protozoans (naked and testate amoebas), flagellates, ciliates, suctors, metazoans (rotifers and nematodes), bacteria (free, floc-forming and filamentous), algae, and diatoms, which made up the ecosystem created in the MBR systems analysed. The microfauna developed was balanced and very diverse, enabling a high degree of elimination of organic matter, resulting in good performance of the purification and in the quality of the effluent treated with especially low mean values of DBO₅ and DQO of the effluent.

The type of technology used did not affect the populations studied, the variables temperature and organic load having the most influence on the population density and diversity.

Under the operational conditions used, there was a striking density of filamentous bacteria, represented primarily by the group nocardiforme, which did not affect the process, except for occasional losses of biomass. Indicators such as IF and STFC were not appropriate to predict problems caused by filamentous bacteria in the MBR system, monitoring certain species being more suitable.

The results show that the indices used to evaluate the quality of the activated sludge, such as SBI, the Margalef index, the Shannon index, and the Simpson index, reflected the richness, biodiversity, and balance of an ecosystem and are not entirely applicable to MBR systems, since they do not take into account the environmental or operational variables.

Each group of protozoans bear an importance when a waste-water treatment system (CASP or MBR) is to be evaluated. Thus, an adaptation of the existing indices, especially SBI, or the use of specific groups to analyse *in situ* the state of the process become necessary. These indices are scarce and the existing information creates confusion, as the role of each group of microorganisms is not completely clear in the purification process occurring in the MBR system.

The group of crawling ciliates (positive group in the SBI system) and sessile ones lose value as indicators in MBR systems, while the small flagellates (negative group in the SBI system) and the naked amoebas (not included in the SBI system) showed a positive association with the quality of effluent in the MBR systems and associated with nitrification conditions. Free-swimming carnivorous ciliates had low abundance and were occasionally found in the MBR systems. The testate amoebas presented the same indicator value as in CASP, while the group of suctors and rotifers reached a high indicator value both in functioning of the process as well as in the quality of the effluent. The potential value of the algae and diatoms as indicators of effluent quality was striking.

The use and monitoring of certain microorganisms as indicators in the MBR system may offer several advantages such as the prediction of problems of bulking and foaming, the anticipation of problems in the transformation, and elimination of nutrients and losses in the capacity to eliminate organic matter.

GLOSARIO:

Actinomicetos: bacterias Gram positivas que tienen rasgos superficiales parecidos a los hongos, término aplicado a un grupo de alta composición de bases G + C.

Aerobio: organismos que pueden vivir y desarrollarse en presencia de oxígeno, el cual pueden utilizar como aceptor terminal de electrones. Ambiente en el cual existe oxígeno disuelto y como consecuencia presenta un potencial red-ox oxidante (+).

Aireación: acción de adicionar aire al agua con diferentes finalidades como la transferencia de oxígeno, agitación mediante turbulencia y limpieza en el caso de membranas sumergidas.

Algas: organismos eucariotas fototrópicos, pueden ser unicelulares o multicelulares.

Amebas desnudas: protozoos que pueden alterar su forma por extrusión, su sistema de locomoción es la emisión de pseudópodos o falsos pies, volviendo a su forma original una vez alcanzado el objetivo (desplazamiento y/o nutrición), se alimentan por fagocitosis.

Amebas testadas: amebas las cuales se encierran en valvas de escleroproteínas quitinosas o silíceas (teselas puestas una sobre otra perfectamente), llamadas testas sirviéndoles de protección (*Arcella* sp, *Euglypha* sp).

Amonificación: liberación de amonio a partir de compuestos orgánicos nitrogenados por la acción de microorganismos.

Anabolismo: proceso metabólico involucrado en la síntesis de constituyentes celulares a partir de moléculas simples, requiriendo energía.

Anaerobio: organismos que solo pueden vivir y desarrollarse en ausencia de oxígeno. Ambiente en el cual no hay oxígeno, y el potencial red-ox es de tipo reductor (-).

Anóxico: ambiente en el cual no hay oxígeno pero el potencial red-ox es de tipo oxidante (+) por la presencia de especies diversas como NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} o Fe^{3+} .

Autótrofos: organismos los cuales usan el dióxido de carbono como única fuente de carbono.

Bacteria: organismo procariota, microscópico en tamaño, unicelulares, algunas veces forman colonias, principales descomponedores de materia orgánica junto a los hongos.

Bioacumulación: acumulación de sustancias químicas en tejidos vivos.

Biodegradable: sustancia capaz de ser descompuesta por procesos biológicos.

Biopelícula: Agrupación de células simples o microcolonias embebidas en una matriz polimérica de origen microbiano, formada sobre un sustrato o soporte.

Biofloculación: aglomeración de partículas orgánicas dispersas por la acción de ciertos microorganismos.

Biomasa: es el conjunto de materia viva de un ecosistema, compuesto por organismos vivos metabólicamente activos o no, organismos muertos y otros detritos.

Biorreactor de Membrana (MBR): sistema de fangos activos en el que la separación sólido/líquido se realiza mediante una membrana.

Biorreactor Rotativo (RBC): reactor biológico de biopelícula fija la cual está adherida a un soporte rotativo que permite el paso de la biopelícula por el agua a tratar y por el aire, saturándose así de oxígeno.

Biorreactor Secuencial (SBR): reactor biológico discontinuo que combina una digestión aeróbica y anaeróbica con sedimentación de aguas residuales.

Cilios: finas protuberancias protoplasmáticas dispuestas sobre la superficie celular de microorganismos que desarrollan funciones generalmente de locomoción y alimentación.

Ciliados: clase de protozoos que se distinguen por la presencia de cilios en todo o en gran parte del cuerpo.

Ciliados espirótricos: grupo de protozoos ciliados los cuales presentan un cuerpo aplanado y tienen bien definido el esófago rodeado por un anillo de cilios compuestos (cirros) y una membrana ondulante.

Ciliados hipótricos: tipo de ciliados espirótricos, ciliados móviles de fondo, habitan en los flóculos o cerca de ellos, su desplazamiento es por medio de cirros (*Aspidisca* sp, *Euplotes* sp).

Ciliados holótricos: tipo de protozoos ciliados que se desplazan mediante cilios distribuidos a lo largo de todo el cuerpo por el fango activo, también son conocidos como ciliados carnívoros ya que se alimentan de otros protozoos (*Coleps hirtus*, *Litonotus* spp).

Ciliados perítricos: tipo de protozoos ciliados sésiles o adheridos, poseen un pedúnculo rígido o contráctil de sujeción al sustrato, tienen forma de copa con cilios en el polo apical en el cual se abre el citostoma para su alimentación, pueden encontrarse aislados o en colonias. (*Vorticella* spp, *Epystilis* spp, *Opercularia* spp, etc.). Algunos presentan contractilidad, dada por la presencia del mionema, el cual le da esa característica, estos organismos desarrollan larvas telótrocas.

Cinetia: fila de corpúsculos basales de cilios. Pueden ser somáticas o preorales (*Trochilia* sp).

Cirros: forma particular de agrupación de cilios en determinados microorganismos, modificados según su ubicación pueden ser ventrales, frontales, marginales, transversales o caudales.

Cirtofóridos: ciliados con aparato bucal en forma de cesta compuesta de microtúbulos (*Gastronauta* sp, *Chilodonella* sp, etc.).

Citostoma: apertura celular de ciertos grupos de protozoos dotada de membrana resistente especializada para la fagocitosis. Puede tener forma de microtubo embudo o ranura y la emplean para la entrada de alimento a la célula.

Citofaringe: canal que presentan ciertos protozoos que establece comunicación entre el citostoma y el interior de la célula.

Clarificación: proceso físico en el cual el material suspendido es separado del agua.

Cloroplastos: organelos celulares presentes en células eucariotas (plantas, algas y algunos protozoos) encargados de la fotosíntesis.

Comensalismo: cuando dos organismos coexisten, donde un organismo se beneficia y el otro no se ve afectado.

Detritos: materia vegetal o animal muerta, usualmente consumido por microorganismos, aunque puede presentar baja biodegradabilidad.

Demanda Biológica de Oxígeno (DBO): oxígeno necesario para oxidar por vía biológica la materia orgánica presente en una muestra de agua.

Demanda Química de Oxígeno (DQO): oxígeno necesario para oxidar por vía química la materia reductora presente en una muestra de agua.

Desnitrificación: reducción desasimilatoria de tipo biológico de nitrato o nitrito a óxido nitroso o nitrógeno molecular.

Diatomeas: tipo de algas con estructuras silíceas.

Ecología: ciencia que estudia la relación entre los seres vivos y su entorno.

Ecosistema: interacción entre un conjunto de poblaciones que coexisten en un hábitat determinado (comunidad) con su hábitat y sus condiciones ambientales (biotopo).

Efluente: agua que fluye de un reservorio, tanque o de una planta de tratamiento, quedando en este caso total o parcialmente tratada.

Endosimbionte: tipo de simbiosis en la cual un organismo (el endosimbionte) vive en el interior de otro. Por ejemplo, algunas algas viven en el interior de algunos protozoos.

Eucariota: organismo cuyo núcleo presenta membrana nuclear (núcleo verdadero) y sus organelos están organizados. Plantas, animales, protozoos, hongos.

Euglenoide: tipo de flagelado, normalmente estriado con la presencia/ausencia de cloroplastos, *Euglena* spp.

Extrusomas o tricocistos: corpúsculos con forma de bastoncillos que contienen sustancias paralizantes que pueden ser expulsadas con fines ofensivos o defensivos.

Factores abióticos: que no tienen vida, tales como humedad, agua, suelo, nutrientes, fuego, aire, temperatura, clima.

Facultativo: organismo capaz de adaptarse a ambientes distintos al habitual.

Fagocitosis: modo de introducir en el interior celular moléculas grandes o partículas, rodeándolas con la membrana citoplasmática y formando una vesícula.

Fango: suspensión de la biomasa y sólidos sedimentables separada por métodos físicos o físico-químicos del líquido que los contiene.

Fango activo: es el complejo líquido-fango mantenido en suspensión en los reactores biológicos que conforman el proceso del mismo nombre. Está compuesto por microorganismos activos y latentes, detritus, sustancias procedentes de la actividad metabólica, restos orgánicos biodegradables o no y materia inorgánica entre otros.

Fisión binaria: división transversal de una célula para formar dos nuevas, las cuales contienen el mismo material genético que la célula parental.

Flagelo: estructura más larga que los cilios, con funciones de locomoción y alimentación (flagelados).

Floculación: proceso de agitación lenta provocado por diferentes medios que permiten el contacto y la agregación de partículas coloidales formando flóculos.

Flóculo: aglomeración de pequeñas partículas coloidales mediante interacciones físico-químicas o mediación microbiológica.

Flujo hidráulico: velocidad de un fluido a través de una superficie de diferente naturaleza, expresado como volumen por unidad de tiempo y superficie.

F/M: relación concentración de sustrato vs. concentración de biomasa (aproximación a la concentración de microorganismos), usado como variable en el proceso de fangos activos (Kg DBO₅/Kg MLSS d).

Fotótrofos: organismos los cuales obtienen la energía de la luz solar.

GALO: *Gordonia amarae* like organisms, especies de *Gordonia amarae*.

Heterótrofos: organismos que usan la materia orgánica como fuente de energía.

Hidrófilo: que tiene afinidad por el agua y soluciones acuosas.

Hidrófobo: que no tiene afinidad por el agua y soluciones acuosas.

Holozoico: tipo de nutrición heterótrofa mediante la cual se ingiere la materia orgánica en forma sólida, obteniendo los nutrientes de esta mediante su descomposición o digestión.

Influente: el líquido que entra en un reservorio, tanque o planta de tratamiento.

Inoculación: ubicación o introducción de algo que crecerá y se desarrollará.

Larvas telótrocas: forma libre migratoria que pueden desarrollar los ciliados perítricos (*Vorticella spp* p.e), no poseen pedúnculo y están provistas posteriormente de un anillo de cilios.

Lóriga: envoltura membranosa en la cual viven algunos protozoos, pudiendo ser contráctil (*Thuricola sp*, *Vaginicola sp*).

Mesófilos: organismos cuyo rango óptimo de crecimiento está entre 20 – 45 °C.

Metabolismo: conjunto de reacciones bioquímicas y procesos físico-químicos que tienen lugar en una célula y que permiten el desarrollo de las diferentes funciones celulares. Presenta dos fases diferencias como son el “Catabolismo” mediante el cual la célula obtienen energía a partir de determinados nutrientes y el “Anabolismo”, mediante el cual se generan nuevas estructuras celulares a partir de nutrientes y la energía generada.

Microfiltración (MF): proceso de filtración a través de membranas porosas cuyo tamaño medio de poro está en torno a 0,2 µm.

Mionema: fibra contráctil presente en el pedúnculo de muchos ciliados perítricos o sésiles.

Mixotrofia: asociación simbiótica entre algunos protozoos y organismos fotótrofos unicelulares (algas, dinoflagelados, secuestro de cloroplastos), en la cual los protozoos se aprovechan del oxígeno producido por los fotótrofos para sobrevivir en ambientes microaerobios y anóxicos. Y los fotótrofos utilizan el CO₂ producido por el protozoo huésped. Ejemplo: *Paramecium bursaria* presenta mixotrofia con especies de *Clorella spp*.

Motil: organismo el cual es capaz de moverse.

Mutualismo: cuando dos organismos viven juntos en una relación en la cual ambos se benefician de la asociación.

Nitrificación: proceso aerobio autotrófico mediante el cual determinadas bacterias oxidan el amonio a nitrito (nitritación) y el nitrito en nitrato (nitratación).

Ósmosis Inversa (RO): proceso mediante el cual se hace pasar agua exenta de iones a través de una membrana semipermeable mediante la aplicación de una presión superior a la osmótica del concentrado o salmuera.

Patógeno: organismo que puede causar enfermedades e infecciones.

Parásito: organismo que vive en otro para obtener alimento, sin suministrar ningún beneficio al organismo huésped.

Peristoma: área alrededor del citostoma.

Permeabilidad: capacidad de una membrana u otro material de permitir el paso de una sustancia a través de ella.

PHA: hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Pinocitosis: tipo de digestión que incluye materiales disueltos o absorbidos.

PLC: control lógico programable.

Polimerización: proceso químico donde dos o más monómeros se unen para formar un polímero.

Predación: interacción biológica mediante la cual un individuo (predador) captura a otro (presa) para alimentarse de él y subsistir.

Presión osmótica: presión generada por un líquido en base a su fuerza iónica, la cual es dependiente entre otros de la concentración de iones presentes en dicho líquido y de la temperatura.

Procariota: organismo el cual no tiene un núcleo organizado rodeado de una membrana nuclear. Bacterias y algas verdes-azules.

Protozoos: grupo de microorganismos eucariotas usualmente unicelulares y aerobios, que pueden formar grupos o colonias, y suelen alimentarse de bacterias.

Psicrófilos: organismos cuya temperatura óptima de crecimiento es menor de 20 °C y pueden vivir bajo 5 °C.

Putrefacción: descomposición biológica bajo condiciones anaerobias o anóxicas.

Quimioautótrofos: organismos los cuales obtienen su energía de la oxidación de compuestos químicos y utiliza solamente compuestos inorgánicos como fuente de carbono, por ejemplo, bacterias nitrificantes.

Quimiótrofos: organismos los cuales obtienen su energía de la oxidación de compuestos químicos.

Red-ox: reacciones de óxido/reducción. Tienen lugar por la reacción entre una sustancia oxidante y una reductora, produciéndose una transferencia de electrones. Pueden mediarse por enzimas o catalizadores.

Saprofito: cualquier organismo que vive en otro organismo sin causarle daño o perjuicio para su supervivencia.

Saprozoico: que se alimenta de materia animal y vegetal muerta.

Sólidos Suspendidos del fango activo (MLSS): Concentración de sólidos de tamaño superior a $0,45 \mu\text{m}$ presentes en un reactor biológico de fangos activos.

Sólidos Volátiles Suspendidos del fango activo (MLVSS): Concentración de sólidos de tamaño superior a $0,45 \mu\text{m}$ incinerables a $550 \text{ }^\circ\text{C}$, presentes en un reactor biológico de fangos activos. Es una aproximación de la componente orgánica del fango activo.

Tanque de aireación: reactor biológico aerobio o tanque en el cual el agua residual sin tratar o parcialmente tratada es mezclada con el fango activo para su tratamiento biológico.

Taxonomía: es la clasificación, nomenclatura e identificación de un organismo.

Termófilos: organismos que pueden soportar temperaturas superiores a $45 \text{ }^\circ\text{C}$.

Tiempo de Retención Celular o Edad del Fango (SRT): tiempo de residencia de la biomasa en el proceso de fangos activos.

Tiempo de Retención Hidráulica (HRT): tiempo de residencia del agua en un determinado depósito o planta de tratamiento.

Tratamiento primario: proceso físico o físico-químico mediante el cual se elimina la fracción sedimentable del agua residual.

Tricocistos: corpúsculos con forma de bastoncillo que contienen sustancias paralizantes tóxicas, que pueden ser usados con fines ofensivos o defensivos (extrusomas).

Ultrafiltración (UF): proceso de filtración a través de membranas porosas cuyo tamaño medio de poro está en torno a $0,2 \mu\text{m}$.

Vacuola contráctil: es una cavidad citoplasmática capaz de expandirse rítmicamente, de manera que se llena de líquido y luego expulsa al exterior de la célula, desarrollando funciones de regulación osmótica.

Xenobiótico: sustancia sintetizada por el hombre, la cual no se encuentra en la naturaleza.

Zona Adoral de Membranela: membrana formada por la unión de 2 o 3 filas de cilios cortos situados en torno al citostoma.

Zooclorelas: pequeñas algas (fitoflagelados) que viven en simbiosis con algunos protozoos ciliados.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. EVOLUCIÓN DEL SISTEMA DE FANGO ACTIVO.....	1
1.1.1. El proceso de fangos activos	1
1.2. SISTEMAS MBR.....	7
1.2.1. Configuraciones	11
1.3. CONTROL MICROBIOLÓGICO OPERACIONAL EN SISTEMAS DE FANGO ACTIVO	16
1.3.1. Índice saprobio europeo	28
1.3.2. Índice de Margalef	30
1.3.3. Índice de Shannon-Weaver	30
1.3.4. Índice de Simpson.....	32
1.3.5. Índice del Fango.....	32
1.3.6. Índice biótico del fango (SBI).....	33
1.3.7. Clasificación de los protozoos y metazoos presentes en aguas residuales	35
1.3.7.1. Amebas desnudas y testadas.....	35
1.3.7.2. Pequeños y grandes flagelados.....	38
1.3.7.3. Ciliados	40
1.3.7.4. Suctores	49
1.3.7.5. Metazoos (rotíferos y nematodos)	51
1.3.7.6. Algas	54
1.4. PROBLEMÁTICA DE BACTERIAS FILAMENTOSAS EN SISTEMAS DE FANGO ACTIVO	55
1.4.1. Enfoque Microbiológico	60
1.4.2. Las teorías de la selección cinética y metabólica	63
1.4.2.1. Teoría de la selección cinética	64
1.4.2.2. Teoría de selección por almacenamiento.....	64
1.4.2.3. Teoría de la selección metabólica	65
1.4.2.4. Teoría de la selección por inhibición de NO _x para filamentos con bajo ratio F/M	65
1.4.3. Tolerancia a factores abióticos.....	66

1.4.3.1.	Temperatura	66
1.4.3.2.	<i>pH</i>	67
1.4.3.3.	Presión de oxígeno pO_2	67
2.	OBJETIVOS	68
3.	MATERIALES Y MÉTODOS	70
3.1.	INSTALACIONES EXPERIMENTALES	70
3.1.1.	Instalación experimental de microfiltración (Kubota)	71
3.1.2.	Instalación experimental de ultrafiltración (Zenon-ge)	75
3.2.	METODOLOGÍAS ANALÍTICAS EMPLEADAS.....	80
3.2.1.	Análisis de la calidad biótica del fango	85
3.2.1.1.	Análisis de protozoos	89
3.2.1.2.	Análisis de bacterias filamentosas	92
3.2.1.2.1.	Tinción de Gram (Modificada por Hucker)	93
3.2.1.2.2.	Tinción de Neisser	93
3.2.1.2.3.	Tinción PHB (Polihidroxi butirato)	94
3.2.1.2.4.	Test de la oxidación de sulfuros “Test S”	95
3.2.1.2.5.	Tinción de vainas.....	95
3.2.1.2.6.	Tinción Inversa con Tinta China	96
3.2.1.2.7.	Cuantificación	97
3.2.1.2.8.	Índice de Filamentos (FI).	97
3.2.2.	Análisis de la materia orgánica	98
3.2.2.1.	Demanda química de oxígeno (DQO).....	98
3.2.2.2.	Demanda biológica de oxígeno (DBO ₅)	99
3.2.3.	Análisis de la biomasa	101
3.2.3.1.	Sólidos en suspensión totales	101
3.2.3.2.	Sólidos en suspensión volátiles.....	102
3.2.4.	Análisis de nutrientes (N)	103
3.2.4.1.	NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-	103
3.2.4.2.	Nitrógeno total.....	105
3.3.	Análisis estadístico	106
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	108
4.1.	FASES DEL ESTUDIO	108

4.1.1.	Análisis de la evolución de la temperatura	110
4.1.2.	Análisis de la evolución del tiempo de retención hidráulico (HRT)	111
4.1.3.	Análisis de la evolución del tiempo de retención celular (SRT).....	112
4.1.4.	Análisis de la evolución de la carga contaminante	114
4.2.	ANÁLISIS DE BACTERIAS FILAMENTOSAS	116
4.2.1.	Impacto de las bacterias filamentosas en la morfología del flóculo	122
4.2.2.	Efecto de las bacterias filamentosas en la presión trans-membrana (TMP) y permeabilidad (L_p).....	124
4.3.	APLICABILIDAD DE LOS PRINCIPALES ÍNDICES BIÓTICOS EN LOS SISTEMAS MBR.....	132
4.3.1.	Evolución del índice biótico del fango (SBI) en los sistemas MBR.....	133
4.3.2.	Evolución del índice de Margalef (Mg) en los sistemas MBR.....	141
4.3.3.	Evolución del índice de Shannon (H') en los sistemas MBR.....	145
4.3.4.	Evolución del índice de Simpson en los sistemas MBR.....	149
4.4.	ANÁLISIS DE PROTOZOOS Y METAZOOS.....	153
4.4.1.	Análisis descriptivo	153
4.4.1.1.	Amebas desnudas	162
4.4.1.2.	Amebas testadas	170
4.4.1.2.1.1.	<i>Arcella</i> sp.....	178
4.4.1.2.1.2.	<i>Euglypha</i> sp.....	183
4.4.1.3.	Pequeños flagelados	188
4.4.1.4.	Grandes flagelados.....	196
4.4.1.4.1.	<i>Entosiphon</i> sp.....	202
4.4.1.4.2.	<i>Euglena</i> spp.....	206
4.4.1.4.3.	<i>Peranema</i> sp.	210
4.4.1.5.	Ciliados	215
4.4.1.5.1.	Ciliados reptantes	217
4.4.1.5.1.1.	<i>Aspidisca cicada</i>	226
4.4.1.5.1.2.	<i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	232
4.4.1.5.1.3.	<i>Chilodonella</i> sp	237
4.4.1.5.1.4.	<i>Euplotes</i> sp.....	244
4.4.1.5.1.5.	<i>Drepanomonas revoluta</i>	250
4.4.1.5.1.6.	<i>Trochilia minuta</i>	256

4.4.1.5.1.7. <i>Acinertia</i> sp.....	261
4.4.1.5.2. Ciliados sésiles	270
4.4.1.5.2.1. <i>Epystilis</i> sp.....	276
4.4.1.5.2.2. <i>Opercularia</i> sp	283
4.4.1.5.2.3. <i>Vorticella</i> spp.....	290
4.4.1.5.2.4. <i>Vorticella convallaria</i>	295
4.4.1.5.2.5. <i>Vorticella microstoma</i>	301
4.4.1.5.2.6. <i>Vorticella striata</i>	308
4.4.1.5.2.7. <i>Vorticella infusionum</i>	313
4.4.1.5.2.8. <i>Vorticella fromentelli</i>	318
4.4.1.5.3. Ciliados libres	322
4.4.1.5.3.1. <i>Paramecium</i> sp.....	328
4.4.1.3.1.2. <i>Uronema nigricans</i>	330
4.4.1.5.4. Ciliados carnívoros	337
4.4.1.5.4.1. <i>Coleps hirtus</i>	343
4.4.1.5.4.2. <i>Litonotus</i> sp.....	346
4.4.1.6. Suctores	349
4.4.1.6.1. <i>Trichophrya astaci</i>	355
4.4.1.6.2. <i>Tokophrya</i> sp.....	360
4.4.1.6.3. <i>Metacineta</i> sp	366
4.4.1.6.4. <i>Podophrya</i> sp	371
4.4.1.6.5. <i>Acineta</i> sp	376
4.4.1.7. Metazoos	383
4.4.1.7.1. Rotíferos	383
4.4.1.7.2. Nematodos	390
4.4.1.8. Algas	396
4.4.1.9. Diatomeas.....	400
4.4.2. Número Acumulado de Especies	408
4.4.3. Análisis comparativo entre las instalaciones MBR-UF y MBR-MF.....	411
4.4.3.1. Comparación entre la Fase 1 MBR-UF y la Fase 1 MBR-MF	411
4.4.3.2. Comparación entre la Fase 2 MBR-UF y la Fase 2 MBR-MF	424
4.4.3.3. Comparación entre la Fase 6 MBR-UF y la Fase 4 MBR-MF	438

5.	CONCLUSIONES.....	451
6.	LÍNEAS DE TRABAJO FUTURAS.....	458
7.	BIBLIOGRAFÍA.....	459

FIGURAS

Figura 1.1. Ejemplos de sistemas MBR de configuración inmersa.	12
Figura 1.2. Ejemplos de sistemas MBR de configuración recirculada.	13
Figura 1.3. Flujo a través de la membrana (a) fibra plana, (b) multitubos y (c) fibra hueca (Judd, 2006).	14
Figura 1.4. Ameba desnuda (arriba) y amebas testadas (abajo).	35
Figura 1.5. Pequeños flagelados (arriba) y grandes flagelados (abajo).	39
Figura 1.6. Ciliados espirótricos o reptantes.	42
Figura 1.7. Ciliados peritricos o sésiles.	44
Figura 1.8. Ciliados holótricos o nadadores libres.	46
Figura 1.9. Suctores.	50
Figura 1.10. Rotíferos (arriba) y nematodos (abajo).	52
Figura 1.11. Algas.	54
Figura 1.12. Bacterias filamentosas encontradas en el fango activo.	56
Figura 3.1. Vista general de las dos instalaciones experimentales.	70
Figura 3.2. Diagrama de Proceso de la Instalación de Microfiltración (Kubota).	73
Figura 3.3. Módulo de membranas de microfiltración MBR-MF.	75
Figura 3.4. Diagrama de Proceso de la Instalación de Ultrafiltración (Zenon).	78
Figura 3.5. Módulo de membranas de ultrafiltración MBR-UF.	79
Figura 3.6. Refrigerador empleado para toma de muestra y frascos de acumulación.	83
Figura 3.7. Toma de muestra del efluente para la instalación con membranas de microfiltración (A) y con membranas de ultrafiltración (B).	83
Figura 3.8. Toma de muestra puntual para la instalación con membranas ultrafiltración (A) y microfiltración (B).	84
Figura 3.9. Microscopio utilizado en el análisis microscópico.	85
Figura 3.10. Preparación húmeda.	86
Figura 3.11. Preparación extendida.	87
Figura 4.1. Evolución de la temperatura del fango activo en las instalaciones MBR-UF (■) y MBR-MF (■). ...	111
Figura 4.2. Evolución del HRT para las instalaciones MBR-UF (■) y MBR-MF (■).	112
Figura 4.3. Evolución del SRT para la instalación MBR-UF.	113
Figura 4.4. Evolución del SRT para la instalación MBR-MF.	113
Figura 4.5. Variación de la carga contaminante en Kg DQO/d m ³ para las dos instalaciones experimentales MBR-UF (♦) y MBR-MF (■).	115
Figura 4.6. Evolución de la temperatura (▲) y STFC (♦) en el fango activo del sistema MBR-UF.	120
Figura 4.7. Evolución de la temperatura (▲) y STFC (♦) en el fango activo del sistema MBR-MF.	121
Figura 4.8. Evolución de la carga contaminante (♦) y STFC (■) en el fango activo en el sistema MBR-UF. ...	121
Figura 4.9. Evolución de la carga contaminante (♦) y STFC (■) en el fango activo en el sistema MBR-MF. ...	122
Figura 4.10. Imagen microscópica del fango activo. Tinción de Gram.	123
Figura 4.11. Evolución de la TMP (♦) y STFC (■) en el fango activo del sistema MBR-UF.	124
Figura 4.12. Evolución de la TMP (♦) y STFC (■) en el fango activo del sistema MBR-MF.	125
Figura 4.13. Evolución de la permeabilidad de la membrana en el tiempo (♦) y permeabilidad teórica acorde a la temperatura (♦) en los sistemas MBR estudiados.	127
Figura 4.14. Índice de filamentos para nocardiformes (♦) y temperatura del fango activo (▲) en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).	130
Figura 4.15. Episodio de formación de espuma en los sistemas MBR.	131
Figura 4.16. Evolución del SBI en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).	134
Figura 4.17. SBI vs fases del estudio para los sistemas MBR.	137
Figura 4.18. Evolución del SBI (♦) vs DBO5 (▲) del efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).	139
Figura 4.19. Evolución del SBI (♦) vs DQO (▲) del efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).	139
Figura 4.20. Evolución del índice de Margalef en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).	141
Figura 4.21. Índice de Margalef vs fases del estudio para los sistemas MBR.	142

Figura 4.22. Evolución del Índice de Margalef (♦) vs DBO ₅ (▲) del efluente en MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	144
Figura 4.23. Evolución del índice de Margalef (♦) vs DQO (▲) del efluente en MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	144
Figura 4.24. Evolución del índice de Shannon en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).	146
Figura 4.25. Índice de Shannon vs fases del estudio para los sistemas MBR.....	147
Figura 4.26. Evolución del índice de Shannon (▲) vs DBO ₅ (♦) en el fluente de los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	148
Figura 4.27. Evolución del índice de Shannon (▲) vs y DQO (♦) en el fluente de los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	149
Figura 4.28. Evolución del índice de Simpson en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).....	150
Figura 4.29. Índice de Simpson vs fases del estudio para los sistemas MBR.	150
Figura 4.30. Evolución del índice de Simpson (▲) vs DQO (♦) en el efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	152
Figura 4.31. Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL) o entre las variables operacionales y los grupos y/o especies de protozoos, metazoos y algas en MBR.....	158
Figura 4.32. <i>Amoebae</i> spp, desplazamiento a través de pseudópodos.....	162
Figura 4.33. Evolución de amebas desnudas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).....	163
Figura 4.34. Abundancia amebas desnudas vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	165
Figura 4.35. Abundancia de amebas desnudas vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	168
Figura 4.36. Microfotografía tomada por SEM. <i>Arcella</i> sp (arriba) y <i>Euglypha</i> sp (abajo).	171
Figura 4.37. Evolución de amebas testadas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).....	172
Figura 4.38. Abundancia amebas testadas vs rangos de temperatura, rangos de carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.	173
Figura 4.39. Abundancia de amebas testadas vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	176
Figura 4.40. Abundancia <i>Arcella</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.	178
Figura 4.41. Abundancia de <i>Arcella</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	181
Figura 4.42. Abundancia de <i>Euglypha</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	183
Figura 4.43. Abundancia de <i>Euglypha</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	186
Figura 4.44. Pequeños flagelados sobre una cianofícea, <i>Bodo saltans</i>	188
Figura 4.45. Evolución de pequeños flagelados en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).	189
Figura 4.46. Abundancia de pequeños flagelados vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.	190
Figura 4.47. Abundancia de pequeños flagelados vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	193
Figura 4.48. Grandes flagelados <i>Peranema</i> sp (izquierda), <i>Entosiphon</i> sp (centro), <i>Euglena</i> sp (derecha)...	196
Figura 4.49. Evolución de grandes flagelados en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).....	197
Figura 4.50. Abundancia de grandes flagelados vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	198
Figura 4.51. Abundancia de grandes flagelados vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	201
Figura 4.52. Abundancia de <i>Entosiphon</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.	202
Figura 4.53. Abundancia de <i>Entosiphon</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	205
Figura 4.54. Abundancia de <i>Euglena</i> spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	207
Figura 4.55. Abundancia de <i>Peranema</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	211
Figura 4.56. Abundancia de <i>Peranema</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	213
Figura 4.57. Ciliados reptantes (izq.) y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp (der.) vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en los sistemas MBR.....	218
Figura 4.58. Abundancia de ciliados reptantes (arriba) y ciliados reptantes sin <i>Chilodonella</i> sp (abajo) vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	223
Figura 4.59. <i>Aspidisca cicada</i>	226
Figura 4.60. Evolución de <i>Aspidisca cicada</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (♦).	227

Figura 4.61. <i>Aspidisca cicada</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.....	227
Figura 4.62. Abundancia de <i>Aspidisca cicada</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	230
Figura 4.63. Evolución de <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	232
Figura 4.64. <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.	233
Figura 4.65. Abundancia de <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	236
Figura 4.66. <i>Chilodonella</i> sp.	237
Figura 4.67. Evolución de <i>Chilodonella</i> sp en los Sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	238
Figura 4.68. <i>Chilodonella</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.....	239
Figura 4.69. Abundancia de <i>Chilodonella</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	242
Figura 4.70. <i>Euplotes</i> sp.	245
Figura 4.71. Evolución de <i>Euplotes</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	245
Figura 4.72. <i>Euplotes</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.	246
Figura 4.73. Abundancia de <i>Euplotes</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	249
Figura 4.74. <i>Drepanomonas revoluta</i>	250
Figura 4.75. Evolución de <i>Drepanomonas</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	251
Figura 4.76. <i>Drepanomonas revoluta</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.....	252
Figura 4.77. Abundancia de <i>Drepanomonas revoluta</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	254
Figura 4.78. <i>Trochilia minuta</i>	256
Figura 4.79. Evolución de <i>Trochilia minuta</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	256
Figura 4.80. <i>Trochilia minuta</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.....	257
Figura 4.81. Abundancia de <i>Trochilia minuta</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	260
Figura 4.82. <i>Acineria</i> sp.	262
Figura 4.83. Evolución de <i>Acineria</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	262
Figura 4.84. <i>Acineria</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en los sistemas MBR.....	263
Figura 4.85. Abundancia de <i>Acineria</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	266
Figura 4.86. Abundancia de ciliados sésiles vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	271
Figura 4.87. Abundancia de ciliados sésiles vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	274
Figura 4.88. <i>Epistylis</i> sp.....	276
Figura 4.89. Evolución de <i>Epistylis</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	277
Figura 4.90. Abundancia de <i>Epistylis</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.	278
Figura 4.91. Abundancia de <i>Epistylis</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	280
Figura 4.92. <i>Opercularia</i> sp.	283
Figura 4.93. Evolución de <i>Opercularia</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	284
Figura 4.94. Abundancia de <i>Opercularia</i> spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	284
Figura 4.95. Abundancia de <i>Opercularia</i> spp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	288
Figura 4.96. <i>Vorticella</i> spp.	291
Figura 4.97. Evolución de <i>Vorticella</i> spp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	291
Figura 4.98. Abundancia de <i>Vorticella</i> spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	292
Figura 4.99. Abundancia de <i>Vorticella</i> spp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	294
Figura 4.100. <i>Vorticella convallaria</i>	296
Figura 4.101. Evolución de <i>V. convallaria</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	296
Figura 4.102. Abundancia de <i>V. convallaria</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	297
Figura 4.103. Abundancia de <i>Vorticella convallaria</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	300

Figura 4.104. <i>Vorticella microstoma</i>	302
Figura 4.105. Evolución de <i>V. microstoma</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	302
Figura 4.106. Abundancia de <i>V. microstoma</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.....	303
Figura 4.107. Abundancia de <i>Vorticella microstoma</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	306
Figura 4.108. Evolución de <i>V. striata</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	308
Figura 4.109. Abundancia de <i>V. striata</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	309
Figura 4.110. Abundancia de <i>Vorticella striata</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	311
Figura 4.111. Evolución de <i>V. infusionum</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	313
Figura 4.112. Abundancia de <i>V. infusionum</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	314
Figura 4.113. Abundancia de <i>Vorticella infusionum</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	317
Figura 4.114. <i>Glaucoma</i> sp.....	323
Figura 4.115. <i>Paramecium</i> sp.....	324
Figura 4.116. <i>Uronema nigricans</i>	324
Figura 4.117. Evolución de ciliados libres en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	325
Figura 4.118. Abundancia de ciliados libres vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.....	326
Figura 4.119. Abundancia de <i>Paramecium</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	328
Figura 4.120. Abundancia de <i>Uronema nigricans</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	330
Figura 4.121. Abundancia de ciliados libres vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	333
Figura 4.122. <i>Coleps hirtus</i>	338
Figura 4.123. <i>Litonotus</i> sp.....	338
Figura 4.124. Evolución de ciliados carnívoros en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	339
Figura 4.125. Abundancia de ciliados carnívoros vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	340
Figura 4.126. Abundancia de ciliados carnívoros vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	342
Figura 4.127. Abundancia de <i>Coleps hirtus</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	344
Figura 4.128. Abundancia de <i>Litonotus</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	346
Figura 4.129. Evolución de suctores en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	350
Figura 4.130. Abundancia de suctores vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	351
Figura 4.131. Abundancia de suctores vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	353
Figura 4.132. <i>Trichophrya astaci</i>	355
Figura 4.133. Evolución de <i>Trichophrya astaci</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	355
Figura 4.134. Abundancia de <i>Trichophrya astaci</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	356
Figura 4.135. Abundancia de <i>Trichophrya astaci</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	359
Figura 4.136. <i>Tokophrya</i> sp.....	361
Figura 4.137. Evolución de <i>Tokophrya</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	361
Figura 4.138. Abundancia de <i>Tokophrya</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	362
Figura 4.139. Abundancia de <i>Tokophrya</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	364
Figura 4.140. Evolución de <i>Metacineta</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	366
Figura 4.141. Abundancia de <i>Metacineta</i> sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	367
Figura 4.142. Abundancia de <i>Metacineta</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	369
Figura 4.143. Evolución de <i>Podophrya</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	371
Figura 4.144. Abundancia de <i>Podophrya</i> sp vs rangos de temperatura y carga contaminante en MBR.....	372
Figura 4.145. Abundancia de <i>Podophrya</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	374

Figura 4.146. <i>Acineta</i> sp.	376
Figura 4.147. Evolución de <i>Acineta</i> sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).	376
Figura 4.148. Abundancia de <i>Acineta</i> sp vs rangos de temperatura y carga contaminante en MBR.....	377
Figura 4.149. Abundancia de <i>Acineta</i> sp vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	380
Figura 4.150. <i>Rotaria rotatoria</i>	383
Figura 4.151. Evolución de <i>Rotaria rotatoria</i> en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).	384
Figura 4.152. Abundancia de <i>Rotaria rotatoria</i> vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.	385
Figura 4.153. Abundancia de <i>Rotaria rotatoria</i> vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	388
Figura 4.154. Evolución de nematodos en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).	390
Figura 4.155. Abundancia de nematodos vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR. ..	391
Figura 4.156. Abundancia de nematodos vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.	394
Figura 4.157. Evolución de algas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).	396
Figura 4.158. Abundancia de algas vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.....	397
Figura 4.159. Evolución de diatomeas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).....	400
Figura 4.160. Abundancia de diatomeas vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.....	401
Figura 4.161. Abundancia de algas (arriba) y diatomeas (abajo) vs DBO ₅ y DQO del efluente en MBR.....	403
Figura 4.162. Número acumulado de especies para los sistemas MBR-UF (-) y MBR-MF (-).	409
Figura 4.163. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en la comparativa entre los sistemas MBR.....	411
Figura 4.164. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en la comparativa entre sistemas MBR.	413
Figura 4.165. Abundancia de pequeños flagelados y grandes flagelados en la comparativa entre los sistemas MBR.....	414
Figura 4.166. Abundancia de grupos de ciliados en la comparativa entre los sistemas MBR.	416
Figura 4.167. Abundancia de suctores en la comparativa entre los sistemas MBR.	418
Figura 4.168. Abundancia de <i>Rotaria rotatoria</i> en la comparativa entre los sistemas MBR.	419
Figura 4.169. Abundancia de nematodos en la comparativa entre los sistemas MBR.	420
Figura 4.170. Abundancia de algas y diatomeas en la comparativa entre los sistemas MBR.	421
Figura 4.171. Índices bióticos en los sistemas MBR-UF y MBR-MF.....	422
Figura 4.172. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	425
Figura 4.173. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).	426
Figura 4.174. Abundancia de pequeños y grandes flagelados en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).	427
Figura 4.175. Abundancia de grupos de ciliados en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	429
Figura 4.176. Abundancia de suctores en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	432
Figura 4.177. Abundancia de <i>Rotaria rotatoria</i> en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	434
Figura 4.178. Abundancia de nematodos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	435
Figura 4.179. Abundancia de algas y diatomeas en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	435
Figura 4.180. Índices bióticos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).....	437
Figura 4.181. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).....	439
Figura 4.182. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en los sistemas.	440
Figura 4.183. Abundancia de pequeños y grandes flagelados en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).	441
Figura 4.184. Abundancia de ciliados en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).	442
Figura 4.185. Abundancia de suctores en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).....	445
Figura 4.186. Abundancia de <i>Rotaria rotatoria</i> en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF)..	446
Figura 4.187. Abundancia de nematodos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).....	447
Figura 4.188. Abundancia de algas y diatomeas en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).	448
Figura 4.189. Índices bióticos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).....	449

TABLAS

Tabla 1.1. Calidad de agua de acuerdo al sistema Saprobio.....	29
Tabla 1.2. Clases de calidad del agua según el Índice Shannon-Weaver.	31
Tabla 1.3. Grupos dominantes, rendimiento y posibles causas utilizados en el SBI (Madoni, 1994).	33
Tabla 1.4. Grupos de bacterias filamentosas basadas en condiciones operacionales que las favorecen (Eikelboom y van Buijsen, 1983; Jenkins, 2004; Gerardi, 2008).....	62
Tabla 3.1. Datos técnicos básicos de las membranas de microfiltración.	74
Tabla 3.2. Datos básicos de las membranas de ultrafiltración.	77
Tabla 3.3. Clasificación de los protozoos encontrados en el fango activo y su hábitat alimenticio según Madoni (2003).	90
Tabla 3.4. Determinación del Índice Biótico del Fango (SBI).....	91
Tabla 3.5. Conversión de los valores SBI.	91
Tabla 3.6. Índice de filamentos (FI) (Adaptado de Jenkins et al., 2004 y Gerardi, 2008).....	98
Tabla 3.7. Tabla de volúmenes del sistema Oxitop® IS.	101
Tabla 3.8. Concentraciones de la recta de calibración de NO ₃ ⁻	106
Tabla 4.1. Fases de comparación y sus variables para la instalación de MBR-UF.....	109
Tabla 4.2. Fases de comparación y sus variables para la instalación MBR-MF.	110
Tabla 4.3. Características y Test LSD entre fases: MBR-MF.....	117
Tabla 4.4. Características y test LSD entre fases: MBR-UF.	118
Tabla 4.5. Frecuencia y Prevalencia de bacterias filamentosas en los sistemas MBR.	128
Tabla 4.6. Fases para los sistemas MBR.	136
Tabla 4.7. Test LSD entre fases vs SBI.	137
Tabla 4.8. Coeficientes de correlación de Pearson entre el SBI y la calidad del efluente.....	140
Tabla 4.9. Test LSD entre fases vs Índice de Margalef.	142
Tabla 4.10. Coeficientes de correlación de Pearson entre el Índice de Margalef y la calidad del efluente.	145
Tabla 4.11. Características y test LSD entre fases vs Índice de Shannon.....	147
Tabla 4.12. Coeficientes de correlación de Pearson entre el Índice de Shannon y calidad del efluente.	149
Tabla 4.13. Características y test LSD entre fases vs Índice de Simpson.	150
Tabla 4.14. Evolución del índice de Simpson (▲) vs DBO ₅ (◆) en el efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).....	151
Tabla 4.15. Coeficientes de correlación de Pearson entre el índice de Simpson y la calidad del efluente.	153
Tabla 4.16. Frecuencia y prevalencia de protozoos encontrados en los sistemas MBR analizados.	155
Tabla 4.17. Frecuencia y prevalencia de metazoos y algas encontrados en los sistemas MBR analizados. .	156
Tabla 4.18. Coeficiente de correlación de Pearson de los factores ambientales con los ejes 1 y 2 generados por el Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL).	160
Tabla 4.19. Test LSD entre rangos de temperatura y amebas desnudas.....	165
Tabla 4.20. Test LSD entre rangos de carga contaminante y amebas desnudas.....	165
Tabla 4.21. Test LSD entre rangos de SRT y amebas desnudas.....	166
Tabla 4.22. Test LSD entre rangos de MLSS y amebas desnudas.	166
Tabla 4.23. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables operacionales y ambientales y la abundancia de amebas desnudas.	167
Tabla 4.24. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y amebas desnudas.....	169
Tabla 4.25. Test LSD entre rangos de DQO y amebas desnudas.	169
Tabla 4.26. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de amebas desnudas.	170
Tabla 4.27. Test LSD entre rangos de temperatura y amebas testadas.....	173
Tabla 4.28. Test LSD entre rangos de carga contaminante y amebas desnudas.....	174
Tabla 4.29. Test LSD entre rangos de SRT y amebas testadas.....	174
Tabla 4.30. Test LSD entre rangos de MLSS y amebas testadas.	175
Tabla 4.31. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de amebas testadas.	175
Tabla 4.32. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y amebas testadas.....	176
Tabla 4.33. Test LSD entre rangos de DQO y amebas testadas.....	177

Tabla 4.34. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de amebas testadas.	177
Tabla 4.35. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Arcella</i> sp.	178
Tabla 4.36. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Arcella</i> sp.	179
Tabla 4.37. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Arcella</i> sp.	179
Tabla 4.38. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Arcella</i> sp.	180
Tabla 4.39. Coeficientes de correlación de Pearson entre la variables ambientales y operacionales y amebas testadas y <i>Arcella</i> sp.	180
Tabla 4.40. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Arcella</i> sp.	181
Tabla 4.41. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Arcella</i> sp.	182
Tabla 4.42. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de <i>Arcella</i> sp.	182
Tabla 4.43. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Euglypha</i> sp.	184
Tabla 4.44. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Euglypha</i> sp.	184
Tabla 4.45. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Euglypha</i> sp.	185
Tabla 4.46. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Euglypha</i> sp.	185
Tabla 4.47. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de amebas testadas, <i>Arcella</i> sp y <i>Euglypha</i> sp.	185
Tabla 4.48. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Euglypha</i> sp.	186
Tabla 4.49. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Euglypha</i> sp.	187
Tabla 4.50. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Euglypha</i> sp.	187
Tabla 4.51. Test LSD entre rangos de temperatura y pequeños flagelados.	191
Tabla 4.52. Test LSD entre rangos de carga contaminante y pequeños flagelados.	191
Tabla 4.53. Test LSD entre rangos de SRT y pequeños flagelados.	192
Tabla 4.54. Test LSD entre rangos de MLSS y pequeños flagelados.	192
Tabla 4.55. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de pequeños flagelados.	193
Tabla 4.56. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y pequeños flagelados.	194
Tabla 4.57. Test LSD entre rangos de DQO y pequeños flagelados.	195
Tabla 4.58. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y pequeños flagelados.	195
Tabla 4.59. Test LSD entre rangos de temperatura y grandes flagelados.	198
Tabla 4.60. Test LSD entre rangos de carga contaminante y grandes flagelados.	199
Tabla 4.61. Test LSD entre rangos de SRT y grandes flagelados.	199
Tabla 4.62. Test LSD entre rangos de carga MLSS y grandes flagelados.	199
Tabla 4.63. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de grandes flagelados.	200
Tabla 4.64. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y grandes flagelados.	201
Tabla 4.65. Test LSD entre rangos de DQO y grandes flagelados.	201
Tabla 4.66. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de grandes flagelados.	202
Tabla 4.67. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Entosiphon</i> sp.	203
Tabla 4.68. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Entosiphon</i> sp.	203
Tabla 4.69. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Entosiphon</i> sp.	204
Tabla 4.70. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Entosiphon</i> sp.	204
Tabla 4.71. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de grandes flagelados.	204
Tabla 4.72. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Entosiphon</i> sp.	205
Tabla 4.73. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Entosiphon</i> sp.	206
Tabla 4.74. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Entosiphon</i> sp.	206
Tabla 4.75. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Euglena</i> spp.	207
Tabla 4.76. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Euglena</i> spp.	207
Tabla 4.77. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Euglena</i> spp.	208
Tabla 4.78. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Euglena</i> spp.	208

Tabla 4.79. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Euglena</i> sp.	209
Tabla 4.80. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Euglena</i> spp.	209
Tabla 4.81. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Euglena</i> spp.	210
Tabla 4.82. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Euglena</i> spp.	210
Tabla 4.83. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Peranema</i> sp.	211
Tabla 4.84. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Peranema</i> sp.	212
Tabla 4.85. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Peranema</i> sp.	212
Tabla 4.86. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Peranema</i> sp.	212
Tabla 4.87. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y <i>Peranema</i> sp.	213
Tabla 4.88. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Peranema</i> sp.	214
Tabla 4.89. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Peranema</i> sp.	214
Tabla 4.90. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Peranema</i> sp.	215
Tabla 4.91. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados reptantes.	219
Tabla 4.92. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	219
Tabla 4.93. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados reptantes.	219
Tabla 4.94. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	220
Tabla 4.95. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados reptantes.	220
Tabla 4.96. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	221
Tabla 4.97. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados reptantes.	221
Tabla 4.98. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	222
Tabla 4.99. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de ciliados reptantes incluyendo y excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	222
Tabla 4.100. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y ciliados reptantes.	223
Tabla 4.101. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	224
Tabla 4.102. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados reptantes.	224
Tabla 4.103. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	225
Tabla 4.104. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados reptantes incluyendo y excluyendo <i>Chilodonella</i> sp.	225
Tabla 4.105. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Aspidisca cicada</i>	228
Tabla 4.106. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Aspidisca cicada</i>	228
Tabla 4.107. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Aspidisca cicada</i>	228
Tabla 4.108. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Aspidisca cicada</i>	229
Tabla 4.109. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Aspidisca cicada</i>	229
Tabla 4.110. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Aspidisca cicada</i>	230
Tabla 4.111. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Aspidisca cicada</i>	231
Tabla 4.112. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Aspidisca cicada</i>	232
Tabla 4.113. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	234
Tabla 4.114. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	234
Tabla 4.115. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	234
Tabla 4.116. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	235
Tabla 4.117. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	235
Tabla 4.118. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	236
Tabla 4.119. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	236
Tabla 4.120. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Pseudochilodonopsis fluviatilis</i>	237
Tabla 4.121. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Chilodonella</i> sp.	239
Tabla 4.122. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Chilodonella</i> sp.	240
Tabla 4.123. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Chilodonella</i> sp.	240
Tabla 4.124. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Chilodonella</i> sp.	241

Tabla 4.125. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Chilodonella</i> sp.	241
Tabla 4.126. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Chilodonella</i> sp.	242
Tabla 4.127. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Chilodonella</i> sp.	243
Tabla 4.128. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Chilodonella</i> sp.	244
Tabla 4.129. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Euplotes</i> sp.	246
Tabla 4.130. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Euplotes</i> sp.	247
Tabla 4.131. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Euplotes</i> sp.	247
Tabla 4.132. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Euplotes</i> sp.	247
Tabla 4.133. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Euplotes</i> sp.	248
Tabla 4.134. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Euplotes</i> sp.	249
Tabla 4.135. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Euplotes</i> sp.	249
Tabla 4.136. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Euplotes</i> sp.	250
Tabla 4.137. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Drepanomonas revoluta</i>	252
Tabla 4.138. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Drepanomonas revoluta</i>	253
Tabla 4.139. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Drepanomonas revoluta</i>	253
Tabla 4.140. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Drepanomonas revoluta</i>	253
Tabla 4.141. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Drepanomonas revoluta</i>	254
Tabla 4.142. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Drepanomonas revoluta</i>	255
Tabla 4.143. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Drepanomonas revoluta</i>	255
Tabla 4.144. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Drepanomonas revoluta</i>	255
Tabla 4.145. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Trochilia minuta</i>	258
Tabla 4.146. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Trochilia minuta</i>	258
Tabla 4.147. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Trochilia minuta</i>	258
Tabla 4.148. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Trochilia minuta</i>	259
Tabla 4.149. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia <i>Trochilia minuta</i>	259
Tabla 4.150. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Trochilia minuta</i>	260
Tabla 4.151. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Trochilia minuta</i>	261
Tabla 4.152. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Trochilia minuta</i>	261
Tabla 4.153. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Acineria</i> sp.	263
Tabla 4.154. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Acineria</i> sp.	264
Tabla 4.155. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Acineria</i> sp.	264
Tabla 4.156. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Acineria</i> sp.	264
Tabla 4.157. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Acineria</i> sp.	265
Tabla 4.158. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Acineria</i> sp.	266
Tabla 4.159. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Acineria</i> sp.	267
Tabla 4.160. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Acineria</i> sp.	267
Tabla 4.161. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de las especies de ciliados reptantes.	268
Tabla 4.162. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de ciliados reptantes.	270
Tabla 4.163. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados sésiles.	271
Tabla 4.164. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados sésiles.	272
Tabla 4.165. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados sésiles.	273
Tabla 4.166. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados sésiles.	273
Tabla 4.167. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.	273
Tabla 4.168. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y ciliados sésiles.	274
Tabla 4.169. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados sésiles.	275

Tabla 4.170. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados sésiles.	275
Tabla 4.171. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Epystilis</i> sp.	278
Tabla 4.172. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Epystilis</i> sp.	278
Tabla 4.173. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Epystilis</i> sp.	279
Tabla 4.174. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Epystilis</i> sp.	279
Tabla 4.175. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Epystilis</i> sp.	280
Tabla 4.176. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Epystilis</i> sp.	281
Tabla 4.177. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Epystilis</i> sp.	281
Tabla 4.178. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Epystilis</i> sp.	282
Tabla 4.179. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Opercularia</i> spp.	285
Tabla 4.180. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Opercularia</i> spp.	285
Tabla 4.181. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Opercularia</i> spp.	285
Tabla 4.182. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Opercularia</i> spp.	286
Tabla 4.183. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Opercularia</i> spp.	286
Tabla 4.184. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Opercularia</i> spp.	288
Tabla 4.185. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Opercularia</i> spp.	289
Tabla 4.186. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Opercularia</i> spp.	289
Tabla 4.187. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Vorticella</i> spp.	292
Tabla 4.188. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Vorticella</i> spp.	293
Tabla 4.189. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Vorticella</i> spp.	293
Tabla 4.190. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Vorticella</i> spp.	293
Tabla 4.191. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Vorticella</i> spp.	294
Tabla 4.192. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Vorticella</i> spp.	294
Tabla 4.193. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Vorticella</i> spp.	295
Tabla 4.194. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Vorticella</i> spp.	295
Tabla 4.195. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Vorticella convallaria</i>	297
Tabla 4.196. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Vorticella convallaria</i>	298
Tabla 4.197. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Vorticella convallaria</i>	298
Tabla 4.198. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Vorticella convallaria</i>	298
Tabla 4.199. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Vorticella convallaria</i>	299
Tabla 4.200. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Vorticella convallaria</i>	300
Tabla 4.201. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Vorticella convallaria</i>	301
Tabla 4.202. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Vorticella convallaria</i> . ..	301
Tabla 4.203. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Vorticella microstoma</i>	304
Tabla 4.204. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Vorticella microstoma</i>	304
Tabla 4.205. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Vorticella microstoma</i>	305
Tabla 4.206. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Vorticella microstoma</i>	305
Tabla 4.207. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Vorticella microstoma</i>	305
Tabla 4.208. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Vorticella microstoma</i>	306
Tabla 4.209. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Vorticella microstoma</i>	306
Tabla 4.210. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Vorticella microstoma</i> . ..	307
Tabla 4.211. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Vorticella striata</i>	310
Tabla 4.212. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Vorticella striata</i>	310
Tabla 4.213. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Vorticella striata</i>	310
Tabla 4.214. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Vorticella striata</i>	311
Tabla 4.215. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.	311
Tabla 4.216. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Vorticella striata</i>	312
Tabla 4.217. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Vorticella striata</i>	312

Tabla 4.218. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Vorticella striata</i>	312
Tabla 4.219. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Vorticella infusionum</i>	314
Tabla 4.220. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Vorticella infusionum</i>	315
Tabla 4.221. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Vorticella infusionum</i>	315
Tabla 4.222. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Vorticella infusionum</i>	315
Tabla 4.223. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Vorticella infusionum</i>	316
Tabla 4.224. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Vorticella infusionum</i>	317
Tabla 4.225. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Vorticella infusionum</i>	317
Tabla 4.226. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Vorticella infusionum</i> ..	318
Tabla 4.227. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Vorticella fromentelli</i>	319
Tabla 4.228. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.....	320
Tabla 4.229. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad el efluente y las especies de ciliados sésiles.....	321
Tabla 4.230. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados libres.....	326
Tabla 4.231. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados libres.....	326
Tabla 4.232. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados libres.....	327
Tabla 4.233. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados libres.....	327
Tabla 4.234. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados libres.....	328
Tabla 4.235. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Paramecium</i> sp.....	329
Tabla 4.236. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Paramecium</i> sp.....	329
Tabla 4.237. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Paramecium</i> sp.....	329
Tabla 4.238. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Paramecium</i> sp.....	330
Tabla 4.239. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Uronema nigricans</i>	331
Tabla 4.240. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Uronema nigricans</i>	331
Tabla 4.241. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Uronema nigricans</i>	331
Tabla 4.242. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Uronema nigricans</i>	331
Tabla 4.243. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de las especies de ciliados libres.....	332
Tabla 4.244. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y ciliados libres.....	333
Tabla 4.245. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados libres.....	334
Tabla 4.246. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados libres.....	334
Tabla 4.247. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de ciliados libres.....	336
Tabla 4.248. Abundancia de ciliados carnívoros vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.....	340
Tabla 4.249. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados carnívoros.....	341
Tabla 4.250. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados carnívoros.....	341
Tabla 4.251. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados carnívoros.....	341
Tabla 4.252. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados carnívoros.....	342
Tabla 4.253. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y ciliados carnívoros.....	342
Tabla 4.254. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados carnívoros.....	343
Tabla 4.255. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados carnívoros.....	343
Tabla 4.256. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Coleps hirtus</i>	344
Tabla 4.257. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Coleps hirtus</i>	344
Tabla 4.258. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Coleps hirtus</i>	345
Tabla 4.259. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Coleps hirtus</i>	345
Tabla 4.260. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Litonotus</i> sp.....	346
Tabla 4.261. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Litonotus</i> sp.....	347
Tabla 4.262. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Litonotus</i> sp.....	347

Tabla 4.263. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Litonotus</i> sp.	347
Tabla 4.264. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y las variables ambientales y operacionales y la abundancia de especies de ciliados carnívoros.	348
Tabla 4.265. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y las especies de ciliados carnívoros.	349
Tabla 4.266. Test LSD entre rangos de temperatura y suctores.	351
Tabla 4.267. Test LSD entre rangos de carga contaminante y suctores.	352
Tabla 4.268. Test LSD entre rangos de SRT y suctores.	352
Tabla 4.269. Test LSD entre rangos de MLSS y suctores.	352
Tabla 4.270. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de suctores.	353
Tabla 4.271. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y suctores.	354
Tabla 4.272. Test LSD entre rangos de DQO y suctores.	354
Tabla 4.273. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y suctores.	354
Tabla 4.274. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Trichophrya astaci</i>	357
Tabla 4.275. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Trichophrya astaci</i>	357
Tabla 4.276. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Trichophrya astaci</i>	358
Tabla 4.277. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Trichophrya astaci</i>	358
Tabla 4.278. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Trichophrya astaci</i>	358
Tabla 4.279. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Trichophrya astaci</i>	359
Tabla 4.280. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Trichophrya astaci</i>	359
Tabla 4.281. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y <i>Trichophrya astaci</i>	360
Tabla 4.282. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Tokophrya</i> sp.	362
Tabla 4.283. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Tokophrya</i> sp.	363
Tabla 4.284. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Tokophrya</i> sp.	363
Tabla 4.285. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Tokophrya</i> sp.	364
Tabla 4.286. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Tokophrya</i> sp.	364
Tabla 4.287. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Tokophrya</i> sp.	365
Tabla 4.288. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Tokophrya</i> sp.	365
Tabla 4.289. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Tokophrya</i> sp.	366
Tabla 4.290. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Metacineta</i> sp.	368
Tabla 4.291. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Metacineta</i> sp.	368
Tabla 4.292. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Metacineta</i> sp.	368
Tabla 4.293. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Metacineta</i> sp.	369
Tabla 4.294. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Metacineta</i> sp.	369
Tabla 4.295. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Metacineta</i> sp.	370
Tabla 4.296. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Metacineta</i> sp.	370
Tabla 4.297. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Metacineta</i> sp.	370
Tabla 4.298. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Podophrya</i> sp.	373
Tabla 4.299. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Podophrya</i> sp.	373
Tabla 4.300. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Podophrya</i> sp.	373
Tabla 4.301. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Podophrya</i> sp.	374
Tabla 4.302. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Podophrya</i> sp.	374
Tabla 4.303. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Podophrya</i> sp.	375
Tabla 4.304. Test LSD entre rangos de DQO y <i>Podophrya</i> sp.	375
Tabla 4.305. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Podophrya</i> sp.	375
Tabla 4.306. Test LSD entre rangos de temperatura y <i>Acineta</i> sp.	378
Tabla 4.307. Test LSD entre rangos de carga contaminante y <i>Acineta</i> sp.	378
Tabla 4.308. Test LSD entre rangos de SRT y <i>Acineta</i> sp.	378
Tabla 4.309. Test LSD entre rangos de MLSS y <i>Acineta</i> sp.	379

Tabla 4.310. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de <i>Acineta</i> sp.....	379
Tabla 4.311. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y <i>Acineta</i> sp.....	380
Tabla 4.313. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y <i>Acineta</i> sp.	381
Tabla 4.314. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de especies de suctores.....	382
Tabla 4.315. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de suctores.....	383
Tabla 4.316. Test LSD entre rangos de temperatura y rotíferos.....	385
Tabla 4.317. Test LSD entre rangos de carga contaminante y rotíferos.....	386
Tabla 4.318. Test LSD entre rangos de SRT y rotíferos.....	386
Tabla 4.319. Test LSD entre rangos de MLSS y rotíferos.....	386
Tabla 4.320. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de rotíferos.....	387
Tabla 4.321. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y rotíferos.....	388
Tabla 4.322. Test LSD entre rangos de DQO y rotíferos.....	389
Tabla 4.323. Coeficientes de correlación Pearson entre la calidad del efluente y <i>Rotaria rotatoria</i>	390
Tabla 4.324. Test LSD entre rangos de temperatura y nematodos.....	392
Tabla 4.325. Test LSD entre rangos de carga contaminante y nematodos.....	392
Tabla 4.326. Test LSD entre rangos de SRT y nematodos.....	393
Tabla 4.327. Test LSD entre rangos de MLSS y nematodos.....	393
Tabla 4.328. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de nematodos.....	393
Tabla 4.329. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y nematodos.....	394
Tabla 4.330. Test LSD entre rangos de DQO y nematodos.....	395
Tabla 4.331. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y nematodos.....	395
Tabla 4.332. Test LSD entre rangos de temperatura y algas.....	398
Tabla 4.333. Test LSD entre rangos de carga contaminante y algas.....	398
Tabla 4.334. Test LSD entre rangos de SRT y algas.....	398
Tabla 4.335. Test LSD entre rangos de MLSS y algas.....	399
Tabla 4.336. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de algas.....	399
Tabla 4.337. Test LSD entre rangos de temperatura y diatomeas.....	401
Tabla 4.338. Test LSD entre rangos de carga contaminante y diatomeas.....	402
Tabla 4.339. Test LSD entre rangos de SRT y diatomeas.....	402
Tabla 4.340. Test LSD entre rangos de MLSS y diatomeas.....	402
Tabla 4.341. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de diatomeas.....	403
Tabla 4.342. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y algas.....	404
Tabla 4.343. Test LSD entre rangos de DQO y algas.....	404
Tabla 4.344. Test LSD entre rangos de DBO ₅ y diatomeas.....	405
Tabla 4.345. Test LSD entre rangos de DQO y diatomeas.....	405
Tabla 4.346. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y algas y diatomeas.....	406
Tabla 4.347. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.....	412
Tabla 4.348. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.....	412
Tabla 4.349. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.....	413
Tabla 4.350. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.....	413
Tabla 4.351. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.....	414
Tabla 4.352. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.....	415
Tabla 4.353. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.....	416
Tabla 4.354. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.....	416
Tabla 4.355. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.....	417
Tabla 4.356. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados libres.....	418
Tabla 4.357. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.....	418

Tabla 4.358. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.	419
Tabla 4.359. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.	420
Tabla 4.360. Test LSD entre sistemas MBR y algas.	421
Tabla 4.361. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.	421
Tabla 4.362. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.	422
Tabla 4.363. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Margalef.	423
Tabla 4.364. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Shannon.	423
Tabla 4.365. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Simpson.	423
Tabla 4.366. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.	425
Tabla 4.367. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.	425
Tabla 4.368. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.	426
Tabla 4.369. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.	426
Tabla 4.370. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.	427
Tabla 4.371. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.	428
Tabla 4.372. Test LSD entre sistemas MBR y <i>Peranema</i> sp.	428
Tabla 4.373. Test LSD entre sistemas MBR y <i>Entosiphon</i> sp.	428
Tabla 4.374. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.	429
Tabla 4.375. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.	430
Tabla 4.376. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.	430
Tabla 4.377. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados carnívoros.	432
Tabla 4.378. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.	433
Tabla 4.379. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.	434
Tabla 4.380. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.	435
Tabla 4.381. Test LSD entre sistemas MBR y algas.	436
Tabla 4.382. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.	436
Tabla 4.383. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.	437
Tabla 4.384. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Margalef.	437
Tabla 4.385. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Shannon.	438
Tabla 4.386. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Simpson.	438
Tabla 4.387. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.	439
Tabla 4.388. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.	439
Tabla 4.389. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.	440
Tabla 4.390. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.	440
Tabla 4.391. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.	441
Tabla 4.392. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.	442
Tabla 4.393. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.	443
Tabla 4.394. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.	443
Tabla 4.395. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.	444
Tabla 4.396. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados carnívoros.	445
Tabla 4.397. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.	445
Tabla 4.398. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.	446
Tabla 4.399. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.	447
Tabla 4.400. Test LSD entre sistemas MBR y algas.	448
Tabla 4.401. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.	448
Tabla 4.402. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.	449
Tabla 4.403. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Margalef.	449
Tabla 4.404. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Shannon.	450
Tabla 4.405. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Simpson.	450

1. INTRODUCCIÓN

1.1. EVOLUCIÓN DEL SISTEMA DE FANGO ACTIVO

1.1.1. El proceso de fangos activos

El tratamiento de aguas residuales es una alternativa para la recuperación del recurso hídrico, lo cual ha evolucionado junto a la humanidad, desde las letrinas y conducciones construidas por los griegos y romanos, hasta los sistemas convencionales presentes hoy en día en las urbes del mundo.

El agua residual urbana contiene entre otros, restos del metabolismo humano remanentes de alimentos ricos en compuestos orgánicos, gran cantidad de células bacterianas, así como suficiente nitrógeno y fósforo, los cuales deben eliminarse antes de su vertido, debido a los efectos adversos que generan sobre el medio ambiente. Su composición varía dependiendo de aspectos como los usos del agua en la comunidad, hábitos alimenticios, cultura y estilo de vida (Gray, 2005), así como por la mayor o menor presencia de vertidos procedentes de determinadas industrias o su mezcla con las aguas pluviales.

Debido al incremento en el vertido de aguas residuales y sus consecuencias tanto sanitarias como ambientales, surgen a finales del siglo XIX diversos sistemas destinados a mejorar la calidad de las aguas residuales antes de devolverlas al medio. Dentro de estos sistemas, el proceso de fangos activos tuvo su repercusión a principios de 1900, a través de experimentos realizados en Estados Unidos que dieron a conocer esta tecnología en el mundo (Lindrea y Seviour, 2002).

El proceso de fango activo que ha llegado hasta estos días fue concebido y desarrollado en 1914 de la mano de Edward Ardern y a William Lockett (Seviour, 2010), Los primeros desarrollos que se conocen surgen en EEUU en el año 1882, mediante experimentos de

aireación del agua residual (Seviour, 2010). Tras conocerse estos trabajos por el Dr. Gilbert Fowler, los transmitió a sus colegas Ardem y Lockett, de la planta de tratamiento de Manchester Davey Hulme, quienes realizaron una serie de experimentos a pequeña escala con el objeto de mejorar la eficiencia del proceso. Su original contribución fue la retención de la biomasa sedimentada generada durante el proceso de tratamiento y reutilizarla para inocular agua residual sin tratar y así iniciar nuevamente el proceso. Dicha biomasa se denominó “fango activo” que dio nombre al proceso de depuración y sigue vigente por 100 años (Lindrea y Seviour, 2002).

La primera planta de fango activo en el mundo fue construida en la ciudad de Worcester (Gran Bretaña), la cual se diseñó con un sistema de aireación mecánica, debido en aquel momento de lo inapropiado de los aireadores sumergidos. Rápidamente el proceso de fangos activos con sus ventajas sobre el resto de procesos fue adoptado en Europa y actualmente puede superar las 70,000 plantas en operación alrededor del mundo.

Desde su desarrollo, el proceso de fangos activos continúa experimentando grandes cambios operacionales y de diseño con el fin de mejorar su eficiencia y versatilidad. Los sistemas convencionales fueron originalmente diseñados para eliminar materia orgánica y oxidar amonio y hoy día son construidas con la intención de eliminar compuestos de nitrógeno y fósforo entre otras sustancias (Seviour, 2010).

Biológicamente, el fango activo es un ecosistema, donde la biomasa está compuesta por microorganismos (principalmente bacterias y protozoos), y otros sólidos, organizados en discretas entidades llamadas flóculos. Estos flóculos son mantenidos constantemente en suspensión, mediante diversos sistemas de agitación (aireadores de superficie, mezcladores, difusión de burbujas de aire, etc.), lo cual asegura que los microorganismos estén en contacto con los compuestos a eliminar, metabolizándolos en presencia de oxígeno. Debido a la combinación de procesos catabólicos y anabólicos las células microbianas incrementan en número, generándose biomasa, mientras la materia orgánica es mineralizada a CO₂ y agua.

Este sistema también presenta problemas (Seviour, 2010) debido a la baja eficiencia de la transferencia de oxígeno, producción de olores, pérdidas de biomasa, producción de espumas y flotantes, problemas de separación de sólidos, generación de biomasa y requerimientos de espacio. Estos problemas han sido abordados por una gran cantidad de investigadores, lo que ha permitido llegar hoy día a un significativo número de sistemas de tratamiento de aguas residuales, cuya base es el proceso de fangos activos.

El sistema de fango activo necesita la dispersión total de los sustratos que entran al sistema mediante apropiados sistemas de agitación, con el fin de que los microorganismos especialmente bacterias libres, adheridas y filamentosas, protozoos, metazoos, algas y hongos entren en contacto para su degradación. La interacción entre los microorganismos y la materia orgánica forman el flóculo, el cual se puede considerar como la unidad estructural y funcional del proceso de depuración.

Una de las variables más significativas que intervienen en el proceso de depuración es el Tiempo de Retención Celular (SRT) o edad del fango, de la cual dependerá la eficiencia del sistema en eliminación de nitrógeno, fósforo, materia orgánica, etc. El SRT es el tiempo de retención de los microorganismos en los reactores biológicos y dependerá del volumen de los reactores, la recirculación del fango, el proceso de separación sólido/líquido aplicado y principalmente de la purga o salida de biomasa del reactor biológico. Valores bajos del SRT son empleados básicamente para eliminar materia orgánica, mientras que valores elevados permiten el desarrollo de bacterias de crecimiento lento, facilitando así la eliminación de nitrógeno o de determinados xenobióticos (Seviour, 2010; González *et al.*, 2012).

Otra de las variables de interés es el tiempo de retención hidráulico (HRT), dependiente del volumen de los reactores y del caudal aportado, define el tiempo de contacto del agua residual y la biomasa, por lo que afecta la eficiencia en el proceso de depuración y afecta directamente al tamaño de la instalación.

La carga másica (F/M) o relación entre concentración de materia orgánica y concentración de biomasa es otra de las variables a considerar, la cual está muy relacionada con el SRT y define la capacidad del sistema en eliminación de determinados contaminantes.

La calidad del efluente producido después del tratamiento de depuración se mide principalmente mediante parámetros físico-químicos y microbiológicos, los cuales están regidos por las legislaciones sanitarias de cada país o comunidad. En Europa la Directiva 91/271/EEC concerniente al tratamiento de aguas residuales urbanas con el objetivo de proteger el medio ambiente de los efectos adversos de la descarga de aguas residuales urbanas y de algunas industrias y la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE) regulan la calidad del efluente residual tratado y la calidad a mantener en los medios receptores. Básicamente se emplean parámetros que asesoran sobre el contenido de materia orgánica (DQO y DBO₅), así como materias en suspensión y cuando la calidad del medio lo requiere se emplea también parámetros sobre el contenido en nitrógeno y fósforo. En cuanto a los parámetros microbiológicos encontramos análisis de *Escherichia coli*, huevos de nematodos, entre otros. Estos parámetros son usados ampliamente a nivel mundial por la OMS la cual regula los estándares de calidad para la reutilización del agua tratada (OMS, 1989; USEPA, 2004) y han sido adoptados por las normativas de diversos países entre ellos España (R.D. 1620/2007).

En las últimas décadas, se están diseñando estaciones depuradoras de aguas residuales para conseguir la eliminación biológica de N y P (Seviour. 2010; Tchobanoglous *et al.*, 2004). La directiva 91/271/CCE, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas, establece una serie de medidas para garantizar que las aguas residuales sean debidamente tratadas antes de su vertido. Por lo tanto, la Resolución 10/7/2006 de la Secretaría General para el territorio y la biodiversidad, declaran las zonas sensibles en las cuencas hidrográficas nacionales e intracomunitarias, fijando los distintos tratamientos que se deben aplicar a dichas aguas antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas, distinguiendo si dichos vertidos se efectúan en zonas sensibles o menos sensibles.

La adición de otros reactores extra, permitiendo diferentes condiciones ambientales en términos de oxígeno disponible, permiten el crecimiento de grupos fisiológicos particulares

de microorganismos que facilitan la eliminación de N y P. La incorporación de zonas anóxicas, permitiendo, tras la oxidación de NH_4^+ a NO_3^- , la desnitrificación facilita la eliminación de N (Seviour, 2010), mientras que zonas anaerobias permiten el desarrollo de microorganismos acumuladores de fósforo (PAO) (Blackall *et al.*, 2002). Esta última también es frecuente acometerla mediante la combinación del proceso de fangos activos con procesos de precipitación química de fósforo (Seviour, 2010).

El fango generado del proceso de depuración, también ha tenido sus debates y sus investigaciones con el fin de conseguir el menor impacto sanitario, ambiental y económico (Seviour, 2010). Las plantas de tratamiento de aguas residuales mediante fangos activos, cuentan con sistemas de tratamiento de fango que permiten su deshidratación y estabilización por diferentes vías (Rayón, 2006). La estabilización biológica (aeróbica o anaeróbica) permite obtener un producto final de aplicación en la agricultura como el compost (Sanders *et al.*, 2002), mientras que la estabilización térmica permite obtener un producto destinado a la obtención de energía mediante su combustión (Narihiro y Sekiguchi, 2007; Rayón, 2006).

Inclusive se ha desarrollado una patente para la producción de biodiesel, extrayendo los lípidos del fango generado en los tratamientos biológicos (tratamiento de aguas residuales municipales, agrícolas, industriales), mediante un proceso de trans-esterificación del extracto lipídico, los productos resultantes de este proceso incluyen biodiesel, glicerol, lípidos libres de proteínas y otros compuestos de gran valor químico (Zappi, 2009).

Las actividades bioquímicas y/o mejora del proceso de fangos activos, son muchas veces expresados bajo fórmulas y modelos matemáticos, con el propósito de optimizar el proceso, diseño y control. Sus aplicaciones permiten el uso de múltiples escenarios operacionales que pueden liderar la mejora de una nueva estación depuradora o una existente. La operación exitosa del proceso depende de la actividad metabólica de las poblaciones presentes las cuales están sujetas a grandes variaciones dependiendo de los parámetros operacionales asociados (configuración del proceso, hidráulica, intensidad de la aireación, etc.) y las condiciones ambientales (composición del agua residual, temperatura, pH, etc.).

Hoy día existen estrategias para describir el proceso con una serie de expresiones matemáticas, frecuentemente modelos mecánicos usando ecuaciones de balance de materias requiriendo un entendimiento de las reacciones estequiométricas y cinéticas involucradas en el proceso. La International Water Association (IWA), desarrolló el modelo ASM 1 (Activated Sludge Model 1) (Henze *et al.*, 2000), el cual consiste en expresiones cinéticas y estequiométricas que describiendo la transformación bioquímica del material soluble y particulado del fango, permiten conocer el aumento de biomasa, decaimiento de la biomasa, hidrólisis, etc. La tasa de cada proceso bioquímico es expresada en una serie de reacciones cinéticas tipo Monod.

El modelo ASM1 (Henze *et al.*, 1987) fue desarrollado para describir la eliminación de materia orgánica y N por nitrificación y desnitrificación. Hacia 1995 se realizó una extensión del ASM 1 y se desarrolló el ASM 2 (Henze *et al.*, 1995b; Gujer *et al.*, 1995), el cual estimula la conducta de los sistemas a incorporar la eliminación de la DQO, nitrificación, desnitrificación y la eliminación química o biológica de fósforo. Diversas investigaciones han mejorado el modelo ASM 1 (Gernaey *et al.*, 2004), como el modelo ASM 3 (Gujer *et al.*, 1999), el cual intentan suplir las dificultades encontradas en el ASM 1 (Gernaey *et al.*, 2004) y conseguir una calibración fácil de los aparatos de medición. Este modelo ha sido extendido para describir la eliminación biológica de P mejorada (EBPR enhanced biological phosphorus removal), en ASM 3-BioP (Rieger *et al.*, 2001) también llamado modelo EAW AG (Rieger *et al.*, 2001).

La investigación en el tratamiento de aguas ha permitido el desarrollo de nuevos conceptos y tecnologías para el tratamiento de aguas residuales, buscando una mayor calidad en el agua tratada con el objeto de su reutilización (Arévalo *et al.*, 2012) o una mayor optimización energética. Ejemplos de esta evolución son los biorreactores secuenciales (SBR), o los biorreactores de membrana (MBR) (Atasoy *et al.*, 2007).

En los últimos años se ha desarrollado la tecnología MBR como alternativa al sistema de separación sólido/líquido del sistema convencional de fango activo, empleando una membrana como sistema de separación (Van der Roest H.F., 2002). Las condiciones de

trabajo de estos sistemas son diferentes al convencional, destacando los elevados SRT que permiten trabajar con una baja carga másica, lo cual garantiza elevados rendimientos y facilidad para eliminar nitrógeno (Yang, 2006). Estas condiciones modifican las características de la biomasa, destacando la elevada presencia de bacterias filamentosas (Parada-Albarracín *et al.*, 2012).

1.2. SISTEMAS MBR

El tratamiento convencional de aguas residuales urbanas, usualmente se basa en tres etapas: sedimentación o separación de sólidos, seguido de una degradación biológica aerobia de la materia orgánica y un proceso de sedimentación para separar la biomasa generada del agua. Por el contrario, un sistema MBR reemplaza los procesos físicos filtrando la biomasa a través de una membrana, dando como resultado un efluente de muy buena calidad, comparado con el efluente convencional (Guo *et al.*, 2008; Judd, 2008; Arévalo *et al.*, 2012).

Los reactores de membrana (MBR) son el desarrollo del proceso convencional de fango activo (CASP), donde el decantador secundario es reemplazado por una membrana de filtración. El tamaño de poro de la membrana varía entre 0,01 – 0,4 μm (Cornel y Krauser, 2006). Siendo el tamaño de poro de 0,01 μm más efectivo, al producir un efluente clarificado y sustancialmente desinfectado (Santos y Judd, 2010).

La primera aplicación de los sistemas MBR en tratamiento de aguas residuales fue en 1969, al emplear una membrana de ultrafiltración para separar el fango activo del efluente final de un tratamiento biológico de aguas residuales, y el fango fue reciclado en el tanque de aireación (Ng y Kim, 2007; Kraume, 2010).

En Europa la primera estación de tratamiento de aguas residuales (EDAR) municipales que utilizó MBR fue construida en Porlock (UK, 1998, 3800 h.e.), seguida de las plantas de

Büchel y Rödingen (Alemania 1999, 1000 y 3000 h.e., respectivamente), y la planta MBR de Perthes en Gâtinais (Francia, 1999, 4500 h.e.). Solo unos años después, en 2002, Italia se suma a la lista con una planta MBR en Brescia; en 2004, la planta MBR de Nordkanal en Kaarst, Alemania) diseñada para un flujo diario de 45000 m³/d para servir a una población de 80.000 h.e. (Kraume, 2010). Por otro lado en Australia en el año 2002 se pone en marcha la primera planta a escala real de MBR en Queensland (Picnic Bay) utilizando membranas planas de Kubota, con el fin de producir agua de calidad debido al área protegida donde se encuentra, como es la gran barrera de coral. Las plantas de Porlock en UK, Grand Targhee Resort en USA y Thetis Lake Trailer Park en Canadá, exceden los diez años y continúan operativas (Santos y Judd, 2010).

Estados Unidos y Europa tienden a alcanzar la máxima capacidad de explotaciones a escala real que utilizan sistemas MBR. Por otro lado, plantas de tratamiento satélites para pequeñas comunidades, urbanizaciones, colegios, centros comerciales, entre otros también incrementa su demanda, el crecimiento de este sector es de esperar en todas las regiones del mundo, dirigiéndose a la adaptación de los sistemas MBR para el tratamiento de aguas residuales domésticas (Kraume, 2010).

El sistema MBR coordina dos tecnologías, por un lado el proceso convencional de fango activo y por otro las técnicas de filtración como sistema de separación sólido líquido, dando como resultado una fusión de muy buena aceptación en el tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales (Judd, 2008), debido a sus destacadas ventajas con respecto a los sistemas convencionales:

- El decantador secundario es reemplazado reduciendo la superficie necesaria de la instalación (Ng y Kim, 2007; Santos y Judd, 2010; Monsalvo *et al.*, 2012).
- La capacidad de separación de los sólidos en suspensión no depende de las características ni concentración de estos en el reactor biológico (MLSS), siendo posible trabajar con elevadas concentraciones de MLSS.
- Minimiza los problemas de separación de sólidos presentados en el sistema convencional de fangos activos (CASP) (Monsalvo *et al.*, 2012).

- La calidad del agua obtenida está al nivel del tratamiento terciario que queda conjugado en el mismo sistema. Se llegan a alcanzar porcentajes de reducción superiores al 95 % en DQO, 98 % de DBO y 99 % de sólidos suspendidos, 100 % de protozoos y nematodos, 98 % *Escherichia coli* (Judd, 2006; Guo *et al.*, 2008; Santos y Judd, 2008; Arévalo *et al.*, 2009, 2012).
- Se facilita el desarrollo de bacterias nitrificantes por lo que se potencia los procesos de eliminación de nitrógeno (Judd, 2008).
- El SRT y HRT son independientes por lo que el volumen de los biorreactores puede ser reducido. Se puede trabajar con un elevado SRT, por lo que se conseguirá una menor producción de fango a la vez que se consigue una estabilización biológica aerobia (Arévalo *et al.*, 2011; Monsalvo *et al.*, 2012).
- La generación de fango es reducida a la mitad comparada con el sistema convencional de fangos activos (CASP) (Guglielmi *et al.*, 2007; Mayhew y Stephenson, 1997).

El uso de esta tecnología se ha extendido por el mundo en los últimos años tanto para el tratamiento de aguas residuales domésticas como industriales, obteniendo buenos resultados en cuanto a eliminación de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, la producción de fango es menor, y se caracteriza por un efluente de alta calidad con respecto a materia orgánica y amonio, los cuales son eliminados por el tratamiento biológico llevado a cabo por la acción de los microorganismos (Santos y Judd, 2010; LeClech *et al.*, 2006; Cornel *et al.*, 2006; Ottoson *et al.*, 2006), otra ventaja es la eliminación casi total de diferentes grupos microbianos incluyendo protozoos, bacterias, y algunos virus (Arévalo *et al.*, 2008, 2012; Cornel y Krauser, 2006), así como de determinados grupos de xenobióticos como hidrocarburos aromáticos policíclicos y algunos productos farmacéuticos (Radjenovic *et al.*, 2007; González *et al.*, 2012).

Estos sistemas cuentan también con una serie de desventajas, destacando su coste de implementación, lo cual ha dificultado su estandarización en el mercado (Daigger y Crawford, 2006), desaprovechando la eficiencia de los sistemas MBR en el tratamiento de

aguas residuales urbanas. Por otro lado, su demanda energética y alto coste en el reemplazo de las membranas dificultan su extensión (Judd, 2008). Una contribución significativa a la demanda energética es el requerimiento de aire para mantener la permeabilidad de la membrana, debido a los problemas de oclusión y atascamiento, junto a las mayores necesidades energéticas para conseguir una adecuada transferencia de oxígeno al proceso biológico (Judd, 2008; Santos y Judd, 2010).

Uno de los problemas más significativos son como para otros procesos de membrana, el ensuciamiento y atascamiento de las membranas, los cuales pueden llegar a ser irreversibles (Melin *et al.*, 2006; Wang *et al.*, 2008). Estos problemas consisten en la restricción, oclusión o bloqueo de los poros de la membrana o canales entre membranas, el cual puede ser debido a compuestos de naturaleza orgánica como polisacáridos, proteínas y productos microbianos solubles, reduciendo el flujo de permeado y aumentando la presión trans-membrana. Estos problemas pueden ser controlados por sistemas hidrodinámicos y la aplicación de protocolos de limpieza, influenciados por el diseño y operación del sistema MBR (Judd, 2008; Teychene *et al.*, 2008). Generalmente, tres parámetros están involucrados en el ensuciamiento de la membrana: características del fluido (viscosidad del permeado, carga orgánica, tamaño y estructura de los agregados), condiciones de operación (presión transmembrana, SRT, aireación y sistema de filtración) y finalmente las propiedades de la membrana (material, tamaño de poro y configuración) (Teychene *et al.*, 2008).

Destaca también la posibilidad de desarrollo de microorganismos filamentosos en mayor abundancia que para los sistemas convencionales, lo cual llega a provocar episodios de formación de espuma y pérdidas de biomasa (Yang *et al.*, 2006; Parada-Albarracín *et al.*, 2012). Algunos investigadores, han encontrado que en los sistemas MBR se forman flóculos pequeños (Durante *et al.*, 2006), reduciendo de esta manera la importancia del transporte de difusión de los sustratos entre el flóculos; una baja constante de semi-saturación de oxígeno ha sido observada (Manser *et al.*, 2005), además este pequeño tamaño de flóculos está relacionado con la baja actividad protozoaria y metazoaria (Zhang, 1997), su crecimiento depende de los agregados bacterianos disponibles y su presencia juega un rol importante en la selección de bacterias (Witzig *et al.*, 2002; Munz *et al.*, 2008).

No menos significativos son los problemas derivados de la biomasa generada, la cual aunque se produce en menor concentración, comparado con el sistema convencional, esta presenta una sedimentabilidad baja y es más difícil de deshidratar, lo que dificulta su manejo y posterior gestión.

Las membranas aplicadas al tratamiento de aguas residuales son simplemente un material que permita el paso de algunos componentes físicos o químicos más rápido que otros, por lo tanto la selectividad de la membrana siendo más permeable a los componentes que pasan a través de ella (permeado) que a los componentes rechazados (retenido) (Judd, 2006). El grado de selectividad depende del tamaño del poro. La membrana más gruesa, asociada con la Microfiltración (MF) puede rechazar material particulado mientras que la membrana más selectiva es la utilizada en Osmosis Inversa (RO), la cual rechaza iones monovalentes como el Na^+ y Cl^- . Judd en su libro MBR book clasifica el proceso de separación en cuatro membranas claves dependiendo del tipo de separación de las impurezas la cual se indica con el diámetro de poro correspondiente:

- RO Osmosis Inversa
- NF Nanofiltración (< 2 nm)
- UF Ultrafiltración (2 – 50 nm)
- MF Microfiltración (> 50 nm)

La naturaleza de las membranas puede ser de dos tipos, de materiales orgánicos (polímeros) o de naturaleza inorgánica (metal, cerámica, vidrio). Los polímeros más usados son polipropileno (PP), polietileno (PE), polietilsulfona (PES) y difluoruro de vinilideno (PVDF). Estos materiales deben tener una resistencia a la temperatura y al ataque químico, ser hidrofílicos si no se tratan químicamente.

1.2.1. Configuraciones

La configuración de la membrana en un sistema MBR es un aspecto importante para determinar el diseño, funcionamiento y rendimiento del proceso de depuración de aguas

residuales. Para ello, se tiene en cuenta la geometría, orientación de la membrana con relación al flujo de agua siendo crucial para un óptimo rendimiento del proceso (Judd, 2006).

Dos configuraciones básicas de sistemas MBR han sido objeto de estudio en los últimos años (Cornel y Krauser, 2006), por un lado la llamada configuración inmersa o sumergida (iMBR), en el cual el módulo de membranas está inmerso en el fango activo (Figura 1.1.), donde la presión dirige la separación del agua a partir del fango, una fuerza de succión es aplicada para que el agua atraviese la membrana, mientras el fango es retenido en la superficie de la membrana. En este sistema, el control del atascamiento es logrado por el arrastre mediante el aporte de aire sobre la superficie de la membrana o mediante un sistema de contra lavado.



Figura 1.1. Ejemplos de sistemas MBR de configuración inmersa.

Por otro lado, la configuración recirculada o externa (sMBR) cuenta con una unidad externa de membranas, (Figura 1.2) donde el fango activo es circulado fuera del módulo de membranas, donde la presión positiva dirige la separación del agua y fango, el cual una vez concentrado es reciclado de vuelta al reactor. El atascamiento se controla mediante un flujo tangencial del fango activo a altas velocidades a través del canal de filtración con un caudal de recirculación significativo (Cornel y Krauser, 2006; Ng y Kim, 2007). Estos sistemas también pueden emplear flujo de aire sobre la superficie de la membrana y contralavados.



Figura 1.2. Ejemplos de sistemas MBR de configuración recirculada.

La configuración ideal de la membrana debe suplir las siguientes necesidades (Judd, 2006):

- Gran superficie de membrana por unidad de volumen.
- Alto grado de turbulencia para la transferencia de masa.
- Bajo gasto energético por volumen de agua producida.
- Bajo coste por unidad de membrana.
- Fácil limpieza.
- Diseño que permita la modularidad.

Las configuraciones de membrana más utilizadas pueden ser de geometría plana o cilíndrica, entre estas encontramos membranas planas (FS), fibra hueca (HF), multitubos (MT), tubos capilares (CT), cartuchos de filtros plisados (FC) y enrollados en espiral (SW) (Judd, 2006), de las cuales FS, HF y MT son las más utilizadas para la tecnología MBR (Figura 1.3). La ventaja o la mejora que ofrece este proceso al sistema convencional de fangos activos es la compatibilidad con las plantas existentes, optimizando el proceso y la calidad del efluente (Judd, 2008).

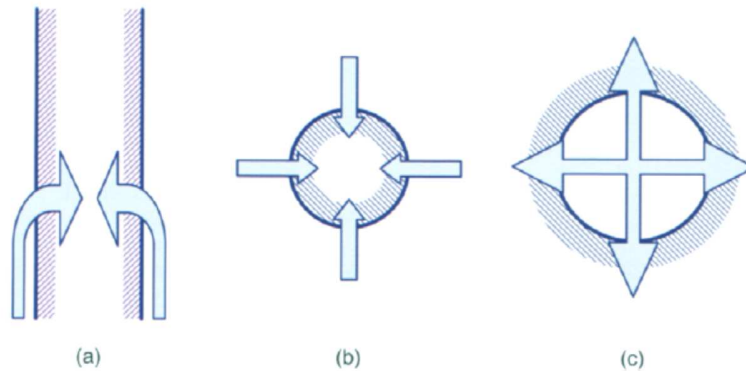


Figura 1.3. Flujo a través de la membrana (a) fibra plana, (b) multitubos y (c) fibra hueca (Judd, 2006).

El sistema MBR debe ser operado teniendo en cuenta la naturaleza del influente, composición del fango y el entendimiento de los procesos de ensuciamiento y atascamiento de las membranas (Seviour, 2010). La selección de los parámetros de operación es crucial, con el fin de no afectar la transferencia de oxígeno en el biorreactor incrementando los costes de aireación, evitar tiempos cortos de retención celular debido a que favorecen el ensuciamiento de las membranas por productos microbianos solubles como exopolisacáridos, además evitan la instauración de comunidades protozoarias benéficas para el proceso de depuración (Judd, 2008; Teychene *et al.*, 2008).

Las variaciones en el influente, complejidad de la biomasa, comunidades heterogéneas de microorganismos y las diferentes configuraciones de membranas, hacen que los resultados encontrados en la literatura sean conflictivos, coincidiendo o no en sus conclusiones, es por ello que cada sistema está influenciado por la región geográfica, estación anual, altura sobre el nivel del mar, idiosincrasia de la población, modo de vida, desarrollo industrial, entre otros, por lo que los modelos matemáticos o de simulación no siempre resultan satisfactorios (Gray, 2005). De otra manera, el análisis de todos los factores que intervienen en una planta de depuración de aguas residuales varía de un lugar a otro.

La calidad del efluente es tan alta que sus alternativas de reutilización son varias, desde el riego de cultivos e instalaciones deportivas, lavado de calles, entre otras actividades; los

sistemas de MF/UF se caracterizan por un efluente con menos de 1 mg/L de sólidos suspendidos, turbidez inferior a 0,2 NTU y reducción de 4 unidades logarítmicas en contenido en virus (dependiendo del tamaño nominal del poro) (Ottoson *et al.*, 2006). Reducciones de 5 log para *E. coli* y de 4,5 log para Enterococos has sido observadas (Ottoson *et al.*, 2006). En adición, representa una gran barrera para ciertos patógenos resistentes al cloro como *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium* sp los cuales han generado problemas significativos de salud pública en países como Suecia (Ottoson *et al.*, 2006).

Los sistemas MBR continúan en pleno desarrollo debido a sus múltiples configuraciones y combinación de procesos, llamados MBR Híbridos. Algunos de los desarrollados hasta el momento son el biorreactor de membranas con fango activo en biopelícula fija (IFAS-MBR) (de la Torre *et al.* 2013), biopelículas sobre un soporte fluidizado, MBMBR (Leiknes and Odegaard, 2002), con los cuales se puede alcanzar una gran reducción de Nitrógeno debido a una simultánea desnitrificación entre la biopelícula con menor producción de biomasa suspendida, el sistema de biorreactor de membrana con fango activo granular (AGMBR) (Kraume, 2010), o el biorreactor de membrana con destilación (MDBR) con el que se puede lograr efluentes de alta calidad apropiados para la reutilización debido a que los contaminantes son retenidos por su potencial de evaporación (Kraume, 2010). De este modo, se extiende el tiempo de residencia de productos recalcitrantes, siendo viable a escala real solo en aguas calientes como en el caso de aguas residuales industriales que se descargan a elevadas temperaturas. Por último encontramos los Biorreactores de Membrana Osmótica (OMBR), en el cual una membrana de osmosis directa está sumergida y el agua tratada es extraída por arrastre (Kraume, 2010).

Las publicaciones sobre MBR crecen exponencialmente a una tasa de un 20 %, comparado con la tasa crecimiento comercial que es de un 11 – 13 %. Las publicaciones crecen principalmente hacia el estudio de ensuciamiento y atascamiento de los cuales dependerá la vida útil de la membrana y sobre cómo reducir costos energéticos (Judd, 2008; Santos y Judd, 2010).

En lo referente al mercado de las membranas, las empresas Kubota y Zenon-GE, más tarde Mitsubishi tenían el monopolio del mercado en las últimas décadas (Judd, 2010),

recientemente, un gran número de empresas productoras de membranas han surgido acabando con el monopolio, dando como resultado el abaratamiento de la implementación y compra de las membranas, por lo que poblaciones con menos recursos podría acceder a este tipo de tecnología para el tratamiento y gestión de sus aguas residuales (Judd, 2010).

1.3. CONTROL MICROBIOLÓGICO OPERACIONAL EN SISTEMAS DE FANGO ACTIVO

Los procesos de tratamiento de aguas residuales en los que la eliminación de los contaminantes se lleva a cabo por medio de la actividad biológica, se conocen como procesos biológicos unitarios. La principal aplicación es la eliminación de las sustancias biodegradables presentes en el agua residual tanto en forma coloidal como en disolución. La reducción de la DBO₅, la biofloculación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica se consiguen mediante la acción de microorganismos, los cuales transforman la materia orgánica coloidal y disuelta mineralizándola y generando nueva biomasa (Metcall y Eddy, 2003; Monsalvo *et al.*, 2012).

Los microorganismos que tienen un papel importante en el tratamiento biológico de aguas residuales incluyen bacterias (procariotas), hongos, protozoos, metazoos y algas (eucariotas); siendo el análisis de la microbiota una herramienta útil para estudiar el ecosistema creado en la planta con las condiciones operacionales presentes (Martín-Cereceda, 1996; Madoni, 1993, 1996, 2011; Ginoris, 2007; Parada-Albarracín *et al.*, 2010; Monsalvo *et al.*, 2012).

Los procesos de tratamiento biológico están compuestos por complejas poblaciones de microorganismos mezcladas e interrelacionadas, de modo que cada microorganismo del sistema tiene su propia curva de crecimiento. La posición y forma de la curva particular de crecimiento dentro del sistema, en función del tiempo, dependerá de la disponibilidad de nutrientes, así como de factores ambientales tales como la temperatura, pH y el carácter aerobio o anaerobio del sistema, entre otros (Metcall y Eddy, 2003). Los diferentes

componentes de la comunidad microbiana forman una cadena alimenticia o cadena trófica en la cual las condiciones operacionales le afectan directamente (Yianakopoulou, 2010).

Las bacterias y los hongos degradan la materia orgánica y transforman compuestos proporcionando un aumento en la biomasa celular, por lo tanto aumenta la disponibilidad de alimento para protozoos, metazoos y rotíferos depredadores de bacterias, seguido de protozoos carnívoros y metazoos, esto se aplica al proceso de fangos activos y aguas naturales (Parada-Albarracín *et al.*, 2010; Fenchel, 2001).

En personas sanas, la mayoría de las bacterias presentes en las heces fecales son probablemente comensales inofensivos, pero son excretados en grandes cantidades (más de 10^9 células/g de heces), en poblaciones con problemas intestinales la presencia de bacterias nocivas si pueden acarrear un gran problema; por lo tanto, últimamente el tratamiento de aguas residuales necesita eliminar o reducir el número de los diferentes virus patógenos (virus hepatitis, rotavirus, adenovirus entéricos) y bacterias patógenas, especialmente enteropatógenas como *Salmonella* sp, *Shigella* sp, *Helicobacter pylori* o *Vibrio cholerae*, los cuales representan potenciales riesgos para la salud humana. Quistes producidos por protozoos como *Entamoeba histolytica*, *Cryptosporidium* spp y *Giardia lamblia*, son también escenario de preocupación.

El proceso biológico del tratamiento de aguas residuales, basado en la capacidad de auto purificación mediante la potenciación de determinadas comunidades microbianas, difiere de los ambientes acuáticos por ciertas características, como son la elevada carga orgánica en el sistema, procesos de descomposición acelerados, cortos tiempos de recambio de biomasa y la prevalencia de organismos heterótrofos. Debido a esto, el ecosistema formado en una planta de tratamiento está sujeto a condiciones extremas, donde organismos heterótrofos (protozoos, metazoos) con ciclos de vida más cortos que los tiempos de retención celular prevalecen en este proceso (Madoni, 2011).

Kolkwitz y Marsson 1908-1909, realizaron los primeros esfuerzos para determinar el daño ecológico causado por los residuos domésticos e industriales en las corrientes de agua,

creando de esta manera las bases del sistema saprobio, ampliamente utilizado en Alemania y algunos países europeos (Roldán, 1999). Curds y Cockburn, en sus artículos de los años 1970 comentaban que varios autores entre los años 1900-1950 (Kolkwitz, 1950, Kolkwitz y Marsson 1908, 1909, Lackey 1938, 1941, y Mohr 1952), investigaron la presencia de microorganismos en ríos haciendo especial referencia a su grado de contaminación, por otro lado Liebmann (1951) describió un gran número de especies protozoarias con particular atención al grado de polución del agua residual.

La mayoría de estos protozoos pertenecen al orden de los ciliados, los cuales son microorganismos habituales del suelo y además son encontrados en ríos contaminados, lo mismo que en el proceso de tratamiento de aguas residuales, por lo que estos organismos podían ser usados como indicadores de la condiciones de un fango activo (Curds y Cockburn, 1970). De este modo, si un gran número de estas especies presentes en una instalación de fangos activos son de tipo oligo-saprobias (especies normalmente asociadas con ríos relativamente limpios), se puede esperar que el fango activo está en condiciones de equilibrio, mientras que si las especies encontradas están asociadas con alta contaminación o polisaprobias, sugieren que el fango activo no está en buenas condiciones. Este método de asesoramiento aunque aplicable en casos extremos, no es del todo satisfactorio en una planta de tratamiento donde la mayoría de las especies son mesosaprobias.

Arden y Lockett (1928, 1936) fueron probablemente los primeros en publicar resultados mostrando la calidad de un efluente de fangos activos con un particular número de protozoos usualmente asociado. Infortunadamente ellos no identificaron las especies de protozoos y estos resultados son de valor limitado donde especies del mismo género pueden alcanzar ciertas diferencias (Lackey, 1938; Mohr, 1952; Baines *et al.*, 1953). En la literatura existen muchas contradicciones concernientes a la calidad del efluente asociado a organismos particulares, y esto eleva parcialmente el hecho que especies individuales pueden sobrevivir en un gran rango de condiciones ambientales, probablemente debido a imprecisiones en la identificación de las especies presentes (Curds y Cockburn, 1970).

Se conoce que la calidad del efluente de una planta de fangos activos puede cambiar de un día para otro, teniendo en cuenta las variaciones en factores propios de cada instalación como la carga orgánica, carga hidráulica, etc., pero es improbable que la población protozoaria pueda variar con la misma velocidad como para reflejar estas variaciones, excluyendo la entrada de un vertido tóxico (Seviour, 2010). Debido a esto, no era usual correlacionar la población protozoaria con las variaciones diarias en la calidad del efluente. Además, no es posible que la población de protozoos del fango activo pueda ser asociada con el promedio mensual de la calidad del efluente (Curds y Cockburn, 1970).

La carga másica (F/M) del fango activo es un factor determinante en la población de protozoos presentes en una instalación (Curds y Cockburn, 1970). La mayoría de las especies se encontraron en fangos activos con una carga másica de entre 0,2-0,3 g DBO₅ día por g de MLSS (g/g día), mientras que el número de especies decrece conforme aumenta la carga másica (Curds y Cockburn, 1970). Además, la proporción de los tres mayores grupos de protozoos ciliados (perítricos, holótricos e hipótricos) fueron también afectados según la carga másica del fango (Curds y Cockburn, 1970). Por ejemplo, mientras la proporción de especies de ciliados identificados como hipótricos tienen afinidad por el incremento de la carga másica y la proporción de perítricos algo menos. No se encontraron ciliados hipótricos en fangos con una carga de 0,6 g/g día mientras los perítricos forman una gran proporción de especies a través de un gran rango de carga de los fangos activos estudiados (Curds y Cockburn, 1970). Por lo que manteniendo una baja carga (0,09-0,3 g/g día), un gran número de especies puede convivir, con una distribución uniforme de los tres grupos de ciliados mencionados anteriormente. Fangos activos mantenidos a valores altos de carga másica contienen pocas especies, se encontraron perítricos principalmente en la región de media carga (0,3-0,6 g/g día) y una distribución uniforme entre holótricos e hipótricos en la región de alta carga (0,6-0,9 g/g día) (Curds y Cockburn, 1970). Protozoos flagelados fueron encontrados exclusivamente en fangos activos con valores de carga elevados (0,6-0,9 g/g día) (Curds y Cockburn, 1970).

Desde la primera instalación de una planta de tratamiento de fango activo a gran escala en 1922 varios autores notaron el potencial de los protozoos como indicadores del funcionamiento y eficiencia del proceso. En 1928, Ardern y Lockett fueron capaces de describir comunidades protozoarias las cuales se dividieron en cuatro categorías según la eficiencia de una planta de fangos activos. Desde entonces asociaciones entre el

funcionamiento de una planta y las comunidades protozoarias han sido descritas en intervalos regulares (Lackey, 1938; Jenkins, 1942; Reid, 1969). Estos estudios fueron culminados por Curds y Cockburn (1970) quienes hicieron un estudio más exhaustivo de la población de protozoos de 56 plantas de fangos activos en UK. Sus datos fueron usados para producir un sistema de rangos de asociación, los cuales facilitan la predicción de un promedio mensual de la DBO_5 del efluente, basándose en la identificación a nivel de especie de los protozoos presentes en el fango activo del reactor. Cuando analizaron 34 sitios, este esquema supuso una correcta predicción de un 83 % de los casos. Este esquema tiene mayores limitaciones si solamente se suministra información de valores promedio mensuales de DBO_5 de cada planta, lo cual requiere la identificación a nivel de especie de más de 34 especies de protozoos ciliados (Al-Shahwani y Horan, 1991).

Los microorganismos que viven en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales son los responsables de la calidad del agua después del proceso. Entre estos microorganismos encontramos a los protozoos, especialmente protozoos ciliados. Estos, a su vez, pueden utilizarse para evaluar y valorar el funcionamiento de la instalación ya que pueden ser indicadores de la calidad del agua que sale de una instalación de fangos activos (Curds and Cockburn, 1970; Madoni, 1981). Los ciliados pueden llegar a ser bioindicadores físico-químicos (Curds, 1973; Bick, 1968, 1972; Foissner, 1988; Beaver and Crisman, 1989; Rashit and Bazin, 1987).

La carga orgánica suministra información del proceso de tratamiento (Metcalf y Eddy, 2003). La carga orgánica y la diversidad específica de ciliados es inversamente proporcional en el rango de valores encontrados en el proceso de fangos activos (Salvado y Gracia, 1993). Esta relación puede estar modificada por los sólidos en suspensión incomparable 4000 MLVSS mg/l y por la tasa de carga volumétrica superior a 800 g DBO_5/m^3 día.

Las especies de ciliados que colonizan el fango activo son mejores indicadores de los valores de la tasa de carga orgánica que los grupos taxonómicos más amplios de organismos. De este modo, calculando el índice de diversidad de especies de protozoos obtenemos información relevante del rendimiento de la instalación, y la prueba de diagnóstico es simple y fácil.

Es bien conocido que los protozoos juegan un papel importante en el proceso de fangos activos y en particular en la clarificación del efluente. Esto se traduce en la reducción de la DBO₅ del efluente y en la regulación de las comunidades bacterianas debido a su acción depredadora (Curds *et al.*, 1968; Madoni, 1994, 2003; Hahn y Höfle, 2001; Dubber, 2009; Pérez-Uz, 2010; Madoni, 2011; Monsalvo *et al.*, 2012).

Las condiciones operacionales prevalentes en el reactor como la edad del fango y el ratio F/M, tienen un profundo efecto en la población microbiana habitante del reactor. Estas condiciones deciden el tiempo que los organismos se reproducen en el reactor y la cantidad de alimento disponible para ellos. Cambios en el ratio F/M y en la edad de fango, junto con la concentración de MLSS y SSVI, y los sólidos suspendidos y DBO₅ del efluente, son de este modo correlacionados con cambios cuantitativos y cualitativos de la comunidad protozoaria (Al-Shahwani y Horan, 1991). No se encontraron correlaciones entre la aparición de especies individuales de protozoos y cualquier cambio de alguna variable. Por lo tanto, el incremento en el número total de protozoos en el fango activo fue asociado con un incremento en la carga orgánica y baja edad del fango (Al-Shahwani y Horan, 1991).

Estas deficiencias fueron parcialmente rectificadas por Poole (1984) quien examinó el fango activo de 13 plantas mediante el número de diferentes taxones. Este autor se concentró en taxones los cuales son más fáciles de identificar ya que son indicadores reales, permitiendo la deducción de las condiciones de operación de la instalación, siendo así más rápidos y precisos. Poole (1984) sugirió que este esquema fuese usado para optimizar la concentración de MLSS y el grado de aireación para mantener la microfauna del fango activo asociada con el requerimiento de funcionamiento de la planta.

A partir de esto se deriva un método para predecir las condiciones operacionales y funcionamiento del proceso de fangos activos, basado en las necesidades del operador de la instalación. La presencia de protozoos y metazoos ha sido observada desde tiempos atrás, pero en los últimos años se le ha dado la importancia a estos microorganismos en el proceso de depuración del agua residual doméstica e industrial (Madoni, 2003). Las bacterias predominan en todos los grupos, número y biomasa, afectando el proceso de mineralización y eliminación de nutrientes orgánicos e inorgánicos.

En sistemas modernos con bajas cargas másicas y altos tiempos de retención celular, la presencia de protozoos ciliados, flagelados, amebas y pequeños metazoos son comunes. Estos organismos se alimentan de material particulado como bacterias suspendidas, adheridas y filamentosas; asumiendo el primer rol en el tratamiento de aguas residuales como es la clarificación del efluente (Madoni, 2011; Parada-Albarracín *et al.*, 2010).

Los protozoos son una gran colección de organismos con considerables diferencias morfológicas y fisiológicas, son organismos eucariotas, unicelulares, se alimentan por fagocitosis y son organismos con una distribución cosmopolita (Finlay, 1998; Fenchel, 2001; Fenchel y Finlay, 2004; Finlay y Fenchel, 2004), se encuentran en ambientes acuáticos (agua salada, agua fresca, aguas residuales y sedimentos). En sistemas de fangos activos reducen la producción de fango introduciendo una acción extra de mineralización en el cual el fango es convertido en biomasa, agua y CO₂ (Monsalvo *et al.*, 2012). Una alta densidad de protozoos, especialmente de predadores, afectan substancialmente el número de bacterias libres, promoviendo la agregación celular (Luxmy *et al.*, 2000) y la clarificación del influente (Monsalvo *et al.*, 2012).

La mayoría de ellos son heterótrofos, pero ciertas especies de protozoos especialmente ciliados crean asociaciones simbióticas con otros organismos mediante la ingestión de algas unicelulares, dinoflagelados, criptomonadas o secuestrando los cloroplastos de las algas ingeridas, estos organismos fotótrofos producen oxígeno en el interior celular y los protozoos los utilizan como estrategia para sobrevivir en ambientes micro aerobios o anóxicos, y el CO₂ liberado por los protozoos es revertido a los fotótrofos para la fotosíntesis (Esteban, 2010). En presencia de luz, cuando la maquinaria fotosintética de las algas simbiontes es saturada y suple la demanda de oxígeno del protozoo hospedador, el oxígeno sobrante es liberado al medio, independizando al protozoo del oxígeno externo (Esteban, 2009b; Finlay, 1996; Summerer *et al.*, 2009).

Los protozoos son eficientes en la recolección de microorganismos para alimentarse y son lo suficientemente pequeños, siendo sus tiempos de generación similares a aquellos de las partículas alimenticias que utiliza, en términos cuantitativos son los más importantes

depredadores de microorganismos en ambientes acuáticos, controlando probablemente la abundancia de bacterias (Finlay y Esteban, 1998; Fenchel, 2001). Solo los flagelados heterótrofos probablemente pueden consumir toda la producción bacteriana de un ambiente acuático (Fenchel, 1986b).

Los protozoos se encuentran en diversos ambientes acuáticos y juegan un papel importante en todos los aspectos sanitarios relacionados con el tratamiento y potabilización del agua. El número de especies junto con el número de individuos de cada especie suministra un valor indicador de la naturaleza de la muestra observada (Horan, 2003).

Los protozoos ciliados pueden ser usados para predecir la contaminación ambiental y asesorar las características físico-químicas del ecosistema donde habitan (Cairns, 1974). Algunas especies de ciliados tienen un gran rango de tolerancia y son abundantes cuando están en el agua residual, por esta razón grandes cantidades de ciliados crecen en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. Para un correcto funcionamiento de la instalación, las características del agua a tratar deben mantener una alta capacidad de asimilar residuos, por esta razón la integridad biológica de las comunidades desarrolladas durante el tratamiento de aguas residuales deben ser mantenidas incluso bajo estrés (Harts y Cairns, 1984). El excesivo estrés ambiental causado por detergentes, concentraciones altas de materia orgánica disuelta, metales pesados, cambios de temperatura y pH, u otras variaciones ambientales, puede reducir el número de especies ciliadas pero incrementa la concentración de especies tolerantes (Esteban, 1991; Madoni, 2003).

El uso de protozoos, metazoos, bacterias y otros organismos como bioindicadores se han extendido para evaluar la calidad del agua, suelo y aire, ya que estos seres vivos se desarrollan bajo unas condiciones óptimas y resisten condiciones extremas tanto físicas como biológicas, siendo de importancia a la hora de valorar la calidad de un ambiente.

Un organismo indicador tiene que cumplir las siguientes condiciones (Roldán, 1999):

- Ser abundante y fácil de recolectar.
- Relativamente fácil de identificar, si se compara con grupos menores.
- Ser sedentario en su mayoría y reflejar las condiciones locales.
- Poseer ciclos de vida largos.

- Cultivables en el laboratorio.
- Variación genética baja.
- Responder rápidamente a cambios ambientales y químicos.

Tres grupos claves de ciliados: ciliados adheridos, ciliados reptantes y ciliados libres utilizados como indicadores en el funcionamiento del proceso. Los ciliados adheridos y reptantes son los más representativos y los mejor adaptados en el ambiente de fangos activados debido a su habilidad de asociarse con los flóculos (Cereceda *et al.*, 1996).

La presencia de un gran número de especies de protozoos ciliados en las instalaciones de tratamiento de aguas residuales se ha visto que producen efluentes clarificados de buena calidad (Curds, 1969, 1971; Curds *et al.*, 1968; Curds y Cockburn, 1970b; Curds y Vandyke, 1966; Madoni, 1994, 2000, 2011; Duber, 2009; Parada-Albarracín *et al.*, 2010, Arévalo *et al.*, 2012) debido a su capacidad para alimentarse de bacterias y partículas en suspensión y para inducir la floculación, pero hay algunas condiciones ambientales, tales como la calidad de las aguas residuales, la presencia de derrames de productos químicos, y las variables externas, como la lluvia o la temperatura, que pueden favorecer ciertas estrategias fisiológicas en la comunidad ciliada.

Por lo tanto, los sistemas bien establecidos son caracterizados por ciertas especies de ciliados con una alta densidad de población. Un gran descenso en el número de especies y abundancia puede resultar en una comunidad biológica inferior y reducir la eficiencia del proceso de tratamiento en general (Esteban *et al.*, 1991).

La actividad herbívora de ciliados, flagelados, amebas, rotíferos y otros organismos del zooplancton tienen una gran influencia en los ambientes naturales acuáticos y son críticos para el funcionamiento de las redes tróficas marinas. A su vez son un problema en el campo de la biotecnología de algas, debido a contaminaciones por estos organismos, ya que clarifican los cultivos de algas en pocos días (Day *et al.*, 2012).

Varios estudios se han enfocado en el significado de los protozoos en las plantas de tratamiento biológico de aguas residuales y el rol de estos en el proceso, los protozoos también son indicadores bióticos (Curds, 1982a; Sartory, 1976; Madoni, 1981, 1994, 2003). Esta segunda característica suministra un parámetro preciso y muy usado para el control de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. En general, estudios de la sucesión microbiana durante la colonización del fango activo se ha realizado en instalaciones a escala piloto (Curds *et al.*, 1968; Drakides, 1980) y usando simuladores (Curds, 1971a, b, 1974). Estos experimentos no han prestado atención a la sucesión de asociaciones de protozoos debido a las variaciones en el SRT. Este estudio trata sobre la sucesión de diferentes protozoos en un período de tiempo, a partir de la sucesión acorde al SRT.

Estudios comparativos de microorganismos fueron realizados, especialmente sobre protozoos ciliados, en diferentes fangos activos de plantas de tratamiento de aguas residuales (Curds y Cockburn, 1970; Curds *et al.*, 1968; Drakides, 1980).

A finales de los años 40 y principios de 1960 se comienza a discutir el concepto de diversidad de especies basado en índices matemáticos derivados de la teoría de la información (Roldán, 1999), destacando los índices propuestos por los siguientes investigadores: Margalef (1951, 1956, 1958); Shannon-Weaver (1949); Simpson (1949); Brillouin (1951); Beck (1955), entre otros.

Varios índices han sido propuestos para determinar la estabilidad del proceso y la calidad del efluente obtenido mediante el tratamiento convencional de fangos activos, destacando como más ampliamente distribuido la metodología descrita por Madoni, (1994), con el fin de determinar el Índice Biótico del Fango (SBI). El método se basa en la diversidad y densidad de la comunidad de protistas, con principal atención en la identificación y enumeración de determinados grupos previamente preestablecidos (Zhou *et al.*, 2006, 2008; Madoni, 1994, 2003, 2011, Arévalo *et al.*, 2009).

La bioindicación por medio de protozoos, metazoos y bacterias filamentosas es necesaria en una instalación de tratamiento de aguas residuales, la frecuencia y dominancia de ciertos organismos nos aproximan a lo que está ocurriendo en el reactor biológico en las

condiciones existentes. El desarrollo de determinadas poblaciones de organismos refleja condiciones tanto de buen como de mal funcionamiento del proceso de depuración, permitiendo corregir y resolver problemas operacionales de manera inmediata (Rodríguez *et al.*, 2008; Martín-Cereceda *et al.*, 2002).

El análisis biológico puede ayudar al sistema de depuración para operar con un menor número de análisis químicos. En efecto, la observación directa de muestras estadísticamente significativas representa una completa observación, no solamente en el ecosistema existente en el sistema de aguas residuales tratado, sino también el efecto de los parámetros ambientales abióticos en la microbiota (Luna *et al.*, 1996). Por lo tanto, el análisis biológico muestra las condiciones de operación en el momento y puede rectificar disturbios debido a desajustes ecológicos en el sistema de tratamiento así como la detección de patógenos (Luna *et al.*, 1996).

Investigaciones recientes apoyan los análisis microbiológicos rutinarios como una buena herramienta en el control de sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales (Madoni, 1994, 2003; Cereceda *et al.*, 1996; Lee *et al.*, 2004), mostrando una clara asociación entre especies de protozoos y parámetros operacionales. El análisis microscópico suministra al operador de la planta de tratamiento de aguas residuales una especial e invaluable ayuda en el control del proceso, así como la localización y resolución de problemas (Jenkins *et al.*, 2004; Gerardi, 2008). Además, se utiliza para determinar la naturaleza física de los flóculos del fango activo, tipo y abundancia de organismos filamentosos, así como protozoos, metazoos y algas (Parada-Albarracín *et al.*, 2010; Monsalvo *et al.*, 2012).

Todos los organismos que viven en aguas residuales juegan un papel importante en el proceso de depuración y por lo tanto en el flóculo, el cual es la unidad funcional del proceso. La identificación y reconocimiento de los determinados grupos es labor del microscopista, el cual se encarga de identificar y cuantificar cada género y especie encuentre en la muestra, con el fin de dar un diagnóstico real del estado del fango activo en las condiciones existentes.

Madoni (1994) comparó muestras de corrientes oligotróficas y fangos activos en diferentes volúmenes de submuestras (3,2, 10, 25, 50 y 100 μL). A partir de sus análisis se recomienda cuatro submuestras de 25 μL para lograr una estimación total de la población con un 25 % de error, aunque en este método no es necesario recuperar todas las especies presentes. Varios investigadores han adoptado este volumen 25 μL , pero muy pocos han usado más de cuatro o más réplicas (Martín-Cereceda *et al.*, 1996; Madoni, 2000; Tyagi *et al.*, 2008). Otros investigadores han variado los volúmenes para la enumeración de ciliados de 100 – 200 μL (Papadimitriou *et al.*, 2007) usando cámaras de recuento diseñadas para algas y diatomeas, mientras Burgess *et al.*, (2002) realizó tres réplicas de 1000 μL en una cámara de recuento de glóbulos en sangre para medir la diversidad protozoaria, la enumeración de flagelados se realiza en la cámara de Fuchs Rosenthal utilizando un volumen de 3,2 μL (Papadimitriou *et al.*, 2007; Madoni, 1994).

En los últimos años la aproximación para la enumeración de protozoos se basa particularmente en el volumen de la muestra examinada y el número de réplicas, las cuales varían extensamente. El uso de ciliados como bioindicadores fue estudiado por Lee *et al.*, (2004) usando la media de dos réplicas de 5 μL mientras Lee y Oleszkiewicz (2003) uso una sola muestra de 20 μL para el estudio de la predación de bacterias nitrificantes por rotíferos. Diez réplicas de 50 μL fueron usada por Chen *et al.*, (2004) en su estudio comparativo de la microfauna en cinco plantas de fango activos en la ciudad de Beijing. La media de dos o tres submuestras de 25 μL , han sido usadas por un gran número de estudios (Madoni, 1996, 2000; Puigagut *et al.*, 2007, Zhou *et al.*, 2006; Parada-Albarracín *et al.*, 2010).

Un último estudio basado en la determinación del número de réplicas usando el método de probabilidad y el tiempo de almacenamiento de las muestras, concluyen que seis réplicas de 25 μL cada una proporciona excelente recuperación y estimación de la abundancia de especies, para completar el análisis hacen falta 8 horas pero la estructura de la comunidad protozoaria cambia durante este período (Dubber *et al.*, 2009). La variabilidad en las estaciones y el ambiente acuático son dos factores importantes que afectan la estructura biológica de una comunidad (Martín-Cereceda *et al.*, 2002; Reiss and Kroncke., 2004; Bode *et al.*, 2005).

Los índices matemáticos en el estudio de comunidades de animales y plantas son ampliamente utilizados. Para la descripción de la comunidad protozoaria, en términos de número de especies y proporciones que puedan indicar cambios debido a modificaciones en las condiciones ambientales o procesos biológicos, se utiliza el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Arcos Pulido *et al*, 2005), específicamente en la bioindicación del tratamiento de aguas residuales se utiliza el SBI.

Las medidas de diversidad de especies ampliamente utilizadas en Ecología se pueden dividir en tres categorías principales (Magurran 1988, 2004):

- **Índices de riqueza de especies:** son esencialmente una medida del número de especies en una unidad de muestreo definida.
- **Modelos de abundancia de especies:** describen la distribución de su abundancia.
- **Índices basados en la abundancia proporcional de especies:** pretenden resolver la riqueza y la uniformidad en una expresión sencilla.

1.3.1. Índice saprobio europeo

Inicialmente se basó en el estudio de los microorganismos del plancton y el perifiton presente en las corrientes de agua de Europa Central, introduciendo posteriormente macroinvertebrados, macrófitas y peces. En este sistema se utilizan todos los organismos acuáticos desde los hongos y las algas hasta los vertebrados como indicadores de la calidad del agua.

Es importante conocer los organismos hasta nivel de especie, también se tiene en cuenta algunos parámetros físico-químicos como el oxígeno disuelto, DBO₅ y amonio (Roldán, 1999). Igualmente se incluye un índice saprobio el cual es un valor que oscila entre 1.0 a 4.0 y se obtiene mediante la siguiente expresión matemática:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n S_i \times A_i \times G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \times G_i}$$

Dónde:

- S** Índice saprobio
- i* Número de orden de taxones
- S** Valor de saptobiedad de los taxones
- A** Cifra de abundancia de los taxones
- G** Peso indicativo de los taxones
- n** Número de taxones

Estas condiciones incluyen:

- (1) polisaprobio, influente altamente contaminado, el cual contiene residuos orgánicos complejos que son descompuestos primariamente por procesos anaerobios.
- (2) alfa-mesosaprobio, influente contaminado con residuos orgánicos significativos los cuales son descompuestos por procesos anaerobios y aerobios.
- (3) beta-mesosaprobio, influente moderadamente contaminado encontrando residuos orgánicos descompuestos por procesos aerobios.
- (4) oligosaprobio, influente ligeramente contaminado con remanentes de residuos orgánicos producidos de la propia depuración (Gerardi, 2008).

Tabla 1.1. Calidad de agua de acuerdo al sistema Saprobio.

Clase	Grado Cont. Orgánica	Grado de Saptobiedad	Índice Saprobio	DBO ₅ mg/L	NH ₄ -N mg/L	O ₂ mg/L
I	Poca o ninguna contaminación	Oligosaprobio	1.0 - < 1.5	1	trazas	> 8
I - II	Poca contaminación	Oligosaprobio-betamesosaprobio	1.5 - < 1.8	1 - 2	ca. 0.1	> 8
II	Mediana contaminación	Betamesosaprobio	1.8 - < 2.3	2 - 6	< 0.3	> 6
II - III	Contaminación crítica	Alfa-betamesosaprobio	2.3 - < 2.7	5 - 10	< 1.0	> 4
III	Contaminación fuerte	Alfamesosaprobio	2.7 - < 3.2	7 - 13	> 0.5	> 2
III - IV	Contaminación muy fuerte	Alfamesosaprobio y polisaprobio	3.2 < 3.5	10 - 20	> 0.5	< 2
IV	Fuertemente contaminado	Polisaprobio	3.5 - 4.0	> 15	> 0.5	< 2

Saprobienstystem (Roldán, 1999) es usado para clasificar organismos acorde a la contaminación orgánica en corrientes de agua, este índice describe 4 condiciones operacionales en un proceso de fango activo y siete clases de calidad de agua esperada (Tabla. 1.1).

La ventaja de este índice es que incluye una gran cantidad de taxones y comunidades, pudiéndose aplicar a cualquier tipo de agua. La desventaja es que en muy pocas regiones se tiene un conocimiento de los organismos hasta nivel de especie (Roldán, 1999).

1.3.2. Índice de Margalef

Es un índice simple para medir la riqueza de especies en un ecosistema, el cual intenta compensar efectos del muestreo dividiéndola por la riqueza de especies (S). (Magurran, 2004).

$$D_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N}$$

Donde:

S= número de especies

N= número total de individuos

1.3.3. Índice de Shannon-Weaver

Índice ampliamente usado en Ecología para determinar la biodiversidad de un ecosistema, se representa como H' y se expresa con valores positivos, se tienen en cuenta todas las especies de organismos de un ecosistema determinado (arrecife de coral, bosques tropicales, desiertos, fango activo, etc.).

Este índice tiene una ventaja debido a su fácil aplicación y su independencia del tamaño de la muestra, arrojando valores que van desde 0 hasta 5, donde 5 es la máxima diversidad (Tabla. 1.2.) y se utiliza la siguiente expresión matemática:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Dónde:

S Número de especies (riqueza de especies)

P_i Proporción de individuos de la especie ***i*** respecto al total de individuos (abundancia relativa de la especie ***i***)

i Número de individuos de la especie ***i*** (***n_i***) entre número de todos los individuos de todas las especies (***N***) ***i = n_i / N***

Este índice refleja igualdad, mientras más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad mayor es el valor.

Tabla 1.2. Clases de calidad del agua según el Índice Shannon-Weaver.

Calidad del agua	Índice de Shannon-Weaver
Aguas muy contaminadas	0.0 – 1.5
Aguas medianamente contaminadas	1.5 – 3.0
Aguas muy poco contaminadas	3.0 – 5.0

Existen otros índices de diversidad muy populares como el de Margalef, 1951 y el de Simpson, 1949; pero al igual que los anteriores tiene el limitante de la identificación de los organismos hasta nivel de especie.

En cuanto a la diversidad con base en la abundancia proporcional de las especies, el índice de Shannon y el de Margalef son índices populares para medir la equidad y su relación con la riqueza de especies. Sin embargo, ambos han sido duramente criticados principalmente porque su interpretación biológica es difícil, y la transformación logarítmica de los datos representa limitaciones matemáticas (Hurlbert, 1971; Baev y Penev, 1995).

1.3.4. Índice de Simpson

Índice de equidad utilizado en Ecología el cual manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar sean de la misma especie, ligado fuertemente a las especies dominantes (Magurran, 1988). Se calcula de la siguiente manera:

$$\Lambda = \sum_{p_i} 2$$

Este índice no presenta una relación con la calidad del agua tratada, representando la equidad de especies en el ecosistema.

Por su parte, el índice de Simpson es de uso común para medir el grado de dominancia de unas cuantas especies en la comunidad, y su inverso representa por lo tanto la equidad (Magurran, 2004).

1.3.5. Índice del Fango

El Grupo de Bioindicación de Sevilla (GBS) desarrollo en 2008 el Índice del Fango (Sludge Index, SI), basado en ciertas características floculares, el cual ha sido aplicado como un parámetro de control en diferentes plantas de tratamiento en España. Este índice asigna determinados valores a características macroscópicas tales como turbidez, presencia de flóculos, olor y sedimentabilidad por medio del ensayo de la V_{30} y otros rasgos

microscópicos como tamaño del flóculo, morfología, compactación, firmeza y número de bacterias filamentosas interfloculares.

Otros aspectos asociados a la macroestructura del flóculo también es evaluada, incluyendo la presencia de bacterias suspendidas, diversidad de protistas y la presencia/ausencia de fibras y/o partículas inorgánicas. Por lo tanto, la información arrojada por el análisis microscópico y el ensayo de sedimentabilidad, permite obtener un valor numérico entre 0 – 100, suministrando una buena herramienta para asesorar la calidad del fango activo. Esta herramienta puede ser utilizada para modificar las condiciones de trabajo en el proceso de tratamiento biológico con el fin de mejorar el funcionamiento del proceso.

1.3.6. Índice biótico del fango (SBI)

Tabla 1.3. Grupos dominantes, rendimiento y posibles causas utilizados en el SBI (Madoni, 1994).

Grupo Dominante	Rendimiento	Causas posibles
Pequeños flagelados	Bajo	Aireación muy pobre, sobrecarga, sustancias fermentables
Pequeños ciliados nadadores libres	Mediocre	SRT muy cortos, aireación muy pobre
Grandes ciliados nadadores libres	Mediocre	Sobrecarga, aireación muy pobre
Ciliados nadadores de fondo	Bueno	Fango estable y bien colonizado
Ciliados sésiles y ciliados nadadores de fondo	Bueno	Fango estable y bien colonizado
Ciliados sésiles	Decrecimiento	Fenómeno transitorio (carga discontinua, reciente extracción de fango)
Amebas desnudas pequeñas y flagelados	Pobre	Muy alta carga no fácilmente degradable
Amebas testadas	Bueno	Fango estable y bien colonizado, alta edad de fango

El SBI, es una herramienta desarrollada por Madoni (1994) para evaluar la calidad biológica del fango, basándose en ciertas comunidades de protozoos y la influencia en el proceso, este índice utiliza la diversidad y la densidad de especies para asignar un valor numérico a cada situación en una escala de 1 -10, siendo 8 - 10 el rango de valores ideal para un buen rendimiento del proceso de fangos activos (Madoni, 2004).

A partir de la puesta en marcha del primer tratamiento de fango activo, un gran número de autores han notado la presencia de protozoos de vida libre, estos microorganismos representan un 9% de sólidos volátiles, alcanzando valores de 250 mg/L y concentraciones de $3-20 \times 10^6$ células/L (Madoni, 1994; Parada-Albarracín *et al.*, 2010).

Actualmente, se conocen entre 200 – 250 especies de protozoos relacionados con el tratamiento de aguas residuales (Madoni, 2003). Los grupos dominantes utilizados en el SBI y su indicación de acuerdo al rendimiento de la instalación se describen en la Tabla 1.3.

La aplicación del SBI a los sistemas MBR no es del todo extrapolable, por ejemplo, la presencia de grandes flagelados, amebas, rotíferos, nematodos, entre otros no recogidos en este índice dificultan su aplicación (Arévalo, 2009; Parada-Albarracín *et al.*, 2010). Además, no se incluyen bacterias (floculantes, filamentosas) y hongos, los cuales juegan un papel importante en el proceso de depuración. Este índice es incapaz de revelar cualquier disfunción como la flotabilidad de fangos o la generación de espumas (Parada-Albarracín *et al.*, 2010, 2014; Arévalo *et al.*, 2009).

Los sistemas de tratamiento de aguas residuales configurados para eliminar nutrientes o los más modernos difieren del sistema de tratamiento de aguas residuales convencionales, debido a que los microorganismos utilizados como bioindicadores del proceso convencional no tienen la misma eficacia a la hora de evaluar los sistemas de eliminación de nutrientes, debido a la diferencia en las condiciones operacionales y ambientales usadas para eliminar nutrientes (zonas anaerobias y anóxicas, altos SRT, altos MLSS, entre otras).

Determinados grupos de microorganismos son considerados como negativos para el sistema de tratamiento convencional mientras que esos mismos grupos interpretan lo contrario en sistemas de última generación, como son los sistemas de avanzados de eliminación de nutrientes. Por lo que, los microorganismos indicadores cambian según el sistema de tratamiento y el desarrollo de nuevos índices está en auge.

1.3.7. Clasificación de los protozoos y metazoos presentes en aguas residuales

Los protozoos y metazoos más abundantes en fangos activos, se agrupan de la siguiente manera, dependiendo de su forma de locomoción y su relación con el flóculo: pequeños y grandes flagelados, ciliados (reptantes, adheridos, libres, carnívoros), amebas desnudas y testadas, algas (unicelulares y filamentosas) y metazoos (rotíferos y nematodos).

1.3.7.1. Amebas desnudas y testadas

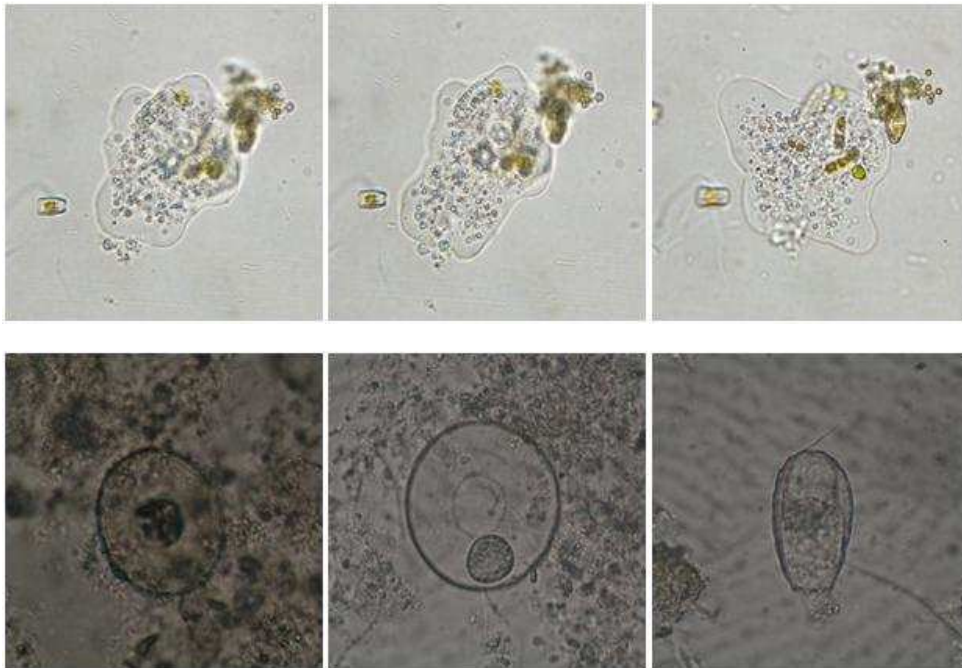


Figura 1.4. Ameba desnuda (arriba) y amebas testadas (abajo).

Protozoos que se caracterizan por emplear como mecanismo de locomoción estructuras pseudopodiales y se alimentan mediante el flujo protoplasmático buscando el alimento, carentes de testas (Horan, 2003). Estas proyecciones citoplasmáticas de distinto tamaño, número y forma en función de la especie de que se trate también pueden ejercer funciones relacionadas con la alimentación (fagocitosis).

Se alimentan de un gran grupo de algas (diatomeas, algas verdes), cianobacterias (unicelulares y filamentosas), protozoos incluyendo suctores, bacterias y detritus, común en sedimentos y biopelículas en el plancton en aguas limpias (Lynn, 2010; BIOFAC vs.1.0, 2009; Rodríguez *et al.*, 2008; Finlay y Esteban, 1998) y en el proceso de fangos activos (Madoni, 1994, 2011; Parada-Albarracín, 2010).

La presencia de amebas desnudas es frecuente en los sistemas de fangos activos, indicando bajos rendimientos en la depuración, inestabilidad de la carga orgánica de entrada en el reactor; elevadas densidades de población indican la entrada de vertidos difícilmente degradables, pueden aparecer de forma abundante en la puesta en marcha del sistema, junto con pequeños flagelados en sistemas convencionales.. Liu *et al.*, (2008) encontró que las amebas eran sensibles a niveles bajos de oxígeno disuelto, lo cual coincide con las condiciones del fango flotado utilizado como inoculo, el cual carecía de la presencia de amebas.

Podemos diferenciar dos grupos de amebas en función de si poseen o no teca. Distinguiremos, por tanto, entre amebas desnudas y amebas testadas (amebas con teca). Las amebas desnudas presentan un cuerpo deformable e irregular con movimientos característicos mediante la emisión de pseudópodos. Podemos distinguir dos grupos caracterizados por la emisión del pseudópodo, las amebas monopodiales y por la emisión de varios pseudópodos, las amebas polipodiales. Presentan un sólo núcleo granular y vacuola contráctil visible.

Son las amebas con testa (caparazón) que poseen una abertura u opérculo que permite salir a los pseudópodos implicados en la alimentación y locomoción de la ameba testácea. Las amebas testadas, denominadas así por su capacidad para elaborar testas, compuestas de material proteínico, silíceo o carboneo, pueden ser reforzadas mediante la adhesión de

partículas de arena, restos animales, etc., existiendo diferentes formas (Horan, 2003; BIOFAC vs.1.0, 2009). Mazei *et al.*, 2012, divide las comunidades de amebas testadas en variantes terrestres y acuáticas. Los géneros y especies de amebas hidrófilas incluye *Arcella* spp, *Diffflugia* spp, *Cyphoderia* spp, *Pseudodiffflugia* spp. En cambio, las comunidades terrestres son característicos los géneros *Centropyxis* spp, *Euglypha* spp, *Plagiopyxis* spp y *Trinema* spp.

Arcella spp (Fig. 1,4.), presenta una testa pequeña y dorso ventralmente redondeada o aplastada, con perfil circular, movimiento a través de pseudópodos, abertura ventral centrada regularmente circular e invaginada, se alimenta de otros protozoos, en general, indican buen rendimiento en el proceso de depuración, a elevadas concentraciones indican baja carga orgánica, altos tiempos de retención celular, buena oxigenación y condiciones de nitrificación, existen tres especies similares en cuanto a su aspecto: *A. vulgaris*, *A. hemisphaerica*, *A. discoides*.

Euglypha spp (Fig. 1.4.), presenta un caparazón de sílice, formado por escamas imbricadas unas en otras, se alimenta de bacterias y se asocia a elevada edad celular del fango y no por ello con buenos rendimientos en la depuración y con baja carga de fangos, las temperaturas cálidas favorecen su desarrollo y ha sido descrita en algunas plantas depuradoras con aportes industriales (cerveceras) (Rodríguez *et al.*, 2008).

Estudios de bioindicación han demostrado que el grupo de amebas testadas del género *Arcella* spp son consideradas un bioindicador paleoambiental usual en hábitats de agua dulce y salobre. Las tres características fundamentales que definen a este grupo como un buen paleoindicador son su poca variación genética a través del tiempo, sus testas y su rápido ciclo reproductor. El grupo es fácilmente identificable en el registro fósil y sus testas se preservan óptimamente en sedimentos, su rápido ciclo reproductor de unos pocos días a semanas, y sensibiliza el grupo a los cambios físico biogeoquímicos en hábitats. El ciclo de reproducción y su facultad de enquistarse explican su cosmopolitismo, una vez enquistadas son transportadas por el viento, o en las zancas y excrementos de aves, donde su rápido ciclo reproductivo garantiza la colonización del nuevo hábitat (Panadés i Blas, 2013).

Este tipo de amebas testadas registran con bastante precisión los cambios climáticos y ambientales. Varios estudios han asociado gradientes ambientales específicos, tales como la contaminación, acidificación, temperatura a determinadas especies de arcellinidas y relacionan los niveles de fósforo y nitrógeno en la distribución de arcellinidas en lagos (Patterson *et al.*, 2012).

Entre los test ecotoxicológicos realizados por algunos investigadores para determinar los efectos de la contaminación ambiental, los microecosistemas como modelo son una buena opción para entender el efecto de estos factores en el ecosistema. Las comunidades de amebas testadas son sensibles a cambios ambientales (cambio climático, contaminación por gas o metales) y la respuesta de estas comunidades de amebas testadas refleja una respuesta de otros grupos microbianos en el micro ecosistema debido a su posición trófica en la cima de la cadena alimenticia microbiana. *Arcella* spp y *Centropyxis* spp son sensibles al fenantreno presente en la contaminación ambiental (Meyer *et al.*, 2012).

Amebas testadas (grupo positivo SBI) grupo de protozoos asociados a elevado SRT y a un elevado nivel de oxígeno disuelto, bajo estas condiciones el efluente es de excelente calidad y un gran rendimiento del sistema es alcanzado en CASP (Madoni, 1994, 2003).

Se encontraron en el fango activo de los sistemas MBR, estos protistas se encuentran normalmente en plantas con eliminación de nutrientes, especialmente nitrógeno decreciendo en densidad al igual que decrecía la eficiencia de eliminación (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

1.3.7.2. Pequeños y grandes flagelados

Protozoos caracterizados por poseer como estructura de locomoción y/o fijación al sustrato flagelos, generalmente 1 o 2, a veces más de dos siempre en pares, se alimentan por fagocitosis. Podemos clasificar los flagelados presentes en el fango activo en dos grupos de acuerdo al tamaño, pequeños flagelados y grandes flagelados (Fig. 1.5.), cada uno de ellos con marcadas diferencias en cuanto al valor bioindicador que poseen.



Figura 1.5. Pequeños flagelados (arriba) y grandes flagelados (abajo).

Los pequeños flagelados son de pequeño tamaño (entre 5-50 micrómetros) asociados a baja calidad del efluente en el SBI (Madoni, 1994, 2000; Finlay, 1998; BIOFAC vs.1.0, 2009). Se alimentan de bacterias suspendidas y adheridas en sedimentos de aguas limpias (Finlay, 1998). *Bodo saltans*, células ovaladas o arriñonadas, con movimientos espasmódicos debido a la contracción del flagelo recurrente, fijo al sustrato, heterótrofos estrictos (bacterívoro) (Rodríguez *et al.*, 2008). Muy frecuente en el material vegetal en descomposición (Streble y Krauter, 1987). Se ha definido como indicador de sobre carga orgánica, cambios bruscos en las condiciones físico-químicas del agua residual y entrada de tóxicos (Rodríguez *et al.*, 2008).

La presencia en grandes cantidades de pequeños flagelados se asocia a fangos inestables, a un bajo rendimiento en el proceso de depuración y a fases como la puesta en marcha en CASP (Madoni, 1994; Rodríguez *et al.*, 2008), estos organismos son reemplazados por protozoos ciliados debido a la competencia por el sustrato bacteriano, en sistemas MBR no se asocia a estos problemas y se sugiere que su acción depredadora sobre bacterias en suspensión y adheridas (Finlay and Esteban, 1998) es beneficiosa en el proceso de

depuración, conviviendo en equilibrio en la comunidad protozoaria. En sistemas avanzados de eliminación de nutrientes los pequeños flagelados y amebas desnudas son propuestas como indicadores de una alta eliminación de N (Pérez-Uz *et al.*, 2010; Arregui *et al.*, 2010, 2012).

Los grandes flagelados son aquellos flagelados de gran tamaño (>50 micrómetros) aunque algunos investigadores los consideren infrecuentes en fangos activos (Madoni, 1994), sin embargo, otros investigadores indican que aparecen en el proceso de colonización del reactor biológico, coincidiendo en el tiempo con los ciliados y rotíferos bajo las condiciones operacionales de los sistemas MBR (Rodríguez *et al.*, 2008). Estos flagelados heterótrofos estrictos se alimentan de bacterias libres y floculantes así como otros organismos mayores (Finlay y Esteban, 1998), su flagelo principal recorre los espacios interfloculares mientras que el segundo flagelo lo usan para fijarse al sustrato y también como sistema de locomoción.

Euglena spp, autótrofo no estricto por medio de endosimbiontes fotosintéticos, pudiendo comportarse como heterótrofo en ausencia de luz o condiciones limitantes (Esteban, 2010; Rodríguez *et al.*, 2008; Finlay, 1998).

Peranema sp, es una especie incolora que reptar con el flagelo rígidamente extendido hacia adelante, solo la punta del flagelo serpentea de un lado a otro, siendo muy frecuente en aguas estancadas (Streble y Krauter, 1987).

Entosiphon sp, son células rígidas con dos flagelos de aproximadamente la misma longitud del cuerpo surgiendo del borde del citostoma, siendo también muy frecuente en aguas estancadas (Streble y Krauter, 1987).

1.3.7.3. Ciliados

Grupo variado y diverso de protozoos cuya estructura especializada es el cilio, un órgano locomotor y de ayuda en la nutrición, presentan una gran variedad de sistemas de alimentación (filtradores, fagótrofos, reptantes y aspiradores). Es un grupo excesivamente diverso en forma y tamaño, se encuentran en una gran diversidad de micro hábitats, siendo la mayoría cosmopolita (Lynn, 2010). Los ciliados son un componente importante en el bucle microbiano, a menudo responsable de consumir la mayoría de la producción primaria

y producción bacteriana en ciertos hábitats. Pueden ser sésiles y coloniales, generalmente presentan formas geométricas como esferas, conos, esferas achatadas y cilindros, los cuales tienen son dorso ventralmente aplanados orientadas al sustrato. Presentan un rango de tamaño desde 10 μm los más pequeños a 4.500 μm los más grandes (Lynn, 2010). Para los ciliados, investigadores como Finlay, Corliss, Esteban y Fenchel concluyen que existen más de 3000 morfo especies de ciliados de vida libre. Dado el amplio rango de tolerancia a factores fisicoquímicos, el nicho ecológico es muy amplio, y las morfo especies suministran un entendimiento del rol funcional de la biodiversidad de los ciliados en los ecosistemas (Esteban y Finlay, 2004). Las especies pequeñas tienden a alimentarse de bacterias y partículas de acuerdo a su talla, los ciliados de mayor tamaño se alimentan de bacterias, algas unicelulares en cadenas o cianobacterias filamentosas, otros protozoos y ocasionalmente rotíferos, abundante en plancton y sedimentos, considerados los más importantes consumidores de microorganismos en general, en sedimentos de lagos y ríos (Finlay y Esteban, 1998).

Se caracterizan por el reordenamiento de cilios en orden sobre la superficie de la célula, y la presencia de un macronúcleo y un micronúcleo, se dividen por fisión transversa. Los cilios sirven como sistema de locomoción y usualmente se ordenan en hileras llamadas cinetias y los cilios se mueven en la misma dirección. Su tamaño oscila entre $< 20 \mu\text{m}$ a 2 mm.

Algunos ciliados crean asociaciones simbióticas con endosimbiontes fotosintéticos como pequeñas algas unicelulares, dinoflagelados, entre otros (Finlay, 1998; Esteban, 2010), sirviéndoles de estrategia de sobrevivencia en ambientes extremos.

Los ciliados bacterívoros son particularmente importantes en el mantenimiento de la calidad del efluente en las EDAR pudiendo reducir hasta diez veces la densidad bacteriana en sistemas convencionales (Curds y Cockburn, 1970a, 1970b; Foissner, 1988a; Madoni, 2003) y pueden incluso consumir virus (Pinheiro *et al.*, 2007). La composición de especies y la diversidad de ciliados han sido usadas como bioindicadores del estado de los ecosistemas (Foissner, 1988a, 1997b, 1997e).

Aquí encontramos tres grupos según su vinculación con el flóculo y el proceso de fangos activos:

(i) Ciliados espirótricos o reptantes, un cuerpo aplanado con cilios locomotores encontrados principalmente en la superficie inferior de la célula. Los cilios le conciernen la alimentación para un buen desarrollo y llevar la comida al citostoma (boca de los protozoos), son aquellos ciliados cuyo hábitat es la superficie del flóculo. La adaptación al desplazamiento sobre las superficies implica, en general, el aplanamiento del cuerpo, así como el desarrollo desigual de los cilios a ambos lados, *Aspidisca cicada*, *Pseudochilodonopsis fluviatilis*, *Chilodonella* sp, *Trochilia minuta*, *Drepanomonas revoluta* y *Acineria incurvata*. Muchos de ellos disponen de estructuras de locomoción especializadas (cirros).



Figura 1.6. Ciliados espirótricos o reptantes.

Aspidisca cicada (Müller, 1786) (Fig. 4.26) presenta un lado dorsal abombado y ventral aplanado con cirros implicados en el desplazamiento (Rodríguez *et al.*, 2008), presenta una densa fila de membranelas generando una corriente de agua, recogiendo las partículas y microorganismos de esta corriente (Finlay, 1998). Se alimenta de bacterias, microalgas y pequeños protistas, presente en ambientes acuáticos y extensamente distribuido (Lynn, 2010).

Pseudochilodonopsis fluviatilis, presenta forma ovalada con pico débilmente sobresaliente y curvado, cuerpo aplanado y ciliado por la parte ventral (Rodríguez *et al.*, 2008). Está asociada a bajos tiempos de residencia del fango, se alimenta de bacterias y algas (Lynn, 2010; Rodríguez *et al.*, 2008).

Chilodonella sp (Strand, 1928) (Figura 4.28.) presenta cuerpo ovalado y aplanado, con ciliación en lado ventral, se alimenta de diatomeas por aspiración y otras partículas alimenticias incluyendo bacterias, algas verdes y bacterias filamentosas, asociada a la proliferación de bacterias filamentosas y se ha encontrado presente en sistemas no nitrificantes, cosmopolita se ha observado en ambientes terrestres y acuáticos (Rodríguez *et al.*, 2008; Lynn, 2010). Vive preferentemente en aguas estancadas, moderadamente contaminadas (Streble y Krauter, 1987; Blume, 1994). Según Lynn (2010), se encuentran en ambientes acuáticos y terrestres, la mayoría son de vida libre aunque algunas especies son parásitos facultativos de algunos peces.

Euplotes sp, (Ehrenberg, 1830) (Fig. 4.30) aplanado dorso-ventralmente con la parte dorsal convexa, deslizantes y con cambios bruscos de dirección, en ocasiones rotatorio, se alimenta de bacterias, microalgas y pequeños protistas, extensamente distribuido, presente en ambientes acuáticos y terrestres, predominantemente marino (Lynn, 2010).

Drepanomonas revoluta (Fig. 4.31.), de peque tamaño, presente en ambientes terrestres, especialmente sobre musgos (Lynn, 2010). *Drepanomonas revoluta* y *Acineria incurvata* estaban considerados como ciliados carnívoros, pero debido a su comportamiento en el fango activo, Madoni (1996, 2000) los incluye como ciliados reptantes.

Trochilia minuta (Khal, 1931) (Figura 4.33.), forma ovoide con la superficie ventral convexa y dorsal plana, presenta una prolongación en forma de espina en el polo posterior, se alimenta de bacterias libres y filamentosas, asociados al crecimiento de bacterias filamentosas (Rodríguez *et al.*, 2008), también se alimenta de microalgas y se encuentra en ambientes acuáticos estando extensamente distribuido (Lynn, 2010).

Acineria sp, (Figura 4.35.) forma aplanada y ovoide con un estrechamiento en los extremos, se alimenta de flagelados y pequeños protistas, se encuentra en ambientes acuáticos y terrestres (Lynn, 2010).

(ii) Ciliados perítricos o sésiles, estos protozoos son inmediatamente reconocidos por su forma de embudo invertido o cuerpos en forma de campana o copa de vino, la cual es su boca y un pedúnculo de sujeción al flóculo que en algunas especies suele ser contráctil. Solitarios o coloniales, se fijan al flóculo debido a la existencia de pedúnculos o estructuras especializadas. En ocasiones, los pedúnculos de algunos de estos ciliados son contráctiles debido a la presencia de un espasmonema interno que actúa como un resorte. Encontrando especies de ciliados sésiles que viven en solitario *Vorticella* sp y ciliados sésiles coloniales *Epistylis* sp, *Charchesium* sp, *Opercularia* sp.

Podemos clasificar los ciliados sésiles en dos grupos claramente diferentes en cuanto a estructura y modo de alimentación: perítricos y suctores. Los perítricos son ciliados bacterívoros provistos de cilios y citostoma en estado vegetativo, los cuales liberan larvas telótrocas para colonizar el fango activo en busca de alimento y un sitio para anclarse y reproducirse. Los suctores son ciliados carnívoros desprovistos de citostoma, los ciliados suctores son ciliados sésiles con pedúnculos de fijación al flóculo, son depredadores de otros protozoos. En su forma vegetativa carecen de cilios y de citostoma, para la captura de las presas emplean tricocistos, en cuyo extremo segregan sustancias tóxicas que les permiten inmovilizar las presas, encontramos especies de *Acineta* sp, *Podophrya* sp, *Tokophrya* sp entre otros. La ingestión, una vez capturada la presa, se produce por succión del contenido citoplasmático.



Figura 1.7. Ciliados perítricos o sésiles.

Ciliados perítricos tales como *Vorticella* sp, *Epistylis* sp y *Zoothamnium* sp, son muy eficientes filtrando agua y tienen un impacto significativo en el consumo de bacterias, ingiriendo cada individuo más de 4000 bacterias y más de 500 picocianobacterias por hora,

demostrando su importancia en la comunidad protozoaria en el tratamiento de aguas residuales (Lynn, 2010; Callieri *et al.*, 2002; Simek *et al.*, 1995). En sistemas de biopelícula *Vorticella convallaria* y *Epistylis entzii* son las poblaciones más abundantes (GBS, 2013).

Epistylis sp (Ehrenberg, 1830), organismo colonial con pedúnculo ramificado, la colonia no es contráctil, pedúnculo estriado longitudinalmente (Fig. 4.37.), se alimentan de bacterias libres y se asocian a cargas medias en el reactor biológico (Rodríguez *et al.*, 2008). Es frecuente encontrarlo en agua dulce sobre diferentes sustratos (Streble y Krauter, 1987).

Opercularia spp, (*Opercularia* Goldfuss, 1820) (Fig.4.39.), se alimenta de bacterias libres, en fangos activos se suelen encontrar en bajo número especies de *O. coarctata*, *O. microdiscus* y *O. minima*, usado como bioindicador debido a que su número aumenta cuando la calidad del fango es mala, asociada a altos valores de carga orgánica y valores altos de DBO₅ en el efluente, pueden sobrevivir en ambientes estresados mejor que otros protistas, se asocia con *V. microstoma* (Madoni, 1994, 2003; Salvadó *et al.*, 1995; Esteban, 1991; Curds and Cockburn, 1970). En fangos activos, si predomina indica condiciones cambiantes y si la colonización es exclusiva por parte de este organismo indica la entrada de influentes industriales.

Dentro de las especies de *Vorticella* spp se clasifican en los siguientes grupos según Foissner:

Complejo *Vorticella convallaria* (Foissner *et al.*, 1992), presenta forma acampanada y esbelta con pedúnculo alargado, macro núcleo en forma de J (Fig. 4.43.), pudiéndose encontrar formando colonias, se alimenta de bacterias, frecuente en aguas extensamente contaminadas (Streble y Krauter, 1987).

Complejo *Vorticella microstoma* (Foissner *et al.*, 1992) (Fig. 4.44.), presenta forma de campana invertida con pedúnculo largo y fino anclado al sustrato, macro núcleo en forma de C, se alimentan de bacterias libres. Organismo polisaprobio asociado a efluentes de baja calidad y bajos valores de oxígeno disuelto en el reactor, habitual en el proceso de fangos activos (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994, 2003). Frecuente en canales de aguas residuales, ríos fangosos y depuradoras (Streble y Krauter, 1987).

Complejo *Vorticella infusionum* (Foissner *et al.*, 1992) presenta forma piriforme y pedúnculo largo, macro núcleo en forma de herradura, se alimentan de bacterias libres y se asocian a sobrecargas y/o deficiencias en la oxigenación del reactor (Rodríguez *et al.*, 2008).

Vorticella striata, especie perteneciente al complejo *Vorticella aquadulcis* (Foissner *et al.*, 1992), presenta forma piriforme algo achatado, macronúcleo en forma de C localizado verticalmente en el tercio superior del cuerpo y es una de las vorticellas más pequeñas, se alimentan de bacterias libres y se asocian a condiciones medias de depuración, similar a *V. microstoma* (Rodríguez *et al.*, 2008).

Vorticella fromentelli, este tipo de vorticela se alimenta de bacterias libres, no se han encontrado parámetros bioindicadores asociados (Rodríguez *et al.*, 2008). Se encuentra en aguas poco contaminadas (Streble y Krauter, 1987).

(iii) Ciliados holótricos o nadadores libres, tienen los cilios dispuestos uniformemente sobre el cuerpo entero, en este grupo aquellos ciliados cuyo hábitat más frecuente es fuera del flóculo, los observaremos generalmente “nadando libremente” entre flóculos en busca de su alimento (BIOFAC vs.1.0, 2009). Habitualmente en fangos activos alimentándose de bacterias, indicadores de situaciones transitorias de inestabilidad y baja carga en el reactor biológico (Rodríguez *et al.*, 2008).

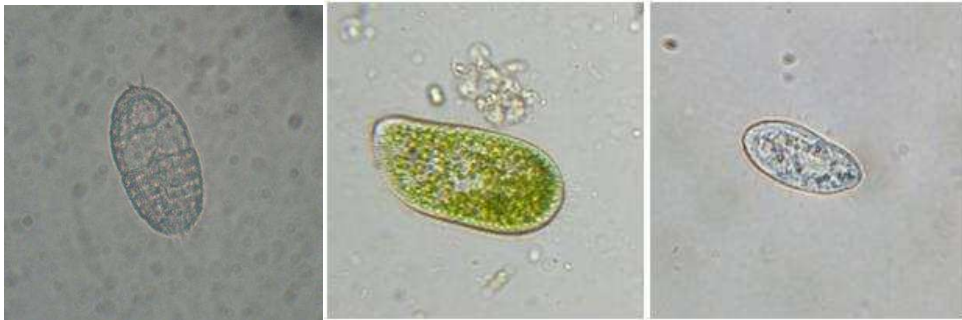


Figura 1.8. Ciliados holótricos o nadadores libres.

Encontrando especies típicas como *Glaucoma* sp, *Gastronauta* sp, *Prorodon* sp, *Paramecium* sp, *Plagiocampa* sp, *Litonotus* sp, *Coleps hirtus* y pequeños nadadores libres como *Uronema* sp, *Cinetochilum* sp.

Glaucoma sp, de tamaño pequeño a mediano, forma ovoide a elipsoidal, lado ventral aplanado, lado dorsal intensamente abombado, nadador libre, holótrico, puede ingerir una gran variedad de especies bacterianas, pero algunas especies son carnívoras de otros ciliados, se encuentra generalmente en agua dulce y en zonas polisaprobias de las aguas estancadas, ocasionalmente en ambientes terrestres (Lynn, 2010; Streble y Krauter, 1987).

Gastronauta sp, presenta forma ovalada, aplanada dorso-ventralmente, ciliación a ambos lados del citostoma, presenta estrías longitudinales derechas que se curvan en la parte anterior celular hacia el lado izquierdo de la célula, se alimenta de bacterias libres y filamentosas, poco frecuente en fangos activos (Rodríguez *et al.*, 2008), presente en ambientes acuáticos y terrestres, incluso como comensal en musgos de agua dulce (Lynn, 2010).

Prorodon sp (Ehrenberg, 1834) presenta tamaño mediano a grande, ovoide, holótrico, se alimenta de otros protistas incluso de ciliados y pequeños metazoos, además de bacterias y microalgas, se encuentra en ambientes acuáticos, sobre todo en aguas estancadas (Lynn, 2010; Streble y Krauter, 1987).

Paramecium spp (Fig. 4.47.), presenta tamaño medio, ovoide elongado, se alimenta de bacterias y microalgas, incluso puede contener clorelas como endosimbiontes, se encuentra en agua salobre y agua dulce, aguas estancadas ricas en nutrientes, fosas sépticas (Lynn, 2010; Streble y Krauter, 1987).

Uronema sp (Dujardin, 1841) (Fig. 4.48.), de tamaño pequeño, forma oval, ligeramente arriñonada, ciliación somática densa, asociada a fenómenos transitorios en el sistema de fango activos y a altos niveles de bacterias libres, pudiendo ser mayoritario en sistemas que funcionan a bajo SRT o en situaciones de sobre carga orgánica y escasa oxigenación, se alimenta de bacterias (Rodríguez *et al.*, 2008), presente en ambientes acuáticos y ocasionalmente en ambientes terrestres (Lynn, 2010).

Plagiocampa sp, de tamaño pequeño de forma ovoide, holótrico, se alimenta de bacterias, dinoflagelados, microalgas y otros ciliados, presente en ambientes acuáticos y terrestres (Lynn, 2010).

Cinetochilum margaritaceum (Perty, 1849), de tamaño muy pequeño, cuerpo lenticular ligeramente oprimido dorso-ventralmente, ciliación uniforme en ambas caras, nadador muy activo, indicador de calidad mediocre del sistema en fangos activos y a aguas residuales poco cargadas (Rodríguez *et al.*, 2008), se alimenta de bacterias y pequeños protistas, se encuentra en agua dulce y ambientes terrestres (Lynn, 2010). En sistemas RBC junto con *Acineria* sp son asociados con los mejores rendimientos (Martín-Cereceda *et al.*, 2001^a).

Coleps hirtus (Nitzsch, 1827) (Fig. 4.50), presenta forma de tonel con placas de carbonato de calcio seriadas en forma de caparazón, de tamaño pequeño a grande, se encuentra en ambientes acuáticos donde se alimenta de bacterias, algas, pequeños flagelados y ciliados, se puede comportar como carroñero; se asocia a niveles bajos de carga orgánica en el influente, así como a influentes con alto contenido en nitrógeno y bajas concentraciones de amonio, indicador de aportes de residuos agrícolas en el sistema (Rodríguez *et al.*, 2008; Lynn, 2010). Streble y Krauter (1987) lo asocia con aguas con detritus orgánico. Destacar la presencia de *Coleps hirtus* el cual se alimenta de especies de *Vorticella* sp (observado en el laboratorio).

Litonotus sp (Erhenberg, 1838) (Fig. 4.51.), de forma lanceolada, aplanada lateralmente, nadador activo, ocasionalmente sobre los flóculos, se alimenta de flagelados y pequeños protistas, se encuentra en ambientes acuáticos y terrestres (Lynn, 2010), frecuente en fangos activos con abundante oxígeno (Streble y Krauter, 1987). Si aparece en bajas concentraciones indica estabilidad ecológica, a elevadas concentraciones indica deterioro del sistema, típico en fangos con elevados SRT y baja relación F/M (Rodríguez *et al.*, 2008), coincidente con las condiciones de trabajo establecidas en los sistemas experimentales.

Los protozoos ciliados son usados como bioindicadores, diversos investigadores (Madoni 1994, 2003; Burgess *et al.*, 2002; Papadimitriou *et al.*, 2007; Duber *et al.*, 2009), entre otros

han desarrollado índices en base a los organismos que se desarrollan en determinados ambientes, básicamente sobre los protozoos ciliados. Los protozoos son predadores de bacterias adheridas, libres y filamentosas y algas, por lo tanto los protozoos pueden ser herbívoros y consumidores siendo la conexión descomponedora en la cadena alimenticia, además son la mayor fuente de alimentación para microinvertebrados.

Zhang (1997), observo que el pequeño tamaño de los flóculos podría estar relacionado con una baja actividad de protozoos y metazoos en un fango proveniente de un sistema MBR; y que su crecimiento depende de la disponibilidad de agregados bacterianos presentes (Witzig *et al.*, 2002).

Generalmente, en un sistema MBR el suministro de aire a la biomasa es menor que en un sistema convencional de fangos activos y por lo tanto para la descomposición de los componentes orgánicos. El decaimiento o muerte celular que aún está intacto o no es disponible a otras bacterias como fuente de alimento en este contexto contribuye como biomasa inerte, por lo tanto, tanto bacterias vivas como muertas pueden ser utilizadas en reacciones tróficas como fuente de alimento a grandes organismos bacterívoros tales como protozoos y metazoos. Durante la transferencia de energía de bajos niveles tróficos a altos, la energía se pierde debido a que la biomasa no es eficiente en la conversión, en condiciones óptimas la pérdida total de energía puede ser máxima y la producción total de biomasa será mínima (Ratsak *et al.*, 1996).

Teck y colaboradores concluyeron en su investigación que al aumentar el SRT de 10 a 300 días aumentaba la densidad de protozoos, pero los metazoos tales como gusanos de tierra no aparecían a los 300 días, sus resultados demostraron que la gran población de protozoos quizás sea la responsable de la reducción en la producción de fango a los 300 días de SRT (Teck *et al.*, 2009).

1.3.7.4. Suctores

Conjunto de protozoos adheridos al sustrato por medio de un pedúnculo no contráctil o directamente por el cuerpo, el material proteínico utilizado para adherirse es

extremadamente resistente a la degradación mecánica y química. El sustrato puede ser una biopelícula en un sustrato inorgánico, plantas acuáticas, en la superficie del cuerpo de animales (Lynn, 2010) o en los flóculos de fango activo. Pueden ser de vida libre o simbioses, se encuentran en ambientes acuáticos, suelo y musgo y se han registrado en todos los continentes, se alimentan primariamente de ciliados mostrando preferencia por ellos, cuando las condiciones no son las apropiadas tienden a enquistarse (Lynn, 2010).



Figura 1.9. Suctores.

Los suctores son también llamados ciliados carnívoros sésiles, entre ellos destacamos la presencia de *Trichophrya astaci*, *Acineta* sp, *Metacineta* sp, *Podophrya* sp y *Tokophrya* sp, asociados a edades avanzadas de fango, al ser los últimos eslabones de la cadena alimenticia, indicando estabilidad ecológica. Los ciliados nadadores libres y ciliados reptantes las cuales son sus presas debido a que se adhieren a los tentáculos pegajosos de donde el contenido celular es succionado hacia el interior celular (Rodríguez *et al.*, 2008; Parada-Albarracín *et al.*, 2010). Destacar la alta presencia de suctores durante las etapas del estudio, debido a los altos tiempos de retención celular favorables para su desarrollo.

Entre las especies destaca *Trichophrya astaci* (Fig. 4.54.), forma irregular y aplanada de tamaño pequeño, se fija en el sustrato, desprende unos apéndices en los cuales están ubicados los tentáculos, vive tanto en agua dulce como en agua salobre, en estos ambientes suele establecerse en sustrato inorgánicos, plantas (Blume, 1994) y como ectocomensal en invertebrados y vertebrados acuáticos (Lynn, 2010).

Acineta sp (Ehrenberg, 1834) (Fig. 4.56.), de tamaño pequeño a mediano, forma ovalada o triangular, presente en ambientes acuáticos comúnmente de vida libre o ectosimbioses

facultativos (Lynn, 2010). Disposición de los tentáculos en dos fascículos situados sobre sendas protuberancias, carnívoro, asociado a edades avanzadas de fango (Rodríguez *et al.*, 2008; Streble y Krauter, 1987).

Metacineta cuspidata (Stokes, 1885) y *Metacineta mystacina* (Ehrenberg, 1831) son las especies encontradas más habitualmente en fangos activos, forma piramidal, pedúnculo corto, carnívoro principalmente de ciliados holótricos e hipótricos (Rodríguez *et al.*, 2008). Presente en ambientes acuáticos, de vida libre y algunas veces como ectocomensal de invertebrados acuáticos o como parasito en perítricos y otros suctores (Lynn, 2010). Asociados a elevados SRT, aireación prolongada y buenas calidades (Rodríguez *et al.*, 2008).

Podophrya sp, (Ehrenberg, 1834), de tamaño pequeño a mediano, forma piriforme o esférica, generalmente se encuentra en agua dulce, a menudo adherido a otros ciliados como parasito, tentáculos distribuidos por todo el cuerpo, se alimenta de otros protozoos (Lynn, 2010; Rodríguez *et al.*, 2008).

Tokophrya sp, (Bütschli, 1889), de tamaño pequeño a mediano, forma piramidal con pedúnculo corto, tentáculos a los lados, presente en ambientes acuáticos, de vida libre o como ectocomensal en copépodos y anfípodos e incluso en otros ciliados (Lynn, 2010), carnívoro, asociado a alta SRT en condiciones alfa y beta mesosaprobias (Rodríguez *et al.*, 2008).

1.3.7.5. Metazoos (rotíferos y nematodos)

Los metazoos, organismos pluricelulares, con un tamaño mayor que los protozoos, se alimentan mediante filtración de bacterias libres y de materia orgánica particulada. Aquí encontramos los rotíferos, poseen un órgano triturador (mástax) cuya morfología es determinante en la clasificación taxonómica de los mismos. Su ciclo de vida, más largo que

el de los protozoos, hace que su presencia en sistemas de fangos activados se asocie a elevados valores de SRT, su vida media es de una semana.

Concretamente, el rotífero *Rotaria rotatoria* el cual presenta cutícula lisa, tronco adelgazado hacia el pie, presente en ambientes acuáticos de todo tipo y en fangos activos (Streble y Krauter, 1987).

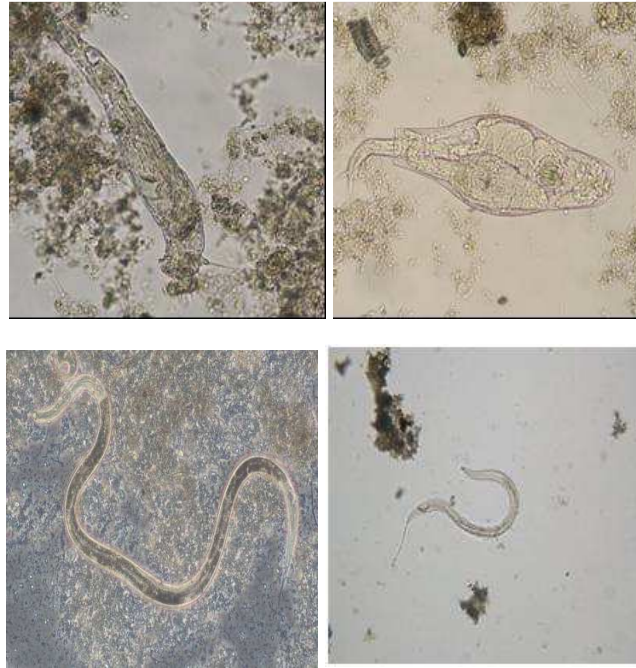


Figura 1.10. Rotíferos (arriba) y nematodos (abajo).

Recientes investigaciones en SBR a escala de laboratorio, demuestran la habilidad de los rotíferos para controlar las poblaciones de bacterias filamentosas y la influencia de la temperatura en la efectividad para la eliminación de bacterias filamentosas por parte de rotíferos. Además, mejora las propiedades de sedimentación del fango activo. Es una alternativa que promete en la reducción de la flotabilidad de fangos por bacterias filamentosas (Fiałkowska & Pajdak-Stós, 2008; Pajdak-Stós & Fiałkowska, 2012; Kocerba-Soroka, 2012, 2013).

Otro grupo de metazoos son los nematodos, organismos pluricelulares de forma vermiforme (gusano) con número de células variables organizadas en tejidos y órganos especializados.

Simétrico bilateralmente se mueve como si fuera un látigo. La identificación de rotíferos y nematodos es muy compleja, costosa y el valor añadido que tiene esta caracterización, a nivel de bioindicación es bajo (Lapinski, 2003).

En general podemos decir que la presencia de rotíferos y nematodos está asociada a altos valores de SRT. Su presencia es positiva para el sistema siempre y cuando su presencia no sea masiva. Cuando la población de rotíferos y nematodos es muy elevada, su predación activa sobre las bacterias del flóculo pueden dar lugar a desórdenes estructurales a nivel flocular (BIOFAC vs.1.0, 2009).

Los nematodos juegan un papel importante en la función de un ecosistema regulando la descomposición y mineralización de nutrientes (Beare *et al.*, 1992). Compiten con otros organismos por sus fuentes de alimento tanto fúngico como bacteriano y ayudan a la formación del grumo en el suelo.

Aunque los protozoos sean los mayores consumidores de bacterias, los protozoos pueden no ser competidores de los nematodos en el consumo de bacterias debido a que ellos tienen tiempos de generación cortos (1-2 días) con 4-7 días de los nematodos (Griffiths, 1994). Por lo tanto, se asume que los nematodos y los protozoos no son competidores directos. Sin embargo, protozoos, especialmente las amebas son responsables del 20-40% de mineralización de nitrógeno bajo las condiciones del estudio (Neher *et al.*, 1999). Los protozoos mineralizan aproximadamente entre 30-43 kg de nitrógeno por año en tratamientos convencionales (Beare, 1997).

Avances recientes en el campo de la biología molecular, como el desarrollo de sondas filogenéticas y los análisis de respirometría, han sido desarrollados para la caracterización de la biomasa, permitiendo la comparación de diferentes fangos activos (Munz *et al.*, 2008) además, han permitido reestructurar el campo de la taxonomía utilizando análisis genéticos, los cuales son más fiables que los métodos utilizados anteriormente. La identificación de los diferentes organismos mediante sondas de hibridación también ha sido otro avance importante en este campo (Seviour, 2010).

1.3.7.6. Algas

Organismos unicelulares y pluricelulares capaces de desarrollarse en ambientes extremos incluyendo los procesos de depuración de aguas residuales (Fig. 1.11.), con poco o sin valor indicador en el proceso de depuración encontrándose una gran variedad de algas incluyendo clorelas, diatomeas, entre otras.

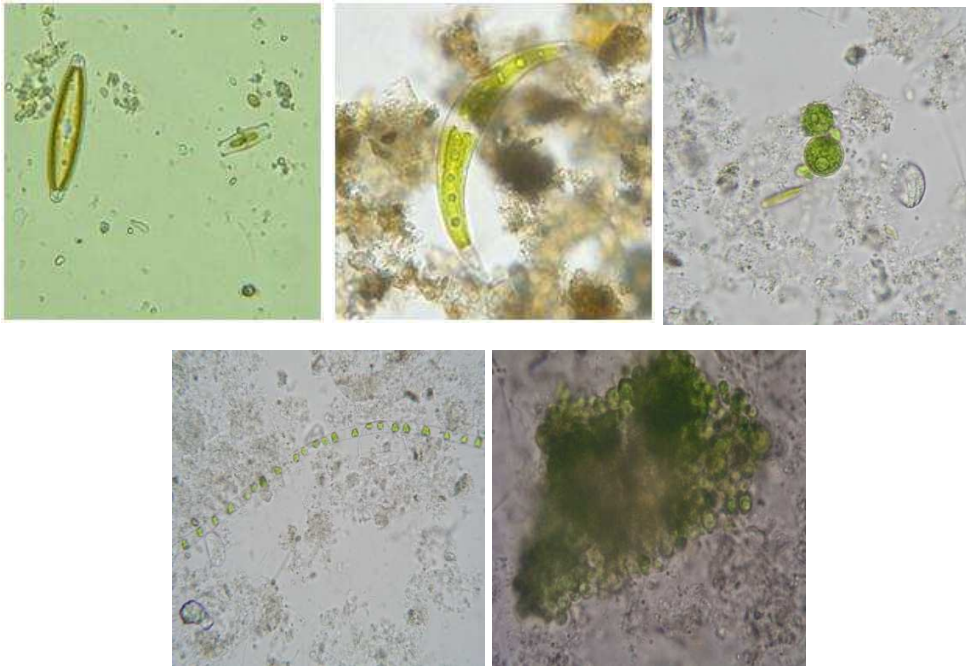


Figura 1.11. Algas.

El tamaño de las algas es muy extenso desde pequeñas células en el fitoplancton a grandes marañas. La mayoría dependen de la luz solar para realizar la fotosíntesis, aunque existen especies que viven en ausencia de luz (Seckbach, 2007). La mayoría de las algas son cosmopolitas y se encuentran en ambientes acuáticos y terrestres. Encontramos especies de algas y diatomeas principalmente.

Algunas son utilizados como endosimbiontes por algunos protozoos, desarrollando una simbiosis de gran beneficio para ambos organismos en ambientes anóxicos, por un lado las algas producen oxígeno y por otro lado los protozoos producen CO_2 . Las algas son eficaces degradadores de nutrientes como N y P, encontrando cabida dentro del proceso de depuración de aguas residuales.

Las diatomeas son algas unicelulares eucariotas y diploides con un extenso rango de formas decorativas y regulares, la mayoría son fotoautótrofas aunque algunas especies son heterotróficas. Se encuentran en grandes poblaciones en ambientes acuáticos y en todos los climas. Poseen una estructura silíceo, la cual puede preservarse durante millones de años. Son muy importantes en la cadena alimenticia acuática proporcionando una fuente de oxígeno atmosférico. En los últimos años se han hecho evidentes que muchas especies son exigentes en lo que respecta al pH, salinidad, o grado de polución ambiental y especialmente en los análisis rutinarios de la calidad del agua y se han convertido en valiosos indicadores ambientales (Seckbach, 2007).

Para el análisis de algas se realizó una separación, por un lado se analizó el grupo de diatomeas y por otro el resto de algas encontradas en el fango activo de los sistemas MBR.

1.4. PROBLEMÁTICA DE BACTERIAS FILAMENTOSAS EN SISTEMAS DE FANGO ACTIVO

La mayoría de los problemas de separación de sólidos de fangos activos están relacionados con la naturaleza del flóculo. Un fango activo típico tiene un gran rango de tamaño de partículas, que van desde una única bacteria con dimensiones aproximadas de 0,5 a 5 μm a grandes agregados (flóculos) que pueden alcanzar un tamaño de varios milímetros (Jenkins, 2004).

Los flóculos están formados de compuestos bióticos y abióticos, entre los que destacan una gran variedad de bacterias, hongos, protozoos y algunos metazoos, así como partículas orgánicas e inorgánicas. La base del flóculo se centra en bacterias heterótrofas del género *Pseudomonas* spp, *Achromobacter* spp, *Flavobacterium* spp, *Alcaligenes* spp, *Arthrobacter* spp, *Citromonas* spp y *Zooglea* spp y bacterias filamentosas como *Sphaerotilus natans*, *Nostocoida limicola*, *Nocardia* spp entre otras, las cuales se han aislado y cultivado con métodos tradicionales (Seviour, 2010; Parada-Albarracín, 2012).

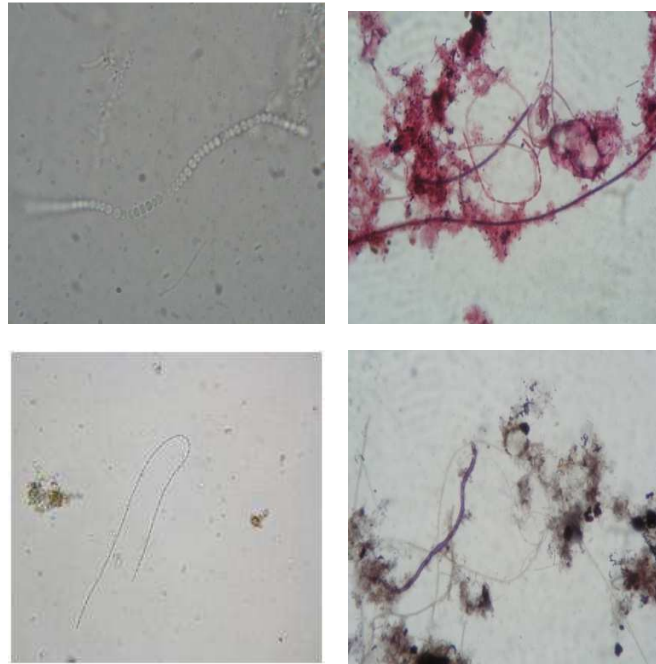


Figura 1.12. Bacterias filamentosas encontradas en el fango activo.

En ausencia de reactivos químicos, los sólidos suspendidos desarrollados en un fango activo aplicado en el tratamiento de aguas residuales urbanas contienen de 60 a 90 % de materia volátil. Además, de microorganismos, los flóculos contienen partículas orgánicas e inorgánicas, fibras provenientes del influente y polímeros extracelulares los cuales juegan un papel clave en la biofloculación. Estos biopolímeros están compuestos mayoritariamente de proteínas y carbohidratos. La base de la formación del flóculo radica en la habilidad de los microorganismos de apoyarse unos con otros entre las partículas no biológicas. Los mecanismos de adhesión han sido estudiados extensamente pero aún no se han entendido del todo (Seviour, 2010). Los polímeros extracelulares forman puentes entre microorganismos, estos biopolímeros contribuyen con un 15 a un 20 % de MLSS. Valores de pH cercanos a la neutralidad en el fango activo, estos polímeros toman carga negativa, con lo que los cationes divalentes de Ca^{++} y Mg^{++} forman puentes que permiten la adhesión entre células (Jenkins, 2004).

Cuando se forma el flóculo con biopolímeros y microorganismos esféricos, estos flóculos suelen ser de forma redondeada pero gruesa, por otra parte para formar flóculos irregulares encontrados en fangos activos necesitamos organismos filamentosos. Estos

microorganismos suministran una red natural o eslabones para los flóculos, permitiendo el aumento del tamaño y aumentando el grado de resistencia del flóculo a las fuerzas de agitación y turbulencia dentro del reactor biológico, la cual dependerá de la naturaleza del biopolímero, siendo posible flóculos fuertes y/o flojos en ausencia o presencia de organismos filamentosos.

Configuraciones erróneas en el proceso y algunas condiciones operacionales y climatológicas pueden dar como resultado un descenso o un ascenso brusco que en muchas ocasiones pueden repercutir en problemas de separación de sólidos como la flotabilidad de fangos y la formación de espuma (Jenkins, 2004).

Los organismos filamentosos son un componente normal de la comunidad microbiana de una instalación de fango activo, los cuales suministran una matriz para la formación de los flóculos con una estructura apropiada sobre la cual se agregan y adhieren otras comunidades microbianas. En este sentido la mayoría de problemas de separación aumentan cuando las bacterias filamentosas proliferan en demasía, siendo las principales componentes del flóculo (Seviour, 2010).

Estos problemas se han presentado en la gran mayoría de instalaciones de tratamiento de aguas residuales en el mundo, pero no hay iniciativas proactivas para erradicarlas (Seviour, 2010). Un análisis microscópico de la biomasa del fango activo es muy simple, económico y rápido. Este análisis suministra información sobre la estructura del flóculo y la composición de filamentos en el fango activo, a su vez, detectando cambios repentinos o graduales, los cuales pueden prevenir cambios operacionales en la instalación (Parada-Albarracín *et al.*, 2012; Madoni, 2003).

La microscopia también nos enseña a visualizar los organismos que componen la comunidad del fango activo, brindando una gestión y operación más cercana del proceso. Un incremento en la disponibilidad de sondas FISH (Fluorescence In Situ Hybridation) y kits comerciales basados en FISH hacen que la identificación y cuantificación de muchos filamentos en fangos activos sea más factible en un análisis de rutina, y en algunas instalaciones de varios países empiezan a usarse rutinariamente (Seviour, 2010).

La flotabilidad de fangos por microorganismos filamentosos consiste en el crecimiento excesivo de una gran cantidad de microorganismos filamentosos presentes entre los flóculos y los puentes de unión interflocular o la formación de flóculos difusos, interfiriendo en la compactación, sedimentación y espesamiento (Seviour, 2010). Por otro lado, la formación estable de espuma, resultante del proceso de flotación puede ser causada por: (i) surfactantes, (ii) presencia de bacterias filamentosas como GALO (*Gordonia amarae* like organisms), *Candidatus* “*Microthrix parvicella*” o el Tipo 1863 en menor grado y (iii) déficits en nutrientes, la espuma formada puede hacer flotar grandes cantidades de biomasa en las superficies de las unidades de tratamiento, las espumas también se pueden acumular teniendo consecuencias negativas en el proceso de tratamiento. Espumas estables son reconocidas por su visible presencia en la superficie del reactor, pero muchas veces desbordada. (Seviour, 2010; Jenkins, 2004; Parada-Albarracín, 2012).

Las células de GALO y *Candidatus* “*M. parvicella*” poseen gran hidrofobicidad en la superficie celular (Seviour, 2010). Cuando estos microorganismos crecen en un número suficiente en el fango activo, incrementa la hidrofobicidad a los flóculos y capacidad de adherencia a las burbujas de aire. La burbuja de aire agregada al flóculo disminuye la densidad bajo la del agua y por lo tanto flotan en la superficie donde se acumula y drena formando una espesa espuma marrón flotante, siendo muy resistente y difícil de romper mecánicamente (Seviour, 2010). En cambio la espuma producida por la bacteria Tipo 1863 genera una espuma blanca – gris la cual se colapsa fácilmente, sus condiciones operacionales favoritas son bajo SRT (< 5 días) y alto ratio F/M (Gerardi, 2008).

Algo similar puede ser producido por desnitrificación en un decantador secundario en un tratamiento convencional, donde el nitrato producido por nitrificación en el reactor aerobio sirve como aceptor de electrones a microorganismos desnitrificantes en el manto del fango en el fondo del decantador secundario. El nitrato es convertido en gas nitrógeno N_2 , el cual una vez saturado en la solución es liberado en pequeñas burbujas de gas, las cuales son extremadamente eficientes flotando el fango activo. Esto da lugar a la generación de agregados gas-sólido más ligeros que el agua, elevándose a la superficie y creando problemas de flotación de fango con sus correspondientes consecuencias (Jenkins, 2004).

Otras consecuencias de la flotabilidad y la formación de espuma son también la estratificación del fango y pérdidas de biomasa, problemas que afectan principalmente al sistema convencional de fangos activos y sistemas MBR (Parada-Albarracín *et al.*, 2012).

La flotabilidad de fangos filamentosos y formación de espuma son dos problemas de separación de la biomasa, los cuales son frecuentes en CASP, principalmente generada por el excesivo crecimiento de bacterias filamentosas, por lo tanto, la introducción de la membrana como unidad de separación en los sistemas MBR soluciona los problemas de separación de la biomasa causados por bacterias filamentosas, reteniendo todas las bacterias en la membrana. Altas concentraciones de biomasa son alcanzadas en los sistemas MBR como resultado del elevado SRT, lo cual significa que el sistema opera con bajo ratio F/M, destacando la reducción en la producción de biomasa (Judd, 2006). De otra manera, la alta concentración de biomasa afecta a la eficiencia de la aireación (Krampe *et al.*, 2003). Estas condiciones operacionales favorecen el desarrollo de bacterias filamentosas, las cuales pueden estar presentes en altas concentraciones en los sistemas MBR, como resultado de esto, la flotabilidad de fangos y la formación de espuma debido a microorganismos filamentosos son frecuentemente observados en fango activo de sistemas MBR (Parada-Albarracín *et al.*, 2012).

Estudios recientes sugieren que la concentración de bacterias filamentosas en la operación de un sistema MBR puede ser controlada para evitar efectos negativos como la obstrucción de la membrana (You *et al.*, 2009; Meng *et al.*, 2006). El excesivo crecimiento de bacterias filamentosas tiene influencia significativa en las propiedades del fango activo; factor esencial en el descenso del flujo de permeado (Meng *et al.*, 2006), en consecuencia, investigaciones desarrolladas en los últimos años se han centrado en el atascamiento de membranas, considerando el principal problema llamando la atención del campo científico (Nieuwenhuijzen *et al.*, 2008), incluyendo la influencia de las bacterias filamentosas (Meng *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2010; Pan *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2008).

Varios autores (Zhang *et al.*, 2010; Pan *et al.*, 2010) coinciden en que las bacterias filamentosas tienen un efecto significativo en el atascamiento de membrana, cuando la concentración de bacterias filamentosas aumentan, esto repercute en el aumento de la concentración de sustancias poliméricas extracelulares y productos microbianos solubles, al mismo tiempo la relativa hidrofobicidad en el fango activo incrementa y el potencial Zeta decrece, estos factores favorecen el atascamiento de la membrana (Meng *et al.*, 2006; Al-Halbouni *et al.*, 2008). Por lo tanto, otros estudios demuestran que la densidad de bacterias filamentosas no tiene un impacto significativo en la tasa de atascamiento de la membrana

(Li *et al.*, 2008), y que los sistemas MBR con problemas de flotabilidad de fangos pueden presentar mejor rendimiento en la filtración y reducción del atascamiento comparado con MBR con fango normal (Wang *et al.*, 2010).

Al-Halbouni *et al.*, (2008), observo a escala piloto, que los sistemas MBR a escala real, usando diferentes propiedades de fango activo mostraban una permeabilidad similar, mientras que la concentración de bacterias filamentosas o conducta de establecimiento tienen un impacto dramático en la permeabilidad de la membrana en circunstancias reales.

Microorganismos filamentosos tales como *Candidatus* "Microthrix parvicella", Tipo 0092, Tipo 0041 y la Tipo 0675 son los más extendidos por el mundo y causan la mayoría de los problemas de pérdida de fangos. *Candidatus* "M. parvicella" y GALO (*Gordonia amarae* like organisms) son las responsables en la mayoría de los casos de la formación de espuma en plantas de tratamiento de aguas residuales de muchos países (Madoni, 1997; Krhutkova *et al.*, 2005; Torregrossa *et al.*, 2005; Parada-Albarracín *et al.*, 2012).

Los siguientes organismos filamentosos son observados frecuentemente en plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas con valores convencionales de carga orgánica:

Sphaerotilus natans, Tipo 1701, Tipo 021N, *Thiothrix I y II*, *Beggiatoa spp*, *Nocardia spp*, *Nostocoida limicola II*, *Haliscomenobacter hydrossis*, y la Tipo 1863. Los tipos de filamentos que aparecen en plantas de tratamiento de aguas residuales industriales o urbanas que funcionan con baja carga orgánica son: Tipo 0041, Tipo 0675, Tipo 021N, *Thiothrix I y II*, Tipo 0914, *Beggiatoa spp*, Tipo 1851, Tipo 0803, Tipo 0092, Tipo 0961, *Candidatus* "M. parvicella", GALO, *Nostocoida limicola I, II y III*, *Haliscomenobacter hydrossis*, y la Tipo 0581. Los tipos de filamentos que se observan con muy poca frecuencia son: Cianofíceas, *Bacillus sp*, *Flexibacter sp*, Tipo 1702, Tipo 1852, Tipo 0211 y la Tipo 0411 (Jenkins *et al.*, 1993, 2004).

1.4.1. Enfoque Microbiológico

Tradicionalmente los esfuerzos de los microbiólogos han sido directamente experimentar hacia el conocimiento de los factores que pueden determinar la comunidad de bacterias

filamentosas en una planta de tratamiento de aguas residuales (Seviour, 2010). Principalmente, se basan en la identificación de bacterias filamentosas en sistemas operando con diferentes condiciones operacionales (Seviour, 2010). Los estudios se han centrado en el recuento de las muestras de biomasa por morfotipos identificables al microscopio, muchas veces de una única muestra tomada en uno o en pocos tiempos arbitrarios y generalmente con un relativo problema de flotabilidad de fangos o espumas en las plantas de tratamiento. Las muestras analizadas para cada recuento son esparcidos geográficamente, tratan aguas residuales de núcleos urbanos las cuales tienen unos hábitos culturales y alimenticios muy diversos (Seviour, 2010).

Este acercamiento general ha sido adoptado en muchos países (Tandoi *et al.*, 2006). Mediante este sistema conocemos que morfotipos están presentes al momento de la muestra, pero no siempre como o porque aparecen, los datos operacionales de las instalaciones acompañados de los recuentos microbiológicos son en muchos casos escudriñados y poco fiables (Seviour, 2010).

Los datos disponibles indican la naturaleza del influente, configuración y condiciones de operación de la instalación las cuales contribuyen a determinar que bacterias filamentosas son dominantes en ese momento. Jenkins (1992), Eikelboom y van Buijsen (1983) con sus recuentos basados en el examen microscópico de muestras de plantas de USA y Holanda, respectivamente, intentaron correlacionar morfotipos filamentosos particulares con los parámetros operacionales de las instalaciones, arrojando sorprendentemente un número de variables que interaccionaban con un grupo involucrado de filamentos. Sus datos no siempre coincidían, pero ambos apoyaban que determinados morfotipos son favorecidos selectivamente bajo condiciones particulares de operación (Tabla 1.4).

Por lo tanto, muchas veces un solo factor operacional ha sido reconocido por favorecer a una bacteria filamentosa en concreto, y la realidad de las plantas es que usualmente contienen diferentes morfotipos de filamentosas lo cual no han sido bien dirigidos, sin embargo, tal información es usada como bases empíricas para controlar o asesorar los problemas de separación de sólidos, modificando las condiciones operacionales (Seviour, 2010; Jenkins, 2004).

Tabla 1.4. Grupos de bacterias filamentosas basadas en condiciones operacionales que las favorecen (Eikelboom y van Buijsen, 1983; Jenkins, 2004; Gerardi, 2008).

Filamentos	Parámetros operacionales favoritos
<i>Sphaerotilus natans</i> <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> <i>Candidatus</i> "M. parvicella" Tipo 1701	Niveles bajos de O ₂ disuelto, aunque los valores exactos no son conocidos.
<i>Candidatus</i> "M. parvicella", GALO <i>H. hydrossis</i> , Tipos 021N, 0041/0675, 0092, 0581, 0961, 0803, 0914, 1851. Tipo 1863	Bajo ratio F/M. SRT elevado Alto ratio F/M, SRT bajo (5 días).
<i>Thiothrix</i> spp, <i>S. natans</i> , <i>H. hydrossis</i> , Tipos 021N, 0041/0675, 0914 y 1701. Hongos	Deficiencia de N o P en el fango activo
<i>Sphaerotilus natans</i> , <i>Thiothrix</i> spp <i>Haliscomenobacter hydrossis</i> "Nostocoida limicola", GALO Tipo 1851, 021N	Sustratos solubles fácilmente biodegradables (alcoholes, aminoácidos sulfurados, glucosa y ácidos grasos volátiles).
<i>Candidatus</i> "M. parvicella", GALO Tipos 0041/0675 y 0092 Hongos, GALO	Sustratos particulados o lentamente biodegradables. pH bajo (<6.8)
<i>Candidatus</i> "M. parvicella"	pH alto (>7.4)
<i>Thiothrix</i> spp, <i>Beggiatoa</i> spp "Nostocoida limicola" Tipos 021N, 0914 y 0041	Presencia de H ₂ S y agua residual de fosas sépticas suministrando fuente de energía para el crecimiento mixotrófico.
<i>Candidatus</i> "M. parvicella", GALO Tipo 0092	Presencia de grasas y aceites.
<i>Candidatus</i> "M. parvicella"	Proliferación en invierno, temperaturas bajas.
<i>S. natans</i> y Tipo 1701	Proliferación en verano, temperaturas templadas.
<i>Thiothrix</i> spp, <i>Beggiatoa</i> spp, Tipo 021N	Presencia de ácidos orgánicos en el fango activo.

Los organismos filamentosos o tricomas (hileras de células bacterianas que están en contacto una con otra), entran al proceso de fangos activos a través del (i) influente e infiltración de organismos de agua y suelo, (ii) desprendimientos de alguna biopelícula en el sistema de alcantarillado, (iii) el efluente de aguas residuales industriales biológicamente pretratadas. Aunque las algas filamentosas y hongos filamentosos pueden ser observados en el proceso de fangos activos, la mayoría de los organismos filamentosos son bacterias. Aproximadamente de unos 30 organismos filamentosos encontrados en el proceso de fangos activos, 10 de estos microorganismos son responsables de algunos problemas operacionales asociados al crecimiento indeseado de organismos filamentosos (Gerardi, 2008).

Los organismos filamentosos también desempeñan un papel significativo, tanto positivo como negativo en el proceso de fango activado. Como aspecto positivo destaca la degradación de materia orgánica, la estabilización y formación del flóculos.

Estos organismos proporcionan una fuerte cadena que permite a las partículas del flóculo una mayor tolerancia a la turbulencia o fuerzas de agitación, permitiendo un aumento de crecimiento en tamaño.

Sin embargo, cuando los organismos filamentosos están presentes en un número indeseado, contribuyen con problemas como la pérdida de estructura del flóculo, alteran las propiedades del fango, producen flotabilidad de fangos y atascamiento de las membranas (Jenkins *et al.*, 1993; Gerardi, 2008; Yang *et al.*, 2006).

1.4.2. Las teorías de la selección cinética y metabólica

Investigadores propusieron que todas las bacterias del sistema de fangos activos pueden ser agrupadas en dos grupos delineados, sin un solapamiento entre ellos. Llamada teoría de selección cinética, la cual se basa en el reconocimiento de estos dos grupos con hipotéticas diferencias básicas en sus propiedades cinéticas, ellos son: (i) bacterias formadoras del flóculo y (ii) bacterias filamentosas. Haciendo esta distinción se llega a modelos de crecimiento de filamentos involucrados en flotabilidad de fangos y espumas asumiendo diferencias en sus respectivas habilidades competitivas en diferentes

condiciones operacionales en el fango activo. Según estas bases se forman las siguientes teorías (Chudova *et al.*, 1973a, b; 1985; Kappeler y Guyer, 1994a, b).

1.4.2.1. Teoría de la selección cinética

La suposición es que todas las bacterias formadoras de flóculo tienen valores más altos de $\mu_{\text{máx}}$ (tasa de crecimiento máximo) y K_s (constante de saturación) para el crecimiento en sustratos limitantes que las bacterias filamentosas. Consecuentemente, debido a sus valores bajos de K_s , los filamentos pueden competir mejor fuera del flóculo a bajas concentraciones de sustrato (déficit de nutrientes o condiciones de limitación de nutrientes) donde $S \ll K_s$ (Wanner, 1993, 1994a, b).

Un ejemplo es la eliminación de fósforo (P) del agua residual, que puede ser lograda por precipitación química o por mecanismos biológicos mediante eliminación biológica de fósforo (EBPR). La configuración básica de una planta de fangos activos con EBPR consiste en llevar el influente a una zona anaerobia, donde se mezcla con la biomasa recirculada del decantador secundario. El fango activo fluye así en la zona anaerobia, después del cual la biomasa es separada del agua residual en el decantador secundario. Los organismos acumuladores de fósforo (PAOs), son selectivamente enriquecidos en estos sistemas y una excesiva acumulación de fósforo ocurre en la zona aerobia. La eliminación de una parte de la biomasa producida (fango activo residual) resulta en la eliminación neta de P del agua residual. Investigaciones de otros microorganismos asociados a la eliminación biológica de fósforo son limitadas, aunque estos han sido de interés en bacterias Gram (+) tales como *Micrococcus phosphovorans*, Gram (-) como *Lamprospira* spp (Crocetti *et al.*, 2000).

1.4.2.2. Teoría de selección por almacenamiento

La teoría de la selección metabólica por almacenamiento es una extensión y refinamiento de esta, pero aún fiable en las diferencias fundamentales generalizadas existentes entre las llamadas formadoras de flóculo y filamentosas. En esta teoría las bacterias formadoras

de flóculo hipotéticamente son capaces de almacenar sustratos suministrados en altos niveles en polímero de PHA, lípidos y glicógeno, mientras las bacterias filamentosas no son capaces. Kappeler y Gujer (1994^a), pensaron que las bacterias filamentosas, debido a sus propiedades de extensión desde el flóculo al líquido podían tener un acceso inmediato a la materia orgánica fácilmente biodegradable siendo una ventaja competitiva sobre las bacterias formadoras de flóculos, las cuales metabolizan los productos hidrolizados.

1.4.2.3. Teoría de la selección metabólica

En sistemas avanzados de fango activos con eliminación biológica de fósforo, la fracción decisiva de materia orgánica fácilmente biodegradable es utilizada no bajo condiciones aerobias, pero sí bajo condiciones anaerobias y/o anóxicas. De este modo, las poblaciones son capaces de metabolizar sustratos bajo estas condiciones pudiendo ser favorecido selectivamente. Este es el principio de la selección metabólica.

1.4.2.4. Teoría de la selección por inhibición de NO_x para filamentos con bajo ratio F/M

Casey *et al.*, (1999) intentaron explicar que ciertos filamentos causan flotabilidad de fangos en configuraciones que alternan condiciones anóxicas y aerobias a bajos ratios F/M, ellos trabajaron con comunidades mixtas donde el filamento predominante fue *Candidatus* "M. parvicella", pero sugirieron que sus conclusiones se podrían aplicar para todos filamentos de bajo F/M. Para explicar este dominio ellos lanzaron la hipótesis que las bacterias formadoras de flóculo desnitrifican en sistemas con reactores anóxicos a bajo ratio F/M para reducir NO₃ a NO intermediario tóxico (ellos median niveles de NO₂ y asumieron que NO se generaba allí), por lo cual se inhibían. La hipótesis fue modificada y extendida, proponiendo que el control de *Candidatus* "M. parvicella" puede ser logrado permitiendo que bacterias nitrificantes eliminen el NH₄⁺ requerido para poder crecer en zonas aerobias.

1.4.3. Tolerancia a factores abióticos

Los organismos desarrollados en el proceso de fangos activados están influenciados por las condiciones ambientales (temperatura, pluviosidad) y las características del influente (carga microbiana, nutrientes, metales pesados, tóxicos), por esto cada instalación se comporta como un ecosistema propio desarrollado a partir de los factores específicos que intervienen en el proceso.

La tasa de crecimiento de todas las bacterias es afectada por factores abióticos tales como el pH, potencial redox, temperatura y pO₂ (Schlegel y Jannasch, 2006). Por lo tanto, nuestra información en como las bacterias filamentosas responden a estos factores en cultivos puros o en un sistema de fango activo es escaso (Seviour, 2010). Todavía esta información quizás de alguna pista de cómo puede ser controlado su crecimiento.

1.4.3.1. Temperatura

Todas las células tienen un rango de temperatura sobre el cual pueden crecer, y un rango de temperatura óptimo en el cual crecen más rápido. Las instalaciones de fango activo inevitablemente muestran marcadas variaciones estacionales que afectan a la temperatura, y en el fango activo la temperatura dependerá de la ubicación de la instalación

La mayoría de las bacterias filamentosas responden de una manera predecible a los cambios. Por ejemplo, a bajas temperaturas (< 20 °C hasta 7 °C) *Candidatus "Microthrix parvicella"* muchas veces predomina, debido a que esta bacteria filamentosa crece mejor a bajas temperaturas (Rossetti *et al.*, 2005). De otra manera las bacterias filamentosas GALO (*Gordonia amarae* y *Skermania piniformis*) son más favorecidas con temperaturas templadas (Frigon *et al.*, 2006; Tandoi *et al.*, 2006) que *Candidatus "M. parvicella"* (Andreasen y Nielsen, 2000; Nielsen *et al.*, 2006). Informes de instalaciones donde se identifican morfotipos de *M. parvicella* operando a temperaturas mayores a > 20 °C (Soddell y Seviour, 1990), pueden ser un error de identificación, y la presencia en efecto sea su doble *Candidatus "M. calida"* capaz de crecer en cultivo puro a menos de 30 °C (Levantesi *et al.*, 2006).

1.4.3.2. pH

El pH en el fango activo no siempre es controlado en las instalaciones de depuración, generalmente, a pH bajo (< 5.0), solo el crecimiento fúngico es favorecido sobre las bacterias (Jenkins *et al.*, 2004b). Existe poca información acerca del rol selectivo del pH en la composición de la comunidad de bacterias filamentosas o como el pH afecta la tasa de crecimiento en cultivos puros. Encontramos alguna excepción, como alguna especie bacteriana filamentosa GALO, capaz de crecer en rangos de pH extremos axénicamente (Rossetti *et al.*, 2005), y una cepa de *Candidatus "M. parvicella"*, la cual mostró tolerancia, creciendo igualmente a pH 6.7 y 8.0 y un poco más alto (Rossetti *et al.*, 2005).

1.4.3.3. Presión de oxígeno pO₂

Muchas instalaciones continuamente controlan los niveles de pO₂, ya que el O₂ es un sustrato esencial para bacterias quimiorganotrofas aerobias y bacterias quimiolitotrofas nitrificantes. Algunos datos experimentales sugieren que niveles oxígeno disuelto (OD) pueden influenciar el crecimiento de algunos microorganismos filamentosos, mientras que *S. natans*, *H. hydrossis* y el Tipo 1701 son favorecidas a bajos niveles de pO₂ (Seviour, 2010). Evidencias basadas en FISH sugieren que un estrés repetitivo por deficiencia de oxígeno, solo o acompañado de una sobre carga, puede promover repentinas explosiones en poblaciones de bacterias filamentosas tales como *H. hydrossis*, *Thiothrix* spp y el Tipo 021N (Gaval y Pernelle, 2003; Pernelle *et al.*, 2000). Martins *et al.*, (2004) demostró también que los Tipos 021N, 1851 y *Thiothrix* spp fueron beneficiadas en sistemas SBR operando a bajos niveles de pO₂. Esto es una evidencia convincente que *Candidatus "M. parvicella"* es un organismo microaerófilo creciendo mejor a bajos niveles de pO₂, siendo probablemente una ventaja selectiva (Rossetti *et al.*, 2005).

2. OBJETIVOS

El papel que desarrollan los microorganismos en el proceso de depuración de aguas residuales es de suma importancia para el medio ambiente, por ello el estudio de estos microorganismos y su relación con los parámetros operacionales de las EDARs son objeto de estudio a pequeña escala. Sin embargo, la bioindicación empieza a tomar fuerza en el ámbito científico y técnico con el fin de asesorar el estado del fango activo en cada momento del proceso y reducir costes de operación.

El ecosistema creado en cada planta de tratamiento está regido por las condiciones operacionales, así como por las condiciones ambientales presentes en cada momento. Este ecosistema debe alcanzar un equilibrio con el fin de que el proceso de depuración sea lo bastante eficiente en cuanto a producción de un efluente de buena calidad, disminuir la producción de fango y que estos puedan ser introducidos al medio ambiente con el menor impacto posible.

La tecnología MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas es utilizada en este estudio, ya que se mantiene en pleno auge en cuanto a producción científica, así como en la instalación de nuevas plantas de tratamiento.

Teniendo esto en cuenta, el trabajo de investigación se centra en el estudio de las poblaciones de protistas, metazoos, así como de bacterias filamentosas en el fango activo de un MBR destinado al tratamiento de aguas residuales urbanas, con el objetivo general de **evaluar el papel asesor de los principales grupos de microorganismos indicadores (protistas, metazoos y bacterias filamentosas) sobre la calidad del efluente, estabilidad de la biomasa y características del proceso en sistemas MBR**. Para ello, se partirá del índice propuesto por Madoni (1994) para sistemas convencionales de depuración.

Como objetivos parciales del trabajo de investigación se plantean:

- Identificar y enumerar los componentes de la microfauna (protistas, metazoos y bacterias filamentosas) presentes en el fango activo de dos sistemas MBR (microfiltración y ultrafiltración) aplicado al tratamiento de aguas residuales urbanas.
- Estudiar la dinámica poblacional en el fango activo de los sistemas MBR en función del tipo de proceso (microfiltración y ultrafiltración) y las variables SRT, HRT, temperatura y carga contaminante.
- Analizar la correlación existente entre las características del proceso y las características de la microbiota analizada.
- Determinar el papel bioindicador de los protozoos y metazoos en la tecnología MBR en base a la calidad del efluente.

El desarrollo y ejecución de estos objetivos se llevará a cabo en las instalaciones de la empresa Emasagra ubicada al sur de la ciudad de Granada, donde se encuentran en funcionamiento los sistemas MBR utilizados en este estudio, en el Departamento de Ingeniería Civil de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos, y el Instituto del Agua de la Universidad de Granada.

Se partirá de unas condiciones de operación preestablecidas para sistemas MBR y que se aplican habitualmente en su explotación, como son el empleo de elevados SRT y HRT, lo que favorece la calidad del efluente obtenido a la vez que minimiza problemas de atascamiento en membranas.

Los resultados obtenidos con el desarrollo de los objetivos son de gran utilidad para la consecución de un objetivo de mayor envergadura como es el proyecto en el cual se ha enmarcado esta tesis doctoral, denominado *Modelización del Proceso Biológico de Bio-Reactores de Membrana Sumergida Aplicados a la Depuración de Aguas Residuales Urbanas* llevado a cabo por el Grupo de Investigación en Tecnologías para la Gestión y Tratamiento del Agua de la Universidad de Granada (TEP-239).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo de investigación se basa en el seguimiento microbiológico operacional de dos instalaciones experimentales que utilizan la tecnología MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas de la ciudad de Granada.

Para llevar a cabo el seguimiento microbiológico se analizaron de manera detallada las poblaciones de protozoos, metazoos y bacterias filamentosas presentes en el fango activo de los reactores de las dos instalaciones MBR utilizadas. Así mismo, se analizaron los parámetros físico-químicos con el objetivo de observar relaciones en el comportamiento de las características del proceso, calidad del efluente y estabilidad de la biomasa.

3.1. INSTALACIONES EXPERIMENTALES



Figura 3.1. Vista general de las dos instalaciones experimentales.

Las instalaciones experimentales en las que se realizó el trabajo de investigación consistían en dos sistemas MBR ubicados en la EDAR Granada-Sur gestionada por la empresa EMASAGRA (Fig. 3.1). Uno de los sistemas trabaja con membranas de microfiltración

empleando la tecnología KUBOTA y el segundo sistema trabaja con membranas de ultrafiltración empleando la tecnología ZENON (GE). Los dos sistemas se alimentan con agua residual pretratada en la EDAR, consistiendo dicho tratamiento en un tamizado de 3 mm seguido de un desarenado-desengrasado convencional. De forma adicional, antes de entrar a las instalaciones experimentales el agua residual se pasa por un tamiz de cepillos rotativos de 1 mm.

3.1.1. Instalación experimental de microfiltración (Kubota)

El sistema MBR con tecnología KUBOTA es un biorreactor de membranas sumergidas de microfiltración. Su configuración consta de tres depósitos en los que se realizan funciones complementarias: un biorreactor anóxico, un biorreactor aireado y el módulo de membranas.

La línea de tratamiento (Figura 3.2) de las aguas residuales es la que se resume a continuación:

- Elevación de agua bruta pretratada por la EDAR Sur Granada: que toma el agua del depósito ubicado bajo el tamiz de 1 mm.
- Biorreactor anóxico.
- Bombeo a biorreactor aireado.
- Biorreactor aireado.
- Biorreactor de membranas.
- Purga y recirculación de fangos.
- Depósito de reactivos y sistema de limpieza química.

El efluente obtenido del tamiz de 1 mm pasa mediante la bomba de regulación (BRE-100.01) al reactor biológico anóxico de 3,9 m³ (regulable en altura) y de éste mediante la bomba de recirculación BRE-101.05 al reactor aireado (de hasta 9 m³ de volumen y regulable en altura), pasando finalmente a un biorreactor de membranas de 3,9 m³.

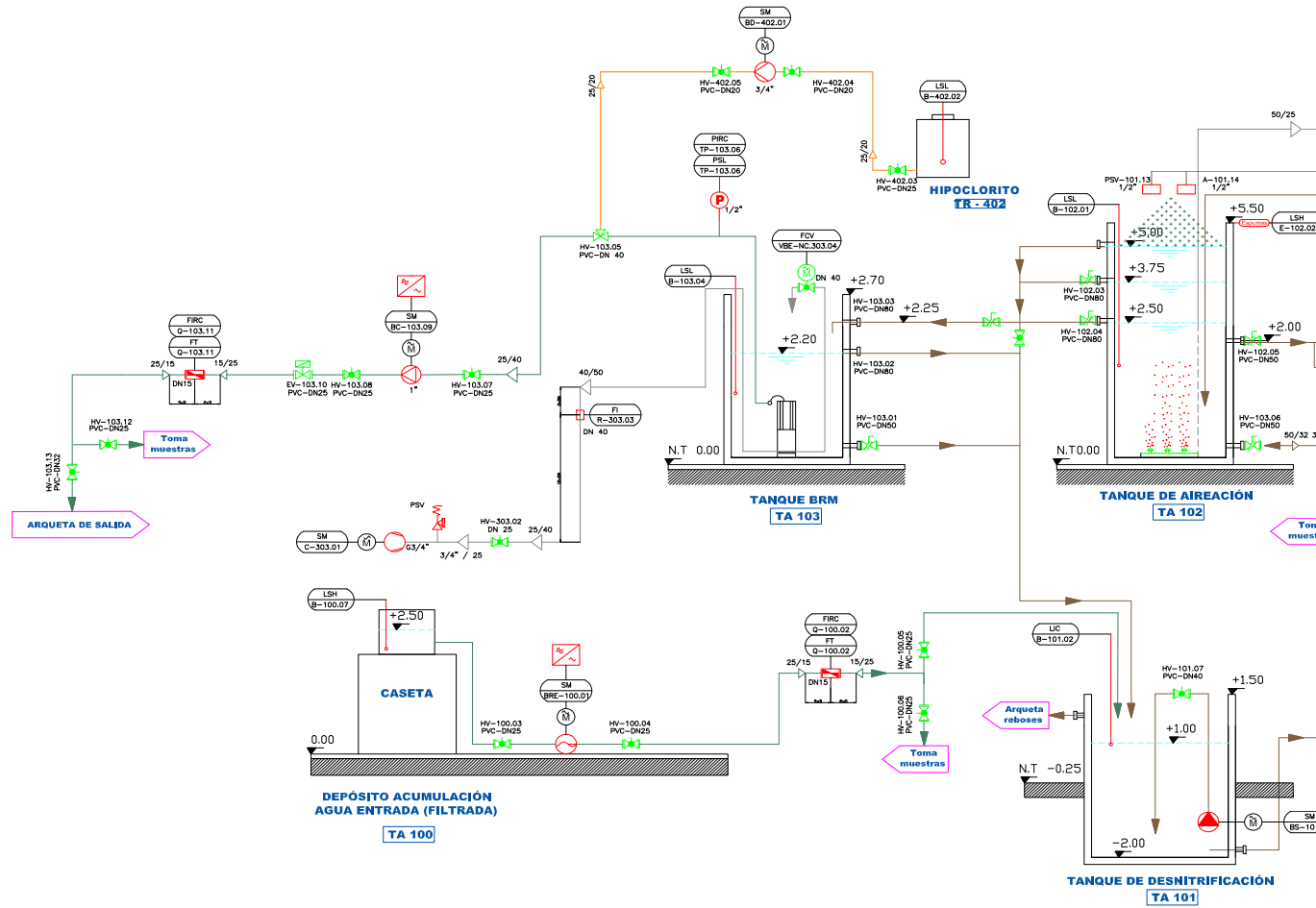
La altura del reactor anóxico es regulable mediante consigna en el sistema SCADA y mediante un medidor de lámina de agua en continuo, la bomba de alimentación se regula para que oscile en torno al valor fijado. El tanque aireado puede trabajar a tres alturas seleccionables de forma manual (2,5 m, 3,75 m y 5,0 m). En el reactor aireado existe una parrilla de difusores de burbuja a través de los cuales y mediante una soplante activa y una de reserva (C-301.01 y C-302.01) se introduce la aireación necesaria. Esta soplante tiene su alimentación eléctrica a través de un variador de frecuencia, lo cual permite variar su funcionamiento mediante un PLC de manera que se garantice una determinada concentración de OD en el reactor biológico.

La recirculación del fango activo del reactor anóxico al reactor aireado se realiza mediante una bomba volumétrica (BRE-101.05) instalada en seco. Existe la opción de introducir el agua recirculada mediante pulverización a través de boquillas de cono lleno y aspersion cónica sobre la lámina de agua del tanque anóxico o del aireado (SPRAYING SYSTEMS SPAIN, S.L.).

La alimentación al módulo de microfiltración se realiza por gravedad desde el reactor aeróbico.

El módulo de membranas dispone de un equipo de producción de aire (turbina de canal lateral de 40 m³/h) que aportará la agitación necesaria del fango activo para mantenerlo en suspensión y minimizar el efecto de colmatación de las membranas producido por el fango activo al generar, durante la fase de succión, una corriente ascendente de aire a modo de burbuja gruesa. El módulo de membranas empleado es el modelo FS-50 de piso simple (Figura 3.3), el cual consta de 50 membranas planas cuyas características se reflejan en la tabla 3.1.

La extracción de agua tratada a través de las membranas de microfiltración se realiza mediante succión, empleando una bomba auto aspirante (BC-103-09) de 0,8 a 1,5 m³/h, que crean la depresión necesaria para forzar el paso del agua. En el colector de salida de agua tratada se ha instalado un transmisor de presión a aspiración de la bomba que leerá continuamente la depresión generada para forzar el paso de agua tratada a través de las membranas.



Nombre del proceso	Bomba de entrada	Bomba sumergible	Bomba de recirc/purga	Bomba dosificadora	Compresor preaireación	Compresor preaireación	Compresor BRM	Bomba Dosificadora	Bomba permeado	Bomba centrífuga	
Nombre	BRE-100.01	BS-101.01	BRE-101.05	BD-401.01	C-301.01	C-302.01	C-303.01	BD-402.01	BC-103.09	BC-101.08	
Medio	Agua Residual	Fango	Fango	Antiespumante	Aire	Aire	Aire	HIPOCLORITO SODICO	Permeado	Fango	
Caudal	m3/h	9	3,2	7-10 l/min	25	25	42,5	1000 l/h	0,5-2	2-7	
Altura	m.c.a.	30	4	30	1-12 bar	1 bar	1 bar	3	15-3	2-12	
Potencia del motor	P=kW	0,75	0,37	1,5	23,9 W	1,3	2,2	100	0,55	0,37	
Revoluciones	n=1/min	426	2.900	276	-	1.500	1.500	2.850	1.395	2900	
Voltaje	V	400	400	400	100-240	400	400	220	400	400	
Frecuencia	Hz	50	50	50	30-60	30-60	30-60	50	50	50	
Fabricante		MEDFANG	BLOCK	MEDFANG	SEKO	BECKER	BECKER	TORRES	KSB	BLOCH	
Modelo		EG 210 C/PS	DGBLUESOM	LG 400 C/PR	TEKNA EVO AKL 800	DT 4.25K	DT 4.25K	DT 4.40K	HCM-75LX	EZ-2/1	SIL 25 K5 T
Impulsor		HUSILLO EXCENTRICO	-	-	Rotativo de paletas	Rotativo de paletas	Rotativo de paletas	-	Anillo líquido	Turbina abierta	
Otro		Variador de Frecuencia	-	Variador de Frecuencia	-	Variador de Frecuencia	Variador de Frecuencia	-	Variador de Frecuencia	-	

Figura 3.2. Diagrama de Proceso de la Instalación de Microfiltración (Kubota).

Tabla 3.1. Datos técnicos básicos de las membranas de microfiltración.

Fabricante de las membranas	KUBOTA
Número de cartuchos por módulo	50
Superficie de filtración por cartucho	0,8 m ²
Superficie total de membrana por módulo	40 m ²
Caudal medio teórico de filtración por superficie de membrana	0,6 m ³ /m ² /día (a 20 °C)
Caudal medio teórico de filtración por superficie de membrana	0,48 m ³ /m ² /día (a 14 °C)
Caudal medio de permeado diario (por módulo a 20°C)	24 m ³ /d
Caudal máximo teórico de filtración por superficie de membrana	1,2 m ³ /m ² /día (a 20 °C)
Caudal máximo teórico de filtración por superficie de membrana	0,95 m ³ /m ² /día (a 14 °C)
Caudal máximo de permeado diario (por módulo a 20°C)	48 m ³ /d
Depresión de operación	20 kPa
Temperatura máxima	40 °C
pH de operación	3 -11
Material de la membrana	Polietileno clorado (PE)
Configuración	Membrana Plana
Dimensiones por módulo (Ancho x Largo x Alto, mm)	880 x 1300 x 1500

La bomba auto-aspirante es controlada por un variador de frecuencia, mediante un lazo doble con su transmisor de presión y el caudalímetro electromagnético situado en la tubería de impulsión correspondiente, de manera que las revoluciones de giro de la bomba se ajustarán de acuerdo al caudal y la presión existentes en cada momento. Cuando la depresión generada por la bomba supera los -0,3 bares para mantener el caudal de diseño se activa una señal de alarma conforme sea necesario realizar un tratamiento de limpieza química de las membranas. En el caso que el transmisor de presión marcara los -0.4 bares de depresión se activa una señal de alarma de paro de la instalación.



Figura 3.3. Módulo de membranas de microfiltración MBR-MF.

La solución de limpieza, (hipoclorito sódico al 0.5%), se transfiere por gravedad a presión atmosférica a las membranas mediante una bomba de arrastre magnético (BD-402-01) que tiene un caudal de 1.000 L/h, por el mismo colector de aspiración de agua tratada. Se inyectan 3 litros de solución por cartucho de membranas. La operación de limpieza está totalmente automatizada mediante la instalación de válvulas con actuador eléctrico. La periodicidad de esta limpieza se programa cada 6 meses o se activa según presión.

3.1.2. Instalación experimental de ultrafiltración (Zenon-ge)

La instalación experimental que utiliza las membranas de ultrafiltración de ZENON (GE) ha sido diseñada y construida por el Grupo TEP-239.

La línea de tratamiento (Figura 3.4) es la que se detalla a continuación:

- Elevación de agua bruta pretratada que toma el agua del depósito ubicado bajo el tamiz de 1 mm.
- Biorreactor anóxico.
- Bombeo a biorreactor aireado.
- Biorreactor aireado.
- Biorreactor de membranas.

- Purga y recirculación de fangos.
- Depósito de reactivos y sistema de limpieza química.

El efluente obtenido del tamiz de 1 mm pasa mediante la bomba de regulación (P-01) al biorreactor anóxico de 10 m³ (regulable en altura) y de éste mediante la bomba de recirculación P-02 al reactor aireado (de hasta 25 m³ de volumen regulable), desde el cual pasa al tanque de filtración (2 m³) por gravedad o mediante bombeo.

El biorreactor anóxico se regula en volumen. Fijando una consigna en el sistema SCADA y mediante un medidor de lámina de agua en continuo, la bomba de alimentación se regula para que oscile en torno al valor fijado. El tanque aireado puede trabajar a tres alturas seleccionables de forma manual (5 m, 3,75 m y 2,5). En el reactor aireado existe una parrilla de difusores de burbuja fina que permitirían mediante una soplante (B-01) introducir la aireación necesaria en el mismo. Esta soplante tiene su alimentación eléctrica a través de un variador de frecuencia, lo cual permite controlar su funcionamiento mediante un PLC garantizando una determinada concentración de OD en el reactor biológico. La recirculación del fango del reactor anóxico al reactor aireado se realiza mediante una bomba volumétrica (P-02) instalada en seco. Existe la opción de introducir este caudal recirculado mediante pulverización a través de boquillas de cono lleno y aspersión cónica (SPRAYING SYSTEMS SPAIN, S.L.) sobre la superficie del tanque anóxico o del aireado.

La alimentación al módulo de filtración se realiza a través de una bomba volumétrica (P-03) instalada en seco. El módulo de filtración (Figura 3.5) consta únicamente de un tren de proceso de membranas de fibra hueca de fuera hacia dentro, conectado a un colector común. Este colector está conectado a la bomba de filtración (P-04) que tiene un funcionamiento reversible. El permeado es forzado a través de las membranas de ultrafiltración por el vacío producido por la bomba (P-04) y es enviado al tanque de lavado.

La función del tanque de lavado (500 L), es almacenar el permeado para los contralavados regulares de las membranas realizados a contracorriente mediante la misma bomba de filtración. El agua sobrante sale del tanque de lavado por rebose.

Las membranas ZeeWeed tienen que estar peinadas por aire de forma intermitente, para prevenir que el fango activo obture la superficie de la membrana. El aire proviene de un

compresor (B-02) a través de dos colectores de aire situados en la base de las membranas, dando así la posibilidad de airear cíclicamente. Las características de las membranas se reflejan en la tabla 3.2.

Tabla 3.2. Datos básicos de las membranas de ultrafiltración.

Fabricante de las membranas	ZENON
Número de módulos	3
Superficie por módulo	31,58 m ²
Superficie total de membrana	94,74 m ²
Dimensiones del módulo (H x W x D)	2091 x 844 x 56 mm
Caudal nominal de la membrana	20 L/m ² h
Peso máximo / Peso húmedo de la membrana	19 kg / 26 kg
Material de la membrana	Poliviniliden fluoruro (PVDF)
Propiedades superficiales de la membrana	No iónica e hidrófila
Configuración	Fibra hueca (Fuera-Dentro)
Tamaño nominal del poro de la membrana	0,034 µm
Presión transmembrana operacional	0,07 – 0,7 bar
Presión transmembrana máxima	0,83 bar
Temperatura máxima de trabajo	40 °C
Rango de pH	5 – 9,5

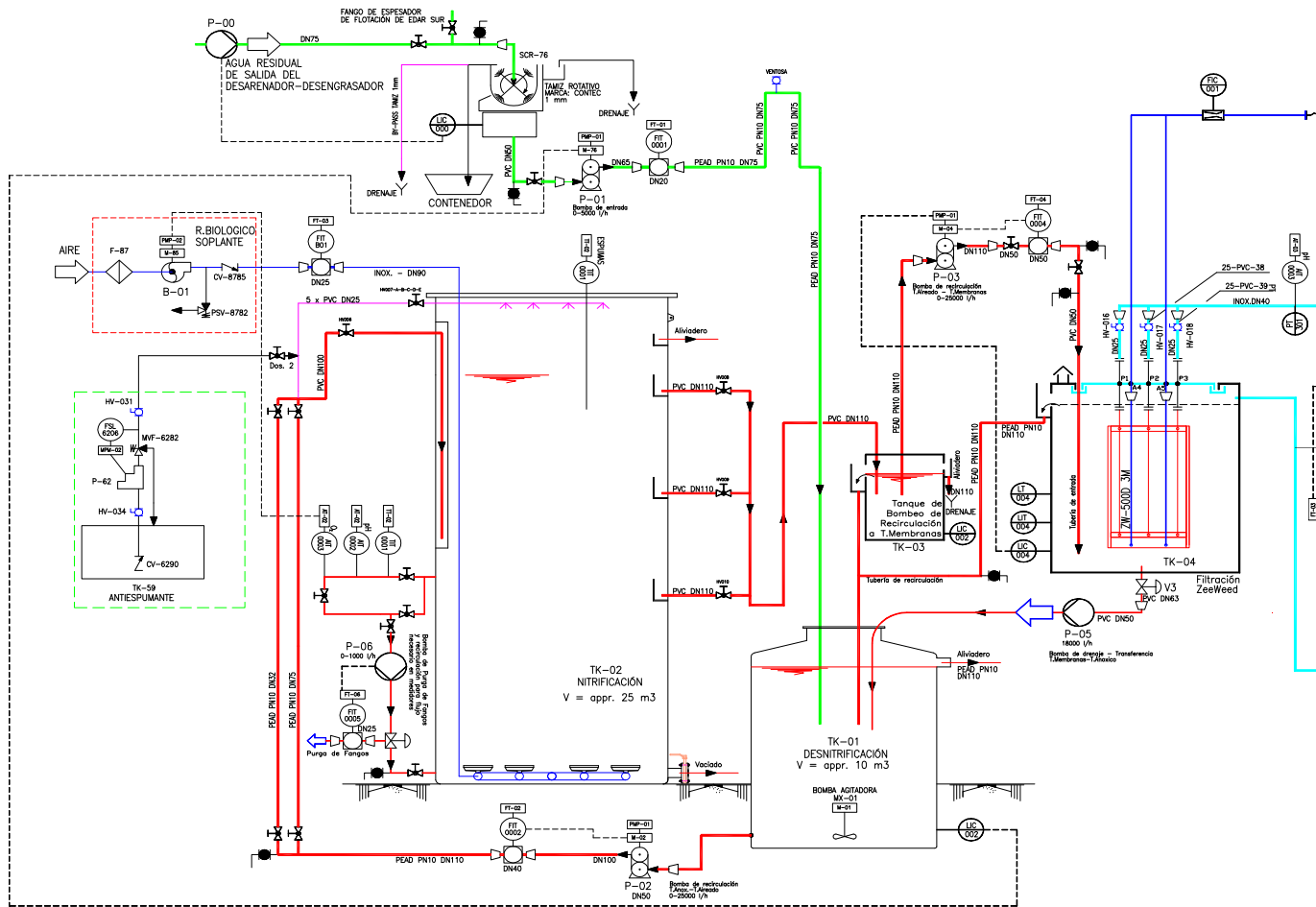


Figura 3.4. Diagrama de Proceso de la Instalación de Ultrafiltración (Zenon).



Figura 3.5. Módulo de membranas de ultrafiltración MBR-UF.

A parte de la aireación es necesario realizar dos procesos de limpieza química para mantener la permeabilidad y el flujo de agua: limpieza con permeado a contracorriente y limpieza de mantenimiento. La tubería de permeado y sus válvulas están dispuestas de tal manera que la bomba de proceso (P-04) se adecua para bombear el permeado de retorno (1,5 veces el caudal de permeado) hacia las membranas. Después del lavado, las válvulas vuelven a su posición inicial y el caudal de la bomba de proceso vuelve a su valor original.

La permeabilidad de las membranas se reduce a medida que aumenta su tiempo de funcionamiento, sin poderse recuperar únicamente mediante el contra lavado. Por ello es necesario realizar limpiezas químicas de mantenimiento de forma regular. Estas limpiezas consisten en lavar las membranas a contracorriente con permeado varias veces, con un período de relajación de varios minutos, reforzando la limpieza con una solución de hipoclorito sódico al 0,5 % o una solución de ácido cítrico (10 %). Estos productos son añadidos con dos bombas dosificadoras (P-60 y P-51) durante los ciclos de contra lavado, pero nunca simultáneamente durante la misma limpieza de mantenimiento.

3.2. METODOLOGÍAS ANALÍTICAS EMPLEADAS

Desde el comienzo del proyecto se ha realizado un intenso trabajo en adaptar las técnicas analíticas al proyecto de investigación a realizar, teniendo en cuenta diversos aspectos como tipo de muestra a analizar, precisión y repetitividad, disponibilidad de equipos, tiempo de análisis y número de muestras obtenidas.

Con respecto al tipo de muestra podemos diferenciar tres tipos:

- Influyente: Se trata de agua residual urbana pretratada (exenta entre otros de grasas, arenas y sólidos de tamaño superior a 1 mm). Presenta una importante concentración orgánica, gran parte de la cual se presenta como materia en suspensión, contiene nitrógeno y fósforo y una importante concentración de microorganismos entre los que destacan algunos patógenos. Sus características presentan una importante variabilidad de tipo horario y diario.
- Efluente: Se trata de agua residual urbana tratada mediante tecnologías de membrana. Es una muestra transparente con ligero color. Presenta bajo contenido en materia orgánica y la presencia de microorganismos es ocasional. Su calidad es más o menos constante.
- Fango activo: Se trata de una muestra líquida con un importante contenido de biomasa que puede oscilar en 1 y 20 g/l.

Teniendo esto en cuenta, los métodos a aplicar deben ser adecuados para los tres tipos de muestra, analizando los siguientes parámetros:

- Sobre la biomasa se hace un seguimiento de los microorganismos filamentosos mediante un recuento de los mismos e identificación taxonómica mediante tinciones. Igualmente se realiza una identificación visual y recuento de diferentes especies de protozoos y metazoos.
- Relativos al contenido en materia orgánica. Es uno de los parámetros más importantes debido a que es el principal contaminante a eliminar del agua residual

urbana. Para su control se emplean los parámetros exigidos por normativa (D 271/91, R.D. 590/1996), DBO_5 y DQO.

- Relativo al contenido de nitrógeno se evalúa el contenido en nitrógeno total en todas las muestras. Para conocer el comportamiento de los procesos de eliminación de nitrógeno se analiza NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ .
- El contenido de materias en suspensión se analiza en su componente total y volátil para todas las muestras.

▪ Toma de muestra

La validez de la analítica realizada para el seguimiento de una instalación experimental es dependiente de la toma de muestra realizada, la cual debe adecuarse a las características propias de la muestra y del análisis a realizar.

Las diferentes muestras a tomar durante nuestra experimentación son:

- Influyente. Se trata de una muestra única diaria, la cual dado que se trabaja con agua residual urbana real debe ser compuesta. De este modo se evitan las interferencias causadas por la variabilidad horaria en la concentración de contaminantes.
- Efluente para análisis físico-químicos. Se obtiene una muestra diaria de cada instalación, la cual debe ser compuesta de modo que se evitan interferencias causadas por variaciones horarias en la eficacia del proceso.
- Fango activo de los tanques aireado, anóxico y de membranas. Se obtiene una muestra diaria de cada uno de los tanques debido a las diferencias de concentración de biomasa en cada uno de ellos. El grado de homogeneidad en cada tanque y los SRT ensayados permiten trabajar con muestra puntual, evitando así un deterioro de las características de la biomasa tras la toma.

La toma de muestras en forma de muestra compuesta para el influente y los efluentes de ambas plantas responde a la necesidad de controlar las entradas y salidas en todo momento, de forma que sean unas muestras representativas del estado real del proceso. Estas muestras pueden presentar una elevada actividad biológica, lo que puede dar lugar

a alteraciones de su calidad tras la toma, si no se realizan de forma inmediata. Para evitar esto, las muestras se toman en frasco único y se conservan en frigorífico a 4°C y en oscuridad hasta su análisis. El máximo tiempo transcurrido entre la toma de muestra y el análisis es de 24 horas. La figura 3.6, muestra el aspecto de los frascos empleados para la toma de muestra y su ubicación en el interior de un frigorífico.

La muestra compuesta del influente es tomada a la salida del tamiz, después del bombeo que impulsa el agua hacia cada instalación experimental. Dicha tubería cuenta con un grifo adosado para la toma de muestra, el cual tiene incorporada una electroválvula conectada a un temporizador. El temporizador abre la electroválvula dos segundos cada media hora, permitiendo la entrada de muestra a una botella de acumulación situada en el interior del frigorífico. La botella de acumulación está ubicada a una cota inferior de la toma de modo que no hay acumulación de agua en la tubería, la cual cae por gravedad al depósito. La tubería empleada es de polietileno negro que evita la generación de algas y está protegida de la intemperie para evitar deterioro por calor o congelación de la misma.

La toma de muestras del efluente procedente de la instalación con membranas GE se realiza mediante una tubería de polietileno negro conectada al tanque de permeado de esta planta. Dicha tubería dispone de una válvula de ajuste fino de caudal, el cual permite mantener un flujo continuo de 1,7 mL/min. Dado que el agua no presenta sólidos en suspensión ni microorganismos, no hay riesgo de atascamiento o generación de biopelículas, manteniendo un flujo continuo de agua que evita deterioro de la misma en la tubería (Figura 3.7).

La muestra de efluente procedente de la instalación con membranas de Microfiltración se realiza por un sistema similar, desviando parte del permeado producido mediante una tubería de polietileno negro por la que circula en continuo, contando con una válvula de ajuste fino que regula el caudal a 1,7 mL/min.



Figura 3.6. Frigorífico empleado para toma de muestra y frascos de acumulación.

La acumulación de muestra se realiza en frascos de 5 L de capacidad, lo que permite almacenar todo el volumen recogido diariamente. Dichos frascos son de vidrio tal como se recomienda para la recogida de muestras de agua residuales urbanas (Gómez y Hontoria, 2003). Para su análisis en el laboratorio se toma una muestra de 1 L, empleando botes de plástico de boca ancha perfectamente limpios y se transportan en nevera portátil hasta el laboratorio, analizándose en no más de 1 hora tras la recogida.

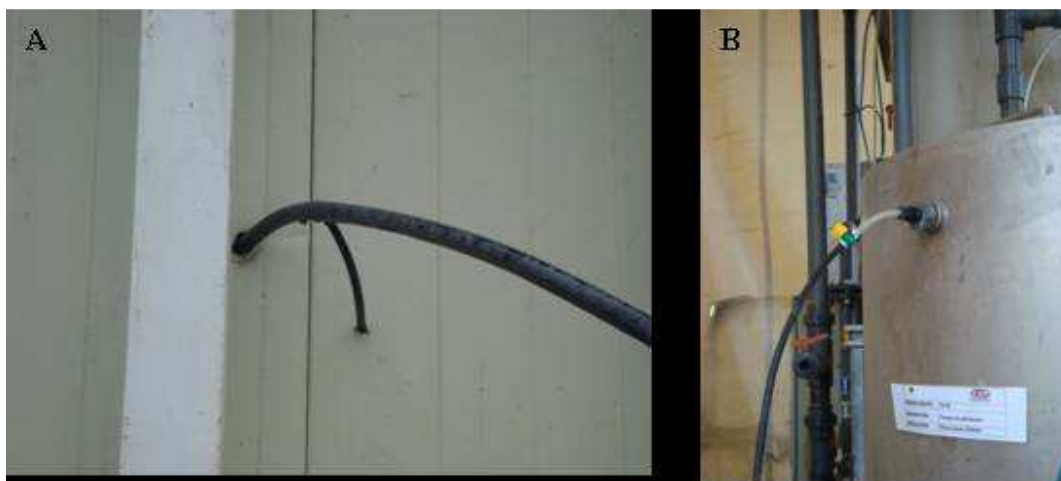


Figura 3.7. Toma de muestra del efluente para la instalación con membranas de microfiltración (A) y con membranas de ultrafiltración (B).

Para las dos instalaciones la muestra se toma a través de puntos de muestreo situados en la tubería de salida del permeado, con escaso recorrido desde la membrana (Figura 3.8).

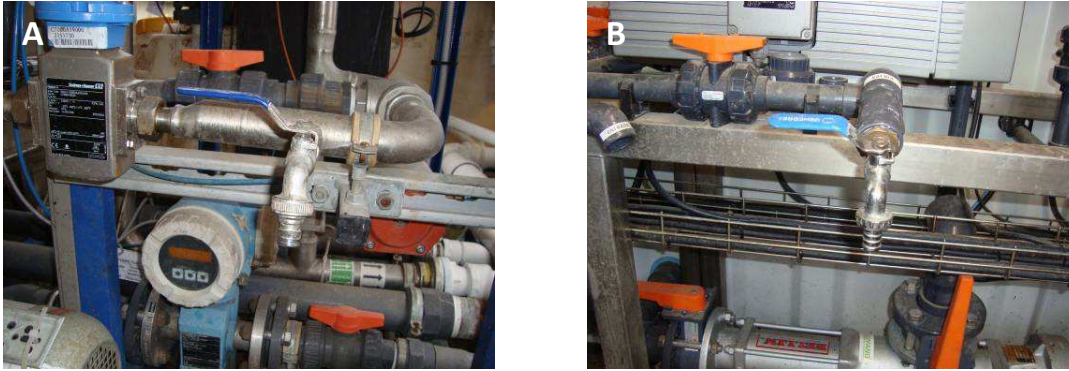


Figura 3.8. Toma de muestra puntual para la instalación con membranas ultrafiltración (A) y microfiltración (B).

En cuanto a la recogida de fango de los tres tanques de cada planta, se realiza en los puntos de muestreo diseñados para ello en cada reactor. Para el reactor aireado con membranas de ultrafiltración, la muestra se toma durante el proceso de aireación, para asegurar una buena mezcla, desde el grifo instalado en la tubería de bombeo entre el tanque aireado y el tanque de membranas, la muestra del fango activo del reactor anóxico se toma en el bombeo entre el anóxico y aireado y la del tanque de membranas en el grifo dispuesto en el rebose del tanque.

Para la instalación con membranas de microfiltración, la muestra del reactor aireado se toma también durante la aireación del tanque en el grifo instalado en el circuito de recirculación de dicho reactor, la muestra del tanque anóxico se toma del punto de muestreo que se encuentra tras la bomba anóxico-aireado y el muestro del tanque de membranas se realiza cogiendo directamente fango del reactor por su parte superior.

La toma de muestra para determinar sólidos en suspensión del fango activo y los estudios microbiológicos del fango se realiza en frascos estériles de plástico de un solo uso, con capacidad para 100 mL. Dicha muestra es trasladada al laboratorio en nevera portátil a 4 °C y aislada de la luz, procediendo a su análisis en la siguiente hora tras la toma.

3.2.1. Análisis de la calidad biótica del fango

La herramienta central es el microscopio, empleándose uno con contraste de fases, con objetivos de 10X - 100X aumentos y ocular de 10 X. Es imprescindible que el desplazamiento del carro sea mecánico para poder controlarlo bien. También es muy recomendable la cabeza binocular (o triocular si se desea hacer fotos) y que la fuente de luz esté incorporada. En uno de los oculares debe colocarse un micrómetro ocular, que se calibrará para cada medida con un micrómetro objetivo, empleando un portaobjetos de calibración reticulado, con un segmento estándar de 0,01 mm. Es recomendable un registro fotográfico de la apariencia de la muestra a 100X para referencias posteriores.



Figura 3.9. Microscopio utilizado en el análisis microscópico.

Para el análisis microscópico se utilizaron dos microscopios, el primer microscopio (Motic) más sencillo con cuatro objetivos (4x, 20x, 40x y 100x) y micrómetro utilizado para los análisis de rutina. Para la identificación de estructuras especializadas e identificación de microorganismos se utilizó un microscopio (Olympus) equipado con contraste de fases y cámara digital de fotos.

Dado que muchas de las observaciones que se requieren están en el límite de resolución de los microscopios ópticos, y muchos de los caracteres observados son difíciles de detectar, se ha realizado un ajuste periódico de los anillos del contraste de fases, los objetivos se han mantenido limpios, y se ha trabajado en un ambiente sin polvo. Anualmente se han sometido los microscopios a una revisión del fabricante.

Dos tipos de preparaciones en portaobjetos se realizaron para el análisis de las muestras de fango activo, estas preparaciones son las preparaciones húmedas y las extendidas. La preparación de una muestra húmeda (Figura 3.10) se lleva a cabo de la siguiente manera y se utiliza para el análisis de protozoos principalmente.

Procedimiento:

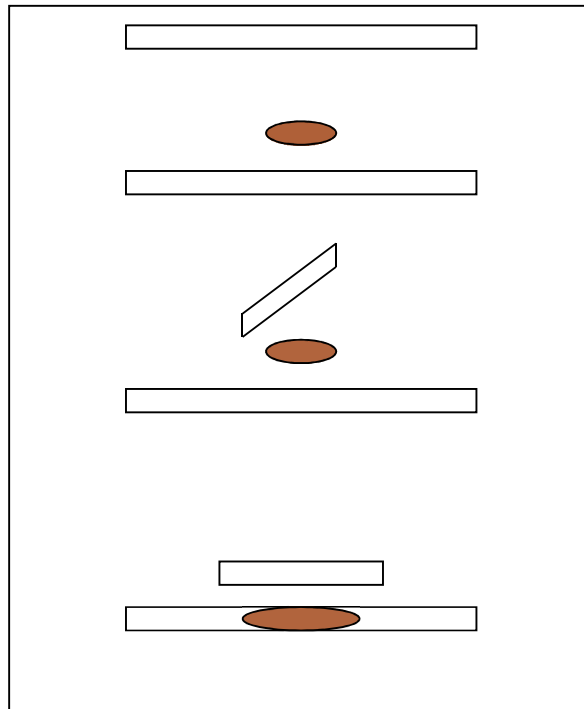


Figura 3.10. Preparación húmeda.

1. Tomar un portaobjetos limpio y desengrasado.
2. Agitar muy bien el bote de fango activo.
3. Coger con una pipeta 25 μL de fango activo y ponerlo sobre el portaobjetos.
4. Deslizar suavemente un cubre-objetos con un ángulo de 45 °.
5. Trasladar la muestra al microscopio e iniciar la exploración.

La preparación de un extendido o frotis (Figura 3.11) se realizó utilizando el siguiente método, utilizado principalmente para realizar tinciones para la identificación de bacterias filamentosas.

Procedimiento:

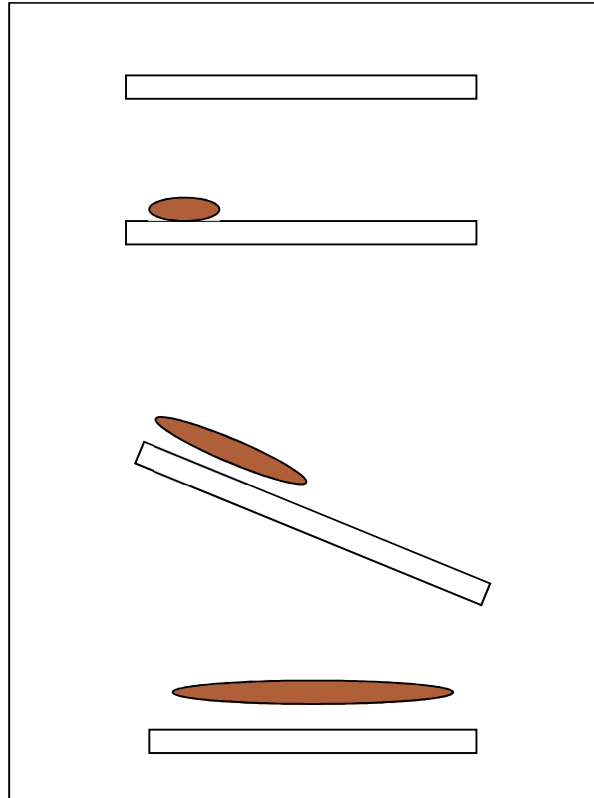
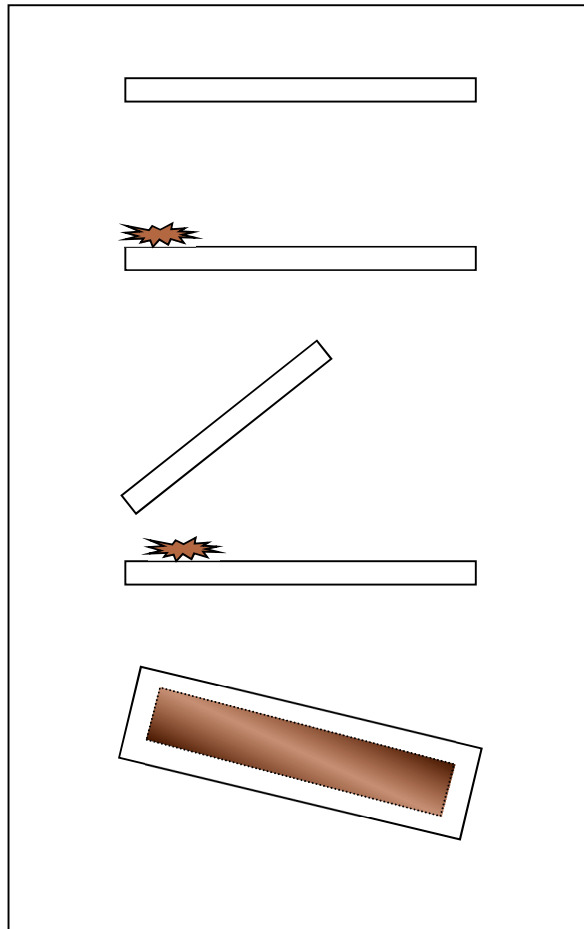


Figura 3.11. Preparación extendida.

1. Tomar un portaobjeto limpio y desengrasado.
2. Agitar muy bien el bote de fango activo.
3. Coger con una pipeta 25 μ L de fango activo y ponerlo en un lado del portaobjeto.
4. Inclinarse suavemente el portaobjeto con la gota de fango activo.
5. Dejar que el fango activo se distribuya por toda la superficie del portaobjeto.
6. Dejar secar al aire libre.
7. Realizar la tinción correspondiente
8. Explorar en el microscopio.

Cuando la muestra es espuma se realiza una preparación extendida pero con una modificación (Figura 3.12).



Procedimiento:

1. Tomar un portaobjeto limpio y desengrasado.
2. Agitar muy bien el bote de fango activo.
3. Coger una pequeña porción de espuma y ponerla en un lado del portaobjeto.
4. Con la ayuda de otro portaobjeto inclinado a 45° , extenderla espuma sobre la superficie del portaobjeto.
5. Dejar secar al aire libre.
6. Realizar la tinción correspondiente.
7. Explorar al microscopio.

3.2.1.1. Análisis de protozoos

Para el análisis de la población de protozoos se realizó un análisis microscópico diario de las muestras de fango activo para obtener información del estado del fango mediante la identificación y enumeración de los protozoos que intervienen en el proceso de depuración de los sistemas MBR.

La identificación de protozoos y metazoos se realizó por medio de claves taxonómicas y la ayuda de atlas de protozoos y metazoos, para completar una aproximación a nivel de género y especie (Curds *et al.*, 1982, 2008; Foissner *et al.*, 1991, 1992, 1994, 1995; Rodríguez *et al.*, 2008).

Para determinar la calidad biótica del fango se utilizó el Índice Biótico del Fango (SBI) descrito por Madoni, (1994), Índice de Margalef (1951), Índice de Shannon-Weaver (1949) y el Índice de Simpson (1949). El SBI es un índice diseñado para el análisis específico del fango activo para todas las instalaciones. La microfauna utilizada en este índice presenta una distribución cosmopolita y asume que se puede aplicar en todos los continentes (Madoni, 1994). Los demás índices de diversidad son usados en Ecología, y se basan en la abundancia y número de especies.

Madoni estableció dos tipos de protozoos separándolos en Carnívoros y Bacterívoros, los bacterívoros a su vez se dividen en tres tipos de protozoos según su hábitat de alimentación ya sean ciliados nadadores libres, ciliados nadadores de fondo y ciliados sésiles, en la Tabla 3.3, se muestran estos grupos claves los cuales nos van ayudar al cálculo del SBI.

Para el estudio se tomaron de los reactores biológicos muestras diarias de fango activo (100 mL), con el fin de identificar y cuantificar las comunidades de protozoos y metazoos presentes. Estas muestras fueron analizadas de inmediato (menos de 2 horas después de la toma) mediante microscopía óptica. Siguiendo el método propuesto por Madoni (1994) se realizó una enumeración inicial para estimar la abundancia de protistas, excluyendo

pequeños flagelados, cuyo recuento se realizó de forma separada mediante el recuento de estos en la diagonal de la cámara de Fuchs Rosenthal.

Tabla 3.3. Clasificación de los protozoos encontrados en el fango activo y su hábitat alimenticio según Madoni (2003).

Ciliados Carnívoros	Ciliados Bacterívoros		
	Ciliados nadadores libres	Ciliados nadadores de fondo	Ciliados sésiles
<i>Acineria incurvata</i>	<i>Colpoda</i> spp	<i>Aspidisca cicada</i>	<i>Charchesium</i> spp
<i>Amphileptus</i> spp	<i>Colpidium</i> spp	<i>Aspidisca lynceus</i>	<i>Epystilis</i> spp
<i>Coleps hirtus</i>	<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	<i>Chilodonella uncinata</i>	<i>Opercularia</i> spp
<i>Litonotus</i> spp	<i>Cyclidium glaucoma</i>	<i>Euplotes</i> spp	<i>Stentor</i> spp
<i>Spathidium</i> spp	<i>Dexiotrichia</i> spp	<i>Trochilia minuta</i>	<i>Vorticella</i> spp
<i>Acineta</i> spp	<i>Glaucoma scintillans</i>	<i>Acineria uncinata</i>	<i>Vorticella microstoma</i>
<i>Metacineta</i> spp	<i>Uronema nigricans</i>	<i>Drepanomonas revoluta</i>	<i>Vaginicola</i> spp
<i>Podophrya</i> spp	<i>Spirostomun teres</i>	<i>Trachelophyllum</i> spp	<i>Zoothamnium</i> spp
<i>Tokophrya</i> spp	<i>Paramecium</i> spp	<i>Stylonychia</i> spp	

En el primer recuento se establece la abundancia de protistas ($< \text{ó} \geq 10^6/l$), y la proporción de abundancia (%) entre grupos y especies. La estimación de la densidad de población se realizó a partir de al menos 3 recuentos diferentes por instalación, empleando el microscopio óptico a 100x y 400x. Divide los protozoos en grupos positivos y negativos. Dentro del grupo positivo están amebas testadas y ciliados bacterívoros reptantes y adheridos; dentro del grupo negativo encontramos a pequeños flagelados heterótrofos, ciliados bacterívoros de nado libre y los peritricos ciliados *Vorticella microstoma*, *V. infusionum* y *Opercularia* spp.

Tabla 3.4. Determinación del Índice Biótico del Fango (SBI).

Grupo Dominante	Densidad Individuos/L	> 10		8 – 10		5 – 7		< 5	
		F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100	F<10	10<F<100
Cil. Reptantes y Sésiles*/Amebas Testadas	$\geq 10^6$	10	8	9	7	8	6	7	5
	$< 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
Ciliados Sésiles* > 80 %	$\geq 10^6$	9	7	8	6	7	5	6	4
	$< 10^6$	8	6	7	5	6	4	5	3
<i>Opercularia spp</i>	$\geq 10^6$	7	5	6	4	5	3	4	2
	$< 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
<i>Vorticella microstoma</i>	$\geq 10^6$	6	4	5	3	4	2	3	1
	$< 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
Ciliados nadadores libres bacterívoros	$\geq 10^6$	5	3	4	2	3	1	2	0
	$< 10^6$	4	2	3	1	2	0	1	0
Pequeños flagelados libres (> 100) ♦	$\geq 10^6$	4		3		2		1	
	$< 10^6$	3		2		1		0	

* No siendo abundantes *Opercularia spp* y *V. microstoma*. ♦ A lo largo de la diagonal de la cámara Fuchs-Rosenthal.

Tabla 3.5. Conversión de los valores SBI.

Valor SBI	Clase	Diagnóstico
8 – 10	I	Fango estable y muy bien colonizado, actividad biológica excelente, muy buen rendimiento.
6 – 7	II	Fango estable y bien colonizado, actividad biológica en descenso, buen rendimiento.
4 – 5	III	Depuración biológica insuficiente en el reactor aerobio, mediocre rendimiento.
0 – 3	IV	Depuración biológica pobre en el reactor aerobio. Bajo rendimiento.

En el segundo recuento se estimó la población de pequeños flagelados, para los cuales se requiere de una técnica específica, empleando la cámara de Fuchs- Rosenthal debido al reducido tamaño y alta densidad, partiendo de un volumen de 3,2 μl . El cálculo del SBI se realiza utilizando la Tabla 3.4, en base al grupo dominante, densidad y número de microorganismos de la microfauna.

El valor numérico SBI (0 – 10) obtenido en la Tabla 3.4., se convierte en cuatro clases de calidad y su respectivo diagnóstico según la calidad del efluente obtenido, para ello se utiliza la Tabla 3.5. La ventaja de este método sobre los otros es que suministra valores numéricos, los cuales son interpretables por el operador en el análisis de rutina (Madoni, 2010).

3.2.1.2. Análisis de bacterias filamentosas

Para el análisis de la población de microorganismos filamentosos se realizó un análisis microscópico semanal de las muestras de fango activo para obtener información del estado del fango mediante la descripción morfológica de los flóculos, tomando datos sobre tamaño, estructura y presencia o ausencia de filamentos.

Como parte del proceso rutinario de caracterización del flóculo y de los organismos filamentosos del fango activado se utilizan dos procedimientos de tinción: Gram, Neisser y otros procedimientos más especializados como la prueba de oxidación de sulfuros en gránulos intracelulares de azufre ("S test"); la tinción inversa con tinta china para detectar la presencia de grandes cantidades de materiales poliméricos extracelulares; una tinción para detectar productos de reserva intracelulares como el polihidroxibutirato (PHB) y la tinción de la vaina con solución acuosa de Cristal Violeta al 0,1%. (Arnáiz, 1999; Rodríguez, 2008; Gerardi, 2008).

3.2.1.2.1. Tinción de Gram (Modificada por Hucker)

La tinción de Gram es una tinción diferencial para separar las bacterias en dos grupos basados en la respuesta de la pared celular a una serie de soluciones químicas. Estos dos grupos bacterianos son Gram negativas (rojas) y Gram positivas (azules) debido principalmente al contenido de la pared celular. Esta tinción se utilizó para identificar los microorganismos filamentosos presentes en el fango activo.

El kit de Gram consta de cuatro reactivos:

- Solución 1: Cristal violeta, etanol 95 %, oxalato de amonio y agua destilada.
- Solución 2: Lugol (Yodo y yoduro de potasio) y agua destilada
- Solución 3: Alcohol 95 %
- Solución 4: Safranina (diluida en etanol 95 %) y agua destilada

Procedimiento:

1. Realizar la preparación extendida y dejar secar muy bien.
2. Teñir la preparación con la solución 1 y dejar actuar 1 minuto.
3. Aclarar con agua destilada.
4. Teñir la preparación con la solución 2 y dejar actuar 1 minuto.
5. Aclarar con agua destilada.
6. Inclinar la preparación y decolorar gota o gota con la solución 3 durante 30 segundos.
7. Teñir la preparación con la solución 4 y dejar actuar 1 minuto.
8. Aclarar con agua destilada y dejar secar completamente.
9. Examinar la preparación en el microscopio con el objetivo de 100x y usar aceite de inmersión.

3.2.1.2.2. Tinción de Neisser

La Tinción de Neisser también es diferencial separando las bacterias en Neisser positivo (gris – azules) y Neisser negativo (marrón claro a amarillas).

El kit de Neisser consta de dos soluciones:

- Solución 1: dividida en dos soluciones
 - Solución A: azul de metileno, ácido acético y etanol 95 %.
 - Solución B: cristal violeta, etanol 95 % y agua destilada
- Solución 2: Marrón de Bismark o Chrysoïdina Y 1% y agua destilada

Procedimiento:

1. Realizar la preparación extendida y dejar secar muy bien.
2. Teñir la preparación con la solución 1 y dejar actuar 15 segundos.
3. Escurrir el exceso de colorante.
4. Teñir con la solución 2 durante 45 segundos.
5. Aclarar con agua destilada y dejar secar completamente.
6. Examinar la preparación en el microscopio con el objetivo de 100x y usar aceite de inmersión.

3.2.1.2.3. Tinción PHB (Polihidroxi butirato)

Algunos microorganismos filamentosos almacenan gránulos intracelulares principalmente de almidón, estos gránulos son conocidos como poli- β -hidroxibutirato (PHB), esta tinción diferencial detecta la presencia o ausencia de gránulos ayudando en la identificación de los microorganismos filamentosos.

El kit para la tinción PHB consta de soluciones:

- Solución 1: Negro Sudán B (IV) y etanol 60%.
- Solución 2: Safranina O y agua destilada.

Procedimiento:

1. Realizar la preparación extendida y dejar secar muy bien.

2. Teñir la preparación con la solución 1 y dejar actuar 10 minutos, adicionar más solución si se deshidrata la muestra.
3. Aclarar con agua destilada.
4. Teñir con la solución 2 durante 10 segundos.
5. Aclarar abundantemente con agua destilada y dejar secar.
6. Examinar la preparación en el microscopio con el objetivo de 100x y usar aceite de inmersión.
7. Los gránulos intracelulares de PHB son de color azul – negro, mientras el citoplasma permanece rosa o claro.

3.2.1.2.4. Test de la oxidación de sulfuros “Test S”

El test de la oxidación de sulfuros se realiza sobre el fango activo con el fin de identificar los microorganismos filamentosos capaces de oxidar sulfuro y almacenarlos dentro del citoplasma de células individuales. Algunos microorganismos filamentosos como *Beggiatoa* spp normalmente contiene gránulos de sulfuro en su citoplasma in vivo sin la necesidad de realizar el test, pero otros microorganismos filamentosos solo producen gránulos de sulfuro después de la aplicación del test S in Vitro, por ejemplo los tipos 0092 y 021N. Este test solo consta de una solución compuesta de Na_2S y agua destilada.

Procedimiento:

1. Mezclar 15 mL de fango activo con 15 mL de la solución Na_2S , durante 15 minutos, agitar periódicamente para mantener suspendidos los sólidos.
2. Después de los 15 minutos, examinar los microorganismos filamentosos a 400x de aumento y en el microscopio de contraste de fases. Los gránulos de sulfuro son altamente refractivos y se observan fácilmente bajo el contraste de fases.

3.2.1.2.5. Tinción de vainas

Algunos microorganismos filamentosos poseen una vaina o cubierta protectora transparente que rodea toda la superficie del filamento. Debido a la ausencia o presencia

de vaina puede ser detectada utilizando esta tinción. Este rasgo morfológico es usado para la identificación de los microorganismos filamentosos en el fango activo.

Los principales microorganismos filamentosos que presentan vaina son: *Haliscomenobacter hydrossis*, *Sphaerotilus natans*, *Thiothrix* spp, Tipos 0041, 0675, 1701 y 1851 principalmente.

Esta tinción consta de una solución de cristal violeta acuosa y su procedimiento se detalla a continuación:

1. Mezclar una gota de fango activo con una gota de la solución de cristal violeta con un palillo o punta en un portaobjeto.
2. Cubrir la mezcla con un cubreobjeto y explorar con 100x de aumento y aceite de inmersión.
3. Las células de los filamentos se tiñen de color violeta intenso mientras la vaina se tiñe de rosa o con un remanente claro.

3.2.1.2.6. Tinción Inversa con Tinta China

La tinción inversa con tinta China es usada para determinar la probabilidad de déficits de nutrientes en el proceso de fangos activos. Con el microscopio de contraste de fases la tinción revela una cantidad relativa de alimento almacenado o polisacáridos insolubles que se depositan en las partículas del flóculo. Esta tinción utiliza una solución acuosa de partículas negras de carbón o nigrosina.

Procedimiento:

1. Mezclar una o dos gotas de tinta China con una gota de fango activo en un portaobjeto.
2. Poner un cubre-objeto sobre la mezcla y explorar al microscopio de contraste de fases a 100x de aumento y aceite de inmersión.

3. Cuando se presenta condiciones adecuadas de nutrientes en el fango activo, las partículas de la tinta China penetran completamente en los flóculos y solo se observan muy pocas manchas claras, esto indica reacción negativa a la tinción inversa con tinta China.
4. Cuando hay déficits de nutrientes en el fango activo o grandes cantidades de polisacáridos los cuales previenen la penetración de la tinta China, el resultado es la aparición de grandes manchas blancas en las partículas del flóculo. Esto es una reacción positiva a la tinción inversa con tinta China.

3.2.1.2.7. Cuantificación

Para la cuantificación se empleó la técnica simplificada para el recuento de filamentos (STFC) descrito por Jenkins (1993, 2004). El cual consiste en transferir 50 μL de muestra de fango activo con una pipeta a un portaobjeto, se cubre completamente con un cubreobjeto de 22 x 30 mm, visualizándolo con el microscopio óptico a 100X y comenzando por un borde del cubre, se observan campos consecutivos a lo largo de los 30 mm de longitud del cubre (aproximadamente 17 campos), el ocular debe estar equipado con una única línea fina (referencia del ocular). Se recuenta el número de veces que cualquier organismo filamentosos intercepta esta línea y se suma el número de intersecciones de todos los campos examinados.

Si se desea un recuento unitario, el recuento de filamentos debe multiplicarse por el número de campos que abarcan los 22 mm de anchura del cubre (en SJ/SC WPCP son 12 campos). Hecho lo cual tendremos:

$$\text{Recuento de filamentos}/\mu\text{L} = \frac{\text{Intersecciones totales}}{50 \mu\text{L}} \times 12$$

3.2.1.2.8. Índice de Filamentos (FI).

La abundancia relativa de microorganismos filamentosos fue realizada en base al método propuestos por Jenkins *et al.*, (1993, 2004) y Gerardi (2008), los cuales consideran que un

organismo filamentoso presente es indeseable si el rango de abundancia relativa es 4, 5 ó 6 en una escala que va de 0 a 6 (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Índice de filamentos (FI) (Adaptado de Jenkins et al., 2004 y Gerardi, 2008).

VALOR NUMÉRICO	ABUNDANCIA	EXPLICACIÓN
0	NINGUNO	No se observan filamentos
1	POCOS	Presencia de filamentos, pero sólo se observan en flóculos ocasionales.
2	POCO FRECUENTES	Se observan filamentos frecuentes, pero no en todos los flóculos.
3	FRECUENTES	Hay filamentos en todos los flóculos pero en baja densidad (por ejemplo de 1 a 5 filamentos por flóculo).
4	MUY FRECUENTES	Hay filamentos en todos los flóculos con una densidad media (por ejemplo de 5 a 20 filamentos por flóculo).
5	ABUNDANTES	Se ven filamentos en todos los flóculos con alta densidad (por ejemplo 20 filamentos por flóculo).
6	EXCESIVOS	Hay filamentos en todos los flóculos, apareciendo más filamentos que flóculos y / o filamentos creciendo con mucha abundancia en el fango activo.

3.2.2. Análisis de la materia orgánica

3.2.2.1. Demanda química de oxígeno (DQO)

La DQO se determinó mediante el método descrito en el *Standard methods for water and wastewater examination* (APHA, 1992), el cual consiste en una oxidación en medio ácido

con dicromato potásico a reflujo cerrado, mediante espectrofotometría, comparando la muestra frente a un patrón de ftalato. Se obtiene así el valor de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica presente y se expresa como mg O₂/L de DQO. La DQO se analizó en el influente tanto para muestra completa como para muestra filtrada a través de 0,45 µm. Para el efluente tan solo se analizó la muestra completa al no existir variación con respecto a la muestra filtrada.

Los reactivos necesarios para llevar a cabo este método fueron una solución oxidante de Cr₂O₇K₂ 0,0167 M con adición de 33,33 g/L de HgSO₄, H₂SO₄ al 98% con adición de 10,1 g/L de Ag₂SO₄, y una solución madre de Ftalato ácido de potasio (HOOC₆H₄COOK) de 2 mg O₂/mL (1 g de Ftalato: 1,176 g de O₂).

La metodología empleada para analizar la DQO es la de oxidación a reflujo cerrado, para lo cual se añaden a unos tubos de oxidación de vidrio con tapón roscado 3 mL de muestra, 2 mL de solución oxidante y 4 mL de la solución ácida (cantidades óptimas en base a la concentración máxima y mínima esperadas en el tipo de muestras a analizar). Tras mezclar mediante agitación, el tubo de reacción se mantiene cerrado durante 2 horas en un bloque térmico a 150°C. Para la valoración espectrofotométrica se empleó un espectrofotómetro UV-visible (Helios γ), mediante el cual se obtiene la absorbancia (λ = 600 nm) de la muestra en base a la concentración de Cromo (III) generado tras la oxidación.

La curva patrón para la calibración se realizó a partir de la solución madre de Ftalato, mediante diluciones seriadas. Para muestras de alta concentración se preparó una curva de calibración entre 100 y 1000 mg O₂/L, mientras que para pequeñas concentraciones se preparó una curva de calibración entre 10 y 100 mg O₂/L. Se despreciaron aquellas regresiones cuyo coeficiente de correlación resultó ser inferior a r²= 0,999. Los cálculos de concentración se realizaron mediante la ecuación de la recta resultante de la regresión lineal, partiendo del dato de absorbancia correspondiente a cada muestra.

3.2.2.2. Demanda biológica de oxígeno (DBO₅)

Al igual que para la DQO, se analizó en el influente tanto para muestra completa como filtrada (0,45 µm) y solo muestra completa para el efluente.

Para la determinación de la DBO_5 se empleó el método manométrico según lo descrito en el “*Standard methods for water and wastewater examination*” (APHA, 2012), mediante el cual se determina de forma indirecta el consumo de oxígeno en la muestra, a través de la medida de la caída de presión en un frasco herméticamente cerrado. El oxígeno necesario para la oxidación biológica de la materia orgánica es aportado desde el volumen de aire que queda en el interior del frasco y el CO_2 generado es retirado mediante una trampa de NaOH.

El equipo manométrico está compuesto por un bote de cristal de color topacio para evitar interferencias causadas por la luz, un imán que permitirá mantener una agitación continua gracias a un agitador magnético, un receptáculo para NaOH que a su vez se comporta como goma tórica para el cierre y un tapón roscado que incorpora un manómetro digital (Oxitop® IS). Para el análisis se introduce un volumen determinado de muestra (mayor o menor según la concentración esperada) dentro del frasco, junto con el imán. En la boca de la botella se incorpora el receptáculo de goma en el que se añaden unas lentejas de NaOH y se cierra con el manómetro. Al colocar la botella con el imán sobre el agitador magnético este provoca el giro del imán, lo que facilita la difusión del oxígeno del aire a la muestra, al igual que la difusión al aire del CO_2 producido por la oxidación biológica, el cual es retirado mediante la trampa de NaOH ($CO_2 + NaOH \leftrightarrow NaHCO_3$).

Antes de la puesta en marcha, la muestra se debe atemperar a $20^\circ C$, para lo cual se introduce en la botella de DBO_5 y se mantiene en el interior de un frigo termostato al menos 30 minutos antes de poner en marcha el sistema. Transcurrido el tiempo, se cierra el tapón, ajustando a “0” el manómetro. El manómetro detecta la caída de presión, la cual queda registrada como consumo de oxígeno. Se deja incubar durante 5 días a $20^\circ C$. Una vez pasados los 5 días se obtiene la lectura final.

Tras estimar el valor de DBO_5 se puede conocer el volumen a añadir consultando la tabla de volúmenes del aparato manométrico (proporcionada por el fabricante). Mediante esta estimación se asegura que hay suficiente oxígeno en el interior de la botella como para biodegradar la materia orgánica presente en la muestra.

El volumen de muestra a añadir al frasco será dependiente de la concentración de materia orgánica de la muestra (Tabla 3.7).

Tabla 3.7. Tabla de volúmenes del sistema Oxitop® IS.

DBO₅ estimada	Volumen	F
0 – 35	432	1
35 - 70	365	2
70 – 175	250	5
175 – 350	164	10
350 – 700	97	20
700 – 1750	43.5	50
1750 - 3500	22.7	100

Para el cálculo final de la DBO₅ se debe hacer un ajuste en base al volumen de muestra añadida al frasco. Dicho ajuste se realizará en base a un factor de corrección que se incluye en la tabla de volúmenes proporcionada por el fabricante (Tabla 3.7). La expresión empleada para el ajuste es la siguiente:

$$\text{DBO}_5 \text{ (mg O}_2\text{/L)} = \text{DBO medida tras 5 días} \times \text{F}$$

Junto con los procesos biológicos que intervienen en la obtención de la DBO, realizados por bacterias heterótrofas aerobias pueden darse otros realizados por bacterias autótrofas como son las bacterias nitrificantes. En este proceso se consume también oxígeno sin que suponga un consumo de materia orgánica, por lo que si se produce nitrificación los valores de DBO₅ serán superiores a los reales. Para evitar esta interferencia se debe inhibir el proceso de nitrificación empleando como agente inhibidor alil-tiourea, (5 g/L) añadiendo 1 mL por litro de muestra.

3.2.3. Análisis de la biomasa

3.2.3.1. Sólidos en suspensión totales

El análisis de sólidos en suspensión es básico para conocer la concentración de biomasa que tenemos en el fango activo, siendo esta la principal aplicación del parámetro. Igualmente se aplica para conocer la concentración de sólidos que se introducen a través

del influente, así como para conocer la cantidad de estos, presente en el efluente. Para la determinación se utilizó el método de filtración-secado-pesada según lo descrito por el *Standard methods for water and wastewater examination*" (APHA, 2012).

Se trata de un proceso de separación sólido-líquido mediante evaporación, en el cual previamente se hace una selección de los sólidos que se pretenden analizar. El proceso de selección empleado es la filtración mediante filtros de 0,45 µm de tamaño de poro, mediante bomba de vacío (Millipore).

Una vez seleccionados los sólidos se procede a la eliminación del agua introduciendo los filtros en estufa (Selecta) a 105 °C durante una hora. Tras este tiempo, se deja enfriar en un desecador y posteriormente se realiza la determinación gravimétrica de los sólidos retenidos por el filtro, mediante balanza de precisión (OHAUS Explorer Pro). Tras pesar la muestra, introducimos nuevamente el filtro en la estufa durante 15 minutos, se enfrían y se pesa nuevamente, repitiendo esta operación hasta obtener peso constante. La medida se expresa en mg/L empleando la siguiente expresión:

Donde:

$$SS(mg / L) = \frac{(P_f - P_i)}{Vol}$$

- Pi: Tara del filtro (mg)
- Pf: Peso final tras la desecación (mg)
- Vol: Volumen de muestra (L)

Previamente a la determinación de los sólidos en suspensión del agua debemos preparar los filtros para la tara, para lo cual procedemos a la limpieza de estos, con el objetivo de arrastrar las fibras sueltas y estabilizar su peso. Para esto se hacen pasar a través de cada filtro tres volúmenes de agua, y posteriormente los ponemos a secar una hora en la estufa de 105 °C. Después de esto se introducen en horno mufla durante 15 minutos, se deja enfriar en el desecador y se pesan. Esta operación se repite hasta obtener un peso constante.

3.2.3.2. Sólidos en suspensión volátiles

Para la estimación de la componente orgánica de los sólidos contenidos en el reactor biológico y de los que se aportan a través del efluente se analiza el contenido de sólidos

en suspensión volátiles, aplicándose el método de filtración-secado-pesada descrito anteriormente tras lo cual se aplica incineración en horno mufla según el “*Standard methods for water and wastewater examination*” (APHA, 2012).

La determinación se basa en la pérdida de peso de un filtro donde se retienen los sólidos en suspensión contenidos en una muestra de agua, después de su incineración, de manera que los compuestos orgánicos se volatilizan tras su combustión, pasando a CO₂ y H₂O, mientras que la materia inorgánica permanece como materia fija.

Para ello se introducen los filtros secos obtenidos en la determinación de sólidos en suspensión en un horno mufla a 550 °C, durante 20 minutos. Después de este tiempo se enfría en desecador y se pesa. Este protocolo se repite hasta obtener peso constante, empleando la siguiente expresión para conocer los valores de sólidos en suspensión volátiles:

$$SS_v(mg/l) = \frac{(P_{ai} - P_{fi})}{Vol}$$

Donde:

- P_{fi}: Peso tras la incineración (mg)
- P_{ai}: Peso antes de la incineración (mg)
- Vol: Volumen de muestra (L)

3.2.4. Análisis de nutrientes (N)

3.2.4.1. NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻

Para la determinación de las diferentes formas del nitrógeno presentes en las muestras (NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺) se ha utilizado la técnica del electrodo ión-selectivo, la cual consiste en tres tipos distintos de electrodos que determinan la presencia de cada una de las principales formas de nitrógeno presentes en el agua.

Para el método del electrodo selectivo de nitrato 4500-NO₃-D (APHA, 1992) se utilizó un electrodo Orion (Mod. 9307BNWP) y un sensor selectivo que desarrolla un potencial eléctrico a través de una membrana situada sobre un intercambiador iónico. El electrodo responde a la actividad del ión NO₃⁻ entre 0.6 – 6.000 mg de NO₃- N/l.

Para la determinación de la concentración de nitratos, es necesario combinar el electrodo de ión selectivo con un electrodo de referencia. Para ello se utilizó el modelo 402-75 de Labprocess, un electrodo de referencia con doble puente. El sistema de referencia está constituido por una disolución de AgCl con electrolito de KCl. La reducción de interferencias y la mejora en la precisión de medida se utilizó una solución de sulfato amónico ((NH₄)₂SO₄) (ISA, Ionic Stress Adjuster).

El análisis se realizó sobre 50 mL de muestra a los que se le añade 1 mL de solución ISA, se mantienen en agitación mediante un agitador magnético a bajas revoluciones para que se produzca la correcta mezcla. Se introducen los electrodos y se espera un minuto, tras el cual se ha estabilizado y se toma la medida.

Para el método del electrodo selectivo de amoníaco 4500-NH₃ F (APHA, 1992) se utilizó un electrodo combinado Orion 9512BNWP (*Ammonia Gas Sensing Combination*), el cual posee un electrodo selectivo de cloruro de amonio con una membrana hidrófoba semi-permeable que permite el paso del amonio gas, éste reacciona provocando un potencial eléctrico que es registrado por un sensor interno. El electrodo 9512BNWP es combinado y no requiere electrodo de referencia externo, permitiendo determinaciones a concentraciones entre 0,03 – 1.400 mg de NH₃-N/L.

EL principio de este método se basa en la conversión del amoníaco disuelto (NH₃ y NH₄⁺) a NH₃. Para ello, se añade una base fuerte (NaOH) que eleve el pH por encima de 11, el NH₃ generado atraviesa la membrana y es registrado por el electrodo interno. Para la determinación analítica se toman 50 mL de muestra en un vaso de precipitado, se colocan sobre un agitador magnético a bajas revoluciones y se introduce el electrodo. Se le añade 1 mL de una solución de NaOH 10 N, elevando el pH por encima de 11 y se registra la medida cuando se ha estabilizado.

El principio del método para la determinación de NO₂⁻ es similar al aplicado para la determinación de NO₃⁻ pero con el electrodo selectivo Crisson 96-64, el cual desarrolla un potencial a través de una membrana polimérica sobre un intercambiador iónico. El electrodo

responde a la actividad del ión NO_2^- entre 0,5 y 460mg de NO_2^- N/l. Como electrodo de referencia se utiliza el modelo 402-75 de Labprocess, un electrodo de referencia con doble puente. El sistema de referencia está constituido por una disolución de AgCl con electrolito de KCl. Como ajustador de fuerza iónica se utiliza una solución de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. La reducción de interferencias se realiza mediante una solución de Ag_2SO_4 .

Para la determinación analítica se toman 50 mL de muestra en un vaso de precipitado y se le añade 2 mL de solución supresora de interferencias y 1 mL de ajustador de fuerza iónica, se colocan sobre un agitador magnético a bajas revoluciones para que se produzca la correcta mezcla. Se introducen los electrodos y se esperan cinco minutos, tras el cual se ha estabilizado la medida.

Cada uno de los electrodos se calibró previamente en concentraciones conocidas de los iones a medir (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+), calculando la curva a partir de la cual se determina la concentración de iones presentes en la muestra.

3.2.4.2. Nitrógeno total

Para la determinación del nitrógeno total se procedió a oxidar todas las formas de nitrógeno presentes en las muestras a nitrato, y posteriormente se determinó este compuesto por medio del método espectrofotométrico con DPD.

Para la oxidación se utilizó una disolución compuesta por (cantidades por litro):

- 14 g de hidróxido sódico (NaOH)
- 30 g de ácido bórico (H_3BO_3)
- 50 g de persulfato potásico ($\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$)

Para la puesta en marcha del método se tuvo en cuenta la cantidad de mezcla oxidante que añadir en la muestra, el tiempo de oxidación a 1 atmósfera y dilución de la muestra para que la concentración de nitrato quede en el rango de medida del método de determinación empleado, siendo las condiciones óptimas de análisis para las muestras analizadas en el presente trabajo las siguientes:

- Dilución de 5/50 para el influente y de 1/50 para el fango activo.
- Volumen de mezcla oxidante de 7 mL en 50 mL de la dilución anterior.
- Tiempo de oxidación en autoclave de 45 minutos a 1 atmósfera de presión.

Tras la oxidación, teniendo ya todas las formas de nitrógeno en forma de nitrato, se dejó enfriar la muestra procediendo a su análisis final.

La determinación analítica se basa en método fotométrico de transformación de nitratos con el DMP (2,6-dimetil fenol) en 4-nitro-2,6-dimetil fenol en medio ácido. Este compuesto tiene un color rosáceo, y se determina la concentración de nitrato mediante un método colorimétrico, midiendo el color de la muestra a 340 nm. Una vez obtenida la absorbancia se compara el dato en una recta de calibración realizada previamente con concentraciones conocidas de NO_3^- a las que se somete al mismo tratamiento que las muestras de Nt. La recta de calibración empleada se realizó con las concentraciones de NO_3^- que se muestran en la tabla 3.16.

Tabla 3.8. Concentraciones de la recta de calibración de NO_3^- .

Concentración NO_3^-	5	10	30	50	70	100
Concentración N- NO_3^-	1,128	2,256	6,768	11,28	15,792	22,56

3.3. Análisis estadístico

Todos los datos microbiológicos y físico-químicos obtenidos a lo largo de la fase experimental se sometieron a un tratamiento estadístico dado el carácter comparativo de los estudios realizados en la investigación.

Las fases de estudio obtenidas para cada instalación son comparadas en base a los parámetros controlados durante el estudio. Dicho análisis comparativo se basan en un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, siendo la variable dependiente el parámetro a

estudiar y la independiente la fase de estudio. De esta forma determinamos la presencia de diferencias mínimas estadísticamente significativas entre grupos en base a los parámetros a estudio. Además se obtuvo el Test de Rangos Múltiples (t de Student) para determinar las fuentes de variación entre fases de los análisis ANOVA de una vía.

Las variables, especies y grupos de protozoos y metazoos involucrados en los sistemas MBR estudiados fueron sometidos a un Análisis Multivariante llamado Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL). Dicho análisis discrimina las variables que tienen mayor correlación con los grupos funcionales de protozoos y metazoos (nube de puntos) siguiendo la dirección de las variables que ejercen mayor influencia.

Los coeficientes de correlación de Pearson reflejan que cuando la correlación es negativa y en negrita indican la abundancia del grupo o especie de protozoo decrece a medida que aumenta la variable, por lo contrario, cuando la correlación es positiva y en rojo la abundancia del grupo o especie de protozoo aumenta a medida que aumenta la variable a analizar.

Para el tratamiento estadístico de los datos obtenidos se emplearon los programas de Microsoft Excel, PC-ord, SPSS y STATGRAPHICS Versión 3.0 bajo licencia de la Universidad de Granada.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. FASES DEL ESTUDIO

El sistema experimental con membranas de microfiltración (MBR-MF) ha estado operativo trabajando un total de 528 días continuados en los que se han ensayado diferentes conformaciones para las variables operacionales. El sistema experimental con membranas de ultrafiltración (MBR-UF), ha completado un total de 695 días de operación, aunque con paradas intermitentes, combinando también de diferente modo las variables operacionales.

Las principales variables consideradas a lo largo del periodo de investigación han sido:

- Variables no controlables, como la temperatura del fango activo y la carga contaminante.
- Variables modificables, como el tiempo de retención celular (SRT), tiempo de retención hidráulica (HRT) y altura de lámina de agua (h).

Al margen del estudio comparativo entre plantas, se han alcanzado diferentes condiciones de trabajo, las cuales se analizarán de forma comparativa en este estudio. De la evolución de las variables podemos hacer las siguientes consideraciones:

- Temperatura: ha presentado las variaciones esperables dividiéndolas en 4 intervalos de comparación (< 15; 15-20; 20-25; >25 ° C).
- Carga contaminante: ha sufrido diferentes modificaciones debido a la variación de las características del influente, manteniéndose constante el caudal de trabajo. Para todas las conformaciones ensayadas, la carga contaminante ha sido similar para las dos instalaciones experimentales.
- SRT: para las dos instalaciones MBR-UF y MBR-MF se han ensayado intervalos a 20, 25, 30 y 35 días.
- HRT: la instalación MBR-MF ha presentado valores en torno a 35 horas en la mayoría de las fases, salvo durante un periodo en el que ha presentado un valor

de 40 horas; mientras que la instalación MBR-UF ha presentado tres fases diferentes (32, 35 y 40 horas).

Mediante la combinación de estas variables se han ensayado un total de 11 fases diferentes para la instalación MBR-UF y 9 fases para la instalación MBR-MF, a partir de las cuales se analiza la influencia de cada una de ellas en los diferentes aspectos reflejados en los objetivos de esta tesis doctoral.

Tabla 4.1. Fases de comparación y sus variables para la instalación de MBR-UF.

Fases	Muestreos	SRT (días)	HRT (horas)	Temperatura (° C)	Carga orgánica (Kg DQO/d m ³)	Altura lámina de agua (h)
1	9	25	35	< 15	0,5	3,75
2	37	20	40	15 – 20	0,4	3,75
3	20	20	35	15 – 20	0,5	3,75
4	33	30	32	15 – 20	0,9	3,75
5	35	20	40	20 – 25	0,4	3,75
6	10	20	35	20 – 25	0,5	3,75
7	20	35	35	20 – 25	1,1	3,75
8	20	35	32	20 – 25	0,9	3,75
9	5	20	40	> 25	0,5	3,75
10	20	35	35	> 25	1,1	3,75
11	36	35	32	> 25	0,77	3,75

Independientemente de los diferentes estudios comparativos para cada variable específica, podemos hacer un seguimiento de la instalación para la totalidad de las fases analizadas, lo que nos permitirá descartar la influencia de determinadas variables sobre aspectos como la eliminación de materia orgánica, características del fango, presencia de protozoos y bacterias filamentosas.

Tabla 4.2. Fases de comparación y sus variables para la instalación MBR-MF.

Fases	Muestras	SRT (días)	HRT (horas)	Temperatura (° C)	Carga orgánica (Kg DQO/d m ³)	Altura lámina de agua (h)
1	9	25	35	< 15	0,5	3,75
2	25	20	40	15 – 20	0,4	3,75
3	32	35	35	15 – 20	0,77	5
4	38	20	35	20 – 25	0,5	3,75
5	20	30	35	20 – 25	1,1	3,75
6	20	35	35	20 – 25	0,77	5
7	20	30	35	> 25	1,1	3,75
8	15	30	35	> 25	0,77	3,75
9	20	35	35	> 25	0,77	5

4.1.1. Análisis de la evolución de la temperatura

Para el control de la temperatura del fango activo de las instalaciones MBR-UF y MBR-MF se instaló un medidor de temperatura en continuo en la línea de recirculación de fango de los biorreactores aeróbicos de cada instalación. La señal emitida por dicho sensor es recogida en el PLC de la instalación que transmite al ordenador de registro. Dicha información es procesada mediante el gestor de bases de datos. El procesado de la información permite obtener para cada día un registro máximo, mínimo y medio (Figura 4.1). A partir de dichos registros se divide el periodo de investigación en las diferentes fases descritas anteriormente. Las temperaturas registradas oscilaron entre unos máximos de 33°C y mínimos de 9 °C, siendo coincidentes con los máximos y mínimos de temperatura ambiente, experimentando ambas instalaciones oscilaciones similares, catalogando los rangos de temperatura en función de las condiciones climáticas, definiéndolos como temperatura fría (< 15 °C), temperatura suave (15-20 °C), temperatura templada (20-25 °C) y temperatura calida (> 25°C).

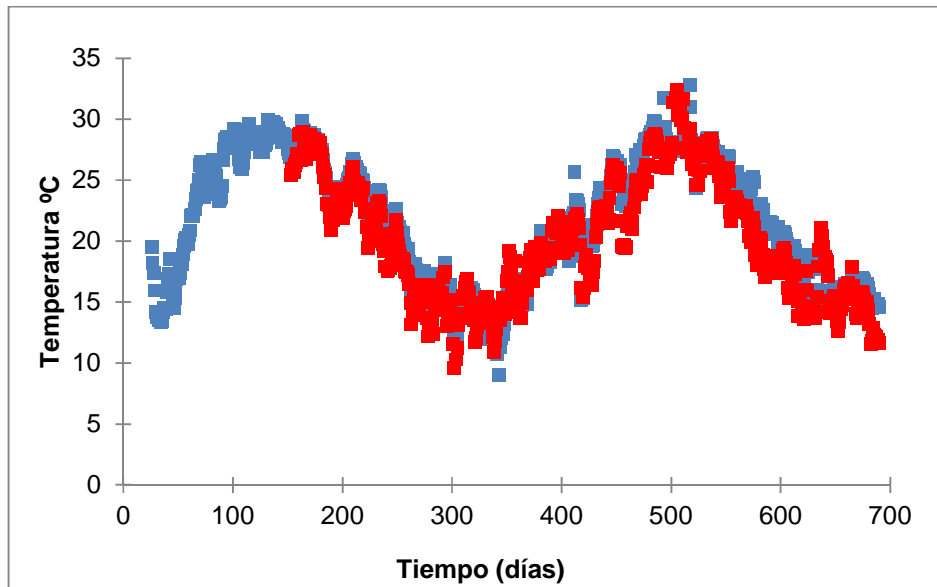


Figura 4.1. Evolución de la temperatura del fango activo en las instalaciones MBR-UF (■) y MBR-MF (■).

Los valores medios registrados de temperatura para el sistema MBR-UF fueron ligeramente inferiores para los meses de alta temperatura y superiores para los meses de baja temperatura a los del sistema MBR-MF (Figura 4.1). Estas diferencias son debidas al menor volumen de planta y al menor diámetro de las conducciones de la instalación MBR-MF, lo cual provoca un calentamiento mayor en los meses de alta temperatura y un enfriamiento mayor para los meses de baja temperatura.

4.1.2. Análisis de la evolución del tiempo de retención hidráulico (HRT)

Al inicio de la investigación en la instalación MBR-UF hubo una cierta fluctuación en los valores de HRT, tal como se puede apreciar en la Figura 4.2. Estas fluctuaciones fueron puntuales motivadas por modificaciones en las purgas o la presencia de fugas incontroladas.

Para un primer periodo la instalación experimental MBR-UF presentó un HRT medio de $40,7 \pm 4,15$ h cambiando las condiciones de trabajo mediante el incremento del caudal a tratar en la instalación, dando lugar a nuevas condiciones de trabajo con un HRT de $35,2 \pm$

3,22 h. Nuevamente mediante un incremento en el caudal de trabajo se llegó a un valor de HRT de $31,1 \pm 1,77$ h, conformando las tres fases diferentes de trabajo.

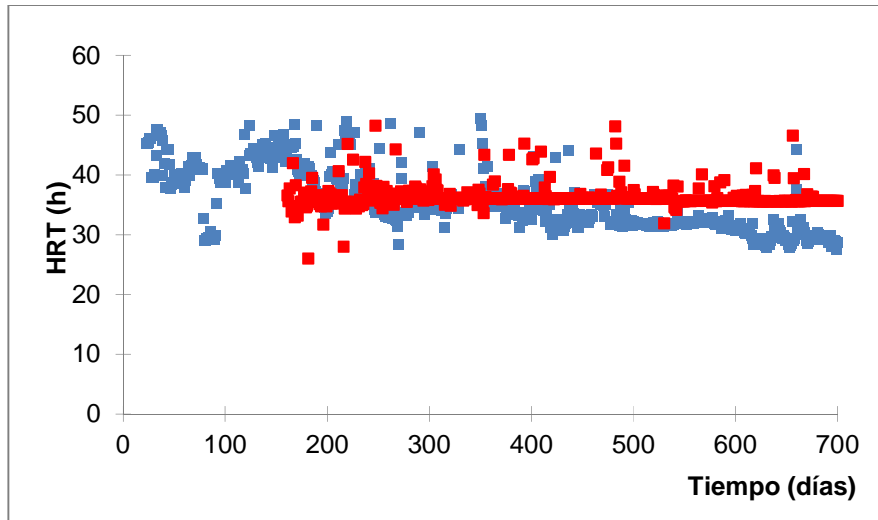


Figura 4.2. Evolución del HRT para las instalaciones MBR-UF (■) y MBR-MF (■).

Diversos problemas como la presencia de fugas en la instalación, lo que ha supuesto una pérdida de agua y un incremento en la purga real, así como los problemas ocasionados por el arrastre de aire en la succión del permeado, han causado variaciones en el caudal influente. La realización de balances de caudales en la instalación, gracias al sistema de control y registro, nos ha permitido definir perfectamente los valores de HRT. La Figura 4.2 muestra la evolución temporal del HRT para la instalación MBR-MF, siendo los valores de ambas instalaciones coincidentes con el periodo que va desde el muestreo 242 al 475 con los valores alcanzados en la planta de ultrafiltración entre los muestreos 242 a 475 y 800 a 873.

4.1.3. Análisis de la evolución del tiempo de retención celular (SRT)

El SRT es dependiente directamente de la purga de fangos y dado que las instalaciones han sufrido una serie de fugas de biomasa, especialmente en las primeras fases de la investigación, el SRT ha oscilado, alterando los valores previstos en el estudio.

Los problemas operativos, que dificultaron el control del SRT de las instalaciones experimentales, se solventaron mediante un balance de caudales en la instalación, lo cual permitió conocer el volumen de purga real, el cual fue considerado como una media arrastrada a lo largo de todos los días de operación de la planta con realización de purga. Para los días en los que la instalación no realizó purga, el valor de SRT se consideró coincidente con los días de operación transcurridos.

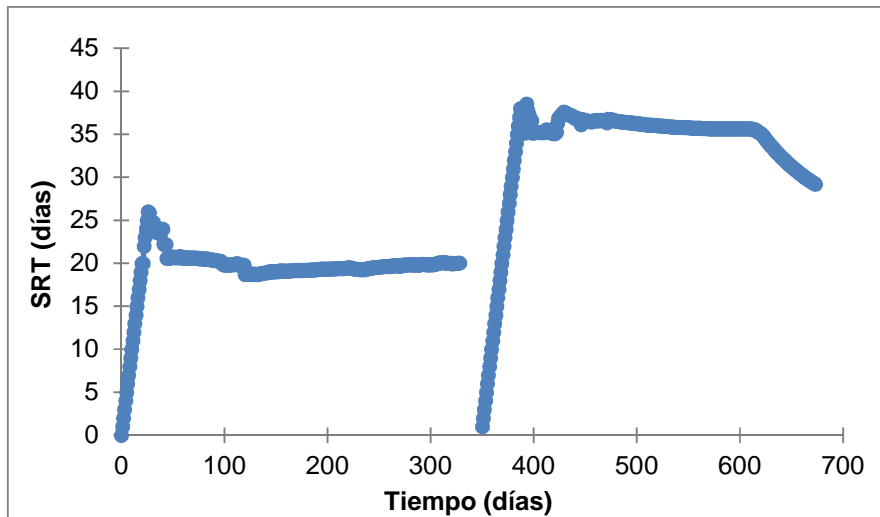


Figura 4.3. Evolución del SRT para la instalación MBR-UF.

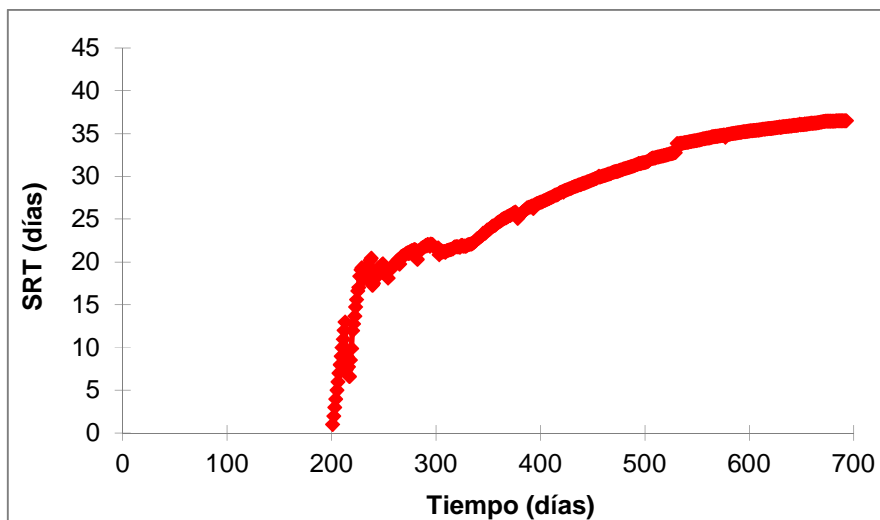


Figura 4.4. Evolución del SRT para la instalación MBR-MF.

Mediante esta forma de cálculo del SRT los valores obtenidos reflejan varios periodos bien definidos. El inicial, para la instalación MBR-UF alcanzó un valor medio en torno a los 20

días de SRT, al que sigue otro periodo en torno a 35 días. Tras esta fase, se trató de ajustar la planta a valores de SRT de 30 días, ajustándose finalmente a una media de 43 días (Figura 4.3).

Para la instalación MBR-MF la variabilidad fue mayor (Figura 4.4), pasando por un primer periodo con valores medios de 20 días de SRT, coincidentes con la instalación MBR-UF seguido de un periodo de evolución que finaliza en un cambio de altura del reactor biológico. Los valores continuaron en progresión ascendente, la cual se ralentiza conforme la instalación llega a los valores nominales fijados.

4.1.4. Análisis de la evolución de la carga contaminante

Una de las características de las aguas residuales urbanas es su variabilidad en la concentración y en el volumen que se genera, tanto a nivel horario, diario y estacional. Esto motiva que el influente presente características muy variables en base a la carga contaminante, dado que los caudales de aportación se mantuvieron constantes durante toda la investigación.

La existencia de fuertes variaciones en las cargas contaminantes puede condicionar los periodos de ensayo a comparar, debiendo tener por lo tanto en cuenta las variaciones de carga. Dado que cada planta cuenta con un volumen de reactores diferentes, para ser comparables los valores de carga contaminante se analizarán a modo de carga volúmica (Kg/d m^3).

La Figura 4.5, refleja las variaciones de carga para el parámetro DQO, para el cual se aprecia una importante variabilidad en la carga que soporta cada planta. Dicha carga es similar para ambas instalaciones experimentales, sin diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,8754$) entre los valores obtenidos de cada instalación.

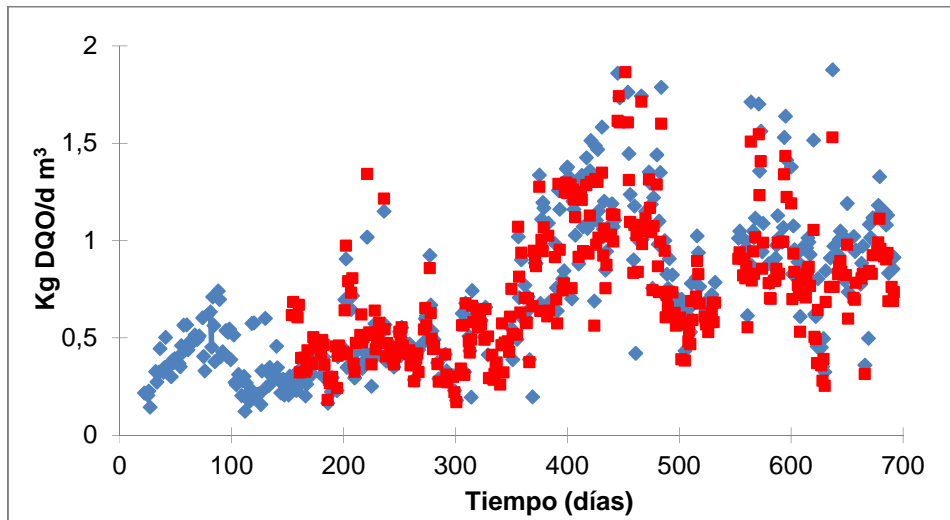


Figura 4.5. Variación de la carga contaminante en Kg DQO/d m³ para las dos instalaciones experimentales MBR-UF (♦) y MBR-MF (■).

Dado que los estudios realizados con la instalación MBR-UF, presentaban variaciones en el HRT, los caudales de aportación de influente variaron a lo largo del estudio. Sin embargo, los cambios de caudal no se reflejan en el estudio comparativo al no apreciarse diferencias estadísticas significativas (p -valor = 0,8754), siendo la calidad del influente el parámetro determinante en las variaciones de carga.

Los valores han alcanzado máximos de 1,88 y mínimos de 0,12 Kg DQO/d m³, apreciándose una variabilidad diaria, en base a la concentración media de DQO en el influente. Esta variabilidad lleva a seleccionar unos periodos de carga media, con el objeto de estandarizar las diferentes fases de carga contaminante, seleccionando estos periodos en base a variaciones destacables o bruscas en la carga contaminante, las cuales se mantienen en el tiempo.

Los valores extremos con escaso mantenimiento en el tiempo son despreciados y no se agrupan en las fases seleccionadas. Teniendo esto en cuenta, se agrupa por un lado en un valor de 0,4 Kg DQO/d m³ a las fases con valores medios que oscilan $\pm 0,5$. El siguiente escalón de carga se agrupa en torno a un valor medio de 0,5 Kg DQO/d m³, apreciándose un salto en los valores siguientes, con un valor medio de 0,75 Kg DQO/d m³, en el que se

agrupan nuevamente los que oscilan $\pm 0,5$. Se alcanza también periodos elevados con valor medio en $0,9 \text{ Kg DQO/d m}^3$ y el máximo de $1,1 \text{ Kg DQO/d m}^3$.

4.2. ANÁLISIS DE BACTERIAS FILAMENTOSAS

En el arranque del sistema de MBR-UF se parte de un fango flotado (EDAR Granada-Sur) como inóculo, el cual era un fango colonizado y estable, aunque con su actividad biológica en descenso, el bajo oxígeno disuelto y las bajas temperaturas de la época favorecían y limitaban el crecimiento de los microorganismos, encontrando las siguientes especies de organismos filamentosos: *Candidatus* "Microthrix parvicella" como predominante, seguido de especies de *Beggiatoa* sp, *Nostocoida limicola* I, *Haliscomenobacter hydrossis*, *Nocardia* sp y Tipo 0411.

Una vez inoculada la instalación se entró en un período de estabilización del sistema, *Microthrix parvicella* dejó de ser dominante y la diversidad aumentó en especies como Tipo 021N, Tipo 0041, Tipo 1863 y la Tipo 0675 la cual empezaba a predominar, produciendo problemas de disgregación flocular. La entrada en una nueva etapa operacional con mayores temperaturas en el reactor biológico ($15 - 25 \text{ }^\circ\text{C}$), provocaron nuevamente un incremento en la densidad y la diversidad en la microfauna, viéndose beneficiada la población de microorganismos filamentosos con estos cambios, llegando a un equilibrio a pesar de los bajos valores F/M, no manifestándose problemas originados por el crecimiento desproporcionado de estos microorganismos. Destacan episodios aislados debido al crecimiento excesivo de nocardiformas cuya consecuencia fue la formación de espuma y la pérdida de biomasa a través de los reactores (Fig. 4.8 y 4.9).

La puesta en marcha de la instalación MBR-MF se realizó con fango activo procedente del sistema MBR-UF, el cual se encontraba muy bien colonizado por bacterias formadoras de flóculos, bacterias filamentosas, protozoos y metazoos. Esto agilizó el proceso de puesta a punto del sistema MBR-MF. El número de filamentos por mL era en el inicio de 500 filamentos/mL y una vez estabilizada la instalación el número de filamentos incrementó a 2000 filamentos/mL durante la mayoría del período de investigación. Ambas instalaciones presentaron una tendencia similar, coincidiendo con el único episodio de formación de

espuma en la instalación MBR-MF y el segundo episodio de formación de espuma en la instalación de MBR-UF, debido a la presencia de nocardiformas y Tipo 0092.

La evolución de bacterias filamentosas encontradas en el fango activo para ambas instalaciones estuvo determinada por las condiciones de operación, analizada mediante la Abundancia de Filamentos (FI) y la Técnica Simple de Recuento de Filamentosas (STFC) las cuales variaron entre las fases analizadas (Tabla 4.3 y 4.4).

Tabla 4.3. Características y Test LSD entre fases: MBR-MF.

Fases	Días	SRT (días)	HRT (horas)	T ^a (°C)	Carga Kg DQO/d m ³	STFC Núm. Filam/mL	FI	LSD Test*
1	50	20	35	20-25	0.5	482 ± 196	3.33	a
2	56	20	35	15-20	0.5	616 ± 170	3.37	a
3	51	20	35	< 15	0.5	1421 ± 196	5.16	b
4	25	25	35	15-20	0.5	1441 ± 196	5.16	b
5	58	25	35	15-20	1.1	1968 ± 139	5.91	c
6	37	30	35	20-25	1.1	1757 ± 215	6.00	c
7	17	30	35	>25	1.1	1765 ± 340	6.00	c
8	42	30	35	>25	0.77	1649 ± 196	5.66	b c
9	25	35	35	> 25	0.77	850 ± 277	4.33	a b
10	22	35	35	20-25	0.77	582 ± 277	3.33	a
11	91	35	35	15-20	0.77	1522 ± 128	5.07	b

STFC (Técnica Simple para el Recuento de Filamentos); FI (-Índice de Filamentos); * Test LSD (Mínima Diferencia Significativa); * Las diferentes letras indican el comportamiento de las diferencias mínimas significativas.

Las diferencias mínimas significativas entre fases fueron reveladas mediante test estadísticos (Test LSD, Anova one way). Para ambos sistemas MF ($p = 0.0001$) y UF ($p = 0.0001$). Sin embargo, entre los sistemas estudiados no se presentaron diferencias mínimas significativas ($p = 0.7452$). Los valores para SRT durante el período experimental oscilaron

entre 20 y 35 días, reflejando valores normales para los sistemas MBR, mejorando los niveles de rendimiento y produciendo menos fango (Judd, 2006; Nieuwenhuijzen *et al.*, 2008). Tales oscilaciones no afectaron a la menor o mayor presencia de bacterias filamentosas en cualquiera de los sistemas estudiados (Tablas 4.3 y 4.4).

Tabla 4.4. Características y test LSD entre fases: MBR-UF.

Fases	Días	SRT (días)	HRT (horas)	T ^a (°C)	Carga Kg DQO/d m ³	STFC Núm. Filam./mL	FI	LSD Test*
1	36	20	40	15-20	0.36	413 ± 235	2.60	a
2	54	20	40	20-25	0.5	1070 ± 199	4.86	b
3	44	20	35	15-20	0.5	1444 ± 214	4.67	c
4	27	20	35	<15	0.5	1880 ± 317	5.50	d
5	52	35	35	20-25	1.1	1675 ± 151	5.42	d
6	29	35	35	>25	1.1	1611 ± 235	5.40	d
7	75	35	31	>25	0.89	1006 ± 166	4.40	b
8	42	35	31	20-25	0.89	980 ± 235	4.20	b
9	38	30	31	15-20	0.89	1777 ± 158	5.55	d

STFC (Técnica Simple para el Recuento de Filamentos); FI (-Índice de Filamentos); * Test LSD (Mínima Diferencia Significativa); * Las diferentes letras indican el comportamiento de las diferencias mínimas significativas.

Valores observados del IF durante las diferentes fases del estudio presentaron siempre valores superiores a 3, considerándose como valor normal para sistemas MBR así como para el sistema de fangos activos, mostrando que las bacterias filamentosas fueron prevalentes a lo largo del período experimental (Zhang *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2008).

Investigaciones previas realizadas por Noutsopoulos *et al.*, (2007) relativas a la presencia de bacterias filamentosas en sistemas de tratamiento de aguas residuales con separación por sedimentación y eliminación biológica de nitrógeno, presentan una alta presencia de

bacterias filamentosas si se comparan con los sistemas diseñados únicamente para la eliminación de materia orgánica, con un FI promedio de 4. Estos sistemas normalmente operan con valores altos de SRT para lograr la nitrificación, lo cual es habitual en sistemas MBR. Sin embargo, las variaciones de SRT en un rango de valores altos como los ensayados en la investigación, no afectaron a la concentración de bacterias filamentosas.

Similares variaciones efectuadas en el HRT a lo largo del estudio no presentaron variaciones en la concentración de bacterias filamentosas. El sistema MBR-MF mantuvo un valor constante de HRT sobre 35 horas, con una considerable variación entre fases para el FI como para el STFC (Tabla 4.3). Estas variaciones fueron similares a las observadas en las instalaciones MBR-UF donde se mantuvieron los valores de HRT entre 31 y 40 horas, sin cambios entre fases y no afectó de manera positiva o negativa la presencia de bacterias filamentosas.

Bajo las condiciones de trabajo ensayadas, la carga orgánica del influente y la temperatura han demostrado ser las variables más influyentes en la presencia de bacterias filamentosas. Un valor bajo en el FI de 2,6 fue observado en el sistema MBR-UF cuando operaba con una carga de 0.36 Kg DQO/d m³ (Tabla 4.4), mientras que las fases de operación con cargas de 1.1 Kg DQO/d m³ presentaron valores altos de STFC y FI. La misma situación fue observada en la instalación MBR-MF (Tabla 4.3), registrando valores altos de STFC entre las fases en la cual la carga orgánica incrementaba y valores bajos entre fases en las cuales la carga orgánica se reducía.

Al-Halbouni *et al.*, (2008) observaron variaciones estacionales para FI, motivadas por la mayor o menor presencia de bacterias filamentosas específicas en función de la temperatura. Este fenómeno se observó también en las instalaciones experimentales, con una tendencia clara hacia el incremento del FI en las muestras tomadas y analizadas en épocas de bajas temperaturas. Como se muestra en las Tablas 4.3 y 4.4, las reducciones de temperatura entre fases conllevaron a un incremento en los valores para el FI, mientras que el incremento de la temperatura lidera valores bajos para el FI. Estos resultados fueron observados también por Noutsopoulos *et al.*, (2007) quienes observaron variaciones estacionales para el FI motivados por el efecto de la temperatura en algunas especies de bacterias filamentosas.

Las Figuras 4.6 y 4.7, muestra la evolución del STFC con respecto a la temperatura. Se puede observar la tendencia de los recuentos a incrementar cuando la temperatura desciende y *viceversa*, particularmente en el sistema de MF. Destacan los picos marcados de crecimiento filamentosos en las fases donde la temperatura oscila entre 15 - 20 °C, en los muestreos 238-271 y 649-668 para el sistema MBR-UF, mientras que para el sistema MBR-MF coincidió en los muestreos 652-668.

El número de filamentos STFC usualmente no excedió los 2,500 filamentos/mL en los sistemas MBR (Fig. 4.6 y 4.7). Sin embargo, cuando ocurría un crecimiento excesivo de bacterias filamentosas en el fango activo, los recuentos para STFC alcanzaban los 3,400 – 3,800 filamentos por mL, coincidiendo en todos los casos con episodios intensos de formación de espuma y por lo tanto, pérdida de biomasa en los sistemas.

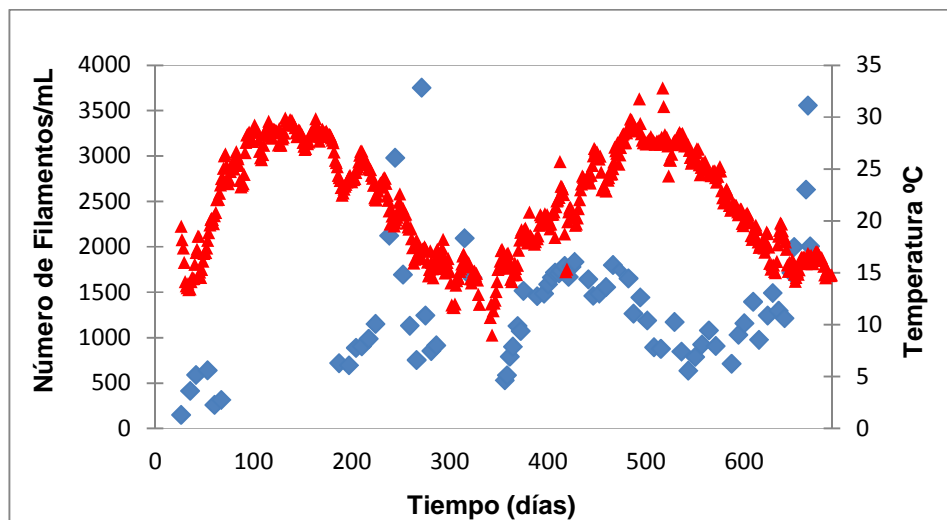


Figura 4.6. Evolución de la temperatura (▲) y STFC (◆) en el fango activo del sistema MBR-UF.

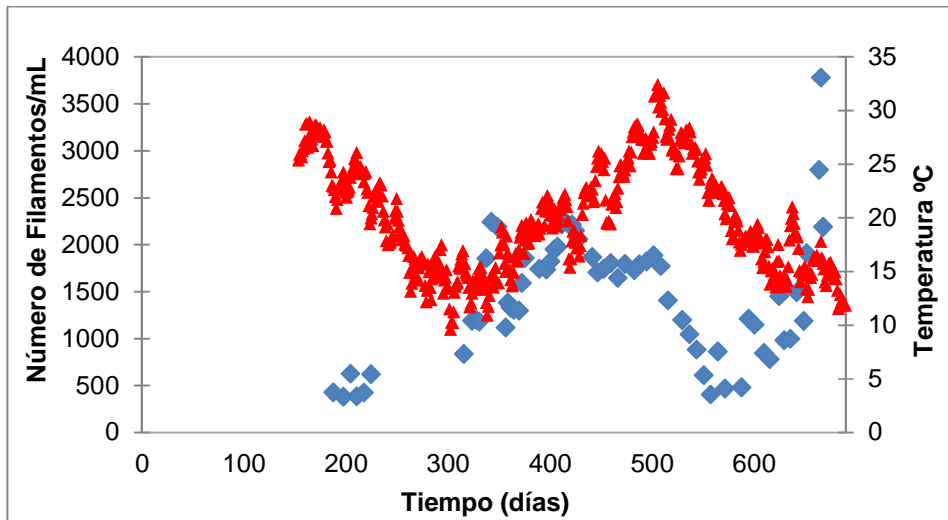


Figura 4.7. Evolución de la temperatura (▲) y STFC (◆) en el fango activo del sistema MBR-MF.

Es notable que los picos registrados para STFC no presentan relación con la evolución de la carga contaminante, ya que estos se presentaron cuando los valores de carga oscilaban entre 0.77 Kg DQO/d m³ para la instalación de MF y entre 0.5 y 0.89 Kg DQO/d m³ para la instalación MBR-UF (Figuras 4.8 y 4.9).

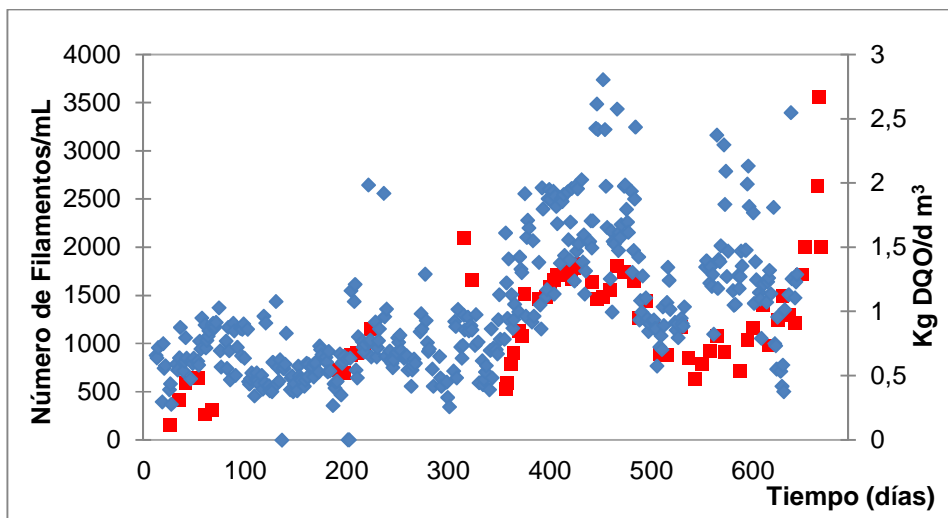


Figura 4.8. Evolución de la carga contaminante (◆) y STFC (■) en el fango activo en el sistema MBR-UF.

No obstante, otros factores pueden aparecer como causa de los episodios aislados de crecimiento excesivo de bacterias filamentosas, en especial los episodios de formación de espuma fueron influenciados por la presencia de actinomicetos tipo nocardiformes coincidiendo en las dos instalaciones MBR estudiadas.

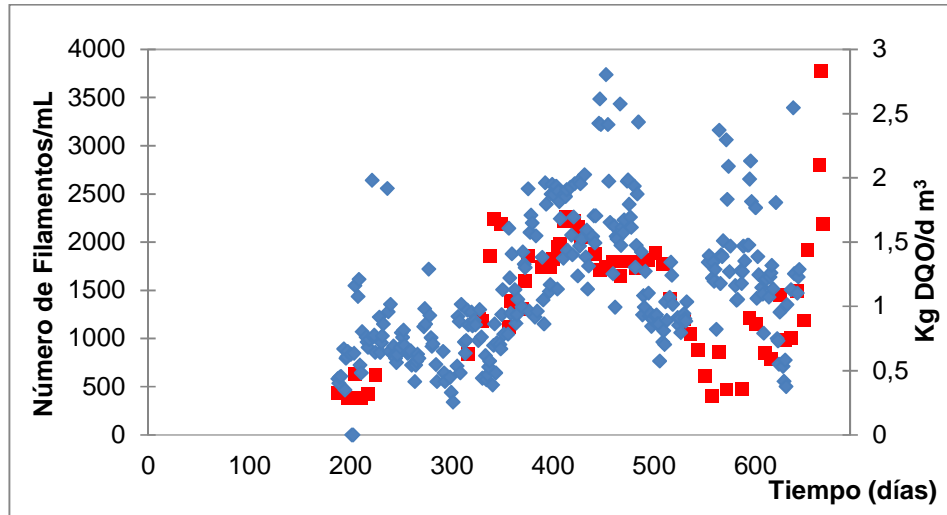


Figura 4.9. Evolución de la carga contaminante (♦) y STFC (■) en el fango activo en el sistema MBR-MF.

Los valores registrados para FI ($FI = 6$) para situaciones en las cuales la temperatura del fango activo excedía los $25\text{ }^{\circ}\text{C}$, son indicativos de que la carga orgánica es más influyente en la presencia de bacterias filamentosas que las variaciones de temperatura. Las Figuras 4.10 y 4.11, muestran la evolución para el STFC con respecto a la carga DQO para los dos sistemas estudiados. Se observa, que el STFC evoluciona de manera similar al igual que esta variable, de este modo se confirma que la carga en DQO es la variable más influyente en STFC.

4.2.1. Impacto de las bacterias filamentosas en la morfología del flóculo

Meng *et al.*, (2006) y Li *et al.*, (2008) observaron que el tamaño y estructura del flóculo en el fango activo de sistemas MBR presentaban una fuerte correlación con el FI. El incremento del FI da como resultado un aumento del tamaño del flóculo y los flóculos presentan una

estructura de baja densidad y baja compacidad, mientras lo contrario ocurre cuando el FI decrece.

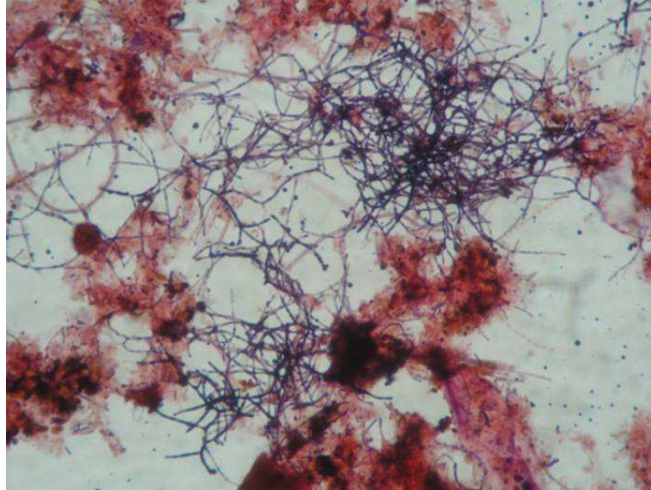


Figura 4.10. Imagen microscópica del fango activo. Tinción de Gram.

Los valores obtenidos del FI durante el período experimental oscilaron casi siempre en torno a 3, indicando que los flóculos en el fango activo eran grandes y de baja densidad. Esto se aprecia en la Figura 4.10, la cual muestra el aspecto de los flóculos a lo largo del estudio. Monsalvo *et al.*, (2012), encontraron un FI entre 3 a 5 en sistemas MBR y de 0 a 3 en sistemas SBR, ambos trabajando con SRT de 20 días. Los filamentos forman puentes con flóculos cercanos formando a su vez grandes flóculos, incrementando la densidad de bacterias filamentosas y por lo tanto, el tamaño de los flóculos. Sin embargo, la forma y estructura de los flóculos comienza a abrirse tomando una estructura irregular.

En el proceso convencional de fangos activos (CASP), un correcto balance en especies y número de filamentos indican que el proceso opera correctamente. Mientras un desajuste en el equilibrio muestra que el proceso está afectado y su rendimiento es bajo, liderando una serie de problemas como flotabilidad de fangos, formación de espuma y dispersión flocular.

Estos problemas no afectan la calidad del efluente obtenido a través de los sistemas MBR, debido al hecho de que la separación sólido/líquido es lograda por medio de la membrana, de este modo se reduce la importancia de parámetros tales como FI y STFC para el control de la biomasa en sistemas MBR. En consecuencia, mientras los valores de FI y STFC

permanecían muy altos durante el período experimental, los sistemas no presentaron problemas con relación a la calidad del efluente.

Estudios a escala de laboratorio muestran flóculos pequeños e irregulares con un diámetro máximo de 14,6 μm , con abundantes bacterias libres y un gran número de bacterias filamentosas, presentando un FI entre 3 y 5 (Monsalvo *et al.*, 2012), aunque este investigador dice que la escala de Jenkins es hasta "5". Sugiere que este método es rápido y apropiado para establecer si un organismo filamentosos es dominante o secundario y para determinar las acciones a tomar en respuesta a determinado filamento.

4.2.2. Efecto de las bacterias filamentosas en la presión trans-membrana (TMP) y permeabilidad (L_p)

Meng *et al.*, (2006) observaron que los flóculos con exceso de bacterias filamentosas incrementaban la concentración de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) en el fango activo, considerado como el factor biológico más significativo en el ensuciamiento de membranas (Lee *et al.*, 2001). Esto puede sugerir que las bacterias filamentosas juegan un papel importante en la permeabilidad de la membrana, haciendo necesario el control del crecimiento de las bacterias filamentosas en el fango activo.

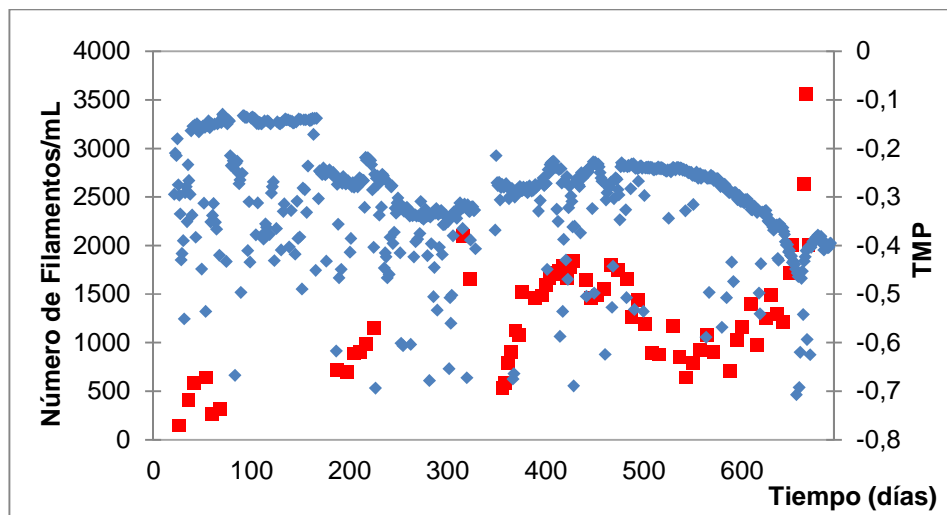


Figura 4.11. Evolución de la TMP (◆) y STFC (■) en el fango activo del sistema MBR-UF.

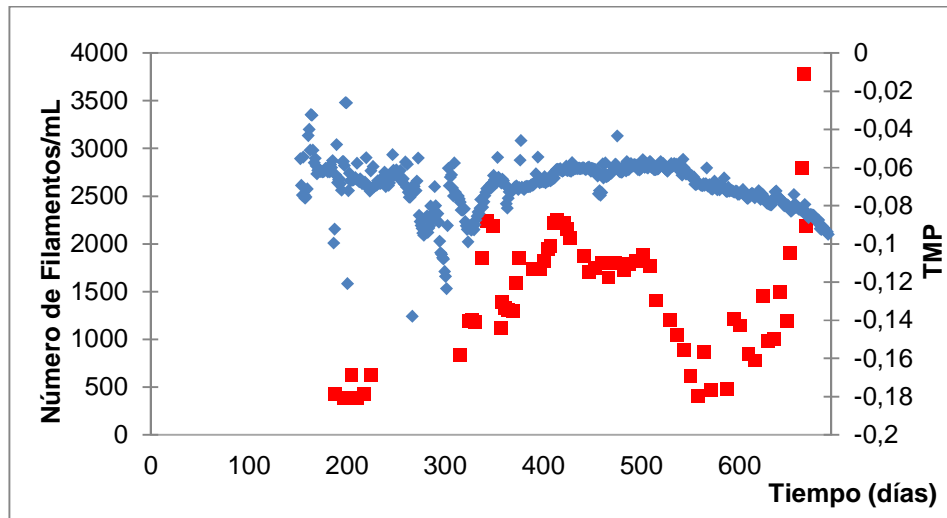


Figura 4.12. Evolución de la TMP (♦) y STFC (■) en el fango activo del sistema MBR-MF.

Durante la investigación se observó que no había una correlación aparente entre la evolución de la TMP y los valores de FI y SFTC (Figuras 4.11 y 4.12) para los sistemas MBR, aunque el incremento gradual en el recuento de filamentos era coincidente con el incremento de la TMP, especialmente durante uno de los episodios aislados de crecimiento excesivo de bacterias filamentosas.

Estudios recientes muestran que un incremento en el FI supone la generación de efectos negativos en la permeabilidad de la membrana, con un descenso del flujo e incremento de la TMP motivado por un incremento en el ensuciamiento de las membrana (Judd, 2006; You y Sue, 2009; Zhang, 2010; Wang, 2010).

Bajo las condiciones de trabajo establecidas, un incremento en el STFC está directamente relacionado con un incremento en el FI, aunque para valores altos de STFC, los valores de FI pueden solamente reflejar un máximo posible de FI = 6. Es por ello que el FI no se relaciona con problemas de filtración, ya que en las fases donde el FI presentó los valores más elevados no correspondía con alteraciones en la capacidad de filtración de los sistemas MBR, y los valores de TMP permanecían en valores óptimos.

En los dos sistemas MBR-UF y MBR-MF se presentaron valores adecuados de TMP cuando se registraban altos números de filamentos. Por lo tanto, los episodios de crecimiento

excesivo de bacterias filamentosas no producían un incremento en la TMP, ni obligaban a aplicar limpieza química de las membranas para mantener un óptimo funcionamiento.

Los resultados obtenidos dejan claro que altos valores de FI o STFC no necesariamente suponen un incremento en la TMP, de modo que la mayor presencia de bacterias filamentosas en el fango activo no está directamente relacionada con el ensuciamiento de las membranas. Al respecto, Li *et al.* (2008) observaron que mientras el FI indicaba el tamaño y estructura del flóculo, su influencia en la tasa de ensuciamiento de la membrana puede ser insignificante. Estos autores, coinciden en que no hay una relación directa entre los valores de FI y la presencia de EPS en el fango activo, principalmente responsable de la obstrucción de las membranas (Lee, 2001). Sin embargo, se aprecia que un incremento en la TMP consecuentemente coincide con unos valores máximos para FI y crecimiento excesivo de bacterias filamentosas, que a su vez implicaría un aumento significativo en los valores para STFC. Esto lleva a proponer que el STFC es un indicador más eficiente de un potencial ensuciamiento de las membranas que FI.

Mediante el control en línea de las instalaciones experimentales es posible determinar la evolución del flujo de la membrana (J) y la TMP, a partir de los cuales obtenemos los valores de permeabilidad: $L_p = J/TMP$ (L/m^2 h bar). Antes del arranque de los sistemas experimentales se calculó la permeabilidad de las membranas nuevas, filtrando agua limpia y a partir de estos valores iniciales fue posible estimar la permeabilidad a partir de la temperatura mediante la siguiente expresión (Judd, 2006):

$$J = J_{20} \times 1.025^{(T-20)}$$

En base a esto y considerando la TMP constante se puede estimar la evolución L_p , la cual varía teóricamente entre 260 y 450 L/m^2 h bar para el sistema de MF y entre 50 y 80 L/m^2 h bar para el sistema MBR-UF, considerando oscilaciones de temperatura entre 10 y 30 °C. Si comparamos los valores teóricos con los experimentales para el sistema MBR-UF, se apreció una reducción significativa de la permeabilidad a los 170 días de muestreo (Figura 4.13), manteniéndose en un valor promedio de 30 L/m^2 h bar, oscilando en función de la temperatura.

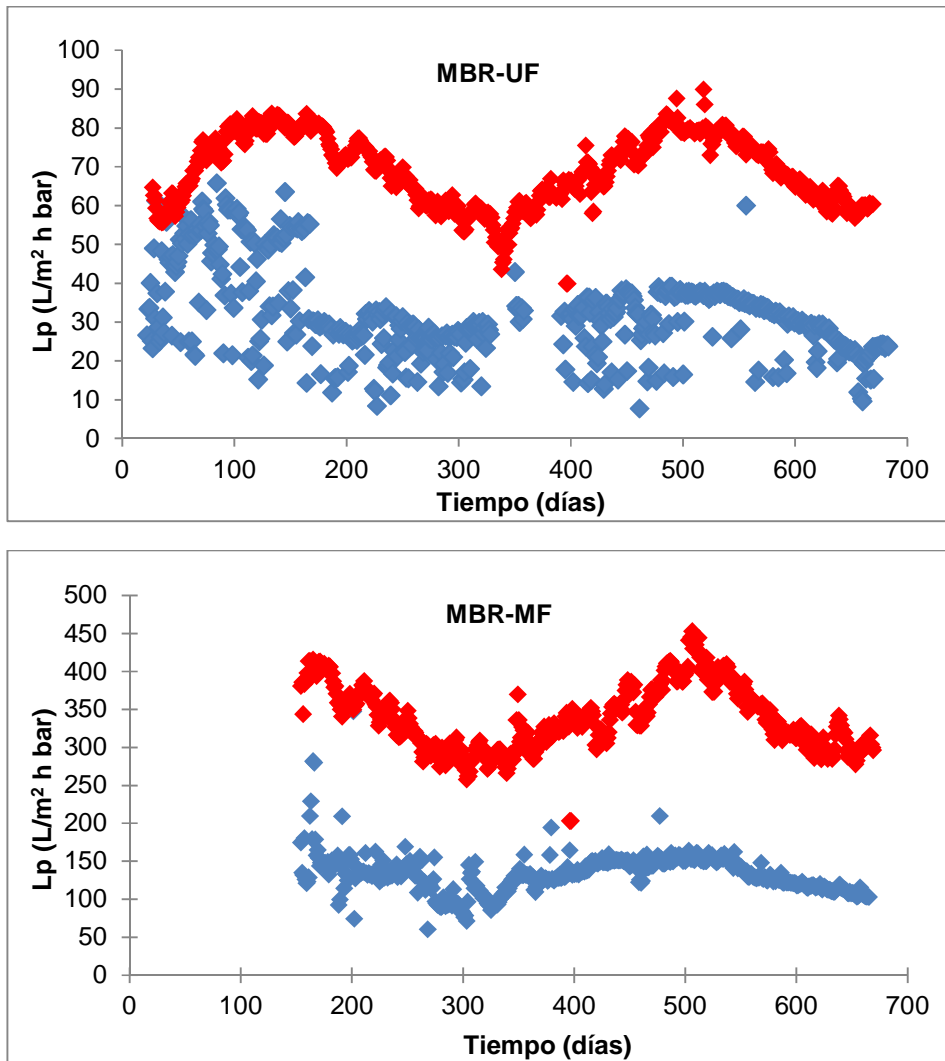


Figura 4.13. Evolución de la permeabilidad de la membrana en el tiempo (♦) y permeabilidad teórica acorde a la temperatura (♦) en los sistemas MBR estudiados.

En contraste, el sistema MBR-MF no presentó un descenso abrupto inicial, manteniendo valores promedio de permeabilidad de 130 L/m² h bar con oscilaciones entre 165 L/m² h bar y 95 L/m² h bar, atribuibles a los cambios de temperatura con respecto a la evolución teórica con agua limpia (Fig. 4.13). Con la excepción del cambio abrupto a los 170 días de muestreo en el valor de L_p para la instalación MBR-UF, el cual no podía ser asociado a un episodio significativo de presencia de bacterias filamentosas, las oscilaciones podían ser debidas a variaciones de la temperatura y no por el efecto sobre la membrana de la mayor o menor presencia de bacterias filamentosas en los sistema experimentales.

Tabla 4.5. Frecuencia y Prevalencia de bacterias filamentosas en los sistemas MBR.

Bacterias Filamentosas	Frecuencia (%)* (MBR-MF)	Prevalencia (%)* (MBR-MF)	Frecuencia (%)* (MBR-UF)	Prevalencia (%)* (MBR-UF)
GALO	87	45	91	48
<i>Nostocoida limicola I</i>	70		86	
<i>Nostocoida limicola II</i>	37		63	
<i>Sphaerotilus natans</i>	9		12	
<i>Microthrix parvicella</i>	36	7	30	3
<i>Beggiatoa</i> sp	25		40	
<i>Thiothrix</i> sp	3		7	
Tipo 021N	25		16	
Tipo 0411	63		74	
Tipo 0041	44		50	
Tipo 0675	23		55	9
Tipo 1701	53	2	37	
Tipo 0092	47		23	2
Tipo 1851	18	8	24	
Tipo 1863	27		18	

* Frecuencia expresada como el número de veces durante el período experimental y la Prevalencia como el número de veces que fue dominante, todos los datos expresados en porcentaje.

La Tabla 4.5, muestra las diferentes especies y tipo de bacterias filamentosas encontradas en el fango activo de los dos sistemas experimentales. La identificación de grupos, especies y tipos no difieren de las bacterias filamentosas presentes en sistemas convencionales, siendo las responsables habituales de los problemas de formación de espuma y flotabilidad de fangos filamentosos (You y Sue, 2009; Noutsopoulos, 2007). *Microthrix parvicella* fue predominante en el arranque de la instalación MBR-UF, debido a que partimos de un fango flotado de la EDAR Granada Sur.

Tras la puesta en marcha se observó una alternancia de especies predominantes, con la tendencia de predominio de formas de *Nocardia* spp. Este actinomiceto estuvo presente durante todo el período de experimentación (700 días), junto con *Nostocoida limicola* (Tabla 4.5). La instalación de MBR-MF arrancó 150 días después que la instalación MBR-UF y se inoculó con fango activo procedente del sistema MBR-UF para evitar problemas de la puesta en marcha ya que dicho fango presentaba unas características excepcionales en cuanto a bacterias filamentosas, protozoos y metazoos. De este modo la diversidad de especies observada fue similar en los dos sistemas experimentales sin ninguna diferencia significativa a lo largo del período de estudio, debido a que trabajaron con el mismo fango activo.

Las bacterias nocardiformes son capaces de utilizar ácidos grasos con diferente longitud de cadenas de carbono para su crecimiento. Presentan una baja tasa específica de crecimiento y pequeñas constantes de saturación, y pueden sobrevivir en bajas concentraciones de ácidos grasos (Tsang *et al.*, 2008). Esto explica su presencia en muchas de las muestras de fango activo y su identificación.

Las nocardiformes fueron predominantes en la mayoría de las muestras analizadas. Estos microorganismos pueden permanecer en condiciones de baja relación F/M y se adaptan mejor al agua residual urbana de alimentación que otras bacterias filamentosas. La evolución de la densidad de bacterias nocardiformes fue dependiente de la temperatura, ya que un descenso de la temperatura trajo como consecuencia un aumento en su presencia (Fig. 4.14). Esta tendencia fue similar en los dos sistemas MBR a pesar de que la instalación de MBR-MF entró en operación más tarde. Esto sugiere que la presencia de formas nocardiformes estaba condicionada por su presencia en el fango activo utilizado como inóculo y las características del influente, las cuales fueron las mismas para los dos sistemas, al igual que la temperatura.

La evolución de la densidad de nocardiformes fue la principal causa en el incremento del FI y STFC en situaciones de baja temperatura. Este grupo bacteriano ha sido identificado como predominante en sistemas MBR durante períodos de bajas temperaturas (Al-Halbouni *et al.*, 2008), aunque varios autores han demostrado que el incremento de la temperatura favorece el desarrollo de problemas de formación de espumas en fangos activos (You y Sue, 2009; Frigon, 2006).

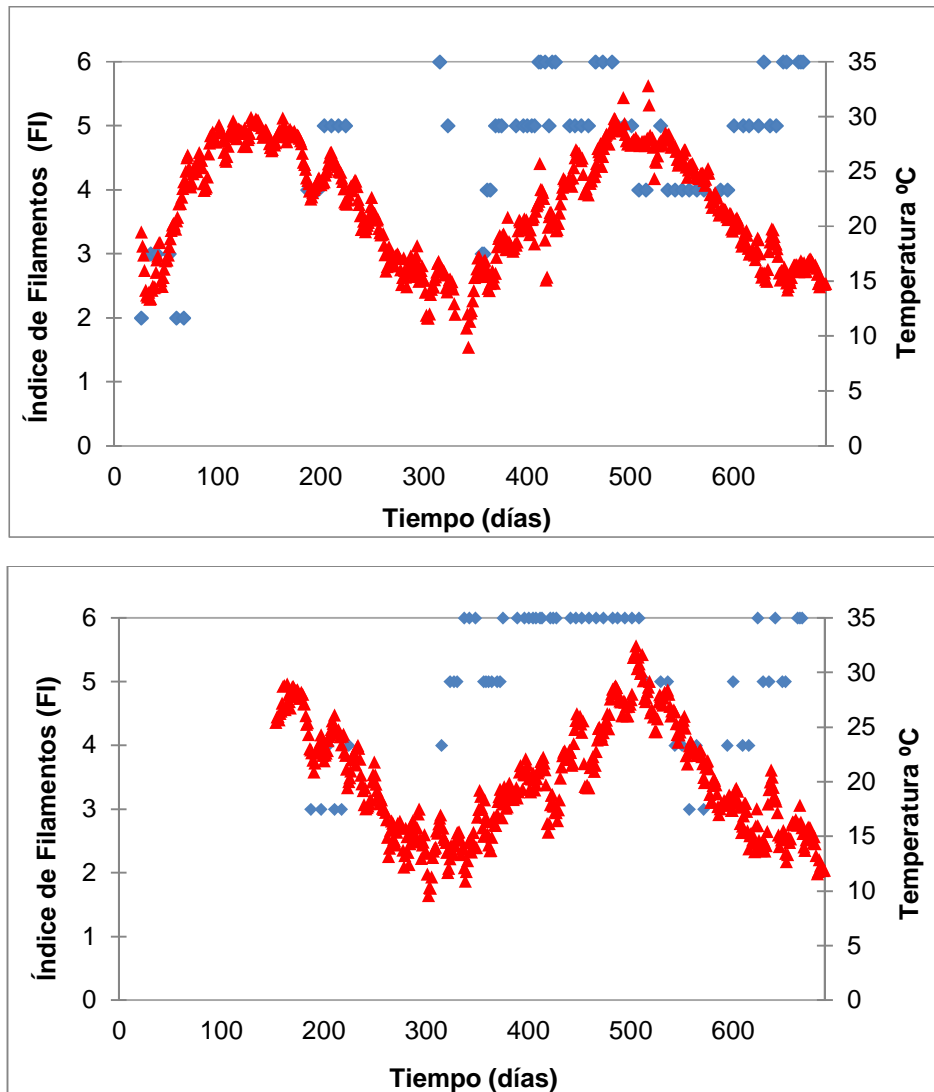


Figura 4.14. Índice de filamentos para nocardiformes (♦) y temperatura del fango activo (▲) en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

En sistemas de fango activo, la asociación entre formas de *Nocardia spp* y el desarrollo de espuma ha sido demostrado (You y Sue, 2009; Tsang *et al.*, 2008). Sin embargo, en los sistemas MBR-UF y MBR-MF ensayados, la formación de espuma solamente tomó lugar en episodios aislados durante un período de dos años, a pesar de la predominancia de formas nocardiformes.

El sistema MBR-UF presentó dos episodios de espumas, el primero debido a nocardiformes en crecimiento excesivo y el segundo, que coincidió en el tiempo con el único episodio del

sistema MBR-MF, debido a una combinación de dos grupos de bacterias filamentosas, nocardiformes y el Tipo 0092 (Figura. 4.15).

En todos los casos coincidieron elevados valores de SFTC y la temperatura del fango entre 15 – 18 °C. No se encontró una asociación directa con el incremento de la DQO aparente. Dado que el episodio de formación de espumas coincidió en los dos sistemas ensayados, se puede sugerir que la calidad del influente junto con las condiciones de ensayo son responsables de los incrementos masivos de nocardiformes lo cual es agravado al alcanzarse la temperatura óptima para su proliferación.

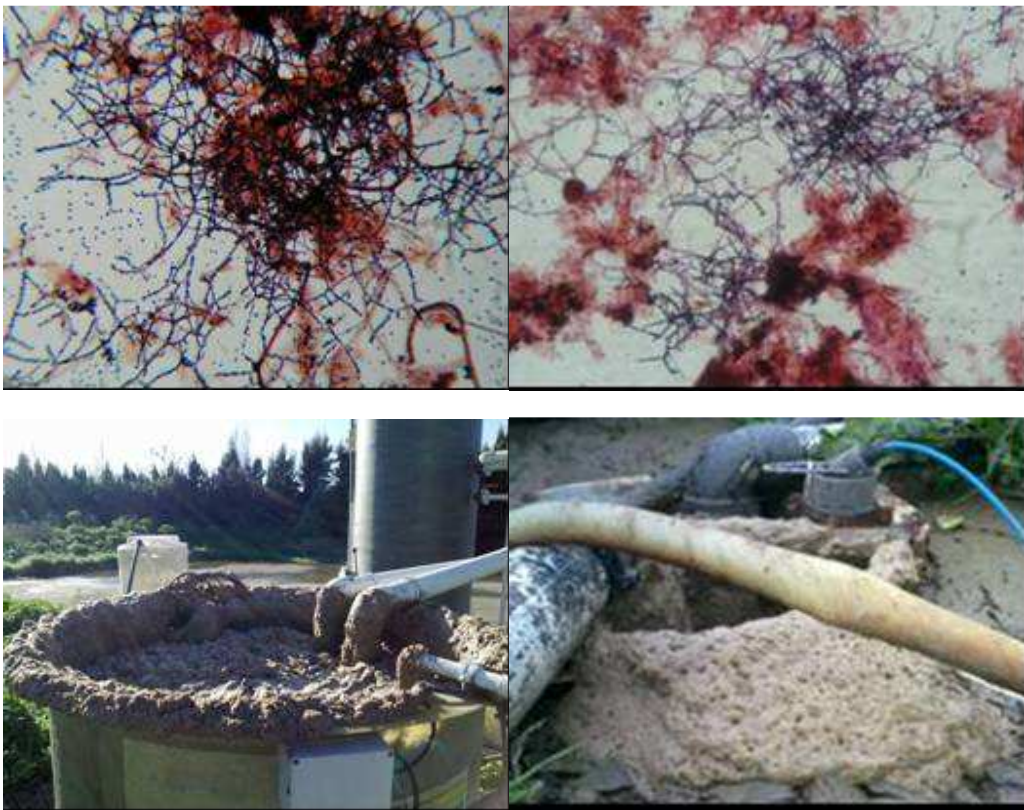


Figura 4.15. Episodio de formación de espuma en los sistemas MBR.

Estos episodios de formación de espumas están influenciados por una temperatura cerca de los 16 °C en el fango activo, acumulación de sustancias surfactantes, altos tiempos de retención celular 20 – 35 días, bajo F/M y recirculación interna de espuma, entre otros (Gerardi, 2008; Jenkins, 2003; Parada-Albarracín *et al.*, 2010).

You y Sue, (2006) describieron problemas de atascamiento de membranas asociado a la presencia de espuma en sistemas de fango activo con una frecuencia de aparición significativa, entre otras bacterias filamentosas. Estos problemas relacionados a la naturaleza de la membrana: por un lado las membranas hidrofóbicas presentaron mayores problemas de atascamiento en interacción con las paredes celulares hidrofóbicas de los filamentos formadores de espuma, mientras que en las membranas hidrofílicas no se presentaron problemas de atascamiento. Las membranas empleadas durante la investigación fueron de diferente naturaleza química, pero en ambos sistemas eran hidrofílicas. En consecuencia, excepto en episodios aislados de alta generación de espuma, las membranas no se vieron afectadas por la prevalencia de nocardiformes, como puede observarse a partir del control de la TMP y L_p .

4.3. APLICABILIDAD DE LOS PRINCIPALES ÍNDICES BIÓTICOS EN LOS SISTEMAS MBR

Varios índices han sido propuestos para determinar la estabilidad del proceso y la calidad del efluente obtenido mediante el tratamiento convencional de fangos activos (CASP), destacando como más ampliamente distribuido la metodología descrita por Madoni (1994), con el fin de determinar el Índice Biótico del Fango (SBI-Sludge Biotic Index). El método se basa en la diversidad y densidad de la comunidad de protistas, con principal atención en la identificación y enumeración de determinados grupos previamente preestablecidos (Zhou *et al.*, 2006, 2008; Madoni, 1994, 2003, 2011, Arévalo *et al.*, 2009).

Este índice es específico para el CASP, en los procesos de depuración de aguas residuales. También se suelen utilizar índices bióticos empleados en Ecología, los cuales están basados en cálculos matemáticos tales como los índices de Margalef (1951, 1956, 1958), Shannon-Weaver (1949), Simpson (1949), entre otros. Estos índices se basan en la riqueza, diversidad y equidad de especies, siendo de fácil aplicación debido a que no tienen en cuenta la naturaleza y número de muestras. Por el contrario, presentan el inconveniente que las variables ambientales y operacionales son infravaloradas.

4.3.1. Evolución del índice biótico del fango (SBI) en los sistemas MBR

En el arranque de la instalación MBR-UF se partió de un fango flotado procedente de la EDAR Granada-Sur como inóculo, el cual era un fango colonizado y estable, pero su actividad biológica estaba en descenso, el bajo oxígeno disuelto y las bajas temperaturas de la época favorecían y limitaban el crecimiento de los microorganismos, encontrando especies de protozoos tales como *Opercularia* sp, *Vorticella* sp, *V. microstoma*, *Aspidisca cicada*, *A. lynceus*, larvas telótrocas, quistes de protozoos, rotíferos, algas y nematodos (huevos y larvas). La biomasa se encontraba al final de la cadena trófica debido a la presencia de suctores, con un SBI de 7. Así mismo, el fango activo de la instalación MBR-UF sirvió de inóculo a la instalación MBR-MF meses después, este fango activo presentaba un SBI de 8, un fango en excelente condición, estable y muy bien colonizado.

Una vez inoculada la instalación MBR-UF se entra en un período de estabilización del sistema, necesario para la instauración de la microfauna que servirá de base para el buen funcionamiento del proceso. La entrada de pequeños flagelados y nutrientes en el influente, el aumento en el oxígeno disuelto y la agitación propia del sistema, mejoraron la densidad y diversidad de la microfauna. Especies como *Opercularia* sp y *V. microstoma* decrecieron drásticamente llegando a recuentos muy bajos, predominando *Aspidisca cicada* y en segundo lugar suctores (*Tokophrya* sp, *Podophrya* sp). El SBI oscilaba entre 6 y 9 (6 para periodos con problemas con la aireación); el valor medio de DBO₅ del efluente tratado estaba alrededor de 1,3 (mg O₂/L) y el valor medio de DQO estaba alrededor de 16 (mg O₂/L). La estabilidad de los MLSS y porcentaje de volátiles se mantenían constantes en el tiempo por lo que este período se considera estable.

La entrada en una nueva etapa operacional con mayores temperaturas en el reactor biológico (15 - 25 °C), provocaron nuevamente un incremento en la densidad y diversidad en la microfauna. Especies de ciliados reptantes como *Chilodonella* sp, *Pseudochilodonopsis fluviatilis*, *Trochilia minuta* aparecen en el sistema y *Aspidisca cicada* se mantiene. *Vorticella* sp, *V. convallaria*, *Epistylis* sp se recuperan y se establecen en el fango, al igual que las amebas testadas.

El SBI mejoró considerablemente, llegando a un valor de 8 y manteniendo los niveles de calidad de agua tanto para DBO₅ como para DQO del efluente tratado, salvo en aquellas

circunstancias en las que el SBI no era capaz de detectar incrementos en la DBO₅ y DQO del efluente.

Una vez inoculada la instalación MBR-MF, el SBI osciló entre 4-8 durante el proceso de estabilización del sistema, transcurrido este tiempo el SBI osciló entre 8-10 en la mayor parte del período de experimentación (Fig. 4.16). La instalación MBR-MF presentó menos variaciones a nivel de SBI debido probablemente a su configuración, solo se presentaron valores bajos en casos excepcionales de la puesta en marcha y problemas operacionales.

El SBI en las instalaciones MBR (Fig. 4.16) tuvo un comportamiento similar, con valores entre los 7 - 10 para el sistema MBR-UF, este sistema presentó algún caso más de SBI bajo comparado con la instalación MBR-MF el cual osciló entre 8 - 10, presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,000$) entre los sistemas ensayados.

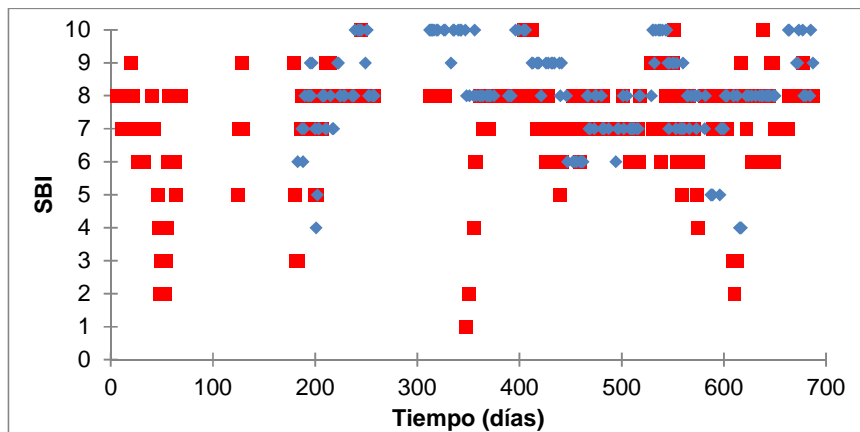


Figura 4.16. Evolución del SBI en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Diversos problemas operacionales provocaron un descenso vertiginoso en la diversidad y densidad de la microfauna en los sistemas MBR, reduciendo el SBI a valores de 1, 2 y 3 en el sistema MBR-UF (recuentos 53, 182, 348 y 610), y valores de 4 (recuentos 201 y 615) para el sistema MBR-MF (Figura 4.16). Los problemas operacionales, entre los que destacan un vaciado accidental del reactor anóxico (15 % del total de la biomasa del sistema) y episodios de formación de espumas debido al crecimiento excesivo de bacterias filamentosas, afectaron negativamente a la población de protozoos, por ejemplo especies de ciliados sésiles como *Vorticella* sp desaparecieron del fango activo, ciliados reptantes

como *Aspidisca* sp, también se vieron perjudicados. Al contrario, la abundancia de pequeños flagelados aumentó en relación con los demás protozoos, siendo dominantes de la microfauna en estos períodos provocando el descenso del SBI en el sistema MBR-UF, debido a que es un grupo negativo en el cálculo del SBI.

La aparición de pequeños flagelados afectaba el SBI llevándolo a valores muy bajos, pero los sistemas seguían produciendo un efluente de elevada calidad, incluso para recuentos elevados de estos microorganismos. Los pequeños flagelados son considerados grupo negativo para el SBI, en el cual un número superior a 100 individuos a lo largo de la diagonal de la cámara de Fuchs Rosenthal se considera en este caso grupo dominante clave. Los altos recuentos no perjudicaron la calidad del efluente, pero si disminuían el valor del SBI en los sistemas cuando se presentaron problemas operacionales y la comunidad de ciliados descendía.

Otro aspecto a destacar es la presencia de grandes flagelados, los cuales para Madoni son infrecuentemente observados en el fango activo y no los considera en el desarrollo de su índice, mientras que en los ensayos realizados, la aparición de estos organismos fue relevante ya que se asocian a materia orgánica muy diluida, no obstante, compatibles con buenos rendimientos en la depuración. A pesar de estas variaciones no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el SBI de los reactores aerobio y anóxico debido a las recirculaciones propias de cada instalación.

Aunque se presentaron descensos bruscos en el SBI para cada uno de los sistemas estudiados, los niveles de calidad de agua para DBO₅ y DQO se mantuvieron en valores excelentes, de modo que el agua producida por los sistemas puede ser reutilizada para procesos cotidianos (agrícola, usos recreativos, agua para procesos no alimentarios, lavado de calles), además la reducción de patógenos humanos mediante sistemas MBR cuenta con gran aceptación (Arévalo *et al.*, 2012).

La calidad biológica del fango para las dos plantas analizadas fue muy buena debido a que el fango era estable y bien colonizado por una gran variedad y cantidad de protozoos, metazoos y bacterias formadoras de flóculos, filamentosas y libres. Además los efluentes

obtenidos en ambas instalaciones permitan la posibilidad de reutilización para la mayoría de los usos según el R.D. 2006.

Tabla 4.6. Fases para los sistemas MBR.

Fases	Temperatura (° C)	Carga contaminante Kg DQO/d m ³	SRT (días)	HRT (horas)	MLSS (g/L)
(1) 1Z – 1K	< 15 ° C	0,45	25	35	4,9
(2) 3Z	15 – 20 ° C	0,45	20	35	4,9
(3) 2Z – 2K	15 – 20 ° C	0,45	20	40	5,2
(4) 4Z	15 – 20 ° C	1,0	30	32	5,2
(5) 3K	15 – 20 ° C	0,7	35	35	7,5
(6) 6Z – 4K	20 – 25 ° C	0,45	20	35	4,7
(7) 5Z	20 – 25 ° C	0,45	20	40	4,6
(8) 5K	20 – 25 ° C	1,0	30	35	14,7
(9) 7Z, 8Z, 6K	20 – 25 ° C	1,0	35	35 – 32	10,2
(10) 9Z	> 25 ° C	0,45	20	40	3,6
(11) 8K	> 25 ° C	0,7	30	35	10,4
(12) 7K	> 25 ° C	1,0	30	35	16,9
(13) 11Z – 9K	> 25 ° C	0,7	35	32 – 35	6,9
(14) 10Z	> 25 ° C	1,0	35	35	13,3

Se decidió juntar las fases de los sistemas MBR estudiados, dando como resultado 14 fases las cuales se detallan en la Tabla. 4.6.

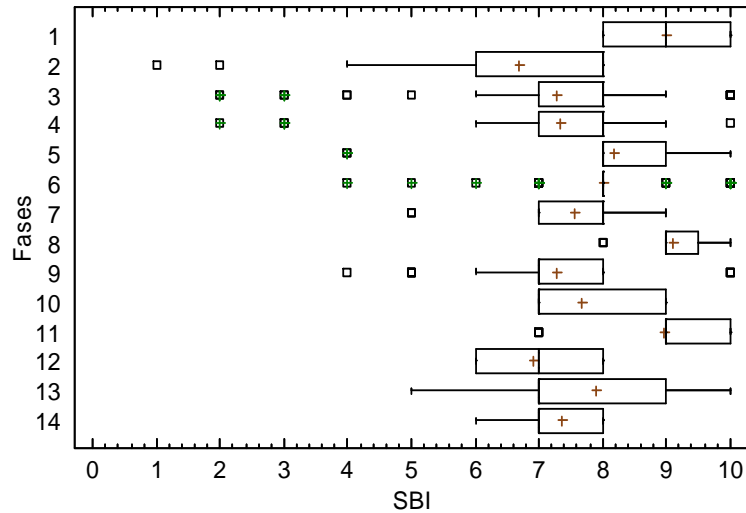


Figura 4.17. SBI vs fases del estudio para los sistemas MBR.

Tabla 4.7. Test LSD entre fases vs SBI.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
2	19	6,68421	2,10957	X
12	20	6,9	0,852242	XX
9	63	7,26984	1,25988	XX
3	53	7,28302	1,94518	XX
4	31	7,32258	1,81452	XXX
14	20	7,35	0,587143	XXXX
7	31	7,54839	1,02758	XXXX
10	6	7,66667	1,0328	XXXXXX
13	59	7,89831	1,36072	XXX
6	39	8,0	1,27733	XX
5	30	8,16667	1,36668	X
11	21	8,95238	1,20317	X
1	18	9,0	1,02899	X
8	20	9,1	0,640723	X

Las fases 1, 11 y 8 destacan por presentar un SBI mayor con una media de 9 comparado con las demás fases (Tabla 4.7), donde las fases 8 y 11 pertenecen al sistema MBR-MF y la fase 1 corresponde a las dos sistemas MBR. Aunque las fases 1, 11 y 8 solo comparten el mismo HRT de 35 horas, las demás variables varían desde baja carga 0,45 Kg DQO/d m³ a alta carga 1,0 Kg DQO/d m³, temperaturas entre < 15 ° C a > 25 ° C, SRT entre 25 y 30 días y concentraciones de MLSS entre 4,9 y 14,7 g/L, indicando que el SBI no está influenciado por las variables ambientales y fisicoquímicas.

Las fases 5, 6, 7, 10 y 13 caracterizadas por baja y media carga orgánica entre 0,45 – 0,7 Kg DQO/d m³, temperaturas entre 15 y > 25 °C, SRT entre 20 y 35 días, HRT entre 32 y 40 horas y concentraciones de MLSS entre 3,6 y 7,9 g/L, presentaron valores medios de SBI de 8.

Las fases 2, 3, 4, 9, 12 y 14 presentaron los valores más bajos de SBI, en torno a 7 comparado con las demás fases. Caracterizándose por baja y alta carga orgánica 0,45 – 1,0 Kg DQO/d m³, temperaturas entre 15 y > 25 °C, SRT entre 20 y 35, HRT entre 32 – 40 horas y concentraciones de MLSS entre 4,9 y 16,9 g/L.

Diferencias significativas para el SBI entre las diferentes fases de estudio han sido observadas en aquellas fases con variaciones de la carga contaminante (Kg DQO/d m³), SRT, HRT, concentración de MLSS y temperatura, las cuales no influyen en el descenso o aumento del SBI bajo las condiciones de trabajo en los sistemas MBR (Figura. 4.17). Debido a que el SBI no contempla los parámetros operacionales y ambientales, se basa solo en el estudio de la microfauna, separando entre grupos positivos y negativos de acuerdo a los criterios establecidos para su cálculo (Madoni, 1994, 2003).

Con respecto a la calidad del efluente, las Figuras 4.18 y 4.19, muestran la evolución del SBI y la calidad del efluente, indicando como el SBI es incapaz de predecir cambios en la calidad del efluente para los parámetros de DBO₅ y DQO, registrando valores de SBI entre 7 y 10 para ambos sistemas cuando la calidad del efluente empeoraba.

Aunque el SBI oscile entre 8 y 10 en algunos casos la DBO₅ y la DQO superaron los 50 – 100 mg O₂/L. (Fig. 4.18 y 4.19.). Lo contrario ocurre cuando se presentaron valores bajos de SBI, la calidad del efluente permaneció constante con valores muy bajos de DBO₅ y DQO inferiores en la mayoría de los casos a < 15 mg O₂/L. Corroborando, estos análisis mediante los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla. 4.8).

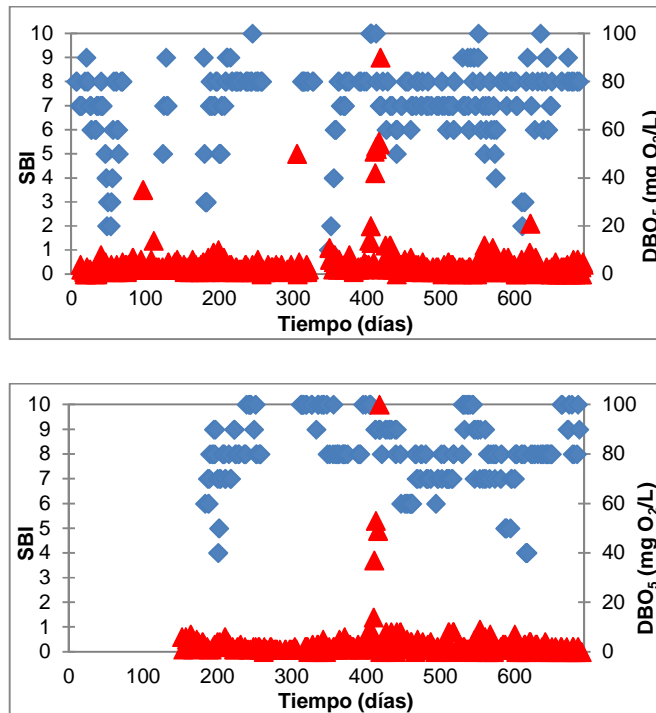


Figura 4.18. Evolución del SBI (♦) vs DBO₅ (▲) del efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

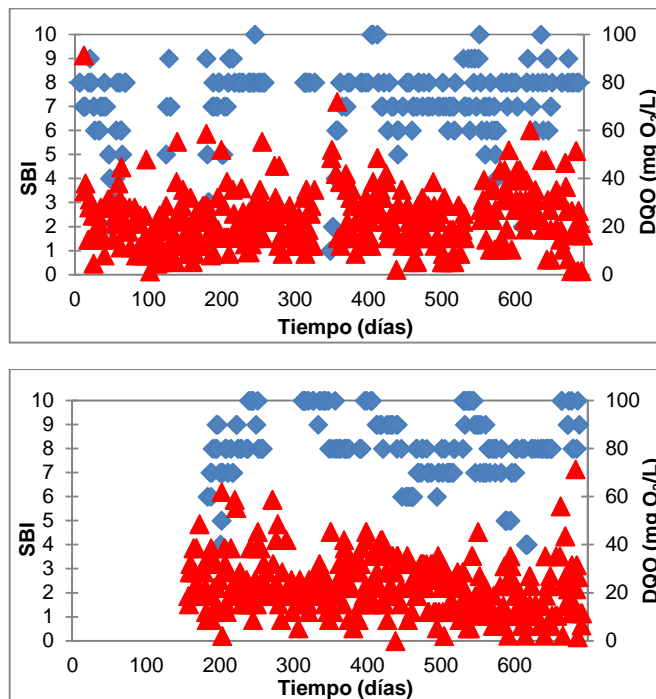


Figura 4.19. Evolución del SBI (♦) vs DQO (▲) del efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Tabla 4.8. Coeficientes de correlación de Pearson entre el SBI y la calidad del efluente.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
SBI	0,049	-0,116*

* La correlación es significativa a nivel 0,05.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como el SBI está correlacionado positivamente con la DBO₅, lo que indica una correlación muy baja y no significativa con la tendencia a aumentar el valor del SBI cuando aumentaba la DBO₅ del efluente. Sin embargo, para la DQO no ocurre lo mismo, presentando una correlación negativa y con el 95 % de significación, indicando que cuando aumentaba la DQO en el efluente el valor del SBI se ve perjudicado y desciende, lo cual indica indirectamente que al aumentar la DQO el SBI es bajo.

Los resultados obtenidos hasta el momento muestran que el SBI refleja la calidad y actividad biológica del fango, pero no asesora sobre la calidad del agua. En este sentido, el SBI puede ser una herramienta útil para detectar problemas operacionales en sistemas MBR, pero a nivel de calidad de agua no sucede lo mismo.

El valor indicador asignado a los diferentes grupos de protozoos en CASP no es extrapolable en todos los sentidos a un sistema MBR (Arévalo *et al.*, 2009; Parada-Albarracín *et al.*, 2010) por lo que para aplicar un índice similar, es necesario asignar valores diferentes a determinados grupos indicadores, así como incluir otros como los metazoos y las bacterias filamentosas que parecen aportar información relevante para el control biológico del sistema.

Los grupos de amebas desnudas (protozoos), bacterias formadoras de flóculos, bacterias filamentosas, rotíferos y algas no están considerados en el cálculo del SBI. Por el contrario, estos grupos presentan un valor indicador diferente o no registrado en CASP. Por ejemplo, el grupo de amebas desnudas ha sido asociado a procesos de eliminación de nitrógeno en sistemas de eliminación de nutrientes (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

En sistemas CASP configurados para la eliminación de nutrientes se han observado comunidades diferentes observadas por otros autores arrojando diferentes organismos

bioindicadores a los utilizados en el SBI (Pérez-Uz, 2010; Arregui *et al.*, 2010, 2012). Arregui *et al.*, (2014), encontraron que la comunidad protozoaria de un sistema MBR estaba representada por pequeños flagelados, ciliados reptantes y sésiles, amebas con una densidad de protista moderada. Este MBR trabajó a altos valores de SRT y concluyeron que la estructura de la comunidad de protistas podría compararse a la de un CASP trabajando a valores altos de SRT en el biorreactor.

Drzewicki y Kulikowska (2011), encontraron limitaciones a la hora de aplicar el SBI en una EDAR en Polonia, la cual recibía sobrecargas de amonio y carga contaminante procedente de fosas sépticas. En este caso cuando presentaban altos valores de SBI el efluente era de baja calidad.

4.3.2. Evolución del índice de Margalef (Mg) en los sistemas MBR

El índice de Margalef representa la riqueza de especies en un ecosistema, a pesar del intento de corregir el tamaño de la muestra, este índice está influenciado fuertemente por la técnica de muestreo. Es una medida sencilla para conocer la diversidad específica, teniendo en cuenta el número de taxas y el número de individuos. No obstante, es un índice significativamente intuitivo y desempeña un papel útil en la investigación de la diversidad biológica (Magurran, 2003).

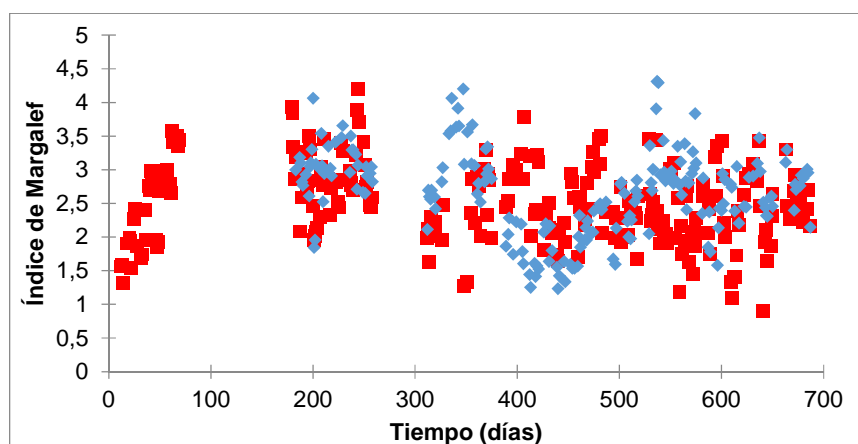


Figura 4.20. Evolución del índice de Margalef en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

En ambos sistemas MBR el índice de Margalef mostró un comportamiento similar pero los valores del índice fueron superiores en el sistema MBR-MF, los cuales oscilaron entre 0,9 y 4,20 con una media de 2,50 para el sistema MBR-UF y entre 1,23 y 4,31 con una media de 2,66 para el sistema MBR-MF, siendo el sistemas de mayor riqueza específica (Fig. 4.20). No se apreciaron diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR ($p < 0,102$) (Tabla. 4.9).

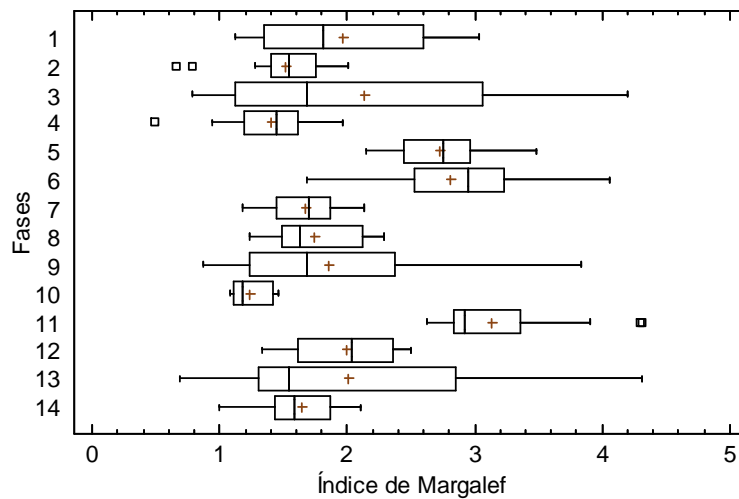


Figura 4.21. Índice de Margalef vs fases del estudio para los sistemas MBR.

Tabla 4.9. Test LSD entre fases vs Índice de Margalef.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
10	6	1,24	0,161121	X
4	31	1,40387	0,321317	X
2	19	1,52053	0,345213	XX
14	20	1,6405	0,300341	XXX
7	31	1,66548	0,265667	XXX
8	20	1,73998	0,338817	XXXX
9	63	1,84852	0,71541	XXX
1	18	1,96942	0,696298	XXX
12	20	2,00026	0,361781	XXX
13	59	2,00104	0,921648	XX
3	53	2,1325	1,05702	X
5	30	2,72309	0,329798	X
6	39	2,81208	0,596324	XX
11	21	3,13293	0,488551	X

Las fases 6 y 11 destacan por presentar los valores más altos del índice de Margalef con una media de 2,97 indicando que estas fases presentaban una mayor riqueza de especies comparado con las demás fases para los sistemas MBR analizados. Estas fases se caracterizaban por baja y media carga, oscilando entre 0,45 – 0,7 Kg DQO/d m³, temperaturas altas entre 20 y > 25 °C, SRT entre 20 y 30 días, HRT de 35 horas y concentraciones de MLSS entre 4,7 – 10,4 g/L.

La fase 5 también mostró un índice de Margalef alto, de 2,72, siendo significativamente superior que el resto de fases a excepción de la fase 6 que no presentó diferencias estadísticamente significativas. La fase 5 se caracterizaba por carga orgánica media 0,7 Kg DQO/d m³, temperaturas entre 15 – 20 °C, SRT de 35 días, HRT de 35 horas y concentración de MLSS de 7,5 g/L.

Las fases 2, 4, 7, 8, 10 y 14 presentaron los valores más bajos para el índice de Margalef con una media de 1,53 indicando que estas fases presentaron una menor riqueza de especies comparado con el resto de fases. Estas fases se caracterizaban por baja y alta carga orgánica oscilando entre 0,45 – 1,0 Kg DQO/d m³, temperaturas entre 15 y > 25 °C, SRT entre 20 y 35 días, HRT entre 35 y 40 horas y concentraciones de MLSS entre 3,6 – 14,7 g/L.

Las fases 1, 3, 12 y 13 presentaron valores medios para el índice de Margalef, con una media de 2 indicando una riqueza media de especies. Estas fases se caracterizaban por baja y alta carga orgánica oscilando entre 0,45 – 1,0 Kg DQO/d m³, temperaturas < 15 y > 25 °C, SRT entre 20 y 35 días, HRT entre 35 y 40 horas y concentraciones de MLSS entre 4,9 – 16,9 g/L.

El índice de Margalef es una medida de la diversidad de especies de un ecosistema. Por lo tanto, los sistemas MBR presentaron una menor riqueza de especies cuando la temperatura del fango descendía y presentaron una mayor riqueza de especies o un valor del índice de Margalef mayor cuando la temperatura aumentaba. El descenso del índice de Margalef para ambas instalaciones MBR fue provocado por el descenso de la temperatura, por la pérdida de biomasa, ya sea accidentalmente o por formación de espuma, viéndose afectada la comunidad protozoaria, trayendo como resultado el descenso en el número de especies.

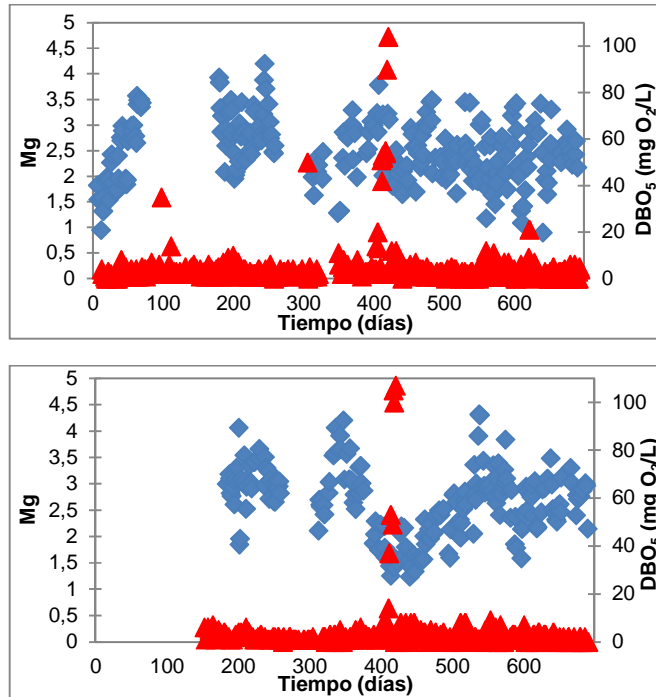


Figura 4.22. Evolución del Índice de Margalef (♦) vs DBO₅ (▲) del efluente en MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

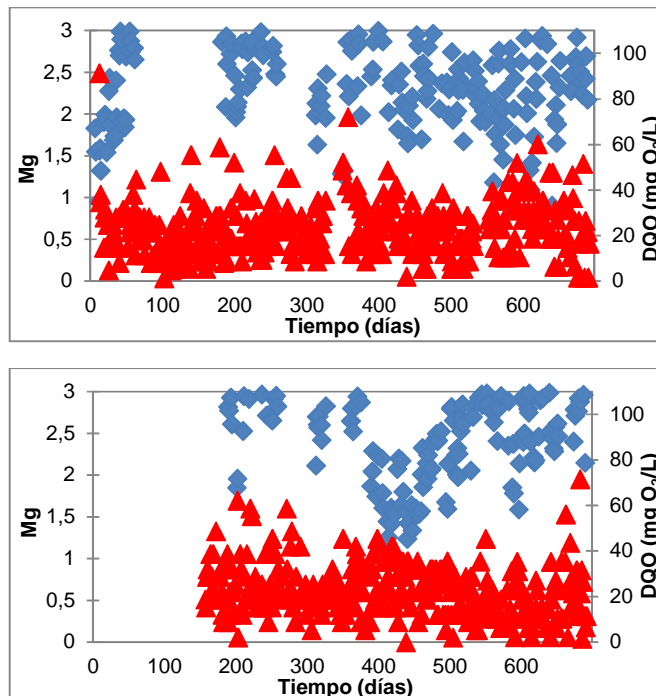


Figura 4.23. Evolución del índice de Margalef (♦) vs DQO (▲) del efluente en MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Analizando el índice de Margalef con relación a la calidad del efluente en parámetros de DBO₅ y DQO, se observó (Fig. 4.22), como este índice presenta una ligera relación entre el índice y la DBO₅ del efluente, siendo más acusada en el sistemas MBR-MF. Esto indica que el descenso en el número de especies trae como resultado un descenso del índice de Margalef y un aumento de la DBO₅ del efluente, indirectamente puede indicar un empeoramiento en la calidad del efluente en los sistemas MBR. Sin embargo, para la DQO no presentó el mismo comportamiento encontrado para la DBO₅, lo cual nos indica que este índice no es capaz de detectar aumentos en la DQO del efluente. Dado que la DQO presenta una componente inerte significativa en el efluente y que los sistemas MBR permiten una elevada eliminación de materia orgánica biodegradable, las oscilaciones de DQO no se correlacionan con variaciones en la biodiversidad. (Fig. 4.23).

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran una ligera tendencia pero no significativa a disminuir el índice de Margalef cuando la calidad del efluente empeoraba en términos de DBO₅ y DQO (Tabla 4.10).

Tabla 4.10. Coeficientes de correlación de Pearson entre el Índice de Margalef y la calidad del efluente.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Índice de Margalef	-0,085	-0,066

4.3.3. Evolución del índice de Shannon (H') en los sistemas MBR

El índice de abundancia proporcional y equidad de una comunidad, mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección, asumiendo que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 2003). Se trata de un índice ampliamente usado en Ecología para determinar la biodiversidad de un ecosistema, se representa como H' y se expresa con valores positivos, para su cálculo se tienen en cuenta todas las especies de organismos de un ecosistema determinado. Este índice tiene una ventaja debido a su fácil aplicación y su independencia del tamaño de la muestra, arrojando

valores que van desde 0 hasta 5, donde 5 es la máxima diversidad. Este índice es sensible a los cambios de abundancia de los grupos raros (Hill *et al.*, 2003). La diversidad máxima se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes.

La evolución del índice de Shannon presentó un comportamiento similar en ambas instalaciones MBR, oscilando entre 0,038-2,35 con una media de 1,43 para el sistema MBR-UF y entre 0,125-2,56 con una media de 1,59 para el sistema MBR-MF (Fig. 4.24), observándose diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR ($p < 0,050$). La temperatura no parece influir en el cálculo del índice de Shannon. Ambos sistemas presentaron valores bajos en el índice de Shannon, debido a los problemas operacionales y episodios de formación de espuma comentados anteriormente en el análisis del SBI y el Índice de Margalef, repercutiendo en el descenso de la abundancia y equidad de la comunidad del fango activo.

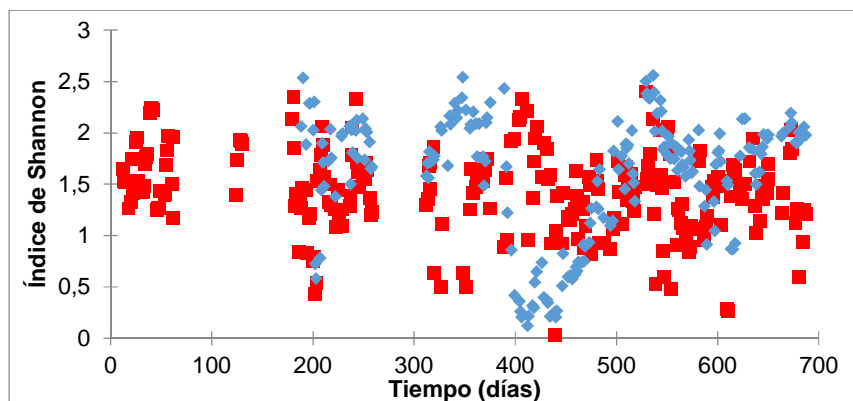


Figura 4.24. Evolución del índice de Shannon en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La fase 11 destaca sobre las demás por presentar el valor más elevado del Índice de Shannon con una media de 2,06, indicando que esta fase presentaba una mayor biodiversidad (Tabla. 4.11). Esta fase se caracteriza por media carga orgánica 0,7 Kg DQO/d m³, temperatura > 25 °C, SRT de 30 días, HRT de 35 horas y una concentración de MLSS de 10,4 g/L. Al encontrarse entre el rango 1,5 – 3,0 según la interpretación de la calidad de agua, corresponde con agua medianamente contaminada.

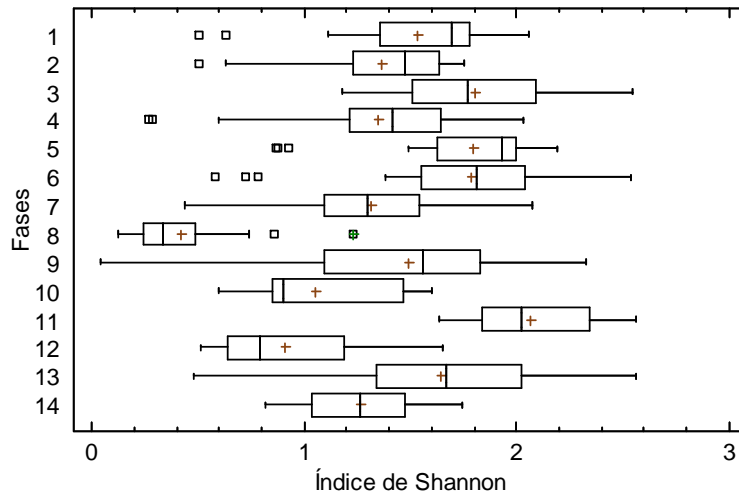


Figura 4.25. Índice de Shannon vs fases del estudio para los sistemas MBR.

Tabla 4.11. Características y test LSD entre fases vs Índice de Shannon.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
8	20	0,41605	0,269848	X
12	20	0,91125	0,331952	X
10	6	1,05533	0,390791	XX
14	20	1,26355	0,268876	X
7	31	1,31145	0,399508	XX
4	31	1,35094	0,415033	XXX
2	19	1,36237	0,354419	XXX
9	63	1,49379	0,428052	X
1	18	1,53411	0,425861	XXX
13	59	1,64417	0,498484	XX
6	39	1,78918	0,422881	XX
5	30	1,79667	0,359315	XX
3	53	1,80158	0,348189	X
11	21	2,06467	0,27131	X

Por el contrario, la fase 8 destaca por el valor más bajo en el índice de Shannon con una media de 0,41. Según la interpretación corresponde con aguas muy contaminadas, al encontrarse el valor entre el rango 0 – 1,5. Ello indica que esta fase presentó menor biodiversidad que el resto de fases. La fase 8 se caracteriza por alta carga orgánica 1,1 Kg DQO/d m³, temperatura entre 20-25 °C, SRT de 30 días, HRT de 35 horas y una concentración de MLSS de 14,7 g/L. La diferencia entre la fase 8 y la fase 11 es la carga orgánica y ligeramente la concentración de MLSS, indicando que la carga orgánica y la concentración de MLSS influyen en el índice de Shannon al descender la biodiversidad cuando incrementaba la carga orgánica y la concentración de MLSS.

Las fases 3, 5 y 6 presentaron un valor medio para el índice de Shannon de 1,79, siendo un valor bajo según la calidad del agua, referido a aguas medianamente contaminadas. Estas fases se caracterizan por baja y media carga orgánica oscilando entre 0,45 – 0,7 Kg DQO7D m³, temperaturas entre 15 – 20 °C, SRT entre 20 y 35 días, HRT entre 35 y 40 horas y una concentración de MLSS entre 5,2 – 7,5 g/L.

Este índice refleja igualdad, por lo tanto, cuanto más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad mayor es el valor.

Analizando el índice de Shannon con la capacidad de evaluar la calidad del efluente en parámetros de DBO₅ y DQO, se encontró que cuando la calidad del efluente en el parámetro de DBO₅ empeoraba, el valor del índice descendía (Fig. 4.26 y 4.27). Indirectamente este índice podría indicar un empeoramiento o una mejora de la calidad del efluente con relación a la DBO₅.

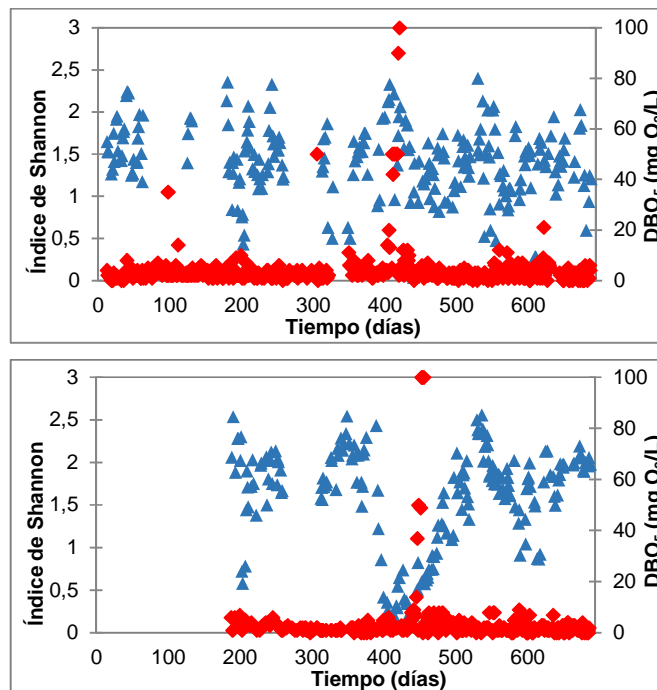


Figura 4.26. Evolución del índice de Shannon (▲) vs DBO₅ (◆) en el fluente de los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Los coeficientes de correlación de Pearson mostraron como el índice de Shannon está correlacionado negativa y significativamente con la DBO₅ del efluente (Tabla. 4.12),

indicando que a medida que aumentaba la DBO_5 en el efluente el valor de índice de Shannon disminuía. Con relación a la DQO mostró una ligera correlación negativa pero no significativa, indicando que cuando incrementaba la DQO del efluente también descendía el valor de este índice.

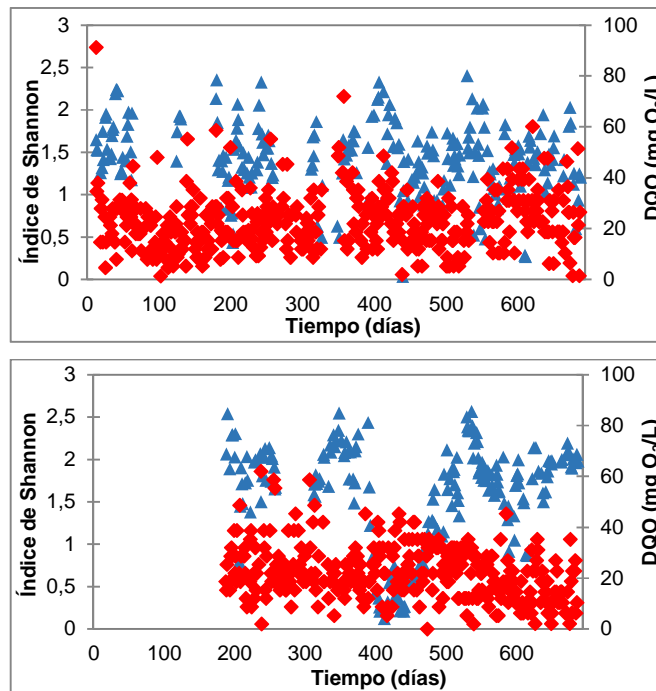


Figura 4.27. Evolución del índice de Shannon (▲) vs y DQO (◆) en el fluente de los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Tabla 4.12. Coeficientes de correlación de Pearson entre el Índice de Shannon y calidad del efluente.

Correlaciones de Pearson	DBO_5 (mg O_2/L)	DQO (mg O_2/L)
Índice de Shannon	-0,117*	-0,070

* La correlación es significativa a nivel 0,05.

4.3.4. Evolución del índice de Simpson en los sistemas MBR

Índice de abundancia proporcional y dominancia (al contrario que el Índice de Shannon), sugiere que la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, influido por la importancia de las especies dominantes (Magurran, 2003).

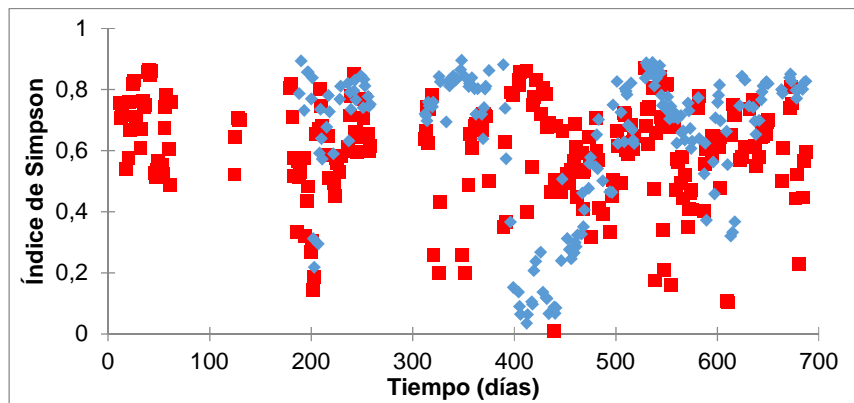


Figura 4.28. Evolución del índice de Simpson en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

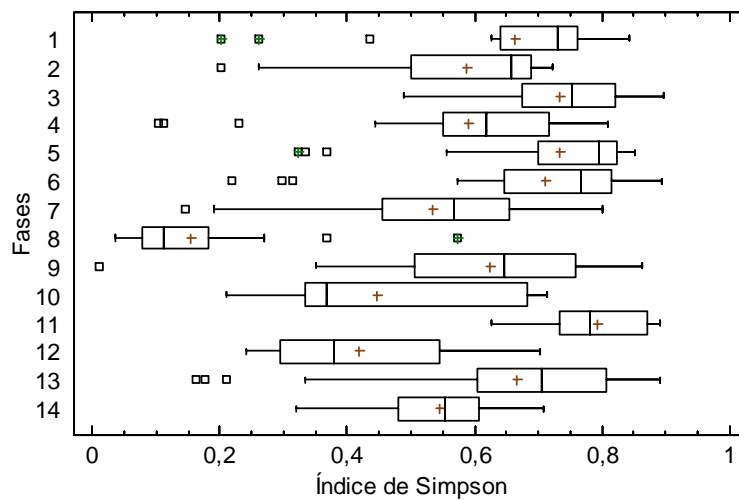


Figura 4.29. Índice de Simpson vs fases del estudio para los sistemas MBR.

Tabla 4.13. Características y test LSD entre fases vs Índice de Simpson.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
8	20	0,1552	0,127921	x
12	20	0,41903	0,144101	x
10	6	0,4462	0,204344	xx
7	31	0,533768	0,164551	xx
14	20	0,546045	0,0998733	xx
2	19	0,587779	0,157267	xxx
4	31	0,590848	0,174347	xx
9	63	0,623259	0,16065	xx
1	18	0,662022	0,180798	xxxx
13	59	0,666059	0,177329	xx
6	39	0,7118	0,153349	xx
3	53	0,732304	0,110786	xx
5	30	0,733247	0,148546	xx
11	21	0,793029	0,0777181	x

La evolución del índice de Simpson, oscilando entre 0,01-0,87 con una media de 0,6 para el sistema MBR-UF y entre 0,03-0,89 con una media de 0,64 para el sistema MBR-MF (Fig. 4.28). Mostrando por lo tanto, un comportamiento similar en ambos sistemas aunque el sistema MBR-MF fue ligeramente superior, sin observarse diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR ($p < 0,300$).

Las fases 3, 5, 6 y 11 destacan por presentar el mayor valor promedio del índice de Simpson de 0,7 comparadas con el resto de las fases (Tabla 4.13). Estas fases se caracterizaban por baja y media carga orgánica entre 0,45 – 0,7 Kg DQO/d m³, temperaturas entre 15 y > 25 °C, SRT entre 20 y 35 días, HRT entre 35 - 40 horas y una concentración de MLSS entre 4,7 - 10,4 g/L.

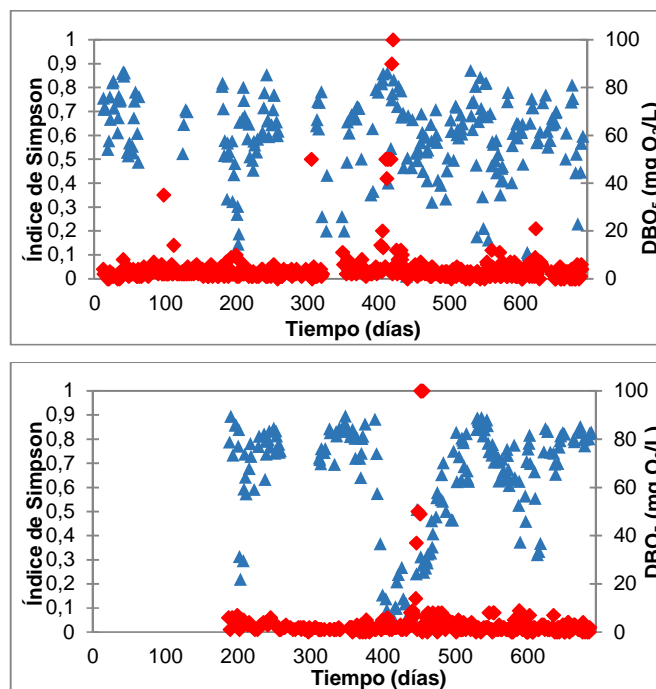


Tabla 4.14. Evolución del índice de Simpson (\blacktriangle) vs DBO5 (\blacklozenge) en el efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Al igual que en el índice de Shannon la fase 8 presentó el valor más bajo para el índice de Simpson con un valor medio 0,15. Esta fase caracterizada por alta carga orgánica 1,1 Kg DQO/d m³, temperatura entre 20-25 °C, SRT de 30 días, HRT de 35 horas y una concentración de MLSS de 14,7 g/L. Las diferencias entre la fase 8 y las fases 3, 5, 6 y 11

son principalmente la carga orgánica y la concentración de MLLS siendo superiores en la fase 8 comparada con las fases 3, 5, 6 y 11 las cuales presentaron menor concentración de MLSS y baja y media carga orgánica.

Con relación a la temperatura no mostró asociación con esta, ya que tanto en valores altos como bajos de temperatura el índice aumentaba o descendía indiferentemente de la temperatura. Siendo incapaces de revelar cambiar inesperados en la calidad del efluente producido.

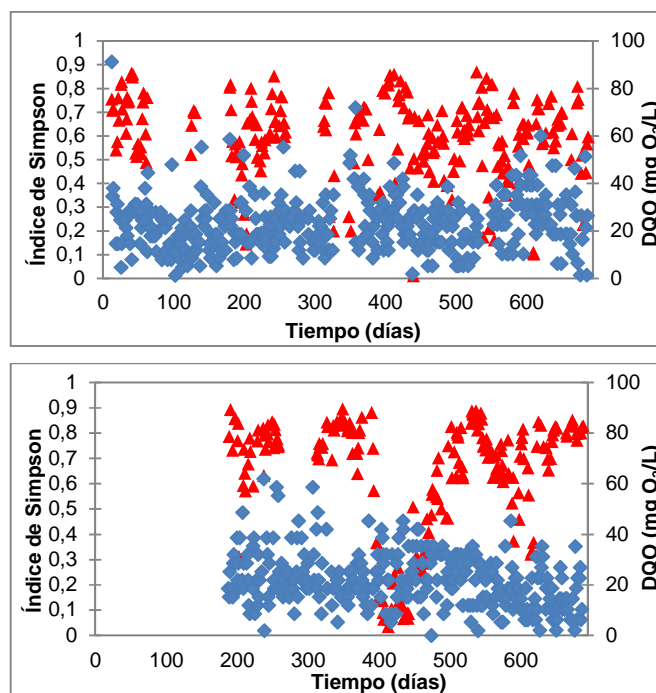


Figura 4.30. Evolución del índice de Simpson (▲) vs DQO (◆) en el efluente en los sistemas MBR-UF (arriba) y MBR-MF (abajo).

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como el índice de Simpson al igual que el índice de Shannon esta correlacionado negativa y significativamente con la DBO_5 del efluente (Tabla. 4.15), disminuyendo su valor a medida que incrementaba la DBO_5 en el efluente. Aunque con la DQO presento la misma tendencia el valor de la correlación fue muy bajo y no significativo. Indirectamente, este índice también podría indicar un empeoramiento o una mejora de la calidad del efluente.

Tabla 4.15. Coeficientes de correlación de Pearson entre el índice de Simpson y la calidad del efluente.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Índice de Simpson	-0,149**	-0,072

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Estos índices presentan utilidad a la hora de evaluar un ambiente determinado como los sistemas de depuración de aguas residuales, siendo de fácil aplicación ya que solo se basan en la abundancia, equidad y número de especies, con el inconveniente que no tienen en cuenta los parámetros ambientales y físico-químicos del ecosistema analizado.

Arregui *et al.*, (2010, 2012), consideran al SBI y al índice de Shannon como inadecuados para evaluar el tratamiento de aguas residuales, apoyando los resultados publicados anteriormente por Arévalo *et al.*, (2009) y Parada-Albarracín *et al.*, (2010), y valorando el Índice del Fango propuesto por GBS (Grupo Bioindicación Sevilla, 2008) como una buena herramienta a la hora de evaluar el tratamiento de aguas residuales (Arregui *et al.*, 2010, 2012).

4.4. ANÁLISIS DE PROTOZOOS Y METAZOOS

4.4.1. Análisis descriptivo

Los protozoos juegan un papel clave en el proceso de depuración de aguas residuales urbanas, ayudando a la mejora de la calidad del efluente, así como en el propio proceso de depuración, debido a la ingestión de bacterias, interviniendo en la clarificación del efluente, reduciendo la concentración de materia orgánica biodegradable, participando en el reciclaje de nutrientes, reduciendo la concentración de MLSS, mejorando la biofloculación y actividad del fango o eliminando microorganismos patógenos (Madoni, 1991, 1994, 2003; Horan, 2003; Salvado, 1995; Fenchel, 2001; Finlay, 2001; Priya *et al.*, 2007; Dubber, 2009; Pérez-Uz, 2010; Arregui *et al.*, 2010; Ravva *et al.*, 2010; Monsalvo *et al.*, 2011; Serrano, 2014). Los protozoos presentan una distribución cosmopolita (Finlay, 1998; Fenchel, 2001;

Fenchel y Finlay, 2004; Finlay and Fenchel, 2004; Finlay, 2001; Horan, 2003), encontrándose en ambientes acuáticos muy diversos en función de las características de este (Finlay and Esteban, 1998), siendo ubicuos de fangos activos (Monsalvo *et al.*, 2011).

A lo largo de todo el periodo de experimentación, la microfauna desarrollada ha sido equilibrada y muy diversa, lo que facilita una adecuada eliminación de materia orgánica, repercutiendo en un buen rendimiento en la depuración y en la calidad del efluente tratado, con valores medios de DBO₅ y DQO del efluente tratado especialmente bajos.

Bajo las condiciones operacionales y ambientales de trabajo se presentó una gran densidad y diversidad de protozoos, metazoos, bacterias filamentosas y algas, que componen el ecosistema creado en los sistemas MBR analizados en este estudio. Un total de 36 especies de protozoos (flagelados, ciliados, amebas desnudas y testadas, suctores), 2 especies de metazoos (rotíferos y nematodos) y varias especies de algas y diatomeas, fueron encontradas frecuentemente durante el período de investigación (Tablas.4.16 y 4.17).

Destacar las especies de pequeños flagelados, concretamente *Bodo saltans* la cual presentó una frecuencia de aparición superior al 97 % para ambos sistemas MBR, siendo predominantes en 4 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 1 ocasión en el sistema MBR-MF.

Las siguientes especies presentaron una frecuencia de aparición superior al 50 % en ambos sistemas (Tablas.4.16), *Arcella* sp predominante en 9 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 14 ocasiones en el sistema MBR-MF; *Aspidisca cicada* predominante en 15 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 24 ocasiones en el sistema MBR-MF, *Acineria* sp predominante en 9 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 8 ocasiones en el sistema MBR-MF, *Vorticella* spp predominante en 17 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 14 ocasiones en el sistema MBR-MF, *Opercularia* sp predominante en 2 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 3 ocasiones en el sistema MBR-MF.

El grupo de amebas desnudas y *Peranema* sp presentaron una frecuencia superior al 40% para ambos sistemas (Tablas.4.16), sin presentar predominancia en los sistemas MBR. *Chilodonella* sp presentó una frecuencia de aparición superior al 40 % en ambos sistemas, siendo predominante en 11 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 37 ocasiones en el sistema MBR-MF.

Tabla 4.16. Frecuencia y prevalencia de protozoos encontrados en los sistemas MBR analizados.

Clasificación	Taxón	Frecuencia (%) [*] MBR-UF	Prevalencia (%) [*] MBR-UF	Frecuencia (%) [*] MBR-MF	Prevalencia (%) [*] MBR-MF
Amebas Desnudas	<i>Amoebae</i> spp	40,1		78,9	
Amebas Testadas	<i>Arcella</i> sp	56,2	9	80,9	14
	<i>Euglypha</i> sp	29,3		61,8	
Pequeños Flagelados	<i>Bodo</i> spp	100	4	96,9	1
Grandes Flagelados	<i>Euglena</i> sp	2,5		2,5	
	<i>Peranema</i> sp	66,1		40,2	
	<i>Entosiphon</i> sp	23,5		26,3	
Ciliados Libres	<i>Uronema nigricans</i>	12,8		5,5	
	<i>Gastronauta</i> sp	2,5		0,5	
	<i>Glaucoma</i> sp	0,41		2,5	
	<i>Plagiocampa</i> sp	0,41		16,8	
	<i>Prorodon</i> sp	2,1		0	
	<i>Paramecium</i> sp	2,9		4,5	
Ciliados Reptantes	<i>Aspidisca cicada</i>	68,6	15	82,4	24
	<i>C. uncinata</i>	42,6	11	71,8	37
	<i>Trochilia minuta</i>	22,3	1	39,7	2
	<i>Drepanomonas</i> sp	28,1	2	44,2	3
	<i>Euplotes</i> sp	10,7		7,1	
	<i>Pseudo. fluviatilis</i>	55,8		31,6	
	<i>Acineria</i> sp	66,9	9	77,4	8
Ciliados Sésiles	<i>Vorticella</i> spp	77,7	17	71,8	14
	<i>V. convallaria</i>	19,4		21,6	
	<i>V. microstoma</i>	54,9	4	45,2	2
	<i>V. striata</i>	31,8		21,1	
	<i>V. fromentelli</i>	9,8		5,6	
	<i>V. infusionum</i>	27,5		17,3	
	<i>Opercularia</i> spp	65,3	2	76,4	3
	<i>Epistylis</i> sp	31,8		56,3	
Ciliados Carnívoros	<i>Coleps hirtus</i>	8,3		14,1	
	<i>Litonotus</i> sp	2,5		10,5	
Suectores	<i>Acineta</i> sp	19,0		11,1	
	<i>Metacineta</i> sp	34,7		34,7	
	<i>Podophrya</i> sp	38,8		32,2	
	<i>Tokophrya</i> sp	21,1		3,5	
	<i>Trichophrya astaci</i>	36,7		32,2	

* Frecuencia expresada como el número de veces durante el período experimental y la Prevalencia como el número de veces que fue dominante, todos los datos expresados en porcentaje.

Tabla 4.17. Frecuencia y prevalencia de metazoos y algas encontrados en los sistemas MBR analizados.

Clasificación	Taxón	Frecuencia UF (%)*	Prevalencia UF (%)*	Frecuencia MF (%)*	Prevalencia MF (%)*
Rotíferos	<i>Rotaria</i> sp	61,6		80,4	
Nematodos	Sin identificar	42,5		42,2	
Algas unicelulares y pluricelulares	Algas <i>Chlorella</i> sp <i>Closterium</i> sp <i>Scenedesmus</i> sp	63,2		50,2	
	Diatomeas <i>Navicula</i> sp	66,5		92,9	

* Frecuencia expresada como el número de veces durante el período experimental y la Prevalencia como el número de veces que fue dominante, todos los datos expresados en porcentaje.

Euglypha sp, *Entosiphon* sp, *Pseudochilodonopsis fluviatilis*, *Vorticella convallaria*, *Vorticella striata*, *Vorticella infusionum*, *Epistylis* sp, *Acineta* sp, *Metacineta* sp, *Trichophrya astaci*, *Tokophrya* sp y *Podophrya* sp presentaron una frecuencia de aparición entre un 20 y un 40 % para ambos sistemas, sin presentar predominancia durante el período de estudio (Tablas.4.16).

Trochilia minuta presentó una frecuencia de aparición entre un 22 y un 39 % siendo predominante en 1 ocasión en el sistema MBR-UF y en 2 ocasiones en el sistema MBR-MF; *Drepanomonas* sp presentó una frecuencia de aparición entre un 28 y un 44 % siendo predominante en 2 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 3 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tablas.4.16).

Los rotíferos, algas y diatomeas presentaron una frecuencia superior al 50 % en ambos sistemas MBR, sin presentar predominancia en los recuentos obtenidos (Tablas.4.17).

Especies como *Euglena* sp, *Gastronauta* sp, *Paramecium* sp, *Uronema nigricans*, *Cinetochilum* sp, *Glaucoma* sp, *Plagiocampa* sp, *Prorodon* sp, *Coleps hirtus*, *Litonotus* sp, *Euplotes* sp y *Vorticella fromentelli* presentaron una frecuencia inferior al 15 % en ambos sistemas, sin presentar predominancia en los recuentos obtenidos y en algunos casos solo se presentaron en un sistema en concreto (Tablas.4.16).

Los organismos desarrollados en el proceso de fangos activos están influenciados por las condiciones ambientales y las características del influente, como carga microbiana, nutrientes, metales pesados o tóxicos (Curds y Cockburn, 1970; Salvado y Gracia 1993; Madoni, 1994; Dubber, 2009).

Debido a esto, cada sistema tiene un ecosistema propio desarrollado a partir de los factores que intervienen en el proceso. Las instalaciones MBR-UF y MBR-MF, trabajaron en las mismas condiciones ambientales, recibiendo el mismo influente, por lo que las comunidades de protozoos desarrolladas fueron las mismas para la dos plantas, debido también en parte a que el fango activo del sistema MBR-UF fue utilizado como inóculo para el sistema MBR-MF.

La calidad biológica del fango activo es de gran importancia en cualquier EDAR, ya que de ella depende el proceso de depuración y la eficiencia del proceso (Parada-Albarracín, 2010). El ecosistema creado nos asesorará sobre los resultados positivos o negativos en el efluente final, es por ello que este debe ser equilibrado y estable a lo largo del tiempo.

Este ecosistema está formado por bacterias (floculantes, libres y filamentosas) siendo los principales descomponedores de materia orgánica disuelta y detritus, que transforman en biomasa que es utilizada por protozoos y metazoos bacterívoros, los cuales se encargan de mantener estables las poblaciones de bacterias y protozoos (Parada-Albarracín *et al.*, 2010; Arregui *et al.*, 2010).

El análisis multivariante es el nombre genérico que se da a un conjunto de técnicas que permiten estudiar simultáneamente muchas variables en un gran número de individuos. El objetivo principal al emplear análisis multivariantes es reducir a dimensiones tangibles un cúmulo de información que de otra manera pudiera llevar meses para comprender y, eventualmente, detectar las variables latentes que estarían, teóricamente, condicionando la estructura de los datos (Fariñas, 1996).

El Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL) representa como la nube de puntos arqueada se corta en segmentos y después de estandarizar cada segmento a media cero y varianza uno, se linealiza y se alinea con los otros segmentos, lo que produce un "estiramiento" de la nube de puntos siguiendo la dirección del gradiente (teóricamente) más importante.

De acuerdo al ordenamiento se observa que las 427 muestras se encuentran disgregadas en el plano cartesiano, a la izquierda del plano de dispersión de la nube de puntos (muestreos) es mayor lo que indica una mayor heterogeneidad ambiental, mientras que a la derecha del plano de dispersión de la nube de puntos es menor, indicando menor heterogeneidad ambiental.

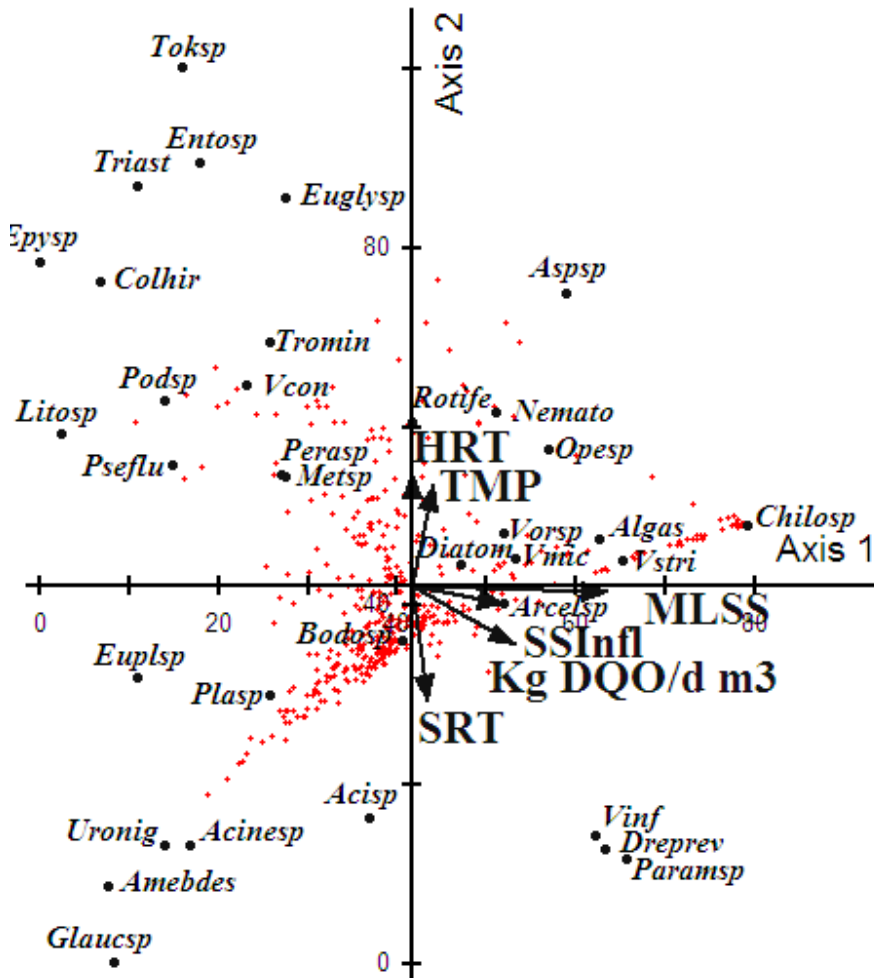


Figura 4.31. Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL) o entre las variables operacionales y los grupos y/o especies de protozoos, metazoos y algas en MBR.

El valor arrojado por el análisis fue de 2.7398 del total de la varianza de los datos de las especies (inercia). Este valor indica una baja diversidad Beta, la cual se asocia con la distribución de la diversidad a lo largo de un gradiente físico en este caso diferentes condiciones operacionales y ambientales, indicando que los gradientes contienen especies

en los extremos, indirectamente refleja que especies son mas o menos sensibles al aumento o descenso del gradiente analizado.

De la correlación de los factores ambientales con los dos ejes de ordenamiento, se observa que de doce factores ambientales analizados (Tabla. 4.18), tres factores están claramente correlacionados entre sí y con el primer eje de ordenamiento (Carga contaminante, Sólidos suspendidos influente y MLSS) y los factores HRT y TMP, están positivamente correlacionados entre si y el SRT está correlacionado negativamente con el segundo eje de ordenamiento (Figura4.31).

Sobre el primer eje de ordenamiento, en la parte derecha y positiva se ubicaron los vectores representativos de Carga contaminante, Sólidos suspendidos influente y MLSS. Para el segundo eje de ordenamiento, en el extremo inferior en la parte derecha y positiva se dispone los vectores representativos de HRT y TMP, y en la parte derecha y negativa el vector representativo de SRT. Las de más variables o factores ambientales no presentaron correlación significativa con los ejes por lo que no fueron representadas en el plano de ordenamiento.

En el primer eje de ordenamiento, los factores (Carga contaminante, Sólidos suspendidos influente y MLSS) presentaron correlación significativa con el eje 1, e indican que estos muestreos presentaron los mayores valores de estas variables, lo que explica la mayor abundancia de especies asociadas a este gradiente (*Arcella* sp, *Bodo* sp, diatomeas, *Vorticella* spp, *V. microstoma*, algas, *V. striata* y *Chilodonella* sp), estas especies son indicadoras de alta concentración de carga contaminante, sólidos suspendidos y MLSS.

Por el contrario, especies de *Euplotes* sp, *Litonotus* sp, *Podophrya* sp, *Pseudo. fluviatilis*, *Metacineta* sp, *Peranema* sp, *Plagiocampa* sp, *V. convallaria* y *Trochilia minuta* son indicadoras de condiciones de baja carga contaminante, MLSS y SS influente o gradiente de materia orgánica. Contrariamente sobre este mismo eje, se encuentran los muestreos con menores valores de estas variables, pero se da un aumento significativo de especies como *Euplotes* sp, *Plagiocampa* sp, *Litonotus* sp, *Podophrya* sp, *Pseudo. fluviatilis*, *Matacineta* sp, *Peranema* sp, *V. convallaria* y *Trochilia minuta*, *Bodo* sp en menor medida.

Las correlaciones detectadas entre los factores entre sí y con los ejes de ordenamiento, permitieron formular una hipótesis explorativa del ordenamiento hidrobiológico y ambiental (Tabla. 4.18). El primer eje de ordenamiento puede calificarse como un gradiente asociado a variaciones de la materia orgánica que entra en los sistemas o carga contaminante (Carga contaminante, MLSS y SS influente). El segundo eje de ordenamiento puede calificarse o identificarse como un gradiente operacional (SRT, HRT y TMP).

Tabla 4.18. Coeficiente de correlación de Pearson de los factores ambientales con los ejes 1 y 2 generados por el Análisis de Correspondencias Linealizado (ACL).

N°	FACTORES	Correlación con los ejes	
		1	2
1	Carga Contaminante (Kg DQO/d m ³)	0,483**	-0,360**
2	SRT (días)	0,183**	-0,509**
3	HRT (horas)	0,035	0,503**
4	SS Influyente (mg/L)	0,453**	-0,194**
5	DQO Influyente (mg O ₂ /L)	0,395**	-0,265**
6	DBO ₅ Influyente (mg O ₂ /L)	0,399**	-0,174**
7	MLSS (mg/L)	0,660**	-0,116*
8	TMP	0,215**	0,476**
9	Turbidez Efluente (NTU)	0,038	0,365**
10	DQO Efluente (mg O ₂ /L)	0,183**	0,102*
11	DBO ₅ Efluente (mg O ₂ /L)	0,322**	0,047
12	Temperatura (° C)	0,034	-0,145**

* La correlación es significativa a nivel 0,05. ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Según la tabla de coeficientes de correlación en relación a los grados de libertad (N-2) (427-2 = 425), las correlaciones por encima de 0,098 (0,05) y 0,128 (0,01) son estadísticamente significativas.

En el segundo eje de ordenamiento en la parte positiva, es interesante que los factores de HRT y TMP los cuales presentan alta correlación con el eje 2, indicando que en estos sitios

se presentan los mayores valores de estas variables, lo que podría estar explicando la alta abundancia de diatomeas, *Vorticella* spp, *V. microstoma*, *V. striata*, algas, *Opercularia* sp, rotíferos, nematodos, *Peranema* sp, *Metacineta* sp, *Pseudo. fluviatilis*, *V. convallaria*, *Trochilia minuta*, *Euglypha* sp, la especie *Aspidisca* sp aparece como indiferente al HRT y TMP. Contrariamente sobre este mismo eje, se encuentran sitios con los menores valores de HRT y TMP, pero se da un aumento significativo de especies como *Paramecium* sp, *Drepanomonas revoluta*, *V. infusionum*, *Glaucoma* sp, amebas desnudas, *Acineria* sp, *Acineta* sp y *Uronema nigricans* asociadas a valores altos de SRT.

En el segundo eje ordenamiento, en la parte negativa el factor SRT presento alta correlación con el eje 2, indicando que en estos sitios se presentan los valores más altos de SRT, lo que podría explicar la alta abundancia de *Paramecium* sp, *Drepanomonas revoluta*, *V. infusionum*, *Glaucoma* sp, amebas desnudas, *Acineria* sp, *Acineta* sp y *Uronema nigricans* asociados a altos SRT, en menor medida las especies *Bodo* sp, *Plagiocampa* sp y *Euplotes* sp. Contrariamente sobre este mismo eje se encuentran muestreos con valores bajos de SRT asociando especies de *Tokophrya* sp, *Entosiphon* sp, *Euglypha* sp, *Trichophrya astaci*, *Epystilis* sp y *Coleps hirtus*.

En este cuadrante se forma un grupo constituido por (*V. infusionum*, *Drepanomonas revoluta* y *Paramecium* sp); en el cuadrante 3 el grupo formado por (*Euplotes* sp, *Plagiocampa* sp y *Bodo* sp) se asocia a *Acineria* sp, *Acineta* sp, *Uronema nigricans*, amebas desnudas y *Glaucoma* sp) sometidos bajo un gradiente de carga contaminante y MLSS. Opuestamente sobre este mismo eje, se localizan sitios con ambientes que se caracterizan por bajos valores de carga contaminante y MLSS, en los cuales disminuye la riqueza de especies nombradas anteriormente, pero se da un aumento significativo de *Aspidisca* sp, *Euglypha* sp, *Tokophrya* sp, *Entosiphon* sp.

Este análisis de correspondencia linealizado (ACL) permitió discriminar de entre las variables ambientales y operacionales cuales presentaron mayor relación con la abundancia de protozoos y metazoos. Debido a esto se analizara cada una de las variables y su relación con cada una de las especies o grupo de protozoos y metazoos.

4.4.1.1. Amebas desnudas

Especies de amebas desnudas como *Mayorella* sp y *Amoebae* spp fueron observadas principalmente (Figura 4.18.).

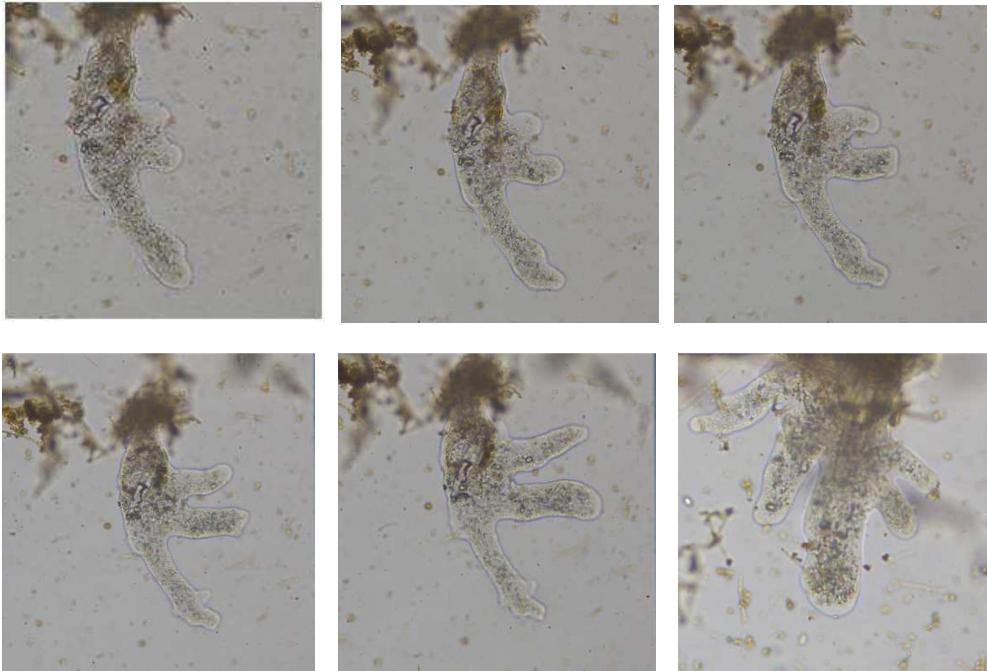


Figura 4.32. *Amoebae* spp, desplazamiento a través de pseudópodos.

La frecuencia de aparición de amebas desnudas fue de un 40 % para el sistema MBR-UF y de un 79 % para MBR-MF, aunque en ninguno de los muestreos destacó como grupo prevalente (Tabla 4.6.). Mostrando un porcentaje superior en el caso del sistema MBR-MF al encontrado por Poole (1984) en CASP el cual encontró un porcentaje de aparición de un 39 % en 13 fangos activos convencionales. Pérez-Uz *et al.*, (2010) en 3 sistemas CASP ubicados en Barcelona, Sevilla y Valencia, configurados para la eliminación de nutrientes, encontraron un porcentaje alrededor de un 11 % cuando el porcentaje de eliminación de nitrógeno fue superior al 85 %. Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 29 % para amebas desnudas. Generalmente, están presentes en bajo número aunque en ocasiones pueden ser dominantes (Seviour, 2010).

La Fig. 4.33., muestra la evolución del grupo de amebas desnudas en los sistemas MBR durante el período experimental, alcanzando recuentos máximos de 3.400-3.840 ind./mL para el sistema MBR-UF y de 2.120-3.080 ind/mL para el sistema MBR-MF cuando la carga contaminante oscilaba entre 0,5 y 1,1 Kg DQO/d m³ y con una clara tendencia a desarrollarse óptimamente a bajas temperaturas entre < 15 – 20 °C, aunque se registraron recuentos elevados en los demás rangos de temperatura, describiendo un comportamiento similar en las dos instalaciones a lo largo del estudio.

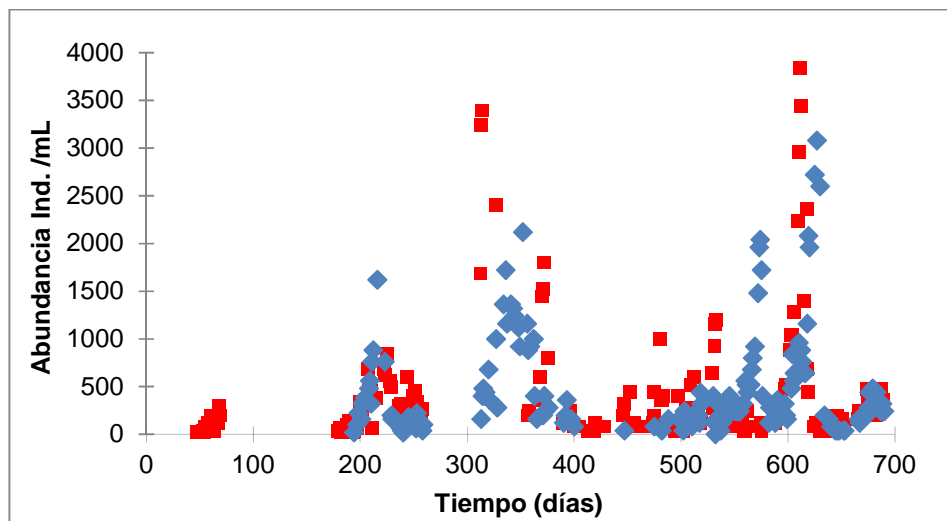


Figura 4.33. Evolución de amebas desnudas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

En CASP las amebas desnudas asesoran de un mal funcionamiento del proceso biológico traducido en un bajo rendimiento en la depuración, condiciones anaerobias, inestabilidad de la carga orgánica de entrada en el reactor, a elevadas densidades de población son asociadas a la entrada de vertidos difícilmente degradables (Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013). Madoni (1994, 2003) no las toma en consideración para el cálculo del SBI. Poole, (1984) no registro este tipo de amebas desnudas en CASP que no nitrificaban. Cuando dominan la microfauna junto con flagelados indican bajo funcionamiento del proceso de depuración, alta carga orgánica, materiales difícilmente biodegradables y fango maduro (Madoni, 1994, 2003).

Por el contrario, en los sistemas MBR ensayados no se cumple el papel indicador de un mal funcionamiento del proceso biológico, ya que se han dado hasta tres episodios de

elevadas densidades en ambos sistemas MBR y las características del efluente han sido de excelente calidad permaneciendo constantes a pesar del aumento de la abundancia de amebas desnudas. El registro de amebas desnudas en los rangos de carga contaminante ensayados apoya el papel indicador de inestabilidad de la carga orgánica en el reactor.

Investigadores sugieren que las amebas desnudas en sistemas de eliminación de nutrientes juegan un papel diferente que en los sistemas convencionales, ya que están asociadas claramente a un buen funcionamiento en la eliminación de nitrógeno, moderados y altos SRT (Pérez-Uz *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013) compartiendo estos resultados, ya que los sistemas MBR eliminaban nitrógeno y el SRT fue moderado y alto, pudiendo estar asociada a su presencia.

Liu *et al.*, (2008), en base a sus estudios en 8 plantas de tratamiento de aguas residuales demostraron que las amebas desnudas presentaban una alta sensibilidad a niveles bajos de oxígeno disuelto, apoyamos esta hipótesis ya que el fango flotado el cual sirvió de inóculo al sistema MBR-UF carecía de la presencia de amebas desnudas y al ingresar oxígeno y las nuevas condiciones operacionales favorecieron el desarrollo de este grupo de amebas.

El análisis de las variables (temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS) se realizó para todas las especies de protozoos, metazoos y algas encontrados en el fango activo de los sistemas MBR usados en este estudio, con el objetivo de identificar las variables influyentes en la colonización, desarrollo y mantenimiento del ecosistema de los biorreactores, papel bioindicador en el proceso de depuración y su relación con la calidad del efluente.

La abundancia de amebas desnudas del rango < 15 °C presento diferencias estadísticamente significativas con respecto a la abundancia de los demás rangos de temperatura 15-20, 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla 4.19), además, presento diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia del rango > 25 °C ($p < 0.036$) (Fig. 4.34).

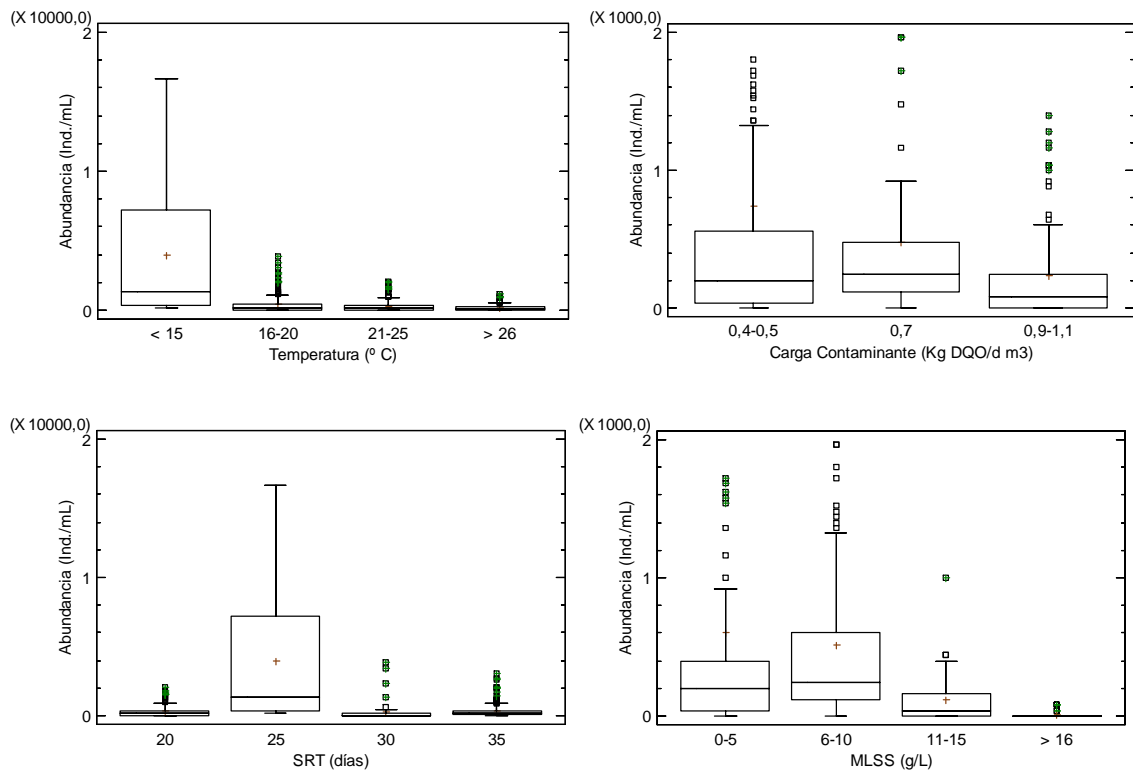


Figura 4.34. Abundancia amebas desnudas vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.19. Test LSD entre rangos de temperatura y amebas desnudas.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 25	123	183,415	203,038	X
20-25	147	315,374	407,962	XX
15-20	131	488,244	748,113	X
< 15	18	3971,11	5153,76	X

Tabla 4.20. Test LSD entre rangos de carga contaminante y amebas desnudas.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	237,412	487,945	X
0,7	90	475,111	635,598	XX
0,4-0,5	167	740,359	2041,72	X

Al aumentar la carga contaminante en el influente la abundancia de amebas desnudas presento una tendencia a disminuir (Fig. 4.34.), se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia ($p < 0.000$) del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ (Tabla. 4.20).

La Fig. 4.34, muestra como la abundancia de amebas desnudas se ve favorecida por un SRT de 25 días, encontrando diferencias significativas en la abundancia de amebas desnudas entre el SRT 25 días siendo superior que la abundancia de los SRT 20, 30 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla .4.21).

Tabla 4.21. Test LSD entre rangos de SRT y amebas desnudas.

SRT Días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	237,727	609,786	x
20	149	350,067	449,249	x
35	172	361,628	520,195	x
25	18	3971,11	5153,76	x

Con relación a la concentración de MLSS la cual está relacionada con el SRT el grupo de amebas desnudas mostró mayor afinidad por MLSS bajos (Fig. 4.34), coincidiendo con SRT de 25 días, siendo significativamente superior la abundancia de amebas desnudas en el rango 0-5 g/L comparada con la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,023$ y $p < 0,019$ respectivamente), y entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo significativamente mayor que la abundancia del rango > 16 g/L ($p < 0,046$) (Tabla 4.22).

Tabla 4.22. Test LSD entre rangos de MLSS y amebas desnudas.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	10,0	24,8868	x
11-15	48	118,333	181,522	xx
6-10	175	514,171	674,229	xx
0-5	165	607,879	1964,3	x

Los resultados presentaron una tendencia a aumentar la abundancia de las amebas desnudas a bajas temperaturas $< 15\text{ }^{\circ}\text{C}$, a bajos valores de carga contaminante ($0,4\text{-}0,5\text{ Kg DQO/d m}^3$), SRT de 25 días y bajos MLSS $0\text{-}5\text{ g/L}$ en los biorreactores, en el cual se han obtenido los mayores valores de abundancia $3.400\text{-}3.840\text{ ind./mL}$ para el sistema MBR-UF y de $2.120\text{-}3.080\text{ ind./mL}$ para el sistema MBR-MF, aunque están presentes en los demás rangos de temperatura y carga contaminante en menor abundancia. Destacar un aumento en la abundancia de amebas desnudas en el sistema MBR-UF durante el período de temperaturas bajas, en el cual aumentó significativamente la abundancia del rango de temperatura $< 15\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figura 4.34), lo cual no se observó en el sistema MBR-MF.

Tabla 4.23. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables operacionales y ambientales y la abundancia de amebas desnudas.

Correlaciones de Pearson	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Carga contaminante (Kg DQO/d m^3)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Amebas desnudas	-0,324**	-0,164**	-0,057	-0,213**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson apoyan los resultados, indicando que la abundancia de amebas desnudas esta correlacionada negativa y significativamente con las variables temperatura, carga contaminante y con la concentración de MLSS decreciendo su abundancia cuando aumentaban estas variables en los biorreactores de los sistemas MBR (Tabla. 4.23).

Algunos investigadores asocian las amebas desnudas de pequeño tamaño en sistemas avanzados de eliminación de nutrientes, encontrando un descenso de amebas desnudas a medida que decrecía la eficiencia de eliminación de nitrógeno sugiriendo a estos como indicadores de una aceptable eliminación de N (Pérez-Uz *et al.*, 2010). En cambio, en CASP se asocia a un mal funcionamiento del proceso y a altas cargas en el influente difícilmente degradables (Madoni, 1994, 2003).

En los sistemas MBR la presencia de amebas desnudas fue frecuente debido a las condiciones de nitrificación en la mayor parte del estudio y la calidad del efluente tratado fue alta y constante durante el período de estudio, contradiciendo el valor indicador asociado en CASP, comportándose de manera contraria en los sistemas MBR ensayados y presentando una tendencia similar a la de los estudios realizados por Pérez-Uz *et al.*, (2010).

Se sugiere incluir al grupo de amebas desnudas en el SBI (grupo no incluido en el SBI) porque al igual que las amebas testadas se alimentan de diatomeas, algas verdes, cianobacterias unicelulares y filamentosas, detritus y bacterias (Finlay y Esteban, 1998) cumpliendo un papel importante en el proceso de depuración. Pueden ser candidatos a organismos indicadores de baja o alta carga contaminante en el influente, según su abundancia.

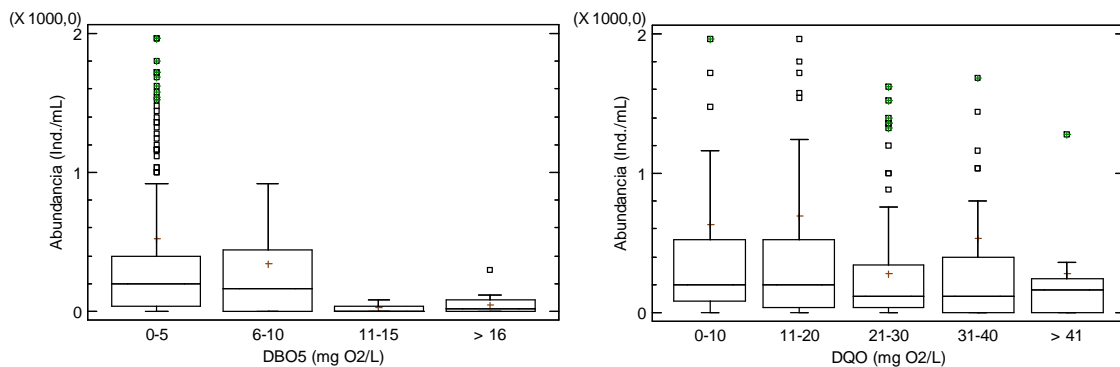


Figura 4.35. Abundancia de amebas desnudas vs DBO5 y DQO del efluente en MBR.

En la Fig. 4.35, se aprecia como la abundancia de amebas desnudas es reducida drásticamente de 521-347 individuos/mL a 24-50 individuos/mL a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente, mostrando una relación positiva con la calidad del efluente en términos de DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos de DBO₅ analizados ($p < 0.207$) (Tabla. 4.24).

Por el contrario, Salvadó *et al.*, (1995) encontraron en tres sistemas CASP como la abundancia de amebas desnudas $< 50 \mu\text{m}$ aumentaban de 10.307 ind./mL a 43.960 ind./mL

a medida que aumentaba la DBO_5 en el efluente hasta un rango entre 67-107 mg O_2/L , de manera contraria encontraron que las amebas desnudas $> 50 \mu m$ descendía su abundancia a medida que aumentaba la DBO_5 en el efluente de 107 ind./mL a 2 ind./mL, por encima de 67 mg O_2/L desaparecían. En sistemas CASP con aporte de fosas sépticas se encontraron densidades de amebas desnudas entre 5 ind./mL para alta calidad y 14 ind./mL para baja calidad del efluente (Drzewicki y Kulikowska, 2011), siendo baja comparada con la abundancia encontrada en los sistemas MBR analizados.

Tabla 4.24. Test LSD entre rangos de DBO_5 y amebas desnudas.

DBO_5 mg O_2/L	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	24,0	35,7771	x
> 16	14	50,0	81,8065	x
6-10	33	343,636	626,547	x
0-5	369	521,247	1447,14	x

Tabla 4.25. Test LSD entre rangos de DQO y amebas desnudas.

DQO (mg O_2/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	277,273	492,314	xx
21-30	125	279,84	449,634	x
31-40	75	534,667	1685,69	xx
0-10	54	633,333	1268,0	xx
11-20	119	693,445	1946,95	x

Por otro lado, la abundancia de amebas desnudas oscilo entre 693 ind./mL y 277 ind./mL con respecto a la DQO del efluente, mostrando cierta tendencia a disminuir su abundancia a cuando incrementaba la DQO del efluente, presentando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 11-20 mg O_2/L siendo mayor que la abundancia del rango 21-30 mg O_2/L ($p < 0.022$) (Tabla. 4.25), significado incierto en relación a la calidad del efluente.

Los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla. 4.26), mostraron cierta tendencia negativa con los parámetros de calidad del efluente, al descender su abundancia cuando incrementaba el contenido de materia orgánica en el efluente, sin presentar correlaciones estadísticamente significativas. En sistemas CASP no se han encontrado coeficientes de

correlación entre amebas desnudas y la calidad del efluente (Salvadó *et al.*, 1995; Drzewicki y Kulikowska, 2011).

Tabla 4.26. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de amebas desnudas.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Amebas desnudas	-0,077	-0,073

A pesar de su casi constante presencia en los sistemas MBR la calidad del efluente se mantenía constante inclusive cuando se presentaban aumentos excesivos, apreciándose un comportamiento inverso al demostrado en CASP, de modo que cuando se apreciaban aumentos en la DBO₅ de salida su densidad se afectaba negativamente (Fig. 4.35), incrementándose la concentración materia orgánica presente en el efluente para densidades inferiores a 300 individuos/mL.

Este grupo de protozoos puede asociarse como indicador de calidad para la DBO₅ del efluente en sistemas MBR, aunque para la DQO no ocurre lo mismo ya que se encuentra en todos los rangos de DQO del efluente. La DBO es biodegradable en su totalidad y la DQO no lo es, ya que presenta una parte que no se altera por la actividad biológica y que es cambiante según el influente.

4.4.1.2. Amebas testadas

Aunque Mazei *et al.*, (2012), dividieron las comunidades de amebas testadas en terrestres y acuáticas, para los sistemas analizados se encontraron una especie de cada tipo, *Arcella spp* (acuática) y *Euglypha spp* (terrestre) (Fig. 4.20.). Son cosmopolitas, ubicuas llegando a encontrarse en el ártico (Beyens y Bobrov, 2012). Grupo positivo en el SBI junto a ciliados reptantes y sésiles, correlacionados con un excelente funcionamiento del proceso de depuración (Madoni, 1994, 2003).

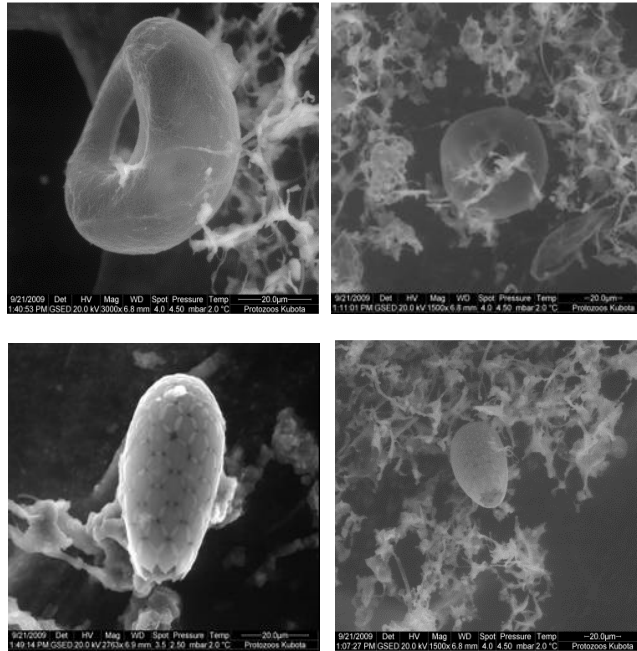


Figura 4.36. Microfotografía tomada por SEM. *Arcella* sp (arriba) y *Euglypha* sp (abajo).

La frecuencia de aparición de *Arcella* sp (Tabla 4.16), en los sistemas MBR estudiados fue de un 56 % para el sistema MBR-UF y un 81% para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 9 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 14 ocasiones en el sistema MBR-MF, mientras que la frecuencia de aparición de *Euglypha* sp fue del 29 % en el sistema MBR-UF y de un 62 % en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). El sistema MBR-MF presentó mayor porcentaje de aparición de amebas desnudas y testadas comparado con el sistema MBR-UF.

Investigadores encontraron porcentajes de aparición en CASP alrededor de un 42% (Poole, 1984). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 67 % para *Arcella* sp y de 58 % para *Euglypha* sp. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron una frecuencia de aparición de un 97 % para amebas testadas y de un 94 % para *Arcella* sp en un sistema CASP el cual recibía influentes de la industria textil.

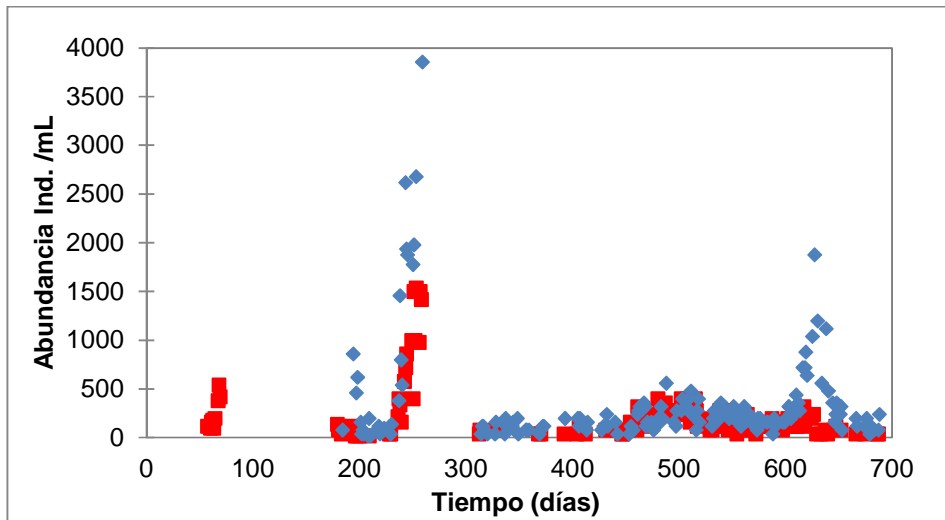


Figura 4.37. Evolución de amebas testadas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Fig. 4.37, muestra la evolución de amebas testadas, *Arcella* sp y *Euglypha* sp en los sistemas MBR durante el período experimental, alcanzando dos episodios de recuentos máximos de entre 1.480-3.860 ind./mL que corresponden con la especie *Euglypha* sp, coincidiendo con períodos de carga contaminante baja de 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ en el influente, SRT 20 días, HRT 35-40 horas, temperaturas entre 15-20 °C buena oxigenación y condiciones estables y de buena calidad del efluente tratado, describiendo un comportamiento similar en las dos instalaciones y en las dos especies de amebas testadas a lo largo del estudio, salvo los dos episodios marcados en el incremento de la abundancia de *Euglypha* sp más marcado en el sistema MBR-MF, *Arcella* sp sin embargo presentó una frecuencia de aparición más regular a lo largo del período de experimentación.

Entre los parámetros indicadores asociados a este grupo de amebas testadas en CASP, encontramos en particular que *Arcella* sp indicaría buenos rendimientos en la depuración, a elevadas concentraciones indica baja carga orgánica, buena aireación, alto SRT y condiciones de nitrificación (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994; Poole, 1984; Arregui *et al.*, 2013; Araujo dos Santos *et al.*, 2014), favorecida por el aumento de la temperatura (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994), condiciones presentes en ambos sistemas MBR analizados. En sistemas de eliminación de nutrientes el porcentaje de aparición decrecía a

medida que disminuía la eficiencia en la eliminación de nitrógeno (Pérez-Uz *et al.*, 2010). Ausentes en sistemas convencionales que no nitrifican (Asesoramiento, 2015).

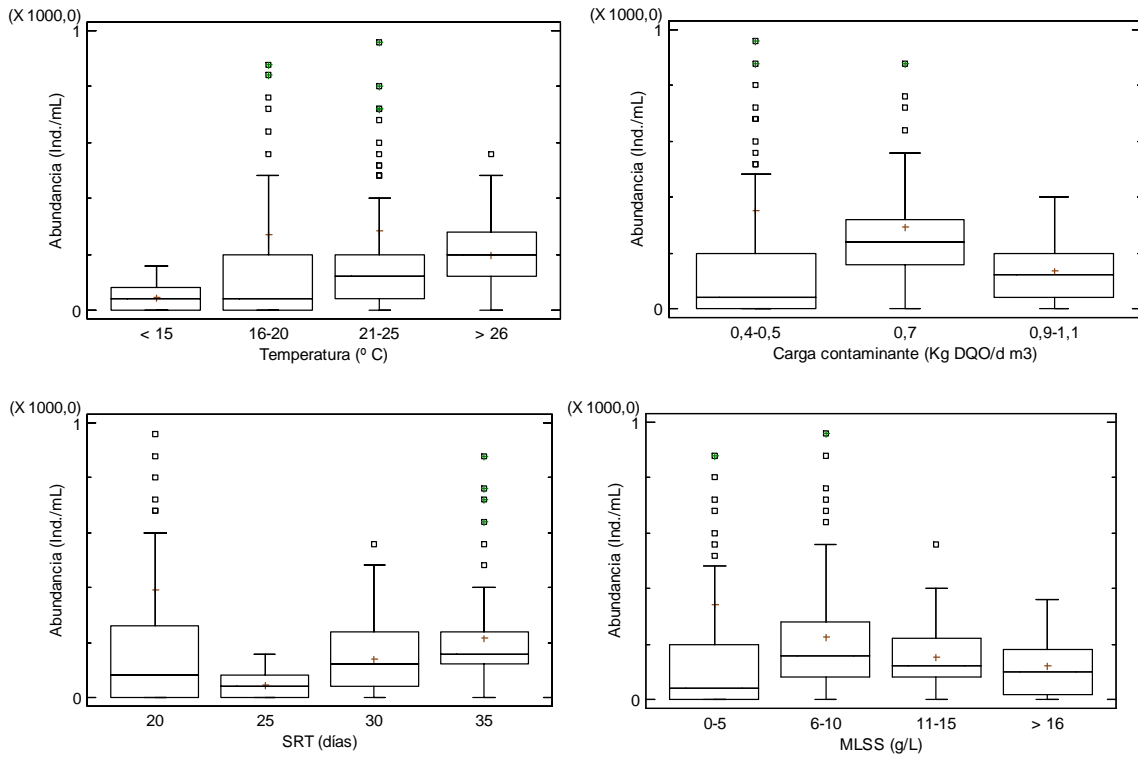


Figura 4.38. Abundancia amebas testadas vs rangos de temperatura, rangos de carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Al contrario que las amebas desnudas las cuales se desarrollaban mejor a bajas temperaturas (<15 °C) (Fig. 4.38), las amebas testadas se desarrollan mejor a temperaturas más altas por lo que comparten el nicho ecológico dependiendo de la temperatura, aunque sin presentar diferencias estadísticamente significativas en cuanto a la abundancia en relación con la temperatura del fango activo ($p < 0.253$) (Tabla 4.27).

Tabla 4.27. Test LSD entre rangos de temperatura y amebas testadas.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	44,4444	51,131	X
> 25	123	197,724	114,44	X
15-20	131	271,756	781,647	X
20-25	147	285,17	610,812	X

Responden al mismo patrón al desarrollarse a valores bajos y medios de carga contaminante (0,4-0,5 Kg DQO/d m³) donde se observó mayor abundancia (Fig.4.38), encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia, siendo menor en el rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.001$ y $p < 0.036$ respectivamente), y se desarrollan a SRT por encima de los 20 días (Tabla.4.28).

Tabla 4.28. Test LSD entre rangos de carga contaminante y amebas desnudas.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,9-1,1	170	135,294	103,713	x
0,7	90	292,889	276,792	x
0,4-0,5	167	351,617	888,11	x

La Fig. 4.38, muestra como la abundancia de amebas testadas es significativamente mayor en 20 días de SRT comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.016$; $p < 0.001$ y $p < 0.007$ respectivamente) (Tabla 4.29). Esta diferencias se debe a *Euglypha* sp la cual presento la mayor abundancia en 20 días de SRT. Sin embargo, la tendencia de *Arcella* sp es lo contrario, aumenta la abundancia significativamente a medida que aumenta el SRT por encima de 25 días.

Tabla 4.29. Test LSD entre rangos de SRT y amebas testadas.

<i>SRT días</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	44,4444	51,131	x
30	88	138,636	128,789	x
35	172	216,047	220,395	x
20	149	388,725	933,544	x

La abundancia de amebas testadas mostró una tendencia similar a la de las amebas desnudas en cuanto que descendía la abundancia a medida que aumentaba la concentración de MLSS (Fig. 4.38), pero sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,071$) (Tabla. 4.30).

Tabla 4.30. Test LSD entre rangos de MLSS y amebas testadas.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	123,75	111,0	X
11-15	48	154,167	117,561	X
6-10	175	227,657	244,09	X
0-5	165	341,091	889,149	X

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de amebas testadas esta negativa y significativamente correlacionada con las variables carga contaminante y SRT (Tabla. 4.31), indicando que cuando estas variables aumentaban la abundancia de amebas testadas decrecía. Por el contrario, mostró correlación positiva y significativa con la concentración de MLSS, lo cual indica que el aumento de MLSS favorece la abundancia de amebas testadas.

Tabla 4.31. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de amebas testadas.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Amebas testadas	-0,010	-0,165**	-0,132**	0,170**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Euglypha sp, sin embargo, presente en sistemas con altos SRT y no por ello relacionada con buenos rendimientos en la depuración y con baja carga de fango, descrita y siempre abundante en plantas con aporte industrial procedentes de cervecerías (Sasahara y Ogawa, 1983; Rodríguez *et al.*, 2008). Asociada a condiciones de nitrificación (Poole, 1984).

En general, este grupo de amebas testadas bajo las condiciones expuestas anteriormente, se espera una alta calidad del efluente tratado y un alto rendimiento del sistema (Poole, 1984; Madoni, 1994). Liu *et al.*, (2008) encontraron relación directa entre la cantidad de oxígeno disuelto y la presencia de amebas testadas en 8 sistemas convencionales. Encontrando las mismas condiciones en los sistemas MBR tanto en las características del influente y fango activo como en el efluente tratado.

Amebas testadas, indicadoras en CASP de buen rendimiento en la depuración, a elevadas concentraciones indican baja carga orgánica, altos SRT, buena oxigenación y condiciones de nitrificación, el aumento de la temperatura favorece su crecimiento (Rodríguez *et al.*, 2008; BIOFAC vs.1.0, 2009; Madoni, 1994, 2003; Drzewicki y Kulikowska, 2011), coincidiendo con las condiciones operacionales y alta calidad del efluente en ambos sistemas MBR, por lo tanto indicando el mismo valor asociado a este grupo en CASP.

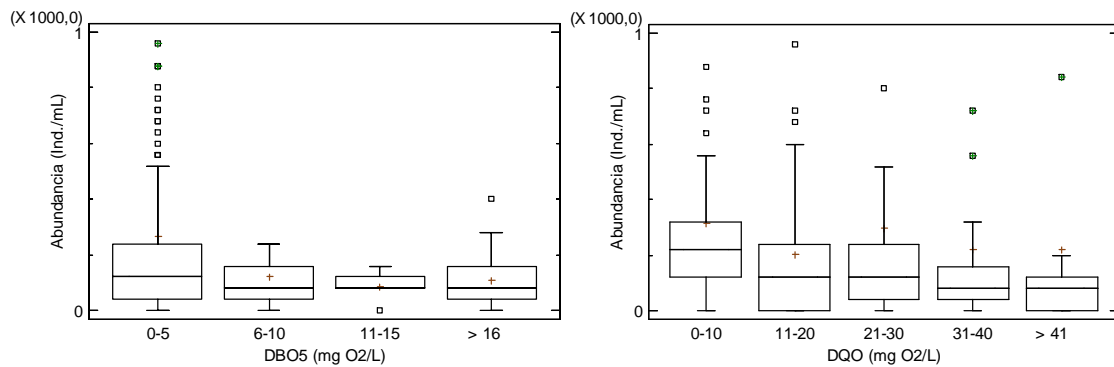


Figura 4.39. Abundancia de amebas testadas vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.32. Test LSD entre rangos de DBO₅ y amebas testadas.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	88,0	59,3296	X
> 16	14	108,571	119,927	X
6-10	33	123,636	189,832	X
0-5	369	267,642	603,831	X

En la Fig. 4.39., se aprecia como la abundancia de amebas testadas se ve afectada negativamente por un incremento en la DBO₅ reduciendo la abundancia de 268 individuos/mL a 88 individuos/mL. Mostrando cierta relación positiva con valores bajos de DBO₅ del efluente, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas (Tabla. 4.32).

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron que la abundancia de amebas testadas descendía de 65 ind./mL en el rango 0-4 mg O₂/L a 40 ind./mL en el rango 4-6 mg O₂/L, desapareciendo en los rangos de mayor DBO₅ del efluente. En los sistemas MBR sucedió algo similar aunque se encontraron en los rangos 11-15 y > 16 mg O₂/L y la abundancia fue mayor a la encontrada por Salvadó *et al.*, (1995).

Tabla 4.33. Test LSD entre rangos de DQO y amebas testadas.

<i>DQO (mg O₂/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
11-20	119	204,706	330,964	x
> 41	22	220,0	551,604	x
31-40	75	220,8	758,672	x
21-30	125	299,2	733,909	x
0-10	54	314,074	352,707	x

En cuanto a la DQO del efluente no ocurre lo mismo, la abundancia oscila entre 314 individuos/mL y 204 individuos sin importar la concentración de DQO degradable del efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ y DQO ensayados ($p < 0.211$ y $p < 0.165$ respectivamente) (Tabla.4.33).

Tabla 4.34. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de amebas testadas.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Amebas testadas	-0,078	-0,018

Los coeficientes de correlación para estos dos parámetros fueron negativos pero no significativos (Tabla. 4.34), disminuyendo su abundancia a medida que incrementa la DBO₅ y DQO del efluente.

Salvadó *et al.*, (1995) y Drzewicki y Kulikowska, 2011, no encontraron coeficientes de correlación para amebas testadas en sistemas CASP. Sin embargo, Madoni, (1994, 2003, 2011) encontró en 44 sistemas CASP coeficientes de correlación (0,760**) en base a la DBO₅ eliminada. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente, DBO₅ (0,03) y para la DQO (-0,14). Los coeficientes de correlación encontrados en los sistemas MBR aunque fueron muy bajos y negativos opuesto al encontrado por Madoni, indicando que su abundancia tiende a disminuir cuando aumenta la materia orgánica en los sistemas MBR, pero no fueron significativos.

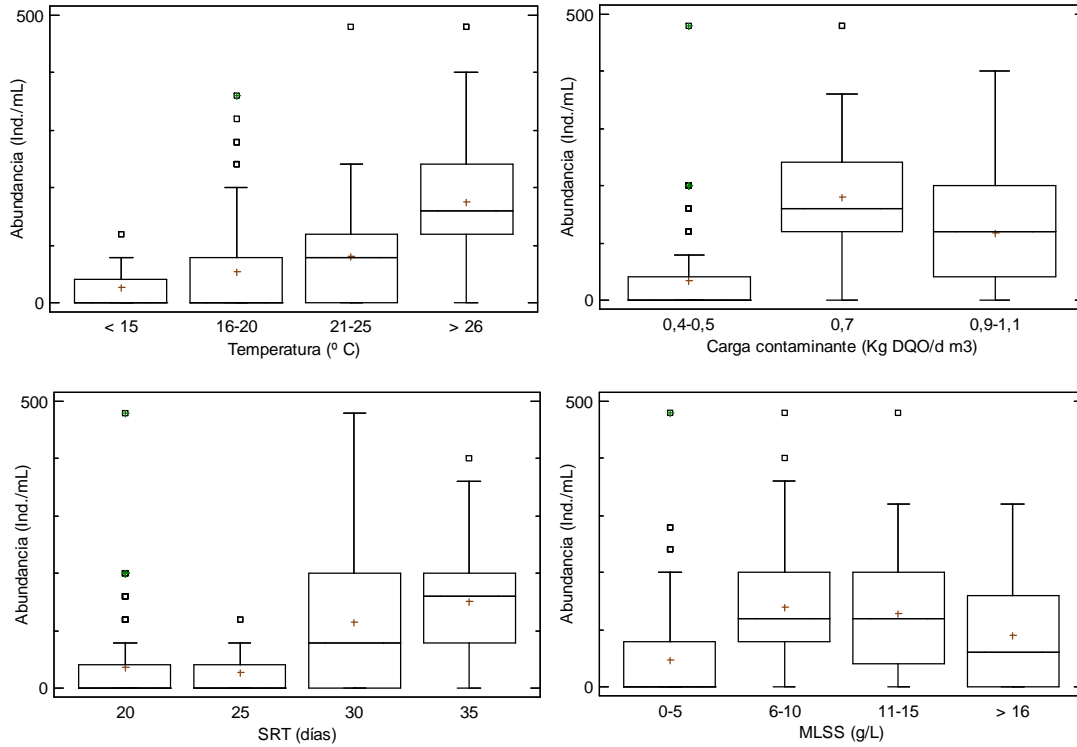
4.4.1.2.1. *Arcella* sp

Figura 4.40. Abundancia *Arcella* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.35. Test LSD entre rangos de temperatura y *Arcella* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	26,6667	43,3861	X
15-20	131	54,9618	82,7728	X
20-25	147	81,3605	75,839	X
> 25	123	175,935	108,853	X

La abundancia de *Arcella* sp se ve favorecida a medida que aumentaba la temperatura del fango activo (Fig. 4.40), encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C, siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y 20-25 ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente), y en la abundancia del rango

20-25 °C, siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y > 25 °C ($p < 0.013$; $p < 0.013$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.35).

Además, mostró gran tolerancia en los rangos de carga contaminante estudiados (Fig.4.40), presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,7 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.001$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.36). Mostrando un comportamiento diferente al grupo de amebas testadas el cual se desarrollan mejor a valores bajos de carga contaminante, en cambio con la temperatura si muestra una tendencia clara de aumentar la abundancia a medida que aumenta la temperatura, coincidiendo en gran parte con las características del grupo.

Tabla 4.36. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Arcella* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	34,7305	61,7107	x
0,9-1,1	170	116,941	95,0448	x
0,7	90	179,556	98,4618	x

Tabla 4.37. Test LSD entre rangos de SRT y *Arcella* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	26,6667	43,3861	x
20	149	35,7047	63,6105	x
30	88	114,545	116,845	x
35	172	150,93	90,749	x

La Fig. 4.40., muestra como la abundancia de *Arcella* sp se ve favorecida positivamente a medida que aumenta el SRT, encontrando diferencias significativas en la abundancia de *Arcella* sp para el SRT de 30 días siendo superior que la abundancia de los SRT 20, 25 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.002$ respectivamente), y para el SRT de 35 días siendo superior que la abundancia de los SRT de 20, 25 y 30 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.002$ respectivamente) (Tabla. 4.37).

Tabla 4.38. Test LSD entre rangos de MLSS y *Arcella* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	48,2424	79,3261	x
>16	32	91,25	97,5754	x
11-15	48	129,167	111,084	xx
6-10	175	138,743	98,7078	x

La concentración de MLSS en los reactores mostró que la abundancia de amebas testadas siendo inferior en el rango 0-5 g/L encontrando diferencias estadísticamente significativas con los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,017$ respectivamente), y entre el rango 6-10 con el rango > 16 g/L ($p < 0,008$) (Tabla. 4.38). Mostrando cierta afinidad por concentraciones medias altas de MLSS en los biorreactores de los sistemas MBR ensayados.

Los parámetros indicadores asociados a *Arcella* sp indicarían buenos rendimientos en la depuración, a elevadas concentraciones indica baja carga orgánica, buena aireación, alto SRT y condiciones de nitrificación (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994; Poole, 1984), favorecida por el aumento de la temperatura (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994), condiciones presentes en ambos sistemas MBR analizados. *Arcella hemisphaerica* se asocia a buen funcionamiento del proceso, altos SRT y baja carga orgánica (Foissner, 1995; Zhou *et al.*, 2006; Toman, 2002).

Tabla 4.39. Coeficientes de correlación de Pearson entre la variables ambientales y operacionales y amebas testadas y *Arcella* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Amebas testadas	-0,010	-0,165**	-0,132**	0,170**
<i>Arcella</i> sp	0,478**	0,369**	0,508**	0,360**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson fueron correlacionados positiva y significativamente con las variables ambientales y operacionales ensayadas, mostrando una conducta diferente al del grupo de amebas testadas (Tabla. 4.39). La abundancia de *Arcella* sp aumentaba al igual que aumentaban las variables, mostrando una afinidad por valores altos de las variables ensayadas.

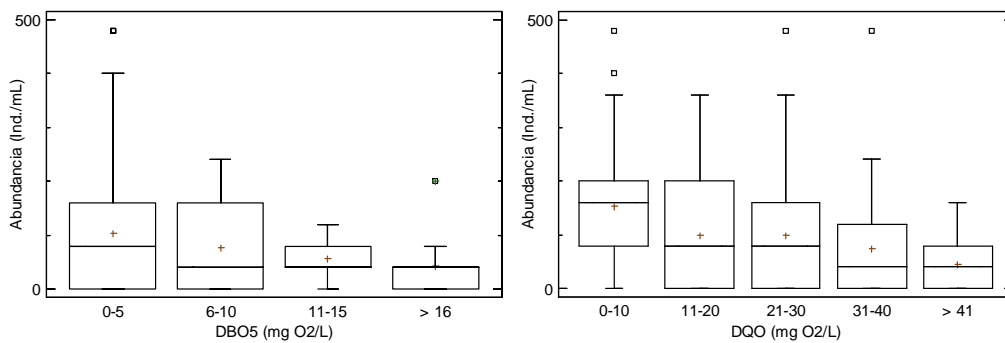


Figura 4.41. Abundancia de *Arcella* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig.4.41, indica como *Arcella* sp se ve afectada negativamente cuando la concentración de DBO₅ en el efluente se incrementaba, mostrando un descenso de su abundancia de 103 individuos/mL a 43 individuos/mL, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango > 16 mg O₂/L para DBO₅ ($p < 0.029$) (Tabla. 4.40). Mostrando una relación positiva con la calidad del efluente en parámetros de DBO₅.

Tabla 4.40. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Arcella* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	42,8571	53,1223	x
11-15	5	56,0	45,607	xx
6-10	33	76,3636	80,8478	xxx
0-5	369	103,089	104,425	x

Drzewicki y Kulikowska, 2011, encontraron en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas una abundancia de *Arcella* sp entre 49 ind./mL en alta calidad del efluente y de 20 ind./mL

para baja calidad del efluente, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.2404$).

Tabla 4.41. Test LSD entre rangos de DQO y *Arcella* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	45,4545	55,6115	X
31-40	75	74,1333	85,4099	XX
11-20	119	99,1597	105,168	X
21-30	125	99,84	103,69	X
0-10	54	153,333	108,992	X

Algo parecido ocurre con relación a la DQO, a medida que aumentaba la DQO del efluente la abundancia de *Arcella* sp se veía afectada negativamente de 153 individuos/mL a 45 individuos/mL, encontrando diferencias significativas entre la abundancia del rango 0-10 mg O₂/L con la abundancia de los rangos 11-20, 21-30, 31-40 y > 41 mg O₂/L para DQO ($p < 0.001$; $p < 0.001$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.41). Mostrando relación positiva con valores bajos de DQO en el efluente de los sistemas MBR ensayados.

Tabla 4.42. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de *Arcella* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Amebas testadas	-0,078	-0,018
<i>Arcella</i> sp	-0,132**	-0,229**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson son negativos y significativos superior al 95 % para ambos parámetros de calidad del efluente (Tabla.4.42). Por lo tanto, se sugiere asignar a la especie *Arcella* sp un valor bioindicador de buena calidad del efluente en los sistemas MBR, debido a la relación positiva mostrada entre la abundancia de esta ameba testada y la calidad del efluente, ya que concentraciones elevadas de DBO₅ y DQO en la salida presentaban una relación negativa con la abundancia de esta especie, corroborado

estadísticamente mediante el test LSD y los coeficientes de correlación de Pearson. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO_5 (-0,21) y para la DQO (-0,06), pero no fueron significativos.

En sistemas convencionales se asocian con alta calidad del efluente y condiciones de nitrificación, sin presentar correlaciones con la calidad del efluente (Madoni, 1994, 2003; Drzewicki y Kulikowska, 2011), corroborando el papel indicador de *Arcella spp* en parámetros de calidad del efluente en los sistemas MBR ensayados.

4.4.1.2.2. *Euglypha* sp

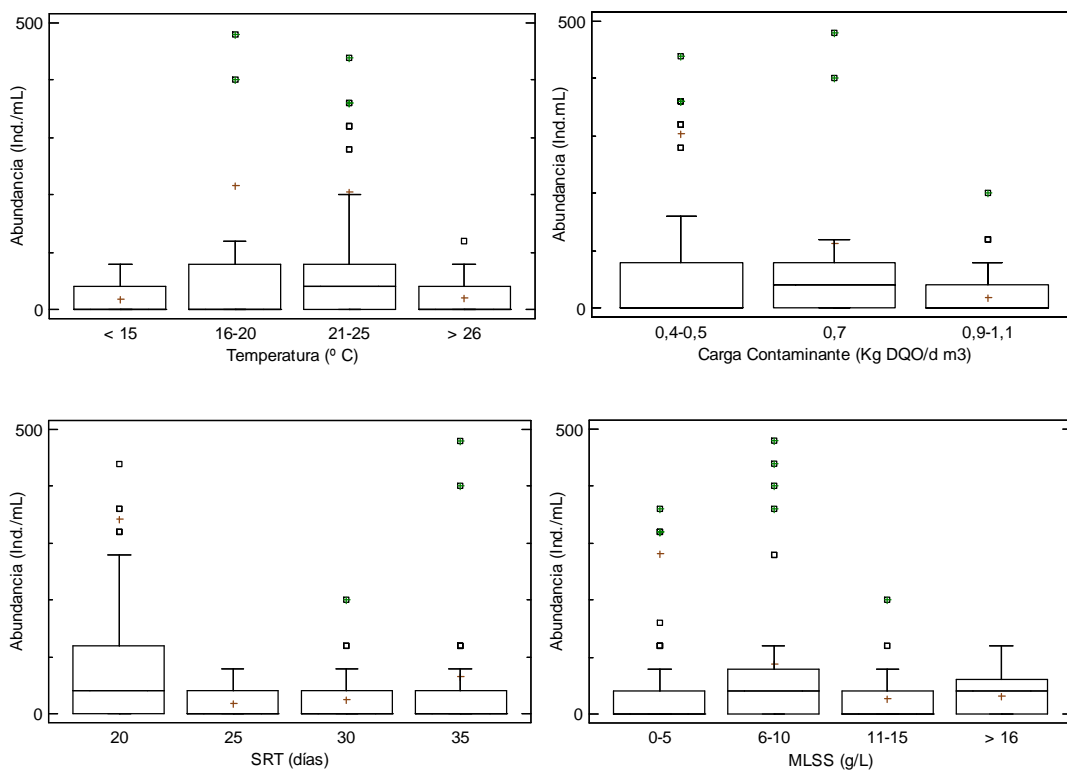


Figura 4.42. Abundancia de *Euglypha* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Euglypha sp al igual que *Arcella* sp se ve favorecida por temperaturas más altas, aunque a temperaturas superiores a 25 °C decrece su abundancia, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango > 25 °C, siendo menor que la abundancia de los rangos 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.006$ y $p < 0.008$ respectivamente) (Tabla. 4.43).

Tabla 4.43. Test LSD entre rangos de temperatura y *Euglypha* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	17,7778	24,628	xx
> 25	123	21,7886	29,9736	x
20-25	147	204,626	606,151	x
15-20	131	216,794	770,693	x

Al contrario que *Arcella* sp la abundancia de *Euglypha* sp se ve perjudicada a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente (Fig. 4.42), presentando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.010$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.44.). El comportamiento mostrado por esta especie es coincidente al registrado por el grupo de amebas testadas en general. Sugiriendo elegir a *Euglypha* sp como indicadora de baja carga en el influente.

Tabla 4.44. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Euglypha* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	19,2941	32,3366	x
0,7	90	113,333	255,405	x
0,4-0,5	167	304,671	881,354	x

Al contrario que *Arcella* sp la abundancia de *Euglypha* sp es significativamente mayor en 20 días de SRT comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.022$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.45).

Tabla 4.45. Test LSD entre rangos de SRT y *Euglypha* sp.

SRT Días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	17,7778	24,628	x
30	88	25,9091	39,3229	x
35	172	65,1163	191,618	x
20	149	339,329	927,346	x

Tabla 4.46. Test LSD entre rangos de MLSS y *Euglypha* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	48	28,3333	42,0402	x
> 16	32	32,5	35,8311	x
6-10	175	88,9143	217,241	x
0-5	165	280,485	886,462	x

La abundancia de *Euglypha* sp con respecto a la concentración de MLSS mostro que esta especie de ameba testada presenta afinidad por concentraciones de MLSS bajas (Fig.4.42), encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo mayor que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 ($p < 0,002$; $p < 0,008$ y $p < 0,026$ respectivamente) (Tabla. 4.46).

Tabla 4.47. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de amebas testadas, *Arcella* sp y *Euglypha* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Amebas testadas	-0,010	-0,165**	-0,132**	0,170**
<i>Arcella</i> sp	0,478**	0,369**	0,508**	0,360**
<i>Euglypha</i> sp	-0,096*	-0,221**	-0,212**	0,035

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como esta especie de ameba testada presento un comportamiento similar al del grupo de amebas testadas y contrario al presentado por *Arcella* sp. Indicando que su abundancia esta correlacionada negativa y

significativamente con las variables como la temperatura, carga orgánica y SRT, decreciendo su abundancia cuando incrementaban estas variables en los sistemas MBR ensayados (Tabla. 4.47).

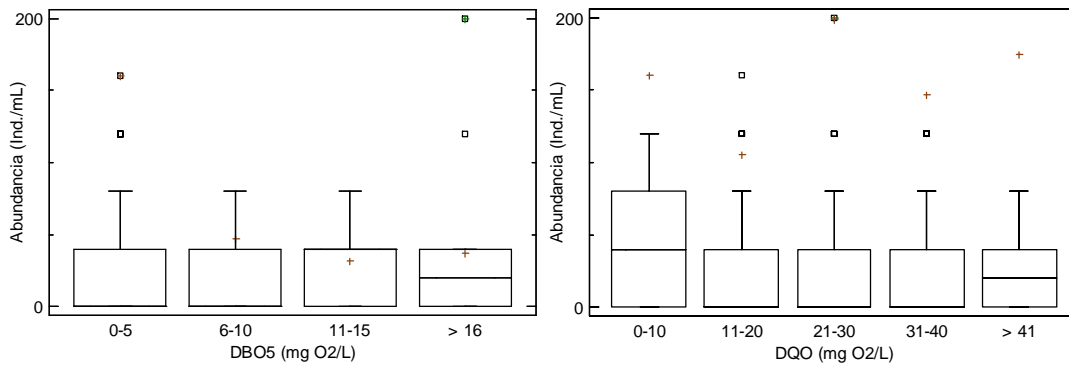


Figura 4.43. Abundancia de *Euglypha* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.43, muestra como la abundancia de *Euglypha* sp se oscila entre 32 y 160 ind./mL en los rangos de DBO₅ del efluente ensayados, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas entre los rangos de DBO₅ analizados ($p < 0.272$) (Tabla. 4.48). Aunque mostró cierta tendencia a descender su abundancia a medida que aumentaba la DBO₅ en el efluente. Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas una abundancia de *Euglypha* sp entre 26 ind./mL en alta calidad del efluente y de 20 ind./mL para baja calidad del efluente, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.663$).

Tabla 4.48. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Euglypha* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	32,0	33,4664	X
> 16	14	37,1429	57,5698	X
6-10	33	47,2727	166,269	X
0-5	369	160,542	600,757	X

La abundancia de *Euglypha* sp no se ve afectada por el incremento en la DQO del efluente al igual que en la DBO₅, oscilando entre 105 y 199 ind./mL (Fig.4.43), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos de DQO analizados ($p < 0.211$) (Tabla. 4.49).

Tabla 4.49. Test LSD entre rangos de DQO y *Euglypha* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-20	119	105,546	314,087	X
31-40	75	146,667	753,065	X
0-10	54	160,741	311,15	X
> 41	22	174,545	552,679	X
21-30	125	199,36	741,646	X

Euglypha sp, no presento un valor indicador asociado a los parámetros de calidad del efluente analizados, debido a su presencia en los rangos de DBO₅ y DQO ensayados en los sistemas MBR. Además, corroborado por los coeficientes de correlación de Pearson que aunque fueron negativos no fueron significativos (Tabla. 4.50). En CASP no se relaciona con buenos rendimiento en la depuración (Rodríguez *et al.*, 2008), sin embargo, en los sistemas MBR aunque no fue significativo los efluentes de ambos sistemas siempre fueron de alta calidad en presencia de *Euglypha* sp.

Tabla 4.50. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Euglypha* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Amebas testadas	-0,078	-0,018
<i>Euglypha</i> sp	-0,061	-0,222

La presencia de amebas testadas en el fango activo en CASP es normal, principalmente especies de *Arcella spp* y *Euglypha spp* asociadas a sistemas CASP con eliminación biológica de nitrógeno, sistemas caracterizados por baja carga contaminante, altos SRT y alto contenido de oxígeno (Poole, 1984; Madoni *et al.*, 1993, 2003), bajo estas condiciones el funcionamiento del proceso de depuración es excelente y la calidad del efluente esperado es alta (Madoni, 1994, 2011), coincidiendo con los resultados obtenidos en esta investigación, debido a las condiciones operacionales (altos SRT, nitrificación, buena oxigenación y alta calidad del efluente tratado), siendo significativo en *Arcella* sp.

4.4.1.3. Pequeños flagelados

La especie observada y con mayor frecuencia de aparición fue *Bodo* spp, especialmente *Bodo saltans* (Fig. 4.44.). Frecuentemente observado en el 97 % de los casos para el sistema MBR-MF y un 100% en el sistema MBR-UF, predominante en 4 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 1 ocasión en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.), se alimentan de materia orgánica disuelta, bacterias libres y floculantes, por lo que proliferan durante todas las fases del proceso siendo su frecuencia de aparición superior al 97% para las dos instalaciones MBR, en CASP se han encontrado porcentajes entorno a un 59 %, apareciendo en ambos sistemas nitrificantes y no nitrificantes (Poole, 1984) y de un 100 % en un sistema CASP en cual recibía aportes de la industria textil (Araujo dos Santos *et al.*, 2014). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 100 % para este grupo de pequeños flagelados.

Asociados a fases iniciales de colonización del fango activo y si aparece en fangos maduros indican un empeoramiento en el proceso de depuración, falta de oxigenación y baja calidad del efluente (Madoni, 1994; 2003; Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013). Poole, (1984) encontró flagelados en los tres tipos de sistemas CASP (nitrificantes, no nitrificantes, bajos y altos SRT, baja y alta carga orgánica). Siendo generalmente los más numerosos en términos de número total en sistemas de fangos activos y filtros percoladores (Horan, 2003). En ocasiones consumidos por hipótricos como *Euplotes* sp (Lynn, 2010).



Figura 4.44. Pequeños flagelados sobre una cianofícea, *Bodo saltans*.

Los pequeños flagelados presentes en los dos sistemas y provenientes del influente en su mayoría (Madoni, 1994, 2003), también encuentran un buen lugar en las aguas residuales para su establecimiento y desarrollo, presentando una tendencia similar en los dos sistemas estudiados, aunque existe una densidad menor en el sistema MBR-MF.

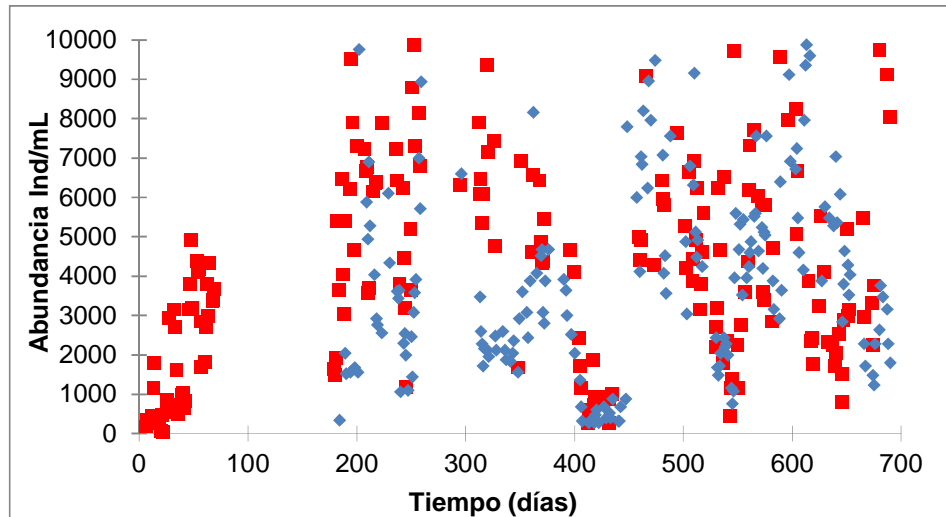


Figura 4.45. Evolución de pequeños flagelados en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Fig. 4.45., muestra la evolución de pequeños flagelados en los sistemas MBR, mostrando una presencia habitual durante el período experimental, lo cual no es significativo de mala calidad de efluente y pobre actividad, encontrando recuentos máximos cuando la carga contaminante del influente presentaba valores máximos sin importar la temperatura, mostrando un comportamiento similar en los sistemas ensayados.

Bajo las condiciones de trabajo no se cumple el papel indicador asociado a CASP como es el mal estado de la biomasa, bajo rendimiento del sistema o baja calidad del efluente esperado debido a sobre cargas en el sistema, fango poco aireado, sustancias fermentables y grupo negativo en el SBI (Madoni, 1994; 2003). Según Curds and Cockburn (1970b), los flagelados son los únicos protistas presentes en fangos altamente cargados (> 0,9 Kg DBO/Kg MLSS/d).

Por el contrario, el rendimiento de los sistemas en cuanto a eliminación de materia orgánica fue alto superior al 90 % y la alta calidad del efluente fue constante, inclusive en los episodios en los cuales fueron predominantes de la comunidad protozoaria en ese momento. En sistemas CASP cuando son dominantes junto a amebas desnudas, enjambres de ciliados peritricos y gran cantidad de bacterias dispersas indican pobre funcionamiento del proceso de depuración, fango inestable, presencia de tóxicos y maduración del fango (Foissner *et al.*, 1995; Schleypen y Gschlössl, 1992).

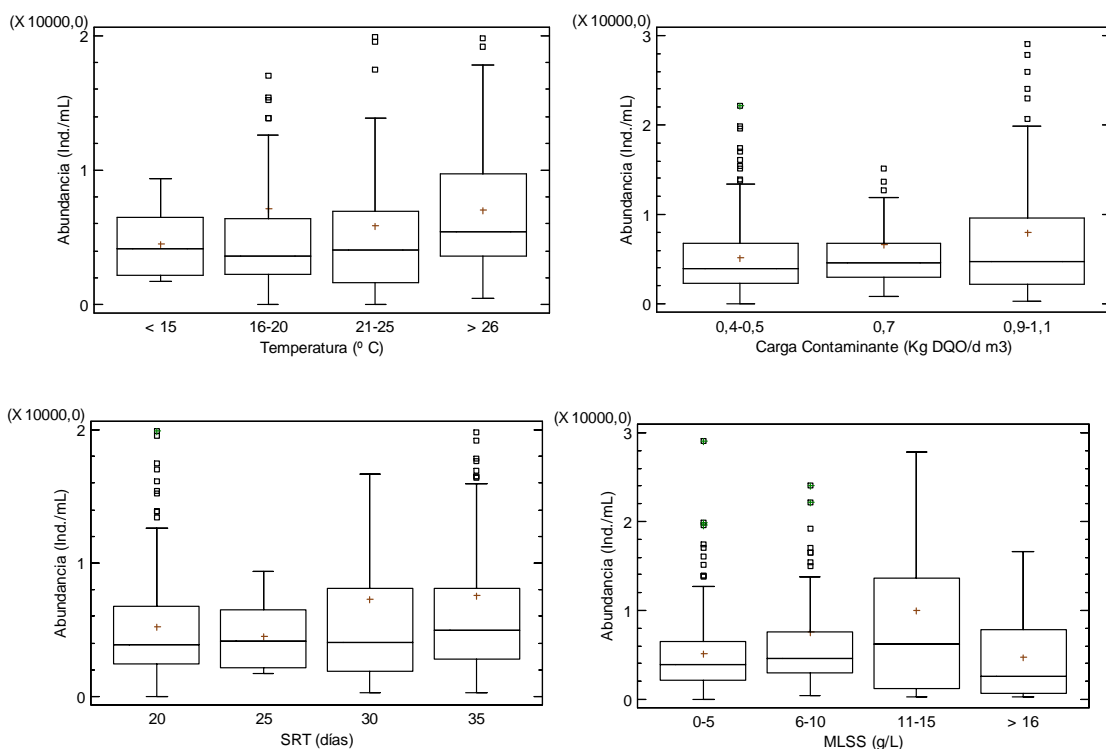


Figura 4.46. Abundancia de pequeños flagelados vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Los pequeños flagelados en sistemas CASP de eliminación de nutrientes, se han encontrado en el 84 % de las muestras cuando el rendimiento de la nitrificación fue superior al 85 %, jugando un papel diferente que en los sistemas convencionales, estos organismos se asocian a una buena eliminación de N y se postulan como indicadores en el desarrollo de nuevos índices (Pérez-Uz *et al.*, 2010). Condiciones presentes en los sistemas MBR

analizados, donde fueron frecuentes y abundantes sin alterar la calidad del efluente a lo largo del período de experimentación.

La Fig. 4.46, muestra como la abundancia de pequeños flagelados no se ve afectada por los rangos de temperatura, apareciendo en cada uno de los rangos sin diferencias estadísticamente significativas en los grupos analizados ($p < 0.277$) (Tabla. 4.51). Mostrando un gran rango de crecimiento tanto a bajas como en altas temperaturas.

Tabla 4.51. Test LSD entre rangos de temperatura y pequeños flagelados.

<i>Temperatura °C</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
< 15	18	4531,11	2489,76	x
20-25	147	6142,86	8584,3	x
> 25	123	6944,23	5130,79	x
15-20	131	7091,3	13095,0	x

En cambio, la abundancia de este grupo de protozoos se ve favorecida a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de pequeños flagelados, siendo menor en el rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ comparado con la abundancia del rango 0,9-1,1 kg DQO/d m³ ($p < 0.007$) (Tabla. 4.52), indicando la capacidad de este grupo de protozoos de tolerar valores elevados de carga orgánica.

Tabla 4.52. Test LSD entre rangos de carga contaminante y pequeños flagelados.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,4-0,5	167	5185,39	4177,52	x
0,7	90	6651,11	8646,45	xx
0,9-1,1	170	7927,29	12529,0	x

Tabla 4.53. Test LSD entre rangos de SRT y pequeños flagelados.

<i>SRT (Días)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	4531,11	2489,76	XX
20	149	5264,43	4336,33	X
30	88	7322,73	13584,2	XX
35	172	7568,84	10035,2	X

La Fig. 4.46, muestra como la abundancia de pequeños flagelados se ve afectada por valores de SRT entre 30-35 días, aunque se encuentra en todos los valores de SRT, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del SRT 20 días siendo menor que la abundancia del SRT 35 días ($p < 0.026$) (Tabla. 4.53).

La abundancia de pequeños flagelados mostró mayor afinidad por valores altos de MLSS > 6 g/L (Fig. 4.46), encontrando diferencias estadísticamente en la abundancia del rango 0-5 siendo menor que la abundancia de los rangos 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,016$ y $p < 0,001$ respectivamente), entre el rango 11-15 g/L siendo mayor que la abundancia del rango > 16 g/L ($p < 0,013$) (Tabla. 4.54).

Tabla 4.54. Test LSD entre rangos de MLSS y pequeños flagelados.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
> 16	32	4737,5	5068,31	XX
0-5	165	5078,91	4300,63	X
6-10	175	7511,43	11341,8	XX
11-15	48	9979,17	14026,6	X

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de pequeños flagelados esta correlacionada positiva y significativamente con la carga contaminante y el SRT (Tabla. 4.55), indicando que cuando aumentan estas variables la abundancia de pequeños flagelados también lo hacía, mostrando una conducta diferente al grupo de grandes flagelados. Este grupo de pequeños flagelados puede servir como indicador de un aumento de la carga contaminante en el influente.

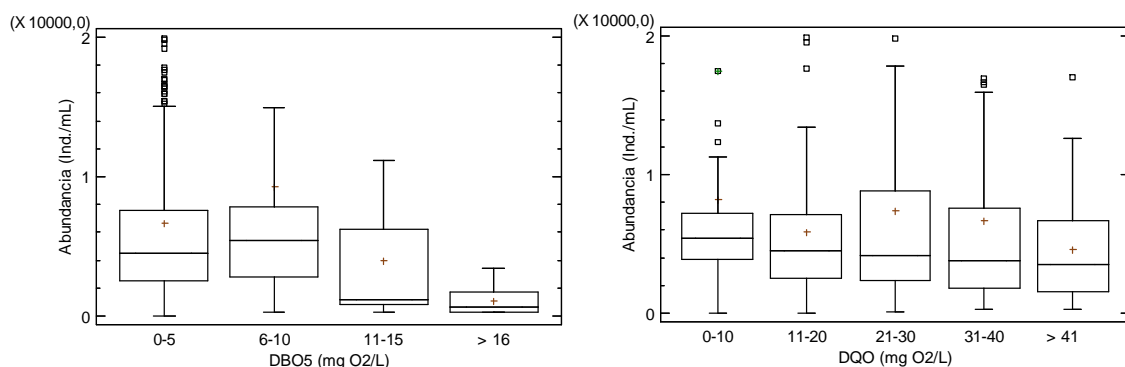
Tabla 4.55. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de pequeños flagelados.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Pequeños flagelados	0,015	0,131**	0,115*	0,065
Grandes flagelados	-0,041	-0,130**	-0,138**	-0,143**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP el aumento de su población se asocia a la involución del sistema hacia la estructura presente durante la fase de arranque del proceso y son favorecidos positivamente por la temperatura (Rodríguez *et al.*, 2008). Madoni asocia un crecimiento excesivo en CASP a un bajo rendimiento en el proceso de depuración debido a bajos niveles de oxígeno en el fango o sobre carga del sistema y presencia de sustancias fermentables (Madoni, 1994), Por el contrario, para las condiciones ensayadas en los sistemas MBR no ocurre lo mismo, ya que la calidad del efluente no se veía afectaba cuando la abundancia de pequeños flagelados incrementaba o eran dominantes.

La proliferación de ciertos flagelados también se asocia al establecimiento de procesos eficientes de nitrificación (Rodríguez *et al.*, 2008; BIOFAC vs.1.0, 2009). Además, son un eslabón clave en la cadena alimenticia del fango activo, sirviendo como presa para otros protozoos.

**Figura 4.47.** Abundancia de pequeños flagelados vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

En la Fig. 4.47, se muestra la tendencia hacia el descenso de la abundancia de pequeños flagelados a medida que aumenta la DBO₅ del efluente, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 16 mg O₂/L (1.103 individuos/mL) siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5 y 6-10 mg O₂/L de DBO₅ (6.641 individuos/mL y 9.290 individuos/mL respectivamente) ($p < 0.029$ y $p < 0.006$ respectivamente) (Tabla. 4.56), contradiciendo el valor asignado en CASP de baja calidad del efluente y de indicador de altos valores de DBO₅ en efluente.

Tabla 4.56. Test LSD entre rangos de DBO₅ y pequeños flagelados.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	1102,86	1064,41	X
11-15	5	3928,0	4689,6	XX
0-5	369	6641,03	8723,71	X
6-10	33	9290,3	15639,3	X

En CASP configurados para la eliminación de nutrientes son asociados a condiciones de nitrificación (Pérez-Uz *et al.*, 2010; Arregui *et al.*, 2013). Por el contrario, Salvadó *et al.*, (1995) encontraron que la abundancia de pequeños flagelados descendía al aumentar la DBO₅ del efluente de 334.474 ind/mL (0-4 mg O₂/L), entre 701.904 y 733.258 ind./mL (16-42 mg O₂/L) a 19.720 ind./mL (67-107 mg O₂/L), algo similar a lo sucedido en los sistemas MBR los cuales indicaron relación positiva con bajos valores de DBO₅ en el efluente.

En sistemas CASP con aportes de fosas sépticas la abundancia de pequeños flagelados reportada fue muy baja de 6 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta y de 43 ind/mL cuando el efluente fue de baja calidad, encontrando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,000$) entre la abundancia y la calidad del efluente (Drzewicki y Kulikowska, 2011).

Al analizar la abundancia de los pequeños flagelados con respecto a la DQO, observamos que estos protozoos están presentes en todos los rangos de DQO del efluente analizados oscilando entre 8.147 individuos/mL y 5.840 individuos/mL, sin observarse diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.134$) (Tabla. 4.57).

Tabla 4.57. Test LSD entre rangos de DQO y pequeños flagelados.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	4594,55	4369,04	x
11-20	119	5840,34	5015,41	x
31-40	75	6652,53	11109,1	x
21-30	125	7347,68	11647,1	x
0-10	54	8187,41	10742,1	x

Tabla 4.58. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y pequeños flagelados.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Pequeños flagelados	-0,070	-0,037

Los coeficientes de correlación de Pearson aunque fueron negativos para ambos parámetros de calidad del efluente no fueron significativos, sin presentar correlaciones estadísticamente significativas para los parámetros analizados (Tabla. 4.58). Madoni, (1994, 2003, 2011) encontró correlación negativa y significativa entre la abundancia de pequeños flagelados y la DBO₅ eliminada en sistemas CASP (-0,798**) indicando que su abundancia se veía perjudicada cuando aumentaba la DBO₅ en el efluente. Por el contrario, Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron correlaciones positivas y significativas entre la abundancia de pequeños flagelados y los parámetros de DBO₅ y DQO del efluente (0,670*** y 0,635*** respectivamente), indicando que su abundancia se ve beneficiada cuando empeoraba la calidad del efluente. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, siendo positivo y significativo para DBO₅ (0,43*) indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente y para la DQO (-0,20) encontrado lo contrario a lo observado en los sistemas MBR, no sucedió lo mismo para la DQO, siendo negativo y no significativo, indicando que su abundancia disminuía cuando aumentaba la DQO en el efluente, algo similar a lo observado en los sistemas MBR.

Los pequeños flagelados considerados en CASP indicadores de mala calidad del proceso y asociados a valores altos de DBO₅ del efluente (Curds and Cockburn, 1970b; Madoni, 1994, 2003; Drzewicki y Kulikowska, 2011) y según Poole, (1984) aparecen en un rango

amplio de condiciones. Por el contrario, en los sistemas MBR ensayados mostraron un comportamiento contrario al descrito por otros investigadores en CASP, ya que la calidad del efluente siempre fue constante, aun cuando fueron dominantes, mostrando relación positiva con la DBO₅ del efluente tratado, no siendo así con la DQO del efluente ya que apareció en todos los rangos de DQO ensayados.

4.4.1.4. Grandes flagelados

La especies de grandes flagelados (Fig. 4.48) encontradas fueron *Peranema trichophorum* (Dujardin, 1841) y *Entosiphon* sp (Stein, 1878), ocasionalmente *Euglena* spp, siendo las más representativas de este grupo de protozoos bajo las condiciones de trabajo. Asociados a baja carga orgánica, pero compatibles con buenos rendimientos en depuración.



Figura 4.48. Grandes flagelados *Peranema* sp (izquierda), *Entosiphon* sp (centro), *Euglena* sp (derecha).

Peranema sp, el cual presentó una frecuencia de aparición de un 66 % para el sistema MBR-UF y de un 40 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). *Entosiphon* sp, presentó una frecuencia de aparición de un 23 % para el sistema MBR-UF y de un 26 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). Según Madoni (2010) son frecuentes en fangos activos. Se encontró ocasionalmente *Euglena* sp, la cual presentó una frecuencia de aparición en los sistemas MBR muy baja, alrededor del 2,5 %.

La Figura 4.49, muestra como la abundancia de grandes flagelados es habitual en los sistemas MBR y el aumento de su abundancia se debe principalmente a un valor alto en la

carga contaminante de entrada, comportándose de manera similar en los dos sistemas MBR analizados, aunque su presencia fue habitual no llegaron a ser dominantes durante el período de investigación.

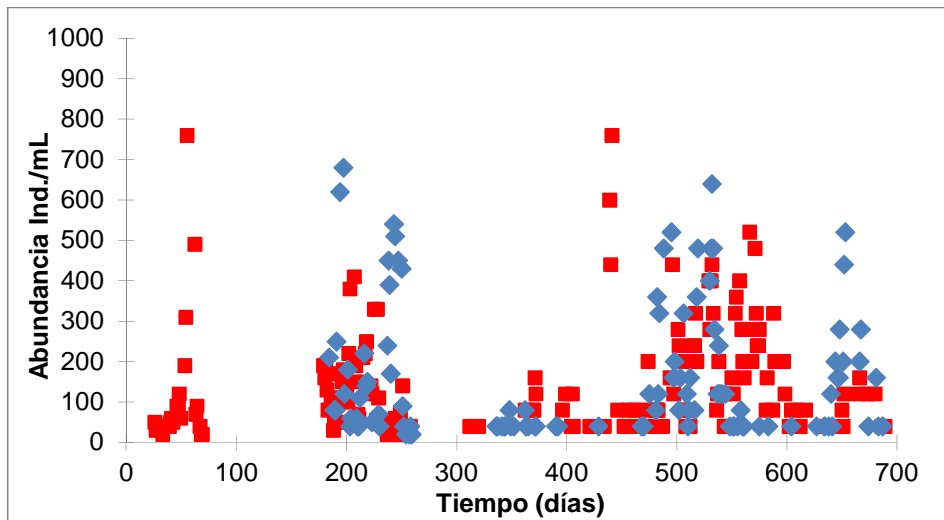


Figura 4.49. Evolución de grandes flagelados en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

El papel indicador asignado a *Peranema* sp y *Entosiphon* sp en CASP corresponde con baja carga orgánica, compatible con buenos rendimientos en la depuración (Rodríguez *et al.*, 2008), los cuales coinciden con las condiciones operacionales y buen rendimiento en la depuración de los sistemas MBR analizados. Aunque en sistemas de eliminación de nutrientes fueron menos abundantes concretamente *Peranema* sp y *Euglena* sp apareció sistemáticamente y no fueron asociados a la eliminación de nitrógeno (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

La verdadera importancia de los flagelados en CASP ha sido probablemente desestimada, ya que la mayoría se alimenta activamente de bacterias. Flagelados especialmente euglénidos siendo enteros o parcialmente fotoautolitotrofos, forman parte substancial de la comunidad protozoaria en sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales como lagunas de oxidación y sobre la superficie de tricking filters, pero usualmente no son representados en el fango activo, probablemente debido a la ausencia de luz debido a la turbiedad del fango activo. Otros flagelados son heterótrofos, obteniendo su alimento de ya sea en forma disuelta o particulada. Especies como *Peranema* sp pueden ser carnívoros,

y otros son capaces de utilizar compuestos orgánicos solubles en competición con las bacterias. (Seviour, 2010). Claramente se necesitan más investigaciones para determinar el papel indicador en sistemas CASP y MBR.

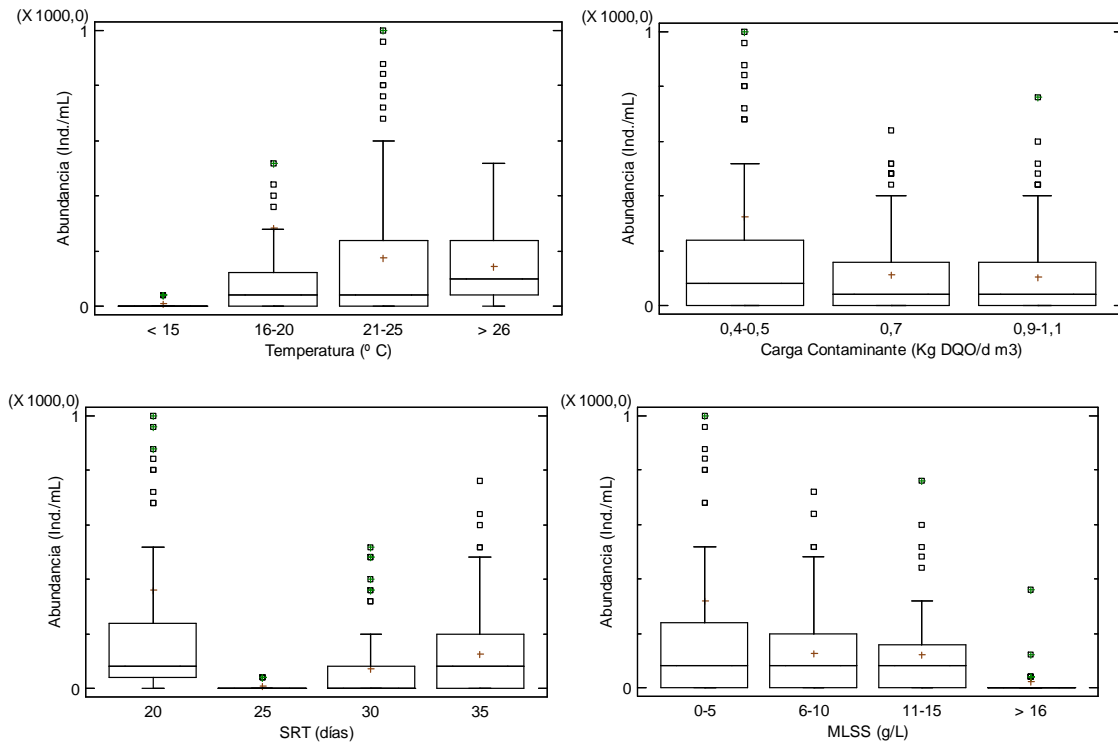


Figura 4.50. Abundancia de grandes flagelados vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.59. Test LSD entre rangos de temperatura y grandes flagelados.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	8,88889	17,1117	X
>25	123	140,488	136,885	X
20-25	147	174,694	272,224	X
15-20	131	282,137	1326,45	X

La Fig. 4.50, muestra como la abundancia de grandes flagelados no se ve afectada por la temperatura, apareciendo en todos los rangos de temperatura ensayados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos analizados ($p < 0.155$) (Tabla. 4.59).

Con relación a la carga contaminante encontramos que la abundancia de este grupo de protozoos se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango de 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.033$ y $p < 0.008$ respectivamente) (Tabla. 4.60). Puede proponerse como indicadores de baja carga en el influente.

Tabla 4.60. Test LSD entre rangos de carga contaminante y grandes flagelados.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,9-1,1	170	104,0	137,494	x
0,7	90	112,889	155,507	x
0,4-0,5	167	323,832	1188,32	x

La abundancia de grandes flagelados es significativamente superior en el SRT de 20 días (Fig. 4.50) comparado con los SRT de 30 y 35 días ($p < 0.004$ y $p < 0.005$ respectivamente) (Tabla. 4.61).

Tabla 4.61. Test LSD entre rangos de SRT y grandes flagelados.

<i>SRT días</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	8,88889	17,1117	xx
30	88	70,9091	122,01	x
35	172	125,581	150,683	x
20	149	361,879	1253,12	x

Tabla 4.62. Test LSD entre rangos de carga MLSS y grandes flagelados.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
>16	32	21,25	66,6115	x
11-15	48	121,667	174,64	xx
6-10	175	127,543	146,398	x
0-5	165	320,485	1195,56	x

En cuanto a la relación de MLSS y el grupos de grandes flagelados, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior a la abundancia de los rangos 6-10 y > 16 g/L ($p < 0,020$ y $p < 0,042$ respectivamente) (Tabla. 4.62).

Los coeficientes de correlación de Pearson corroboran como la abundancia de grandes flagelados esta correlacionada negativa y significativamente con las variables como la carga contaminante y SRT (Tabla. 4.63), decreciendo su abundancia cuando incrementaban estas variables en el proceso, sirviendo como indicadores de un aumento de la carga contaminante cuando la abundancia disminuía. La especie *Entosiphon* sp marco la tendencia en el comportamiento del grupo en general. Mostrando un comportamiento diferente a *Euglena* spp y *Peranema* sp.

Tabla 4.63. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de grandes flagelados.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Grandes flagelados	-0,041	-0,130**	-0,138**	-0,143**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

La Fig. 4.51, muestra como la abundancia del grupo de grandes flagelados oscila entre 205 individuos/mL y 14 individuos/mL, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.482$) para los rangos de DBO₅ ensayados (Tabla. 4.64). Salvadó *et al.*, (1995) encontraron que la abundancia de flagelados > 20µm solo aparecían en el rango de menor DBO₅ (0-4 mg O₂/mL) con una abundancia de 36 ind./mL, desapareciendo en los demás rangos. Por el contrario, en los sistemas MBR ensayados fueron frecuentes en los cuatro rangos de DBO₅ ensayados.

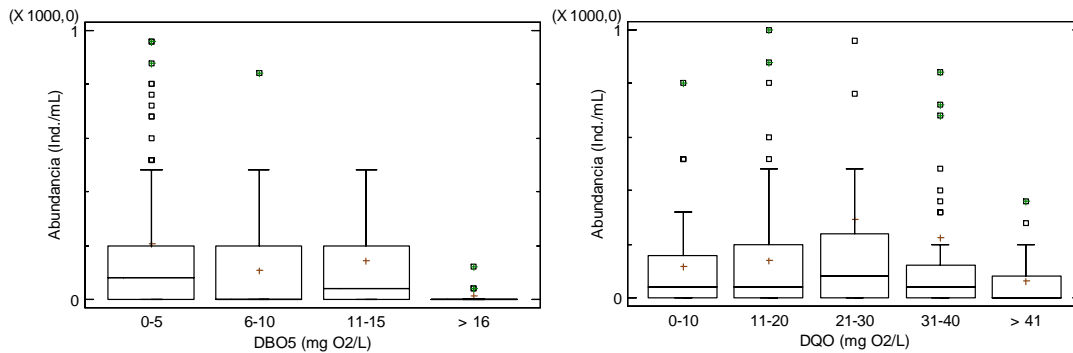


Figura 4.51. Abundancia de grandes flagelados vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.64. Test LSD entre rangos de DBO₅ y grandes flagelados.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	14,2857	33,6759	x
6-10	33	107,879	184,251	x
11-15	5	144,0	205,134	x
0-5	369	205,637	810,89	x

Con respecto a la DQO la abundancia oscilo entre 292 individuos/mL y 64 individuos/mL, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre este grupo de protozoos y los rangos de DQO ensayados ($p < 0.691$) (Tabla. 4.65).

Tabla 4.65. Test LSD entre rangos de DQO y grandes flagelados.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	63,6364	103,028	x
0-10	54	118,519	166,285	x
11-20	119	138,824	232,82	x
31-40	75	223,467	957,273	x
21-30	125	292,8	1154,25	x

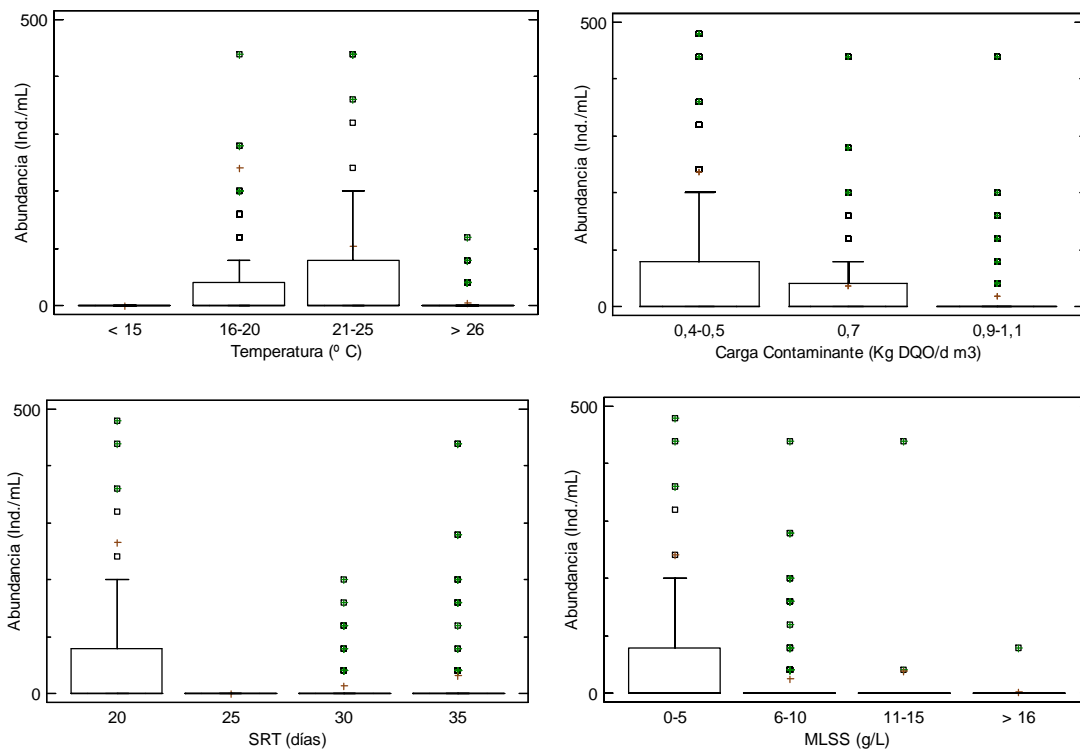
El comportamiento del grupo de grandes flagelados con relación a los parámetros de calidad del efluente no presento relación alguna, los coeficientes de correlación de Pearson mostraron correlación negativa con la DBO₅ y positiva con la DQO, pero no fueron estadísticamente significativas (Tabla. 4.66).

Tabla 4.66. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de grandes flagelados.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Grandes flagelados	-0,053	0,034

Debido a la presencia de 3 géneros y el papel indicador de cada uno, como *Euglena* sp, *Entosiphon* sp y *Peranema* sp a continuación se analiza cada género por separado con respecto a las variables ambientales y operacionales y su relación con la calidad del efluente en parámetros de DBO₅ y DQO.

4.4.1.4.1. *Entosiphon* sp

**Figura 4.52.** Abundancia de *Entosiphon* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

La Fig. 4.52., muestra como la abundancia de *Entosiphon* sp se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo y la carga orgánica en el influente. Presentando diferencias estadísticamente significativas para la temperatura en la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia del rango > 25 °C ($p < 0.007$) (Tabla. 4.67).

Tabla 4.67. Test LSD entre rangos de temperatura y *Entosiphon* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	XX
> 25	123	3,90244	15,7144	X
20-25	147	91,7007	239,964	XX
15-20	131	240,916	1269,53	X

En el caso de la carga contaminante se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ la cual fue mayor que la registrada en los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.034$ y $p < 0.005$ respectivamente), las cuales fueron estadísticamente menores (Tabla. 4.68).

Tabla 4.68. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Entosiphon* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	18,3529	84,9483	X
0,7	90	37,3333	92,0772	X
0,4-0,5	167	236,647	1139,44	X

En relación con el SRT, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Entosiphon* sp la cual es significativamente superior en el SRT de 20 días (Fig. 4.52.), comparado con los SRT de 30 y 35 días ($p < 0.009$ y $p < 0.004$ respectivamente) (Tabla. 4.69).

Tabla 4.69. Test LSD entre rangos de SRT y *Entosiphon* sp.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	xx
30	88	13,1818	37,2486	x
35	172	30,9302	104,189	x
20	149	265,235	1203,57	x

El rango de menor concentración de MLSS 0-5 g/L presento la mayor abundancia de *Entosiphon* sp, siendo estadísticamente superior a la abundancia del rango 6-10 g/L ($p < 0,031$) (Tabla. 4.70). No siendo así para los rangos de mayor concentración de MLSS (Fig. 4.52).

Tabla 4.70. Test LSD entre rangos de MLSS y *Entosiphon* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	2,5	14,1421	xx
6-10	175	25,3714	82,0762	x
11-15	48	38,3333	150,338	xx
0-5	165	240,242	1145,2	x

Tabla 4.71. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de grandes flagelados.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Grandes flagelados	-0,041	-0,130**	-0,138**	-0,143**
<i>Entosiphon</i> sp	-0,098*	-0,136**	-0,144**	-0,342

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Entosiphon* sp esta correlacionada negativa y significativamente con las variables como la temperatura, carga contaminante y el SRT (Tabla. 4.71), indicando que un aumento de estas variables repercutía en un descenso en la abundancia de esta especie de grande flagelado.

Asociado con condiciones de baja carga orgánica en el reactor (Rodríguez *et al.*, 2008), coincidiendo con los resultados, mostrando un comportamiento similar al del grupo de grandes flagelados y siendo indicador de baja carga contaminante.

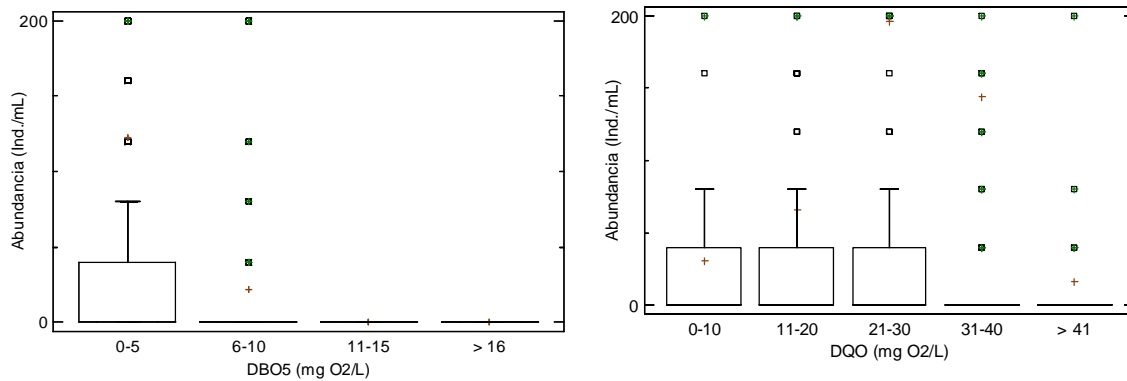


Figura 4.53. Abundancia de *Entosiphon* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.72. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Entosiphon* sp.

DBO ₅ mg O ₂ /L	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	0	0	X
11-15	5	0	0	X
6-10	33	21,8182	53,0009	X
0-5	369	122,71	775,593	X

La Fig. 4.53, muestra como la abundancia de *Entosiphon* sp se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la DBO₅ en el efluente, inclusive en los rangos de mayor DBO₅ (11-15 y > 16 mg O₂/L) no se observó este protozoo, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.537$) (Tabla. 4.72).

Por el contrario, la abundancia de *Entosiphon* sp tiende a aumentar a medida que aumenta la DQO del efluente, mostrando su afinidad a valores entre 21-30 y 31-40 mg O₂/L de DQO del efluente. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DQO ensayados ($p < 0.178$) (Tabla. 4.73).

Tabla 4.73. Test LSD entre rangos de DQO y *Entosiphon* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	16,3636	45,6222	X
0-10	54	31,1111	90,5052	X
11-20	119	65,8824	203,534	X
31-40	75	144,0	884,46	X
21-30	125	196,16	1123,69	X

Entosiphon sp, sin presentar valor indicador o relación para la calidad del efluente en términos de DBO₅ y DQO en los sistemas MBR ensayados. Debido a la presencia en todos los rangos de DQO ensayados, en cuanto a la DBO₅ mostró una relación positiva ya que estuvo presente en los rangos más bajos de DBO₅ (0-5 y 6-10 mg O₂/L), aunque sin presentar diferencias estadísticamente significativas (Tabla. 4.72).

Tabla 4.74. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Entosiphon* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Entosiphon</i> sp	-0,045	0,039

Los coeficientes de correlación de Pearson con relación a los parámetros de calidad del efluente tuvieron el mismo comportamiento del grupo de grandes flagelados y *Euglena* sp sin presentar correlaciones significativas.

4.4.1.4.2. *Euglena* spp.

La abundancia así como la frecuencia de aparición de euglénidos fue baja y esporádica en los sistemas MBR ensayados.

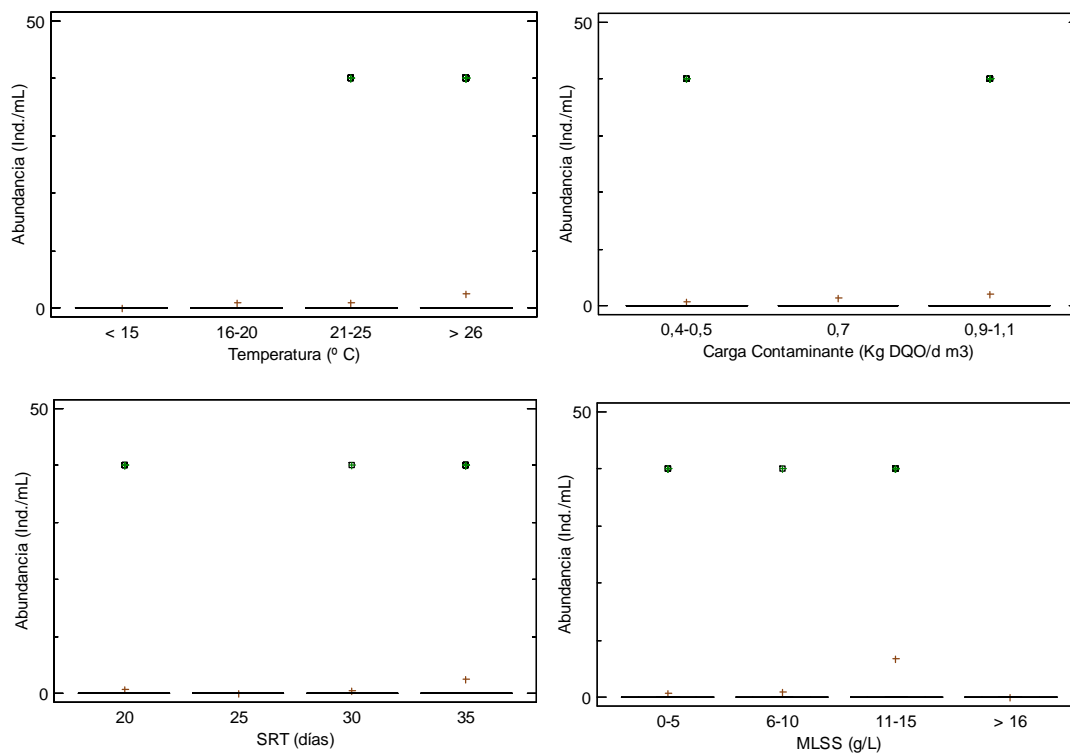


Figura 4.54. Abundancia de *Euglena* spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.75. Test LSD entre rangos de temperatura y *Euglena* spp.

Temperatura ° C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	X
15-20	131	0,91603	10,4844	X
20-25	147	1,08844	6,53015	X
> 25	123	2,60163	13,296	X

Tabla 4.76. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Euglena* spp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	0,71856	5,32881	X
0,7	90	1,33333	12,6491	X
0,9-1,1	170	2,11765	11,7261	X

La Fig. 4.54, muestra como la abundancia de *Euglena spp* presenta una tendencia positiva a medida que aumentaba la temperatura y la carga contaminante, aunque no se presentaron diferencias estadísticamente significativas para la temperatura y carga contaminante ($p < 0.185$ y $p > 0.191$ respectivamente) (Tabla. 4.75 y 4.76).

Analizando la influencia del SRT en la abundancia de *Euglena spp*, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Euglena sp* para los SRT analizados, debido a su baja frecuencia y abundancia (Tabla. 4.77).

Tabla 4.77. Test LSD entre rangos de SRT y *Euglena spp*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
30	88	0,45454	4,26401	x
20	149	0,80536	5,63732	x
35	172	2,55814	14,4438	x

Tabla 4.78. Test LSD entre rangos de MLSS y *Euglena spp*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
0-5	165	0,727273	5,36061	x
6-10	175	0,914286	9,54533	x
11-15	48	6,66667	20,7655	x

La concentración de MLSS entre 6-10 y 11-15 g/L mostro la mayor abundancia de *Euglena spp* en los sistemas MBR, siendo significativamente superior la abundancia del rango 11-15 g/L comparado con la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,003$ respectivamente) (Tabla. 4.78).

Mostrando un comportamiento diferente al grupo de grandes flagelados. Además, de su baja frecuencia de aparición y baja abundancia. En CASP se asocia a baja concentración de MLSS y a la entradas de sustancias orgánicas muy diluidas (Rodríguez *et al.*, 2008), en los sistemas MBR se presentó en muy baja frecuencia cuando lo hizo, las condiciones fueron de media y alta carga contaminante 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, SRT de 35 días,

temperatura > 25 °C y la concentración de MLSS no afecto su presencia, ya que aparecieron en un gran rango de MLSS, como se aprecia en el LSD solo se apreciaron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de MLSS (11-15 g/L) siendo superior que en el resto de los rangos de MLSS ensayados.

Tabla 4.79. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Euglena* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Grandes flagelados	-0,041	-0,130**	-0,138**	-0,143**
<i>Euglena</i> sp	0,071	0,062	0,072	0,083

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson no presentan correlación significativa con las variables ensayadas (Tabla. 4.79), corroborando los resultados anteriores e indicando que esta especie no presenta un valor indicador en el proceso de depuración en los sistemas MBR ensayados.

La presencia de *Euglena* sp en el rango 0-5 de DBO₅ con una abundancia demasiado baja de 2 individuos/mL y la ausencia en los demás rangos, sin presentar diferencias estadísticamente significativas (Tabla. 4.80), impidiendo asignarle un valor asociado a la calidad del efluente en términos de DBO₅.

Tabla 4.80. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Euglena* spp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
6-10	33	0	0	X
11-15	5	0	0	X
> 16	14	0	0	X
0-5	369	1,62602	10,7117	X

En el caso de la DQO *Euglena* sp aparece en los rangos 0-10, 11-20 y 21-30 mg O₂/L de DQO, desapareciendo en los rangos de mayor carga contaminante 31-40 y > 41 mg O₂/L. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas tanto para DBO₅ como para DQO del efluente ($p < 0.455$ y 0.687 respectivamente) (Tabla. 4.81), además no es muy frecuente bajo las condiciones experimentales ensayadas, este protozoo en concreto no presenta valor indicador para la calidad del efluente tratado en sistemas MBR.

Tabla 4.81. Test LSD entre rangos de DQO y *Euglena* spp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	0	0	X
31-40	75	0	0	X
21-30	125	0,64	5,0392	X
11-20	119	1,0084	6,29702	X
0-10	54	2,22222	16,3299	X

Tabla 4.82. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Euglena* spp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Euglena</i> sp	-0,046	0,041

Los coeficientes de correlación de Pearson mostraron un comportamiento similar al del grupo de grandes flagelados, pero no fueron significativos.

4.4.1.4.3. *Peranema* sp.

La Fig. 4.55., muestra como la abundancia de *Peranema* sp se ve favorecida positivamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo en los biorreactores, presentando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 15-20, 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) y diferencias significativas entre la abundancia del rango 20-25 °C

siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y > 25 °C ($p < 0.030$; $p < 0.031$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.83).

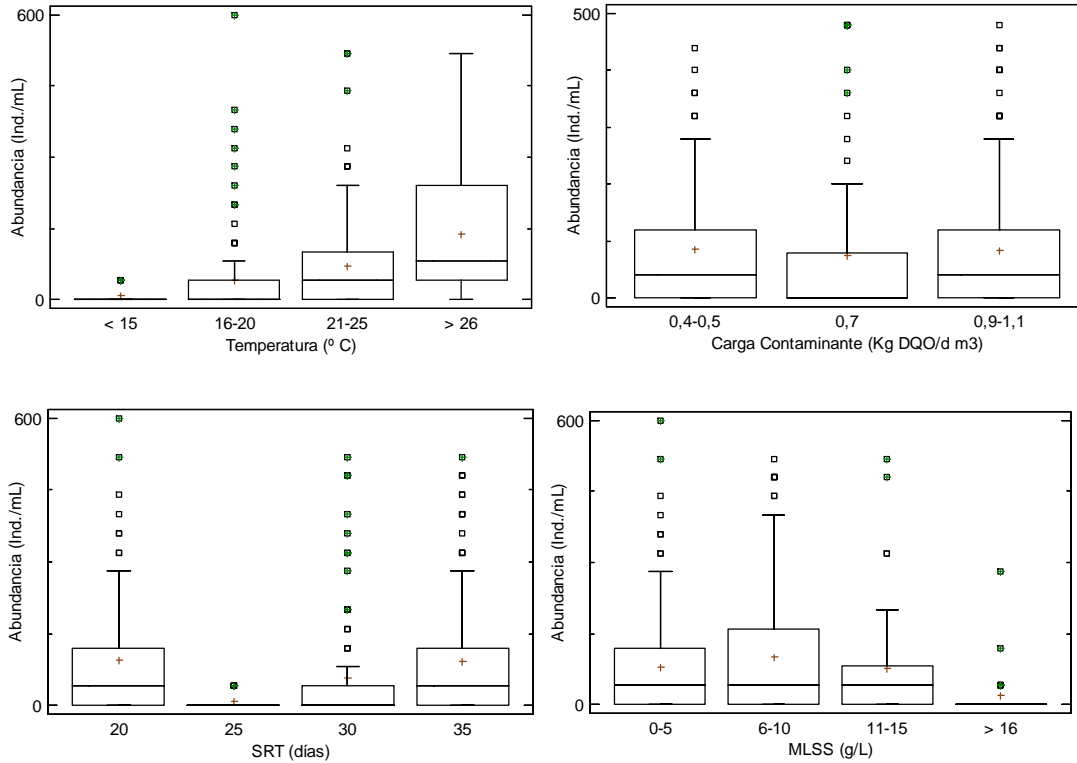


Figura 4.55. Abundancia de *Peranema* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.83. Test LSD entre rangos de temperatura y *Peranema* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	8,88889	17,1117	X
15-20	131	40,3053	86,1478	X
20-15	147	81,9048	120,122	X
> 25	123	133,984	137,803	X

En cuanto a la carga contaminante no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.451$) en la abundancia de los rangos analizados (Tabla. 4.84), mostrando una gran tolerancia a los valores de carga contaminante obtenidos en el estudio.

Tabla 4.84. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Peranema* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	74,2222	145,471	x
0,9-1,1	170	83,5294	118,838	x
0,4-0,5	167	86,4671	116,439	x

Se presentaron diferencias significativas en los SRT de 20 días siendo superior que la abundancia de los SRT 25 y 30 días ($p < 0.005$ y $p < 0.020$), respectivamente; entre el SRT de 25 días siendo menor que la abundancia de los SRT 20 y 35 días ($p < 0.005$ y $p < 0.006$), respectivamente; y la abundancia del SRT de 35 días siendo mayor que la abundancia de los SRT 25 y 30 días ($p < 0.006$ y $p < 0.030$), respectivamente (Tabla. 4.85).

Tabla 4.85. Test LSD entre rangos de SRT y *Peranema* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	8,88889	17,1117	x
30	88	57,2727	120,045	x
35	172	92,093	131,364	x
20	149	95,8389	119,803	x

La concentración de MLSS en los biorreactores afecta negativamente reduciendo la abundancia de *Peranema* sp a medida que esta aumentaba, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango > 16 siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,011$; $p < 0,001$ y $p < 0,040$ respectivamente) (Tabla. 4.86).

Tabla 4.86. Test LSD entre rangos de MLSS y *Peranema* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	18,75	53,7467	x
11-15	48	76,6667	118,955	x
0-5	165	79,5152	119,836	x
6-10	175	101,257	135,395	x

Peranema sp en CASP es asociado a una carga orgánica débil en el reactor (Rodríguez *et al.*, 2008), en nuestro caso no ocurre lo mismo ya que aparece en todos los rangos de carga contaminante analizados y no coincide con el comportamiento del grupo de grandes flagelados, indicando media y alta carga contaminante en el influente y afectado por concentraciones elevadas de MLSS > 16 g/L.

Tabla 4.87. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y *Peranema* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Grandes flagelados	-0,041	-0,130**	-0,138**	-0,143**
<i>Peranema</i> sp	0,328**	-0,011	-0,014	-0,065

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Aunque se presentaron diferencias estadísticamente entre los rangos de las variables analizadas, los coeficientes de correlación de Pearson indicaron que la abundancia de *Peranema* sp estaba correlacionada positiva y significativamente con la temperatura, para las demás variables los coeficientes de Pearson fueron negativos pero no significativos (Tabla. 4.87).

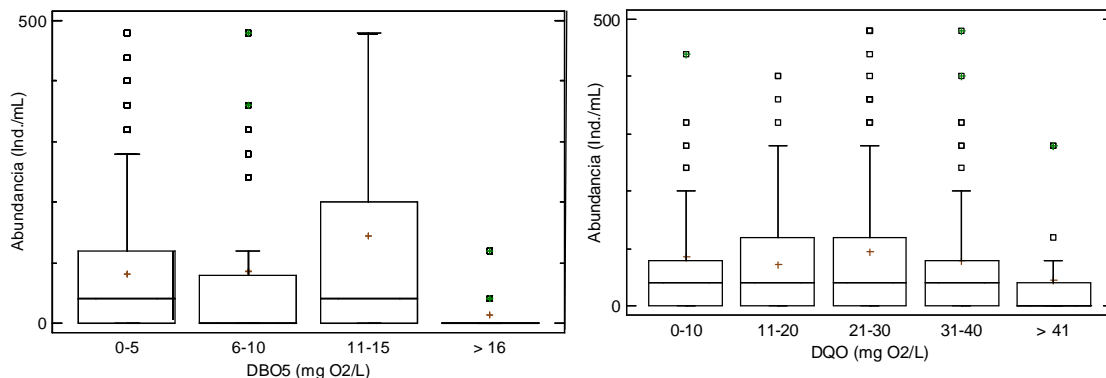


Figura 4.56. Abundancia de *Peranema* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.56, muestra como la abundancia de *Peranema* sp se ve afectada negativamente solo en el rango > 16 mg O₂/L, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 16 mg O₂/L (14 individuos/mL), siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5 y 11-15 mg O₂/L (82 y 86 individuos/mL) ($p < 0.038$ y $p < 0.039$ respectivamente) (Tabla. 4.88).

Tabla 4.88. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Peranema* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	14,2857	33,6759	x
0-5	369	82,168	116,748	x
6-10	33	86,0606	158,152	xx
11-15	5	144,0	205,134	x

En el caso de la DQO la abundancia de *Peranema* sp no se ve afectada por ningún rango de DQO del efluente oscilando entre 45 y 94 individuos/mL, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.197$) (Tabla. 4.89). Sin presentar relación positiva con los parámetros de DQO del efluente tratado de los sistemas MBR bajo las condiciones experimentales ensayadas.

Tabla 4.89. Test LSD entre rangos de DQO y *Peranema* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	45,4545	83,0793	x
11-20	119	71,9328	100,787	x
31-40	75	78,9333	136,675	x
0-10	54	85,1852	135,267	x
21-30	125	94,4	128,856	x

Peranema sp no presenta relación positiva con respecto a los parámetros de DBO₅ y DQO a la calidad del efluente, lo cual impide asignar un valor bioindicador para los parámetros de calidad en los sistemas ensayados. Los coeficientes de correlación de Pearson con relación a los parámetros de calidad del efluente presentaron la tendencia de disminuir su abundancia a medida que incrementaba la carga orgánica en el efluente, pero no fueron significativos (Tabla. 4.90).

Tabla 4.90. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Peranema* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Peranema</i> sp	-0,064	-0,022

En general el grupo de grandes flagelados no presento relación positiva con la reducción de DBO₅ y DQO en el efluente tratado bajo las condiciones de trabajo ensayadas, debido a la presencia en la mayoría de rangos de DBO₅ y DQO analizados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente analizados en los sistemas MBR.

En general no suelen ser abundantes y frecuentes en fangos activos y su presencia no está asociada a efluentes de mala calidad o a influentes con materia orgánica muy diluida, (Madoni, 1994, 2000; BIOFAC vs.1.0, 2009), por el contrario en los sistemas MBR ensayados fue frecuente su aparición, coincidiendo en que la calidad del efluente aun presentando este grupo de protozoos fue buena. En los sistemas MBR su frecuencia de aparición fue superior al 25 %. No se asocia a estos grandes flagelados a parámetros de eliminación de N (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Los grandes flagelados son de gran importancia debido a su acción bacterívora al igual que los pequeños flagelados y a la acción de moverse por el fango ayudando a la homogenización y aireación del fango activo, sugiriendo ser indicadores de procesos de alta y baja carga contaminante dependiendo de la especie encontrada.

4.4.1.5. Ciliados

En este apartado se discutirá la evolución y frecuencia de aparición de los diferentes grupos de ciliados y sus especies características asociados a CASP (reptantes, sésiles, libres y carnívoros). Así, como su comparación con los sistemas MBR ensayados. Este grupo de

protozoos han sido los más utilizados en CASP como indicadores de calidad del proceso y calidad del efluente esperado desde los años 1970 (Curds and Cockburn, 1970; Madoni, 1994, 2003; Poole, 1984), excluyendo en algunos casos al resto de grupos funcionales. En CASP indican buen funcionamiento del proceso de depuración cuando su abundancia es de $10^6/L$ o superior (Madoni, 1994, 2003), cuando la abundancia oscila entre 10^4 y 10^6 indican un funcionamiento mediocre y cuando es menor de 10^4 se considera un funcionamiento muy bajo del sistema de depuración (Toman, 2002).

En sistemas de eliminación de nutrientes se han encontrado al grupo de ciliados con una gran diversidad de especies pero con una abundancia baja 5 % cuando la eliminación de nitrógeno oscilaba entre el 85-100 % comparado con CASP (Pérez-Uz *et al.*, 2010) y en los sistemas MBR el cual supera el 50 % de abundancia en muchos casos.

En los sistemas MBR el grupo de ciliados se comportó de manera frecuente y regular, alternando un total de 25 especies, destacar como grupos mayoritarios a los ciliados reptantes y sésiles, en cambio el grupo de ciliados libres y carnívoros presentaron una baja frecuencia de aparición y baja abundancia en las condiciones experimentales ensayadas. Debido a esto se analizarán las especies de ciliados por separado, para determinar la influencia de las variables analizadas en este estudio en cada una de las especies de ciliados más representativos.

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron que la abundancia de ciliados osciló entre 6.094-13.241 ind/mL hasta el rango de DBO_5 (10-26 mg O_2/L), descendiendo a partir de este rango a 38 ind./mL en el rango 67-107 mg O_2/L , sugiriendo que los ciliados son buenos indicadores de la calidad del efluente entre 4-18 mg O_2/L en base a la DBO_5 .

Los coeficientes de correlación de Pearson en base a los parámetros de calidad del efluente mostraron que el grupo de ciliados excluyendo *Chilodonella* sp fue negativo y significativo indicando una relación negativa entre la abundancia de ciliados excluyendo *Chilodonella* sp y el incremento de DBO_5 del efluente, para la DQO este coeficiente fue negativo pero no significativo, sin presentar relación con la DQO degradable. Sin embargo, incluyendo *Chilodonella* sp en el análisis los coeficientes de correlación de Pearson

mostraron una relación positiva y significativa con los parámetros de calidad del efluente, al aumentar su abundancia a medida que incrementaban estos parámetros en el efluente.

Mostrando un comportamiento diferente al encontrado por otros investigadores en CASP los cuales encontraron un coeficiente de $-0,868$ (Salvadó *et al.*, 1995), indicando que la abundancia de ciliados disminuye a medida que aumenta la DBO_5 en el efluente, como ocurrió en el grupo de ciliados en los sistemas MBR excluyendo *Chilodonella* sp. Englobar a todos los grupos de ciliados en un solo grupo no es correcto, debido a que cada grupo y cada género de ciliados presentan un papel indicador diferente, no queda clara la relación de los ciliados en la calidad del agua, debido a esto se realizó el análisis de los subgrupos y géneros por separado.

4.4.1.5.1. Ciliados reptantes

Los ciliados reptantes dominan la microfauna protozoaria junto a los ciliados sésiles en sistemas de fangos activos, debido principalmente a la diferencia de hábitos alimenticios, previniendo su competencia, indican buen funcionamiento del proceso en CASP (Madoni, 1994, 2003, 2010) y baja eliminación de nitrógeno en sistemas de eliminación de nutrientes (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Comunidades de protozoos ciliados reptantes presentes en los sistemas estudiados presentaron la misma tendencia que el grupo de ciliados totales, a excepción de *Chilodonella* sp la cual muestra gran tolerancia a elevados valores de carga contaminante (Fig. 4.57), registrando valores elevados de abundancia en el sistema MBR-MF.

La Fig. 4.57, muestra como la abundancia de ciliados reptantes se ve afectada a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango $15-20$ °C siendo menor que la abundancia de los rangos $20-25$ y >25 °C ($p < 0.001$ y $p < 0.030$ respectivamente) (Tabla. 4.91).

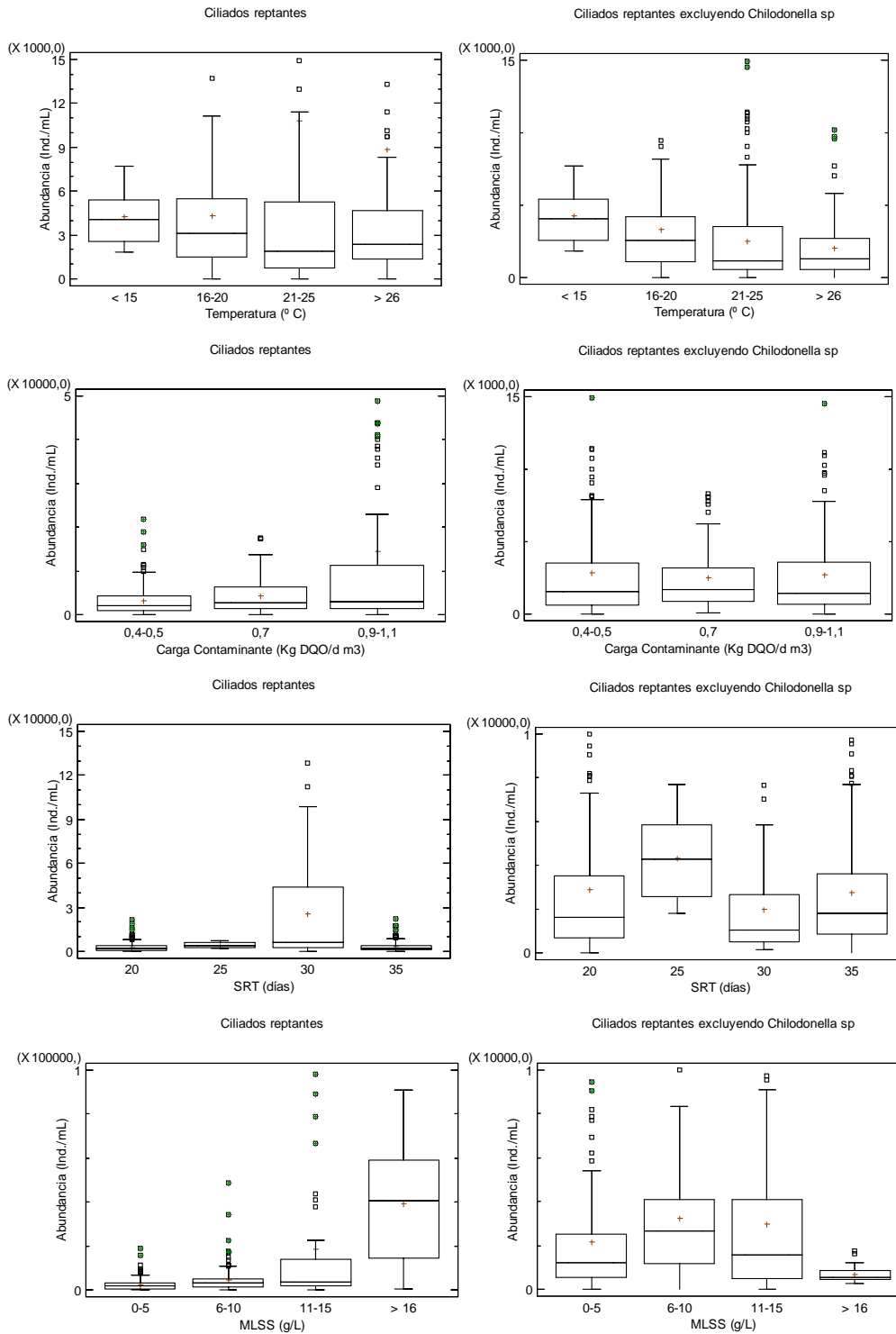


Figura 4.57. Ciliados reptantes (izq.) y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp (der.) vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en los sistemas MBR.

Tabla 4.91. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados reptantes.

Temperatura °C reptantes	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
15-20	134	4329,25	4073,4	x
< 15	18	4340,0	1697,01	xx
> 25	126	8874,92	16144,1	x
20-25	148	10807,8	23931,7	x

Debido al aumento excesivo de la especie de *Chilodonella* sp lo cual altera la figura 4.73., descartando *Chilodonella* sp, encontramos diferencias significativas en la abundancia del rango < 15 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.017$ y $p < 0.003$ respectivamente) y en la abundancia del rango 15-20 °C siendo superior que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.029$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.92).

Tabla 4.92. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

Temperatura °C Sin Chilo. sp	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 25	126	2020,32	2366,28	x
20-25	148	2527,57	3234,76	x
15-20	134	3319,1	3446,26	x
< 15	18	4331,11	1700,04	x

Tabla 4.93. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados reptantes.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	3153,77	3473,23	x
0,7	90	4286,22	4099,67	x
0,9-1,1	170	14487,1	25114,7	x

En el caso de la carga contaminante observamos como la abundancia de ciliados reptantes es favorecida positivamente al incrementar la carga contaminante en el influente (Fig. 4.57), encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia en los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.001$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.93).

Estas diferencias tan acusadas se deben al aumento excesivo de *Chilodonella* sp en el sistema MBR-MF. Al igual que el grupo de ciliados, la especie *Chilodonella* sp altera la ecología del grupo de ciliados reptantes (Fig. 4.57.), indicando como los ciliados reptantes se desarrollan mejor en altos valores de carga contaminante (Kg DQO/d m³), lo que conduce a una mala interpretación del valor indicador del grupo en general. Por ello, se decidió descartar *Chilodonella* sp del análisis, donde se observó como la presencia de ciliados reptantes es habitual en fangos activos y sistemas MBR, no se observaron diferencias significativas en la abundancia de ciliados reptantes para los rangos de carga contaminante analizados ($p < 0.744$) (Tabla. 4.94), indicando que las especies que componen el grupo se desarrollan mejor a determinadas temperaturas, carga contaminante y SRT.

Tabla 4.94. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

Carga Contaminante Sin <i>Chilodonella</i> sp	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	126	2490,16	2633,21	x
0,9-1,1	130	2716,31	3365,77	x
0,4-0,5	147	2842,72	3584,07	x

Curds and Cockburn, 1970b y Klimowicz, 1970, en sus investigaciones concluyeron que el ratio entre reptantes y sésiles tiende a cambiar con la carga orgánica del fango, los ciliados reptantes reducen su presencia a medida que aumentaba la carga orgánica del fango, por encima de 0,6 Kg DBO/Kg MLSS/día varios de este grupo desaparecen. Araujo dos Santos *et al.*, (2014), encontraron una frecuencia de aparición de un 63 % en sistemas CASP el cual recibían un 70 % de influentes de la industria textil y 30 % de influente doméstico. En sistemas de eliminación de nutrientes se han encontrado en muy baja frecuencia, siendo *Trochilia minuta* y *Acineria spp* las especies más representativas (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Tabla 4.95. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados reptantes.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
20	149	3010,47	3606,64	x
35	172	3569,3	3857,12	x
25	18	4340,0	1697,01	x
30	88	25393,6	31062,3	x

Con respecto al SRT, nuevamente *Chilodonella* sp afecta la figura 4.57, encontrando diferencias significativas en la abundancia del SRT de 30 días siendo mayor que la abundancia de los SRT de 20, 25 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.95).

Se descarta *Chilodonella* sp como en el análisis de la temperatura y carga contaminante, obteniendo diferentes resultados, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del SRT de 25 días siendo mayor que la abundancia de los SRT 30 y 35 días ($p < 0.003$ y $p < 0.035$ respectivamente) y en el SRT de 30 días siendo menor la abundancia que la abundancia de los SRT 20 y 25 días ($p < 0.025$ y $p < 0.003$ respectivamente) (Tabla. 4.96).

Tabla 4.96. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

SRT (Días) Sin Chilo	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	1963,18	2335,3	x
35	172	2736,98	3012,32	xx
20	149	2885,1	3544,78	xx
25	18	4331,11	1700,04	x

La concentración de MLSS al igual que el grupo de ciliados mostró diferencias estadísticamente significativas entre los rangos 11-15 y > 16 g/L, siendo su abundancia significativamente superior en estos rangos comparado con los rangos más bajo 0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.97). Esta diferencia se debe en gran medida al blooming de *Chilodonella* sp en el sistema MBR-MF.

Tabla 4.97. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados reptantes.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	2519,52	2784,02	x
6-10	175	4469,71	5538,58	x
11-15	48	18463,3	31940,7	x
> 16	32	39016,3	28016,7	x

Descartando *Chilodonella* sp del análisis, se obtuvieron diferencias significativas en la abundancia del rango > 16 g/L siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,006$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.98), lo contrario que sucedió con la presencia de *Chilodonella* sp. El grupo en general presento afinidad por valores bajos de MLSS en los biorreactores ensayados.

Tabla 4.98. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	35	661,714	347,948	x
0-5	133	2154,89	2837,36	x
11-15	45	2992,89	3629,97	xx
6-10	206	3229,32	2936,46	x

Tabla 4.99. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y la abundancia de ciliados reptantes incluyendo y excluyendo *Chilodonella* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS g/L
Cil. Rept. Sin <i>Chilodonella</i> sp	-0,190**	-0,022	-0,046	-0,054
Cil. Rept. Con <i>Chilodonella</i> sp	0,124*	0,295**	0,082	0,526**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de ciliados reptantes incluyendo *Chilodonella* sp (Tabla. 4.99), presento una correlaciones positivas y significativa con las variables carga contaminante y concentración de MLSS, lo cual indica como la especie *Chilodonella* sp marca la tendencia del grupo. Lo contrario, ocurre cuando se excluye *Chilodonella* sp del análisis, donde solo se encontró correlación negativa y significativa con la temperatura. Este grupo de ciliados reptantes al tener varias especies no deja clara la conducta del grupo en general, por lo que se hace necesario un análisis de cada una de las especies que lo componen.

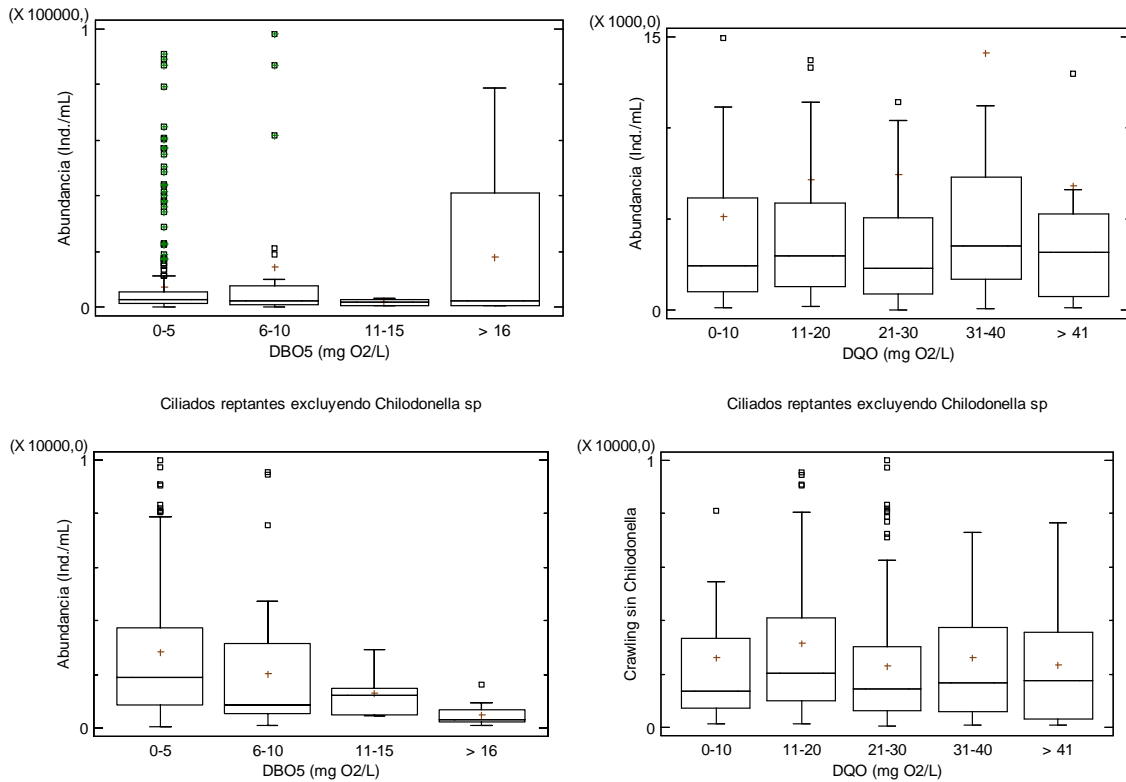


Figura 4.58. Abundancia de ciliados reptantes (arriba) y ciliados reptantes sin *Chilodonella* sp (abajo) vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Analizando el grupo de ciliados reptantes con la calidad del efluente (Fig. 4.58), encontramos que la abundancia en el rango > 16 mg O₂/L de DBO₅ (18.691 individuos/mL) junto con la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L de DQO (14.098 individuos/mL) son excesivas debido a un incremento incontrolado de *Chilodonella* sp en el sistema MBR-MF, presentando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango de DBO₅ 0-5 mg O₂/L siendo menor que la abundancia de los rangos 6-10 y > 16 mg O₂/L ($p < 0.014$ y $p < 0.015$ respectivamente) (Tabla. 4.100), las cuales afectaron el resultado de la Fig. 4.58., como sucedió con el grupo de ciliados.

Tabla 4.100. Test LSD entre rangos de DBO₅ y ciliados reptantes.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	1816,0	1130,88	XX
0-5	369	7071,54	14463,4	X
6-10	33	14612,1	31481,2	X
> 16	14	18240,0	27389,3	X

Debido a esto se descartó *Chilodonella* sp del análisis con el fin de determinar la relación entre el grupo de ciliados reptantes y la calidad del efluente esperado, encontrando diferencias estadísticamente significativas para la DBO₅ en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L (2,852 individuos/mL) siendo mayor ($p < 0.003$) que la abundancia del rango > 16 mg O₂/L (503 individuos/mL) (Tabla. 4.101), mostrando una relación positiva entre la abundancia de ciliados reptantes y la reducción de la DBO₅ en el efluente.

Tabla 4.101. Test LSD entre rangos de DBO₅ y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	502,857	405,717	x
11-15	5	1320,0	1000,8	xx
6-10	33	2047,27	2532,06	xx
0-5	366	2851,69	3024,86	x

Con respecto a la concentración de DQO degradable del efluente, la abundancia de este grupo de ciliados reptantes presentó una relación negativa, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L (14.098 individuos/mL) siendo superior que la abundancia de los rangos 1-10, 11-20 y 21-30 mg O₂/L (5.121; 7.178 y 7.342 individuos/mL respectivamente) ($p < 0,004$; $p < 0,007$ y $p < 0,008$ respectivamente) (Tabla. 4.102).

Tabla 4.102. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados reptantes.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	5121,48	7231,05	x
> 41	22	6858,18	12713,5	xx
11-20	119	7178,49	14991,2	x
21-30	124	7401,29	15953,2	x
31-40	75	14098,1	26868,6	x

Descartando *Chilodonella* sp, se obtuvo otro resultado, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L (3.170 individuos/mL) ($p < 0,022$) siendo mayor que la abundancia del rango 21-30 mg O₂/L (2.315 individuos/mL) (Tabla. 4.103). Sin presentar relación positiva entre la abundancia de ciliados reptantes y la calidad del efluente para parámetros de DQO.

Tabla 4.103. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
21-30	124	2315,16	2410,32	X
> 41	22	2334,55	2276,99	XX
31-40	75	2603,73	3011,67	XX
0-10	54	2631,85	3341,9	XX
11-20	119	3170,42	3183,88	X

Al igual que el grupo de ciliados, los coeficientes de correlación de Pearson mostraron el mismo comportamiento (Tabla. 4.104), siendo negativo y significativo la correlación entre la abundancia de ciliados reptantes excluyendo *Chilodonella* sp, disminuyendo su abundancia a medida que aumentaba la DBO₅ en el efluente. Por el contrario, los coeficientes de correlación de Pearson fueron positivos y significativos para el grupo de ciliados reptantes incluyendo *Chilodonella* sp, aumentando su abundancia a medida que aumentaba la carga orgánica en el efluente, debido principalmente al aumento excesivo de *Chilodonella* sp en el sistema MBR-MF, la cual marco la conducta del grupo.

Tabla 4.104. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados reptantes incluyendo y excluyendo *Chilodonella* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Ciliados reptantes excluyendo <i>Chilodonella</i> sp	-0,164**	-0,060
Cil. Rept. incluyendo <i>Chilodonella</i> sp	0,135**	0,112*

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de ciliados reptantes y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,17) y para la DQO (-0,17), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente y lo contrario sucedía cuando aumentaba la DQO su abundancia descendía.

No queda claro el valor indicador de este grupo de ciliados reptantes en el proceso de depuración y tampoco la relación entre la abundancia de este grupo de ciliados y los

parámetros de calidad como DBO₅ y DQO del efluente, por ello separamos el grupo de ciliados reptantes en géneros para determinar el papel indicador en el proceso de depuración y su relación con la calidad del agua para cada uno de ellos.

4.4.1.5.1.1. *Aspidisca cicada*

Para los sistemas MBR ensayados, la frecuencia de aparición de *Aspidisca* sp (Fig. 4.59), fue de un 69 % para el sistema MBR-UF y un 82% para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 15 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 24 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). Sin embargo, en sistemas CASP con aportes de la industria textil se encontró una frecuencia de aparición de un 43 % de *Aspidisca cicada* (Araujo dos Santos *et al.*, 2014). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 100 %. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 70 % en dos sistemas CASP.



Figura 4.59. *Aspidisca cicada*.

En EDAR convencionales es muy frecuente y se asocia a fangos bien estabilizados, buen rendimiento depurador en procesos de baja y media carga (Rodríguez *et al.*, 2008; Madoni, 1994, 2010). Fue la única especie de ciliado reptante encontrado en el fango flotado utilizado como inóculo, indicando gran adaptación a ambientes anóxicos o pobres en oxígeno, bajas temperaturas y gran concentración de MLSS.

La presencia de *Aspidisca cicada* en los sistemas MBR ha sido habitual y predominante en varias ocasiones, alcanzando máximos recuentos de 5.560-14.880 ind./mL en el sistema MBR-UF y de 4.640-10.960 ind./mL para el sistema MBR-MF (Fig. 4.60), coincidiendo con

períodos en los cuales aumentaba la carga contaminante de 0,4 a 1,1 Kg DQO/d m³, SRT indiferente, HRT entre 35-40 horas y en un gran rango de concentración de MLSS, mostrando un comportamiento similar en los sistemas MBR analizados (Fig. 4.60).

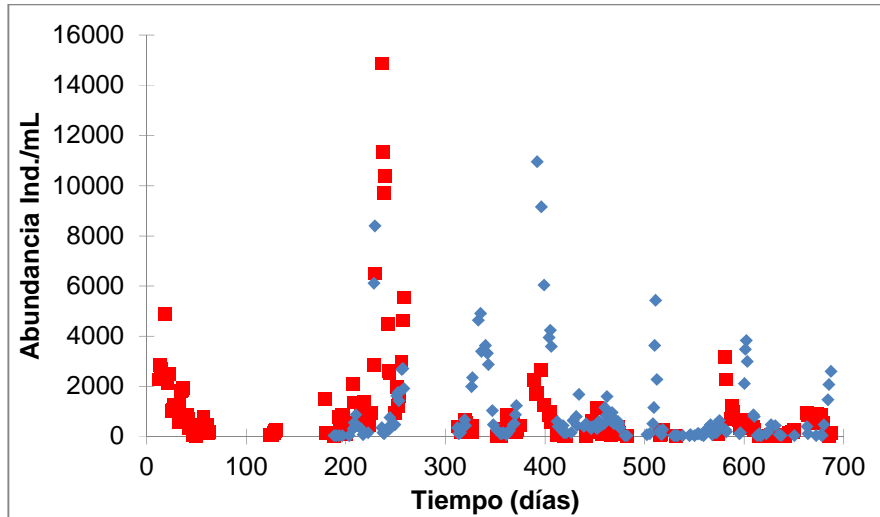


Figura 4.60. Evolución de *Aspidisca cicada* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

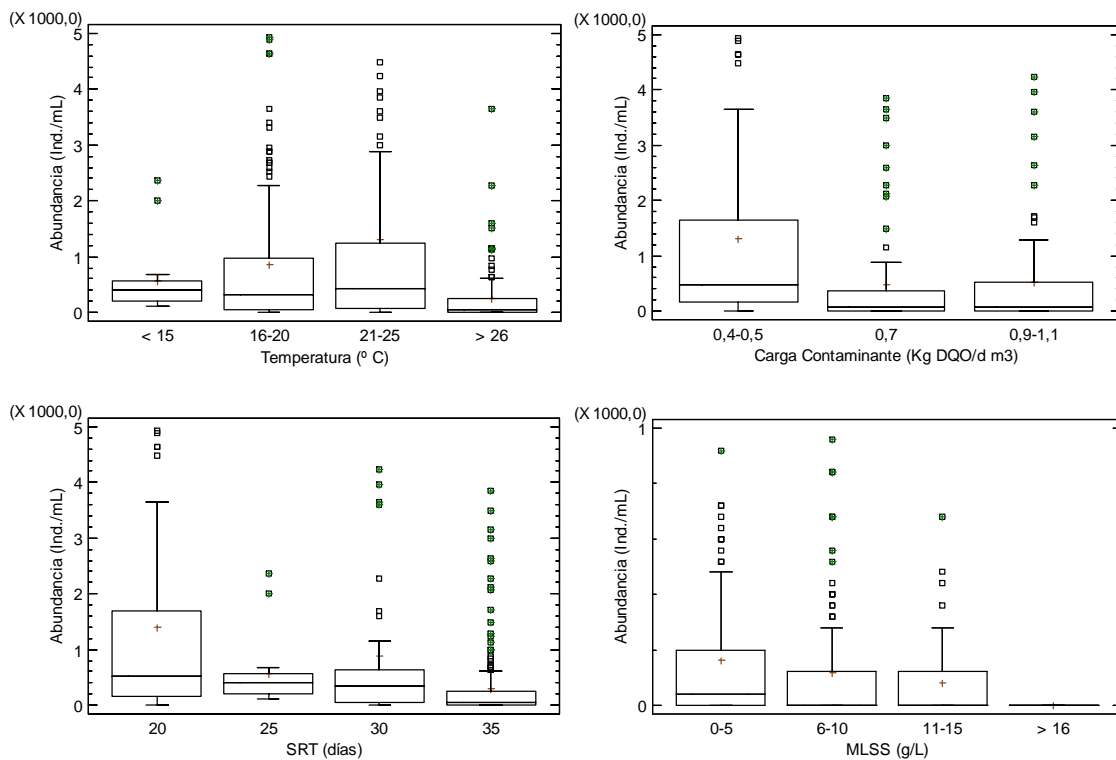


Figura 4.61. *Aspidisca cicada* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

En la Fig. 4.61., observamos como la abundancia de *Aspidisca* sp se ve afectada positivamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo pero en el rango > 25 °C se reducía drásticamente, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C la cual es menor con respecto a la abundancia de los rangos 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.021$ y $p < 0.005$ respectivamente) (Tabla. 4.105).

Tabla 4.105. Test LSD entre rangos de temperatura y *Aspidisca cicada*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 25	124	257,419	669,352	x
< 15	18	571,111	610,621	xxx
15-20	131	847,939	1203,78	x
20-25	146	1312,05	2484,71	x

La abundancia de *Aspidisca* sp se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente (Fig. 4.61), encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ la cual es mayor comparada con la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.106). Buen indicador de estabilidad y buena calidad del efluente.

Tabla 4.106. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Aspidisca cicada*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	465,333	993,958	x
0,9-1,1	170	519,294	1325,01	x
0,4-0,5	167	1316,89	2157,39	x

Tabla 4.107. Test LSD entre rangos de SRT y *Aspidisca cicada*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
35	172	305,814	673,852	x
25	18	571,111	610,621	xx
30	88	881,364	1819,04	x
20	149	1406,98	2258,71	x

La abundancia de *Aspidisca cicada* fue significativamente mayor en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.041$; $p < 0.017$ y $p < 0.000$), respectivamente (Fig. 4.61 y Tabla. 4.107).

Con relación a la concentración de MLSS *Aspidisca sp* mostró diferencias significativas entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia del rango 11-15 g/L la cual fue menor (Fig. 4.61 y Tabla. 4.108).

Tabla 4.108. Test LSD entre rangos de MLSS y *Aspidisca cicada*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	48	421,667	959,466	X
>16	32	480,0	434,036	XX
0-5	165	831,03	1274,07	XX
6-10	175	999,771	2262,65	X

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Aspidisca cicada* se encuentra correlacionada negativa y significativamente con las variables analizadas (Tabla. 4.109, lo cual indica que la abundancia de *Aspidisca cicada* decrece cuando aumentaban las variables ambientales y operacionales en los sistemas MBR.

Tabla 4.109. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Aspidisca cicada*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Aspidisca cicada</i>	-0,103*	-0,211**	-0,272**	-0,172**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Poole, (1984) asocia a esta especie en CASP como frecuente en un gran rango de condiciones operacionales y calidad del efluente. Otros investigadores han encontrado correlación positiva entre la abundancia de *A. cicada* y el oxígeno disuelto (Araujo dos Santos *et al.*, 2014), otros investigadores constatan que *A. cicada* presenta gran habilidad de desarrollarse en ambientes adversos, como bajo oxígeno disuelto y bajas

concentraciones de nitrato (Nicolau *et al.*, 2005, 2007; Dubber *et al.*, 2011). Asociada en CASP a buen funcionamiento y condiciones estables, asociados también a un buen porcentaje de eliminación de DBO₅ y DQO (Martín-Cereceda *et al.*, 1996; Arregui *et al.*, 2013) y junto con *Chilodonella* sp y *V. striata* indican altos SRT (Lee *et al.*, 2004). En los sistemas MBR demostró la versatilidad de desarrollarse en un gran rango de circunstancias operacionales como en el fango flotado y en el fango activo y presente cuando la calidad del efluente fue buena en ambos sistemas MBR ensayados.

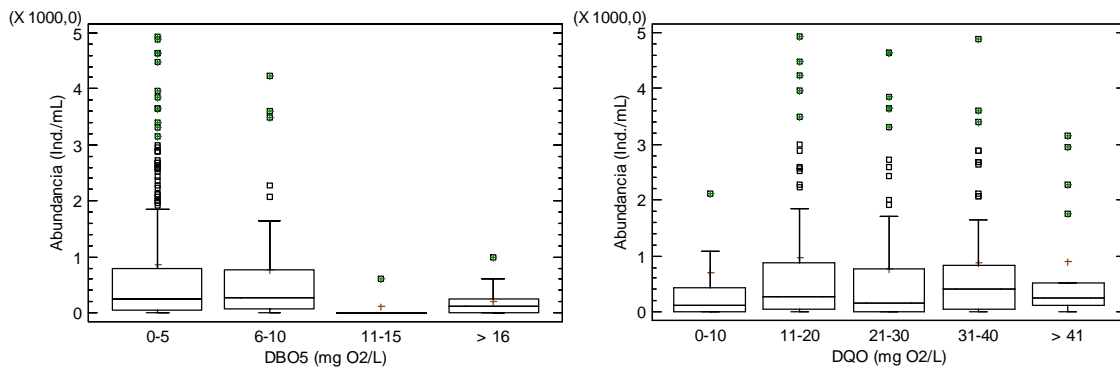


Figura 4.62. Abundancia de *Aspidisca cicada* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

En la Fig. 4.62, apreciamos como la abundancia de *Aspidisca* sp muestra una ligera relación positiva frente a la concentración de DBO₅ del efluente, al desarrollarse mejor en valores bajos. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ registrados ($p < 0.302$) (Tabla. 4.110).

Tabla 4.110. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Aspidisca cicada*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	120,0	268,328	X
> 16	14	214,286	289,129	X
6-10	33	776,97	1123,39	X
0-5	369	863,415	1783,85	X

En sistemas CASP se ha encontrado abundancia para *Aspidisca* sp de 1.809 ind./mL en el rango entre 10-16 mg O₂/L, disminuyendo a partir de este rango a 4 ind./mL en el rango 42-67 mg O₂/L y desapareciendo en el rango 67-107 mg O₂/L (Salvadó *et al.*, 1995). En

sistemas CASP con aporte de fosas sépticas se ha encontrado abundancia de 12.000 ind/mL en alta calidad del efluente y de 9.165 ind/mL cuando empeoraba la calidad, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente ($p < 0,045$), apoyando los resultados de Poole, (1984), el cual concluyo que *Aspidisca cicada* se desarrollaba en un amplio rango de calidades del efluente.

En cuanto a la DQO del efluente la abundancia de *Aspidisca sp* muestra una relación negativa frente a la DQO del efluente, tolerando muy bien los rangos de DQO, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DQO ensayados ($p < 0.382$) (Tabla. 4.111).

Tabla 4.111. Test LSD entre rangos de DQO y *Aspidisca cicada*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	708,889	2428,19	X
21-30	125	758,4	1584,97	X
31-40	75	871,467	1555,45	X
> 41	22	896,364	1496,7	X
11-20	119	961,008	1722,42	X

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativo entre la abundancia de *Aspidisca cicada* y la DBO₅ del efluente indicando que su abundancia disminuye cuando empeoraba la DBO₅ del efluente pero no fue significativa (Tabla. 4.112), en sistemas CASP se encontraron coeficientes de correlación mayores en torno al -0,791 (Salvadó *et al.*, 1995), indicando lo mismo que en los sistemas MBR.

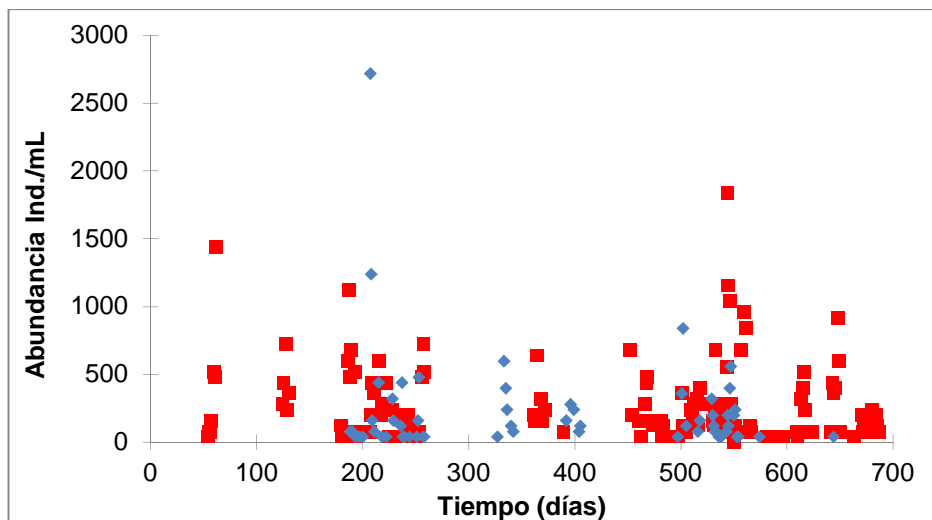
Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de *Aspidisca cicada* y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,05) y para la DQO (-0,20), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente y lo contrario sucedía cuando aumentaba la DQO su abundancia descendía. La correlación mostrada para la DQO del efluente fue positiva indicando que cuando aumentaba la DQO del efluente también lo hace la abundancia de *Aspidisca cicada* aunque no fue significativa.

Tabla 4.112. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Aspidisca cicada*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Aspidisca cicada</i>	-0,077	0,006

En sistemas CASP con choques de carga orgánica también se encontró correlaciones negativas y significativas entre la abundancia de *A. cicada* y la calidad del efluente en DBO₅ y DQO (-0,340*** y -0,467*** respectivamente). Poole, (1984) encontró que *Aspidisca* sp aparece en un gran rango de condiciones operacionales y calidad del efluente en CASP, aunque Arregui *et al.*, (2013) la asocian con un buen porcentaje de eliminación de DBO₅ y DQO en el efluente. En los sistemas MBR mostró cierta tendencia a desarrollarse mejor a valores bajos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO al presentarse en todos los rangos analizados.

4.4.1.5.1.2. *Pseudochilodonopsis fluviatilis*

**Figura 4.63.** Evolución de *Pseudochilodonopsis fluviatilis* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La figura 4.63 muestra la evolución de la abundancia de *Pseudo. fluviatilis* en los sistemas MBR, comportándose de manera similar en ambos sistemas, destacar el aumento de esta especie en el sistema MBR-MF (recuento 207) y en el sistema MBR-UF (recuento 544), coincidiendo con un aumento en la carga contaminante del influente y baja concentración de MLSS en los biorreactores.

La especie *Pseudochilodonopsis fluviatilis* presento una frecuencia de aparición de un 56% para el sistema MBR-UF y un 32% para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16).

La Fig. 4.64., muestra como la abundancia de *Pseudochilodonopsis fluviatilis* este ciliado reptante se ve afectada positivamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 , $15-20$ y $20-25$ °C ($p < 0.008$; $p < 0.027$ y $p < 0.038$ respectivamente) (Tabla. 4.113).

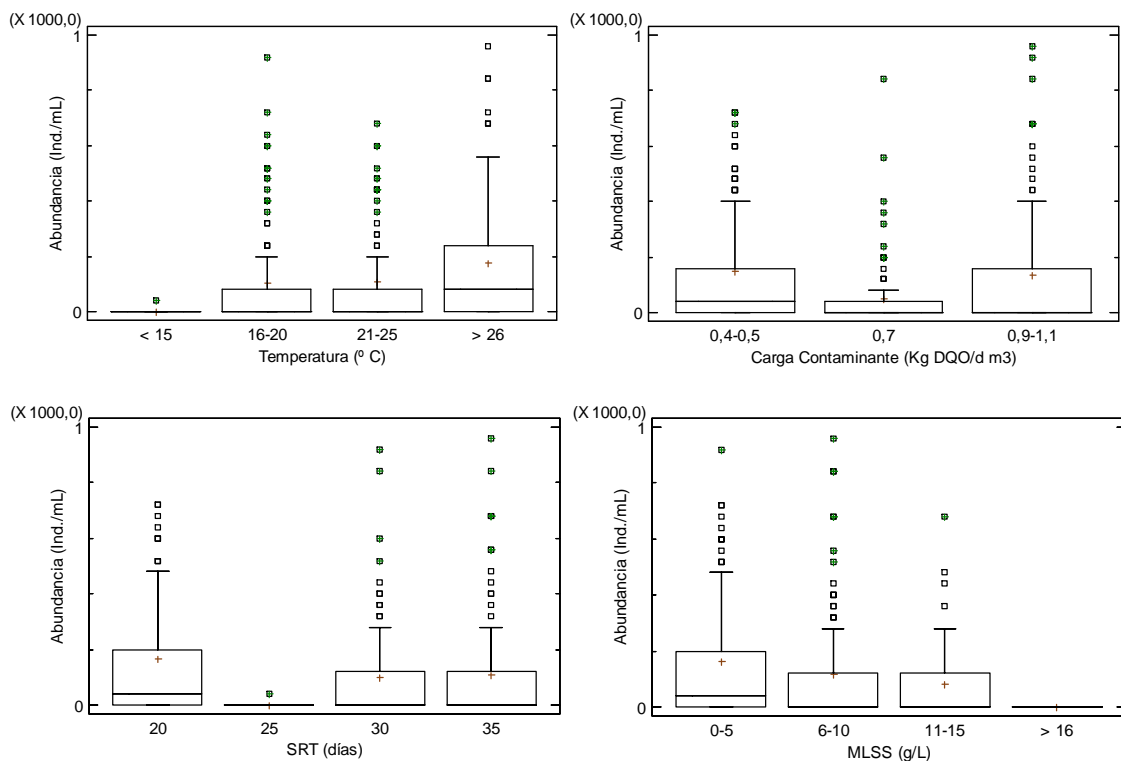


Figura 4.64. *Pseudochilodonopsis fluviatilis* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

Tabla 4.113. Test LSD entre rangos de temperatura y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	2,22222	9,42809	x
15-20	131	104,427	214,409	x
20-25	146	110,411	290,552	x
> 25	124	176,452	280,998	x

En el caso de la carga contaminante la abundancia no se ve afectada por los cambios en la carga contaminante del influente (Fig. 4.64), se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango 0,7 Kg DQO/d m³ siendo menor que la abundancia para los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.003$ y $p < 0.011$ respectivamente) (Tabla. 4.114).

Tabla 4.114. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	49,3333	128,752	x
0,9-1,1	170	134,588	250,791	x
0,4-0,5	167	149,94	310,048	x

La Fig. 4.64., muestra como la abundancia de *Pseudochilodonopsis fluviatilis* es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con los SRT 25 y 35 días ($p < 0.010$ y $p < 0.038$), respectivamente (Tabla. 4.115). Lo cual indica que el SRT no influye en su abundancia.

Tabla 4.115. Test LSD entre rangos de SRT y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	2,22222	9,42809	x
30	88	100,0	180,319	xx
35	172	107,674	238,174	x
20	149	167,785	323,784	x

La abundancia de *Pseudo. fluviatilis* presento diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-

15 y 16 g/L ($p < 0,048$ y $p < 0,001$ respectivamente) y entre el rango > 16 siendo significativamente menor que la abundancia de los rangos 0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,001$ y $p < 0,018$ respectivamente) (Tabla. 4.116), mostrando claramente que se adapta y se desarrolla mejor en valores bajos de MLSS, indicando valores bajos de MLSS.

Tabla 4.116. Test LSD entre rangos de MLSS y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
11-15	48	80,8333	146,329	xx
6-10	175	117,714	240,104	xx
0-5	165	164,606	318,974	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Pseudo. fluviatilis* se encuentra correlacionada positiva y significativamente con la temperatura, lo cual indica que el aumento de la temperatura favorece la abundancia de este ciliado reptante. Por el contrario, esta correlacionada negativa y significativamente con las variables SRT y concentración de MLSS, lo cual indica que la abundancia de *Pseudo. fluviatilis* decrece cuando aumentaban estas variables (Tabla. 4.117).

Tabla 4.117. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (°C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Pseudo. fluviatilis</i>	0,140**	-0,030	-0,095*	-0,217**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

El papel indicador asociado a *Pseudochilodonopsis fluviatilis* en CASP corresponde a bajos SRT (Rodríguez *et al.*, 2008), lo cual puede justificar su baja frecuencia y su intermitencia presentada en los sistemas MBR estudiados. Sin embargo, se han obtenido recuentos máximos en los sistemas MBR en períodos de baja, media y alta carga contaminante 0,4-

0,5; 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, SRT de 20 y 35 días y favorecida por temperaturas entre 20-25 °C.

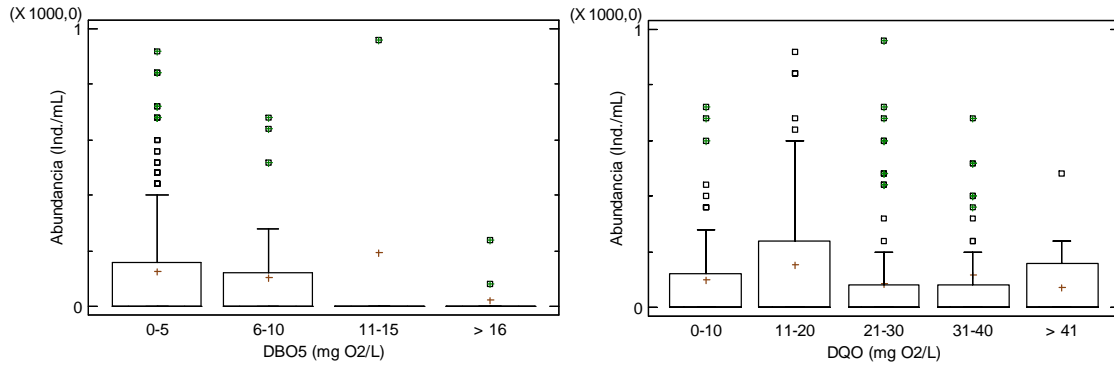


Figura 4.65. Abundancia de *Pseudochilodonopsis fluviatilis* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.65, muestra como la abundancia de *Pseudochilodonopsis fluviatilis* muestra una relación negativa frente a la DBO₅ del efluente, al desarrollarse en todos los rangos sin afectar su abundancia, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,142$) (Tabla. 4.118).

Tabla 4.118. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	22,857	66,0336	X
6-10	33	103,03	180,563	X
0-5	369	127,48	268,976	X
11-15	5	192,0	429,325	X

Tabla 4.119. Test LSD entre rangos de DQO y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	72,7273	127,473	XX
21-30	125	86,72	166,848	X
0-10	54	101,481	182,347	XX
31-40	75	119,467	371,614	XX
11-20	119	153,277	245,989	X

En el caso de la DQO podemos apreciar como este ciliado reptante tolera muy bien los rangos de DQO, mostrando una relación negativa entre la abundancia de esta especie frente a la DQO del efluente, presentando diferencias estadísticamente significativas en la

abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 21-30 mg O₂/L ($p < 0,033$) (Tabla. 4.119).

Tabla 4.120. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Pseudochilodonopsis fluviatilis*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Pseudo. fluviatilis</i>	-0,061	-0,045

Los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla. 4.120), siendo negativos para ambos parámetros de calidad del efluente, disminuyendo su abundancia a medida que aumentaban estos parámetros, no siendo estadísticamente significativos.

En CASP no se asocia a parámetros de calidad del efluente tratado según la bibliografía, en los sistemas MBR ensayados aparece como indicador de mala calidad del efluente, al desarrollarse en todos los rangos de DBO₅ y DQO ensayados.

4.4.1.5.1.3. *Chilodonella* sp

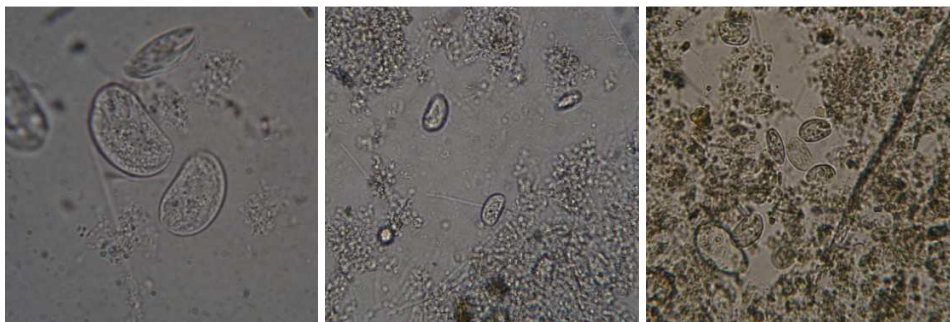


Figura 4.66. *Chilodonella* sp.

Chilodonella sp (Fig. 4.66.) presentó una frecuencia de aparición de un 42 % para el sistema MBR-UF y un 72% para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 11 ocasiones en sistema MBR-UF y en 37 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16).

En CASP se han encontrado abundancia alrededor del 51 % por Poole, (1984) y 19 % por Curds and Cockburn (1970). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 50 %. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 27 % en dos sistemas CASP.

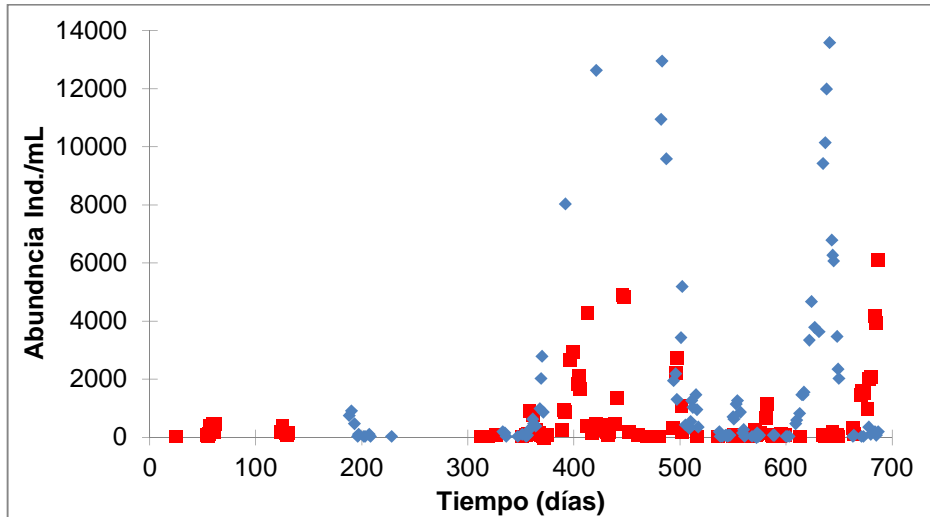


Figura 4.67. Evolución de *Chilodonella* sp en los Sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La figura 4.67., muestra la evolución de la abundancia de *Chilodonella* sp para los dos sistemas ensayados, destacar el aumento excesivo de este protozoo en el sistema MBR-MF debido probablemente a una alta carga contaminante, este crecimiento excesivo no fue tan notorio en el sistema MBR-UF. Presencia intermitente durante el período de estudio (Fig. 4.67) y con un comportamiento similar en las dos plantas, destacando un incremento excesivo de *Chilodonella* sp en el sistema MBR-MF, probablemente debido al incremento en la carga contaminante del influente, aumento de bacterias filamentosas, aumento de la concentración de MLSS > 10 g/L y la temperatura del fango activo los cuales repercutieron en la calidad del efluente afectando los parámetros de DBO₅ y DQO, este crecimiento excesivo no fue significativo en el sistema MBR-UF pero si detectable en períodos de alta carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, SRT entre 30 y 35 días y favorecido por temperaturas entre 20-25 °C.

La Fig. 4.68, muestra como la abundancia de *Chilodonella* sp se ve favorecida a medida que aumentaba la temperatura del fango activo y la carga contaminante en el influente,

encontrando diferencias significativas en la abundancia de este ciliado reptante en el rango < 15 °C siendo menor que la abundancia del rango 20-25 °C ($p < 0.047$); diferencias significativas en la abundancia del rango 15-20 °C siendo menor que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.005$ respectivamente) (Tabla. 4.121).

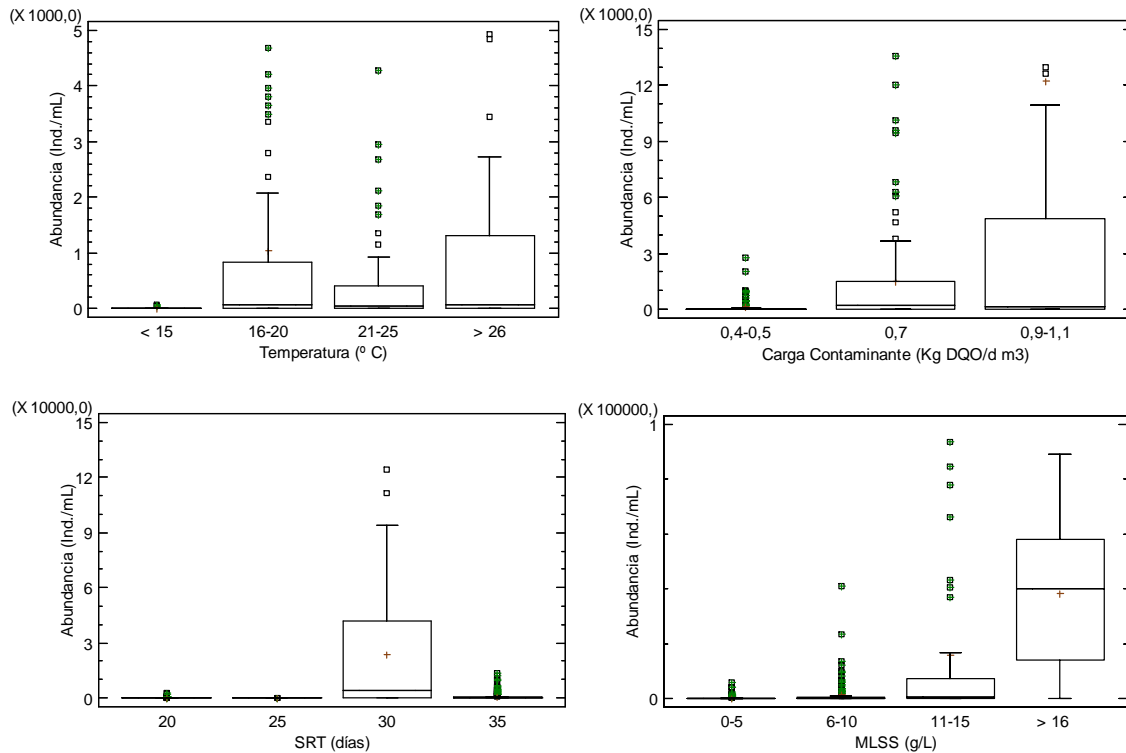


Figura 4.68. *Chilodonella* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

Tabla 4.121. Test LSD entre rangos de temperatura y *Chilodonella* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	8,88889	21,9328	XX
15-20	131	1027,48	2322,97	X
>25	124	6965,16	16542,6	XX
20-25	146	8393,7	23972,5	X

En cuanto a la carga contaminante se encontraron diferencias en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.122). Se sugiere descartar a

Chilodonella sp del grupo de ciliados reptantes y asignarle un valor indicador de mala calidad del efluente en parámetros de DBO₅ y DQO, debido a su versatilidad de crecer en diferentes ambientes.

Tabla 4.122. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Chilodonella* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	112,814	327,953	x
0,7	90	1470,22	2791,61	x
0,9-1,1	170	12197,2	25271,5	x

Al igual que la Fig. 4.57, correspondiente a ciliados reptantes se observa como la abundancia de *Chilodonella* sp es excesivamente superior en el SRT de 30 días comparado con la abundancia de los SRT 20, 25 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente (Tabla. 4.123).

Tabla 4.123. Test LSD entre rangos de SRT y *Chilodonella* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	8,88889	21,9328	x
20	149	125,369	345,118	x
35	172	832,326	2070,37	x
30	88	23439,5	31240,7	x

Durante el período de SRT de 30 días coincidió con un aumento en la carga contaminante del influente lo cual repercutió en el aumento de la DBO₅ y DQO del efluente registrando los valores más elevados para estos parámetros 50-100 mg O₂/L para DBO₅ y 45 mg O₂/L para DQO. Demostrando la tolerancia de *Chilodonella* sp a elevados de carga contaminante del influente al igual que la DBO₅ y DQO del efluente.

Un aumento en la concentración de MLSS al igual que la carga contaminante favorecen el desarrollo de *Chilodonella* sp aumentando su abundancia, se presentaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L siendo

superiores a la abundancia de los rangos 0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ respectivamente) y entre la abundancia del rango 11-15 g/L siendo menor que la abundancia del rango > 16 g/L ($p < 0,000$) (Tabla. 4.124).

Tabla 4.124. Test LSD entre rangos de MLSS y *Chilodonella* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	231,03	726,466	x
6-10	175	1185,6	4069,09	x
11-15	48	15642,5	31985,7	x
> 16	32	38353,8	27827,6	x

Tabla 4.125. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Chilodonella* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (°C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Chilodonella</i> sp	0,152**	0,314**	0,090	0,439**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Chilodonella* sp se encuentra correlacionada positiva y significativamente con las variables como la temperatura, carga contaminante y la concentración de MLSS (Tabla. 4.125), lo cual indica que la abundancia de *Chilodonella* sp aumentaba cuando lo hacían estas variables, mostrando una conducta diferente a la mayoría de las especies de ciliados reptantes en los sistemas MBR.

Investigadores asocian a *Chilodonella* sp en CASP con la proliferación de bacterias filamentosas y presente en sistemas no nitrificantes con valores bajos de SRT y alta carga orgánica (Rodríguez *et al.*, 2008; Poole, 1984), además se asocia a buena calidad del efluente (Foissner 1995; Arregui *et al.*, 2013), lo cual contradice los resultados obtenidos en esta investigación, ya que los sistemas MBR nitrificaban y los valores de SRT fueron altos, pero si se produjo una proliferación de bacterias filamentosas en el fango activo de los

sistemas MBR ensayados. Lee *et al.*, (2004) asocia a *Chilodonella* spp junto a *Aspidisca cicada* y *Vorticella striata* a altos SRT.

Se sugiere a este protozoo cuando sea dominante asociarlo a alta carga contaminante, alta concentración de MLSS y al empeoramiento de la calidad del efluente tratado, ya que los episodios de predominancia por parte de *Chilodonella* sp coincidieron con valores elevados de DBO₅ y DQO en el efluente tratado.

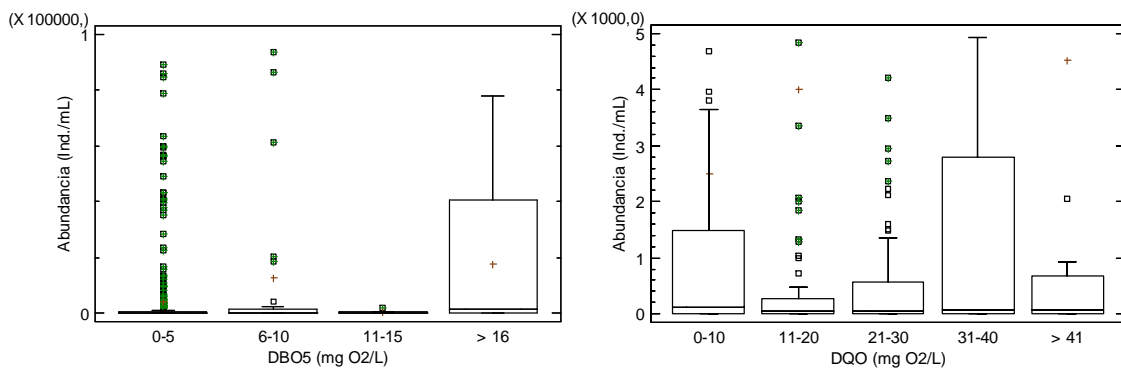


Figura 4.69. Abundancia de *Chilodonella* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.126. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Chilodonella* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	496,0	666,093	XX
0-5	369	4223,52	14482,4	X
6-10	33	12564,8	31149,9	XX
> 16	14	17737,1	27310,6	X

La Fig. 4.69, muestra la abundancia de *Chilodonella* sp con respecto a la DBO₅ y DQO del efluente, a medida que aumentan estos parámetros la abundancia tiende a aumentar. Analizando la DBO₅ del efluente con la abundancia de *Chilodonella* sp, se presentaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L siendo menor que la abundancia de los rangos de 6-10 y > 16 mg O₂/L ($p < 0,007$ y $p < 0,003$ respectivamente) (Tabla. 4.126).

En sistemas CASP se encontró abundancia entre 74 y 2 ind./mL hasta el rango de DBO₅ (26-42 mg O₂/L), desapareciendo a partir de este rango (Salvadó *et al.*, 1995), encontrando

diferencias en cuanto a la abundancia de *Chilodonella* sp en CASP siendo menor que la abundancia encontrada en los sistemas MBR ensayados, la cual fue muy superior. En sistemas CASP con aporte de fosas sépticas se encontró abundancia de 29 ind/mL para alta calidad del efluente y de 65 ind./mL para baja calidad del efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente ($p < 0.811$). Por el contrario, la abundancia de *Chilodonella* sp en los sistemas MBR fue superior a la registrada en los sistemas CASP ensayados por Salvadó *et al.*, (1995) y Drzewicki y Kulikowska, (2011) y se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente en base a la DBO₅.

Tabla 4.127. Test LSD entre rangos de DQO y *Chilodonella* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	2489,63	6801,66	x
11-20	119	4008,07	14706,2	x
> 41	22	4523,64	12061,3	xx
21-30	125	5045,44	16102,0	x
31-40	75	11494,4	27220,3	x

Con respecto a la DQO del efluente, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L siendo superior a la abundancia de los rangos 0-10, 11-20 y 21-30 mg O₂/L ($p < 0,004$; $p < 0,004$ y $p < 0.012$ respectivamente) (Tabla. 4.127). Mostrando una relación negativa entre la abundancia de esta especie y la reducción de la DBO₅ y DQO del efluente.

Los coeficientes de correlación de Pearson, mostraron un comportamiento diferente a la mayoría de los ciliados reptantes (Tabla. 4.128), indicando como su abundancia incrementa cuando aumentan los valores de DBO₅ y DQO en el efluente, siendo positivos y significativos, corroborando su papel de indicador de baja calidad del efluente en los sistemas MBR ensayados. Por el contrario, en sistemas CASP se encontró un coeficiente de correlación de -0,950 (Salvadó *et al.*, 1995), el cual indica que la abundancia de *Chilodonella* sp disminuye cuando aumentan los valores de DBO₅ y DQO en el efluente, contradiciendo lo encontrado en los sistemas MBR ensayados. Drzewicki y Kulikowska, (2011) no encontraron coeficientes de correlación para *Chilodonella* sp.

Tabla 4.128. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Chilodonella* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Chilodonella</i> sp	0,161**	0,122*

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Investigadores asocian a *Chilodonella* sp en CASP a un buen funcionamiento de las instalaciones de depuración de aguas residuales y a buenas condiciones de purificación y efluentes de buena calidad, así como en ambientes naturales (Foissner, 1988a; Salvadó *et al.*, 1995; Martín-Cereceda, *et al.*, 2001a; Arregui, *et al.*, 2013). Por el contrario, contradiciendo lo encontrado en CASP, en los sistemas MBR mostro un papel diferente, lo cual nos sirve de base para sugerir a este protozoo como indicador de mala calidad de agua tratada, ya que el aumento de su abundancia es notorio en los valores altos de DBO₅ y DQO, sugiriendo retirar del grupo de ciliados reptantes en el SBI e incluirlo junto a *Opercularia* sp y *V. microstoma* como grupo negativo para el SBI.

Destacar que el sistema MBR-MF presento un blooming de *Chilodonella* sp coincidente con los valores elevados de DBO₅ y DQO en el efluente. Encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 16 mg O₂/L para DBO₅ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0-5 y 11-15 mg O₂/L ($p < 0,003$ y $p < 0,050$, respectivamente). En el caso de la DQO del efluente la abundancia de *Chilodonella* sp es significativamente mayor en el rango 31-40 mg O₂/L comparada con la abundancia de los rangos 0-10, 11-20, 21-30 mg O₂/L ($p < 0,004$; $p < 0,004$ y $p < 0,012$ respectivamente). Candidato a indicador de mala calidad del agua y separar del grupo de ciliados reptantes en el SBI.

4.4.1.5.1.4. *Euplotes* sp

La frecuencia de aparición de *Euplotes* sp (Fig. 4.70), fue de un 10 % para MBR-UF y un 7 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). La frecuencia de este protozoo fue muy baja en los sistemas MBR ensayados, destacar su aparición en temperaturas superiores a los 25

°C. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 5 % en dos sistemas CASP, similar a la encontrada en los sistemas MBR.



Figura 4.70. *Euplotes* sp.

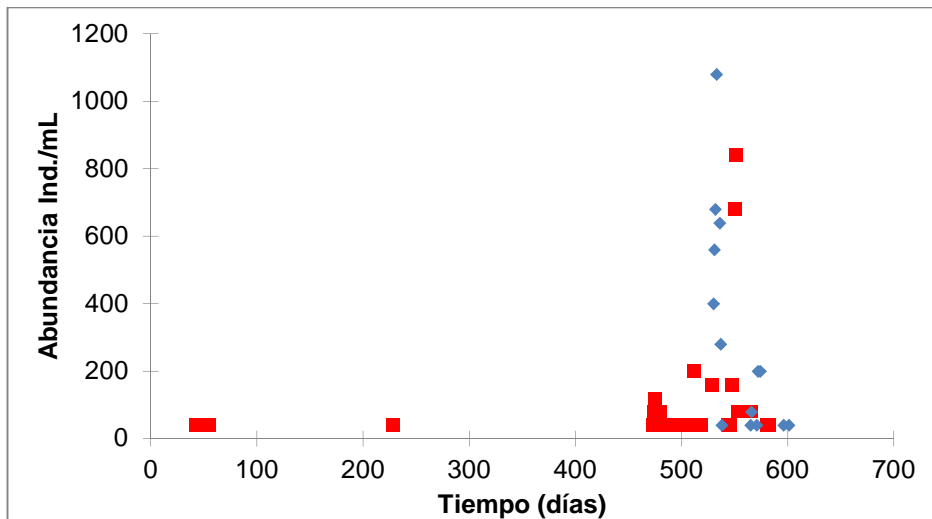


Figura 4.71. Evolución de *Euplotes* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Fig. 4.71, muestra la evolución de *Euplotes* sp, mostrando una frecuencia de aparición muy baja comparada con otros ciliados reptantes, lo cual discrimina a este protozoo para asociar un valor indicador.

La Fig. 4.72, muestra como la abundancia de *Euplotes* sp se ve afectada positivamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los

rangos < 15, 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.036$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.129).

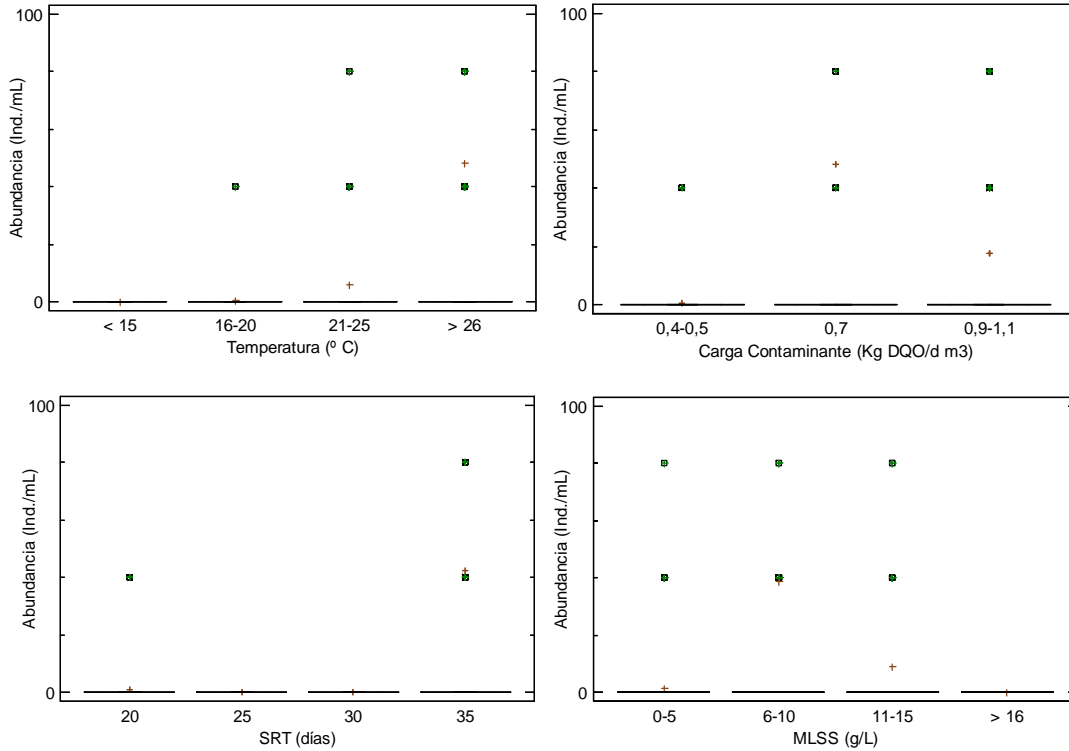


Figura 4.72. *Euplotes* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

Tabla 4.129. Test LSD entre rangos de temperatura y *Euplotes* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	X
15-20	131	0,61068	4,92337	X
20-25	146	5,75342	26,1517	X
> 25	124	48,0645	163,854	X

En el caso de la carga contaminante la abundancia de *Euplotes* sp se ve favorecida con una carga contaminante media de 0,7 Kg DQO/d m³, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,7 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.014$ respectivamente).

Tabla 4.130. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Euplotes* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	0,718563	5,32881	x
0,9-1,1	170	17,6471	86,5875	x
0,7	90	48,0	166,842	x

La Fig. 4.72, muestra como la abundancia de *Euplotes* sp es significativamente mayor en el SRT de 35 días que la abundancia de los SRT 20 y 30 días ($p < 0.000$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.131).

Tabla 4.131. Test LSD entre rangos de SRT y *Euplotes* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	xx
30	88	0	0	x
20	149	0,805369	5,63732	x
35	172	42,5581	146,963	x

La abundancia de *Euplotes* sp en relación con la concentración de MLSS estuvo marcada por la tendencia a aumentar su abundancia a valores bajos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 6-10 siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5 y > 16 g/L ($p < 0,000$ y $p < 0,034$ respectivamente) (Tabla. 4.132), indicando su adaptación a valores bajos de MLSS.

Tabla 4.132. Test LSD entre rangos de MLSS y *Euplotes* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
0-5	165	1,21212	8,17401	x
11-15	48	9,16667	25,0814	xx
6-10	175	38,8571	145,834	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Euplotes* sp esta correlacionada positiva y significativamente con las variables como la temperatura, SRT y concentración de MLSS (Tabla. 4.133), lo cual indica que la abundancia de *Euplotes*

sp aumentaba cuando aumentaban estas variables en los sistemas MBR ensayados. Mostrando un comportamiento similar a *Chilodonella* sp.

Tabla 4.133. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Euplotes* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Euplotes</i> sp	0,194**	0,083	0,179**	0,130**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP se asocia a efluentes de buena calidad, aguas residuales poco cargadas y estrechamente relacionado a la buena formación del flóculo (Rodríguez *et al.*, 2008). Sin embargo, algunas especies de *Euplotes* spp como *E. aediculatus* es asociado a toxicidad de aguas por Níquel (Arregui *et al.*, 2013) y *E. patella* es asociado a un empeoramiento del proceso de depuración, cuando es abundante junto a rotíferos indican un incremento en el índice volumétrico del fango, lo contrario indica baja carga orgánica (Foissner *et al.*, 1995).

Junto con *Aspidisca* sp estuvieron presentes en 18 sistemas CASP ensayados por Poole, (1984) trabajando en diversas condiciones operacionales bajos-altos SRT, baja y alta carga orgánica, ausencia y/o presencia de nitrificación. En los sistemas MBR se puede asociar a carga contaminante intermedia 0,7 Kg DQO/d m³, SRT de 35 días y a temperaturas superiores a 25 °C, siendo la calidad del efluente de gran calidad y estabilidad durante los períodos de aparición de *Euplotes* sp, pero su frecuencia de aparición y abundancia fueron muy bajas en los sistemas MBR, dificultando asignarle un papel indicador en los sistemas MBR ensayados.

La Fig. 4.73, muestra como la abundancia de *Euplotes* sp se relaciona positivamente con la DBO₅ del efluente, inclusive no se registró abundancia de esta especie en los rangos 11-15 y > 16 mg O₂/L, aunque sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,383$) (Tabla. 4.134).

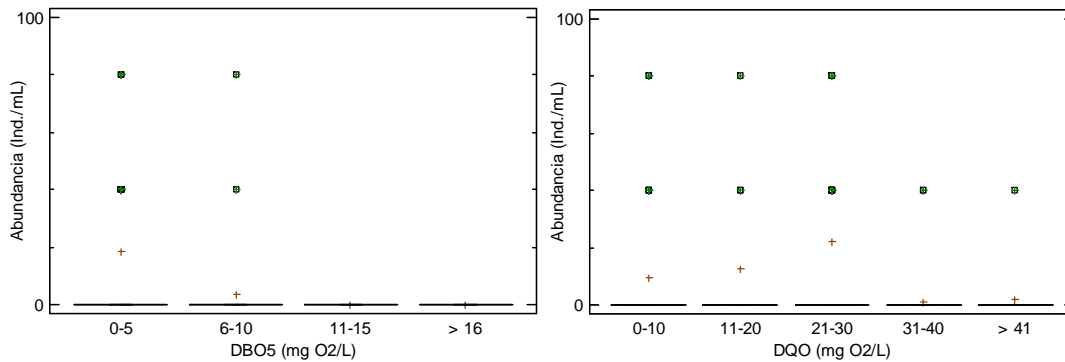


Figura 4.73. Abundancia de *Euplotes* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron una abundancia de *Euplotes* sp entre 16-5 ind./mL entre 0-42 mg O₂/L de DBO₅ desapareciendo por encima de 42 mg O₂/L. Por el contrario, en los sistemas MBR desapareció a partir de 11 mg O₂/L, aunque su frecuencia fue muy baja y ocasional.

Tabla 4.134. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Euplotes* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	0	0	X
11-15	5	0	0	X
6-10	33	3,63636	15,3741	X
0-5	369	18,3198	98,4135	X

Con respecto a la DQO, la abundancia de *Euplotes* sp no muestra una relación positiva con la DQO del efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos ensayados de DQO del efluente $p < 0,325$) (Tabla. 4.135).

Tabla 4.135. Test LSD entre rangos de DQO y *Euplotes* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	1,06667	6,48769	X
> 41	22	1,81818	8,52803	X
0-10	54	9,62963	31,9766	X
11-20	119	12,437	68,8399	X
21-30	125	22,08	119,402	X

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia de *Euplotes* sp y los parámetros de calidad del efluente (Tabla. 4.136), presentaron una correlación negativa indicando que la abundancia de *Euplotes* sp disminuye a medida que aumenta la DBO₅ y DQO del efluente pero no fue significativa. Salvadó *et al.*, (1995), encontraron un coeficiente de correlación negativo (-0,853) para este género con relación a la DBO₅ del efluente de tres sistemas CASP, siendo superior a lo encontrado en los sistemas MBR, pero indicando lo mismo.

Tabla 4.136. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Euplotes* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Euplotes</i> sp	-0,053	-0,031

Euplotes sp en CASP es buen indicador de efluentes de buena calidad (Rodríguez *et al.*, 2008), la presencia de este ciliado reptante en los sistemas MBR ensayados fue baja y ocasional, lo cual impide asignarle un papel indicador en base a los parámetros de calidad del efluente analizados. Aunque se observó cierta tendencia positiva de *Euplotes* sp a desarrollarse cuando los valores bajos de DBO₅ fueron especialmente bajos.

4.4.1.5.1.5. *Drepanomonas revoluta*



Figura 4.74. *Drepanomonas revoluta*.

La frecuencia de aparición de *Drepanomonas revoluta* (Fig. 4.74), fue de 28 % para el sistema MBR-UF y de un 44 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 2 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 3 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16).

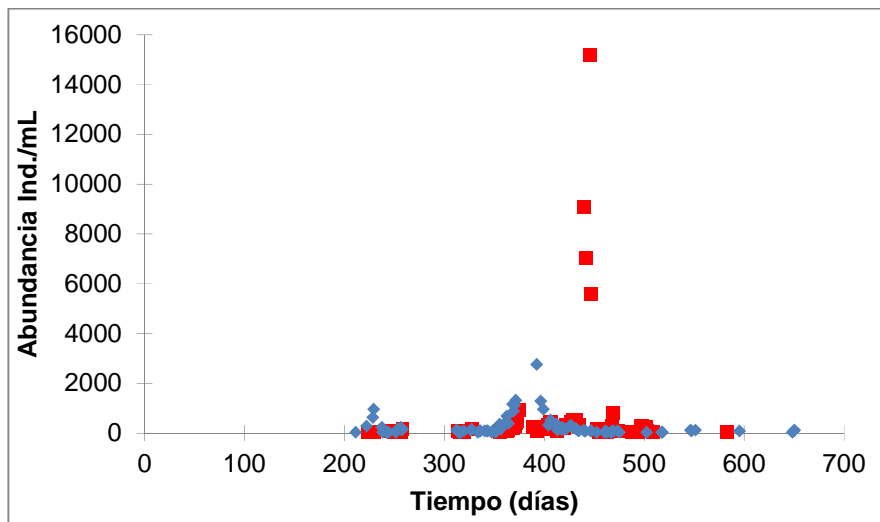


Figura 4.75. Evolución de *Drepanomonas* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.75., muestra la abundancia de *Drepanomonas revoluta* en el fango activo de los sistemas ensayados, mostrando un comportamiento similar en los dos sistemas MBR, destacando la predominancia en el recuento 439-446 registrando un máximo de abundancia de 5.600-15.200 ind./mL en el sistema MBR-UF período caracterizado por una alta carga contaminante de 1,1 Kg DQO/d m³, SRT de 35 días, temperaturas altas y MLSS superior a 12 g/L, el cual no fue tan acusado en el sistema MBR-MF el cual registro un máximo de 2.760 ind./mL en alta carga contaminante de 1,1 Kg DQO/d m³, SRT de 30 días, temperaturas entre 20-25 °C y altas concentraciones de MLSS > 8 g/L.

La Fig. 4.76, muestra como la abundancia de *Drepanomonas revoluta* tiende a aumentar a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos de temperatura analizados ($p < 0.653$) (Tabla. 4.137).

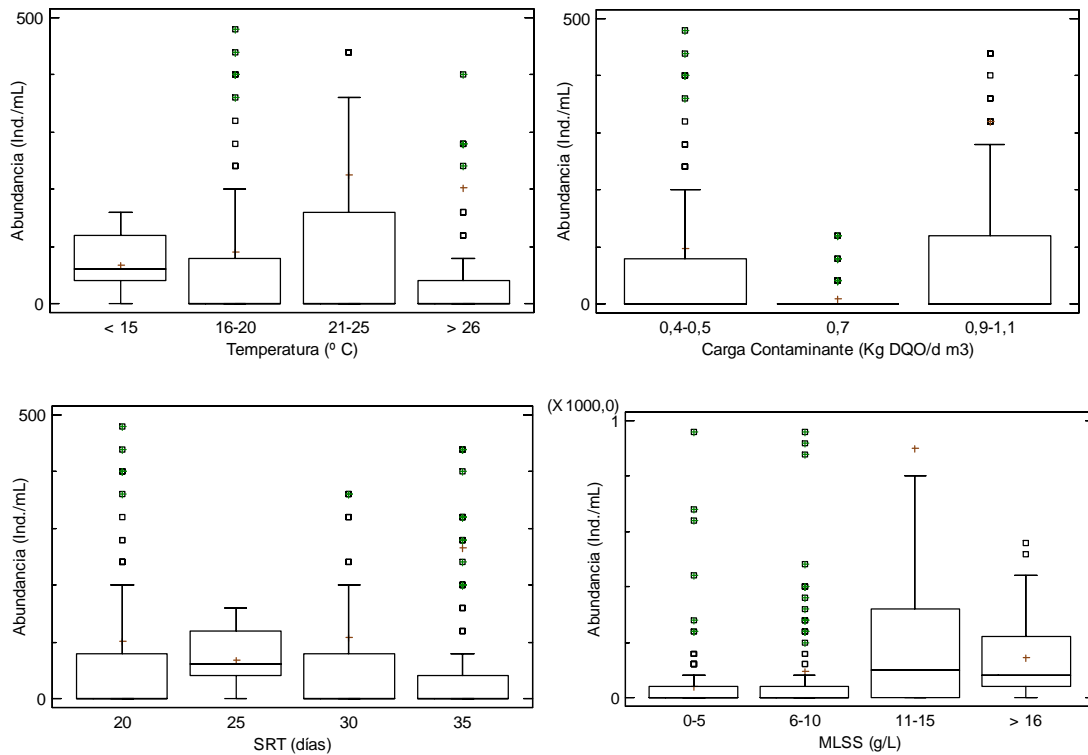


Figura 4.76. *Drepanomonas revoluta* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

Tabla 4.137. Test LSD entre rangos de temperatura y *Drepanomonas revoluta*.

Temperatura ° C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	66,6667	53,1369	X
15-20	131	91,2977	231,292	X
> 25	124	201,935	1449,99	X
20-25	146	226,027	979,566	X

En el caso de la carga contaminante la abundancia se ve favorecida en el rango de mayor carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, encontrando diferencias significativas en la abundancia de este rango la cual es mayor con respecto a la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.035$ y $p < 0.014$ respectivamente) (Tabla. 4.138). En nuestro caso indicador de alta carga contaminante en los sistemas MBR estudiados.

Tabla 4.138. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Drepanomonas revoluta*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	8,44444	26,475	x
0,4-0,5	167	97,006	221,644	x
0,9-1,1	170	320,235	1521,5	x

La Fig. 4.76, muestra como la abundancia de *Drepanomonas revoluta* presenta una ligera tendencia a aumentar a medida que aumentaba el SRT, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.401$) en la abundancia de *D. revoluta* en los sistemas MBR analizados (Tabla. 4.139).

Tabla 4.139. Test LSD entre rangos de SRT y *Drepanomonas revoluta*.

SRT Días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	66,6667	53,1369	x
20	149	100,671	233,775	x
30	88	108,182	343,085	x
35	172	265,581	1501,13	x

Drepanomonas revoluta con relación a la concentración de MLSS, se encontró diferencias estadísticamente significativa en la abundancia del rango > 11-15 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,001$ respectivamente) (Tabla. 4.140).

Tabla 4.140. Test LSD entre rangos de MLSS y *Drepanomonas revoluta*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	40,24	116,995	x
6-10	175	93,02	304,879	x
> 16	32	145,0	155,003	x
11-15	48	902,5	2758,62	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *D. revoluta* esta correlacionada positiva y significativamente con las variables como la carga orgánica y la concentración de MLSS (Tabla. 4.141), lo cual indica que un aumento en estas variables repercutiría en un aumento en la abundancia de *Drepanomonas revoluta*.

Tabla 4.141. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Drepanomonas revoluta*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Drepanomonas revoluta</i>	0,050	0,100*	0,070	0,298**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Papel indicador no asociado en CASP (Rodríguez *et al.*, 2008). Sin embargo, Poole, (1984) encontró un gran número de *Drepanomonas* sp en plantas convencionales utilizando discos de oxidación que trabajaron con altos SRT, baja carga orgánica y MLSS > 8 g/L, pero la nitrificación no ocurrió. En los sistemas MBR coincide con valores altos de SRT de 35 días y MLSS > 12 g/L, pero apareció en valores altos de carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ y en presencia de nitrificación, lo cual muestra un comportamiento contrario al encontrado por Poole (1984). Reflejando la capacidad de adaptación de las especies a las diferentes condiciones ambientales y fisicoquímicas.

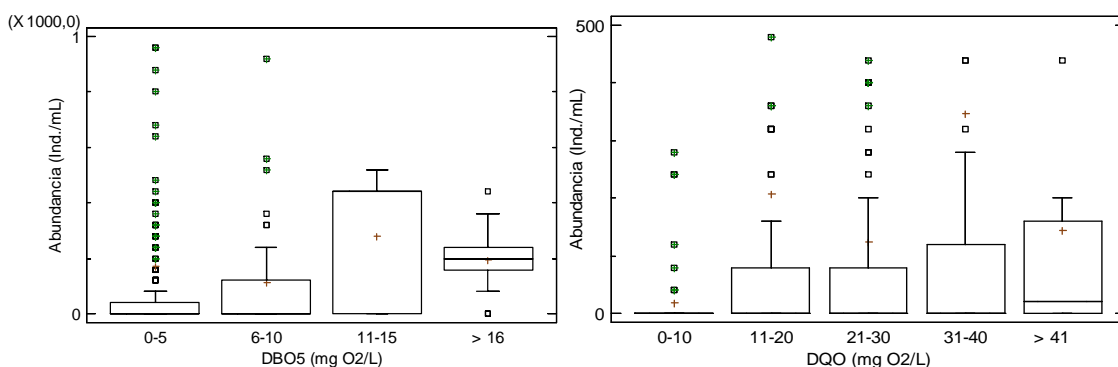


Figura 4.77. Abundancia de *Drepanomonas revoluta* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.77., muestra como la abundancia de *Drepanomonas revoluta* muestra una relación negativa frente a la reducción de DBO₅ y DQO del efluente, indicando que este ciliado reptante tolera todos los valores de DBO₅ y DQO. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos de DBO₅ y DQO analizados en el estudio ($p < 0.752$ y $p < 0.071$ respectivamente) (Tabla. 4.142 y 4.143).

Tabla 4.142. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Drepanomonas revoluta*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
6-10	33	115,152	212,311	X
0-5	369	171,924	1048,12	X
> 16	14	194,286	123,395	X
11-15	5	280,0	257,682	X

Tabla 4.143. Test LSD entre rangos de DQO y *Drepanomonas revoluta*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	19,2593	61,0552	X
21-30	125	125,12	639,253	X
> 41	22	143,636	272,319	X
11-20	119	206,723	985,485	X
31-40	75	347,2	1780,98	X

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia de *Drepanomonas revoluta* y los parámetros de calidad del efluente (Tabla. 4.144), siendo positivos pero no significativos, indicaron que la abundancia de *D. revoluta* incrementaba cuando aumentaban los parámetros de calidad del efluente, pero no fueron significativos.

Tabla 4.144. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Drepanomonas revoluta*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Drepanomonas revoluta</i>	0,001	0,057

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP no presenta papel indicador de la calidad del efluente según la bibliografía revisada. Por lo tanto, se sugiere que este protozoo presenta valor indicador de mala calidad del efluente tratado en los sistemas MBR ensayados, al desarrollarse en todos los rango de DBO₅ y DQO.

4.4.1.5.1.6. *Trochilia minuta*

La frecuencia de aparición de *Trochilia minuta* (Fig. 4.78) fue de un 22 % para el sistema MBR-UF y de un 40 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 1 ocasión en el sistema MBR-UF y en 2 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.).



Figura 4.78. *Trochilia minuta*.

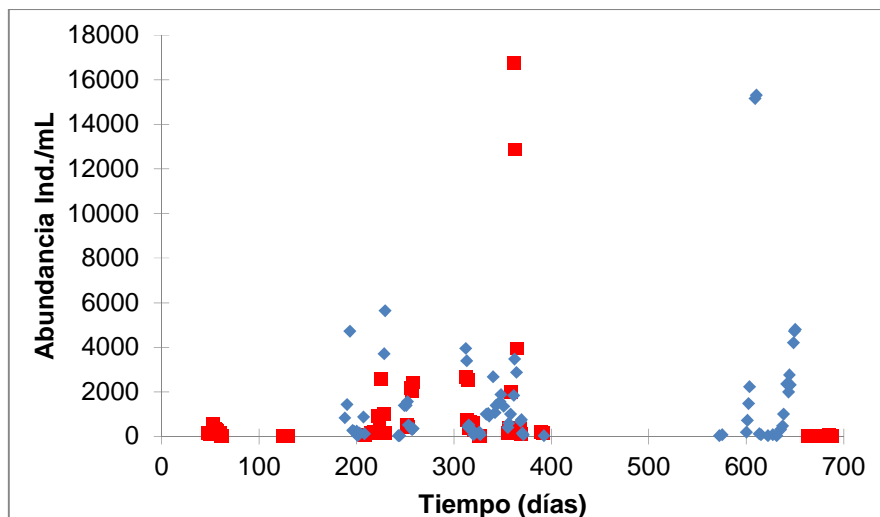


Figura 4.79. Evolución de *Trochilia minuta* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.79., muestra la evolución de la abundancia de *Trochilia* sp en el fango activo de los sistemas MBR ensayados siendo intermitente durante el período de estudio, la abundancia máxima se registró en valores bajos de carga contaminante 0,4-0,7 Kg DQO/d m³ para los sistemas MBR y en temperaturas entre 15-20 °C. Se registró un aumento excesivo que oscilo entre 3.480-16.760 ind./mL para el sistema MBR-UF, coincidiendo con períodos de baja carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/d m³, SRT de 20 días y temperatura entre 15-20 °C. El aumento excesivo registrado en el sistema MBR-MF corresponde con una abundancia de 4.200-15.160 ind./mL, coincidiendo con un período de media carga contaminante 0,7 Kg DQO/d m³, SRT de 35 días y temperaturas entre 15-20 °C.

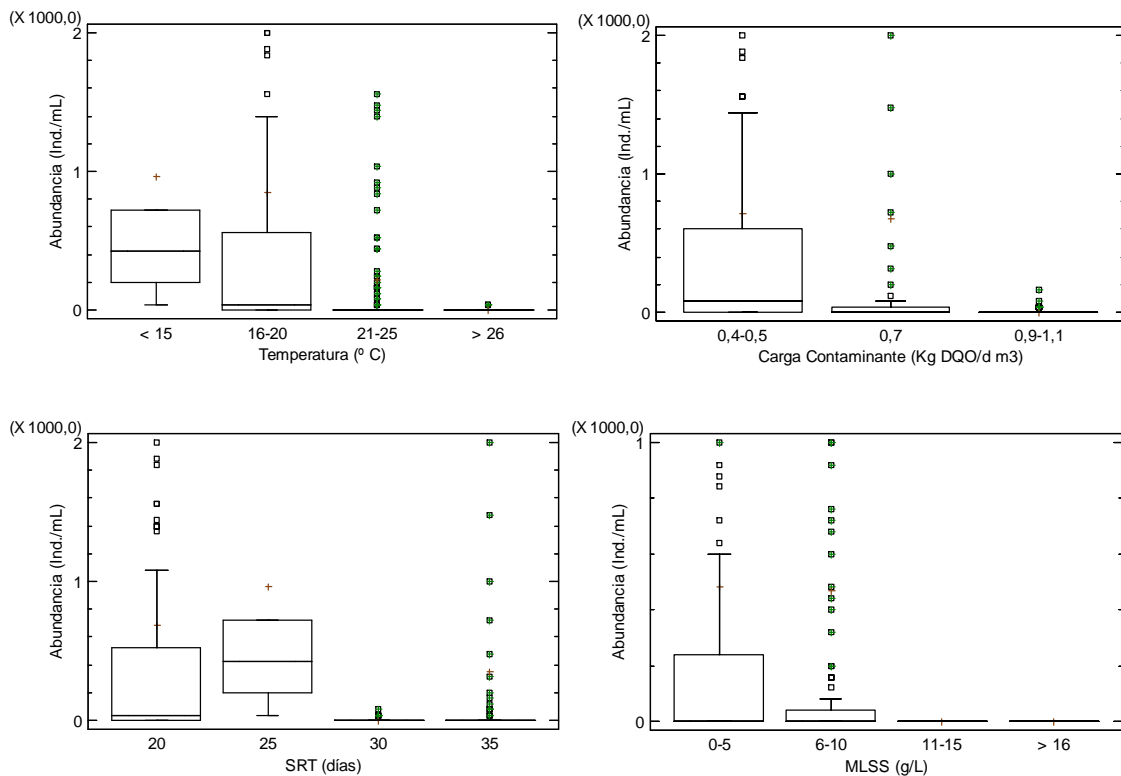


Figura 4.80. *Trochilia minuta* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en los sistemas MBR.

La Fig. 4.80., muestra como la abundancia de *Trochilia minuta* se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, demostrando que este ciliado reptante prefiere bajas temperaturas y tolera valores bajos y medios de carga

contaminante, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango < 15 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.033$ y $p < 0.007$ respectivamente) y en la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.145).

Tabla 4.145. Test LSD entre rangos de temperatura y *Trochilia minuta*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>25	124	0,96774	6,17092	x
20-25	146	212,603	744,202	x
15-20	131	847,634	2331,07	x
< 15	18	962,222	1250,65	x

En el caso de la carga contaminante ocurre algo similar a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente la abundancia de *Trochilia* sp se ve afectada negativamente, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo menor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.001$), respectivamente (Tabla. 4.146).

Tabla 4.146. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Trochilia minuta*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	3,05882	15,6911	x
0,7	90	672,889	2413,55	x
0,4-0,5	167	714,012	1862,66	x

Tabla 4.147. Test LSD entre rangos de SRT y *Trochilia minuta*.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	4,09091	13,6151	x
35	172	353,023	1773,4	xx
20	149	684,027	1924,42	x
25	18	962,222	1250,65	x

La abundancia de *Trochilia minuta* se ve reducida drásticamente en el SRT de 30 días siendo significativamente menor que la abundancia en los SRT 20 y 25 días ($p < 0.002$ y $p < 0.023$ respectivamente) (Tabla. 4.147).

La abundancia de *Trochilia minuta* con respecto a la concentración de MLSS, presento diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 11-15 g/L siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,042$ y $p < 0,046$ respectivamente), tal y como se aprecia en el LSD (Tabla. 4.148).

Tabla 4.148. Test LSD entre rangos de MLSS y *Trochilia minuta*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	XX
11-15	48	0	0	X
6-10	175	468,8	1786,56	X
0-5	165	481,455	1366,97	X

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Trochilia minuta* esta correlacionada negativa y significativamente con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.149), lo cual indica que un aumento en estas variables provoco un descenso en la abundancia de *Trochilia minuta*.

Tabla 4.149. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia *Trochilia minuta*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Trochilia minuta</i>	-0,244**	-0,191**	-0,108*	-0,338**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Rodríguez *et al.*, (2008) asocian a *Trochilia* sp en CASP con la proliferación de bacterias filamentosas, de las que se alimenta. Asociada a condiciones de nitrificación en CASP (Dubber *et al.*, 2011; Arregui *et al.*, 2013) y buena calidad del fango (Dubber *et al.*, 2011). En sistemas de eliminación de nutrientes junto con *Acinertia spp* son las especies más

representativas, pero no mostraron relación estadísticamente significativa con la eliminación de nitrógeno (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

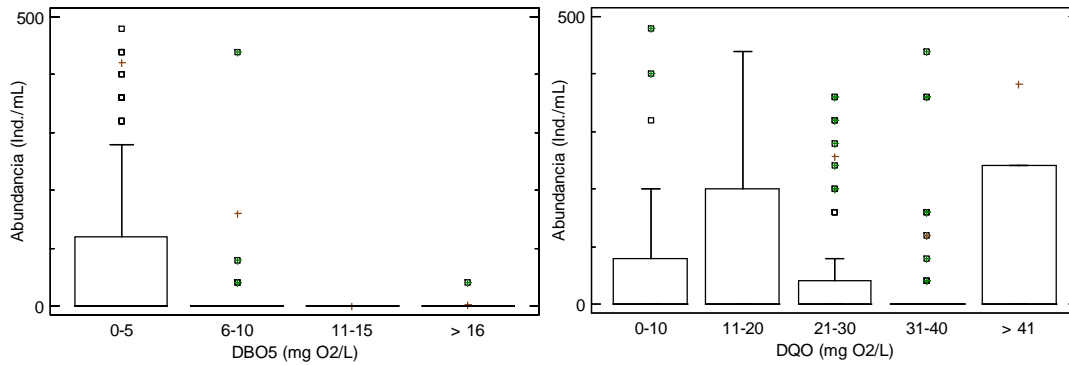


Figura 4.81. Abundancia de *Trochilia minuta* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.81., muestra como la abundancia de *Trochilia minuta* muestra una relación positiva con la reducción de la DBO₅ en el efluente, disminuyendo su abundancia en los rangos más elevados de DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,319$) (Tabla. 4.50). Aunque no llega a ser significativo, presenta una clara tendencia positiva a descender la abundancia cuando la DBO₅ empeora. Investigadores en CASP han encontrado que la abundancia de *Trochilia minuta* disminuía de 252 a 1 ind./mL hasta 26 mg O₂/L de DBO₅, desapareciendo a partir de este valor (Salvadó *et al.*, 1995).

Tabla 4.150. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Trochilia minuta*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	0	0	X
> 16	14	2,8571	10,6904	X
6-10	33	160,0	697,28	X
0-5	369	420,81	1519,21	X

En el caso de la DQO la abundancia de *Trochilia minuta* muestra una relación negativa frente a la reducción de la DQO del efluente, indicando su tolerancia en los rangos de DQO analizados (Fig. 4.81), encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L ($p < 0,036$) (Tabla. 4.151).

Tabla 4.151. Test LSD entre rangos de DQO y *Trochilia minuta*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	119,467	376,412	x
21-30	125	256,0	792,806	xx
> 41	22	381,818	704,351	xx
0-10	54	531,111	2207,87	xx
11-20	119	533,109	1681,8	x

Tabla 4.152. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Trochilia minuta*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Trochilia minuta</i>	-0,072	-0,098

Los coeficientes de correlación de Pearson fueron negativos pero no significativos (Tabla. 4.152), indicando una tendencia a disminuir su abundancia a medida que aumentaba la DBO₅ y DQO en el efluente. Al igual que lo encontrado en CASP el cual fue -0,940 (Salvadó *et al.*, 1995), siendo superior que en MBR pero indicando lo mismo.

En CASP no se asocia a parámetros de calidad del efluente, pero si se asocia al crecimiento de bacterias filamentosas (Rodríguez *et al.*, 2008) y condiciones de nitrificación (Arregui *et al.*, 2013). En los sistemas MBR ensayados presento relación positiva al aumentar su abundancia cuando los valores de DBO₅ fueron especialmente bajos y al descender su abundancia en valores altos de DBO₅. Para la DQO no ocurrió lo mismo ya que fue frecuente en los rangos ensayados.

4.4.1.5.1.7. *Acineria* sp

La frecuencia de aparición de *Acineria* sp (Fig. 4.82), fue de un 70 % para el sistema MBR-UF y un 77 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 9 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 8 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Drzewicki y Kulikowska,

(2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 92 %, ligeramente superior que la frecuencia de aparición observada en MBR.



Figura 4.82. *Acineria* sp.

La Figura 4.83., muestra como la presencia de esta especie es habitual en los sistemas ensayados y en los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales, mostrando una tendencia al aumento de la abundancia cuando aumentaba la carga contaminante en el influente y predominaban temperaturas mayores a los 20 °C.

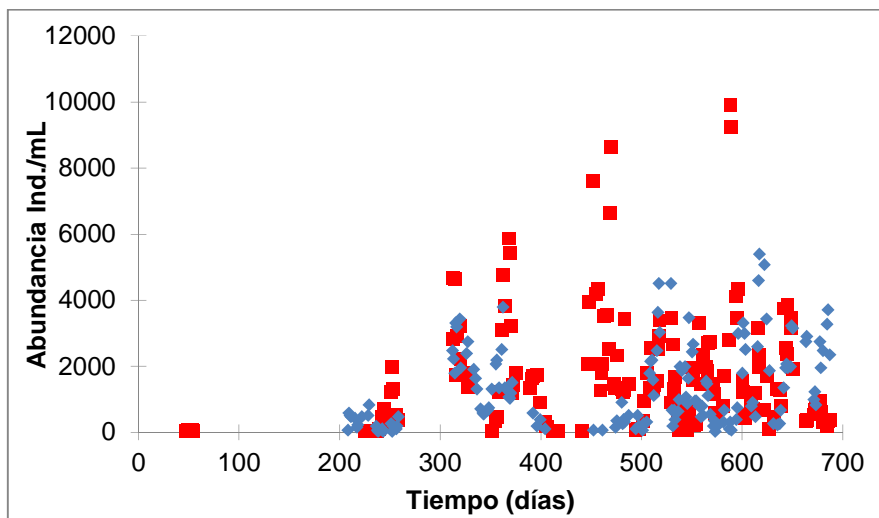


Figura 4.83. Evolución de *Acineria* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Fig. 4.84., muestra como la abundancia de *Acineria* sp tiende a disminuir a medida que aumentaba la temperatura del fango activo, presentando diferencias significativas en la abundancia del rango < 15 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 15-20, 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.153).

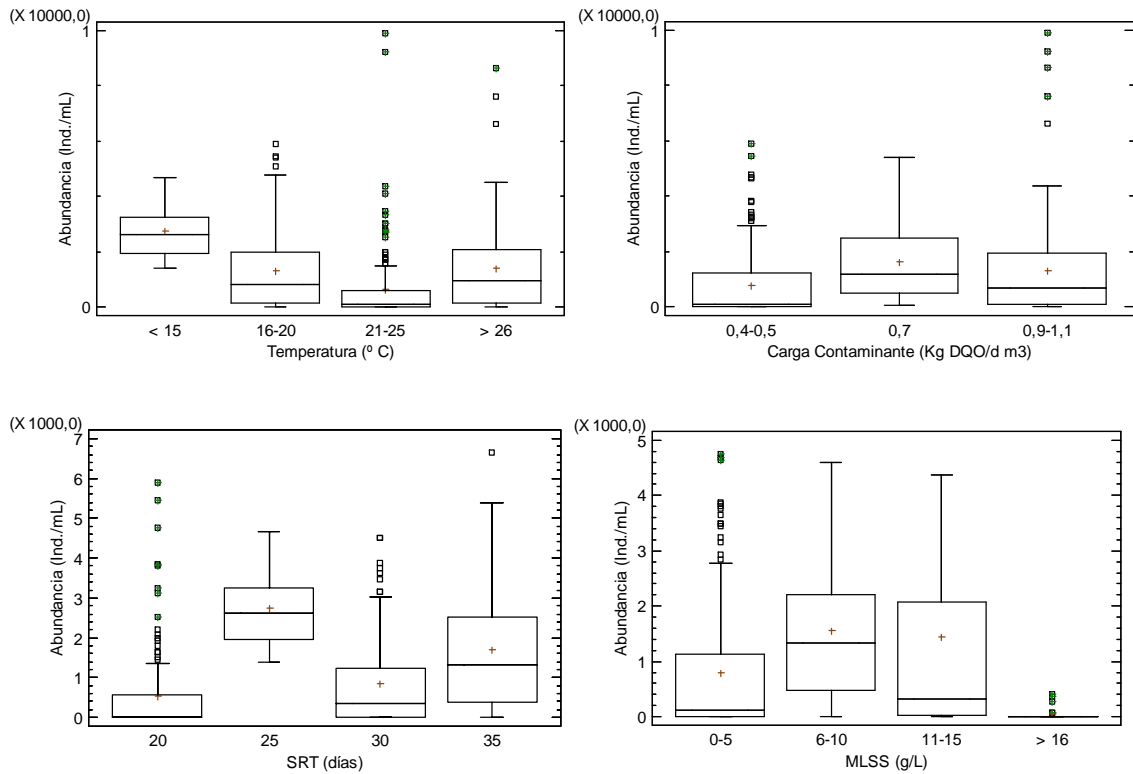


Figura 4.84. *Acineria* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en los sistemas MBR.

Tabla 4.153. Test LSD entre rangos de temperatura y *Acineria* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
20-25	146	646,849	1386,38	X
15-20	131	1328,55	1396,35	X
> 25	124	1388,39	1573,96	X
< 15	18	2728,89	924,089	X

En el caso de la carga contaminante la abundancia de *Acineria* sp se ve favorecida a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente (Fig. 4.84), presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo menor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.154).

Tabla 4.154. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Acineria* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	762,395	1227,51	x
0,9-1,1	170	1307,29	1726,2	x
0,7	90	1612,89	1310,89	x

Tabla 4.155. Test LSD entre rangos de SRT y *Acineria* sp.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
20	149	524,832	1031,89	x
30	88	869,545	1188,23	x
35	172	1691,16	1709,77	x
25	18	2728,89	924,089	x

La Fig. 4.84., muestra como la abundancia de *Acineria* sp es significativamente mayor en el SRT de 25 días comparado con la abundancia de los SRT 20, 30 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.002$ respectivamente). Además, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del SRT de 35 días siendo mayor que la Abundancia de los SRT 20 y 30 días ($p < 0.002$ y $p < 0.000$ respectivamente), y menor que la abundancia del SRT de 25 días ($p < 0.000$) (Tabla. 4.155).

Tabla 4.156. Test LSD entre rangos de MLSS y *Acineria* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	37,5	104,078	x
0-5	165	797,091	1232,52	x
11-15	48	1433,33	2079,37	x
6-10	175	1565,94	1460,49	x

Con relación a los MLSS se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 16 g/L siendo menor que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y 11-15 g/L las cuales fueron significativamente superiores ($p < 0,005$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente), y entre el rango 0-5 g/L siendo significativamente superior que la

abundancia en los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,006$ y $p < 0,005$ respectivamente) (Tabla. 4.156).

Tabla 4.157. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Acineria* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Acineria</i> sp	-0,090	0,165**	0,300**	0,075

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran que la abundancia de *Acineria* sp esta correlacionada positiva y significativamente con las variables como la carga contaminante y SRT (Tabla. 4.157), lo cual indica que la abundancia de *Acineria* sp aumentaba cuando aumentaban estas variables en los sistemas MBR.

Los parámetros bioindicadores asociados en CASP para *Acineria* sp, incluyen fango en estado de tránsito e inestabilidad, carga media en el reactor, depuración insuficiente, indicando abundancia de bacterias libres junto a pequeños flagelados, tolera largas ausencias de oxígeno, observado en influentes procedentes de papeleras (Rodríguez *et al.*, 2008; Drzewicki y Kulikowska, 2011; Arregui *et al.*, 2013). Característico en altas densidades en sistemas de eliminación de nutrientes junto con *Trochilia* sp (Pérez-Uz *et al.*, 2010) En los sistemas MBR se sugiere asociarlo con cargas contaminantes bajas, medias y altas 0,4-0,5; 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ debido a su presencia en todos los rangos de carga contaminante, tolerando un gran rango de temperaturas, SRT y concentración de MLSS.

En sistemas de eliminación de nutrientes *Acineria* sp es característico. Algunos autores asocian su presencia a meses cálidos del año, aunque en nuestro sistemas aparece en todos los rangos de temperatura, también se ha observado en sistemas que reciben influentes de papeleras (Rodríguez *et al.*, 2008). En sistemas de biopelícula es asociado a disminución de la carga orgánica (GBS, 2013). En nuestro caso indicador de alta carga contaminante en el influente.

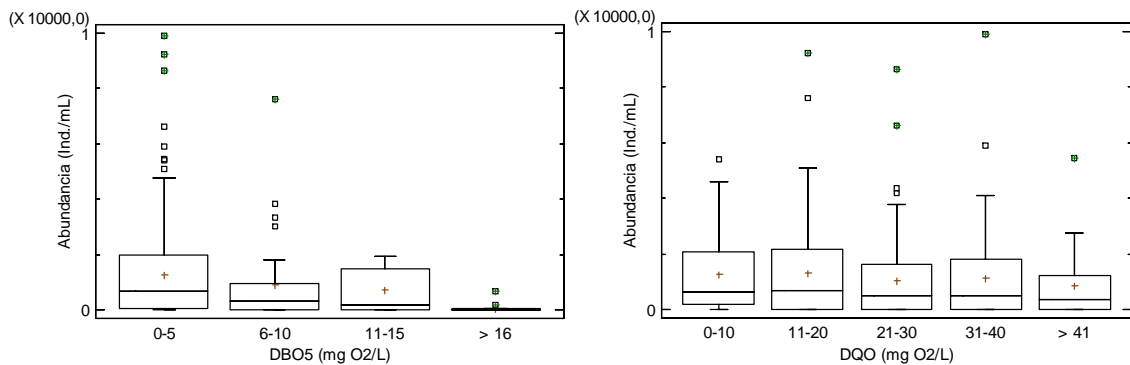


Figura 4.85. Abundancia de *Acineria* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.85., muestra como la abundancia de *Acineria* spp muestra una relación positiva frente a la reducción de la DBO₅ en el efluente, indicando su sensibilidad a los valores elevados de DBO₅ del efluente, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango > 16 mg O₂/L ($p < 0,004$) (Tabla. 4.158).

Tabla 4.158. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Acineria* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	68,5714	183,925	X
11-15	5	728,0	924,943	XX
6-10	33	888,485	1574,48	XX
0-5	369	1256,04	1517,42	X

En tres sistemas CASP se encontró que la abundancia de *Acineria uncinata* estuvo presente en todos los rangos de DBO₅ analizados, registrando su valor más alto de abundancia 1.048 ind./mL en el rango 10-16 mg O₂/L, disminuyendo a partir de este rango a 2 ind./mL en los rangos 42-67 y 67-107 mg O₂/L (Salvadó *et al.*, 1995). En sistemas CASP con aporte de fosas sépticas se ha encontrado una abundancia de 53 ind./mL cuando la calidad de efluente fue alta y de 2.079 ind./mL en baja calidad del efluente, encontrando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,000$) entre la abundancia de *Acineria uncinata* y la calidad del efluente (Drzewicki y Kulikowska, 2011).

Tabla 4.159. Test LSD entre rangos de DQO y *Acineria* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	838,182	1316,18	X
21-30	125	1048,32	1377,55	X
31-40	75	1145,07	1675,99	X
0-10	54	1261,48	1371,53	X
11-20	119	1303,87	1640,08	X

Por el contrario, la abundancia de *Acineria* sp no muestra relación alguna en base a la DQO del efluente mostrando tolerancia en los valores de DQO analizados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,189$) (Tabla. 4.159).

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia de *Acineria* sp y los parámetros de calidad del efluente fue negativo y significativo para el parámetro de DBO₅ indicando que su abundancia disminuye cuando aumentaba la DBO₅ del efluente (Fig. 4.85), algo similar a lo encontrado en CASP el cual fue de -0,925 pero en los sistemas MBR fue más bajo el coeficiente de correlación. Sin embargo, para la DQO se presentó algo similar pero no fue significativo en los sistemas MBR (Tabla. 4.160).

Tabla 4.160. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Acineria* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Acineria</i> sp	-0,155**	-0,066

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En sistemas CASP con choques de carga orgánica se encontraron correlaciones positivas entre la abundancia de *Acineria uncinata* y la calidad del efluente en DBO₅ y DQO (0,892*** y 0,852*** respectivamente) (Drzewicki y Kulikowska, 2011). Mostrando un comportamiento opuesto al presentado en los sistemas MBR y otros sistemas CASP, al aumentar su abundancia cuando la calidad del efluente empeoraba.

En CASP no se asocia a parámetros de calidad del efluente (Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013). Sin embargo, en los sistemas MBR se observó una relación positiva al

aumentar su abundancia cuando los valores de DBO₅ fueron especialmente bajos, no siendo así para el parámetro de DQO el cual apareció en todos los rangos analizados sin perjudicar su abundancia.

En general, los ciliados reptantes están influenciados claramente por la temperatura y la carga contaminante, lo cual nos lleva a pensar que estos ciliados comparten nicho ecológico dependiendo de las características del influente y condiciones operacionales.

Aspidisca cicada fue la especie mejor adaptada en ambos sistemas MBR debido a su presencia desde el momento del inóculo del sistema MBR-UF manteniendo su abundancia a lo largo de los dos años de muestreo en ambos sistemas MBR, desarrollándose en valores bajos de oxígeno (fango flotado y biorreactores anóxicos) y óptimos de oxígeno (MBR), en los tres rangos de carga contaminante y en los cuatro rangos de temperatura.

Tabla 4.161. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de las especies de ciliados reptantes.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Acineria</i> sp	-0,090	0,165**	0,300**	0,075
<i>Aspidisca cicada</i>	-0,103*	-0,211**	-0,272**	-0,172**
<i>Chilodonella</i> sp	0,152**	0,314**	0,090	0,439**
<i>Drepanomonas revoluta</i>	0,050	0,100*	0,070	0,298**
<i>Euplotes</i> sp	0,194**	0,083	0,179**	0,130**
<i>Pseudo. fluviatilis</i>	0,140**	-0,030	-0,095*	-0,217**
<i>Trochilia minuta</i>	-0,244**	-0,191**	-0,108*	-0,338**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Pseudochilodonopsis fluviatilis prefiere temperaturas altas y baja-media carga contaminante y el SRT no afectan su presencia en el fango activo. *Chilodonella* sp fue la única especie mejor adaptada a alta carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, siendo la especie más abundante cuando los valores de DQO y DBO₅ en el efluente aumentaban por encima de > 41 mg O₂/L y de > 16-100 mg O₂/L, respectivamente, las temperaturas cálidas favorecen su desarrollo. *Euplotes* sp claramente presento una temperatura óptima superior a 20-25 °C para su crecimiento, ausencia en bajas temperaturas < 15 °C, entre 15-20 °C recuentos muy bajos, indiferente a la carga contaminante y al SRT. *Drepanomonas revoluta*, prefiere alta carga contaminante 1,1 Kg DQO/d m³, temperatura superiores a 15 °C y SRT altos entre 30 y 35 días. *Trochilia* sp, sin embargo, prefiere bajas temperaturas, baja carga contaminante y bajos SRT entre 20-25 días. *Acineria incurvata*, se adaptó mejor a carga contaminante intermedia 0,7 Kg DQO/d m³, la temperatura, SRT y MLSS no le afecta.

Este tipo de ciliados se asocia a bajos rendimientos de eliminación de N en sistemas avanzados de remoción de nutrientes, revelando una conducta opuesta a pequeños flagelados y amebas, presentando gran diversidad pero una abundancia baja (Pérez-Uz *et al.*, 2010). En los sistemas estudiados no se aprecia esta conducta.

En general, los géneros de ciliados reptantes mostraron correlaciones negativas con relación a la calidad del efluente, indicando que su abundancia disminuye cuando aumentan los valores de DBO₅ y DQO del efluente. Salvo *Chilodonella* sp la cual mostró una correlación positiva y significativa entre la abundancia la cual se veía favorecida a medida que aumentaban los valores de DBO₅ y DQO del efluente, algo similar ocurrió con *Drepanomonas revoluta* pero las correlaciones no fueron significativas, en la tabla 4.162, muestra las correlaciones encontradas para este grupo de ciliados reptantes y los parámetros de calidad del efluente.

En tres sistemas CASP los coeficientes de correlación para todos los géneros de ciliados reptantes fueron negativos indicando un valor indicador de buena calidad de agua en términos de DBO₅ (Salvadó *et al.*, 1995). Sin embargo, en los sistemas MBR se presentó lo mismo salvo los géneros de *Chilodonella* sp y *Drepanomonas revoluta* los cuales mostraron coeficientes de correlación positivos con respecto a la DBO₅ del efluente.

Tabla 4.162. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de ciliados reptantes.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L) MBR	DBO ₅ (mg O ₂ /L) CASP Salvadó <i>et al</i> , 1996 Martín-Cereceda <i>et al</i> , 1996	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Acineria spp</i>	-0,155**	0,892** y -0,925	-0,066
<i>Aspidisca cicada</i>	-0,077	-0,340 y -0,791	0,006
<i>Chilodonella sp</i>	0,161**	-0,950	0,122*
<i>Drepanomonas revoluta</i>	0,001	No determinado	0,057
<i>Euplotes sp</i>	-0,053	-0,853	-0,031
<i>Pseudo. fluviatilis</i>	-0,061	No determinado	-0,045
<i>Trochilia sp</i>	-0,072	-0,940	-0,098

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Ciliados reptantes y adheridos (grupo positivo SBI) codominan la comunidad protozoaria en CASP, presentando gran diversidad y densidad, debido a sus diferentes fuentes de alimento, evitando la competencia alimentándose de bacterias, algas unicelulares, cianobacterias y bacterias filamentosas. Los ciliados reptantes se ven afectados por el incremento sobre 0,6 Kg DBO₅/Kg MLSS/día, en cambio los ciliados adheridos son capaces de tolerar un gran rango de carga orgánica entre 0,3-0,6 Kg DBO/Kg MLSS/día. Por el contrario en sistemas de eliminación de N son menos abundantes (Pérez-Uz, 2010; Arregui, 2010; Madoni, 1994, 2003).

4.4.1.5.2. Ciliados sésiles

La presencia de este tipo de ciliados en los sistemas estudiados es frecuente, apareciendo y desapareciendo durante el período de estudio para cada una de las instalaciones MBR, compartiendo nicho ecológico con ciliados reptantes, adaptándose mejor en biopelículas y

flóculos donde logran establecerse. Siendo las especies más representativas en sistemas de eliminación de nutrientes y en CASP con configuración de biofilm (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

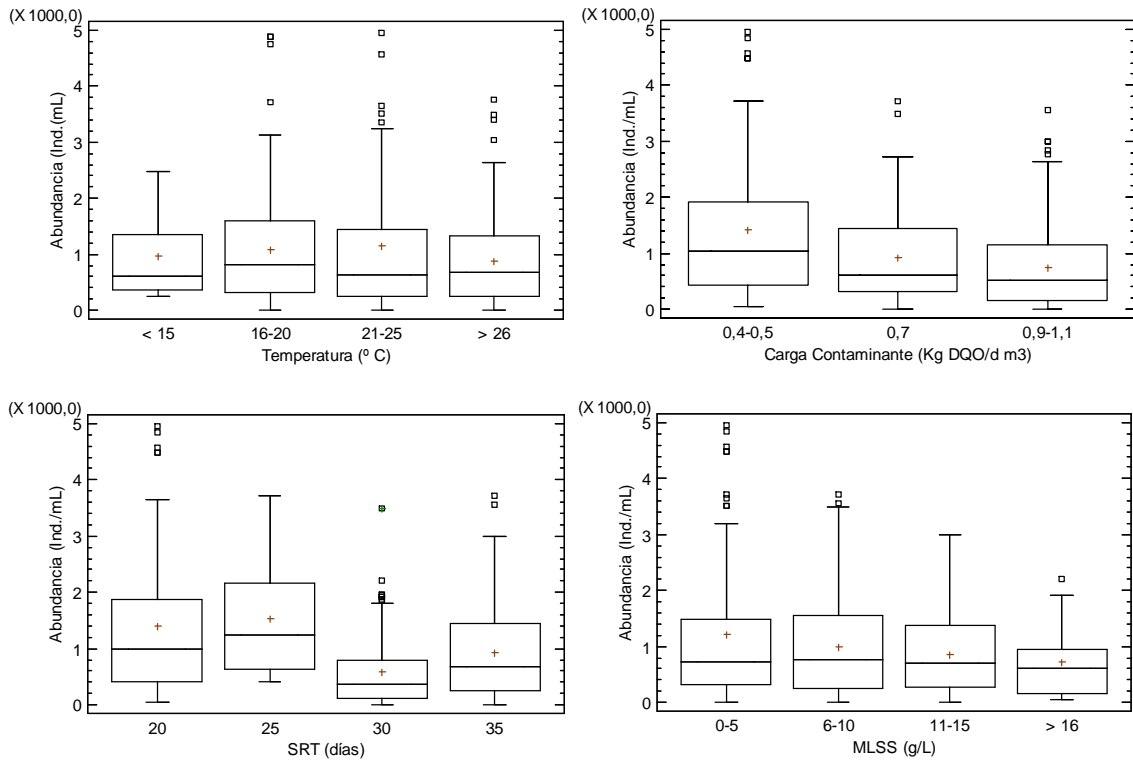


Figura 4.86. Abundancia de ciliados sésiles vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.163. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados sésiles.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>25	124	875,161	791,509	X
< 15	18	980,0	819,9	XX
15-20	134	1080,0	980,937	XX
20-25	145	1158,62	1452,36	X

La Fig. 4.86, muestra la abundancia del grupo de ciliados sésiles y su relación con las variables ambientales y operacionales ensayadas. El análisis de la temperatura sobre los ciliados sésiles (Fig. 4.86) arrojó diferencias significativas en la abundancia del rango 20-

25 °C siendo significativamente mayor que la abundancia del rango > 25 °C ($p < 0.033$) (Tabla. 4.163).

En el caso de la carga contaminante la abundancia de los ciliados sésiles se vio afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente (Fig. 4.86), encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.001$ y $p < 0.000$), respectivamente, mostrando su sensibilidad a ambientes con alta carga (Tabla. 4.164).

Tabla 4.164. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados sésiles.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	751,529	766,447	x
0,7	90	927,111	801,943	x
0,4-0,5	167	1418,68	1420,94	x

Ciliados sésiles son capaces de crecer en un gran rango de carga orgánica entre 0,3-0,6 Kg DBO/Kg MLSS/d siendo dominantes bajo estas condiciones, carga orgánica entre 0,6-0,9 Kg DBO/Kg MLSS/d algunas especies de *Vorticella microstoma* y *Opercularia spp* pueden sobrevivir y crecer en ambientes hostiles como carencia de oxígeno y presencia de tóxicos (Curds and Cockburn, 1970b; Madoni, 1994, 2003, 2011). Asociados también con valores elevados de DBO₅ en el efluente (Poole, 1984).

La abundancia de ciliados sésiles es significativamente menor en el SRT de 30 días comparado con la abundancia de los SRT 20, 25 días y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.001$ y $p < 0.019$), respectivamente. Además, en la abundancia del SRT de 35 días siendo menor que la abundancia de los SRT 20, 25 y 30 días ($p < 0.000$; $p < 0.023$ y $p < 0.019$ respectivamente), (Tabla. 4.165).

Tabla 4.165. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados sésiles.

<i>SRT días</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
30	88	593,182	661,179	x
35	172	924,419	816,169	x
20	149	1405,1	1460,67	x
25	18	1531,11	1061,21	x

La abundancia del grupo de ciliados sésiles con respecto a la concentración de MLSS mostró diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia del rango > 16 g/L ($p < 0,021$) (Tabla. 4.166), indicando que el comportamiento del grupo de ciliados sésiles se ve favorecido por valores bajos de MLSS.

Tabla 4.166. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados sésiles.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
> 16	32	718,75	588,271	x
11-15	48	857,5	726,538	xx
6-10	175	993,829	877,619	xx
0-5	165	1211,15	1447,21	x

En base a los coeficientes de correlación de Pearson la abundancia de ciliados sésiles esta correlacionada negativa y significativamente con las variables como la carga orgánica y el SRT (Tabla. 4.167), lo cual indica que cuando aumentaban estas variables la abundancia de este grupo de ciliados decrecía.

Tabla 4.167. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Ciliados sésiles	-0,057	-0,267**	-0,218**	-0,67

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Madoni, (1994) los asocia con empeoramiento del proceso, carga orgánica discontinua y fenómenos transitorios como la extracción de fango, pero cuando están presentes junto con ciliados reptantes indican buen funcionamiento del proceso. Sin embargo, son asociados en CASP a buen funcionamiento del proceso, pero negativamente correlacionados con la DBO₅ del efluente (Martín-Cereceda, 1996; Arregui *et al.*, 2013) y procesos de nitrificación (Liu *et al.*, 2008). Este grupo de ciliados presento un descenso cuando aumentaba la carga contaminante y SRT en los sistemas MBR.

La Fig. 4.87., muestra como la abundancia de este grupo de ciliados sésiles presenta una ligera tendencia positiva con respecto a la DBO₅ del efluente, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 6-10 mg O₂/L ($p < 0.016$). Sin presentar relación alguna con este parámetro (Tabla. 4.168).

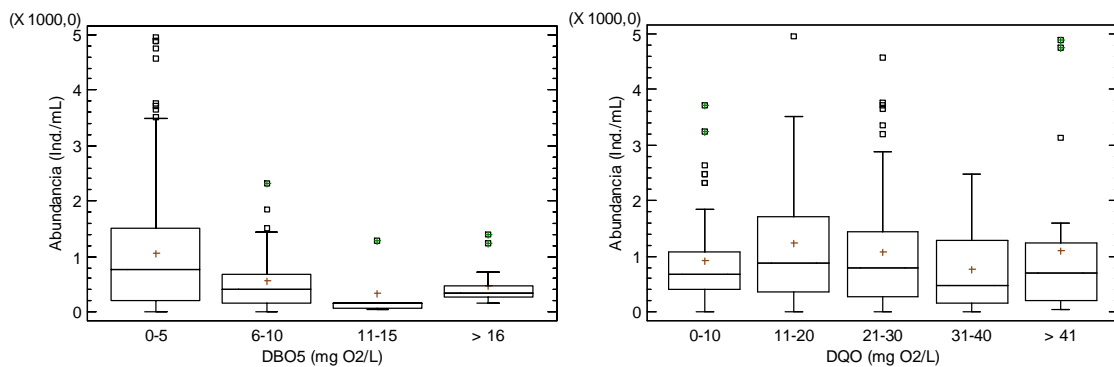


Figura 4.87. Abundancia de ciliados sésiles vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.168. Test LSD entre rangos de DBO₅ y ciliados sésiles.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	344,0	525,814	XX
> 16	14	474,286	386,816	XX
6-10	33	570,909	579,506	X
0-5	369	1063,09	1175,23	X

Por el contrario, para la DQO no ocurre lo mismo, mostrando una relación negativa entre la abundancia y la reducción de DQO en el efluente, observando la tolerancia de este grupo de protozoos en los valores de DQO analizados, presentando diferencias estadísticamente

significativas en el rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L ($p < 0.003$) (Tabla. 4.169).

Tabla 4.169. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados sésiles.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	765,333	712,766	x
0-10	54	918,519	838,866	xx
21-30	125	1077,12	1086,67	xx
> 41	22	1100,0	1388,32	xx
11-20	119	1250,08	1362,43	x

Los coeficientes de correlación de Pearson (Tabla. 4.170), siendo negativo y significativo para el parámetro de DBO₅ indicando que este grupo de ciliados decrece su abundancia cuando aumenta la DBO₅ en el efluente presentando por lo tanto una relación positiva con el descenso de la DBO₅ en el efluente, al contrario que lo encontrado por Madoni (1994, 2003, 2011) el cual encontró correlación positiva (0,432*), en cuanto a la DQO aunque fue negativo no fue significativo, indicando que no presenta relación con este parámetro.

Tabla 4.170. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados sésiles.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Ciliados sésiles	-0,144**	-0,060

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de ciliados sésiles y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,04) y para la DQO (-0,17), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente y lo contrario sucedía cuando aumentaba la DQO su abundancia descendía.

En CASP el grupo de ciliados sésiles han sido relacionados negativamente con la DBO₅ del efluente (Arregui *et al.*, 2013). Sin embargo, en los sistemas MBR mostraron una ligera tendencia a desarrollarse mejor en valores bajos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO en el cual se desarrollaron en todos los rangos ensayados. Cuando están presentes junto a ciliados reptantes indican buena calidad del efluente en CASP (Bedogni *et al.*, 1991).

Al igual que en el grupo de ciliados reptantes, el comportamiento del grupo está sujeto a las especies más abundantes, debido a esto se analizarán cada una de las especies que componen este grupo de ciliados sésiles.

4.4.1.5.2.1. *Epistylis* sp

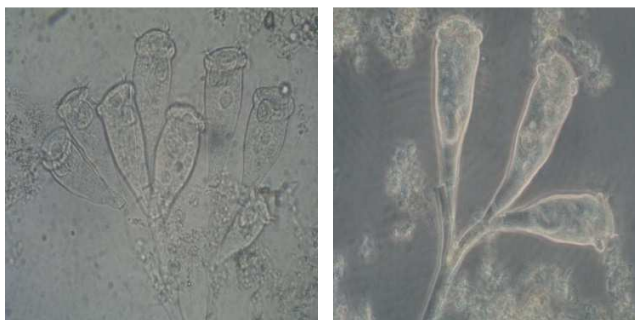


Figura 4.88. *Epistylis* sp.

Entre los ciliados sésiles coloniales encontramos especies de *Epistylis* spp (Fig. 4.88), su frecuencia de aparición fue de un 32 % para el sistema MBR-UF y de un 56 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Hu *et al.*, (2013) reportaron una frecuencia de aparición en dos sistemas CASP (S1 anaerobio/anóxico/aerobio y S2 anóxico/anaerobio/aerobio) de 24 y 12 % respectivamente. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron una frecuencia de aparición de 100 % para *Epistylis* sp en un sistema CASP el cual recibía influentes de la industria textil. Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 75 % para *Epistylis coronata*. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 20 % en dos sistemas CASP.

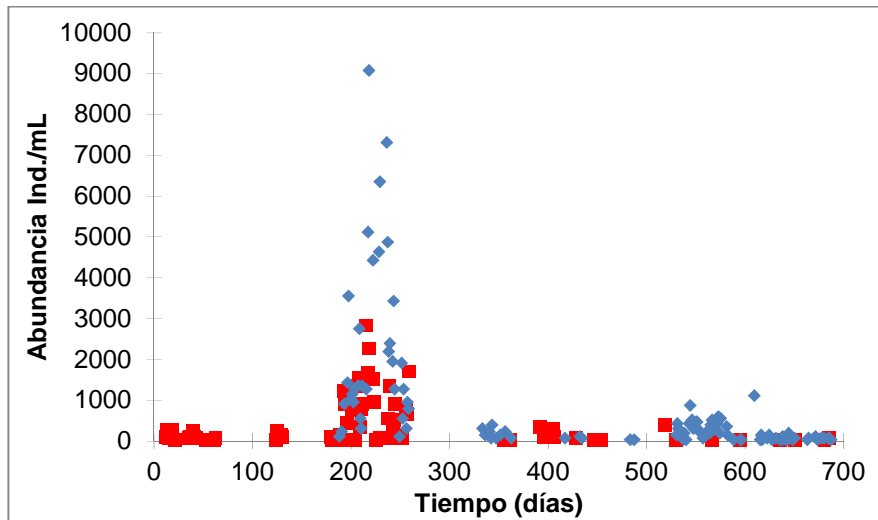


Figura 4.89. Evolución de *Epistylis* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.89., muestra como *Epistylis* sp aparece intermitentemente durante el período en los sistemas ensayados, registrando los mayores recuentos en el sistema MBR-MF cuando la DQO del influente incrementa significativamente. Presento un comportamiento similar en ambos sistemas con una ligera diferencia en cuanto a la abundancia del sistema MBR-MF siendo mayor que la abundancia del sistema MBR-UF.

El aumento observado en ambos sistemas MBR, registro unos recuentos máximos de 1.440-9.080 ind./mL para el sistema MBR-MF y de 1.240-2.840 ind./mL para el sistema MBR-UF, aunque fue menos notorio en el sistema MBR-UF. Coincidiendo con períodos de baja carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/d m³, SRT de 20 días, temperaturas superiores a 20-25 °C, MLSS entre 3-7 g/L y alta calidad del efluente tratado en ambos sistemas MBR.

La Fig. 4.90, muestra como la abundancia de *Epistylis* sp se ve favorecida por el rango de temperatura entre 20-25 °C, al contrario que en los demás rangos de temperatura. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y >25 °C ($p < 0.001$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.171).

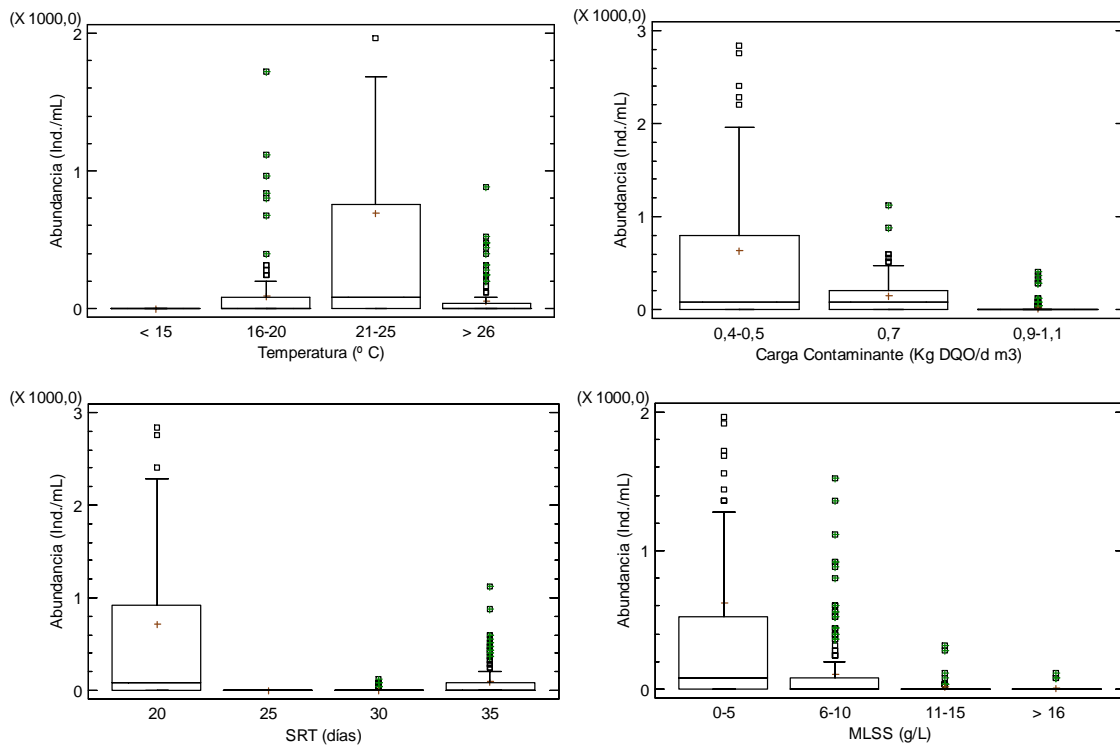


Figura 4.90. Abundancia de *Epistylis* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.171. Test LSD entre rangos de temperatura y *Epistylis* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	X
> 25	124	58,7097	139,447	X
15-20	131	93,4351	229,762	X
20-25	146	690,685	1426,43	X

Tabla 4.172. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Epistylis* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	15,7647	59,0732	X
0,7	90	155,556	212,799	X
0,4-0,5	167	642,395	1355,44	X

En el caso de la carga contaminante se observa como la abundancia de *Epistylis* sp se ve afectada negativamente a medida que aumenta la carga contaminante en el influente (Fig.

4.90), se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.172).

Tabla 4.173. Test LSD entre rangos de SRT y *Epistylis* sp.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
30	88	6,36364	20,9093	x
35	172	93,7209	175,846	x
20	149	720,0	1415,77	x

La abundancia de *Epistylis* sp es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.001$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente, esta diferencia se debe a que en el SRT de 20 días la carga contaminante fue baja 0,4-0,5 Kg DQO/d m³, lo cual favoreció su desarrollo (Tabla. 4.173).

Al igual que el grupo de ciliados sésiles y *Opercularia* spp la abundancia de *Epistylis* sp se ve favorecida por valores bajos de MLSS (Fig. 4.90), encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.174).

Tabla 4.174. Test LSD entre rangos de MLSS y *Epistylis* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	8,75	28,2557	x
11-15	48	20,0	63,38	x
6-10	175	112,686	244,745	x
0-5	165	624,0	1360,61	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Epistylis* sp esta correlacionada negativa y significativamente con las variables como la carga orgánica, SRT y concentración de MLSS, lo cual indica que *Epistylis* sp podría indicar un aumento de estas variables al descender su abundancia.

Tabla 4.175. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Epystilis* sp.

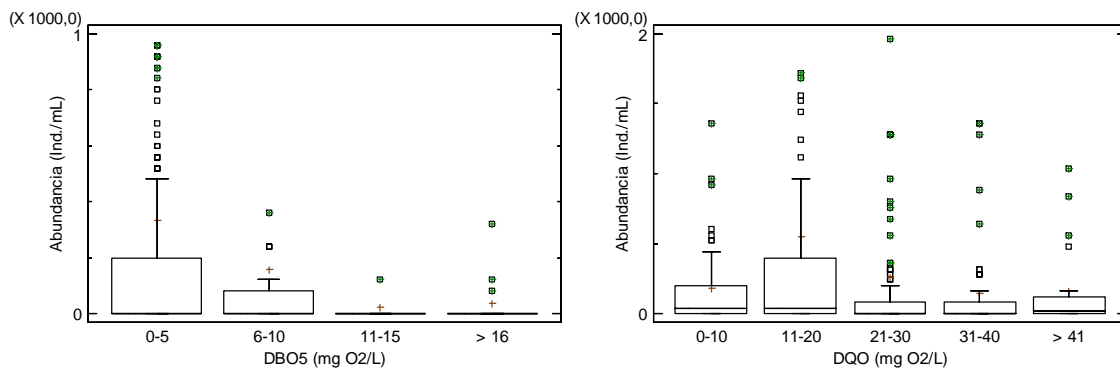
Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Epystilis</i> sp	0,022	-0,311**	-0,311**	-0,373**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Epystilis sp en ambos sistemas MBR mostró un papel indicador similar al papel asociado en CASP, el efluente tratado durante los episodios de aumento de la abundancia fue de alta calidad y constante a lo largo del tiempo. Destacar que se encontró en el fango flotado usado como inóculo junto a *Opercularia* spp y *Vorticella* spp, directamente indicadoras de bajo oxígeno disuelto.

Epystilis sp se encontraba en el fango flotado usado como inóculo el cual presentaba un bajo nivel de oxígeno, indicando su tolerancia a niveles bajos de oxígeno. Hu *et al.*, (2013) asocia a un deterioro del proceso y sugiere como indicadores a *Epystilis* sp y *V. striata* a condiciones de inicio de bulking filamentoso por *Microthrix parvicella* en CASP.

El papel indicador asociado a *Epystilis* sp en CASP corresponde con media carga en el reactor y buen funcionamiento del proceso de depuración (Rodríguez *et al.*, 2008). Se asocia con buena calidad en la depuración y buena oxigenación en el reactor (Rodríguez *et al.*, 2008).

**Figura 4.91.** Abundancia de *Epystilis* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.91, muestra como la abundancia de *Epistylis* sp muestra una leve relación positiva con la relación a la DBO₅ del efluente al aumentar su abundancia cuando los valores de DBO₅ fueron especialmente bajos, aunque no presento diferencias estadísticamente significativas en los rangos de DBO₅ analizados ($p < 0,229$) (Tabla. 4.176).

Tabla 4.176. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Epistylis* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	24,0	53,6656	x
> 16	14	37,1429	89,3936	x
6-10	33	157,576	383,006	x
0-5	369	334,201	958,201	x

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron que la abundancia de *Epistylis plicatilis* osciló entre 686 a 32 ind./mL hasta el rango de DBO₅ 16-26 mg O₂/L, desapareciendo a partir de este rango, en los sistemas MBR se registró su abundancia en valores > 16 mg O₂/L y mostro un comportamiento similar que en CASP. Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron en sistemas CASP con aportes de fosas sépticas mayor abundancia de *Epistylis coronata* 786 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta y de 205 ind./mL cuando empeoraba la calidad del efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,179$).

La abundancia de *Epistylis* sp en cuanto a los valores de DQO presenta una tendencia positiva similar a la DBO₅ (Fig. 4.91), desciende la abundancia a medida que incrementa la DQO del efluente, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia de los rangos 0-10, 21-30, 31-40 mg O₂/L ($p < 0.014$; $p < 0.014$ y $p < 0.003$ respectivamente) (Tabla. 4.177).

Tabla 4.177. Test LSD entre rangos de DQO y *Epistylis* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	140,8	390,833	x
> 41	22	160,0	295,49	xx
0-10	54	178,519	281,421	x
21-30	125	263,36	890,004	x
11-20	119	552,941	1347,75	x

Los coeficientes de correlación de Pearson siendo negativos pero no significativos para los parámetros de calidad del efluente (Tabla. 4.178), indicaron una leve relación positiva con la reducción de DBO₅ y DQO del efluente, al disminuir su abundancia cuando incrementaban los valores de los parámetros de calidad del efluente.

Tabla 4.178. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Epystilis* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Epystilis</i> sp	-0,081	-0,085

Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una correlación negativa entre la abundancia de *Epystilis rotans* (-0,457) en dos sistemas CASP, indicando que su abundancia disminuía cuando aumentaba la DBO₅ del efluente. En CASP se han encontrado coeficientes de correlación mayores en torno a -0,883 (Salvadó *et al.*, 1995), indicando claramente una fuerte correlación entre la abundancia de *Epystilis plicatilis* y la calidad del efluente en relación con la DBO₅. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de *Epystilis rotans* y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,04) y para la DQO (-0,13), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente y lo contrario sucedía cuando aumentaba la DQO su abundancia descendía. Drzewicki y Kulikowska, (2011) no encontraron correlaciones entre la abundancia de *E. coronata* y la calidad del efluente en sistemas CASP con choques de carga orgánica.

En CASP la mayoría de especies de *Epystilis* spp no presentan un valor indicador de la calidad del efluente, salvo *E. rotans* la cual es indicadora de buena calidad del efluente depurado (Rodríguez *et al.*, 2008). Sin embargo, en los sistemas MBR *Epystilis* spp presento cierta tendencia a desarrollarse mejor en valores bajos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO en el cual se desarrolló en todos los rangos analizados.

4.4.1.5.2.2. *Opercularia* sp

La frecuencia de aparición del total de especies de *Opercularia* spp (Fig. 4.92) fue de un 65 % para el sistema MBR-UF y de un 76 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 2 ocasiones para el sistema MBR-UF y en 3 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16).



Figura 4.92. *Opercularia* sp.

Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron una frecuencia de aparición para *Opercularia* spp de un 51 % en un sistema CASP el cual recibía aportes de la industria textil. Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 100 % para *Opercularia coarctata*. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 50 % en dos sistemas CASP.

Los recuentos máximos se registraron cuando se alcanzaron los valores más altos para sólidos en suspensión y DQO en el influente en ambos sistemas (Fig. 4.93), destacar el aumento de *Opercularia* spp en el sistema MBR-MF registrando recuentos máximos entre 1.040-2.640 ind./mL y de 1.000-2.040 ind./mL para el sistema MBR-UF, coincidiendo con períodos de baja y media carga contaminante 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³, temperatura baja menores de 20 °C y el SRT no parece influir en su frecuencia de aparición en ambos sistemas MBR. (Fig. 4.93).

El último pico registrado en el sistema MBR-MF fue debido a la concentración de MLSS la cual oscilaba entre 6,6 y 8,8 mg/L, SRT de 35 días y carga contaminante intermedia 0,7 Kg DQO/d m³, comparado con el sistema MBR-UF el cual presentaba una concentración de MLSS la cual descendía de 8,3 a 3,8 mg/L, SRT de 30 días y alta carga contaminante 0,9

Kg DQO/d m³. La alta concentración de MLSS, carga contaminante media y alto SRT en el sistema MBR-MF favoreció el desarrollo de *Opercularia* spp.

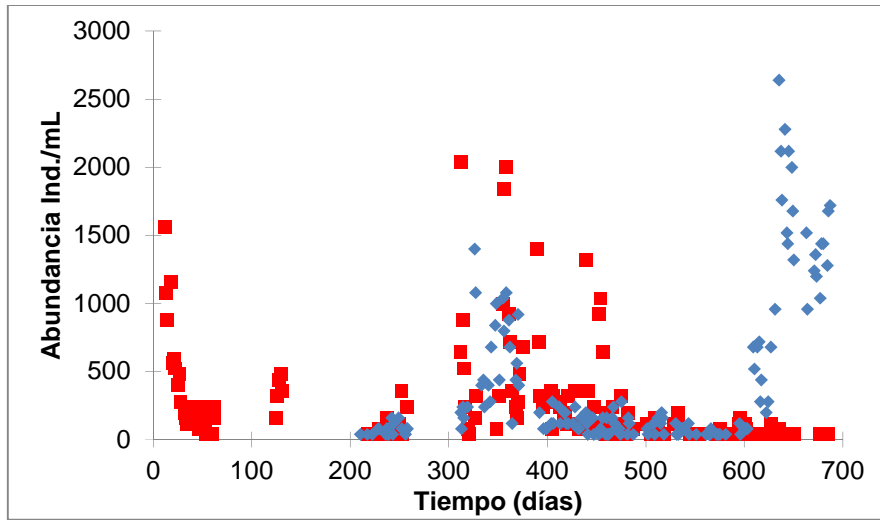


Figura 4.93. Evolución de *Opercularia* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

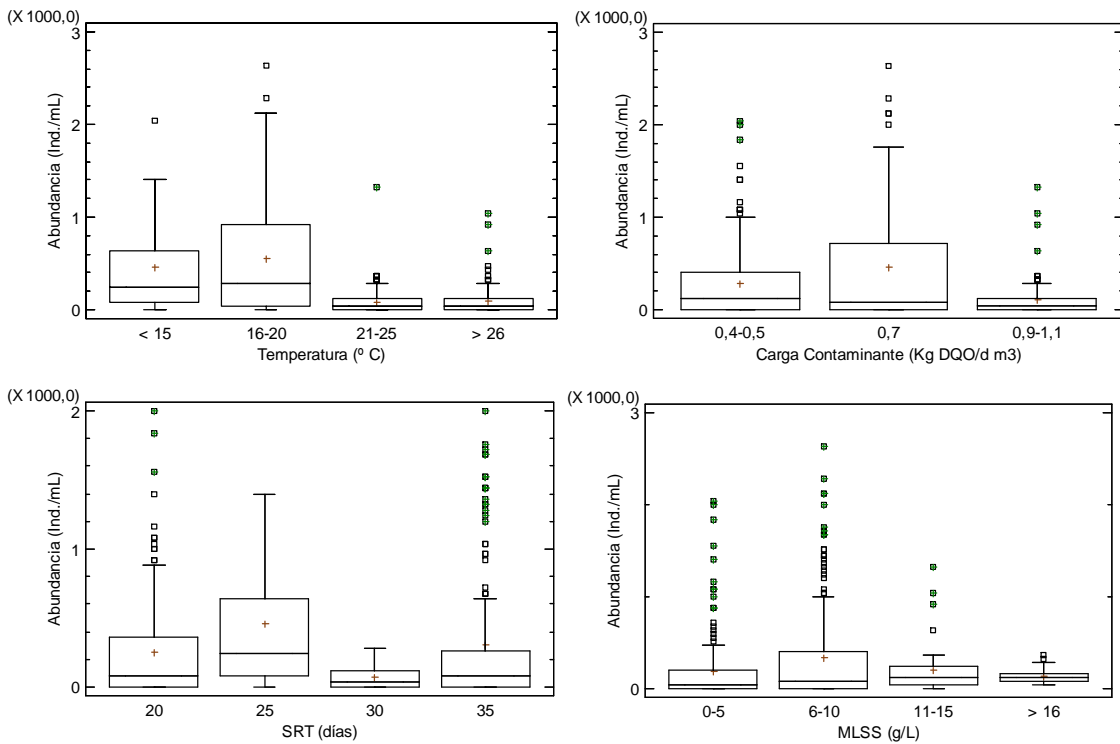


Figura 4.94. Abundancia de *Opercularia* spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Fig. 4.94, muestra como la abundancia de *Opercularia* spp se ve favorecida en los rangos de baja temperatura < 15 y 15-20 °C y afectada negativamente en los rangos de mayor temperatura 20-25 y > 25 °C, encontrando diferencias significativas en la abundancia de los rangos de baja temperatura < 15 y 15-20 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de mayor temperatura 20-25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) y con el rango > 25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.179).

Tabla 4.179. Test LSD entre rangos de temperatura y *Opercularia* spp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
20-25	146	84,9315	138,236	x
> 25	124	90,3226	156,537	x*
< 15	18	462,222	557,173	x
15-20	131	555,42	619,948	x

En el caso de la carga contaminante observamos como la abundancia de *Opercularia* sp se ve favorecida en los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ (Fig. 4.94), por el contrario, en el rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ desciende la abundancia significativamente ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.180).

Tabla 4.180. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Opercularia* spp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	104,941	168,359	x
0,4-0,5	167	278,323	403,224	x
0,7	90	463,111	689,751	x

Tabla 4.181. Test LSD entre rangos de SRT y *Opercularia* spp.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	75,0	76,1879	x
20	149	256,107	376,956	x
35	172	307,674	546,253	x
25	18	462,222	557,173	x

La abundancia de *Opercularia* spp es significativamente menor en el SRT de 30 días comparado con la abundancia de los SRT 20, 25 y 35 días ($p < 0.002$; $p < 0.001$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.181).

Tabla 4.182. Test LSD entre rangos de MLSS y *Opercularia* spp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	131,25	83,9259	x
0-5	165	187,394	364,412	x
11-15	48	200,0	269,531	xx
6-10	175	338,286	553,322	x

Al igual que el comportamiento registrado por el grupo de ciliados sésiles *Opercularia* spp mostró una tendencia similar al desarrollarse mejor a valores bajos de MLSS, aunque estuvo presente en todos los rangos de MLSS ensayados, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5 y > 16 g/L ($p < 0,001$ y $p < 0,014$ respectivamente) (Tabla. 4.182).

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Opercularia* spp esta negativa y significativamente correlacionada con las variables como la temperatura y la carga contaminante, lo cual indica que la abundancia de *Opercularia* spp se ve afectada por el incremento de estas variables. No siendo así para la concentración de MLSS la cual mostró un coeficiente de correlación positivo y significativo, favoreciendo su abundancia el incremento de MLSS en los sistemas MBR

Tabla 4.183. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Opercularia* spp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Opercularia</i> spp	-0,417**	-0,170**	0,016	0,172**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Opercularia spp se asocia a oxigenación insuficiente y choques de carga orgánica en el reactor, si es predominante indica la entrada de influentes industriales (Rodríguez *et al.*, 2008). Grupo negativo (*Opercularia* spp) para el SBI, se asocia con *V. microstoma* por la relación de altos valores de DBO y amonio en el efluente final, este ciliado es frecuentemente encontrado en la primera fase de colonización pero es sustituido por otras especies como *V. convallaria* en condiciones de estabilidad.

Opercularia spp importante especie indicadora de condiciones hostiles en el proceso de depuración tales como la presencia de tóxicos (vertidos industriales), ausencia de oxígeno, alta carga orgánica y mala calidad del efluente es esperada cuando es predominante en la microfauna del fango activo, asociada a elevados valores de DBO en el efluente tratado (Curds and Cockburn, 1970; Klimowicz, 1970; Esteban *et al.*, 1990; Madoni, 1993, 1994, 2003, 2011; Toman, 2002; Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013). Además, ha mostrado una estrecha asociación con *V. microstoma* en condiciones no nitrificantes (Madoni, 1993).

Opercularia spp, especie indicadora de baja oxigenación y entradas de influentes industriales en fangos activos, al comienzo del ensayo fue dominante en el sistema MBR-UF debido a la naturaleza del fango flotado utilizado como inóculo (bajo oxígeno), a medida que el proceso mejoro se observó un descenso vertiginoso a recuentos bajos comportándose de manera similar en los sistemas ensayados.

Opercularia spp y *Vorticella microstoma* aparecen como especies negativas en el SBI cuando su densidad es mayor o igual que 10^6 indicando estadios intermedios de mediocre a buen funcionamiento del proceso, entrada de vertidos industriales, en el peor de los casos pobre actividad biológica en el fango activo y depuración insuficiente (Madoni, 1994, 2003, 2011; Toman, 2002). Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron correlaciones positivas entre estas dos especies y la DBO₅ del influente. Poole, (1984) asocia a estas dos especies con valores altos de DBO₅ y concentraciones de nitrógeno amoniacal en el efluente y con bajas concentraciones de MLSS. Por el contrario, en sistemas de eliminación de nutrientes *Opercularia* spp está asociada a alta eficiencia en la eliminación de nutrientes pero no fue estadísticamente significativa (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Aunque, en CASP *Opercularia* spp y *V. microstoma* presentan un valor indicador de mala calidad del proceso de depuración y baja calidad del efluente es esperada, en los sistemas MBR coincidió solo una circunstancia, como fue la presencia en el fango flotado (bajo oxígeno). En los sistemas MBR se asoció al aumento de los sólidos en suspensión, carga contaminante media y alto SRT. Por el contrario, la calidad del efluente en valores de DBO₅ y DQO fueron especialmente bajos cuando fueron dominantes *Opercularia* spp y *V. microstoma* en la comunidad protozoaria en ambos sistemas MBR.

La Fig. 4.95, muestra como la abundancia de *Opercularia* spp para los parámetros analizados DBO₅ y DQO presenta la misma tendencia negativa, demostrando la habilidad de este protozoo de tolerar altos valores de DBO₅ y DQO y condiciones anóxicas (Madoni, 1994, 2010).

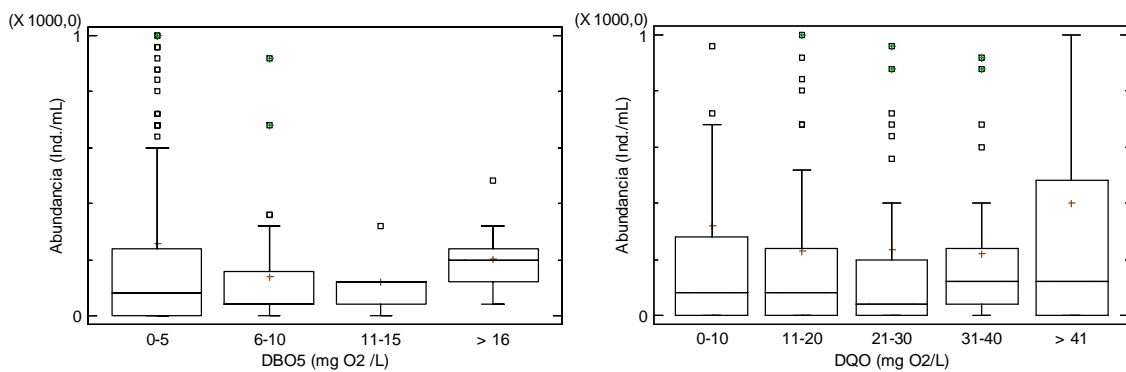


Figura 4.95. Abundancia de *Opercularia* spp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.184. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Opercularia* spp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	120,0	123,288	X
6-10	33	139,394	204,48	X
> 16	14	202,857	111,454	X
0-5	369	258,211	453,084	X

En sistemas CASP los cuales recibieron periódicamente descargas de fosas sépticas se encontró que *Opercularia coarctata* aumento su abundancia de 632 ind/mL para calidad alta del efluente y 5.126 ind/mL cuando la calidad del efluente fue baja en parámetros de

DBO₅ (Drzewicki y Kulikowska, 2011). Salvadó *et al.*, (1995) encontraron que *Opercularia coarctata* presento una abundancia entre 1.079 y 304 ind/mL en sistemas CASP hasta el rango 42-67 mg O₂/L y a partir de este rango desapareció. La abundancia de *Opercularia* spp en los sistemas MBR fue baja comparada con los resultados en sistemas CASP.

Aunque, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre los rangos de DBO₅ y DQO ensayados ($p < 0.129$ y $p < 0.213$ respectivamente) (Tabla. 4.184 y 4.185), siendo su abundancia mayor en los valores bajos y altos de DBO₅ y DQO en el efluente, corroborando su papel bioindicador de mala calidad de efluente esperado en CASP.

Tabla 4.185. Test LSD entre rangos de DQO y *Opercularia* spp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	221,333	359,659	X
11-20	119	228,235	372,526	X
21-30	125	234,24	424,559	X
0-10	54	318,519	593,243	X
> 41	22	400,0	586,06	X

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativos pero no significativos, indicando una leve relación positiva entre la abundancia de *Opercularia* spp y los parámetros de calidad del efluente pero no fueron significativos (Tabla. 4.186).

Tabla 4.186. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Opercularia* spp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Opercularia</i> spp	-0,058	-0,001

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En sistemas CASP los cuales recibieron periódicamente descargas de fosas sépticas se encontró que *Opercularia coarctata* correlacionada positivamente para DBO₅ y DQO del

efluente (0,842*** y 0,837*** respectivamente), indicando que la abundancia de *Opercularia coarctata* aumentaba cuando empeoraba la calidad del efluente (Drzewicki y Kulikowska, 2011). Sin embargo, Salvadó *et al.*, (1995) y Madoni, (1994) encontraron en sistemas CASP coeficientes de correlación opuestos (-0,373 y -0,763** respectivamente) al descrito por Drzewicki y Kulikowska en relación con la calidad del efluente en DBO₅. Los coeficientes de correlación registrados en los sistemas MBR fueron bajos comparados con estos sistemas CASP, aunque tienden a lo encontrado por Salvadó y Madoni. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de *Opercularia* spp y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,21) y para la DQO (0,03), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ y DQO del efluente, contrariamente a lo observado en los sistemas MBR.

Opercularia spp, es común en fangos activos en bajo número, cuando la abundancia incrementa se asocia a un rendimiento deficiente del proceso, baja concentración de MLSS y a altos niveles de DBO₅ y nitrógeno amoniacal en el efluente (Curds and Cockburn, 1970; Poole, 1984; Esteban *et al.*, 1991; Madoni, 1994, 2003; Salvadó *et al.*, 1995; Arregui *et al.*, 2013; Araujo dos Santos *et al.*, 2014). En los sistemas MBR se observó esta especie frecuentemente en bajo número comparado con los sistemas CASP, observándose en todos los rangos de DBO₅ y DQO ensayados sin presentar diferencias estadísticamente significativas, demostrando su versatilidad de desarrollarse en un gran rango de calidades del efluente en los parámetros analizados.

4.4.1.5.2.3. *Vorticella* spp

Vorticella spp (Fig. 4.96), en este género agrupamos todas las especies de vorticelas que no se han podido identificar, debido a su localización en el fango activo y al no poder detectar rasgos morfológicos particulares de cada especie, impidiendo su clasificación. La frecuencia de aparición fue de un 78% para el sistema MBR-UF y de un 72 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 17 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 14 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Destacar que junto a *Opercularia* spp y

Priya *et al.*, (2007) encontraron *Vorticella* spp en sus investigaciones en dos sistemas anaerobios.

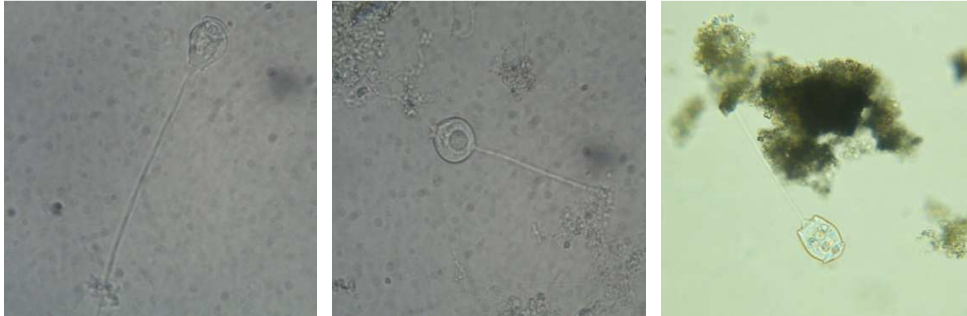


Figura 4.96. *Vorticella* spp.

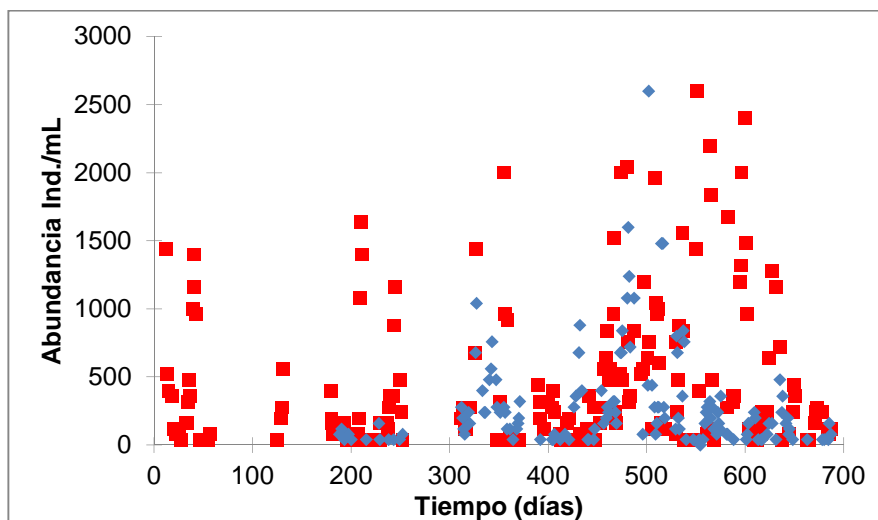


Figura 4.97. Evolución de *Vorticella* spp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.97, muestra como la aparición de esta especie de ciliado sésil es habitual en fangos activos y se comporta de manera similar en los sistemas ensayados, los máximos recuentos se obtuvieron en los diferentes rangos de carga contaminante, varios rangos de temperatura y SRT, indicando una gran versatilidad al desarrollarse en un gran rango de condiciones operacionales y ambientales, presente en el fango flotado usado como inóculo. Debido a la interacción de varias especies del mismo género no se puede asignar un valor indicador en los sistemas MBR. A continuación se analizan las especies de vorticelas por separado.

La abundancia de *Vorticella* spp no se ve afectada por la temperatura apareciendo en todos los rangos de temperatura analizados (Fig. 4.98), se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos bajos de temperatura < 15 y $15-20$ °C ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla 4.187).

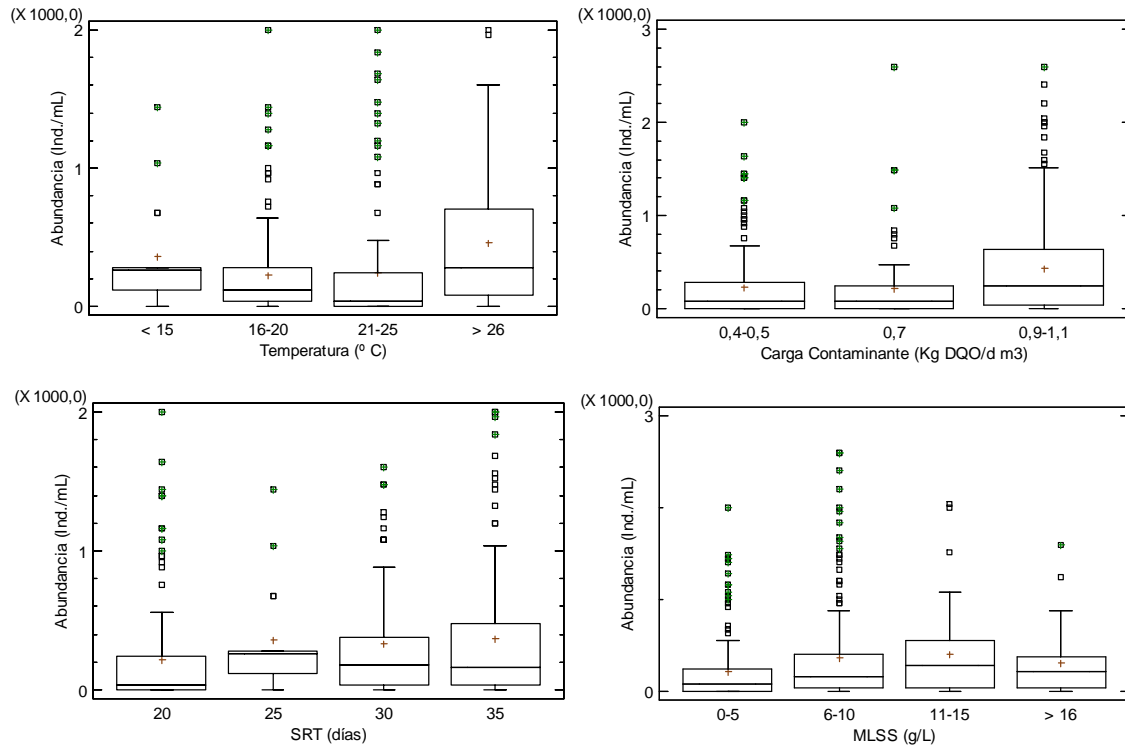


Figura 4.98. Abundancia de *Vorticella* spp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.187. Test LSD entre rangos de temperatura y *Vorticella* spp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
15-20	131	230,229	341,691	X
20-25	146	240,548	462,055	X
< 15	18	360,0	371,958	XX
> 25	124	463,871	548,427	X

En relación con la carga contaminante la abundancia de *Vorticella* sp tiende a verse favorecida con el aumento de la carga contaminante en el influente (Fig. 4.98), se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango $0,9-1,1$ Kg DQO/d m^3

siendo mayor que la abundancia de los rangos bajos de carga contaminante 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.188).

Tabla 4.188. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Vorticella* spp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	214,667	380,913	x
0,4-0,5	167	230,18	364,377	x
0,9-1,1	170	430,118	550,912	x

Con respecto al SRT, la Fig. 4.98 muestra como la abundancia de *Vorticella* spp es significativamente menor en el SRT de 20 días que la abundancia del SRT de 35 días ($p < 0.003$) (Tabla. 4.189).

Tabla 4.189. Test LSD entre rangos de SRT y *Vorticella* spp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
20	149	214,497	361,565	x
30	88	333,182	453,309	xx
25	18	360,0	371,958	xx
35	172	366,977	535,266	x

Tabla 4.190. Test LSD entre rangos de MLSS y *Vorticella* spp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	216,242	357,413	x
> 16	32	318,75	376,673	xx
6-10	175	365,486	541,948	x
11-15	48	411,667	484,023	x

La abundancia de *Vorticella* spp se vio favorecida por valores bajos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,003$ y $p < 0,010$ respectivamente) (Tabla. 4.190).

Los coeficientes de correlación muestran como la abundancia de *Vorticella* spp esta positiva y significativamente correlacionada con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.191), lo cual indica que un aumento en estas variables repercute en un aumento de la abundancia de especie de vorticelas.

Tabla 4.191. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Vorticella* spp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Vorticella</i> spp	0,162**	0,190**	0,143**	0,211**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

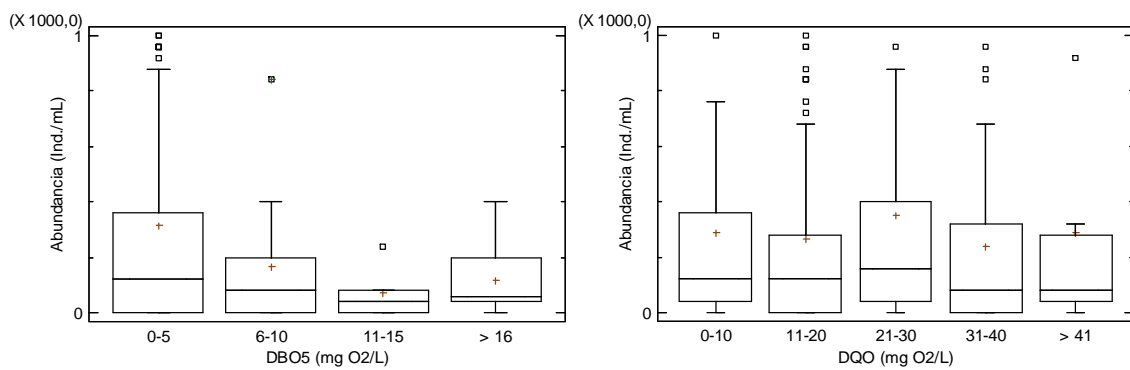


Figura 4.99. Abundancia de *Vorticella* spp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.192. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Vorticella* spp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	72,0	99,5992	X
> 16	14	117,143	120,985	X
6-10	33	167,273	281,506	X
0-5	369	316,965	479,438	X

La Fig. 4.99, muestra como la abundancia de *Vorticella* spp presenta una ligera relación positiva frente a la DBO₅ en el efluente, al desarrollarse mejor en valores bajos de DBO₅

indicando su sensibilidad a valores altos de DBO₅. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,073$) (Tabla. 4.192).

Por el contrario, la abundancia de *Vorticella* spp revelo una relación negativa frente a la DQO del efluente, mostrando su tolerancia y adaptación en los rangos de DQO analizados (Fig. 4.99). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DQO ensayados ($p < 0,134$) (Tabla. 4.193).

Tabla 4.193. Test LSD entre rangos de DQO y *Vorticella* spp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	240,533	347,002	x
11-20	119	268,235	405,332	x
> 41	22	287,273	512,791	x
0-10	54	288,889	429,386	x
21-30	125	353,28	511,916	x

Tabla 4.194. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Vorticella* spp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Vorticella</i> spp	-0,117*	-0,004

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativo y significativo para el parámetro de DBO₅ correlacionado con la abundancia de *Vorticella* spp, indicando que la abundancia de *Vorticella* spp se ve afectada cuando empeora el calidad del efluente, algo similar ocurre con respecto a la DQO, pero no fue significativa (Tabla. 4.194).

4.4.1.5.2.4. *Vorticella convallaria*

Complejo *Vorticella convallaria* (Fig. 4.100), su frecuencia de aparición fue de un 19 % para el sistema MBR-UF y de un 22 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). Hu *et al.*, (2013)

reportaron una frecuencia de aparición en dos sistemas CASP (S1 anaerobio/anóxico/aerobio y S2 anóxico/anaerobio/aerobio) de 33 y 31 % respectivamente, ligeramente superior que en los sistemas MBR ensayados. Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 100 %. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 65 % en dos sistemas CASP.



Figura 4.100. *Vorticella convallaria*.

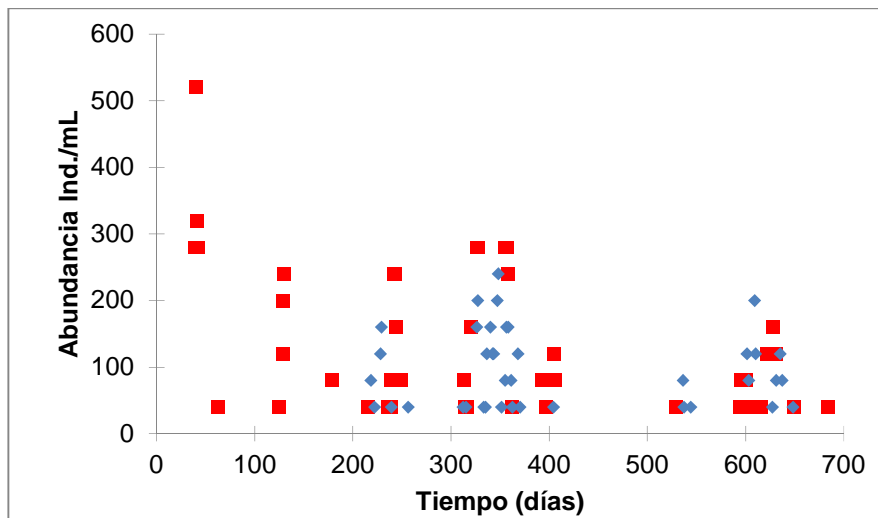


Figura 4.101. Evolución de *V. convallaria* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.101, muestra la evolución de *V. convallaria* en los sistemas MBR ensayados, presento un comportamiento similar e intermitente durante el período experimental para ambos sistemas, sin registrar recuentos superiores a los 520 ind./mL registrado para otras especies de protozoos en este estudio.

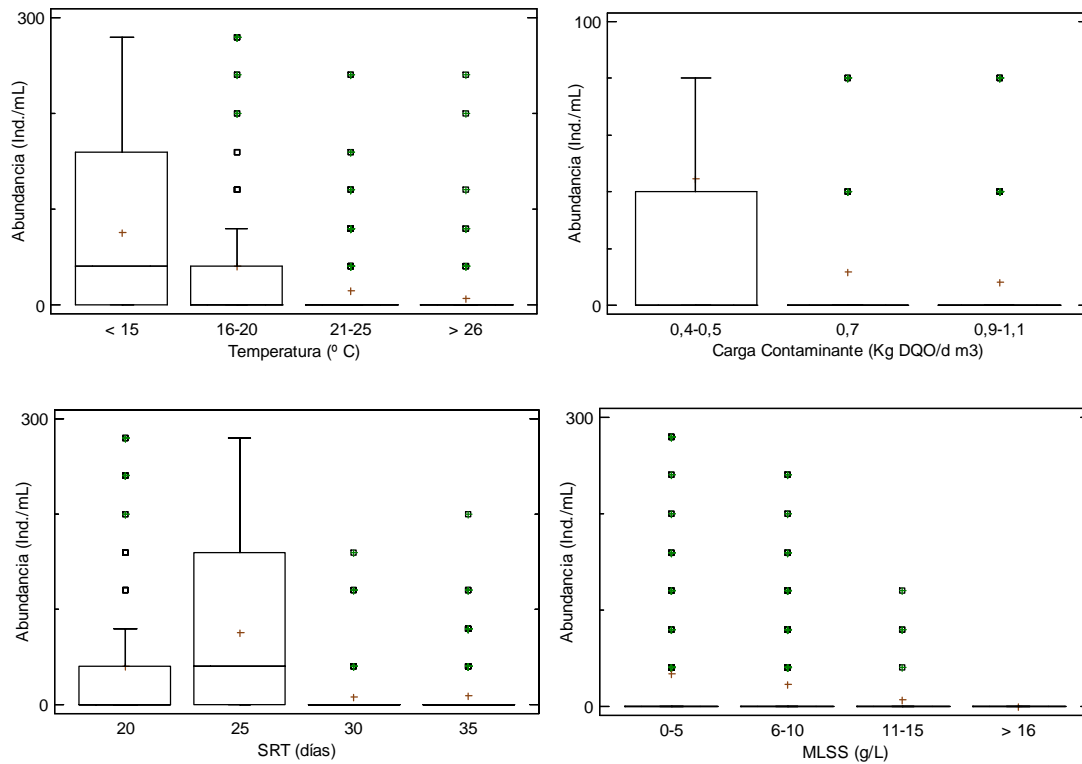


Figura 4.102. Abundancia de *V. convallaria* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.195. Test LSD entre rangos de temperatura y *Vorticella convallaria*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 25	124	7,09677	31,8731	X
20-25	146	15,6164	41,3225	X
15-20	131	41,2214	84,9165	X
< 15	18	75,5556	96,9064	X

La figura 4.102, muestra como la abundancia de *V. convallaria* se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la temperatura, se presentaron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango < 15 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de mayor temperatura 15-20, 20-25 y > 25 °C ($p < 0.022$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.195).

En el caso de la carga contaminante sucede algo similar a medida que aumentaba la carga contaminante la abundancia de *V. convallaria* se veía afectada negativamente, presentando

diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.196).

Tabla 4.196. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Vorticella convallaria*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	8,23529	26,4318	x
0,7	90	11,5556	34,0492	x
0,4-0,5	167	44,7904	87,0178	x

La abundancia de *V. convallaria* es significativamente mayor en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.019$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente, y en la abundancia del SRT de 25 días siendo superior que la abundancia de los SRT 20, 30 y 35 días ($p < 0.019$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.197). Estando relacionada con una baja carga contaminante en el influente.

Tabla 4.197. Test LSD entre rangos de SRT y *Vorticella convallaria*.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	7,72727	28,3544	x
35	172	10,2326	29,7741	x
20	149	41,0738	85,3541	x
25	18	75,5556	96,9064	x

Tabla 4.198. Test LSD entre rangos de MLSS y *Vorticella convallaria*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	0	0	x
11-15	48	6,66667	23,8197	x
6-10	175	22,6286	51,0122	xxx
0-5	165	33,697	80,9639	x

La abundancia de *V. convallaria* al igual que el grupo de ciliados sésiles fue favorecida por valores bajos de MLSS (Fig. 4.102), encontrando diferencias estadísticamente significativas

en la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,007$ y $p < 0,005$ respectivamente) (Tabla. 4.198).

Los coeficientes de correlación de Pearson indican que la abundancia de *Vorticella convallaria* esta correlacionada negativa y significativamente con las variables ambientales y operacionales, disminuyendo su abundancia cuando aumentaban estas variables en los sistemas MBR (Tabla. 4.199).

Tabla 4.199. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Vorticella convallaria*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>V. convallaria</i>	-0,274**	-0,267**	-0,247**	-0,152**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP cuando aparece como dominante *V. convallaria* se asocia a condiciones de buena aireación y funcionamiento estable del reactor, por el contrario, baja densidad se asocia a condiciones transitorias (poco estables o de colonización), indica ausencia de nitrificación en el reactor biológico (Rodríguez *et al.*, 2008). Por el contrario, los sistemas MBR permanecieron en condiciones de nitrificación en la mayor parte del período experimental.

Martín-Cereceda *et al.*, (1996) asocian a *V. convallaria* con un mediocre funcionamiento del proceso de depuración y a carencia de oxígeno. A pesar de las excelentes condiciones de oxigenación nunca fue dominante, y su baja abundancia se debe a que existían condiciones de nitrificación en ambos sistemas MBR influyendo en su frecuencia de aparición según Rodríguez *et al.*, (2008). Poole, (1984) asocia a *V. convallaria* y *Aspidisca* sp a un gran rango de condiciones operacionales y calidad del efluente en CASP. Cuando está presente junto con *Arcella hemisphaerica* indican buen funcionamiento del proceso de depuración, baja carga orgánica y altos SRT (Foissner, 1995; Zhou *et al.*, 2006; Toman, 2002).

La Fig. 4.103, muestra como la abundancia de *V. convallaria* presenta una relación negativa frente a los parámetros analizados DBO₅ y DQO, presentando una tendencia similar en los dos sistemas. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *V. convallaria* entre los rangos de DBO₅ estudiados ($p < 0,513$) (Tabla. 4.200). Presentando una abundancia baja en los sistemas MBR comparado con sistemas CASP.

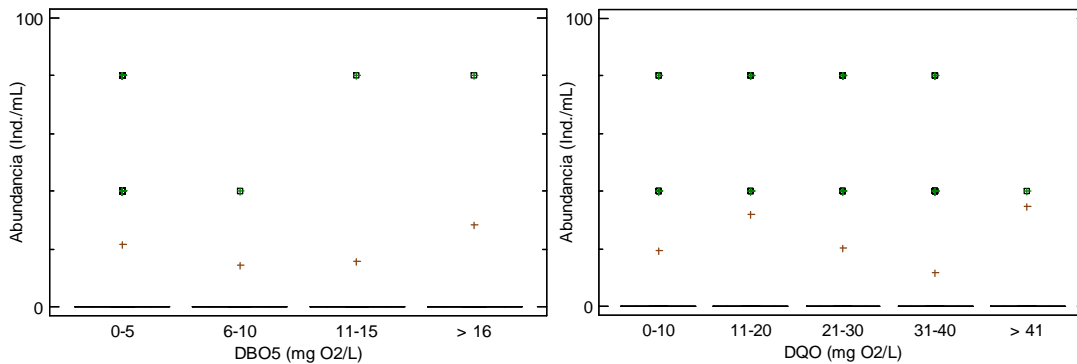


Figura 4.103. Abundancia de *Vorticella convallaria* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.200. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Vorticella convallaria*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
6-10	33	14,5455	59,0069	X
11-15	5	16,0	35,7771	X
0-5	369	21,5718	59,1858	X
> 16	14	28,5714	61,6263	X

En sistemas CASP con aporte de fosas sépticas se encontró abundancia de *V. convallaria* de 870 ind./mL en alta calidad del efluente y de 651 ind./mL cuando la calidad del efluente disminuía, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente ($p < 0,097$). Siendo similar a lo encontrado en MBR aunque la abundancia fue menor. Salvadó *et al.*, (1995) encontraron en sistemas CASP que la abundancia de *V. convallaria* disminuía a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente de 476 a 2 ind./mL y desaparecía en el rango de DBO₅ más alto (67-107 mg O₂/L).

En cambio, en relación con la DQO (Fig. 4.103), presentando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L ($p < 0,024$) (Tabla. 4.201).

Tabla 4.201. Test LSD entre rangos de DQO y *Vorticella convallaria*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	11,7333	26,932	X
0-10	54	19,2593	52,5519	XX
21-30	125	20,48	63,777	XX
11-20	119	31,9328	69,9791	X
> 41	22	34,5455	84,8936	XX

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente, fueron bajos y no significativos comparados con los sistemas CASP el cual mostro un coeficiente de correlación negativo (-0,938) (Tabla. 4.202), indicando que la abundancia de esta especie disminuye cuando aumentaba la DBO₅ en el efluente (Salvadó *et al.*, 1995).

Tabla 4.202. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Vorticella convallaria*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>V. convallaria</i>	-0,003	-0,039

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Madoni considera a este protozoo como indicador de buena calidad del agua (Madoni, 1994, 2010). En nuestro caso ocurre lo contrario, se observó la habilidad de este protozoo de tolerar valores altos de DBO₅ y DQO. Poole, (1984) asoció a *V. convallaria* en CASP con un gran rango de calidad del efluente.

4.4.1.5.2.5. *Vorticella microstoma*

Complejo *Vorticella microstoma* (Fig. 4.104), su frecuencia de aparición fue de un 55 % para el sistema MBR-UF y de un 45 % para el sistema MBR-MF, siendo predominante en 4 ocasiones en el sistema MBR-UF y en 2 ocasiones en el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.).



Figura 4.104. Vorticella microstoma.

La frecuencia de aparición fue el doble que *V. convallaria* en ambos sistemas MBR. Investigadores han encontrado una frecuencia de aparición de un 77 % para *V. microstoma* en un sistema CASP con aportes de la industria textil (Araujo dos Santos *et al.*, 2014). Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 45 % en dos sistemas CASP.

Vorticella microstoma presentó una aparición intermitente y un comportamiento similar en los sistemas ensayados (Fig. 4.105), su densidad no superó en ningún caso los 1.000 ind./mL manteniéndose constante su aparición durante la fase experimental, siendo similar en ambos sistemas MBR. Registrando valores máximos cuando aumentaban la DBO₅, DQO y SS en el influente.

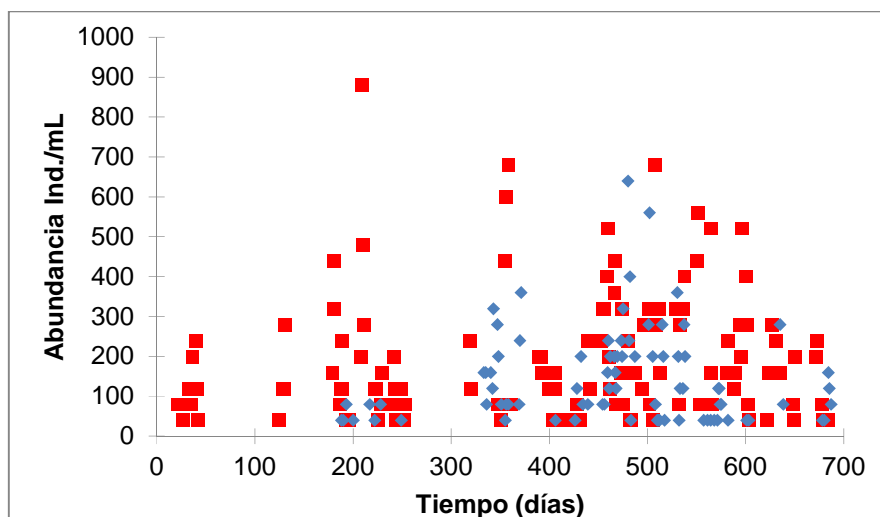


Figura 4.105. Evolución de *V. microstoma* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Los valores indicadores asociados a *V. microstoma* y *Opercularia* spp de mala calidad del fango activo como carencia de oxígeno y alta carga orgánica del fango cuando coinciden altas densidades de flagelados (Madoni, 1994, 2003; Toman, 2002), además, se asocia también a caudales altos con baja carga orgánica y efluentes de baja calidad en CASP (Madoni, 1993, 1994, 2003, 2011; Esteban *et al.*, 1991; Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013), no son del todo compartidos en los sistemas MBR ensayados, solo coincide la presencia en baja carga orgánica. La calidad del efluente tratado fue alta en ambos sistemas MBR, independientemente de la presencia de este ciliado peritríco. Cuando aparece junto a *V. campanula* indican buen funcionamiento del proceso de depuración y buena decantación del fango (Lee *et al.*, 2004).

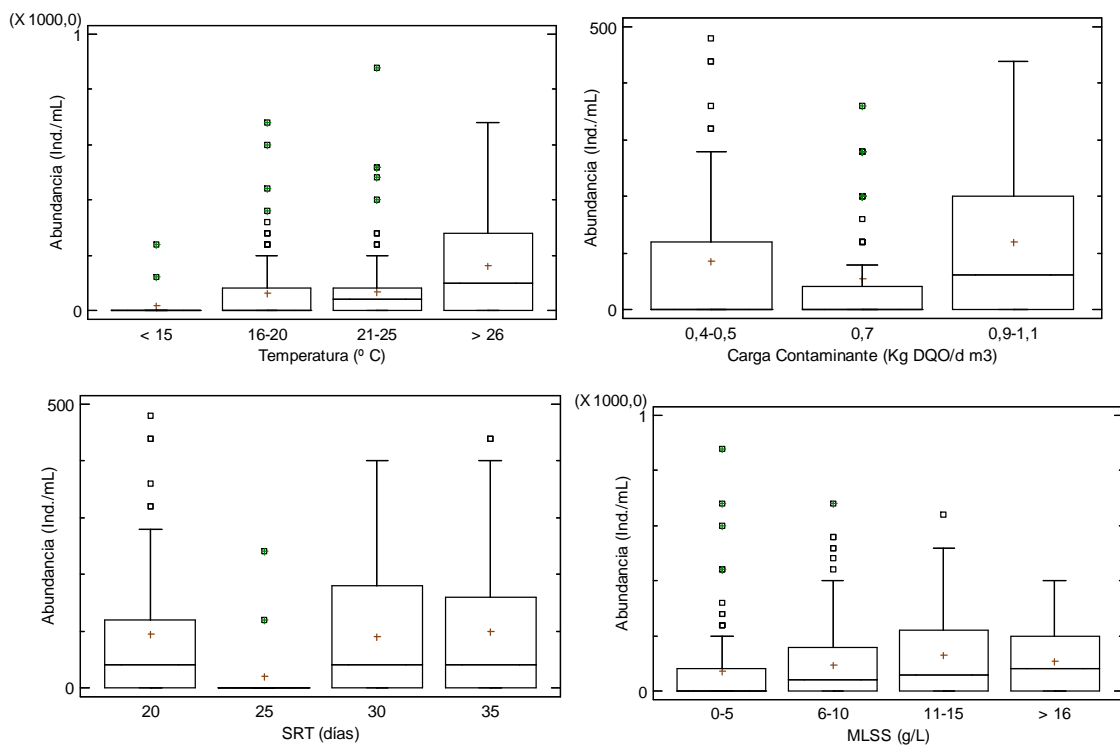


Figura 4.106. Abundancia de *V. microstoma* vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

Al contrario que *V. convallaria* la cual se vio afectada negativamente por el aumento de la temperatura, *V. microstoma* se ve favorecida por el aumento de la temperatura (Fig. 4.106). Se observaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *V. microstoma* del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de menor

temperatura < 15, 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente). (Tabla. 4.203).

Tabla 4.203. Test LSD entre rangos de temperatura y *Vorticella microstoma*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	20,0	61,7395	x
15-20	131	64,4275	115,567	x
20-25	146	69,589	120,235	x
> 25	124	161,613	203,795	x

En el caso de la carga contaminante la abundancia de *V. microstoma* no se vio afectada negativamente por la carga contaminante del influente, se observaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 DQO/d m³ ($p < 0.045$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.204). No se considera buen indicador de un buen funcionamiento del proceso, debido a la versatilidad de ambientes donde se desarrolla, generalmente en fangos en formación (Rodríguez *et al.*, 2008).

Tabla 4.204. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Vorticella microstoma*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	53,3333	97,9796	x
0,4-0,5	167	86,4671	174,925	x
0,9-1,1	170	119,529	148,012	x

La Fig. 4.106, muestra como la abundancia de *V. microstoma* es significativamente menor en el SRT de 25 días comparado con la abundancia del SRT 35 días ($p < 0.036$), respectivamente (Tabla. 4.105), debido a la baja temperatura < 15 °C del período del SRT de 25 días.

Tabla 4.205. Test LSD entre rangos de SRT y *Vorticella microstoma*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	20,0	61,7395	x
30	88	90,9091	126,451	xx
20	149	94,4966	182,429	xx
35	172	99,5349	141,404	x

Al igual que *V. striata* y *V. infusionum* la abundancia de *V. microstoma* se ve favorecida por valores de MLSS entre 11-15 g/L, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de este rango siendo superior que la abundancia del rango 0-5 g/L ($p < 0,021$). Mostrando un comportamiento a desarrollarse mejor a valores altos de MLSS, aunque se observo en todos los rangos de MLSS (Tabla. 4.206).

Tabla 4.206. Test LSD entre rangos de MLSS y *Vorticella microstoma*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	74,6667	171,167	x
6-10	175	96,9143	137,388	xx
> 16	32	107,5	107,253	xx
11-15	48	132,5	158,537	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Vorticella microstoma* esta correlacionada positiva y significativamente con las variables de temperatura y concentración de MLSS (Tabla. 4.207).

Tabla 4.207. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Vorticella microstoma*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (°C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>V. microstoma</i>	0,264**	0,093	0,023	0,197**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

La Fig. 4.107, muestra como la abundancia de *V. microstoma* presenta una relación ligeramente positiva frente al parámetro de DBO₅ del efluente, al aumentar su abundancia

en valores bajos de DBO_5 , aunque no presento diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,199$) (Tabla. 4.208), indicando su sensibilidad a los valores altos de DBO_5 .

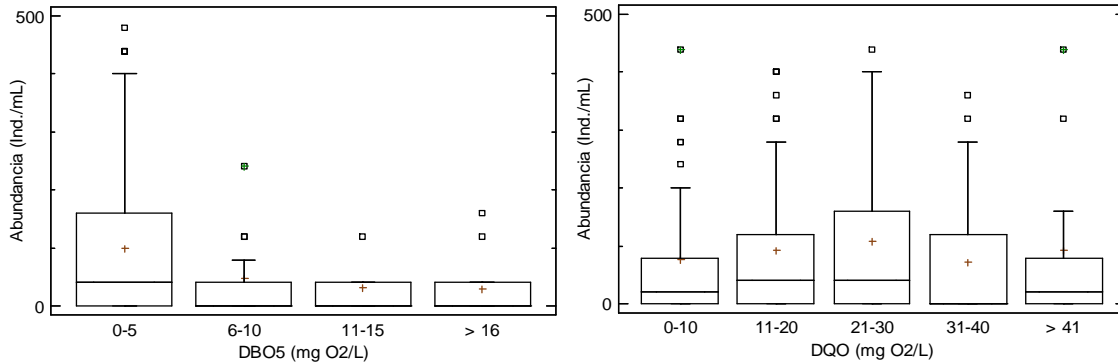


Figura 4.107. Abundancia de *Vorticella microstoma* vs DBO_5 y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.208. Test LSD entre rangos de DBO_5 y *Vorticella microstoma*.

DBO_5 (mg O_2/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	28,5714	50,6659	X
11-15	5	32,0	52,1536	X
6-10	33	48,4848	98,8724	X
0-5	369	99,0786	159,511	X

Salvadó *et al.*, (1995), en sistemas CASP encontraron que *V. microstoma* aparecía en todos los rangos de DBO_5 ensayados, alcanzando recuentos máximos de 4.427 ind./mL en el rango 16-26 mg O_2/L disminuyendo a partir de este rango a 36 ind./mL en el rango de mayor DBO_5 (67-107 mg O_2/L).

Tabla 4.209. Test LSD entre rangos de DQO y *Vorticella microstoma*.

DQO (mg O_2/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	71,4667	116,951	X
0-10	54	76,2963	119,942	X
11-20	119	91,7647	139,768	X
> 41	22	92,7273	172,99	X
21-30	125	107,84	182,118	X

Por el contrario, la abundancia de *V. microstoma* revela una relación negativa frente a la DQO del efluente, mostrando su tolerancia en los valores de DQO analizados y confirmando lo descrito por Madoni acerca de este protozoo en cuanto a DQO, en el caso

de la DBO₅ no ocurre lo mismo ya que mostró una tendencia a disminuir a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos ensayados de DQO ($p < 0,099$) (Tabla. 4.209).

Los coeficientes de correlación de Pearson, mostraron para la DBO₅ una correlación negativa y significativa (Tabla. 4.210), indicando que la abundancia de *V. microstoma* decrece cuando aumentaba la DBO₅ del efluente, no siendo así para la DQO ya que la correlación fue positiva baja pero no fue significativa.

Tabla 4.210. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Vorticella microstoma*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>V. microstoma</i>	-0,118*	0,002

* La correlación es significativa a nivel 0,05.

Salvadó *et al.*, (1995), en sistemas CASP encontraron un coeficiente de correlación negativo con respecto a la DBO₅ (-0,608) indicando que la abundancia decrece cuando aumentaba la DBO₅ del efluente. Araujo dos Santos *et al.*, (2014) encontraron coeficientes de correlación entre la abundancia de *Vorticella microstoma* y los parámetros de calidad del efluente en sistemas CASP con aportes de la industria textil, para DBO₅ (0,21) y para la DQO (-0,21), sin ser significativos, indicando que su abundancia aumentaba cuando aumentaba la DBO₅ del efluente, y descendía cuando aumentaba la DQO del efluente, contrariamente a lo observado en los sistemas MBR.

No se confirma del todo el valor asignado a *V. microstoma* en CASP el cual es asociado junto con *Opercularia spp* a baja calidad del efluente y a valores altos de DBO₅ del efluente (Poole, 1984; Madoni, 1994, 2003; Arregui *et al.*, 2013). Puesto que, aunque no fue estadísticamente significativa esta especie mostro una tendencia a aumentar su abundancia en valores bajos de DBO₅, lo cual no ocurrió en los rangos de DQO ensayados.

Ravva *et al.*, (2010) encontraron células de *E. coli* 0157:H7 en el interior de *Vorticella microstoma*, *Platyophyra* sp y *Colpoda* sp, pero solo actuaron como predadores *Platyophyra* sp y *Colpoda* sp.

4.4.1.5.2.6. *Vorticella striata*

Vorticella striata, especie perteneciente al complejo *Vorticella aquadulcis* (Foissner *et al.*, 1992), su frecuencia de aparición fue de un 32 % para el sistema MBR-UF y de un 21 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). Hu *et al.*, (2013) reportaron una frecuencia de aparición en dos sistemas CASP (S1 anaerobio/anóxico/aerobio y S2 anóxico/anaerobio/aerobio) de 22 y 35 % respectivamente.

La Figura 4.108, muestra la evolución de *V. striata* indicando su ausencia en el sistema MBR-MF en la primera parte del período experimental, los recuentos máximos registrados corresponden con 520 ind./mL para ambos sistemas MBR y coinciden con un período en el cual los valores de DBO₅, DQO y SS aumentaron de manera significativa, pero la calidad del efluente siempre fue de alta calidad y constante bajo estas circunstancias.

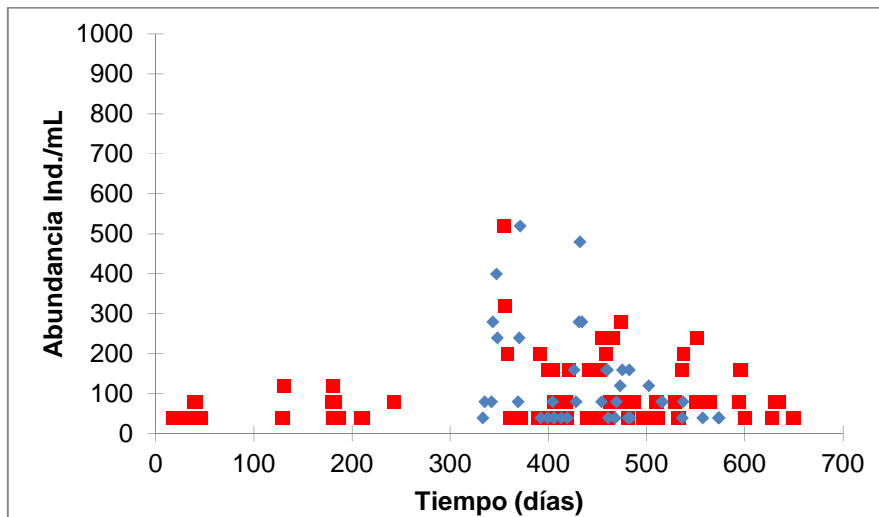


Figura 4.108. Evolución de *V. striata* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

En CASP, se asocia a esta especie con un pobre funcionamiento del proceso y a efluentes de calidad mediocre (Martín-Cereceda, 1996; Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013), no siendo así en los sistemas MBR ensayados, debido a la alta calidad de los efluentes tratados. Sin embargo, relacionada positivamente con la DBO₅ del efluente (Arregui *et al.*, 2013). Hu *et al.*, (2013) asocia y sugiere como indicadores a *V. striata* y *Epystillis* sp a condiciones de bulking por *Microthrix parvicella*.

La figura 4.109., muestra como la abundancia de *Vorticella striata* se ve favorecida por temperaturas más altas, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de menor temperatura < 15 y 20-25 °C ($p < 0.019$ y $p < 0.031$ respectivamente) (Tabla. 4.211).

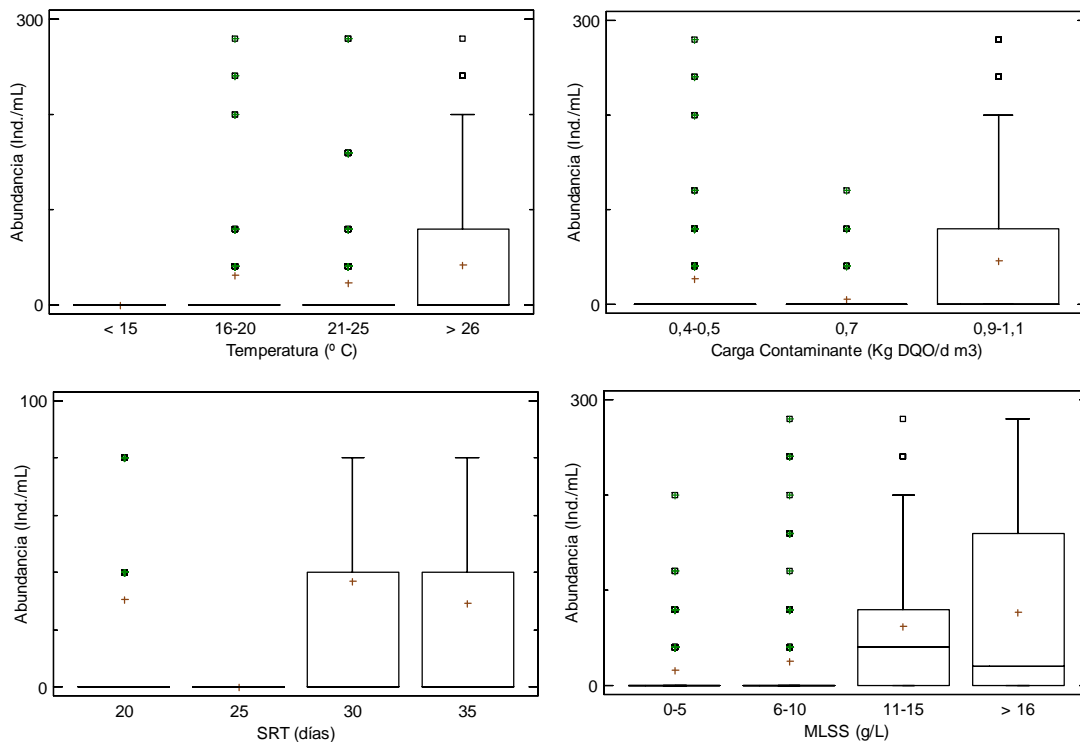


Figura 4.109. Abundancia de *V. striata* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.211. Test LSD entre rangos de temperatura y *Vorticella striata*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	x
15-20	146	23,5616	62,0871	x
20-25	131	30,8397	88,6917	xx
> 25	124	42,5806	67,6177	x

Tabla 4.212. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Vorticella striata*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	5,77778	20,3882	x
0,4-0,5	167	27,3054	80,1312	x
0,9-1,1	170	45,6471	76,6526	x

Con respecto a la carga contaminante (Fig. 4.109) se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.020$ y $p < 0.017$ respectivamente) (Tabla. 4.212). Esta especie se ha comportado de manera similar a *V. microstoma*.

La Fig. 4.109, muestra como la abundancia de *V. striata* desaparece en el SRT de 25 días debido principalmente a la temperatura (< 15 °C), siendo significativamente menor que la abundancia del SRT de 30 días ($p < 0.048$) (Tabla. 4.213).

Tabla 4.213. Test LSD entre rangos de SRT y *Vorticella striata*.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
35	172	29,3023	60,3846	xx
20	149	30,604	84,2633	xx
30	88	36,8182	75,5599	x

Con relación a la concentración de MLSS *V. striata* mostro un comportamiento diferente al del grupo de ciliados sésiles, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos

0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,000$ y $p < 0,002$) (Tabla. 4.214), indicando que su abundancia se ve favorecida a valores altos de MLSS.

Tabla 4.214. Test LSD entre rangos de MLSS y *Vorticella striata*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	16,0	54,2443	X
6-10	175	25,8286	68,885	X
11-15	48	61,6667	80,829	X
> 16	32	77,5	111,731	X

Los coeficientes de correlación de Pearson corroboran los resultados de los análisis por variables, presentando correlaciones positivas y significativas con las variables de temperatura, carga contaminante y concentración de MLSS (Tabla. 4.215), lo cual indica que esta especie de vorticela prefiere ambientes con un incremento en estas variables para aumentar su abundancia, comportamiento registrado por *Vorticella* spp y *Vorticella microstoma*.

Tabla 4.215. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (°C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>V. striata</i>	0,096*	0,110*	0,006	0,269**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

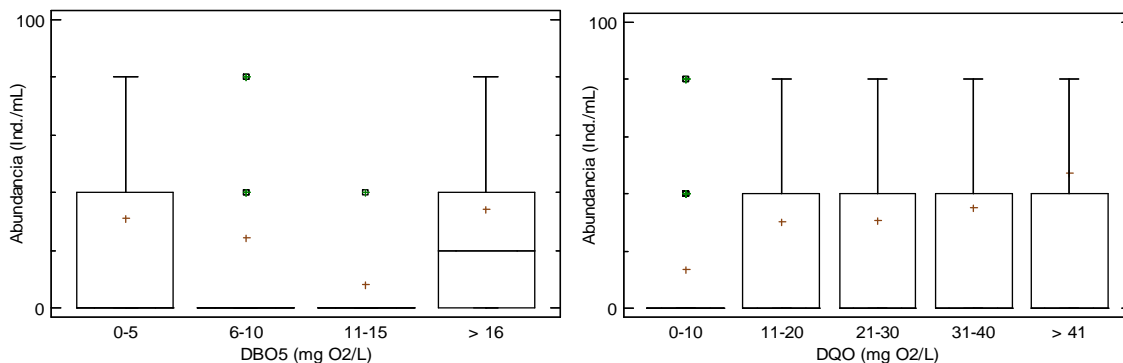


Figura 4.110. Abundancia de *Vorticella striata* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.110, muestra como la abundancia *V. striata* no se ve afectada por valores elevados de DBO₅ e incrementa a medida que aumenta la DQO en el efluente, demostrando la tolerancia a diferentes valores de carga contaminante encontrando una relación negativa entre la abundancia de esta especie y la calidad del efluente en parámetros de DBO₅ y DQO.

Tabla 4.216. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Vorticella striata*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	8,0	17,8885	x
6-10	33	24,2424	57,3929	x
0-5	369	31,0027	74,61	x
> 16	14	34,2857	46,6928	x

Sin encontrar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia de *V. striata* y los parámetros de DBO₅ y DQO del efluente en los sistemas MBR ($p < 0,853$ y $p < 0,329$ respectivamente) (Tabla. 4.216 y 4.217).

Tabla 4.217. Test LSD entre rangos de DQO y *Vorticella striata*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	13,3333	30,0942	x
11-20	119	30,2521	68,8829	x
21-30	125	30,72	62,6585	x
31-40	75	35,2	91,1097	x
> 41	22	47,2727	116,871	x

Tabla 4.218. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Vorticella striata*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>V. striata</i>	-0,014	0,095

Los coeficientes de correlación de Pearson, entre la abundancia de *V. striata* y los parámetros de calidad de efluente analizados (Tabla. 4.218), siendo negativo para DBO₅ y

positivo para la DQO del efluente, no fueron significativos. Indicando que cuando aumenta la DBO_5 en el efluente la abundancia disminuye y lo contrario ocurrió cuando la DQO aumentaba la abundancia también lo hacía.

El valor indicador asignado en CASP de efluentes de calidad mediocre (Martín-Cereceda *et al.*, 1996; Rodríguez *et al.*, 2008; Arregui *et al.*, 2013). Aunque algunos investigadores la relacionan pasitamente con la DBO_5 del efluente (Arregui *et al.*, 2013). En los sistemas MBR ensayados presento el mismo papel indicador que en CASP al registrarse mayor abundancia en los valores altos de DBO_5 y DQO, aunque no fueron estadísticamente significativos.

4.4.1.5.2.7. *Vorticella infusioformis*

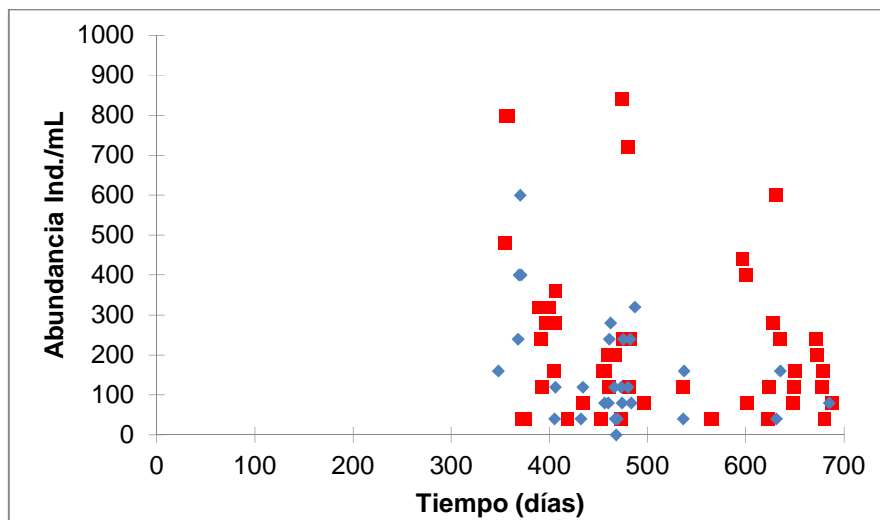


Figura 4.111. Evolución de *V. infusioformis* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Complejo *Vorticella infusioformis* (Foissner *et al.*, 1992), su frecuencia de aparición fue de un 27 % para el sistema MBR-UF y de un 17 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Destacar la presencia de esta especie a partir de la mitad del período experimental en ambos sistemas MBR, causas desconocidas. Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 100 %.

La Fig. 4.111, muestra la evolución de *Vorticella infusionum* destacar su aparición a partir de la mitad del período de experimentación, mostrando un comportamiento similar en ambos sistemas MBR. Los aumentos de abundancia registrados en los recuentos 358, 474 y 631 corresponden con períodos de aumento en la DQO y DBO₅ en el influente.

La Fig. 4.112, muestra como la abundancia de *V. infusionum* no se ve afectada por la temperatura, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia del rango 20-25 °C ($p < 0.010$) (Tabla. 4.219).

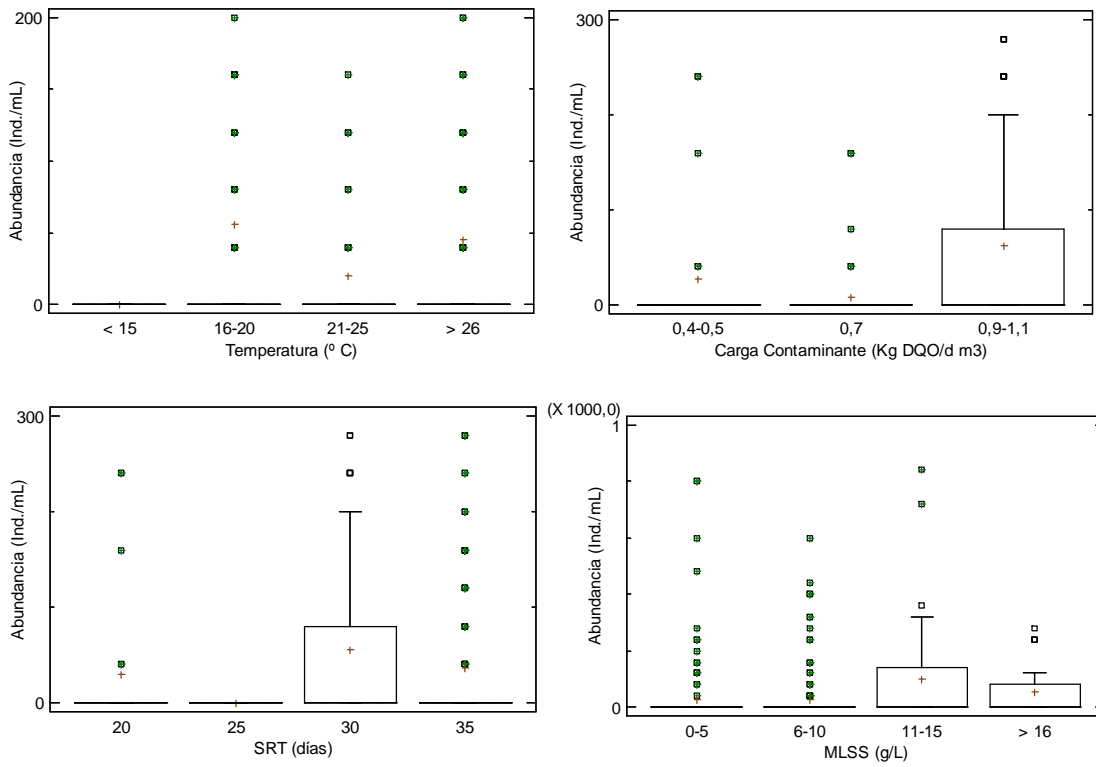


Figura 4.112. Abundancia de *V. infusionum* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.219. Test LSD entre rangos de temperatura y *Vorticella infusionum*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	XX
20-25	146	20,274	72,9662	X
>25	124	44,8387	118,483	XX
15-20	131	55,5725	145,967	X

Tabla 4.220. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Vorticella infusionum*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	8,88889	41,8785	x
0,4-0,5	167	27,0659	118,079	x
0,9-1,1	170	61,6471	127,245	x

En el caso de la carga contaminante la abundancia de *V. infusionum* se ve favorecida en el rango de mayor carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo significativamente mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.004$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.220). Esta especie se ha comportado de manera similar a *V. microstoma*.

Al igual que *V. microstoma* y *V. striata*, la abundancia de *V. infusionum* desaparece en el SRT de 25 días, debido a la misma causa la baja temperatura (< 15 °C) del fango activo y de la época (Fig. 4.112). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los SRT analizados ($p < 0.185$) (Tabla. 4.221)

Tabla 4.221. Test LSD entre rangos de SRT y *Vorticella infusionum*.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
20	149	30,3356	124,653	x
35	172	37,2093	112,022	x
30	88	55,4545	101,199	x

Tabla 4.222. Test LSD entre rangos de MLSS y *Vorticella infusionum*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	27,3939	112,861	x
6-10	175	27,8857	90,7161	x
> 16	32	53,75	85,3739	xx
11-15	48	97,5	174,24	x

La abundancia de *V. infusionum* se vio favorecida en el rango de 11-15 g/L, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-15 g/L siendo

superior que la abundancia de los rangos 0-5 y 6-10 g/L ($p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.222), mostrando un comportamiento similar al registrado por *V. striata*.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran una correlación positiva y significativa con las variables carga contaminante y la concentración de MLSS (Tabla. 4.223), indicando que al aumentar la carga contaminante y la concentración de MLSS la abundancia de *Vorticella infusionum* aumentaba. Mostrando un comportamiento similar a *Vorticella* sp y *V. striata*.

Tabla 4.223. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Vorticella infusionum*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>V. infusionum</i>	-0,002	0,134*	0,043	0,260**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Asociada en CASP a sobrecargas orgánicas y deficiencias en la oxigenación en el reactor (Rodríguez *et al.*, 2008), en los sistemas MBR ensayados presento la misma tendencia que *V. microstoma* y *V. striata* al aumentar su abundancia en un período en el cual los valores de DBO₅, DQO y SS aumentaron de manera significativa, pero la calidad del efluente siempre fue alta y constante bajo estas circunstancias. Cuando aparece junto a *V. microstoma* y *Opercularia spp* asociado a la proliferación de altas densidades de flagelados indican baja eficiencia en la clarificación del efluente, alta carga orgánica en el fango (Madoni, 1994; Toman, 2002).

En sistemas CASP con choques de carga orgánica y amonio, cuando aparece junto a *Opercularia coarctata*, *Acineria uncinata* y pequeños flagelados se asocian a un funcionamiento mediocre del sistema de depuración, alta carga orgánica con oxigenación insuficiente, alta concentración de amonio y gran cantidad de bacterias dispersas (Drzewicki y Kulikowska, 2011).

La Fig. 4.113, muestra como la abundancia de *V. infusionum* presenta una relación negativa frente a la DBO₅ y DQO en el efluente. Para la DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.623$) (Tabla. 4.224).

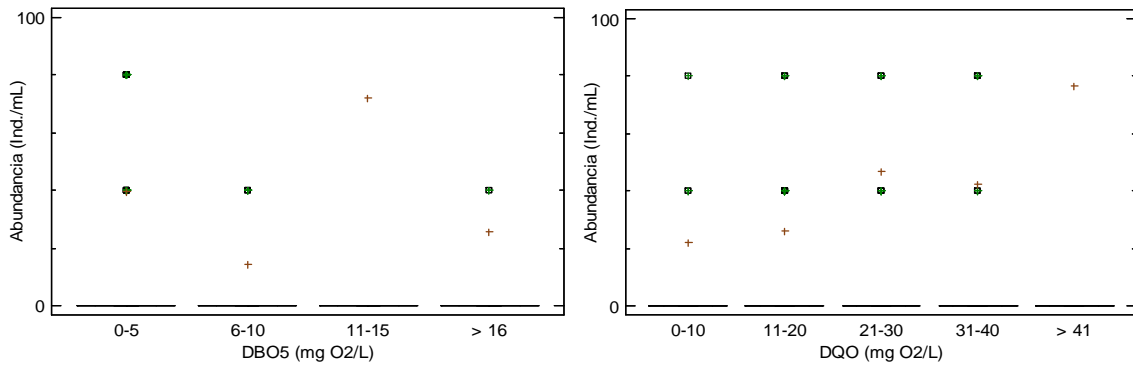


Figura 4.113. Abundancia de *Vorticella infusionum* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.224. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Vorticella infusionum*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
6-10	33	14,5455	41,01	x
> 16	14	25,7143	74,5978	x
0-5	369	39,5664	118,1	x
11-15	5	72,0	160,997	x

En cambio para la DQO, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 41 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L ($p < 0.050$) (Tabla. 4.225). Indicador de mala calidad del efluente.

Tabla 4.225. Test LSD entre rangos de DQO y *Vorticella infusionum*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	22,2222	71,4979	xx
11-20	119	26,2185	86,5829	x
31-40	75	42,1333	107,832	xx
21-30	125	46,72	119,864	xx
> 41	22	76,3636	207,262	x

Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aportes de fosas sépticas, encontraron que cuando la calidad del efluente fue de baja calidad la abundancia de *V.*

infusionum fue mayor 2.042 ind./mL frente a 302 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente ($p < 0,000$). Sin embargo, la abundancia encontrada en los sistemas MBR fue baja comparada con estos sistemas CASP.

Tabla 4.226. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Vorticella infusionum*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>V. infusionum</i>	-0,031	0,108

Los coeficientes de correlación de Pearson siendo bajos y no significativos, no mostraron correlación alguna entre la abundancia de *V. infusionum* y los parámetros de calidad del efluente analizados en los sistemas MBR (Tabla. 4.226). Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron coeficientes de correlación positivos y significativos entre la abundancia y la DBO₅ y DQO del efluente (0,867** y 0,883** respectivamente), indicando que la abundancia de *V. infusionum* aumentaba cuando la aumentaba la materia orgánica en el efluente.

En CASP no se atribuye ningún papel indicador en base a la calidad del efluente, destacar que esta especie de *Vorticella* fue abundante en todos los rangos de DBO₅ y DQO ensayados, mostrando un comportamiento similar al de las especies de *Vorticella* expuestas anteriormente y su versatilidad para desarrollarse en condiciones de alta carga orgánica.

4.4.1.5.2.8. *Vorticella fromentelli*

Vorticella fromentelli, su frecuencia de aparición fue de un 10 % para el sistema MBR-UF y de un 5 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Frecuencia de aparición muy baja, en CASP no se han descrito valores indicadores asociados a esta especie (Rodríguez *et al.*, 2008). La aparición en MBR fue muy baja, dificultando la tarea de asignarle un papel

indicador, por lo tanto, se descarta para análisis posteriores. Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 29 % en dos sistemas CASP.

Los coeficientes de Pearson muestran una correlación negativa y significativa entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *V. fromentelli* (Tabla. 4.227), lo cual indica que esta especie de vorticela se ve afectada por el incremento de cualquiera las variables ensayadas.

Tabla 4.227. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Vorticella fromentelli*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>V. fromentelli</i>	-0,123*	-0,125**	-0,102*	-0,106*

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

V. fromentelli esta especie de *Vorticella* en concreto presento una baja abundancia y una baja frecuencia durante el estudio. Se observó que solo aparece en los rangos 1-5 y 6-10 mg O₂/L para DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,572$). En cambio, tolera todos los rangos de DQO ensayados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,154$), la baja abundancia dificulta el análisis con el fin de asignarle un papel bioindicador en los sistemas MBR. Los coeficientes de correlación de Pearson no mostraron ningún tipo de correlación significativa (-0,028 y 0,010 respectivamente) entre la abundancia y los parámetros de DBO₅ y DQO del efluente analizados.

La abundancia de las especies coloniales como *Epystilis* sp y *Opercularia* spp se vieron afectadas negativamente con la carga contaminante siendo estadísticamente significativa. *Opercularia* spp afectada por temperaturas altas, presentando una correlación negativa y significativamente alta, lo cual indica que estas especies de *Opercularia* spp presentaron su temperatura óptima a bajas temperaturas (Tabla. 4.228).

Tabla 4.228. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados sésiles.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Epystilis</i> sp	0,022	-0,311**	-0,311**	-0,373**
<i>Opercularia</i> spp	-0,417**	-0,170**	0,016	0,172**
<i>Vorticella</i> spp	0,162**	0,190**	0,143**	0,211**
<i>V. convallaria</i>	-0,274**	-0,267**	-0,247**	-0,152**
<i>V. fromentelli</i>	-0,123*	-0,125**	-0,102*	-0,106*
<i>V. infusionum</i>	-0,002	0,134*	0,043	0,260**
<i>V. microstoma</i>	0,264**	0,093	0,023	0,197**
<i>V. striata</i>	0,096*	0,110*	0,006	0,269**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Las especies de *Vorticella* spp comparten nicho ecológico, debido a que cada una de las especies se desarrolla en un rango específico de temperatura y/o carga contaminante, por ello, la alternancia de especies durante el período de análisis en los sistemas ensayados. Las especies *Vorticella* spp, *V. infusionum*, y *V. striata* presentaron correlaciones positivas y significativas con la carga contaminante y la concentración de MLSS. Por el contrario, *V. convallaria* y *V. fromentelli* presentaron correlaciones contrarias siendo negativas y significativas para todas las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.228).

Pérez-Uz *et al.*, (2010) encontró que algunos ciliados sésiles estaban relacionados con buena eficiencia en la eliminación de DQO y baja eliminación de N. *Opercularia articulata* está asociada a altas tasas de eficiencia de remoción de nitrógeno pero no es estadísticamente significativo.

El grupo de ciliados sésiles comprende las especies de *Opercularia* spp y *Vorticella microstoma* que cuando se encuentran en gran número $> 10^6$ se consideran un grupo clave

separado en el SBI. Se sugiere la incorporación de todos los ciliados (libres, reptantes, sésiles y reptantes) en un solo grupo siempre y cuando no exista alguna especie que predomine.

Opercularia spp y *Vorticella microstoma* (grupo negativo SBI) cuando predominan estas especies de ciliados adheridos son indicadores de carencia de oxígeno, presencia de tóxicos, fangos de baja calidad y asociados con DBO alta en el efluente (Finlay and Esteban, 1998; Madoni, 1994, 2003), corroboramos esta información con el fango flotado usado como inóculo del sistema MBR-UF el cual presentaba un bajo nivel de oxígeno disuelto y los protozoos predominantes eran *Opercularia* sp y *Vorticella microstoma*, aunque su actividad bacterívora y degradadora (residuos industriales) sea infravalorada. En sistemas no convencionales *Opercularia articulata* se asocia a una buena eficiencia en la eliminación de N, pero no son datos estadísticamente significativos (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Tabla 4.229. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad el efluente y las especies de ciliados sésiles.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Epystilis</i> sp	-0,081	-0,085
<i>Opercularia</i> spp	-0,058	-0,001
<i>Vorticella</i> spp	-0,117*	-0,004
<i>V. convallaria</i>	-0,003	-0,039
<i>V. fromentelli</i>	-0,028	0,010
<i>V. infusionum</i>	-0,031	0,108
<i>V. microstoma</i>	-0,118*	0,002
<i>V. striata</i>	-0,014	0,095

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En general, los géneros y especies de ciliados sésiles mostraron bajos coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativos y significativos en las especies de *Vorticella* spp

y *V. microstoma*, indicando que la abundancia de estas especies se ve afectada negativamente cuando aumentaba la materia orgánica en el efluente. Los demás géneros y especies no mostraron coeficientes de correlación significativos entre la abundancia y la calidad del efluente en los parámetros de DBO₅ y DQO, siendo su tendencia negativa para la DBO₅ para el resto de especies (Tabla. 4.229).

La mayoría de las especies de *Vorticella* spp presentaron una ligera relación de positiva con relación a la DBO₅, al encontrarse los mayores recuentos cuando los valores de DBO₅ del efluente tratado eran especialmente bajos 0-5 mg O₂/L. Por el contrario, la relación de estas especies con la DQO degradable fue negativa, debido a que aparecieron en todos los rangos de DQO ensayados (Tabla. 4.229).

4.4.1.5.3. Ciliados libres

El grupo de ciliados libres presento una baja frecuencia de aparición impidiendo la asignación de un valor indicador. En CASP se han asociado y correlacionado positivamente con el índice volumétrico del fango (SVI) sugiriéndolos como buenos indicadores de condiciones de baja decantación (Araujo dos Santos *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2008). Además, se han asociado en CASP a bajos SRT siendo dominantes en estas circunstancias, efluentes de calidad mediocre, sobre carga e insuficiente oxigenación, desapareciendo después de un cambio de pH (Madoni, 1994, 2003; Martín-Cereceda *et al.*, 1996; Arregui *et al.*, 2013). Relacionados positivamente con la DBO₅ del efluente y correlacionados negativamente con el SRT (Arregui *et al.*, 2013). Cuando aparecen junto a ciliados sésiles se asocian a un funcionamiento mediocre del proceso de depuración, si existe una alta diversidad indican un fango estable pero calidad insuficiente del efluente (Foissner, 1995).

Glaucoma sp (Fig. 4.114), su frecuencia de aparición fue de un 0,4 % para el sistema MBR-UF y de un 2,5 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.), mostrando una baja frecuencia de aparición como la mayoría de los ciliados libres. Asociado en CASP a un funcionamiento

mediocre del proceso de depuración, oxigenación insuficiente y gran cantidad de bacterias dispersas (Foissner, 1995).



Figura 4.114. *Glaucoma* sp.

Gastronauta sp, su frecuencia de aparición fue de un 2,5 % para el sistema MBR-UF y de un 0,5 % para el sistema MBR-MF (Tabla. 4.16). *Prorodon* sp (Ehrenberg, 1834), su frecuencia de aparición fue de un 2,1 % para el sistema MBR-UF y de un 0 % para el sistema MBR-MF, *Prorodon* sp fue asociado a con niveles bajos de DBO_5 en el efluente tratado y a condiciones de nitrificación (Poole, 1984). *Plagiocampa* sp, su frecuencia de aparición fue de un 0,4 % para el sistema MBR-UF y de un 17 % para el sistema MBR-MF, asociado en CASP a un funcionamiento mediocre del proceso de depuración, condiciones de anoxia, oxigenación intermitente y alta eliminación de N (Ganner *et al.*, 2002). *Cinetochilum margaritaceum* (Perty, 1849), su frecuencia de aparición fue muy baja en los sistemas MBR y solo se observó en el sistema MBR-MF con una frecuencia de un 1,5 % (Tabla 4.6.). Estas especies se descartan para análisis posteriores, debido a su baja frecuencia de aparición en los sistemas MBR bajo las condiciones ensayadas.

Del grupo de ciliados libres se analizó *Paramecium* sp y *Uronema nigricans* debido a que la frecuencia de aparición fue ligeramente superior a la de los ciliados libres nombrados anteriormente.

Paramecium spp (Fig. 4.115), su frecuencia de aparición fue de un 3 % para el sistema MBR-UF y de un 4,5 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). *P. caudatum*. Presencia esporádica en fangos activos en formación con alta carga orgánica, frecuente en filtros

percoladores y *P. aurelia* indicador de condiciones ambientales inestables o transitorias (Rodríguez *et al.*, 2008). Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 10 % en dos sistemas CASP. Presente en tanques sépticos con bajas temperaturas < 15 °C (estancia UK).

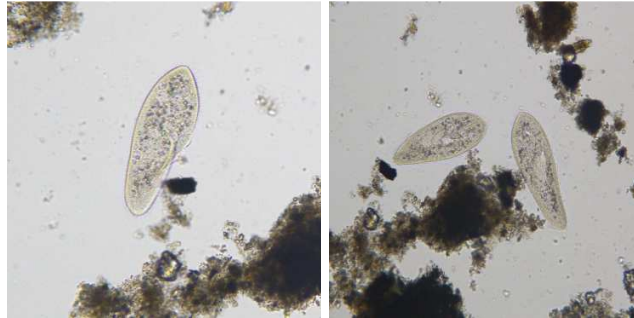


Figura 4.115. *Paramecium* sp.

Uronema sp (Dujardin, 1841) (Fig. 4.116), su frecuencia de aparición fue de un 13 % para el sistema MBR-UF y de un 5,5 % para el sistemas MBR-MF (Tabla 4.16).



Figura 4.116. *Uronema nigricans*.

En CASP asociado a fenómenos transitorios en el sistema de fangos activos, altos niveles de bacteria libres. En plantas de baja edad de fango o situaciones de sobrecarga orgánica y escasa oxigenación puede ser mayoritario, presencia ligada a la fase de puesta en marcha del proceso (Rodríguez *et al.*, 2008). Baja calidad del efluente (Arregui *et al.*, 2013). Correlacionados junto a ciliados carnívoros a baja sedimentabilidad del fango (Liu *et al.*, 2008). Presente en tanques sépticos (estancia, UK). En MBR se presentó ocasionalmente en condiciones de baja y media carga contaminante, temperaturas superiores a 25 °C.

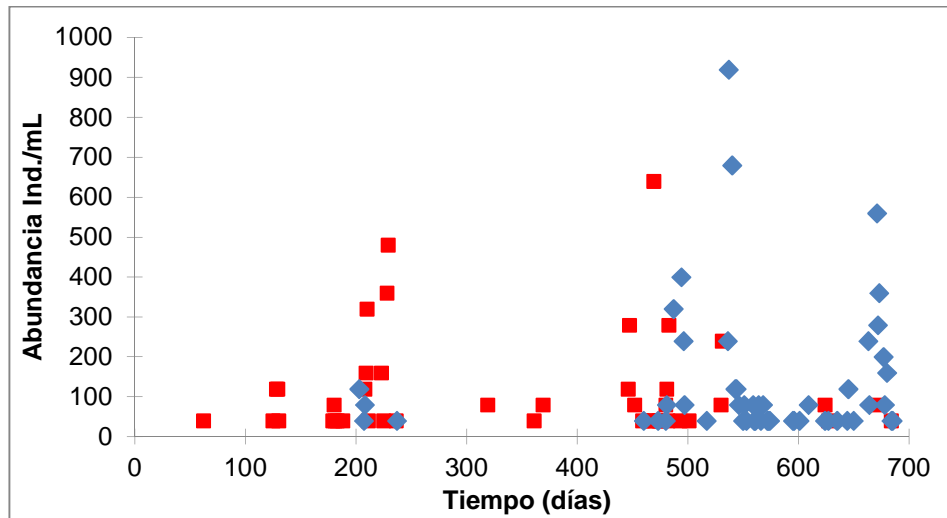


Figura 4.117. Evolución de ciliados libres en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

El primer pico registrado en el sistema MBR-UF corresponde con un episodio esporádico de *Gastronauta* sp el cual desapareció a los pocos días, el segundo pico corresponde con la especie *Prorodon* sp, al igual que *Gastronauta* sp desapareció a los pocos días. El primer pico registrado en el sistema MBR-MF corresponde con las especies *Uronema nigricans* y *Plagiocampa* sp, las cuales fueron desapareciendo con el tiempo, el segundo pico corresponde con la especie *Plagiocampa* sp. Estos registros fueron esporádicos y no aportaron información relevante al proceso de depuración de aguas residuales mediante MBR (Fig. 4.117).

La Fig. 4.118, muestra como la abundancia de ciliados libres se ve favorecida con el incremento de temperatura en el fango activo, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de ciliados libres del rango de temperatura > 25 °C, siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 , $15-20$ y $20-25$ °C ($p < 0.000$; $p < 0.002$ y $p < 0.001$ respectivamente) (Tabla. 4.230).

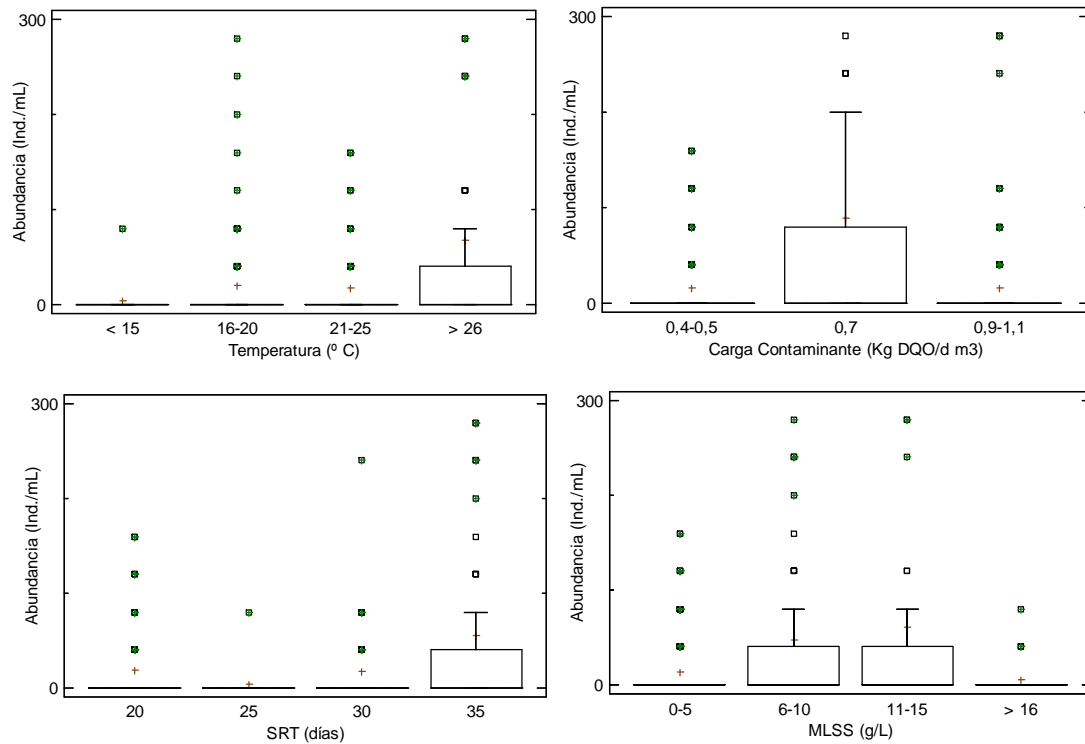


Figura 4.118. Abundancia de ciliados libres vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

Tabla 4.230. Test LSD entre rangos de temperatura y ciliados libres.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	4,44444	18,8562	X
20-25	145	17,1034	61,2363	X
15-20	134	20,8955	70,182	X
> 25	124	67,4194	193,982	X

Tabla 4.231. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados libres.

Carga Contaminante Kg DQO/d m³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	16,9412	63,3208	X
0,4-0,5	167	17,006	58,6445	X
0,7	90	89,7778	223,018	X

La abundancia de estos ciliados con respecto a la carga contaminante (Fig. 4.118), se observó como la abundancia en el rango de carga contaminante 0,7 Kg DQO/d m³ es

significativamente superior que la abundancia en los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4. 231).

La abundancia de ciliados libres con respecto al SRT (Fig. 4.118), muestra como la abundancia del SRT de 20 días es significativamente mayor que la abundancia del SRT de 35 días ($p < 0.006$), también se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del SRT de 30 días siendo menor que la abundancia del SRT de 35 días ($p < 0.016$) (Tabla. 4.232).

Tabla 4.232. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados libres.

<i>SRT (Días)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	4,44444	18,8562	XX
30	88	17,2727	61,4897	X
20	149	18,5235	61,6044	X
35	172	54,8837	171,084	X

Con relación a la concentración de MLSS se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo menor que la abundancia de los rangos 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,009$ y $p < 0,017$ respectivamente) y entre la abundancia del rango 11-15 g/L siendo superior que la abundancia del rango 6-10 g/L ($p < 0,040$), mostrando cierta afinidad por valores altos de MLSS (Tabla. 4.233).

Tabla 4.233. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados libres.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
>16	32	5,0	16,8485	XX
0-5	165	14,0606	32,4018	X
6-10	175	47,7714	168,438	XX
11-15	48	60,8333	127,827	X

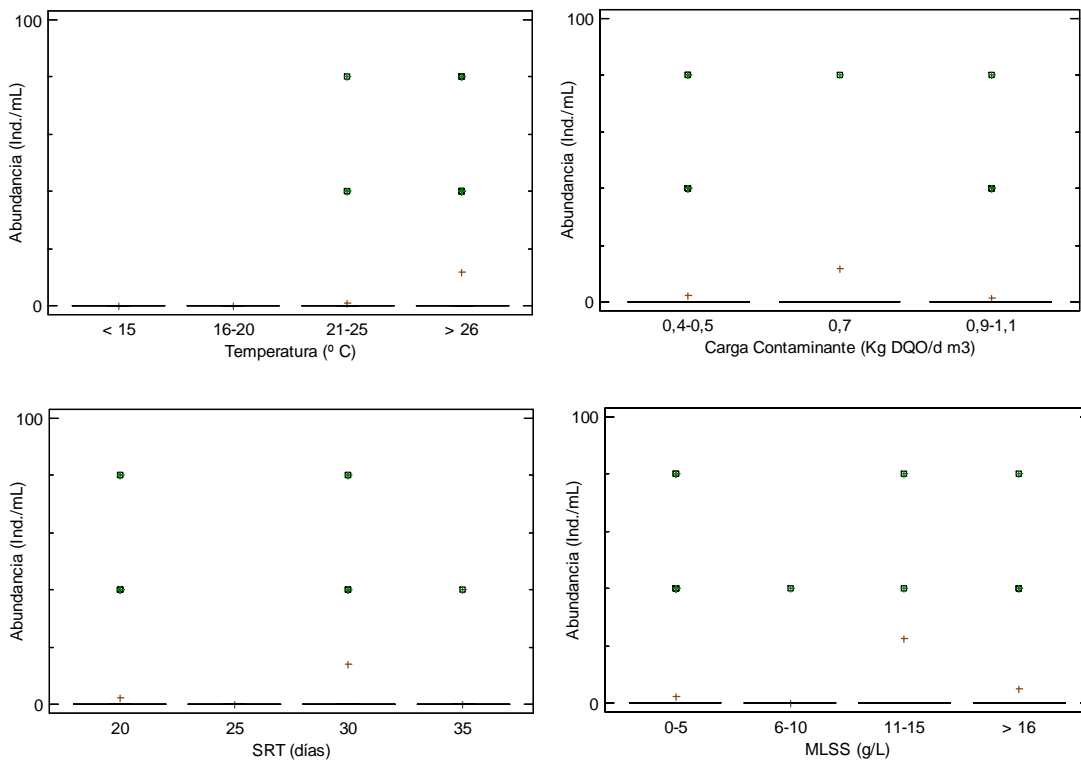
A pesar de sus bajos recuentos y frecuencia de aparición los coeficientes de Pearson muestran como la abundancia de este grupo de ciliados esta correlaciona positiva y significativamente con las variables como la temperatura y el SRT (Tabla. 4.234). Lo cual indica que al aumentar estas variables también lo hace la abundancia de ciliados libres.

Tabla 4.234. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados libres.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Ciliados libres	0,156**	0,005	0,127**	0,059

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

4.4.1.5.3.1. *Paramecium* sp

**Figura 4.119.** Abundancia de *Paramecium* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Fig. 4.119, muestra como la abundancia de *Paramecium* sp se ve favorecida por el incremento de la temperatura en el fango activo, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C, siendo superior que la temperatura de los rangos 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.001$ y $p < 0.002$ respectivamente) (Tabla. 4.235).

Tabla 4.235. Test LSD entre rangos de temperatura y *Paramecium* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	XX
15-20	131	0	0	X
20-25	146	1,09589	8,06211	X
> 25	124	11,9355	52,0112	X

Con respecto a la carga contaminante la abundancia de *Paramecium* spp se ve favorecida por el rango 0,7 Kg DQO/d m³, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango de carga contaminante 0,7 Kg DQO/d m³ siendo superior que la abundancia en los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.012$ y $p < 0.007$ respectivamente) (Tabla. 4.236).

Tabla 4.236. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Paramecium* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	1,41176	8,5869	X
0,4-0,5	167	2,15569	10,983	X
0,7	90	11,5556	59,4339	X

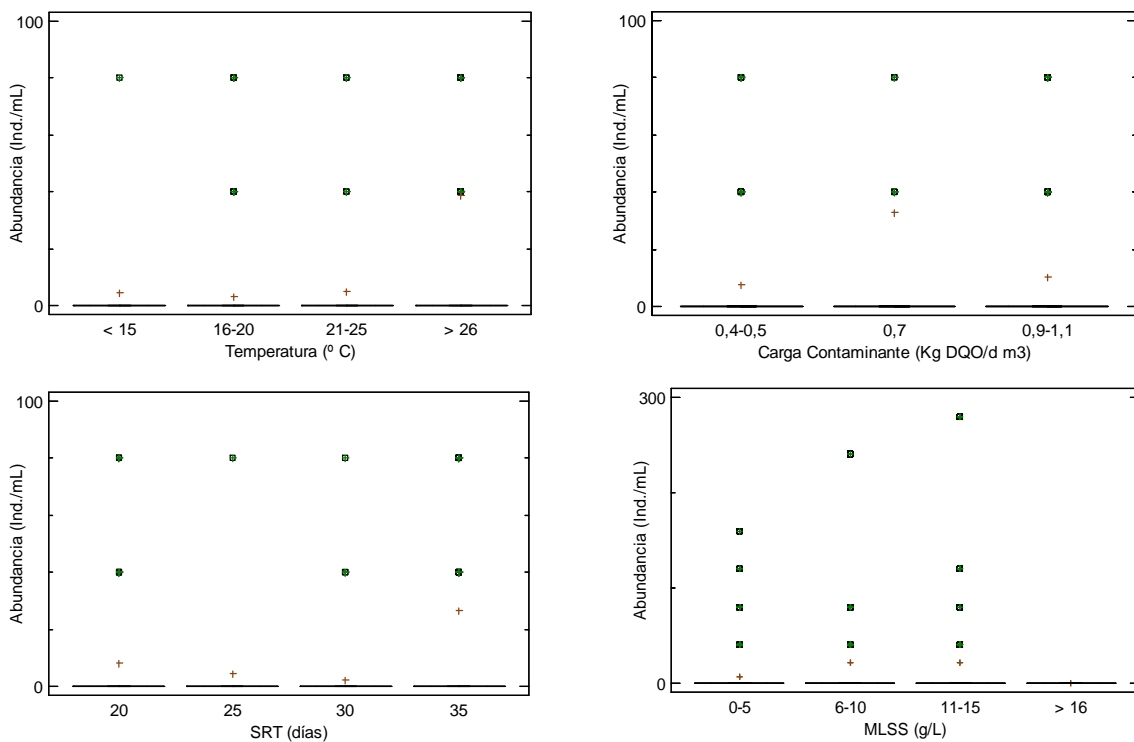
Tabla 4.237. Test LSD entre rangos de SRT y *Paramecium* sp.

SRT días	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	XX
35	172	0,232558	3,04997	X
20	149	2,41611	11,6045	X
30	88	14,0909	60,6599	X

Con respecto al SRT, se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *Paramecium* sp presentando diferencias significativas en el SRT de 30 días siendo mayor que la abundancia de los SRT 20 y 35 días ($p < 0.002$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.237). La abundancia de *Paramecium* sp se vio favorecida por el aumento en la concentración de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-15 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,007$ respectivamente) (Tabla. 4.238). Mostrando afinidad por concentraciones elevadas de MLSS.

Tabla 4.238. Test LSD entre rangos de MLSS y *Paramecium* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
6-10	175	0,22857	3,02372	X
0-5	165	2,18182	11,0472	X
>16	32	5,0	16,8485	X
11-15	48	22,5	80,3847	X

4.4.1.3.1.2. *Uronema nigricans***Figura 4.120.** Abundancia de *Uronema nigricans* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La figura 4.120, muestra como la abundancia de *Uronema nigricans* no se vio afectada por la temperatura ya que se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los rangos > 26 °C siendo superior que la abundancia de los rangos 15-20 y 20-25 °C. Sin presentar diferencias significativas con el rango de menor temperatura, algo contradictorio (Tabla. 4.239).

Tabla 4.239. Test LSD entre rangos de temperatura y *Uronema nigricans*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
15-20	131	3,05344	13,6941	x
< 15	18	4,44444	18,8562	xx
20-25*	146	4,93151	31,1226	x
> 26	124	38,7097	163,453	x

Con respecto a la carga contaminante la abundancia de *Uronema* sp se ve favorecida por el rango 0,7 Kg DQO/d m³, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango de carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo inferior que la abundancia del rango 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.035$).

Tabla 4.240. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Uronema nigricans*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	7,66467	33,1289	x
0,9-1,1	170	10,5882	40,0104	xx
0,7	90	32,8889	185,746	x

Tabla 4.241. Test LSD entre rangos de SRT y *Uronema nigricans*.

SRT días	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
30	88	2,27273	11,1135	x
25	18	4,44444	18,8562	xx
20	149	8,05369	34,4783	xx
35	172	26,5116	139,454	x

Uronema nigricans reflejó diferencias significativas en la abundancia del SRT de 35 días siendo mayor que la abundancia del SRT de 30 días ($p < 0.043$) (Tabla. 4.241).

Tabla 4.242. Test LSD entre rangos de MLSS y *Uronema nigricans*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
0-5	165	7,27273	24,3041	x
6-10	175	21,4857	136,946	x
11-15	48	21,6667	61,1706	x

Con relación a la concentración de MLSS no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los rangos de MLSS ensayados ($p < 0,377$) (Tabla. 4.242), destacar la ausencia de esta especie en el rango de mayor concentración de MLSS > 16 g/L, en el resto de rangos tuvo una distribución similar.

La carga contaminante media $0,7$ Kg DQO/d m^3 y el aumento de la temperatura en el fango activo $20-25$ °C y SRT de 30 y 35 días, fueron favorables para el desarrollo de *Uronema* sp y *Paramecium* sp los cuales presentaron los recuentos más elevados para estas dos especies representativas del grupo de ciliados libres.

Tabla 4.243. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de las especies de ciliados libres.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m^3)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Cinetochilum</i> sp	0,055	0,003	0,081	-0,011
<i>Glaucoma</i> sp	0,046	0,018	0,072	-0,025
<i>Gastronauta</i> sp	0,010	-0,103*	-0,114*	-0,035
<i>Paramecium</i> sp	0,154**	-0,008	-0,008	0,057
<i>Plagiocampa</i> sp	-0,049	0,011	0,198*	0,032
<i>Prorodon</i> sp	0,069	0,060	0,055	0,116*
<i>Uronema</i> sp	0,143**	0,017	0,080	-0,011

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

La baja frecuencia de aparición de ciliados libres nos puede indicar la baja afinidad de estos protozoos en las condiciones operacionales del proceso ensayadas o la influencia de otro parámetro que limite su crecimiento y establecimiento en los sistemas MBR.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de este grupo de ciliados libres no presento correlaciones significativas con las variables ambientales y

operacionales en los sistemas MBR (Tabla. 4.243), salvo en los casos de *Paramecium* sp y *Uronema nigricans* particularmente, las cuales se discutieron anteriormente.

Este grupo de ciliados están asociados en CASP a SRT bajos, baja carga orgánica, puesta en marcha de sistemas de depuración y etapas transitorias. Por el contrario, los sistemas MBR trabajaron a elevados SRT, baja-media-alta carga orgánica, además de la estabilidad presentada en el fango activo a lo largo del período experimental, estas condiciones parecen inhibir el crecimiento y colonización por parte de este grupo de ciliados libres bacterívoros.

Por lo tanto, se desprecia este grupo como indicador al no ser muy abundante y no estar siempre presente. Tan solo tiene valor indicador al aparecer como especie al aumentar su presencia en la biodiversidad.

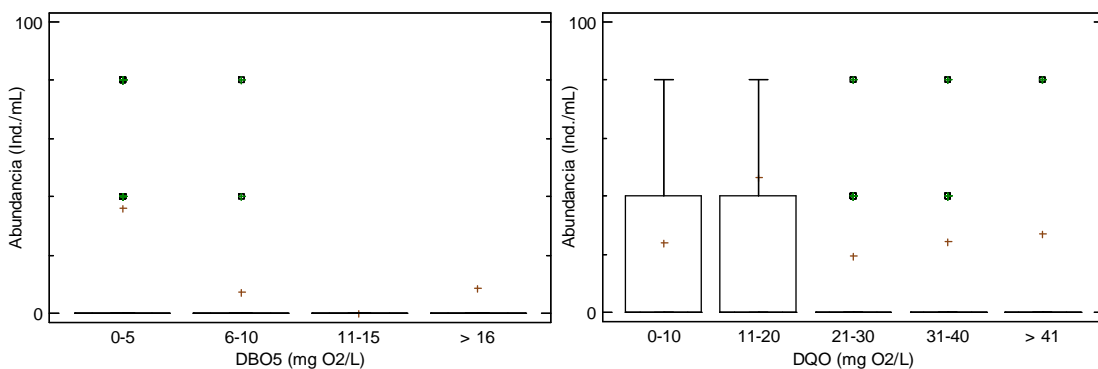


Figura 4.121. Abundancia de ciliados libres vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.244. Test LSD entre rangos de DBO₅ y ciliados libres.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	0	0	X
6-10	33	7,27273	21,1058	X
>16	14	8,57143	32,0713	X
0-5	368	36,087	127,632	X

La Fig. 4.121, muestra como la abundancia de este tipo de ciliados desciende a medida que aumenta la DBO₅ en el efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para este parámetro ($p < 0,189$) (Tabla. 4.244), el registro de abundancia en

el rango > 16 mg O₂/L (9 individuos/mL) corresponde con la especie *Uronema nigricans* el cual fue el único ciliado libre que se presentó a estos valores de DBO₅.

Por el contrario, sin encontrar relación positiva entre este grupo de ciliados y la reducción de la DQO en el efluente (Tabla. 4.245), la DQO no afectó la abundancia de los ciliados libres, destacando su habilidad de desarrollarse en ambientes con elevados valores de DQO, se registraron diferencias significativas en la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia 21-30 mg O₂/L ($p < 0.023$). Se analizó cada una de las especies por separado con el fin de asignarles relación con la calidad del efluente.

Tabla 4.245. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados libres.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
21-30	125	19,52	73,1972	X
0-10	54	23,7037	59,9464	XX
31-40	75	24,5333	65,7245	XX
> 41	22	27,2727	59,6962	XX
11-20	119	46,3866	131,843	X

Tabla 4.246. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados libres.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Ciliados libres	-0,069	-0,047

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativos pero no significativos (Tabla. 4.246), indicando que la abundancia de ciliados libres desciende cuando aumenta el contenido de materia orgánica en el efluente de los sistemas MBR analizados.

La abundancia de *Glaucoma* sp (3 individuos/mL) es muy baja al igual que se frecuencia de aparición, se observó en los rangos 0-5 y 6-10 mg O₂/L, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DBO₅ ($p < 0.147$). En el caso de la DQO del efluente se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *Glaucoma* sp del rango 11-

20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango 21-30 mg O₂/L ($p < 0.023$). No se asocia a parámetros de buena calidad de agua.

Al igual que el ciliado libre anterior la abundancia de *Gastronauta* sp y la frecuencia es ocasional, solo se observó abundancia en el rango 0-5 mg O₂/L para DBO₅ y en los rangos 0-10, 11-20 y 31-40 mg O₂/L de DQO, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ y DQO ensayados ($p < 0.534$ y $p < 0.296$ respectivamente). No se asocia a parámetros de calidad de agua.

Prorodon sp, solo se observó en el rango 0-5 mg O₂/L para DBO₅ y en el rango 21-30 mg O₂/L de DQO, por lo tanto, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ y DQO ensayados ($p < 0.733$ y $p < 0.166$ respectivamente). Se encontró en ocasiones esporádicas y no se asocia a parámetros de calidad de agua.

La abundancia de *Paramecium* sp se registró solo en el rango 1-5 mg O₂/L de DBO₅ y en valores elevados de DQO 31-50 y > 41 kg DQO/d m³, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ y DQO ensayados ($p < 0.382$ y $p < 0.086$ respectivamente). Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP como la abundancia de *Paramecium aurelia* oscilo entre 32 y 4 ind./mL hasta el rango de DBO₅ (16-26 mg O₂/L), desapareciendo a partir de este rango. Además, encontraron un coeficiente de correlación negativo y significativo (-0,989) entre la abundancia y la DBO₅ del efluente, indicando claramente que su abundancia disminuye cuando aumentaba la DBO₅ del efluente. En los sistemas MBR el coeficiente fue negativo pero no significativo (-0,046), mostrando una ligera tendencia similar al encontrado por Salvadó *et al.*, (1995).

Uronema nigricans, no presento valor indicador ya que su abundancia no presento una relación positiva entre la abundancia y la DBO₅ y DQO en el efluente, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DBO₅ ($p < 0.391$). En el caso de la DQO, se observaron diferencias significativas en la abundancia del rango 11-20 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia de los rangos 21-30 y 31-40 mg O₂/L ($p < 0.012$ y $p < 0.026$, respectivamente). Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP como la abundancia de *Uronema nigricans* alcanza máximos recuentos (5.705 ind./mL) en el rango de DBO₅ entre 16-26 mg O₂/L y decrece hasta 115 ind./mL en el rango 42-67 mg O₂/L,

desapareciendo en el rango 67-107 mg O₂/L, la abundancia encontrada en los sistemas MBR fue muy inferior comparada con estos sistemas CASP. Además, encontraron un coeficiente de correlación negativo (-0,114) ligeramente superior al encontrado en los sistemas MBR (-0,033). No se asocia a parámetros de calidad de agua.

Tabla 4.247. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de ciliados libres.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Cinetochilum sp</i>	0,026	0,134**
<i>Glaucoma sp</i>	-0,009	-0,065
<i>Gastronauta sp</i>	-0,029	-0,010
<i>Paramecium sp</i>	-0,046	0,022
<i>Plagiocampa sp</i>	-0,054	-0,051
<i>Prorodon sp</i>	-0,018	0,014
<i>Uronema nigricans</i>	-0,033	-0,060

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Plagiocampa sp este ciliado libre de aparición ocasional se observó en los rangos 0-5 y 6-10 mg O₂/L de DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.424$) y aparece en todos los rangos de DQO analizados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.159$). *Plagiocampa sp* no presenta un papel indicador de calidad del efluente en CASP, indicador de alta eliminación de nitrógeno (Ganner *et al.*, 2002).

Cinetochilum sp solo aparece en el rango 0-5 mg O₂/L de DBO₅ y en los rangos 31-40 y >41 mg O₂/L de DQO. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DBO₅ ($p < 0.618$). Por el contrario, para la DQO del efluente se observaron diferencias significativas en la abundancia del rango > 41 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia de

los rangos 1-10, 11-20, 21-30 y 31-40 mg O₂/L ($p < 0.003$; $p < 0.001$; $p < 0.001$ y $p < 0.030$, respectivamente). Salvadó *et al.*, (1995) encontraron en sistemas CASP que esta especie de ciliado libre solo apareció en el rango más bajo de DBO₅ (0-4 mg O₂/L) con una abundancia de 94 ind./mL, resultados muy similares a los encontrados en los sistemas MBR analizados. Además, encontraron un coeficiente de correlación negativo (-0,864) opuesto al encontrado en los sistemas MBR el cual fue positivo y bajo (0,026), en cambio para la DQO se encontró una correlación positiva y significativa (0,134**), el cual indica que la abundancia de este ciliado libre aumentaba cuando aumentaba la DQO del efluente. En CASP y en MBR no se asocia a parámetros de calidad del efluente tratado.

En general, los ciliados libres presentaron una baja abundancia y se observaron ocasionalmente, destacar que la mayoría de los géneros encontrados en el fango activo de los sistemas MBR, presentaron correlaciones negativas entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente, indicando que su abundancia disminuía cuando aumentaba la carga orgánica en el efluente. Por el contrario, solo *Cinetochilum* sp mostro correlaciones positivas entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente analizados. Sin presentar un valor indicador significativo entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente en DBO₅ y DQO.

4.4.1.5.4. Ciliados carnívoros

La aparición y diversidad de ciliados carnívoros fue muy baja en los sistemas MBR estudiados, frecuentes en fangos activos, asociados junto a ciliados libres a bajo funcionamiento del proceso de depuración, baja sedimentabilidad del fango (Lee *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2008). Por el contrario, en los sistemas MBR ensayados fue infrecuente. Solo se registraron ocasionalmente especies de *Coleps hirtus* y *Litonotus* sp.

Coleps hirtus (Nitzsch, 1827) (Fig. 4.122), su frecuencia de aparición fue baja, en torno a un 8 % para el sistema MBR-UF y de un 14 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16).

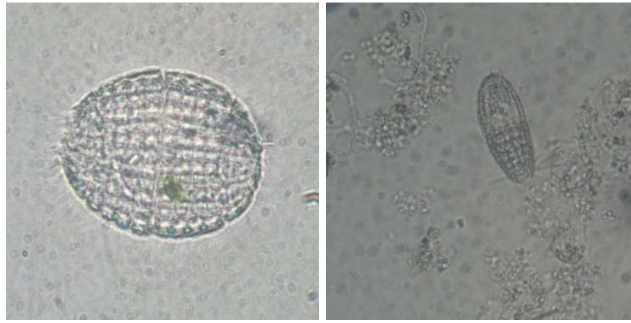


Figura 4.122. *Coleps hirtus*.

Coleps hirtus en CASP está asociado a niveles bajos de carga orgánica en el influente y valores elevados de nitrógeno y bajas concentraciones de amonio, su presencia está relacionada con el proceso de nitrificación en el reactor. Indicador de aportes con residuos agrícolas en el influente (Martín-Cereceda *et al.*, 1996; Rodríguez *et al.*, 2008). En los sistemas MBR se presentó en períodos con baja carga contaminante, bajo SRT, bajo MLSS entre 1,5 y 3 mg/L y temperatura superior a 20 °C.

Litonotus sp (Erhenberg, 1838) (Fig. 4.123), su frecuencia de aparición fue de un 2,5 % para el sistema MBR-UF y de un 10,5 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 8 % para *Litonotus carinatus* y 64 % para *Litonotus fasciola* en dos sistemas CASP.



Figura 4.123. *Litonotus* sp.

En CASP si aparece en bajas concentraciones indica estabilidad ecológica, a elevadas concentraciones indica deterioro del sistema, baja sedimentabilidad del fango, típico en fangos con elevados SRT y baja relación F/M (Lee *et al.*, 2004; Rodríguez *et al.*, 2008), coincidente con las condiciones de trabajo establecidas en los sistemas MBR

experimentales. *Litonotus lamella* y *L. obtusus* indican deficiente decantabilidad del fango en CASP (Zhou *et al.*, 2006; Arregui *et al.*, 2013).

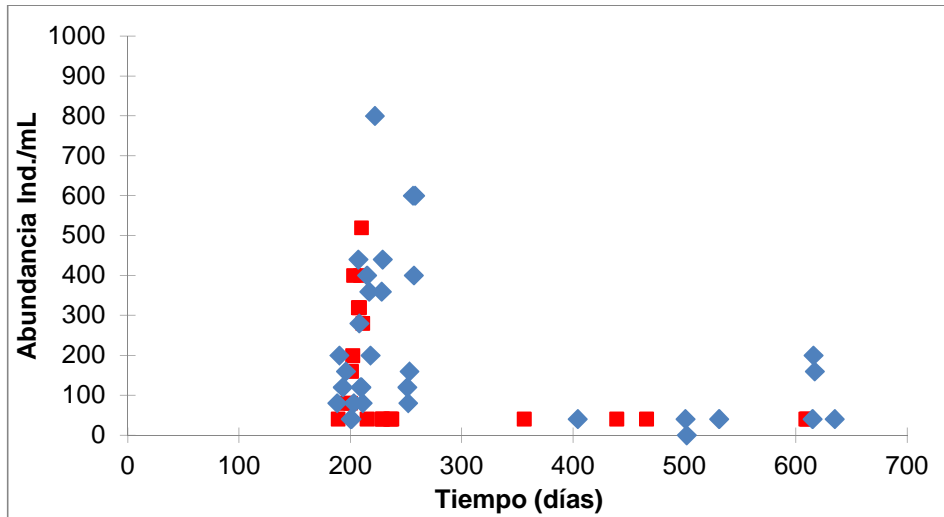


Figura 4.124. Evolución de ciliados carnívoros en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.124, muestra la evolución de estas dos especies de ciliados carnívoros, observando un comportamiento ocasional e intermitente muy similar en los sistemas ensayados. Es destacable un recuento máximo correspondiente a un período caracterizado por baja carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/D m³, SRT de 20 días, HRT de 35 y 40 horas y temperaturas superiores a 20 °C, período en el cual aumentó la abundancia de *Coleps hirtus* y *Litonotus* sp, siendo más acusado en el sistema MBR-MF (880 ind./mL), en el sistema MBR-UF (520 ind./mL) el aumento corresponde con la especie *C. hirtus*. Debido a la escasez de datos, ocasionalidad y su baja frecuencia de aparición en los sistemas MBR no se puede asignar un papel indicador real, por lo tanto, se descartan para futuros análisis. Destacar la especie *Coleps hirtus* usando especies de *Vorticella* como presas (observado en el laboratorio).

La Fig. 4.125, muestra como la abundancia de ciliados carnívoros se ve favorecida por temperaturas altas 20-25 °C, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango 20-25 °C siendo significativamente superior a la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y > 25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.001$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.248).

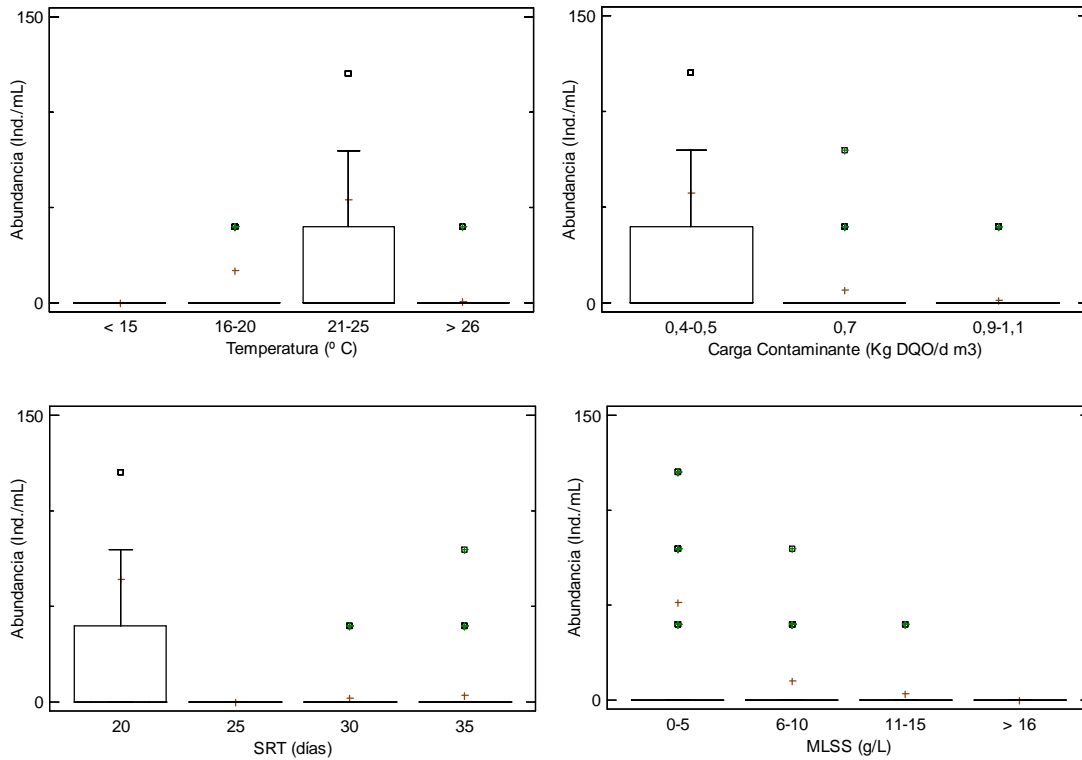


Figura 4.125. Abundancia de ciliados carnívoros vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.248. Abundancia de ciliados carnívoros vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	X
> 25	124	0,645161	5,05931	X
15-20	134	17,0149	83,1525	X
20-25	145	54,069	125,922	X

Con respecto a la carga contaminante la abundancia de este grupo de ciliados se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo superior que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente (Tabla. 4.249). En nuestro caso indicadores de baja carga contaminante en el influente.

Tabla 4.249. Test LSD entre rangos de carga contaminante y ciliados carnívoros.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,9-1,1	170	1,17647	6,77827	x
0,7	90	6,66667	28,9129	x
0,4-0,5	167	57,485	135,508	x

Con respecto al SRT, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del SRT de 20 días, siendo superior a la abundancia de los SRT de 25, 30 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.250).

Tabla 4.250. Test LSD entre rangos de SRT y ciliados carnívoros.

<i>SRT (Días)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. Estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	0	0	x
30	88	1,81818	8,3797	x
35	172	3,72093	21,3052	x
20	149	64,4295	141,933	x

Tabla 4.251. Test LSD entre rangos de MLSS y ciliados carnívoros.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
>16	32	0	0	x
11-15	48	3,33333	11,1724	x
6-10	175	10,0571	49,3579	x
0-5	165	51,3939	130,725	x

La abundancia del grupo de ciliados libres mostró cierta tendencia a favorecerse con valores bajos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre el rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,001$ y $p < 0,003$ respectivamente) (Tabla. 4.251). Mostrando afinidad por valores bajos de MLSS (Fig. 4.125).

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de ciliados carnívoros esta correlacionada negativa y significativamente con las variables como la carga contaminante, SRT y la concentración de MLSS en los biorreactores (Tabla. 4.252), lo cual indica que este grupo de ciliados carnívoros prefiere condiciones de baja carga

contaminante, bajos SRT y baja concentración de MLSS, la temperatura sin embargo no influye en el desarrollo de estas especies.

Tabla 4.252. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de ciliados carnívoros.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Ciliados carnívoros	-0,033	-0,281**	-0,299**	-0,217**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

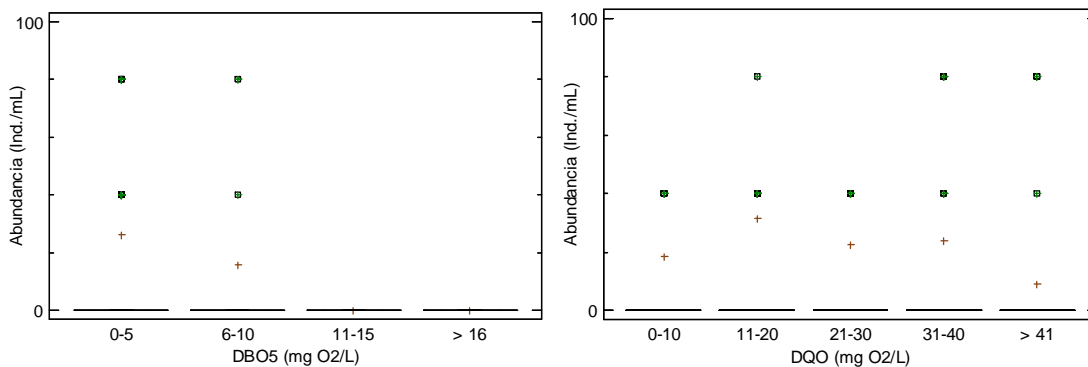


Figura 4.126. Abundancia de ciliados carnívoros vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.253. Test LSD entre rangos de DBO₅ y ciliados carnívoros.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
>16	14	0	0	X
11-15	5	0	0	X
6-10	33	15,7576	58,2575	X
0-5	368	26,3043	94,7875	X

Al igual que los ciliados libres en su baja frecuencia, la abundancia de ciliados carnívoros es también baja entre 16 y 26 individuos/mL para los rangos bajos de DBO₅ (6-10 y 0-5 mg O₂/L respectivamente), ausentes en los rangos altos de DBO₅ (11-15 y > 16 mg O₂/L) (Fig. 4.126), sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ y

DQO ensayados ($p < 0,287$ y $p < 0,375$ respectivamente) (Tabla. 4.253), no se asocian a parámetros de calidad de agua.

Aunque la abundancia se reduce drásticamente a medida que aumenta DBO₅ en el efluente, por el contrario, aparecen en los rangos de DQO ensayados sin presentar una tendencia clara y diferencias estadísticamente significativas (Tabla. 4.254).

Tabla 4.254. Test LSD entre rangos de DQO y ciliados carnívoros.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>41	22	9,09091	24,4772	x
0-10	54	18,5185	56,9478	x
21-30	125	22,4	103,537	x
31-40	75	24,0	93,2303	x
11-20	119	31,5966	91,5218	x

Tabla 4.255. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y ciliados carnívoros.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Ciliados carnívoros	-0,065	-0,025

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativos pero no significativos entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente (Tabla. 4.255), indicaron una leve tendencia a disminuir su abundancia cuando empeoraba la calidad del efluente.

4.4.1.5.4.1. *Coleps hirtus*

La Fig. 4.127, muestra como la abundancia de *Coleps hirtus* se ve favorecida por temperaturas entre los 20-25 °C, se encontraron diferencias significativas en la abundancia

del rango 20-25 °C siendo significativamente superior a la abundancia de los rangos < 15, 15-20 y > 25 °C ($p < 0.029$; $p < 0.001$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.256).

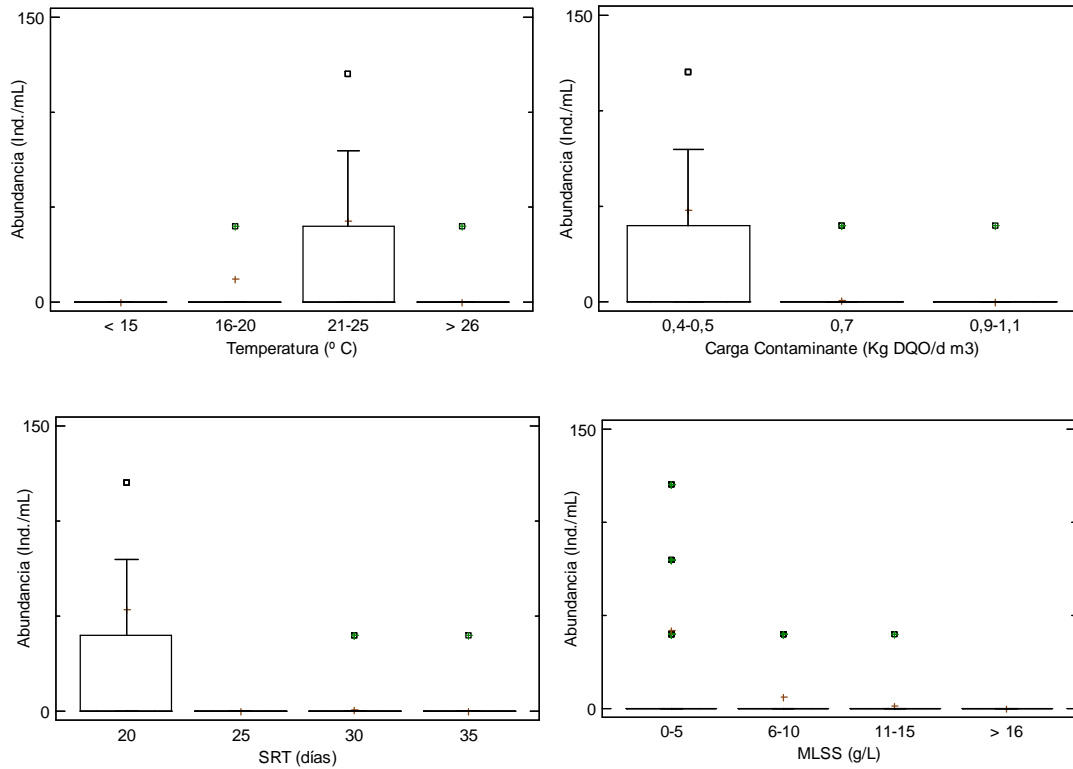


Figura 4.127. Abundancia de *Coleps hirtus* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.256. Test LSD entre rangos de temperatura y *Coleps hirtus*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	x
> 25	124	0,322581	3,59211	x
15-20	131	12,5191	81,3855	x
20-25	146	42,7397	106,781	x

Tabla 4.257. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Coleps hirtus*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	0,235294	3,06786	x
0,7	90	0,888889	5,92925	x
0,4-0,5	167	47,9042	121,059	x

Con respecto a la carga contaminante la abundancia de este grupo de ciliados se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente (Fig. 4.127), encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo superior que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.257).

Con respecto al SRT, la Fig. 4.127, muestra como la abundancia de *Coleps hirtus* es significativamente mayor en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.004$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente (Tabla. 4.258).

Tabla 4.258. Test LSD entre rangos de SRT y *Coleps hirtus*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
35	172	0,232558	3,04997	x
30	88	0,909091	5,99547	x
20	149	53,6913	126,983	x

El comportamiento registrado por *Coleps hirtus* marco la conducta del grupo de ciliados carnívoros, significativamente a valores bajos de MLSS se favorece su abundancia, coincidiendo con el SRT de 20 días. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,002$ y $p < 0,005$ respectivamente) (Tabla. 4.259).

Tabla 4.259. Test LSD entre rangos de MLSS y *Coleps hirtus*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
11-15	48	1,66667	8,07764	x
6-10	175	6,17143	45,0628	x
0-5	165	42,1818	114,87	x

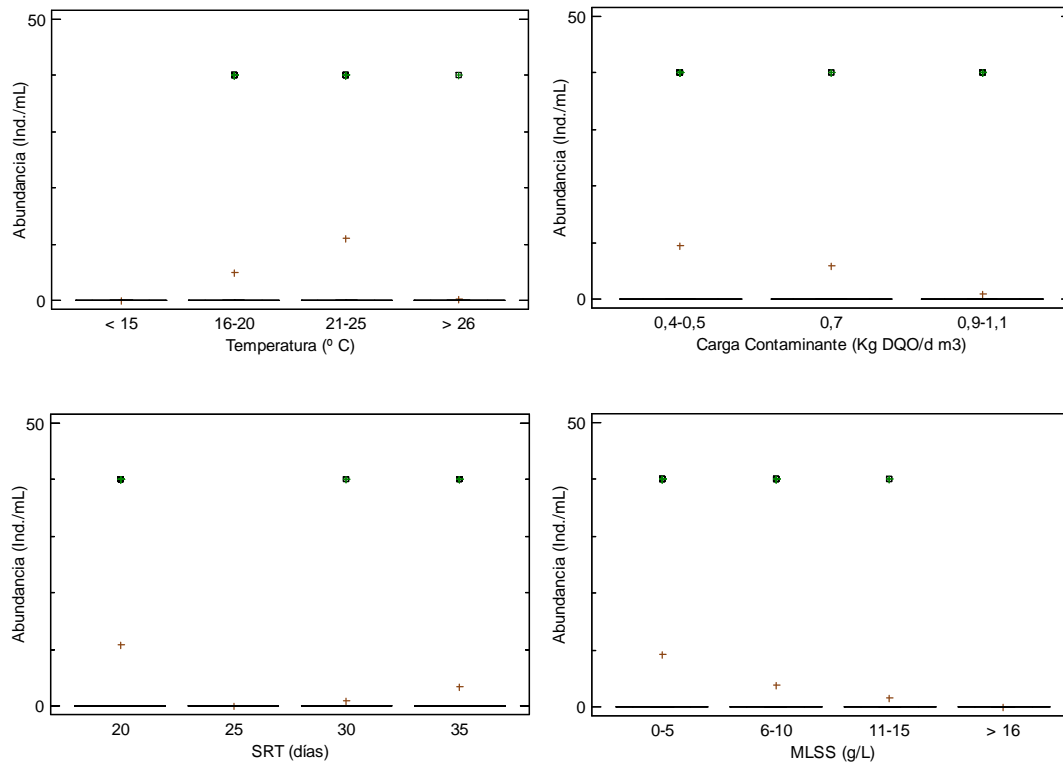
4.4.1.5.4.2. *Litonotus* sp

Figura 4.128. Abundancia de *Litonotus* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Fig. 4.128, muestra como la abundancia de *Litonotus* sp se ve favorecida en el rango entre 20-25 °C, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 20-25 °C siendo superior que la abundancia del rango > 25 °C ($p < 0.003$) (Tabla. 4.260).

Tabla 4.260. Test LSD entre rangos de temperatura y *Litonotus* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	XX
> 25	124	0,322581	3,59211	X
15-20	131	4,8855	23,8058	XX
20-25	146	10,9589	43,9487	X

Con respecto a la carga contaminante la abundancia se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo superior que la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.007$) (Tabla. 4.261).

Tabla 4.261. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Litonotus* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	0,941176	6,08102	x
0,7	90	5,77778	28,4813	xx
0,4-0,5	167	9,58084	41,0018	x

En relación con el SRT *Litonotus* sp se desarrolló mejor a valores de SRT de 20 días, siendo estadísticamente mayor que la abundancia de los SRT 30 y 35 días ($p < 0.012$ y $p < 0.026$), respectivamente (Tabla. 4.262).

Tabla 4.262. Test LSD entre rangos de SRT y *Litonotus* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	xx
30	88	0,90909	5,99547	x
35	172	3,48837	21,1244	x
20	149	10,7383	43,2793	x

Tabla 4.263. Test LSD entre rangos de MLSS y *Litonotus* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	0	0	x
11-15	48	1,66667	8,07764	x
6-10	175	3,88571	21,3021	x
0-5	165	9,21212	41,1124	x

La abundancia de *Litonotus* sp con respecto a la concentración de MLSS, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,166$), destacar que al igual que *Coleps hirtus* en el rango de mayor concentración de MLSS > 16 g/L estas dos especies estuvieron ausentes (Tabla. 4.263).

Los coeficientes de correlación de Pearson para la abundancia de *Coleps hirtus* y *Litonotus* sp mostraron correlaciones negativas y significativas con las variables como la carga contaminante, SRT y la concentración de MLSS (Tabla. 4.264), lo cual indica que estas especies de ciliados libres son sensibles al incremento de estas variables, corroborando los resultados obtenidos previamente en el análisis de variables. Esto se puede asociar a que estas especies sean más abundantes en sistemas CASP los cuales trabajan con valores bajos carga contaminante, SRT y MLSS.

Tabla 4.264. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y las variables ambientales y operacionales y la abundancia de especies de ciliados carnívoros.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Coleps hirtus</i>	-0,027	-0,271**	-0,298**	-0,267**
<i>Litonotus</i> sp	-0,034	-0,131**	-0,112*	-0,099*

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

La presencia de este tipo de ciliados carnívoros en los sistemas MBR es poco frecuente, al igual que los ciliados libres. Los datos registrados para estos dos tipos de ciliados es muy bajo. Destacar la presencia de este tipo de ciliados en los valores de SRT más bajos cerca de los 20 días. El papel asociado a este grupo de ciliados en CASP es de indicadores de baja carga orgánica en el influente (Rodríguez *et al.*, 2008), en MBR no se puede asociar a alguna variable debido a su baja frecuencia de aparición y abundancia, solo representan valor en la biodiversidad de los sistemas ensayados.

Coleps hirtus aparece en los rangos 0-5 y 6-10 mg O₂/L de DBO₅ y en todos los rangos de DQO analizados, sin presentar diferencias significativas ($p < 0.351$ y 0.259 respectivamente). No presento ningún valor asociado a calidad de agua en los sistemas MBR ensayados.

La abundancia de *Litonotus* sp (8 individuos/mL) fue baja en el fango activo de los sistemas MBR, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DBO₅ y DQO del

efluente en los rangos analizados ($p < 0.458$ y $p < 0.289$ respectivamente). Este protozoo no describe un valor indicador de calidad del agua debido a su baja frecuencia.

Tabla 4.265. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y las especies de ciliados carnívoros.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Coleps hirtus</i>	-0,056	-0,012
<i>Litonotus sp</i>	-0,050	-0,043

Al igual que los ciliados libres, los ciliados carnívoros no presentaron relación alguna con los parámetros de calidad del efluente DBO₅ y DQO, debido a la baja frecuencia de aparición y a la baja abundancia (individuos/mL) registrada en el estudio, dificultando la asignación de valor indicador de la calidad del agua. Además, presentaron coeficientes de correlación bajos negativos y no significativos (Tabla. 4.265).

4.4.1.6. Suctores

Suctores, grupo especializado de ciliados los cuales han modificado sus cilios en tentáculos para atrapar sus presas, llamados ciliados sésiles carnívoros, en CASP asociados a elevados SRT, condiciones alfa y beta mesosaprobias (grado de contaminación orgánica crítica, según el sistema Saprobio) y buenos rendimientos en la depuración (Rodríguez *et al.*, 2008). En los sistemas MBR su frecuencia de aparición fue media y estuvieron presentes durante todo el período experimental.

La Figura 4.129, muestra la evolución del grupo de suctores presentes en el fango activo bajo la condiciones operacionales y ambientales presentes en los sistemas MBR ensayados, el primer pico registrado en el sistema MBR-UF corresponde con la especie *Trichophrya astaci*, *Podophrya sp* y *Tokophrya sp*, siendo las especies de suctores encontradas en el fango flotado usado como inóculo, caracterizado por baja temperatura, bajo oxígeno y alta concentración de MLSS.

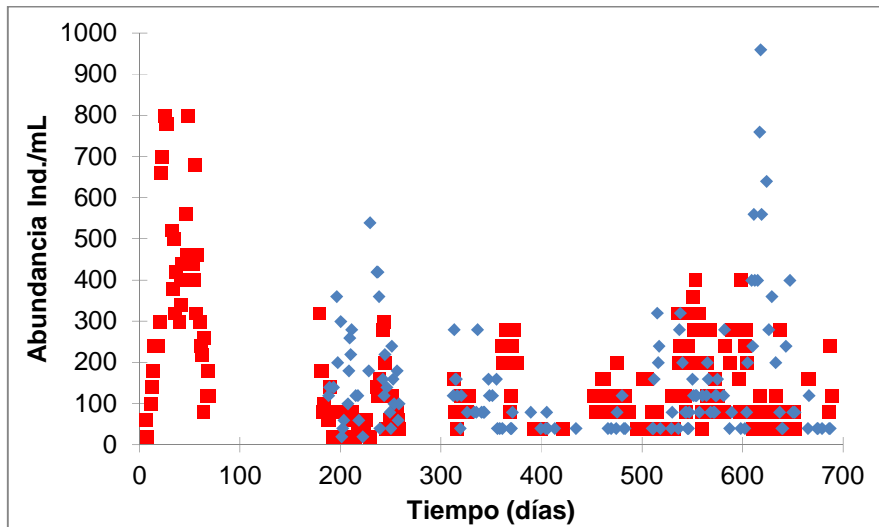


Figura 4.129. Evolución de suctores en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

El siguiente episodio de aumento de la densidad de suctores en ambos sistemas MBR, siendo más bajo en el sistema MBR-UF; corresponden con las especies *T. astaci*, *Metacineta* sp y *Podophrya* sp en ambos sistemas MBR con las siguientes condiciones de baja carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/d m³, SRT de 20 días, HRT de 35-40 horas, temperatura superiores a 20 °C. El último episodio registrado en el sistema MBR-MF corresponde con la especie de *Metacineta* sp mayoritariamente y *Podophrya* sp en menor proporción, las condiciones en ese momento eran las siguientes: SRT de 35 días, HRT de 35 horas, carga contaminante media de 0,7 Kg DQO/d m³, alta concentración de MLSS alrededor de 8 mg/L y temperaturas entre 15-20 °C. A continuación, se detalla la evolución de cada especie por separado y su papel indicador.

La Fig. 4.130, muestra como la abundancia de suctores se ve afectada negativamente con el incremento de la temperatura en el fango activo, encontrando su temperatura óptima entre los 15-20 °C, la abundancia de este rango es significativamente mayor que la abundancia de los rangos < 15, 20-25, > 25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.266).

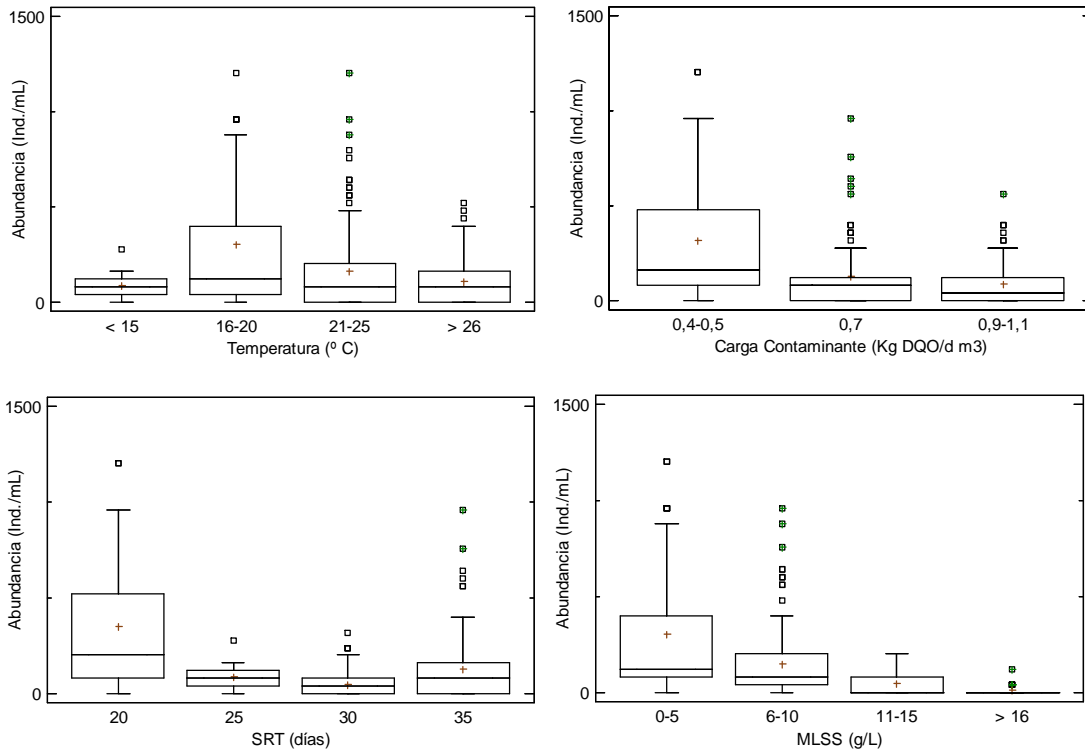


Figura 4.130. Abundancia de suctores vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.266. Test LSD entre rangos de temperatura y suctores.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	91,1111	73,6357	X
> 25	124	109,677	118,184	X
20-25	145	162,483	216,19	X
15-20	134	301,493	403,523	X

Por otro lado, la abundancia de suctores con relación a la carga contaminante se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.267).

Tabla 4.267. Test LSD entre rangos de carga contaminante y suctores.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	86,5882	101,463	x
0,7	90	128,444	175,691	x
0,4-0,5	167	321,198	377,498	x

La abundancia de suctores es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente (Tabla. 4.268). Correspondiente con los recuentos de *Trichophrya astaci* y *Tokophrya* sp los cuales registraron los recuentos más elevados en el SRT de 20 días.

Tabla 4.268. Test LSD entre rangos de SRT y suctores.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	51,3636	69,9291	x
25	18	91,1111	73,6357	xx
35	172	126,512	149,774	x
20	149	348,993	389,868	x

La abundancia del grupo de suctores con relación a la concentración de MLSS mostró una tendencia a desarrollarse mejor a valores bajos de MLSS (Fig. 4.130), encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente). Y entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,013$ y $p < 0,006$) pero inferior que la abundancia del rango 0-5 g/L ($p < 0,000$) (Tabla. 4.269).

Tabla 4.269. Test LSD entre rangos de MLSS y suctores.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	11,25	25,3683	x
11-15	48	45,0	58,7095	x
6-10	175	151,543	173,753	x
0-5	165	302,061	377,137	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de suctores está fuertemente correlacionada negativo y significativamente con las variables ambientales y operacionales ensayadas en los sistemas MBR (Tabla. 4.270). Lo cual indica que este grupo de suctores prefiere ambientes cálidos, poco cargados y con valores bajos de SRT y MLSS. Se sugiere asignar un valor indicador de baja o alta carga contaminante, SRT y MLSS, respectivamente.

Tabla 4.270. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de suctores.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Suctores	-0,207**	-0,376**	-0,364**	-0,442**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

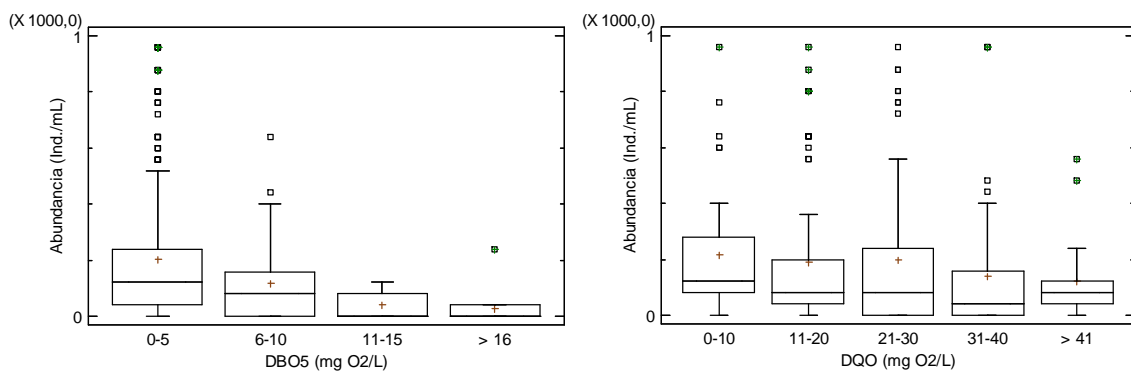


Figura 4.131. Abundancia de suctores vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La abundancia de suctores (Fig. 4.131) presento una relación positiva frente a la DBO₅ del efluente, descendiendo a medida que aumentaba la DBO₅ en el efluente y aumentando su abundancia cuando los valores de DBO₅ fueron especialmente bajos, presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L (202 individuos/mL) siendo mayor que la abundancia del rango > 16 mg O₂/L (25 individuos/mL) ($p < 0,020$) (Tabla. 4.271).

Tabla 4.271. Test LSD entre rangos de DBO₅ y suctores.

<i>DBO₅</i> (mg O ₂ /L)	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
> 16	14	25,7143	63,9368	X
11-15	5	40,0	56,5685	XX
6-10	33	116,364	151,777	XX
0-5	369	201,843	292,249	X

Tabla 4.272. Test LSD entre rangos de DQO y suctores.

<i>DQO</i> (mg O ₂ /L)	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
> 41	22	121,818	146,308	X
31-40	75	140,267	248,095	X
11-20	119	190,252	298,742	X
21-30	125	198,72	301,948	X
0-10	54	216,296	273,346	X

En el caso de la DQO, la abundancia oscilo entre 121 y 216 individuos/mL, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos de DQO analizados ($p < 0,407$) (Tabla. 4.272).

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativo y significativo entre la abundancia y la DBO₅ del efluente y negativo pero no significativo para la DQO del efluente (Tabla. 4.273), indicando que su abundancia disminuye cuando aumentaba la concentración de materia orgánica en el efluente, siendo significativo para la DBO₅. Indirectamente podría ser indicador de baja o alta calidad del efluente según su abundancia.

Tabla 4.273. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y suctores.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Suctores	-0,145**	-0,086

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP no se asocian a parámetros indicadores de calidad del efluente tratado. Sin embargo, en los sistemas MBR ensayados mostro una relación positiva en base al parámetro de DBO_5 en el cual aumento su abundancia cuando los valores fueron especialmente bajos, sugiriendo el papel indicador de buena calidad del efluente en términos de DBO_5 , no siendo así para el parámetro de DQO en el cual su abundancia no se vio afectada por valores altos o bajos de DQO.

4.4.1.6.1. *Trichophrya astaci*

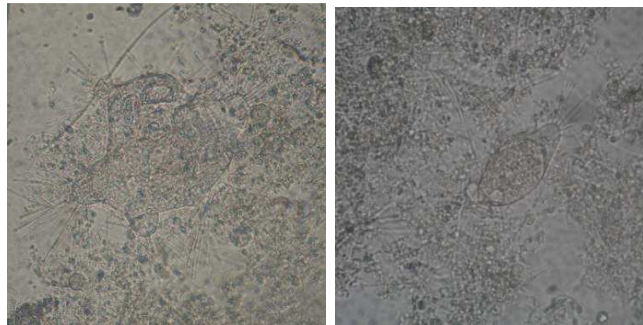


Figura 4.132. *Trichophrya astaci*.

Trichophrya astaci (Fig. 4.132.), su frecuencia de aparición rondó el 35 % para los dos sistemas MBR ensayados (Tabla 4.16). Presente en el fango flotado usado como inóculo.

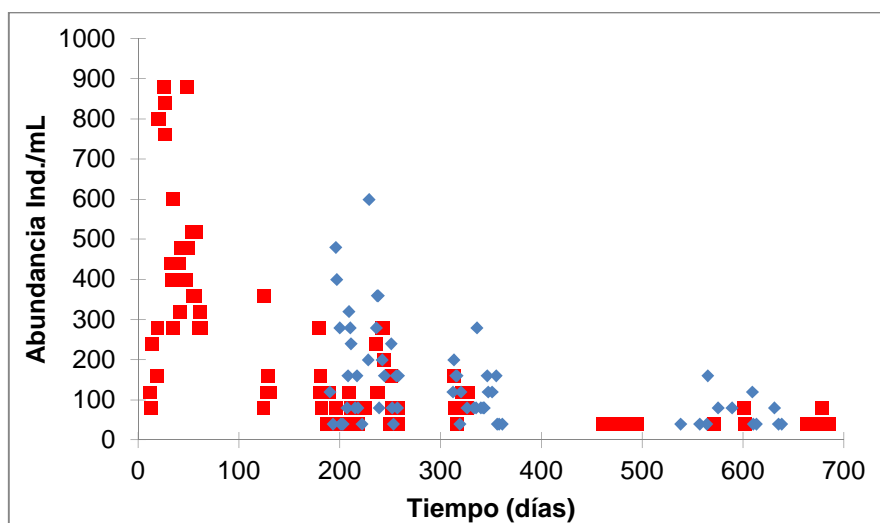


Figura 4.133. Evolución de *Trichophrya astaci* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La figura 4.133, muestra la evolución de *T. astaci* en los sistemas MBR ensayados, el recuento máximo registrado para el sistema MBR-UF se debe a que en el fango flotado utilizado como inculo predominaba este suctor junto con *Podophrya* sp y *Tokophrya* sp, debido probablemente a las bajas temperaturas y a la carencia de oxígeno en el fango flotado, una vez cambiadas las condiciones operacionales registro un descenso en su abundancia y presento un comportamiento similar en los dos sistemas MBR.

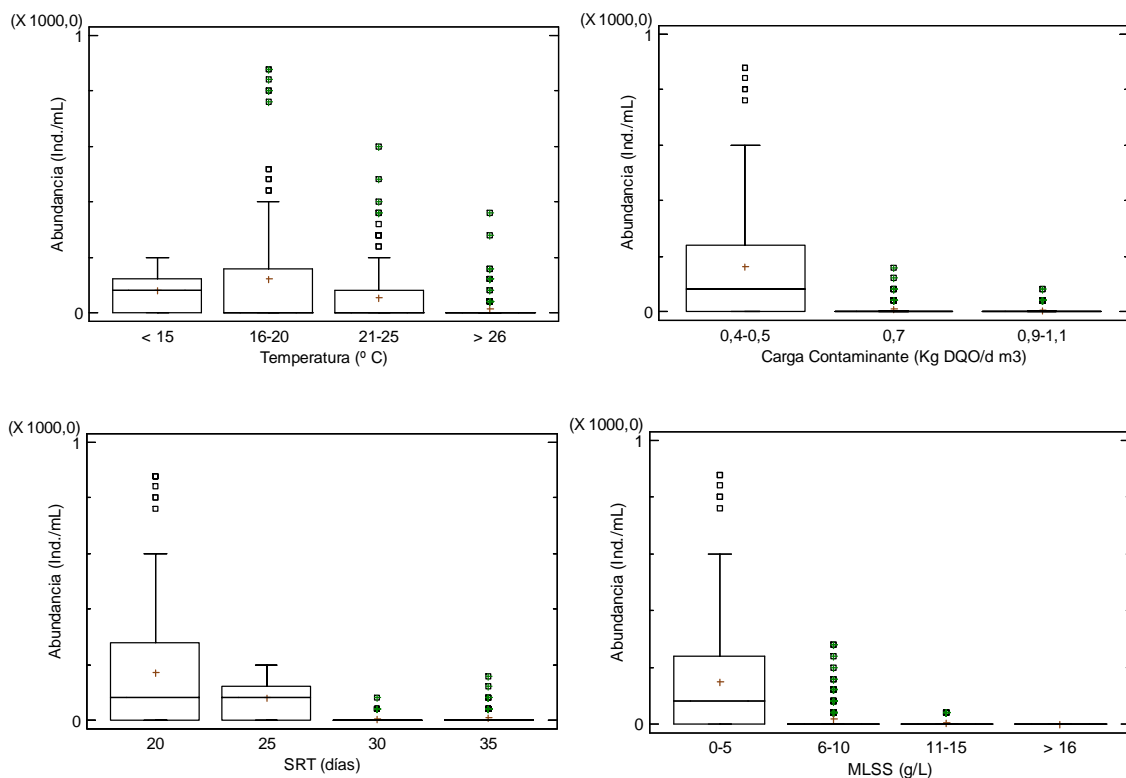


Figura 4.134. Abundancia de *Trichophrya astaci* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Fig. 4.134, muestra como la abundancia de *Trichophrya astaci* se ve afectada negativamente con el incremento de la temperatura en el fango activo, encontrando su temperatura óptima entre los 15-20 °C, la abundancia de este rango es significativamente mayor que la abundancia de los rangos 20-25 y > 25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.274).

Tabla 4.274. Test LSD entre rangos de temperatura y *Trichophrya astaci*.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 25	124	16,129	50,4727	x
20-25	146	54,7945	105,152	x
< 15	18	82,2222	66,4703	xxx
15-20	131	123,359	212,533	x

Además, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 15-20 y > 25°C ($p < 0.000$ y $p < 0.022$ respectivamente), y en la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos 15-20 y > 25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.022$ respectivamente) (Tabla. 4.274).

Por otro lado, la abundancia de *Trichophrya astaci* con relación a la carga contaminante se ve afectada negativamente a medida que aumenta la carga contaminante en el influente, encontrando diferencias significativas en la abundancia del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.275).

Tabla 4.275. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Trichophrya astaci*.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	4,47059	14,0587	x
0,7	90	8,88889	26,6667	x
0,4-0,5	167	161,916	196,196	x

La abundancia de *Trichophrya astaci* es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.004$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente). Presentando una tendencia a decrecer a medida que aumentaba el SRT, coincidiendo también con una baja carga contaminante del influente para este SRT de 20 días (Tabla. 4.276).

Tabla 4.276. Test LSD entre rangos de SRT y *Trichophrya astaci*.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
30	88	3,18182	12,461	x
35	172	7,44186	22,0677	x
25	18	82,2222	66,4703	x
20	149	171,544	204,453	x

La abundancia de *Trichophrya astaci* fue similar al grupo de suctores con relación a la concentración de MLSS mostrando una clara tendencia a desarrollarse mejor a valores bajos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.277).

Tabla 4.277. Test LSD entre rangos de MLSS y *Trichophrya astaci*.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	0	0	x
11-15	48	5,83333	14,267	x
6-10	175	18,0571	47,882	x
0-5	165	150,545	200,87	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *T. astaci* se encuentra correlacionada negativa y significativamente con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.278), lo cual indica que un aumento en estas variables supondría un descenso en la densidad de *T. astaci*. Esta especie de suctor presento el mismo comportamiento que el grupo de suctores.

Tabla 4.278. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Trichophrya astaci*.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (°C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Trichophrya astaci</i>	-0,271**	-0,487**	-0,513**	-0,538**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

La Fig. 4.135, muestra como la abundancia de *Trichophrya astaci* presenta una relación positiva con la DBO₅ del efluente, a medida que aumentaba la DBO₅ su abundancia se vio perjudicada negativamente, aunque sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,322$) (Tabla. 4.279).

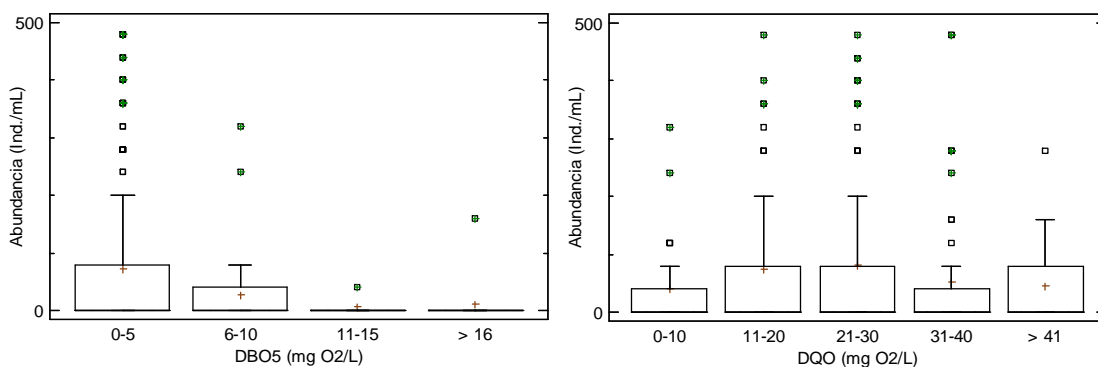


Figura 4.135. Abundancia de *Trichophrya astaci* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.279. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Trichophrya astaci*.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	8,0	17,8885	X
> 16	14	11,4286	42,7618	X
6-10	33	26,6667	69,0411	X
0-5	369	72,5203	153,086	X

En relación con la DQO se observó tolerancia de esta especie a los rangos de DQO analizados (Fig. 4.135), mostrando una relación negativa entre la abundancia y la DQO. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DQO del efluente ($p < 0,085$) (Tabla. 4.280).

Tabla 4.280. Test LSD entre rangos de DQO y *Trichophrya astaci*.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	40,7407	116,681	X
>41	22	45,4545	74,3689	X
31-40	75	51,2	132,43	X
11-20	119	74,6218	151,192	X
21-30	125	81,6	166,125	X

Tabla 4.281. Coeficientes de correlación entre la calidad del efluente y *Trichophrya astaci*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Trichophrya astaci</i>	-0,110*	-0,005

* La correlación es significativa a nivel 0,05.

Al igual que el grupo de suctores los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia de *Trichophrya astaci* y los parámetros de calidad del efluente mostraron la misma tendencia, siendo negativo y significativo entre la abundancia y la DBO₅ del efluente y negativo pero no significativo para la DQO del efluente (Tabla. 4.281), indicando que su abundancia disminuye cuando aumentaba la concentración de materia orgánica en el efluente, siendo significativo para la DBO₅.

En CASP no se asocia a parámetros indicadores de calidad del efluente tratado (Rodríguez *et al.*, 2008). Sin embargo, en los sistemas MBR ensayados mostro una relación positiva en base al parámetro de DBO₅ en el cual aumento su abundancia cuando los valores fueron especialmente bajos al igual que el grupo de suctores, sugiriendo el papel indicador de buena calidad del efluente en términos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO en el cual su abundancia no se vio afectada por valores altos o bajos de DQO (Tabla. 4.281).

4.4.1.6.2. *Tokophrya* sp

Tokophrya sp (Fig. 4.136), (Bütschli, 1889), su frecuencia de aparición fue de un 21 % para el sistema MBR-UF y de un 3,5 % para el sistema MBR-MF (Tabla. 4.16.), carnívoro, asociado en CASP a altos SRT en condiciones alfa y beta mesosaprobias (grado de contaminación orgánica crítica, sistema Saprobio), según Rodríguez *et al.*, (2008). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 50 %.

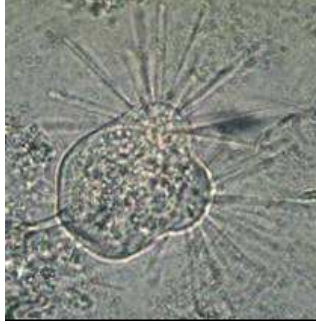


Figura 4.136. *Tokophrya* sp.

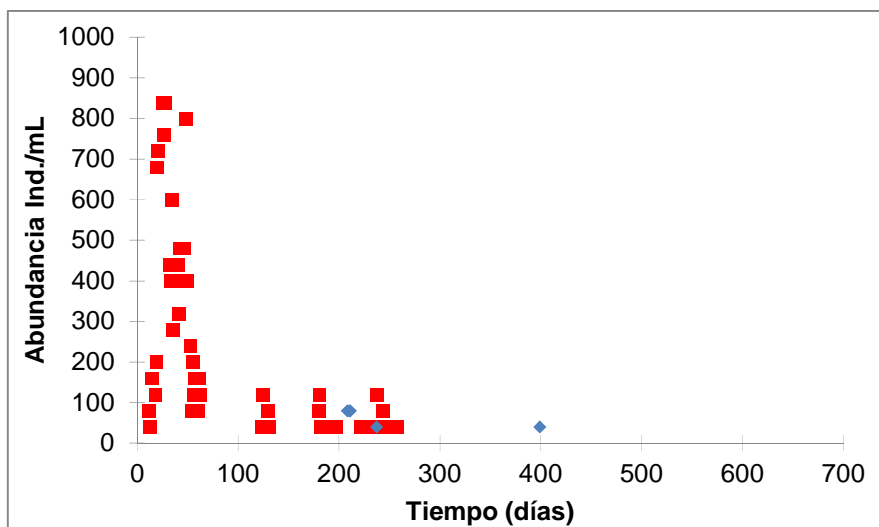


Figura 4.137. Evolución de *Tokophrya* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La figura 4.137, muestra la evolución de la abundancia de *Tokophrya* sp en los sistemas ensayados, presentando un comportamiento similar en los sistemas MBR cuando las condiciones operacionales eran normales, el máximo recuento obtenido en el sistema MBR-UF se debe a la presencia de este suctor junto con *Trichophrya astaci* y *Podophrya* sp, los cuales presentaron una gran tolerancia a las bajas temperaturas y al bajo oxígeno del fango flotado utilizado como inóculo, una vez puesto en marcha el sistema MBR-UF la abundancia de *Tokophrya* sp registro un descenso vertiginoso, inclusive desapareciendo en ambos sistemas a partir del recuento 400 aproximadamente, lo cual no ocurrió con las especies *Trichophrya astaci* y *Podophrya* sp ya que se presentaron durante la fase experimental.

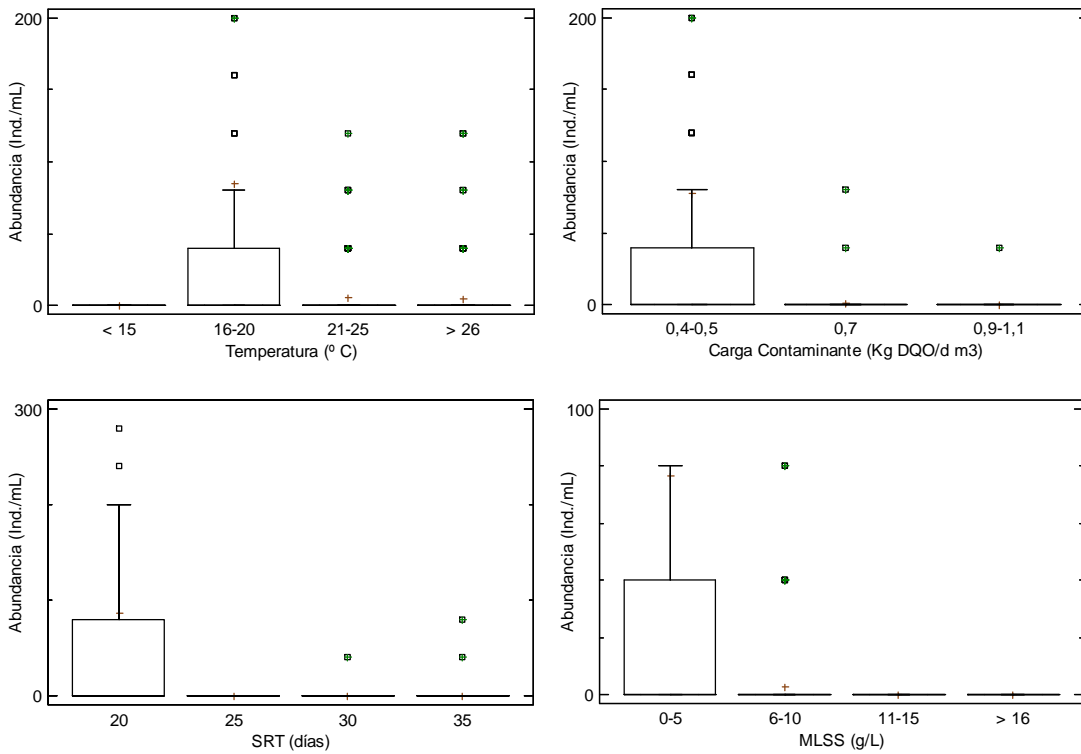


Figura 4.138. Abundancia de *Tokophrya* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Fig. 4.138, muestra como la abundancia de *Tokophrya* sp se ve favorecida por el rango de temperatura entre 15-20 $^{\circ}$ C, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 15-20 $^{\circ}$ C siendo mayor que la abundancia de los rangos <math>< 15</math>, 20-25 y > 25 $^{\circ}$ C ($p < 0.002$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.282).

Tabla 4.282. Test LSD entre rangos de temperatura y *Tokophrya* sp.

Temperatura $^{\circ}$ C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
<math>< 15</math>	18	0	0	x
>25	124	4,83871	19,4846	x
20-25	146	5,75342	18,785	x
15-20	131	84,2748	192,745	x

Con respecto a la carga contaminante, se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *Tokophrya* sp del rango 0,4-0,5 Kg DQO/d m 3 siendo mayor que la

abundancia de los rangos de mayor carga contaminante 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.283).

Tabla 4.283. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Tokophrya* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,9-1,1	170	0,23529	3,06786	x
0,7	90	1,33333	9,38562	x
0,4-05	167	77,3653	177,269	x

Tabla 4.284. Test LSD entre rangos de SRT y *Tokophrya* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	x
30	88	0,454545	4,26401	x
35	172	0,697674	6,80397	x
20	149	86,7114	185,554	x

Al igual que *T. astaci* la abundancia de *Tokophrya* sp es significativamente mayor en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.002$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.284), aunque la abundancia tiende a aumentar a medida que aumenta el SRT por encima de 25 días. Mostrando una tendencia de desarrollarse a bajos valores de carga contaminante 0,4-0,5 Kg DQO/d m³ (Fig. 4.138).

Al igual que *T. astaci* la abundancia de *Tokophrya* sp se ve favorecida a valores bajos de MLSS encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.285). Destacar la ausencia de este sector en los rangos 11-15 y > 16 g/L.

Tabla 4.285. Test LSD entre rangos de MLSS y *Tokophrya* sp.

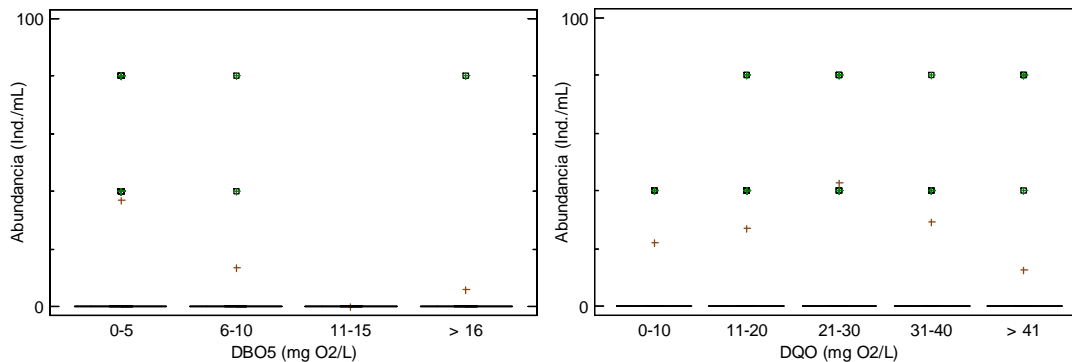
MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	32	0	0	X
11-15	48	0	0	X
6-10	175	2,74286	13,9547	X
0-5	165	76,3636	178,548	X

Los coeficientes de correlación de Pearson para *Tokophrya* sp (Tabla. 4.286), mostraron las mismas correlaciones negativas y significativas que el grupo de suctores y *T. astaci*, lo cual indica que esta especie de suctor también es sensible al incremento en las variables ambientales y operacionales.

Tabla 4.286. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Tokophrya* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Tokophrya</i> sp	-0,218**	-0,296**	-0,325**	-0,373**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

**Figura 4.139.** Abundancia de *Tokophrya* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La abundancia de *Tokophrya* sp tiende a disminuir a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente (Fig. 4.139), mostrando una relación positiva entre la abundancia y el aumento de la DBO₅, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.274$) (Tabla. 4.287).

Tabla 4.287. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Tokophrya* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	0	0	x
> 16	14	5,71429	21,3809	x
6-10	33	13,3333	57,1548	x
0-5	369	36,9648	125,176	x

Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron en sistemas CASP una abundancia de 14 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta y de 9 ind./mL cuando la calidad del efluente fue baja, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,523$). Salvadó *et al.*, (1995), encontraron como la abundancia de *Tokophrya ciclopum* presento su mayor registro de abundancia 67 ind./mL en el rango 4-6 mg O₂/L decreciendo a partir de este rango hasta 2 ind./mL en el rango 16-26 mg O₂/L, desapareciendo a partir de este rango. La abundancia en los sistemas MBR ensayados fue similar comparada con los sistemas CASP analizados.

En relación con la DQO (Fig. 4.139), aparece en todos los rangos de DQO analizados y se desarrolló mejor en el rango entre 21-30 mg O₂/L. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DQO del efluente en los rangos estudiados ($p < 0.263$) (Tabla. 4.288).

Tabla 4.288. Test LSD entre rangos de DQO y *Tokophrya* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 41	22	12,7273	28,6492	x
0-10	54	22,2222	111,434	x
11-20	119	26,8908	112,308	x
31-40	75	29,3333	107,519	x
21-30	125	42,88	135,187	x

Al igual que el grupo de suctores y las especies *Trichophrya astaci*, *Tokophrya sp* presento la misma tendencia a aumentar su abundancia en valores bajos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO.

Tabla 4.289. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Tokophrya sp*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Tokophrya sp</i>	-0,070	0,010

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP correlación negativa (-0,435) entre la abundancia de *Tokophrya sp* y la calidad del efluente en DBO₅. Drzewicki y Kulikowska, (2011), no encontraron en sistemas CASP diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,523$) y correlaciones entre la abundancia y la calidad del efluente. En CASP no presenta valores asociados con la calidad del efluente (Rodríguez *et al.*, 2008).

4.4.1.6.3. *Metacineteta sp*

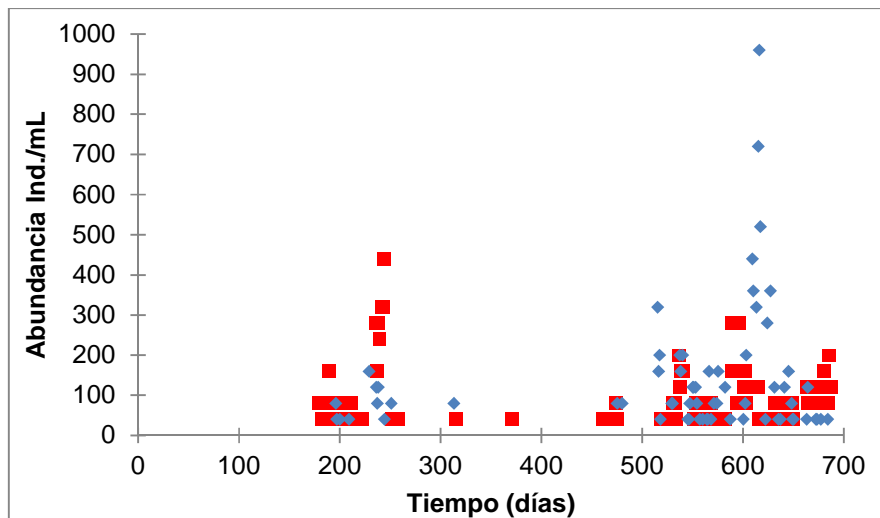


Figura 4.140. Evolución de *Metacineteta sp* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Metacineta cuspidata (Stokes, 1885) y *Metacineta mystacina* (Ehrenberg, 1831) Su frecuencia de aparición fue de un 35 % para los dos sistemas analizados (Tabla 4.16.).

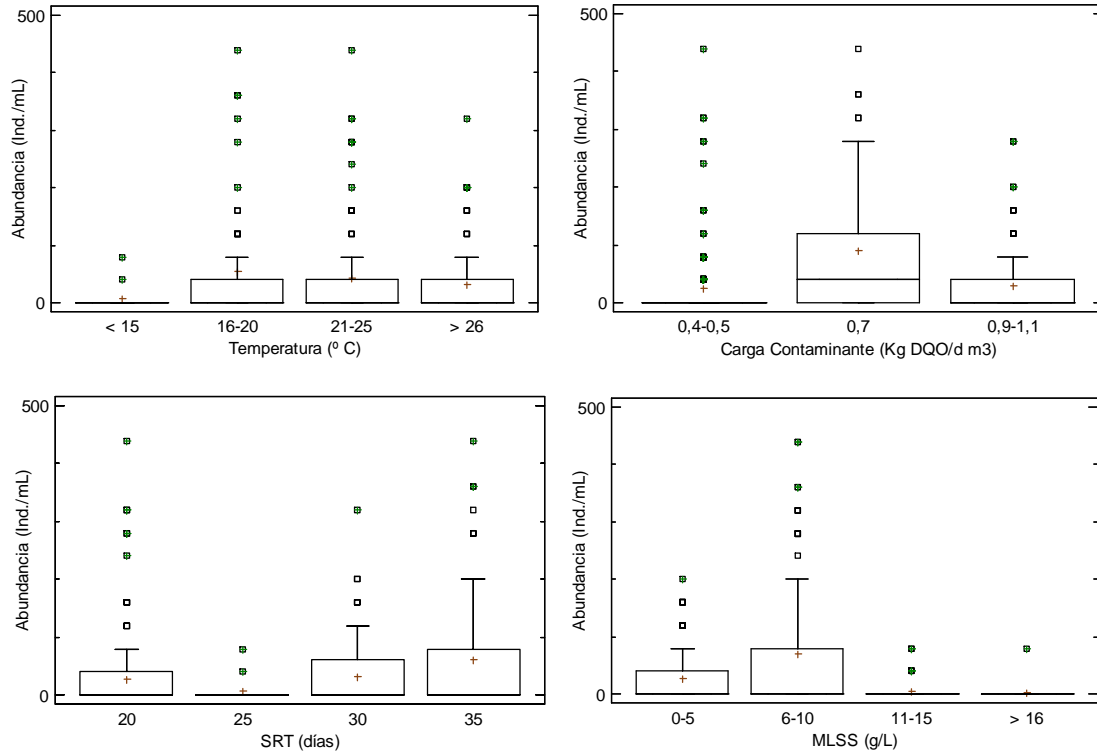


Figura 4.141. Abundancia de *Metacineta* sp vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

La Figura 4.140, muestra la evolución de *Metacineta* sp en los sistemas MBR ensayados, registrando un comportamiento similar en ambos sistemas MBR, los recuentos máximos se obtuvieron en los sistemas MBR en períodos en los cuales la carga contaminante fue media y alta 0,7 y 0,9 Kg DQO/d m³, SRT de 35 días, HRT de 35 días, MLSS entre 6-8-12 mg/L y temperaturas superiores a 15 °C y la calidad del efluente fue alta y constante durante estos episodios de aumento de la densidad de esta especie de suctor.

La Fig. 4.141, muestra como la abundancia de *Metacineta* sp muestra una tendencia a disminuir su abundancia a temperaturas altas, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango < 15 °C siendo menor que la abundancia del rango 15-20 °C ($p < 0.048$) (Tabla. 4.290).

Tabla 4.290. Test LSD entre rangos de temperatura y *Metacineteta* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	6,66667	20,5798	X
> 25	124	31,6129	57,543	XX
20-25	146	43,5616	79,5742	XX
15-20	131	53,1298	132,242	X

Tabla 4.291. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Metacineteta* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	25,1497	65,4903	X
0,9-1,1	170	30,3529	54,2719	X
0,7	90	90,6667	156,455	X

Con respecto a la carga contaminante se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *Metacineteta* sp del rango 0,7 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.291). Este suctor presenta una gran versatilidad para desarrollarse en varios rangos de temperatura y carga contaminante.

Tabla 4.292. Test LSD entre rangos de SRT y *Metacineteta* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	6,66667	20,5798	X
20	149	27,3826	68,6688	X
30	88	32,7273	58,6579	X
35	172	60,6977	122,008	X

Al igual que *Acineteta* sp, la abundancia de *Metacineteta* sp se ve favorecida por un SRT de 35 días, siendo significativamente mayor que la abundancia de los SRT 20, 25 y 30 días ($p < 0.001$; $p < 0.018$ y $p < 0.020$ respectivamente) (Tabla. 4.292). La carga contaminante durante este SRT de 35 días oscilaba entre 0,9-1.1 Kg DQO/d m³.

Con relación a la concentración de MLSS y la abundancia de *Metacineteta* sp, se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.293).

Tabla 4.293. Test LSD entre rangos de MLSS y *Metacineta* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>16	32	2,5	14,1421	X
11-15	48	5,83333	18,4314	X
0-5	165	28,1212	45,0959	X
6-10	175	70,6286	131,6	X

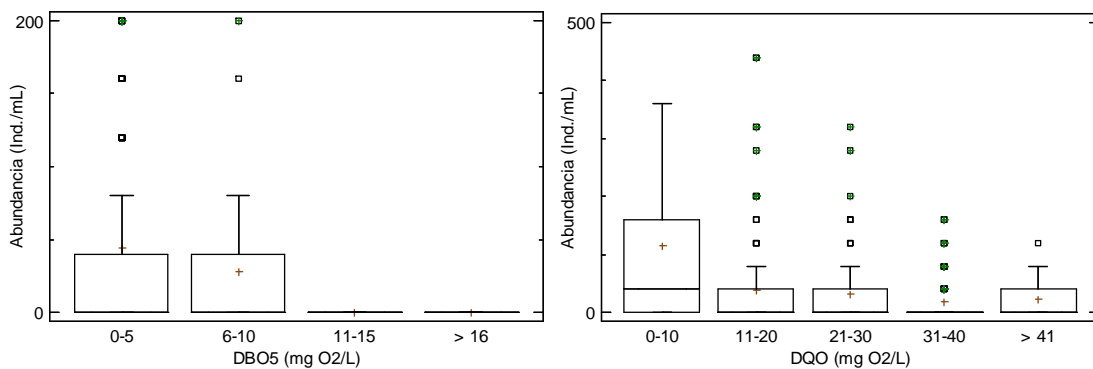
Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Metacineta* sp esta correlacionada positiva y significativamente con el SRT pero negativa y significativamente con la concentración de MLSS (Tabla. 4.294), estos resultados son contradictorios ya que el SRT está estrechamente relacionado con la concentración de MLSS. Esta especie se comportó de manera diferente al grupo de suctores.

Tabla 4.294. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Metacineta* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Metacineta</i> sp	-0,044	0,031	0,155**	-0,116*

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP es asociado a altos SRT, aireación prolongada y buenos rendimientos en la depuración (Rodríguez *et al.*, 2008), situaciones que coinciden con las presentadas en los sistemas MBR ensayados.

**Figura 4.142.** Abundancia de *Metacineta* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Metacineta sp (Fig. 4.142) solo aparece en los rangos bajos de DBO₅ 0-5 y 6-10 mg O₂/L al igual que *Acineta* sp, sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos de DBO₅ ($p < 0.183$) (Tabla. 4.295).

Tabla 4.295. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Metacineta* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	0	0	x
11-15	5	0	0	x
6-10	33	27,8788	27,8788	x
0-5	369	44,5528	98,1396	x

Con relación a la DQO, la abundancia se ve afectada negativamente a medida que aumenta la DQO del efluente (Fig. 4.142), presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-10 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia de los rangos 11-20, 21-30, 31-40 y > 41 mg O₂/L ($p < 0.000$; $p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.296).

Tabla 4.296. Test LSD entre rangos de DQO y *Metacineta* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	19,2	39,6525	x
> 41	22	21,8182	36,4674	x
21-30	125	30,72	55,9115	x
11-21	119	38,3193	84,0331	x
0-10	54	114,074	187,843	x

Tabla 4.297. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Metacineta* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Metacineta</i> sp	-0,106*	-0,244**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia y la calidad del efluente, mostraron relación positiva entre la abundancia de *Metacineta* sp y la calidad del efluente

en parámetros de DBO_5 y DQO (Tabla. 4.297), siendo negativos y significativos para ambos parámetros ensayados en los sistemas MBR, indicando que su abundancia decrece cuando aumentaba el contenido de materia orgánica en el efluente, sugiriendo a este suctor como buen indicador de la calidad del efluente tratado.

En CASP se asocia a buena calidad (Rodríguez *et al.*, 2008). Por lo tanto, se sugiere asignar un valor indicador de calidad del efluente tratado a *Metacinet* sp, debido a su relación positiva entre la abundancia y la calidad del efluente en relación a los parámetros de DBO_5 y DQO ensayados en los sistemas MBR.

4.4.1.6.4. *Podophrya* sp

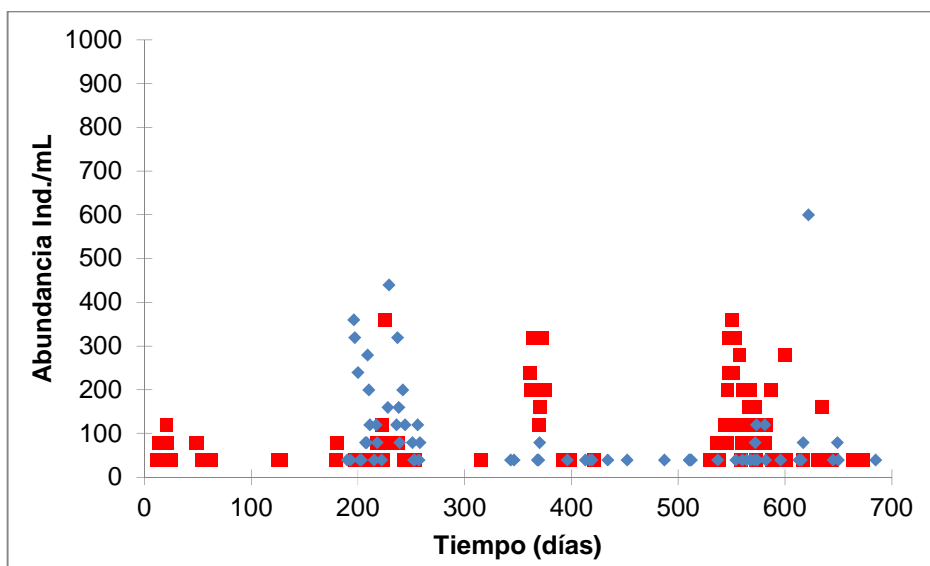


Figura 4.143. Evolución de *Podophrya* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Podophrya sp, (Ehrenberg, 1834), su frecuencia de aparición fue de un 39 % para el sistema MBR-UF y de un 32 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16.). Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 5 % en dos sistemas CASP, siendo bajo comparado con los sistemas MBR analizados.

La Figura 4.143, muestra la evolución de *Podophrya* sp en los sistemas MBR, indicando un comportamiento similar en ambos sistemas, el mayor registro alcanzado fue de 600 ind./mL en el sistema MBR-MF durante un período en el cual la carga contaminante fue media de 0,7 y Kg DQO/d m³, SRT de 35 días, HRT de 35 días, MLSS entre 6-8-12 mg/L y temperaturas superiores a 15 °C y la calidad del efluente fue alta y constante. En CASP se asocia a altos SRT y baja calidad del efluente tratado (Rodríguez *et al.*, 2008), en los sistemas MBR se cumple con un alto SRT, pero la calidad del efluente es de alta calidad.

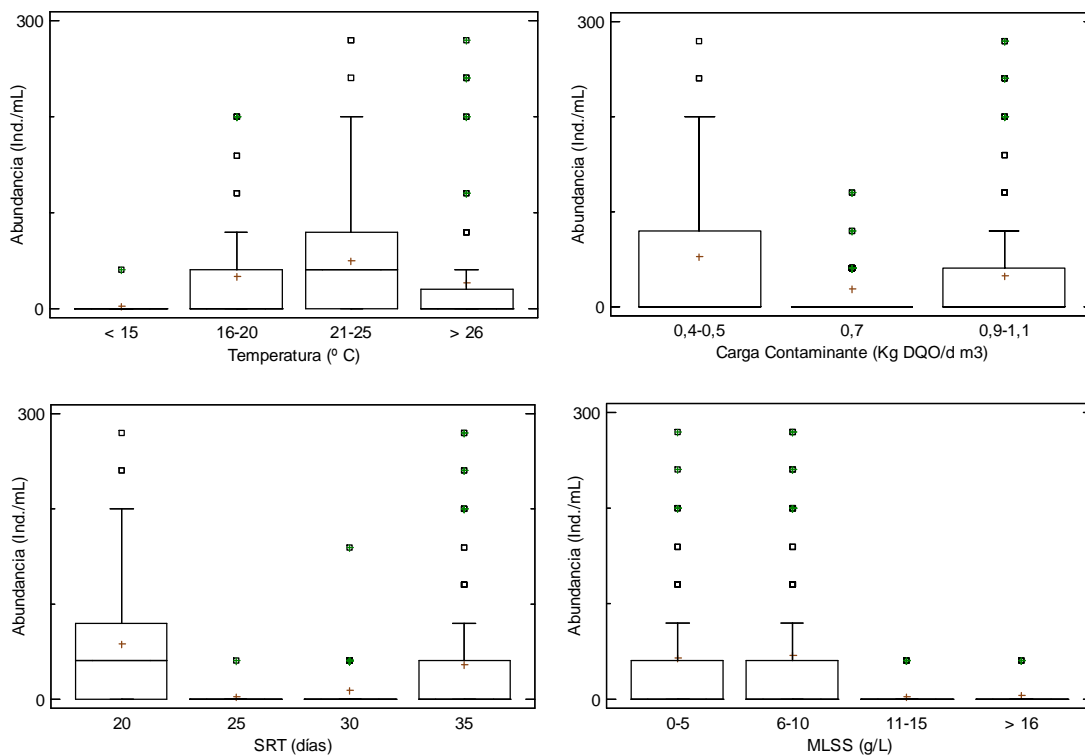


Figura 4.144. Abundancia de *Podophrya* sp vs rangos de temperatura y carga contaminante en MBR.

La Fig. 4.144, muestra como la abundancia de *Podophrya* sp no se ve relacionada con la temperatura al desarrollarse en todos los rangos, se encontraron diferencias significativas entre la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 y > 25 °C ($p < 0.010$ y $p < 0.013$ respectivamente) (Tabla. .4.298). Investigadores han encontrado enquistamiento de *Podophrya* sp cuando desciende la densidad de sus presas y en cultivo a temperaturas bajas (Lynn, 2010).

Tabla 4.298. Test LSD entre rangos de temperatura y *Podophrya* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	2,22222	9,42809	x
>25	124	27,7419	69,7829	x
15-20	131	34,1985	76,5602	xx
20-25	146	50,411	79,5927	x

Con respecto a la carga contaminante presenta una tendencia a desarrollarse en todos los rangos de carga contaminante estudiados (Fig. 4.144), presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,4-05 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos de mayor carga contaminante 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.001$ y $p < 0.014$ respectivamente) (Tabla. 4.299).

Tabla 4.299. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Podophrya* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
0,7	90	18,6667	66,8253	x
0,9-1,1	170	32,4706	69,7571	x
0,4-0,5	167	52,6946	85,0332	x

Tabla 4.300. Test LSD entre rangos de SRT y *Podophrya* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	2,22222	9,42809	xx
30	88	9,54545	22,6877	x
35	172	36,9767	81,7366	x
20	149	58,7919	88,0488	x

Al igual que *T. astaci*, la abundancia de *Podophrya* sp es significativamente mayor en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.002$; $p < 0.000$ y $p < 0.009$ respectivamente) (Tabla. 4.300), aunque la abundancia tiende a aumentar a medida que aumenta el SRT por encima de 25 días (Fig. 4.144).

En relación a la concentración de MLSS se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,001$ y $p < 0,006$ respectivamente) y entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p <$

0,000 y $p < 0,003$ respectivamente) (Tabla. 4.301). Indicando que se desarrolla mejor a valores bajos de MLSS, aunque es capaz de soportar valores elevados de MLSS.

Tabla 4.301. Test LSD entre rangos de MLSS y *Podophrya* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	48	3,33333	11,1724	x
> 16	32	3,75	11,8458	x
0-5	165	43,1515	79,2634	x
6-10	175	46,1714	85,4916	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de *Podophrya* sp presento correlaciones negativas y significativas con las variables como la carga contaminante, SRT y MLSS (Tabla. 4.302), lo cual indica que esta especie de suctor se comporta de manera similar al grupo de suctores, *T. astaci* y *Tokophrya* sp reduciendo su abundancia cuando aumentaban estas variables.

Tabla 4.302. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Podophrya* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Podophrya</i> sp	0,016	-0,120*	-0,135**	-0,210**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

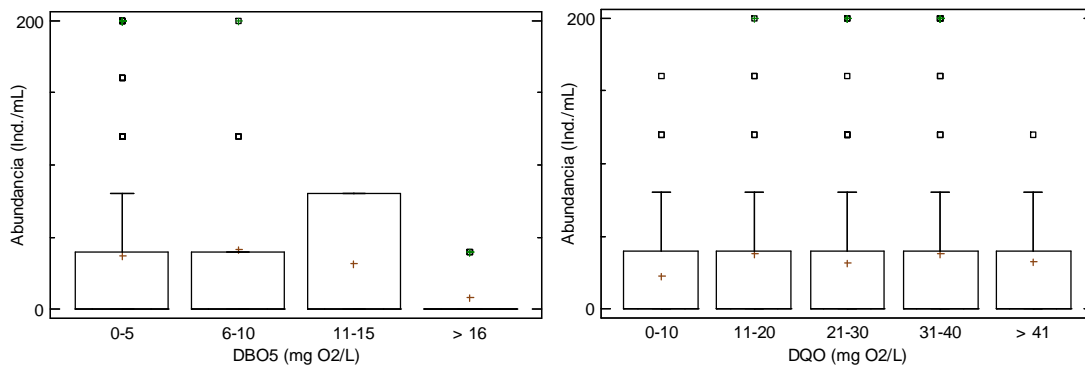


Figura 4.145. Abundancia de *Podophrya* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La abundancia de *Podophrya* sp muestra una relación negativa frente a la reducción de DBO₅ y DQO del efluente, la abundancia no se vio afectada negativamente a medida que aumentaba la DBO₅ y DQO del efluente (Fig. 4.145), apareciendo en todos los rangos de DBO₅ y DQO ensayados, sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia de este suctor ($p < 0.172$ y $p < 186$ respectivamente) (Tabla. 4.303 y 4.304) y los parámetros de calidad del efluente ensayados.

Tabla 4.303. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Podophrya* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>15	14	8,57143	17,0326	x
11-15	5	32,0	43,8178	x
0-5	369	36,9648	75,2351	x
6-10	33	41,2121	86,3046	x

Tabla 4.304. Test LSD entre rangos de DQO y *Podophrya* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-10	54	22,2222	35,3242	x
21-30	125	31,36	61,5046	x
> 41	22	32,7273	57,4192	x
11-20	119	37,6471	95,7814	x
31-40	75	37,8667	61,2989	x

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP que este suctor estaba presente en la mayoría de los rangos de DBO₅ ensayados, encontrando la mayor abundancia de 84 ind./mL en el rango de DBO₅ entre 26-42 mg O₂/L y desapareciendo en el rango 67-107 mg O₂/L.

Tabla 4.305. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Podophrya* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Podophrya</i> sp	-0,054	0,033

Los coeficientes de correlación de Pearson, siendo negativo entre la abundancia y la DBO₅ y positivo para la DQO, siendo bajos y no significativos (Tabla. 4.305), sin presentar ningún tipo de correlación entre la abundancia y la calidad del efluente. *Podophrya* sp, puede ser indicador de baja calidad del efluente tratado debido a su versatilidad de desarrollarse en todos los rangos de DBO₅ y DQO ensayados en los sistemas MBR.

4.4.1.6.5. *Acineta* sp

Acineta sp (Ehrenberg, 1834) (Fig. 4.146), su frecuencia de aparición fue de un 19 % para el sistema MBR-UF y de un 11 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.16). Al-Shahwani y Horan, (1991), encontraron una frecuencia de aparición del 5 % en dos sistemas CASP.

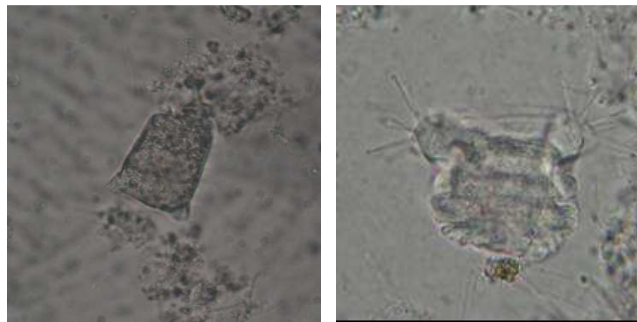


Figura 4.146. *Acineta* sp.

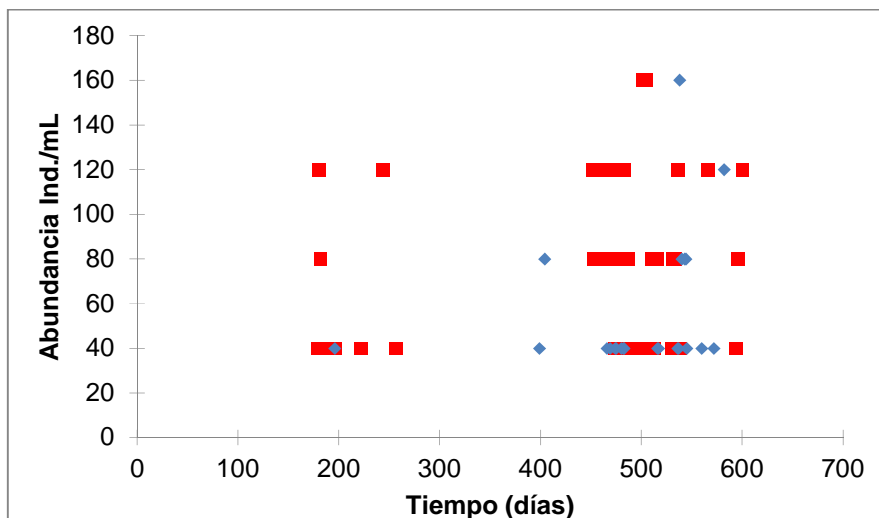


Figura 4.147. Evolución de *Acineta* sp en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Figura 4.147, muestra la evolución de *Acineta* sp la cual presento una baja frecuencia y baja abundancia en los sistemas MBR ensayados, debido a esto no se asigna un valor indicador real debido a la escasez de datos y su ocasional frecuencia de aparición. Esta especie no está presente en el fango flotado, indicando que no tolera niveles bajos de oxígeno, en los sistemas MBR presento una gran versatilidad al crecer en baja media y alta carga contaminante, SRT entre 20-35 días, HRT entre 35-40 horas, alta concentración de MLSS entre 10-16 mg/L y baja concentración de MLSS entre 2-7 mg/L y temperaturas superiores a 20 °C.

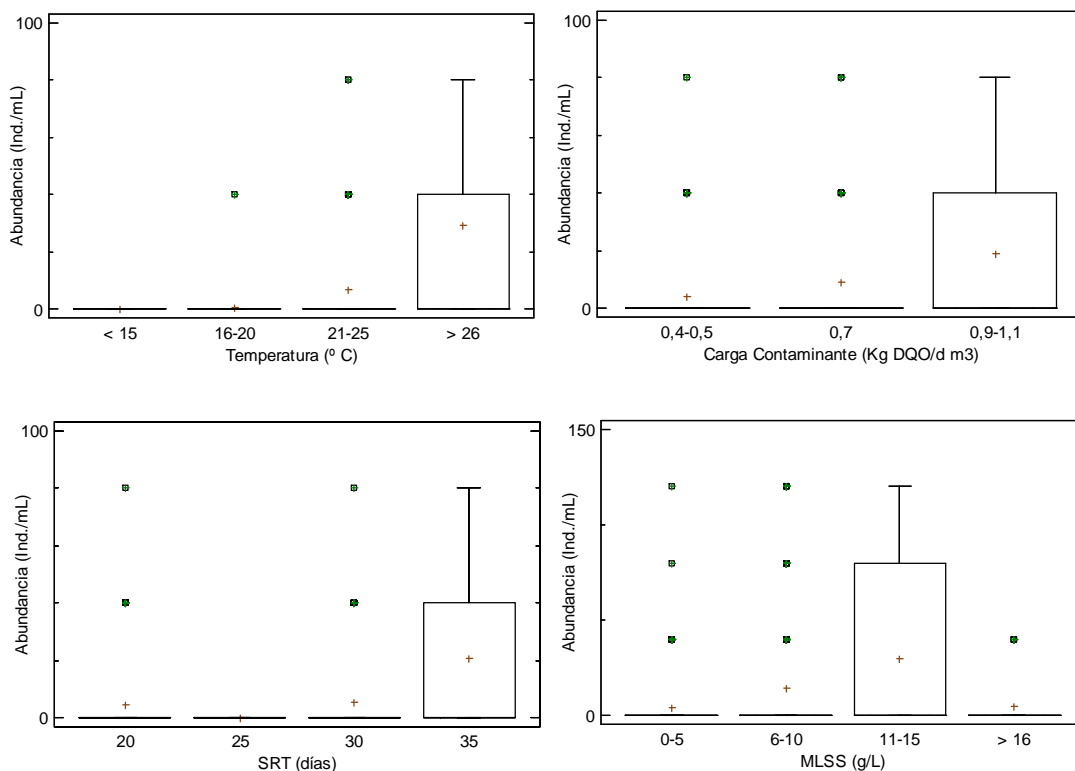


Figura 4.148. Abundancia de *Acineta* sp vs rangos de temperatura y carga contaminante en MBR.

La Fig. 4.148, muestra como la abundancia de *Acineta* sp presenta una conducta contraria a *T. astaci*, la abundancia de *Acineta* sp se ve favorecida por el incremento de la temperatura del fango activo y el incremento de la carga contaminante en el influente. Encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango de temperatura > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de menor temperatura < 15, 15-20, 20-25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.307).

Tabla 4.306. Test LSD entre rangos de temperatura y *Acineta* sp.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	0	0	XX
15-20	131	0,305344	3,49482	X
20-25	146	6,84932	23,186	X
> 25	124	29,3548	42,0944	X

Con respecto a la carga contaminante se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos de menor carga contaminante 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.006$ respectivamente) (Tabla. 4.307). Puede ser un candidato a bioindicador de alta carga contaminante.

Tabla 4.307. Test LSD entre rangos de carga contaminante y *Acineta* sp.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	4,07186	16,7963	X
0,7	90	8,88889	26,6667	X
0,9-1,1	170	19,0588	36,9751	X

Tabla 4.308. Test LSD entre rangos de SRT y *Acineta* sp.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	0	0	X
20	149	4,56376	17,7247	X
30	88	5,45455	15,079	X
35	172	20,6977	39,5232	X

Al contrario que *T. astaci*, la abundancia de *Acineta* sp se ve favorecida por un SRT de 35 días, siendo significativamente mayor que la abundancia de los SRT 20, 25 y 30 días ($p < 0.000$; $p < 0.003$ y $p < 0.000$ respectivamente), (Tabla. 4.308). La carga contaminante durante este SRT de 35 días oscilaba entre 0,9-1.1 Kg DQO/d m³.

La abundancia de *Acineta* sp mostro un comportamiento contrario al de la mayoría de las especies de suctores, desarrollándose mejor a valores altos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 11-15 g/L siendo

superior que la abundancia de los rangos 0-5, 6-10 y > 16 g/L ($p < 0,001$; $p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.309).

Tabla 4.309. Test LSD entre rangos de MLSS y *Acineta* sp.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	3,87879	14,799	x
> 16	32	5,0	13,4404	xx
6-10	175	13,9429	34,003	x
11-15	48	30,0	43,2705	x

Los coeficientes de correlación de Pearson para *Acineta* sp muestran como la abundancia esta correlacionada positiva y significativamente con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.310), lo cual indica que un aumento en estas variables trae consigo un incremento en la abundancia de *Acineta* sp. Destacar que este suctor presento un comportamiento opuesto al del grupo de suctores, *Trichophrya astaci*, *Tokophrya* sp y en menor medida con *Podophrya* sp.

Tabla 4.310. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de *Acineta* sp.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Acineta</i> sp	0,379**	0,228**	0,233**	0,194**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP es asociado al desarrollo de ciliados holótricos e hipótricos, aireación prolongada, altos SRT y buena calidad del agua tratada (Rodríguez *et al.*, 2008). En MBR se cumplen las características de altos SRT, buena aireación, presencia de ciliados hipótricos y buena calidad del efluente tratado.

Acineta sp presente en los rangos bajos de DBO₅ (0-5 y 6-10 mg O₂/L) y ausente en los rangos de alta DBO₅ (11-15 y > 16 mg O₂/L) (Fig. 4.149), sin presentar diferencias

estadísticamente significativas ($p < 0.128$) entre la abundancia de *Acineta* sp con relación a la DBO₅ (Tabla. 4.311).

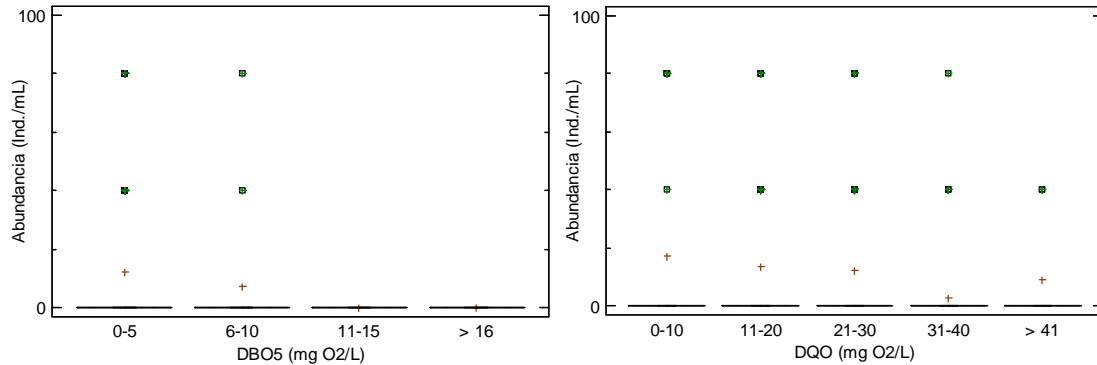


Figura 4.149. Abundancia de *Acineta* sp vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.311. Test LSD entre rangos de DBO₅ y *Acineta* sp.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	0	0	X
11-15	5	0	0	X
6-10	33	7,27273	25,4058	X
0-5	369	12,1409	30,217	X

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron como la abundancia de *Acineta tuberosa* descendía de 13 ind./mL en el rango 0-4 mg O₂/L hasta 1 ind./mL en el rango 10-16 mg O₂/L, desapareciendo a partir de este rango, algo similar ocurrió en los sistemas MBR al desaparecer a partir del rango 11-15 mg O₂/L de DBO₅.

Con respecto a la DQO Fig. (4.149), *Acineta* sp aparece en todos los rangos de DQO analizados y presenta diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 31-40 mg O₂/L siendo menor que la abundancia de los rangos 0-10, 11-20 y 21-30 mg O₂/L ($p < 0.005$; $p < 0.012$ y $p < 0.025$ respectivamente) (Tabla. 4.312). Sin presentar una relación clara entre esta especie de suctor y la calidad del efluente en cuanto a DQO.

Test LSD entre rangos de DQO y *Acineta* sp.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	2,66667	12,006	X
> 41	22	9,09091	27,4138	XX
21-30	125	12,16	30,1497	X
11-21	119	13,4454	28,1773	X
0-10	54	17,037	41,556	X

Al igual que el grupo de suctores y la especie *Trichophrya astaci*, *Acineta* sp presentó la misma tendencia a aumentar su abundancia en valores bajos de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO.

Los coeficientes de correlación de Pearson entre la abundancia de *Acineta* sp y los parámetros de calidad del efluente mostraron la misma tendencia (Tabla. 4.313), siendo negativo y significativo entre la abundancia y la DQO del efluente y negativo pero no significativo para la DBO₅ del efluente, indicando que su abundancia disminuye cuando aumentaba la concentración de materia orgánica en el efluente, siendo significativo para la DQO. Salvadó *et al.*, (1995), en sistemas CASP no encontraron correlación entre la abundancia de *Acineta* sp y la calidad del efluente en el parámetro de DBO₅.

Tabla 4.312. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y *Acineta* sp.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Acineta</i> sp	-0,093	-0,130**

** La correlación es significativa a nivel 0,001

En CASP no presenta valores asociados con la calidad del efluente (Rodríguez *et al.*, 2008). En los sistemas MBR esta especie de suctor presentó relación positiva con respecto a la DQO de efluente, ya que su abundancia se veía perjudicada cuando aumentaba la DQO en el efluente tratado, para la DBO₅ la correlación también fue negativa pero no significativa.

En general el grupo de suctores y las especies que lo componen, se caracterizaron por presentar correlaciones negativas y significativas con las variables ambientales y operacionales, salvo la especie *Acineta* sp la cual mostro un comportamiento opuesto al resto de especies (Tabla. 4.314). Lo cual indica que este grupo de suctores puede ser indicador de condiciones de baja o alta carga, bajos o altos SRT y bajas o altas concentraciones de MLSS.

Tabla 4.313. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de especies de suctores.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Acineta</i> sp	0,379**	0,228**	0,233**	0,194**
<i>Metacineta</i> sp	-0,044	0,031	0,155**	-0,116*
<i>Podophrya</i> sp	0,016	-0,120*	-0,135**	-0,210**
<i>Trichophrya astaci</i>	-0,271**	-0,487**	-0,513**	-0,538**
<i>Tokophrya</i> sp	-0,218**	-0,296**	-0,325**	-0,373**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En cuanto a la calidad del efluente, el grupo de suctores y los géneros encontrados en el fango activo de los sistemas MBR mostraron cierta tendencia a disminuir su abundancia cuando incrementaba el contenido de materia orgánica en el efluente tanto para DBO₅ como para DQO (Tabla. 4.315).

Destacar que el grupo de suctores y los géneros de *Metacineta* sp y *Trichophrya astaci* mostraron relación positiva entre la abundancia y la DBO₅, indicando como su abundancia decrece significativamente a medida que aumentaba la DBO₅ en el efluente. Con relación a la DQO, destacar los géneros de *Acineta* sp y *Metacineta* sp presentaron un descenso significativo en su abundancia cuando aumentaba la DQO del efluente, presentando una relación positiva entre la abundancia y el parámetro de calidad del efluente en DQO. Sugiriendo un papel indicador de buena calidad del efluente tratado en sistemas MBR para el grupo de suctores y algunos géneros, especialmente *Metacineta* sp el cual mostró una

relación positiva y significativa entre su abundancia y los parámetros de calidad del efluente ensayados DBO₅ y DQO.

Tabla 4.314. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y las especies de suctores.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Suctores	-0,145**	-0,086
<i>Acineta sp</i>	-0,093	-0,130**
<i>Metacineta sp</i>	-0,106*	-0,244**
<i>Podophrya sp</i>	-0,054	0,033
<i>Trichophrya astaci</i>	-0,110*	-0,005
<i>Tokophrya sp</i>	-0,070	0,010

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

4.4.1.7. Metazoos

4.4.1.7.1. Rotíferos



Figura 4.150. *Rotaria rotatoria*.

Solo se encontró una especie de rotíferos en el fango activo de los sistemas MBR ensayados, concretamente *Rotaria sp* (Fig. 4.150). *Rotaria rotatoria* presentó una

frecuencia de aparición de un 62 % para el sistema MBR-UF y de un 80 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.17.). En CASP investigadores han encontrado porcentajes más bajos a los presentados en los sistemas MBR, alrededor de un 35-42 % (Poole, 1984).

Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas encontraron una frecuencia de aparición del 54 %, concretamente rotíferos de la familia Philodinidae.

La evolución de la abundancia de *Rotaria rotatoria* en los sistemas MBR mostró una tendencia superior en el sistema MBR-MF comparado con el sistema MBR-UF (Fig. 4.151) durante el período experimental.

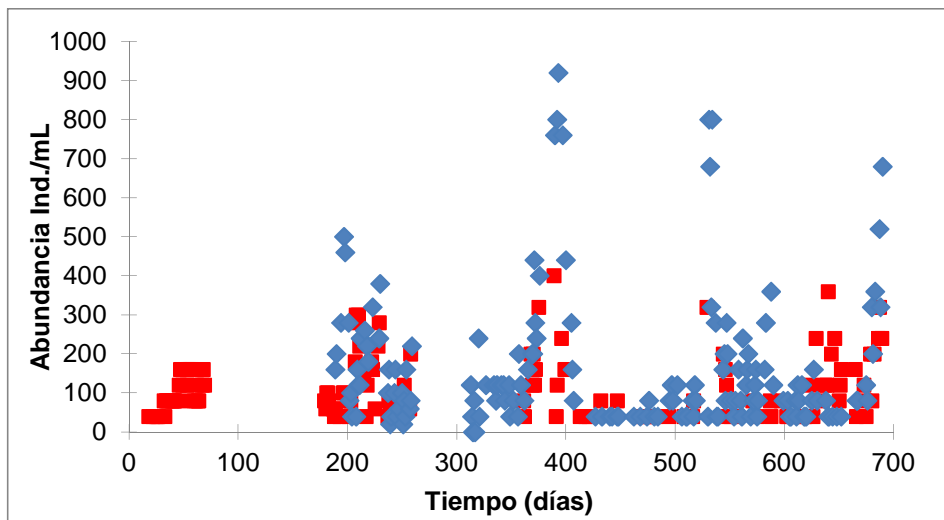


Figura 4.151. Evolución de *Rotaria rotatoria* en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Registrando cuatro episodios de recuentos máximos en los períodos en los cuales la carga contaminante fue media-alta 0,7 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³, SRT entre 30-35 días, HRT entre 32-35 horas, valores altos de SS, DQO y DBO₅ en el influente, presentando un comportamiento similar en los sistemas ensayados, aunque el sistema MBR-MF presentó una mayor abundancia. El sistema MBR-UF no superó nunca los 480 ind./mL; en cambio el sistema MBR-MF registró un máximo de 920 ind./mL. *Rotaria rotatoria* se desarrolló en todos los rangos de temperatura y en todos los rangos de carga contaminante (Fig. 4.152).

La abundancia de *Rotaria rotatoria* presenta diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 y > 25 °C ($p < 0.026$ y $p < 0.002$ respectivamente); entre la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos > 25 °C ($p < 0.012$) (Tabla. 4.316).

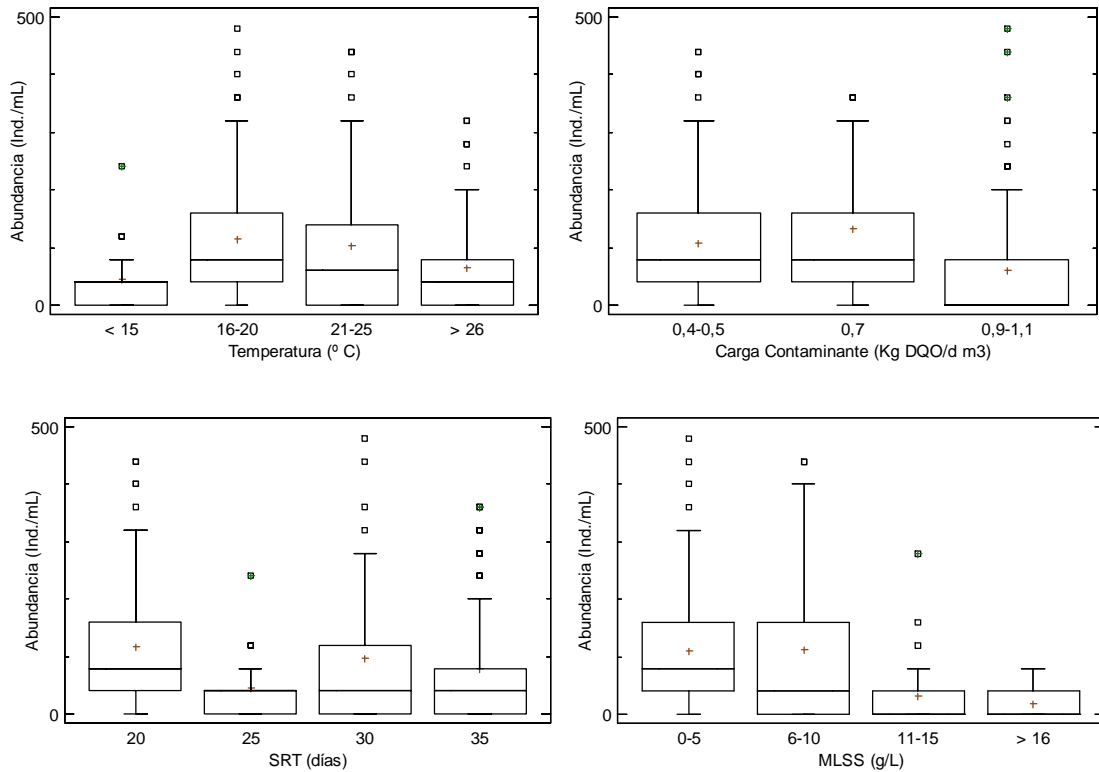


Figura 4.152. Abundancia de *Rotaria rotatoria* vs rangos de temperatura, carga contaminante, SRT y MLSS en MBR.

Tabla 4.315. Test LSD entre rangos de temperatura y rotíferos.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	44,4444	62,7059	XX
> 25	126	66,1905	128,983	X
20-25	149	104,564	137,823	XX
15-20	137	114,745	114,847	X

Tabla 4.316. Test LSD entre rangos de carga contaminante y rotíferos.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. Estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,9-1,1	170	60,7059	121,546	x
0,4-0,5	167	109,222	98,9767	x
0,7	90	132,0	166,33	x

Con relación a la carga contaminante se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango de carga contaminante 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo menor que la abundancia de los rangos de carga contaminante 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.317).

Tabla 4.317. Test LSD entre rangos de SRT y rotíferos.

<i>SRT (Días)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	44,4444	62,7059	x
35	172	80,0	137,207	x
30	88	95,9091	152,531	xx
20	149	117,047	99,8208	x

La abundancia del rotífero *Rotaria rotatoria* es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25 y 35 días ($p < 0.022$ y $p < 0.009$ respectivamente) (Tabla. 4.318).

Tabla 4.318. Test LSD entre rangos de MLSS y rotíferos.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
> 16	32	17,5	24,7569	x
11-15	48	31,6667	52,1591	x
0-5	165	109,455	97,3443	x
6-10	175	113,714	164,685	x

En relación a la concentración de MLSS se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$ y $p < 0,000$ respectivamente) y entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 11-15 y > 16 g/L ($p <$

0,000 y $p < 0,000$ respectivamente) (Tabla. 4.319). Indicando que se desarrolla mejor a valores bajos de MLSS, aunque es capaz de soportar valores elevados de MLSS.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de rotíferos esta correlacionada negativa y significativamente con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.320), lo cual indica que este rotífero se ve afectado negativamente a medida que aumentaban estas variables en los sistemas MBR. Mostrando una conducta similar a la descrita por el grupo de suctores.

Tabla 4.319. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de rotíferos.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
<i>Rotaria rotatoria</i>	-0,095*	-0,166**	-0,116*	-0,369**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP es asociado a elevados SRT y buena calidad del agua tratada, a baja densidad fangos estables, bien floculados y bien oxigenados (Rodríguez *et al.*, 2008), condiciones presentes en los sistemas MBR durante la fase experimental, apoyando su valor de buen indicador del proceso y buena calidad del efluente.

Rodríguez *et al.*, (2.008) observaron que los rotíferos están asociados a elevadas edades de fango y a una buena calidad del agua tratada, lo cual se reproduce en los sistemas MBR ensayados. Al igual que los nematodos estos organismos reciclan nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo en sus excreciones, sirven de indicadores de fangos activos estables y proceso de depuración saludable. Estos organismos se alimentan de algas, bacterias libres y filamentosas, detrito, protozoos y fitoplancton (Kocerba-Soroka, 2012; Gerardi, 2008; Rodríguez *et al.*, 2008).

Investigadores indican que estos organismos cumplen un papel determinado en el fango activo, consumiendo bacterias dispersas y filamentosas, secretando sustancias y degradando partículas de gran tamaño para que otros organismos las utilicen, conviviendo

en equilibrio en el ecosistema formado en los sistemas MBR, mejorando la estabilidad y realizando la agregación de flóculos (Kocerba-Soroka, 2012).

Autores como Chen *et al.*, (2.004) encontraron que los rotíferos ejercen una acción negativa en la reducción de la DBO₅ y DQO, no siendo así en nuestro caso ya que la reducción de DBO₅ y DQO observada fue muy alta a la vez que la presencia de estos organismos.

Recientes investigaciones en SBR a escala de laboratorio, demuestran la capacidad de los rotíferos para controlar las poblaciones de bacterias filamentosas y la influencia de la temperatura en la efectividad para la remoción de bacterias filamentosas por parte de rotíferos. Es una alternativa que promete reducir el bulking por bacterias filamentosas y la producción de fango (Fiałkowska & Pajdak-Stós, 2008; Pajdak-Stós & Fiałkowska, 2012; Fyda *et al.*, 2014).

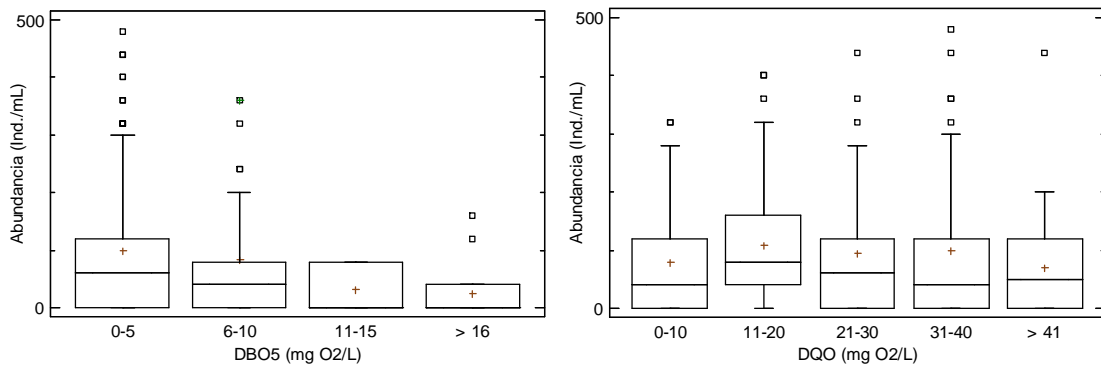


Figura 4.153. Abundancia de *Rotaria rotatoria* vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

Tabla 4.320. Test LSD entre rangos de DBO₅ y rotíferos.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
> 16	14	25,7143	51,0978	x
11-15	5	32,0	43,8178	xx
6-10	33	82,4242	97,5651	xxx
0-5	369	98,1572	129,274	x

En concreto *Rotaria rotatoria*, la abundancia de este rotífero muestra una relación positiva con relación a los rangos de DBO₅ ensayados, la abundancia se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente (Fig. 4.153), encontrando diferencias

significativas en la abundancia del rango 0-5 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia del rango > 16 mg O₂/L ($p < 0,034$) (Tabla. 4.321).

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP como la abundancia de rotíferos descendía de 110 ind./mL en el rango de menor DBO₅ (0-4 mg O₂/L) a 8 ind./mL en el rango 10-16 mg O₂/L, desapareciendo a partir de este rango. Los sistemas MBR mostraron un comportamiento similar al ir decreciendo a medida que aumentaba la DBO₅ del efluente, pero estuvo presente en el rango > 16 mg O₂/L.

Tabla 4.321. Test LSD entre rangos de DQO y rotíferos.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
>41	22	70,9091	102,302	x
0-10	54	78,1481	87,1579	x
21-30	125	95,2	133,523	x
31-40	75	98,4	144,55	x
11-20	119	108,571	136,359	x

Con respecto a la DQO, la abundancia de *Rotaria rotatoria* muestra relación negativa entre la abundancia y la DQO del efluente (Fig. 4.153), la abundancia no se ve afectada por valores elevados de DQO, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los rangos analizados ($p < 0,560$) (Tabla. 4.322).

Drzewicki y Kulikowska, (2011), encontraron una abundancia de rotíferos (Philodinidae) de 13 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta y de 20 ind./mL cuando la calidad del efluente empeoraba, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia y la calidad del efluente ($p < 0,304$) y ningún tipo de correlación.

Los coeficientes de correlación de Pearson, entre la abundancia de *Rotaria rotatoria* y la calidad del efluente, siendo negativo y significativo para la DBO₅ y negativo pero no significativo para la DQO (Tabla. 4.323), indicando como la abundancia de este rotífero disminuía cuando empeoraba la calidad del efluente.

Tabla 4.322. Coeficientes de correlación Pearson entre la calidad del efluente y *Rotaria rotatoria*.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
<i>Rotaria rotatoria</i>	-0,018*	-0,009

* La correlación es significativa a nivel 0,05.

En CASP es asociado a buena calidad del agua tratada (Rodríguez *et al.*, 2008). Corroboramos el papel indicador de buena calidad del efluente solo en el parámetro de DBO₅, no siendo así para el parámetro de DQO del efluente tratado ya que su abundancia no se vio afectada por los rangos de DQO ensayados en los sistemas MBR.

4.4.1.7.2. Nematodos

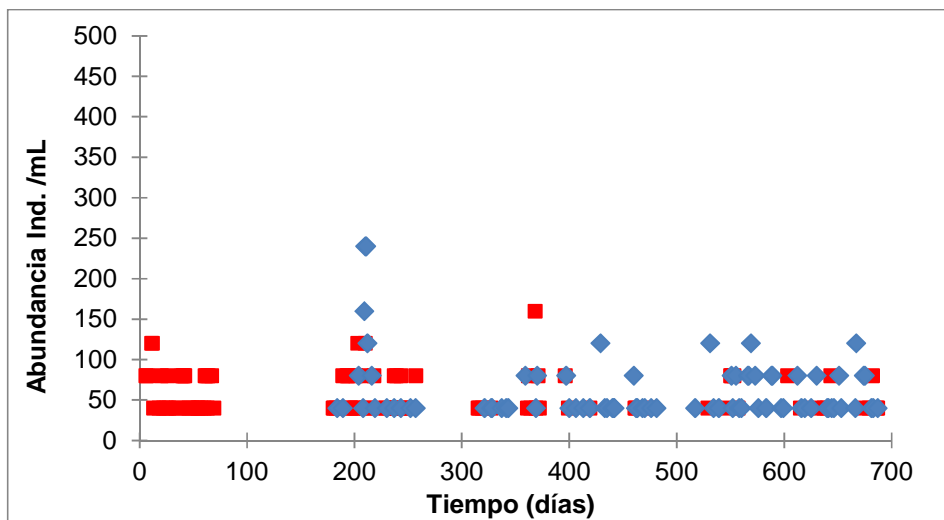


Figura 4.154. Evolución de nematodos en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

Su frecuencia de aparición fue de un 42 % para ambos sistemas MBR (Tabla 4.17), ligeramente superior al presentado en CASP el cual rondaba el 32 % (Poole, 1984). Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP con aporte de fosas sépticas

encontraron una frecuencia de aparición del 42 %. Presentes en el fango flotado usado como inóculo.

La Fig. 4.154, muestra la evolución de la abundancia de nematodos en los sistemas MBR analizados durante el período experimental, presentando un comportamiento similar en los sistemas MBR, sin detectar cambios bruscos en la abundancia de nematodos en los períodos de mayor o menor carga contaminante.

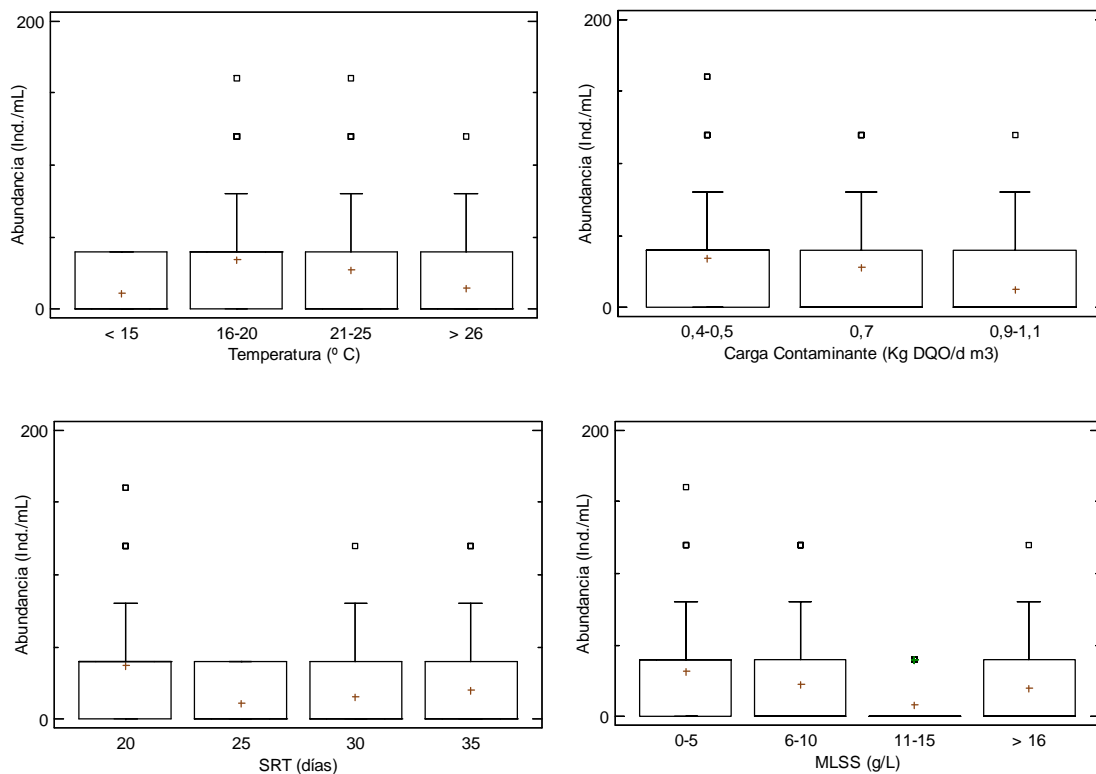


Figura 4.155. Abundancia de nematodos vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

Los nematodos son observados en CASP especialmente en etapas de estabilidad, se asocian a altos SRT pero no siempre indican elevados valores, a altas densidades indican degradación del fango activo (Rodríguez *et al.*, 2008). La presencia de nematodos desde el primer momento de arranque del sistema MBR-UF y manteniéndose constante durante la fase experimental no sufriendo grandes cambios en la abundancia en ambos sistemas, se podría asociar a la estabilidad en los sistemas MBR y los altos SRT comparados con CASP de bajos SRT y a alta calidad del agua tratada.

Tabla 4.323. Test LSD entre rangos de temperatura y nematodos.

<i>Temperatura °C</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
< 15	18	11,1111	18,4355	XX
> 25	126	14,6032	26,0968	X
20-25	149	27,1141	42,1756	XX
15-20	137	34,1606	41,5976	X

La Fig. 4.155, muestra como la abundancia de nematodos no se ve afectada por la temperatura al desarrollarse en todos los rangos estudiados, mostrando un comportamiento similar a los rotíferos en cuanto a la temperatura se encontraron las mismas diferencias significativas en la abundancia del rango 15-20 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 y > 25 °C ($p < 0.014$ y $p < 0.000$ respectivamente); y entre la abundancia del rango 20-25 °C siendo mayor que la abundancia del rango > 25 °C ($p < 0.006$), y entre la abundancia del rango > 25 °C siendo menor que la abundancia de los rangos 15-20 y 20-25 °C ($p < 0.000$ y $p < 0.006$ respectivamente) (Tabla. 4.324).

Con relación a la carga contaminante la abundancia de nematodos se ve afectada negativamente a medida que aumentaba la carga contaminante en el influente, se encontraron diferencias significativas entre la abundancia del rango 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ siendo menor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,7 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.002$ respectivamente) (Tabla. 4.325).

Tabla 4.324. Test LSD entre rangos de carga contaminante y nematodos.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,9-1,1	170	12,9412	24,0721	X
0,7	90	28,0	43,4263	X
0,4-0,5	167	34,491	42,322	X

La abundancia de nematodos es significativamente superior en el SRT de 20 días comparado con la abundancia de los SRT 25, 30 y 35 días ($p < 0.004$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$), respectivamente (Tabla. 4.326).

Tabla 4.325. Test LSD entre rangos de SRT y nematodos.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	11,1111	18,4355	x
30	88	15,4545	25,3213	x
35	172	19,5349	36,0606	x
20	149	37,3154	43,5367	x

La abundancia de nematodos se registró en los cuatros rangos de MLSS ensayados, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 6-10 y 11-15 g/L ($p < 0,026$ y $p < 0,000$ respectivamente), y entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia del rango 11-15 g/L ($p < 0,016$) (Tabla. 4.327).

Tabla 4.326. Test LSD entre rangos de MLSS y nematodos.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	48	8,33333	16,4166	x
> 16	32	20,0	28,7368	xxx
6-10	175	22,8571	37,7356	x
0-5	165	31,7576	40,844	x

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran al igual que en el grupo de suctores y rotíferos, como la abundancia nematodos esta correlacionada negativa y significativamente con las variables ambientales y operacionales (Tabla. 4.328). Lo cual indica que la abundancia de nematodos decrecía cuando aumentaba alguna de estas variables en los sistemas MBR.

Tabla 4.327. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de nematodos.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Nematodos	-0,144**	-0,253**	-0,210**	-0,189**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

Existe poca información disponible sobre la frecuencia y función de los metazoos en los sistemas de fangos activos, probablemente juegan el papel de predadores, consumiendo células bacterianas (Poole, 1984; Ratsak *et al.*, 1996), pero su importancia no ha sido bien entendida como la de los protozoos. Como seleccionan a sus presas y su influencia en la composición del fango activo no ha sido aún determinada, y los factores que afectan su frecuencia en el fango activo ha sido discutida (Ratsak *et al.*, 1996; Salvadó, 1994).

Estos organismos promueven la actividad bacteriana y protozoaria a través de sus movimientos y recorridos por el fango activo, mejorando a su vez el oxígeno disuelto, nutrientes e introduciendo sustratos al flóculo. Además reciclan nutrientes a través de sus excreciones que a su vez sirven de enlace para la formación del flóculos (Gerardi, 2008).

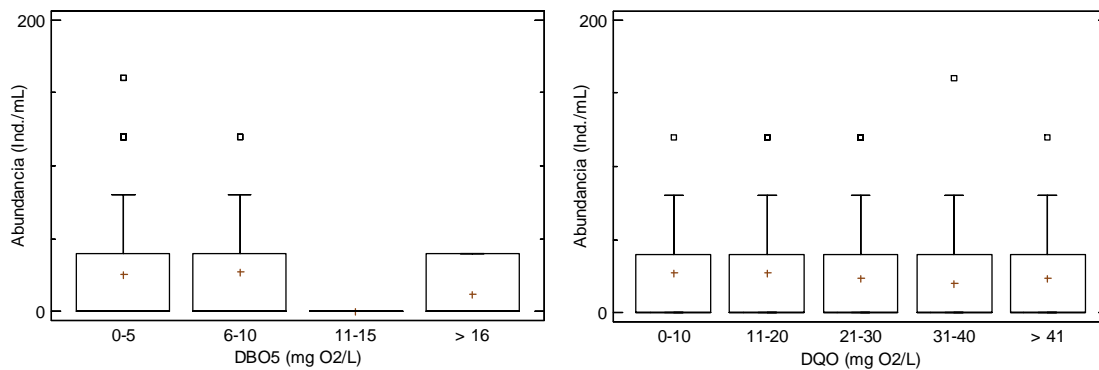


Figura 4.156. Abundancia de nematodos vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

La Fig. 4.156, muestra como la abundancia de nematodos no se vio afectada por valores elevados de DBO₅ y DQO, sin reflejar relación alguna entre la abundancia y la calidad del efluente. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para DBO₅ y DQO del efluente ($p < 0,255$ y $p < 0,788$ respectivamente) (Tabla. 4.329).

Tabla 4.328. Test LSD entre rangos de DBO₅ y nematodos.

DBO ₅ (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
11-15	5	0	0	X
>15	14	11,4286	18,7523	X
0-5	369	25,3659	38,4261	X
6-10	33	26,6667	38,2971	X

Salvadó *et al.*, (1995), encontraron en sistemas CASP como la abundancia de nematodos estuvo presente en la mayoría de los rangos de DBO₅ ensayados, oscilando entre 3-1 ind./mL, comportamiento similar al encontrado en los sistemas MBR, pero su abundancia fue ligeramente superior comparada con los sistemas CASP.

Drzewicki y Kulikowska, (2011), en sistemas CASP encontraron una abundancia de 12 ind./mL cuando la calidad del efluente fue alta y de 9 ind./mL cuando la calidad del efluente empeoraba, sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,970$) entre la abundancia y la calidad del efluente en términos de DBO₅ y DQO.

Tabla 4.329. Test LSD entre rangos de DQO y nematodos.

DQO (mg O ₂ /L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
31-40	75	20,2667	29,6818	X
21-30	125	23,36	38,7495	X
> 41	22	23,6364	31,8546	X
0-10	54	26,6667	34,7498	X
11-20	119	26,8908	42,9771	X

Los coeficientes de correlación de Pearson, entre la abundancia de nematodos y los parámetros de calidad del efluente (Tabla. 4.331), siendo negativos pero no significativos, sin arrojar una tendencia clara o correlación entre la abundancia y los parámetros de calidad del efluente. Por lo tanto, en los sistemas MBR ensayados no presentó valor indicador sobre la calidad de agua tratada en base a los parámetros de DBO₅ y DQO. En CASP no presenta un valor indicador en base a la calidad del efluente tratado (Rodríguez *et al.*, 2008).

Tabla 4.330. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y nematodos.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Nematodos	-0,075	-0,055

Metazoos, especialmente rotíferos y algunos nematodos (no incluidos en SBI), grupo de organismos presentes en ambientes acuáticos, recientes investigaciones han demostrado la habilidad del rotífero *Lecane inermis*, para controlar las poblaciones de bacterias filamentosas y la influencia de la temperatura en su efectividad. Además, favorecen las propiedades de sedimentación del fango activo. Es una alternativa aplicable en el control de la flotabilidad de fangos por bacterias filamentosas en sistemas de fangos activos. Se alimenta preferiblemente de filamentos de *M. parvicella*, *Nostocoida limicola* y el Tipo 021N al ser inoculado en el fango activo (Fiałkowska & Pajdak-Stós, 2008; Pajdak-Stós & Fiałkowska, 2012; Kocerba-Soroka, 2012, 2013).

4.4.1.8. Algas

Las algas estuvieron presentes en todas las fases de estudio, con una frecuencia de aparición de un 63 % para el sistema MBR-UF y de un 50 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.17).

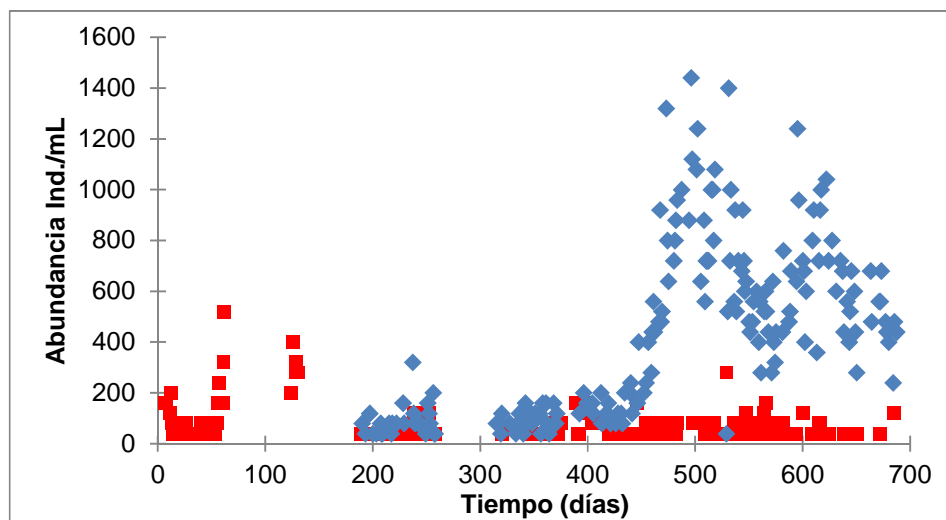


Figura 4.157. Evolución de algas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La Fig. 4.157, muestra la evolución de algas en los sistemas MBR analizados, al comienzo de la investigación presentaban un comportamiento similar hasta el recuento 450 aproximadamente, de ahí en adelante el sistema MBR-MF presentó un aumento en la abundancia el cual no se presentó en el sistema MBR-UF, debido probablemente al

material de los biorreactores los cuales eran traslucidos y estaban expuestos a la luz solar, por el contrario el material de los biorreactores del sistema MBR-UF eran opacos y estaban mejor aislados que los del sistema MBR-MF.

Actualmente, nos son consideradas miembros importantes de la comunidad en CASP (Seviour, 2010). Por el contrario, las algas cumplen un papel importante en el proceso de depuración y en la naturaleza debido a que consumen nutrientes como nitrógeno, CO_2 y producen oxígeno, el cual puede ser utilizado por otros microorganismos como algunos protozoos (flagelados y ciliados) sobre todo en ambiente anóxicos. Scheleypen y Gschlössl, (1992), consideran que las algas desarrolladas en las paredes de los reactores en CASP indican buen funcionamiento del proceso de depuración, baja carga orgánica y altos SRT.

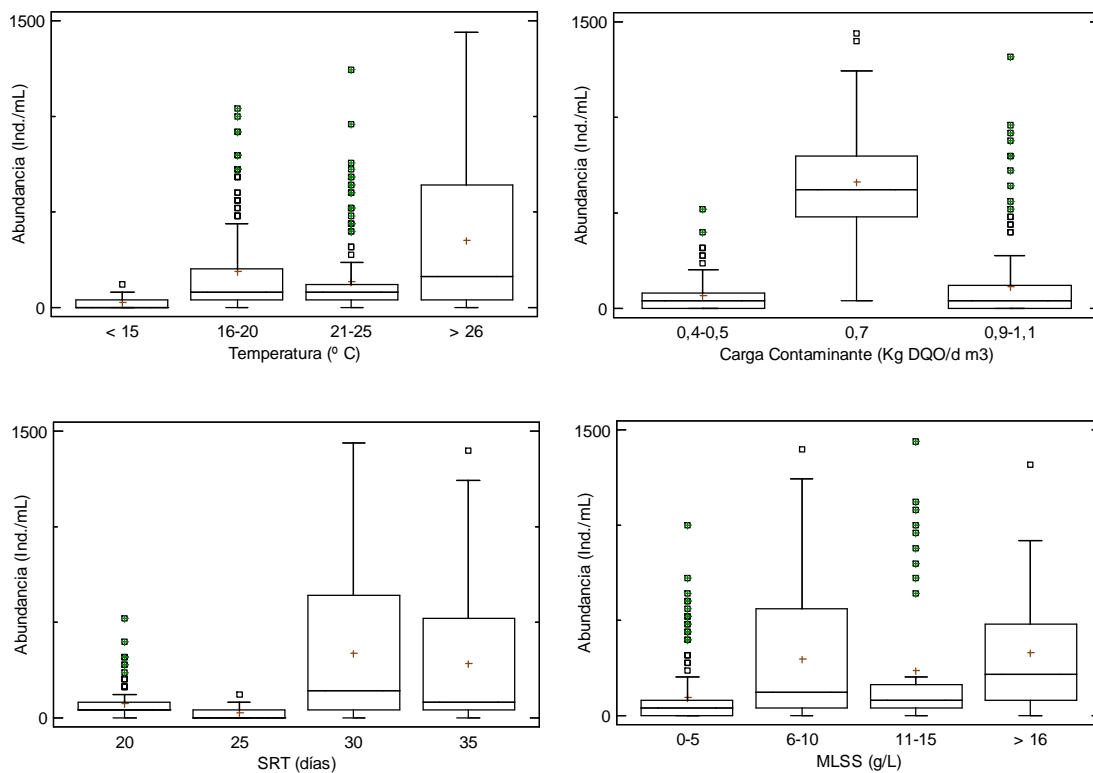


Figura 4.1588. Abundancia de algas vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

La Fig. 4.158, muestra como la abundancia de Algas se ve favorecida a medida que aumenta la temperatura en el fango activo, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos < 15 , $15-20$ y $20-25$ °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.332).

Tabla 4.331. Test LSD entre rangos de temperatura y algas.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	24,4444	39,1411	x
20-25	149	137,45	206,297	xx
15-20	137	186,569	252,995	x
>25	126	353,016	382,634	x

Con respecto a la carga contaminante se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango $0,77$ Kg DQO/d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos $0,4-0,5$ y $0,9-1,1$ Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.333)

Tabla 4.332. Test LSD entre rangos de carga contaminante y algas.

Carga Contaminante Kg DQO/d m ³	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0,4-0,5	167	67,3054	79,0412	x
0,9-1,1	170	116,0	204,316	x
0,7	90	661,778	259,864	x

Tabla 4.333. Test LSD entre rangos de SRT y algas.

SRT (Días)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
25	18	24,4444	39,1411	x
20	149	72,4832	81,1231	x
35	172	286,977	315,536	x
30	88	340,0	392,528	x

Con respecto al SRT, la abundancia de algas se ve favorecida por SRT entre 30 y 35 días, siendo significativamente superior en estos SRT comparados con la abundancia de los SRT de 20 días ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) y 25 días ($p < 0.000$ y $p < 0.000$

respectivamente), (Tabla. 4.334). Mostrando su tolerancia a elevados valores de carga contaminante registrado durante los SRT de 30 y 35 días.

Tabla 4.334. Test LSD entre rangos de MLSS y algas.

MLSS (g/L)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
0-5	165	97,9394	164,771	x
11-15	48	234,167	368,735	x
6-10	175	298,743	332,978	x
> 16	32	328,75	316,877	x

Con relación a la concentración de MLSS la abundancia de algas se vio favorecida por valores altos de MLSS, encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia del rango 0-5 g/L siendo menor que la abundancia de los rangos 6-10, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,003$ y $p < 0,000$ respectivamente). Mostrando afinidad por valores elevados de MLSS.

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de algas esta correlacionada positiva y significativamente con las variables como la temperatura, SRT y MLSS (Tabla. 4.336). Lo cual indica que un aumento en estas variables traía como consecuencia un aumento en la abundancia de algas.

Tabla 4.335. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de algas.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Algas	0,252**	0,090	0,348**	0,323**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

4.4.1.9. Diatomeas

Las diatomeas estuvieron presentes en todas las fases de estudio, con una frecuencia de aparición de un 66 % para el sistema MBR-UF y de un 93 % para el sistema MBR-MF (Tabla 4.17).

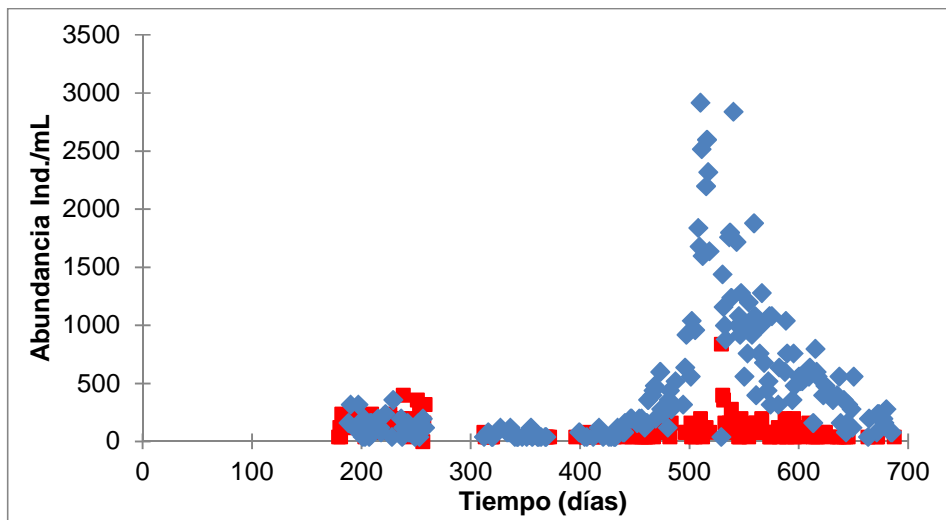


Figura 4.1599. Evolución de diatomeas en los sistemas MBR-UF (■) y MBR-MF (◆).

La figura 4.159, muestra como la abundancia de diatomeas en los sistemas ensayados mostro un comportamiento similar al grupo de algas, mostrando un aumento máximo de la abundancia a partir del recuento 450, siendo superior que la abundancia del sistema MBR-UF, probablemente por las mismas causas. Al igual que las algas, el grupo de diatomeas no tiene un papel indicador establecido en CASP y no se consideran miembros de la microfauna del fango activo (Seviour, 2010). Por el contrario, en el sistema MBR-MF se obtuvieron recuentos máximos en condiciones de media-alta carga contaminante 0,7-0,9 Kg DQO/d m³, SRT entre 30-35 días, MLSS entre 6-11 mg/L, favorecidas por temperaturas superiores a 20 °C, comparado con el sistema MBR-UF el cual presento una abundancia significativamente inferior.

La Fig. 4.160, muestra como la abundancia de diatomeas se ve favorecida por el incremento de la temperatura, se observaron diferencias significativas en la abundancia del

rango > 25 °C siendo mayor que la abundancia de los rangos de menor temperatura < 15, 15-20, 20-25 °C ($p < 0.000$; $p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.337).

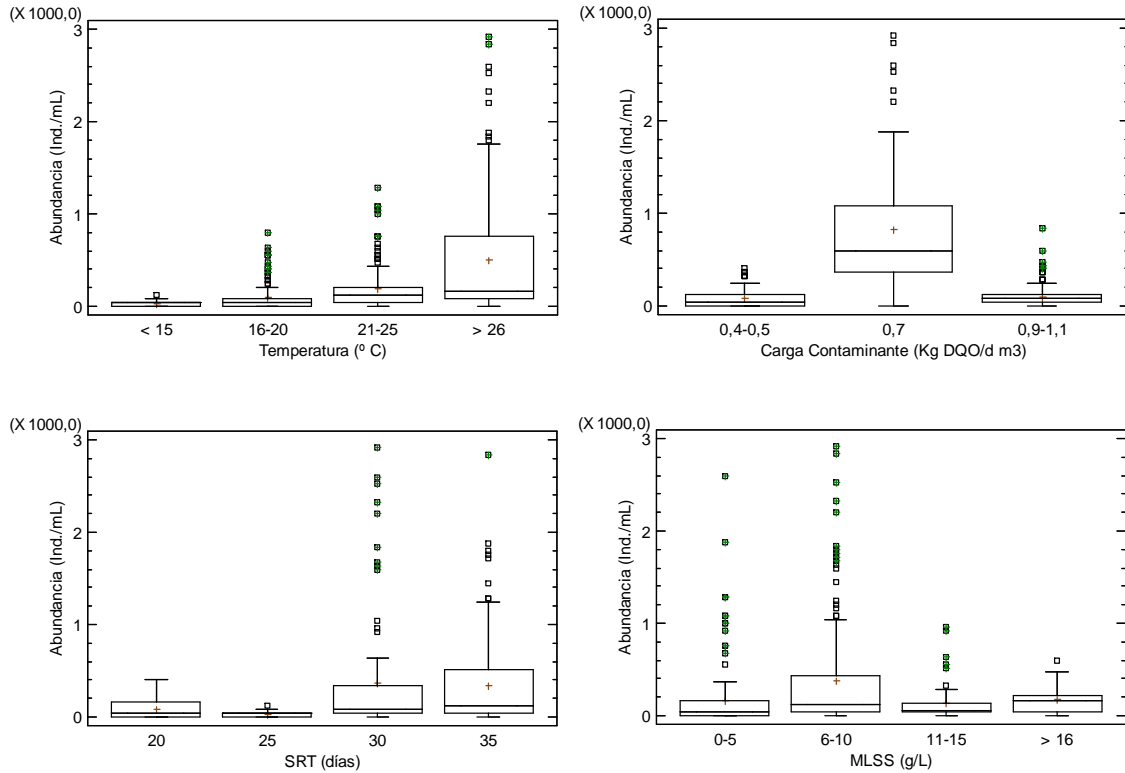


Figura 4.160. Abundancia de diatomeas vs rangos de temperatura, carga contaminante y SRT en MBR.

Tabla 4.336. Test LSD entre rangos de temperatura y diatomeas.

Temperatura °C	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
< 15	18	33,3333	34,2997	X
15-20	137	94,8905	158,077	X
20-25	149	184,161	239,18	X
> 25	126	499,365	676,929	X

Con respecto a la carga contaminante, se encontraron diferencias significativas en la abundancia del rango 0,7 Kg DQO/ d m³ siendo mayor que la abundancia de los rangos 0,4-0,5 y 0,9-1,1 Kg DQO/d m³ ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.338), indicando que se ven favorecidas por carga contaminante intermedia. Se asocian a aguas muy ricas en materia orgánica, alfa-mesosaprobio (Rodríguez *et al.*, 2008).

Tabla 4.337. Test LSD entre rangos de carga contaminante y diatomeas.

<i>Carga Contaminante Kg DQO/d m³</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
0,4-0,5	167	80,2395	89,7114	X
0,9-1,1	170	96,7059	118,265	X
0,7	90	823,556	666,067	X

Tabla 4.338. Test LSD entre rangos de SRT y diatomeas.

<i>SRT (Días)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
25	18	33,3333	34,2997	X
20	149	85,906	92,6926	X
35	172	340,233	453,818	X
30	88	364,091	658,163	X

Al igual que las algas, la abundancia de diatomeas se ve favorecida por un SRT de 30 días, siendo significativamente superior comparado con la abundancia de los SRT de 20 y 25 días ($p < 0.000$ y $p < 0.002$ respectivamente), y entre la abundancia del SRT 35 días siendo superior que la abundancia de los SRT de 20 y 25 días ($p < 0.000$ y $p < 0.003$, respectivamente), (Tabla. 4.339). Mostrando su tolerancia a elevados valores de carga contaminante registrado durante los SRT de 30 y 35 días.

La abundancia de diatomeas con respecto a la concentración de MLSS mostro una tendencia contraria a la abundancia de algas, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia del rango 6-10 g/L siendo superior que la abundancia de los rangos 0-5, 11-15 y > 16 g/L ($p < 0,000$; $p < 0,001$ y $p < 0,017$ respectivamente) (Tabla. 4.340). Indicando que se desarrolla mejor entre una concentración de MLSS entre 6-10 g/L.

Tabla 4.339. Test LSD entre rangos de MLSS y diatomeas.

<i>MLSS (g/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. Estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
11-15	48	142,5	219,695	X
0-5	165	157,091	336,019	X
> 16	32	175,0	163,431	X
6-10	175	373,257	561,466	X

Los coeficientes de correlación de Pearson muestran como la abundancia de diatomeas esta correlacionada positiva y significativamente con las variables como la temperatura, SRT y MLSS, al igual que el grupo de algas (Tabla. 4.341). Lo cual indica que un aumento en estas variables traía como consecuencia un aumento en la abundancia de diatomeas.

Tabla 4.340. Coeficientes de correlación de Pearson entre las variables ambientales y operacionales y la abundancia de diatomeas.

Correlaciones de Pearson	Temperatura (° C)	Carga contaminante (Kg DQO/d m ³)	SRT (días)	MLSS (g/L)
Diatomeas	0,366**	0,032	0,275**	0,188**

** La correlación es significativa a nivel 0,001.

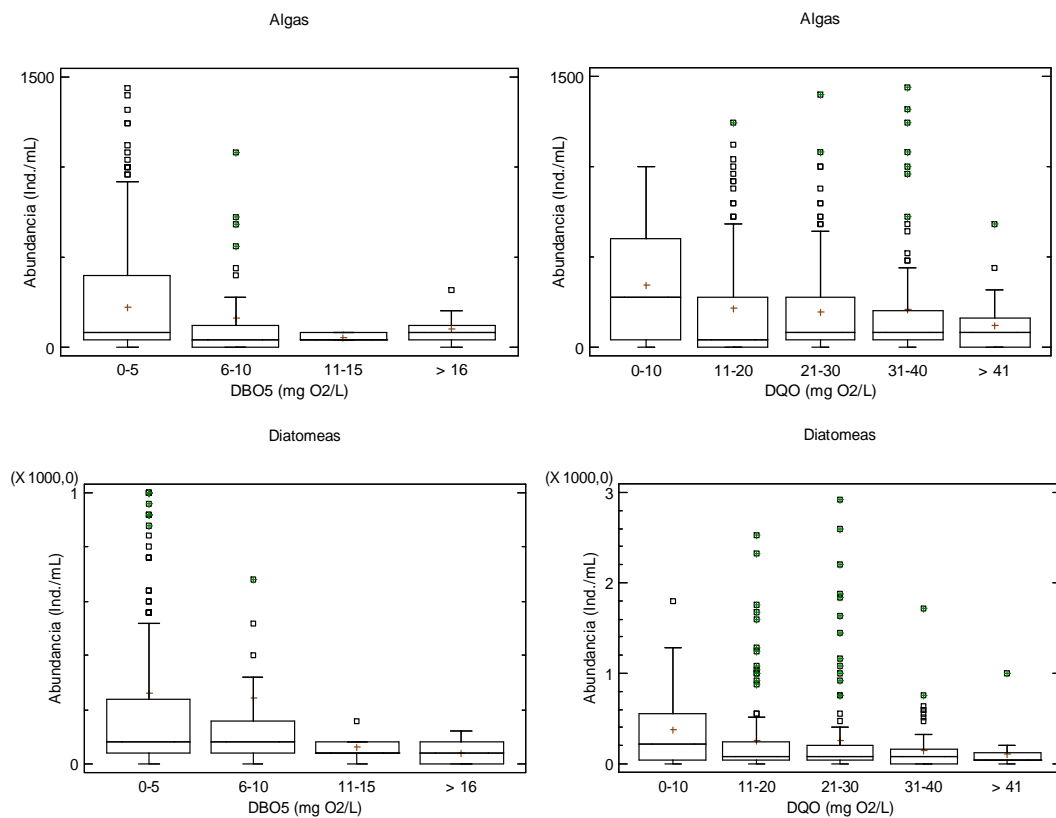


Figura 4.161. Abundancia de algas (arriba) y diatomeas (abajo) vs DBO₅ y DQO del efluente en MBR.

En general, se sugiere que este grupo de algas y diatomeas sean indicadores de carga contaminante intermedia (0,7 Kg DQO/d m³), favorecidas claramente por temperaturas superiores a > 20 °C, SRT entre 30-35 días y en concentraciones de MLSS superiores a > 6 g/L.

La abundancia de algas en los sistemas MBR estudiados ha sido representativa en ambos sistemas. La Fig. 4.164., muestra una ligera relación positiva entre la abundancia de algas y la reducción de DBO₅ y DQO del efluente, la abundancia de algas se redujo a medida que incrementaban la DBO₅ y DQO del efluente. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de los rangos estudiados para DBO₅ ($p < 0.180$) (Tabla. 4.342).

Tabla 4.341. Test LSD entre rangos de DBO₅ y algas.

<i>DBO₅</i> (mg O ₂ /L)	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
11-15	5	56,0	21,9089	x
> 16	14	100,0	84,1244	x
6-10	33	166,061	257,317	x
0-5	369	225,691	306,174	x

Tabla 4.342. Test LSD entre rangos de DQO y algas.

<i>DQO</i> (mg O ₂ /L)	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
> 41	22	120,0	167,9	x
21-30	125	198,72	278,472	x
31-40	75	210,133	332,141	x
11-20	119	214,118	307,625	x
0-10	54	345,926	318,312	x

En el caso de la DQO se observaron diferencias significativas en la abundancia del rango 0-10 mg O₂/L, siendo mayor que la abundancia de los rangos 11-20, 21-30, 31-40 y > 41 mg O₂/L ($p < 0.008$; $p < 0.003$; $p < 0.011$ y $p < 0.003$ respectivamente) (Tabla. 4.343). Sugiriendo un posible valor indicador entre la abundancia de algas y la calidad del agua.

Tabla 4.343. Test LSD entre rangos de DBO₅ y diatomeas.

<i>DBO₅</i> <i>(mg O₂/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
> 16	14	42,8571	36,675	x
11-15	5	64,0	60,663	x
6-10	33	242,424	431,154	x
0-5	369	262,005	449,731	x

La abundancia de diatomeas presento una tendencia a descender a medida que aumentaba la DBO₅ y DQO en el efluente (Fig. 4.161). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas para los rangos ensayados de DBO₅ ($p < 0.233$) (Tabla. 4.344).

Con relación a la DQO del efluente, se presentaron diferencias significativas en la abundancia del rango 1-10 mg O₂/L siendo mayor que la abundancia de los rangos 31-40 y > 41 mg O₂/L ($p < 0.003$ y $p < 0.016$), respectivamente (Tabla. 4.345). Mostrando su sensibilidad a elevados valores de DBO₅ y DQO en el efluente. Sugiriendo al igual que las algas la asignación de un valor indicador en la calidad de agua.

Tabla 4.344. Test LSD entre rangos de DQO y diatomeas.

<i>DQO</i> <i>(mg O₂/L)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
> 41	22	114,545	204,816	x
31-40	75	144,0	250,75	x
21-30	125	256,32	508,028	xx
11-20	119	264,202	456,997	xx
0-10	54	374,815	407,943	x

Los coeficientes de correlación de Pearson, entre la abundancia de algas y diatomeas y la calidad del efluente (Tabla. 4.346), siendo negativos y significativos para la DQO indicando como su abundancia decrecía cuando aumentaba la DQO en el efluente. Con relación a la DBO₅, las algas mostraron un coeficiente de correlación negativo y significativo entre la abundancia y la DBO₅, aunque las diatomeas mostraron un coeficiente de correlación negativo para la DBO₅ no fue significativo.

Tabla 4.345. Coeficientes de correlación de Pearson entre la calidad del efluente y algas y diatomeas.

Correlaciones de Pearson	DBO ₅ (mg O ₂ /L)	DQO (mg O ₂ /L)
Algas	-0,103*	-0,138**
Diatomeas	-0,095	-0,160**

* La correlación es significativa a nivel 0,05; ** La correlación es significativa a nivel 0,001.

En CASP las algas y diatomeas no presentan un valor indicador asociado a la calidad del efluente tratado, sin embargo, en los sistemas MBR mostraron una relación positiva en base a los parámetros analizados de calidad del efluente, su abundancia se vio perjudicada a medida que aumentaban los valores de DBO₅ (no fue significativo para diatomeas) y DQO (significativamente) en el efluente. Sugiriendo asignar un papel de indicador de buena calidad el efluente tratado.

Araujo do Santos *et al.*, (2014), no encontraron correlaciones estadísticamente significativas entre ninguna especie de protozoo y/o metazoos y la calidad del efluente final en términos de DBO₅ y DQO, solo encontraron dos correlaciones positivas entre la DBO₅ del efluente y la cantidad de pequeños flagelados (95 % de probabilidad) y diversidad de protozoos (99 % de probabilidad).

Los factores principales que influyen en la biocenosis del fango activo son la carga orgánica del fango y el tiempo de retención celular (SRT), estos parámetros determinan la cantidad de alimento disponible y el tiempo requerido para el crecimiento de los microorganismos. Baja carga orgánica está asociado a largos SRT, condiciones aerobicas estables y poco sustrato disponible (Drzewicki y Kulikowska, 2011).

La bioindicación por medio de protozoos, metazoos y bacterias filamentosas es necesaria en una instalación de tratamiento de aguas residuales, ya que la frecuencia y dominancia de ciertos organismos nos aproximan a lo que está ocurriendo en el reactor biológico en las condiciones existentes. El desarrollo de determinadas poblaciones de organismos

refleja condiciones tanto de buen como de mal funcionamiento del proceso de depuración, permitiendo corregir y resolver problemas operacionales de manera inmediata (Esteban *et al.*, 1991; Rodríguez *et al.*, 2008; Martín-Cereceda *et al.*, 2002). Curds *et al.*, (1968), fueron capaces de asesorar el rol de los protozoos en cuanto a magnitud y efecto en la calidad del efluente, encontrando que la ausencia de protozoos en el fango activo afecta negativamente los parámetros tales como DBO₅ y MLSS del efluente.

Investigaciones recientes apoyan los análisis microbiológicos rutinarios como una buena herramienta en el control de sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales (Madoni, 1994, 2003; Cereceda *et al.*, 1996; Lee *et al.*, 2004), mostrando una clara asociación entre especies de protozoos y parámetros operacionales y calidad del efluente esperado.

Investigaciones realizadas por Cicek *et al.*, (1999) reflejaron una baja densidad de organismos filamentosos, nematodos y ciliados en sistemas MBR comparados con el CASP, se pensó que era consecuencia de las variaciones de estrés por fuerzas de corte, transferencia de masas y la intensidad de la agitación. Zhang, (1997), encontró en MBR flóculos pequeños relacionándolo con una baja actividad protozoaria y metazoaria, en contraste Ghyoot and Verstraete (2000) describieron altas concentraciones de protozoos particularmente flagelados y ciliados libres. Fiałkowska y Pajdak-Stós (2008) sugiere que la presencia de un gran número de metazoos (rotíferos) juega un papel importante en el establecimiento y controlan el crecimiento excesivo de filamentos.

En pequeños sistemas SBR y MBR a escala de laboratorio se han demostrado altas eficiencias en eliminación de sólidos y DQO en presencia de una alta diversidad de protozoos, pero no se encontraron correlaciones entre la aparición de una especie en concreto con alguna variable del sistema, utilizaron un SRT de 20 días y el HRT entre 10 y 30 horas para ambos sistemas (Monsalvo *et al.*, 2012).

Tanto es la eficacia de la actividad bacterívora de ciliados, amebas, rotíferos y otros microorganismos que son un problema en el campo de la biotecnología de algas, debido a que especies como *Euplotes spp* y *E. vannus*, *Dunaliella salina* entre otros contaminan los cultivos de algas para la producción de biodiesel, clarificando los cultivos en pocos días debido a la ingesta de algas, mermando por lo tanto la producción de biodiesel (Day *et al.*, 2012).

Cada grupo de microorganismos presenta una importancia a la hora de evaluar un sistema de tratamiento de aguas residuales (convencional y no convencional), por lo que una adaptación de los índices existentes o el uso de grupos específicos para analizar in situ el estado del proceso son necesarios, estos índices son escasos y la información existente crea confusiones y no está del todo claro el papel de cada grupo de microorganismos en los diferentes procesos de tratamiento de aguas residuales.

4.4.2. Número Acumulado de Especies

La Fig. 4.162, muestra el número acumulado de especies para los sistemas MBR utilizados en este estudio. El sistema MBR-UF fue el primero en arrancar, para su puesta en marcha se utilizó fango flotado proveniente de la EDAR Granada Sur, este fango se encontraba en descenso de su actividad biológica y solo se encontraron 7 especies de protozoos (*Aspidisca sp*, *Opercularia spp*, *Trichophrya astaci*, entre otros). Después de la puesta en marcha el número acumulado de especies para este sistema fue incrementando a medida del transcurso de la investigación, llegando a un total de 36 especies al final del ensayo.

El sistema MBR-MF se puso en marcha con el fango activo del sistema MBR-UF utilizado como inculo. Este fango presentaba alrededor de 14 especies de protozoos, después de la puesta en marcha el número acumulado de especies para este sistema fue incrementando a medida del transcurso de la investigación, llegando a 35 especies al final del ensayo.

Los sistemas MBR son muy estables y detectar cambios en la composición del ecosistema es muy difícil (debido a cambios bruscos en el proceso de depuración, entrada de vertidos

tóxicos), ya que los sistemas se recuperan en poco tiempo, destacar el comportamiento similar en los sistemas MBR durante el ensayo (Fig. 4.162).

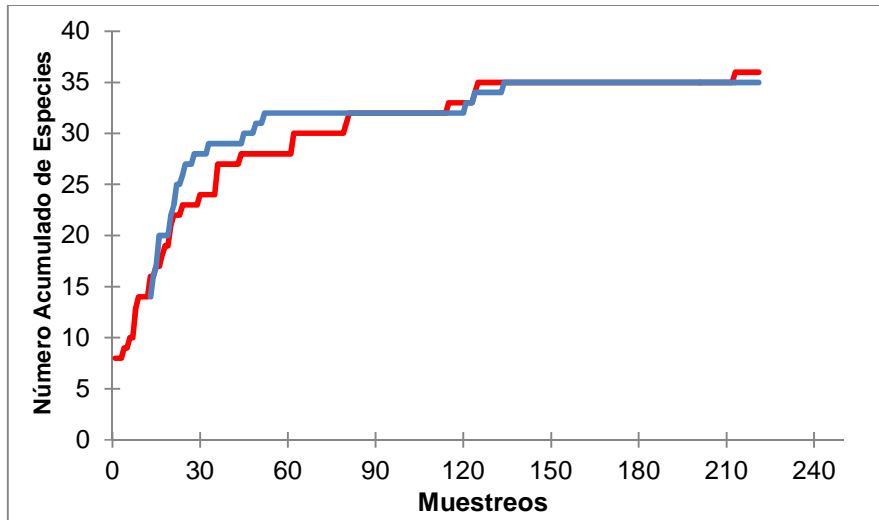


Figura 4.162. Número acumulado de especies para los sistemas MBR-UF (—) y MBR-MF (—).

Destacar la evolución positiva continuada sin altibajos en el número acumulado de especies para los sistemas MBR ensayados, debido a la estabilidad del ecosistema formado en cada uno de los sistemas, además el fango activo del sistema MBR-UF se utilizó como inóculo en el sistema MBR-MF, por lo que la composición de la microfauna presente fue prácticamente la misma en ambos sistemas.

El número acumulado de especies en un ecosistema está influenciado por las variables ambientales y físico-químicas encontradas en las diferentes fuentes de agua y su relación con la microfauna autóctona. Entre mayor sea el número acumulado de especies mayor será la biodiversidad y por tanto, la calidad del ecosistema en cuanto a riqueza de especies. El ecosistema creado en el agua residual es complejo y hostil para el desarrollo y crecimiento de microorganismos (protozoos, metazoos y algas).

Los sistemas MBR ensayados mostraron un valor similar para ambos sistemas entre 35-36 especies, siendo mayoritariamente las mismas en ambos sistemas, este número

acumulado de especies coincide con el registrado en 17 sistemas de fangos activos incluyendo 10 sistemas convencionales, 1 disco de oxidación y 6 unidades de aireación extendida (Madoni *et al.*, 1993). En tres sistemas RBC distribuidos a lo largo del tratamiento biológico encontraron un número de acumulado de especies de 34, 41 y 45 especies respectivamente (Martín-Céreceda *et al.*, 2002)

Estudios más recientes en sistemas de eliminación de nutrientes en ciudades España (Barcelona, Sevilla y Valencia), muestran un número acumulado de especies de 42 especies para la EDAR Barcelona la cual diseñada para la remoción biológica de fósforo EBPR, la EDAR Sevilla diseñada en carrusel y discos de oxidación mostro un número acumulado de 32 especies y la EDAR Valencia de 29 especies (Pérez-Uz *et al.*, 2010).

Liu *et al.*, 2008, analizaron 8 sistemas de tratamiento de aguas residuales y encontraron valores de número acumulado de especies de entre 26 especies para un SBR, 34 especies para un disco de oxidación, 40, 42 y 42 especies para tres sistemas anaerobio/aerobio, 50, 48 y 42 especies para tres sistemas anóxico/anaerobio/aerobio. Indicando que los sistemas MBR presentan un número acumulado de especies similar al encontrado por otros investigadores en CASP y sistemas de eliminación de nutrientes.

En tanques sépticos se encontraron valores en el número acumulado de especies en torno a las 11-13 especies, un ambiente muy hostil para el desarrollo de especies, solo especies adaptadas y resistentes proliferan en estos sistemas; en el río de esta localidad por ejemplo se encontró un número acumulado de especies de entre 43-47 (East Stoke, Wareham, UK, 2014), un ambiente más diverso y compuesto por un mayor número de especies de protozoos, metazoos y algas.

Esteban y Finlay, 2003, compararon el número acumulado de especies de ciliados de un lago salino y diluciones de esta agua, encontrando en el lago salino 24 especies de ciliados y a medida que decrecía la salinidad aumento el número acumulado de especies de ciliados a 36. Finlay y Fenchel, 2001, encontraron un número acumulado de especies de 365 protozoos en muestras de suelo en Escocia, una gran número acumulado de especies.

4.4.3. Análisis comparativo entre las instalaciones MBR-UF y MBR-MF

Se realizó un análisis comparativo de los sistemas MBR en aquellas fases en las cuales coincidían los parámetros operacionales y las variables no modificables con el fin de determinar diferencias significativas en las comunidades de protozoos y metazoos encontrados en el fango activo.

Los sistemas MBR trabajaron en paralelo y utilizaron el mismo influente, las principales diferencias se encuentran en el tamaño de los biorreactores el cual es mayor en el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF, otra diferencia importante es que los biorreactores del sistema MBR-MF se encontraban expuestos a la luz solar y eran traslucidos, por el contrario los biorreactores del sistema MBR-UF eran opacos y el biorreactor anóxico estaba enterrado.

4.4.3.1. Comparación entre la Fase 1 MBR-UF y la Fase 1 MBR-MF

Las condiciones operacionales y ambientales de las Fases 1 para ambos sistemas MBR, corresponden con una temperatura $< 15\text{ }^{\circ}\text{C}$, SRT de 25 días, HRT de 35 días, carga contaminante baja $0,5\text{ Kg DQO/d m}^3$, concentración de MLSS entre $4,25\text{-}5,61\text{ g/L}$ y la altura de lámina de agua de $3,75\text{ m}$.

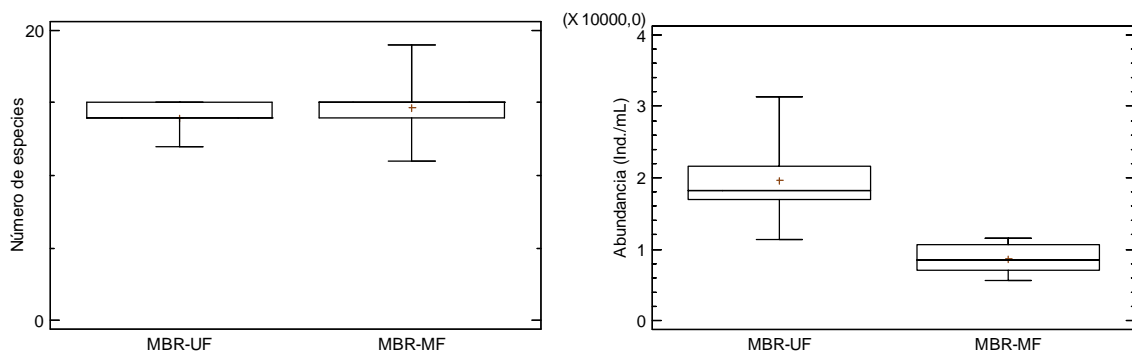


Figura 4.163. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en la comparativa entre los sistemas MBR.

El número de especies en los dos sistemas MBR durante el periodo de comparación fue de un total de 14 para ambos sistemas (Fig. 4.163.), no se encontraron diferencias significativas en cuanto al número de especies ($p < 0.535$) (Tabla. 4.347), este parámetro se conoce también como riqueza específica (S), que es la forma más sencilla de medir la biodiversidad. Indicando que ambos sistemas MBR presentaron el mismo número de especies, aunque la abundancia no lo fue, siendo superior en el sistema MBR-UF.

Tabla 4.346. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.

<i>Fases I</i> <i>Número de especies</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
MBR-UF	9	14,0	1,22474	x
MBR-MF	9	14,6667	2,06155	x

Por el contrario, en la abundancia de protozoos y metazoos se encontraron diferencias significativas ($p < 0.000$) en el sistema MBR-UF (19.697 individuos/mL), siendo mayor que la abundancia del sistema MBR-MF (8.609 individuos/mL) (Tabla. 4.348). Esta diferencia tan grande se debe principalmente al aumento desproporcionado en el grupo de amebas desnudas en el sistema MBR-UF el cual marco la diferencia con el sistema MBR-MF, sin encontrar una causa a esta diferencia.

Tabla 4.347. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.

<i>Fases I</i> <i>Abundancia (Ind./mL)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
MBR-MF	9	8608,89	2323,08	x
MBR-UF	9	19697,8	5650,53	x

La Fig. 4.164., muestra como la abundancia de amebas desnudas es significativamente mayor (7.475 individuos/mL) en el sistema MBR-UF comparado con la abundancia del sistema MBR-MF (467 individuos/mL) ($p < 0.000$) (Tabla. 4.349).

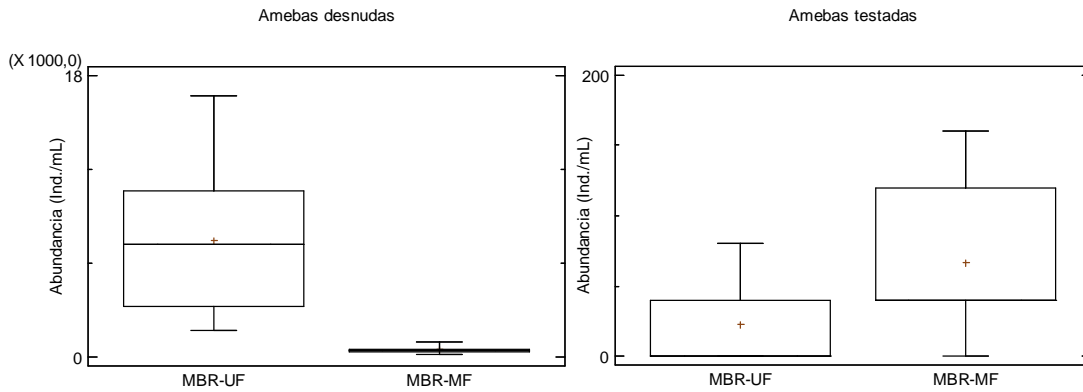


Figura 4.164. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en la comparativa entre sistemas MBR.

Tabla 4.348. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	9	466,667	244,949	x
MBR-UF	9	7475,56	5361,92	x

Tabla 4.349. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	22,2222	35,2767	x
MBR-MF	9	66,6667	56,5685	x

Sin embargo, la abundancia de amebas testadas es mayor en el sistema MBR-MF (67 individuos/mL) comparada con el sistema MBR-UF (22 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.063$) (Tabla. 4.350). En cuanto a las dos especies de amebas testadas (*Arcella* sp y *Euglypha* sp) no se encontraron diferencias significativas en los sistemas MBR ($p < 0.081$ y $p < 0.461$ respectivamente), para las fases analizadas.

La abundancia de amebas desnudas en el sistema MBR-UF marco claramente la diferencia estadísticamente significativa frente al sistema MBR-MF, sin conocer su causa, ya que las condiciones ambientales y operacionales fueron las mismas para ambas instalaciones. La

presencia de amebas testadas fue similar en ambas instalaciones sin presentar diferencias estadísticamente significativas para este grupo de amebas testadas.

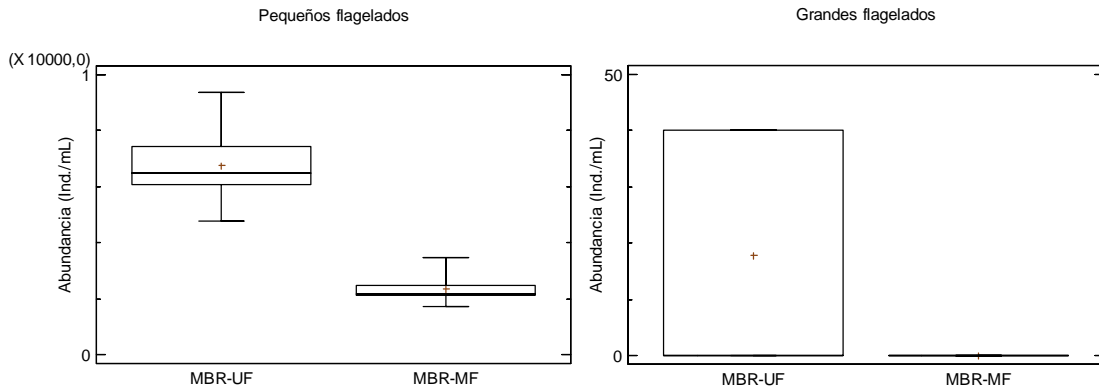


Figura 4.165. Abundancia de pequeños flagelados y grandes flagelados en la comparativa entre los sistemas MBR.

La Fig. 4.165, muestra como la abundancia de pequeños flagelados es significativamente superior en el sistema MBR-UF (6.737 individuos/mL) comparada con la abundancia del sistema MBR-MF (2.324 individuos/mL) obteniéndose diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,000$) entre los sistemas MBR ensayados (Tabla. 4.351).

Tabla 4.350. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	9	2324,44	505,745	x
MBR-UF	9	6737,78	1400,3	x

Destacar la elevada abundancia de pequeños flagelados en el sistema MBR-UF responsable de las diferencia entre sistemas (Fig. 4.165), el cual fue significativamente superior a la abundancia encontrada en el sistema MBR-MF (Tabla. 4.351), sin encontrar causas para su justificación, ya que las condiciones operacionales y ambientales fueron las mismas para ambas instalaciones MBR.

Tabla 4.351. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.

<i>Fases 1</i> <i>Abundancia (Ind./mL)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-MF	9	0	0	x
MBR-UF	9	17,7778	21,0819	x

La Fig. 4.165, muestra como la presencia de grandes flagelados solo se observó en el sistema MBR-UF. Concretamente, *Peranema* sp es el único que aparece a baja temperatura con una abundancia de 18 individuos/mL. Los géneros de *Euglena* sp y *Entosiphon* sp no se observaron en ninguno de los sistemas, debido probablemente a la baja temperatura del fango activo. Encontrando diferencias estadísticamente significativas entre el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF.

Destacar la elevada abundancia de pequeños flagelados comparado con los grandes flagelados, siendo normal en sistemas CASP, CASP configurados para la eliminación de nutrientes y sistemas MBR, debido obviamente a la diferencia de tamaño, los pequeños flagelados presentaron mayor abundancia que el grupo de grandes flagelados. Es relevante la presencia de grandes flagelados solo en el sistema MBR-UF y la ausencia en el sistema MBR-MF, sin encontrar una causa a este episodio.

La Fig. 4.166, muestra como la abundancia de ciliados en las fases 1 de los sistemas MBR es prácticamente la misma, 5.311 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 5.213 individuos/mL, sin diferencias estadísticamente significativas en la abundancia para este grupo de ciliados ($p < 0.921$) durante la comparativa entre plantas (Tabla. 4.353).

Al igual que la abundancia de ciliados, la abundancia de ciliados reptantes es similar, con 4.204 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 4.475 individuos/mL (Fig. 4.166), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los sistemas MBR ($p < 0.746$) (Tabla. 4.354).

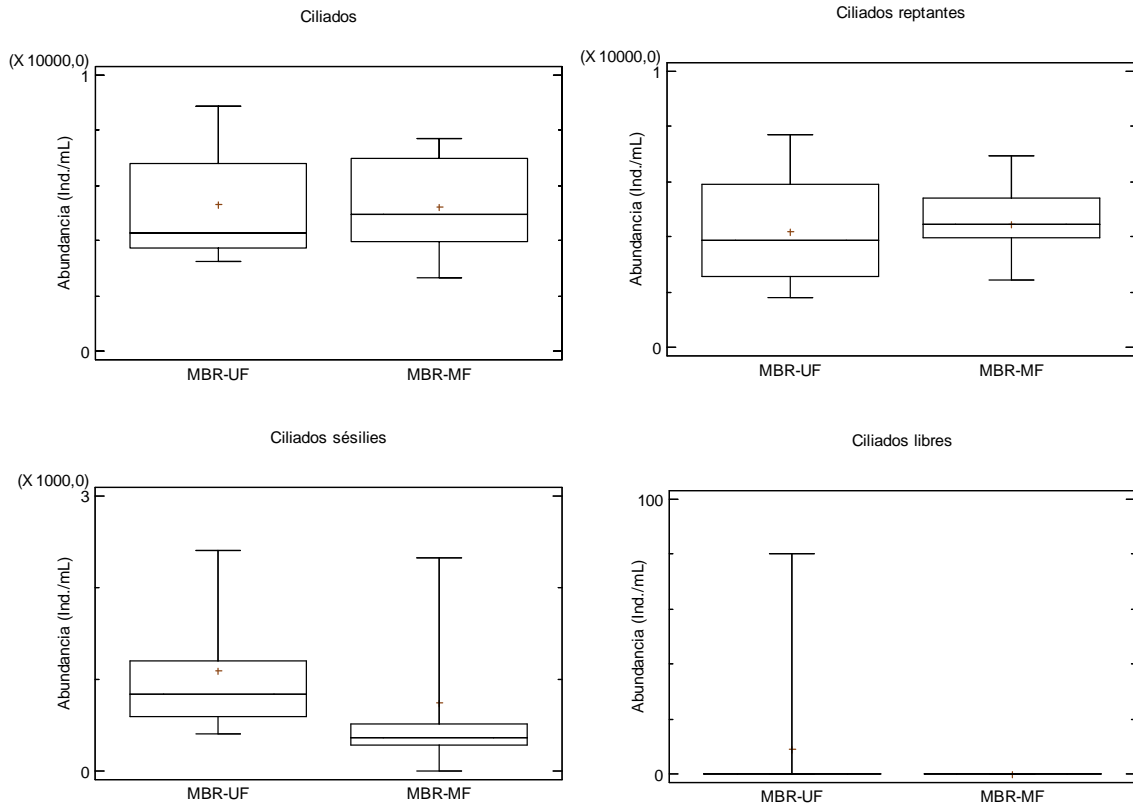


Figura 4.166. Abundancia de grupos de ciliados en la comparativa entre los sistemas MBR.

Tabla 4.352. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	9	5213,33	1936,29	X
MBR-UF	9	5311,11	2155,53	X

Tabla 4.353. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	4204,44	1977,82	X
MBR-MF	9	4475,56	1471,93	X

Destacar la ausencia de *Euplotes* sp debido probablemente a la baja temperatura, los demás ciliados reptantes si aparecen en este período analizado, *Aspidisca cicada* (404 individuos/mL MBR-UF y 738 individuos/mL), *Pseudochilodonopsis fluviatilis* (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 4 individuos/mL para el sistema MBR-MF,

Chilodonella sp (18 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *Drepanomonas revoluta* (58 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 75 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *Trochilia minuta* (889 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 1.035 individuos/mL) y *Acineria* sp (2.835 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 2.622 individuos/mL). Sin encontrar diferencias estadísticamente significativas para las especies que aparecen en estas fases ($p < 0.259$; $p < 0.332$; $p < 0.085$; $p < 0.495$; $p < 0.812$ y $p < 0.639$ respectivamente).

Al igual que la abundancia de los grupos de ciliados y ciliados reptantes, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de ciliados sésiles (1.098 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 738 individuos/mL para el sistema MBR-MF) (Tabla. 4.355), en los sistemas MBR estudiados ($p < 0.351$). Solo se encontraron especies de *Opercularia* spp (547 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 378 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *Vorticella* spp (409 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 311 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *V. convallaria* (102 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 49 individuos/mL para el sistema MBR-MF) y *V. microstoma* (40 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas en estas especies ($p < 0.537$; $p < 0.593$; $p < 0.255$ y $p < 0.176$ respectivamente). Destacar la ausencia de *Epistylis* sp, *V. striata*, *V. fromentelli*, *V. infusionum*, *Zoothamnium* sp, debido probablemente a las bajas temperaturas de los fangos activos registradas durante la fase comparativa.

Tabla 4.354. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	9	737,778	888,394	x
MBR-UF	9	1097,78	690,829	x

De entre los ciliados libres (Fig. 4.166), solo se observó *Uronema nigricans* (9 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF), los demás ciliados libres no aparecen en estas fases debido probablemente a las bajas temperaturas (*Glaucoma* sp, *Gastronauta* sp, *Prorodon* sp, *Paramecium* sp, *Plagiocampa* sp y

Cinetochilum sp). Sin encontrar diferencias estadísticamente significativas en estas fases en el caso concreto de *Uronema nigricans* ($p < 0.332$) (Tabla. 4.356).

Tabla 4.355. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados libres.

Fases / Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	9	0	0	X
MBR-UF	9	8,88889	26,6667	X

El grupo de ciliados carnívoros, no aparece en estas fases debido probablemente a las bajas temperaturas y altos SRT, además de su baja frecuencia de aparición, destacar la ausencia de *Coleps hirtus* y *Litonotus* sp en los sistemas MBR en las fases comparadas.

La Fig. 4.167, muestra como la abundancia de suctores es mayor en el sistema MBR-MF (75 individuos/mL) comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (106 individuos/mL), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas en estas fases del estudio en los sistemas MBR ($p < 0,386$) (Tabla. 4.357).

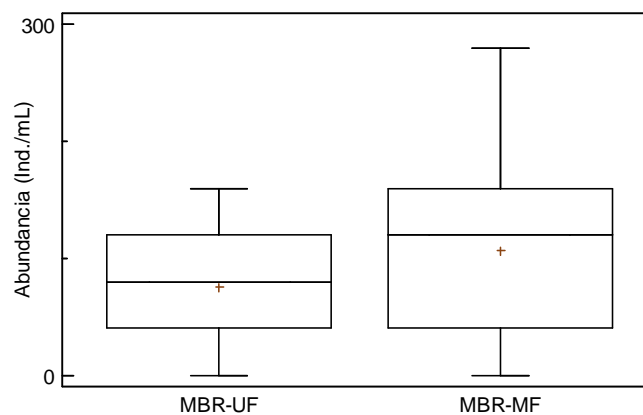


Figura 4.167. Abundancia de suctores en la comparativa entre los sistemas MBR.

Tabla 4.356. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.

Fases / Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	75,5556	54,569	X
MBR-MF	9	106,667	89,4427	X

Solo aparecen las especies *Trichophrya astaci* (67 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 98 individuos/mL para el sistema MBR-UF), *Metacineteta* sp (4 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 9 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *Podophrya* sp (4 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas entre las especies encontradas ($p < 0.336$; $p < 0.661$ y $p < 0.332$). Destacar la ausencia de *Acineta* sp y *Tokophrya* sp debido probablemente a las bajas temperaturas del fango activo, debido a que se desarrollan mejor a altas temperaturas.

En general, el grupo de suctores estuvo presente en las fases analizadas demostrando su capacidad para desarrollarse a bajas temperaturas y baja carga contaminante. Los valores bajos de abundancia de suctores se deben principalmente a las bajas temperaturas.

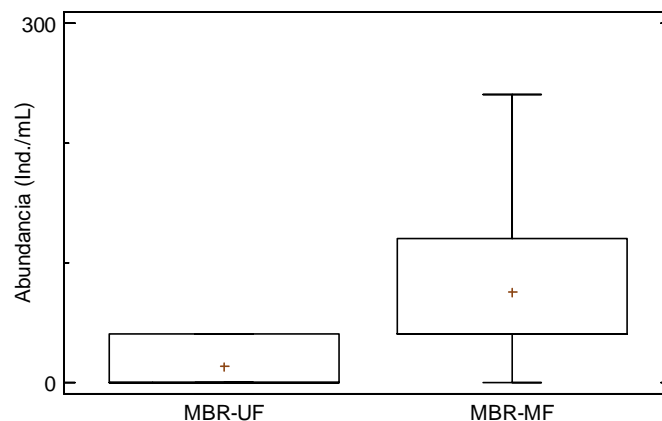


Figura 4.168. Abundancia de *Rotaria rotatoria* en la comparativa entre los sistemas MBR.

Tabla 4.357. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.

Fases / Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	13,3333	20,0	x
MBR-MF	9	75,5556	76,0117	x

La Fig. 4.168, muestra como la abundancia de *Rotaria rotatoria* es significativamente mayor en el sistema MBR-MF (76 individuos/mL para el sistema MBR-UF) comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (13 individuos/mL para el sistema MBR-MF) la cual es menor, presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.030$) (Tabla. 4.358).

La Fig. 4.169, muestra como la abundancia de nematodos es muy similar en los dos sistemas MBR (9 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 13 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de nematodos en las fases comparadas ($p < 0,624$) (Tabla. 4.359).

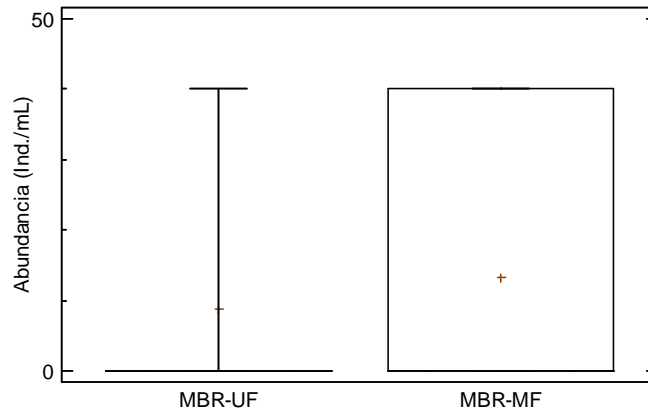


Figura 4.169. Abundancia de nematodos en la comparativa entre los sistemas MBR.

Tabla 4.358. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.

Fases / Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	8,88889	17,6383	x
MBR-MF	9	13,3333	20,0	x

La Fig. 4.170, muestra como la abundancia de algas en el sistema MBR-MF (44 individuos/mL) es mayor comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (4 individuos/mL), presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.025$) (Tabla. 4.360), la principal causa es que los biorreactores del sistema MBR-MF se encuentran expuestos a la luz y las paredes son traslucidas. Aunque la presencia de algas se observó en los dos sistemas MBR.

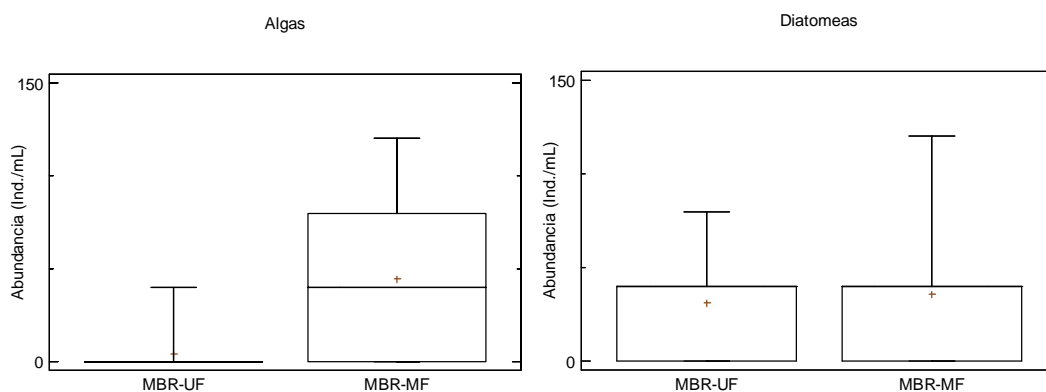


Figura 4.170. Abundancia de algas y diatomeas en la comparativa entre los sistemas MBR.

Tabla 4.359. Test LSD entre sistemas MBR y algas.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	4,44444	13,3333	x
MBR-MF	9	44,4444	46,6667	x

La Fig. 4.170, muestra como la abundancia de diatomeas (31 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 35 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR analizados (Tabla. 4.361), destacar que aunque los biorreactores del sistema MBR-MF estén expuestos a la luz solar la abundancia de diatomeas no se ve favorecida por este factor ambiental.

Tabla 4.360. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.

Fases I Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	31,1111	26,6667	x
MBR-MF	9	35,5556	42,1637	x

En estas fases de análisis la temperatura probablemente influyo en la aparición de ciertos protozoos, los cuales presentan una temperatura óptima de crecimiento por debajo de < 15 °C y baja carga contaminante. Destacar la ausencia de *Euplotes* sp, *Epystilis* sp, *Vorticella striata*, *V. infusionum*, ciliados carnívoros y la mayoría de ciliados libres, los cuales prefieren temperaturas por encima de los 15 °C.

El SBI (Fig. 4.171), fue de 8 para el sistema MBR-UF y de 10 para el sistema MBR-MF, según estos valores de SBI reflejan un buen funcionamiento del proceso de depuración y la calidad del agua tratada era de muy buena calidad. Encontrando diferencias estadísticamente significativas en el SBI del sistema MBR-MF siendo superior que el SBI del sistema MBR-UF ($p < 0,000$) (Tabla. 4.362). Esto indica excelente calidad del efluente producido el cual coincide con los análisis de DBO_5 (entre 1-2 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para ambos sistemas MBR) y DQO (entre 12-35 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para el sistema MBR-UF y entre 12-25 $\text{mg O}_2/\text{L}$ para el sistema MBR-MF).

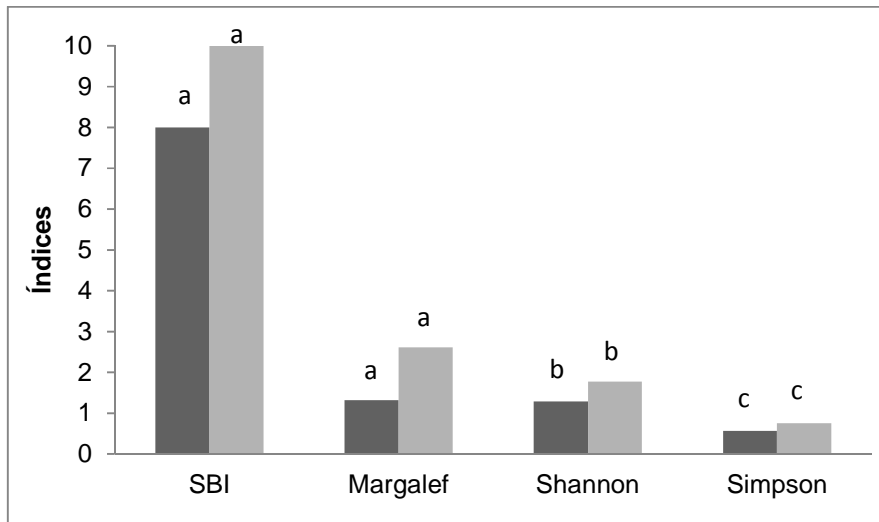


Figura 4.171. Índices bióticos en los sistemas MBR-UF y MBR-MF.

Tabla 4.361. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.

SBI Sistemas MBR	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	9	8,0	0	x
MBR-MF	9	10,0	0	x

La Fig. 4.171, muestra como el Índice de Margalef es de 1,32 para el sistema MBR-UF y de 2,61 para el sistema MBR-MF, presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,000$) en el Índice de Margalef del sistema MBR-MF siendo mayor que el Índice de Margalef del sistema MBR-UF (Tabla. 4.363). Este Índice refleja la riqueza de especies dentro de las comunidades, indicando que el sistema MBR-MF presenta una mayor riqueza de especies en esta fase caracterizada por bajas temperaturas $< 15\text{ }^\circ\text{C}$, baja carga contaminante $0,5\text{ Kg DQO}/\text{d m}^3$ y bajo SRT 20 días.

Tabla 4.362. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Margalef.

<i>Índice de Margalef Sistemas MBR</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	9	1,32	0,1251	x
MBR-MF	9	2,61889	0,254531	x

El índice de Shannon presentó un valor de 1,29 para el sistema MBR-UF y de 1,77 para el sistema MBR-MF (Fig. 4.171) para las fases comparadas, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre el sistema MBR-MF (mayor) y el sistema MBR-UF (menor) ($p < 0,009$) (Tabla. 4.364). Índice de abundancia proporcional y equidad de una comunidad, midiendo el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección, asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Magurran, 2003). Según su interpretación corresponde a un agua medianamente contaminada cuando el valor oscila entre 1,5 – 3,0.

Tabla 4.363. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Shannon.

<i>Índice de Shannon Sistemas MBR</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	9	1,28889	0,471446	x
MBR-MF	9	1,77889	0,172006	x

Tabla 4.364. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Simpson.

<i>Índice de Simpson Sistemas MBR</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	9	0,565556	0,215877	x
MBR-MF	9	0,757778	0,048160	x

En cuanto al índice de Simpson, presento un valor de 0,57 para el sistema MBR-UF y de 0,76 para el sistema MBR-MF (Fig. 4.171), encontrando diferencias significativas entre el sistema MBR-UF siendo menor comparado con el sistema MBR-MF ($p < 0,003$) (Tabla. 4.365). Índice de abundancia proporcional y dominancia (al contrario que el Índice de Shannon), sugiere que la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, influido por la importancia de las especies dominantes (Magurran, 2003).

Aunque las amebas desnudas en el SBI no se tienen en cuenta, en CASP son asociadas a episodios de inestabilidad de la carga orgánica en el reactor, bajos rendimientos en la depuración, a elevadas concentraciones indican la entrada de vertidos difícilmente degradables (Rodríguez *et al.*, 2008). Por el contrario, en los sistemas MBR ensayados la calidad del efluente tratado fue alta y estable en esta fase y en la mayoría del período experimental, compartiendo resultados encontrados por Pérez-Uz *et al.*, (2010), el cual asocia a la amebas desnudas a un buen funcionamiento en la eliminación de nitrógeno, situaciones presentadas en ambos sistemas MBR los cuales eliminaron nitrógeno de manera eficiente.

Queda claro que el sistema MBR-MF presentó los valores más elevados en los 4 índices utilizados en el análisis, siendo significativamente mayores en este sistema comparado con los valores obtenidos en el sistema MBR-UF. Parece contradictorio esta diferencia debida principalmente a la abundancia de algunos grupos funcionales de protozoos la cual fueron significativamente superiores en el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF.

4.4.3.2. Comparación entre la Fase 2 MBR-UF y la Fase 2 MBR-MF

Las condiciones operacionales y ambientales presentes en las Fases 2 para cada uno de los sistemas MBR ensayados, corresponden con temperaturas entre 15-20 °C, SRT de 20 días, HRT de 40 horas, carga contaminante baja 0,4 Kg DQO/d m³, concentración de MLSS con una media de 3,5 g/L para el sistema MBR-UF y de 6,9 g/L para el sistema MBR-MF y altura de lámina de agua de 3,75 m.

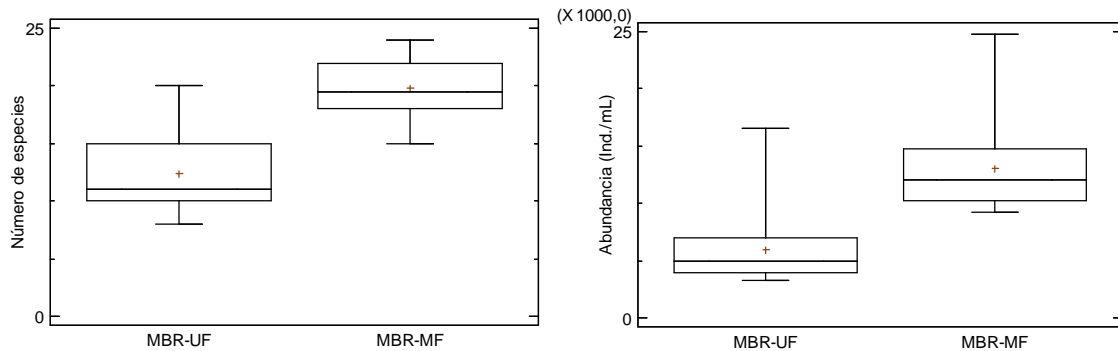


Figura 4.172. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

El número de especies para el sistema MBR-UF es de 12 especies y de 20 especies para el sistema MBR-MF (Fig. 4.172). Encontrando diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR ensayados ($p < 0.000$) (Tabla. 4.366).

Tabla 4.365. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.

Fases 2 Número de especies	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	12,3548	3,20986	X
MBR-MF	22	19,8636	2,43575	X

Al igual que el número de especies la abundancia es mayor en el sistema MBR-MF (13.014 individuos/mL) comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (5.944 individuos/mL) (Fig. 4.172), presentando diferencias estadísticamente significativas entre el número de especies y la abundancia del sistema MBR-MF siendo mayores que en el sistema MBR-UF ($p < 0.000$ y $p < 0.000$ respectivamente) (Tabla. 4.367).

Tabla 4.366. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	5944,52	2765,69	X
MBR-MF	22	13014,5	3614,69	X

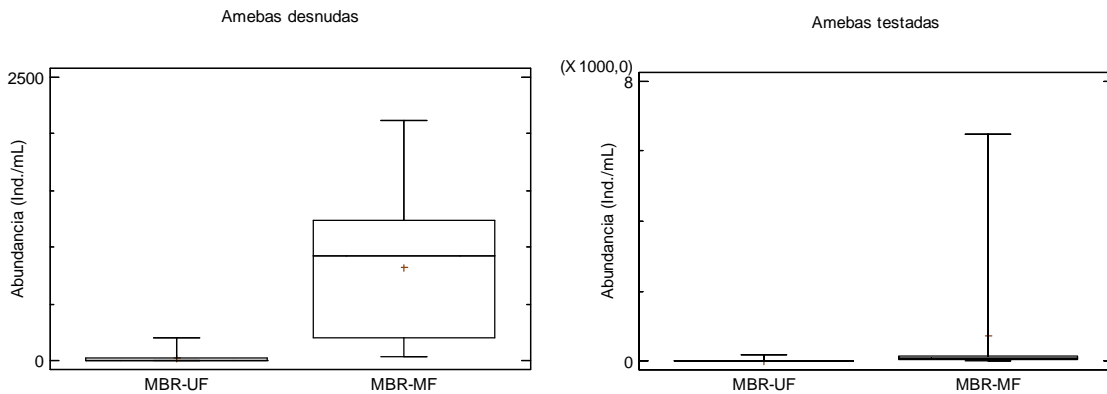


Figura 4.173. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

La Fig. 4.173, muestra como la abundancia de amebas desnudas es significativamente mayor (820 individuos/mL) en el sistema MBR-MF comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (40 individuos/mL) ($p < 0.000$) (Tabla. 4.368).

Tabla 4.367. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	21,9355	44,2281	x
MBR-MF	22	820,909	597,725	x

Al igual que en las amebas desnudas la abundancia de amebas testadas presentan diferencias significativas (Fig. 4.173), es superior en el sistema MBR-MF (713 individuos/mL) comparado con la abundancia del sistema MBR-UF (21 individuos/mL) ($p < 0.009$), (Tabla. 4.369).

Tabla 4.368. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	20,6452	50,4602	x
MBR-MF	22	712,727	1696,46	x

Particularmente, se observaron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Arcella* sp (1 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 27 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.005$) y en la abundancia de *Euglypha* sp ($p < 0.009$) siendo

superiores en el sistema MBR-MF (685 individuos/mL para el sistema MBR-MF comparado con el sistema MBR-UF (1 individuo/mL para el sistema MBR-UF).

La Fig. 4.174, muestra como la abundancia de pequeños flagelados presenta el mismo patrón que las amebas desnudas y testadas, la abundancia es significativamente mayor en el sistema MBR-MF (4,233 individuos/mL) comparado con la abundancia del sistema MBR-UF (1,980 individuos/mL) ($p < 0.001$) (Tabla. 4.370).

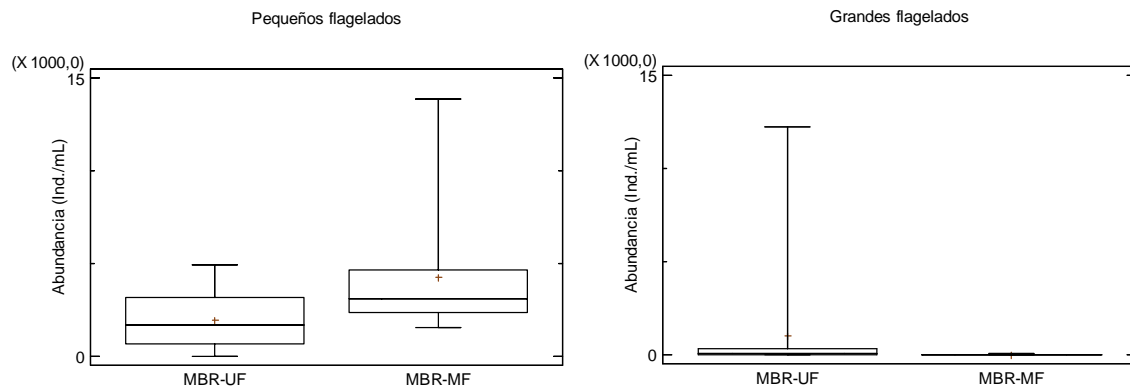


Figura 4.174. Abundancia de pequeños y grandes flagelados en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.369. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	1980,0	1477,84	x
MBR-MF	22	4233,64	2960,68	x

Al contrario que los grupos anteriormente expuestos la abundancia de grandes flagelados es significativamente mayor en el sistema MBR-UF (996 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (34 individuos/mL) (Fig. 4.174), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.093$) (Tabla. 4.371).

Tabla 4.370. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	22	34,5455	25,5841	x
MBR-UF	31	996,129	2628,32	x

Al analizar las especies predominantes de grandes flagelados en esta comparativa de fases, las especies de grandes flagelados como *Peranema* sp y *Entosiphon* sp, fueron las más representativas en estas fases de comparación.

La abundancia de *Peranema* sp es significativamente mayor en el sistema MBR-UF (119 individuos/mL) comparada con la abundancia del sistema MBR-MF (31 individuos/mL) ($p < 0.007$) (Tabla. 4.372). Sin embargo, *Entosiphon* sp no presentó diferencias estadísticamente significativas (Tabla. 4.373).

Tabla 4.371. Test LSD entre sistemas MBR y *Peranema* sp.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	22	30,9091	24,477	x
MBR-UF	31	118,71	144,77	x

Tabla 4.372. Test LSD entre sistemas MBR y *Entosiphon* sp.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	22	3,63636	11,7698	x
MBR-UF	31	877,419	2531,49	x

En el caso de *Entosiphon* sp (877 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 35 individuos/mL) para el sistema MBR-MF), la abundancia de este flagelado no presenta diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.061$) (Tabla. 4.373), mostrando el mismo patrón que el grupo de grandes flagelados en conjunto.

La Fig. 4.175, muestra como la abundancia de ciliados es significativamente mayor ($p < 0.000$) en el sistema MBR-MF (6.387 individuos/mL) comparada con la abundancia del sistema MBR-UF (2.284 individuos/mL) (Tabla. 4.374), respondiendo al mismo patrón que

amebas desnudas, amebas testadas, pequeños flagelados y grandes flagelados (*Peranema* sp).

El grupo de ciliados reptantes al igual que el grupo de ciliados presento diferencias estadísticamente significativas en el sistema MBR-MF siendo superior que la abundancia del sistema MBR-UF ($p < 0.000$) (Tabla 4.375).

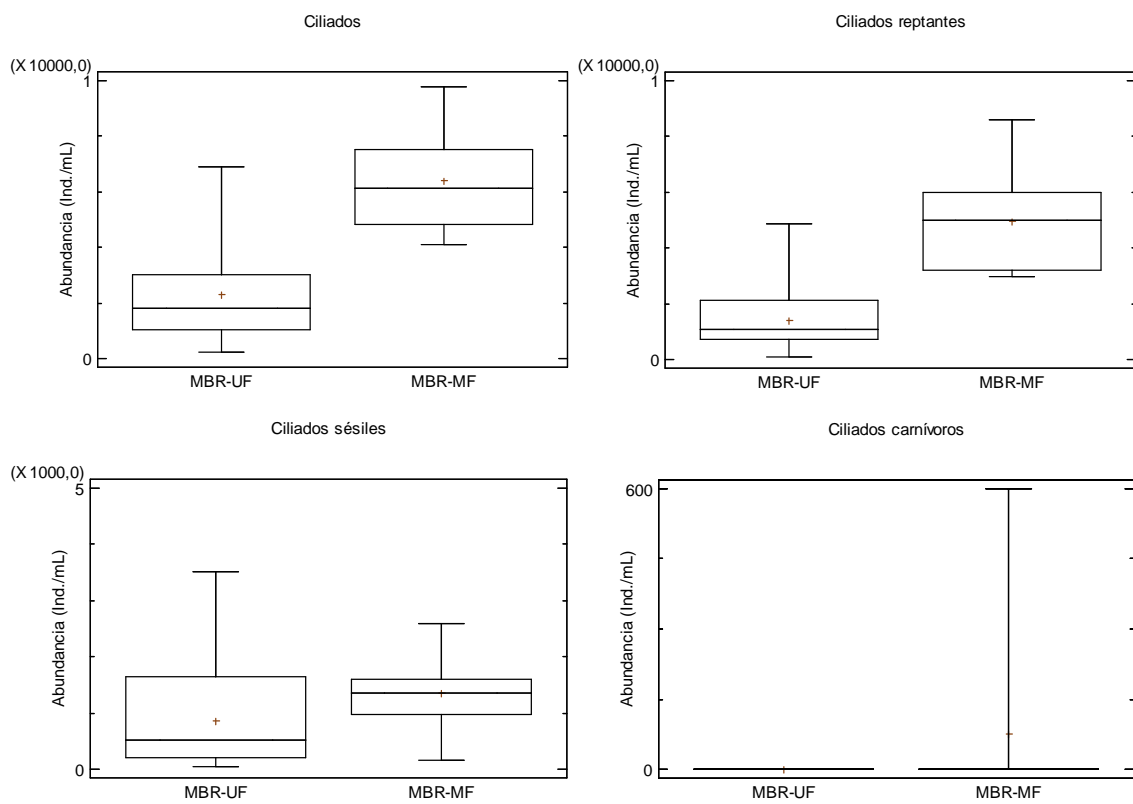


Figura 4.175. Abundancia de grupos de ciliados en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.373. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	2283,87	1603,74	X
MBR-MF	22	6387,27	1808,48	X

Tabla 4.374. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	1419,35	1020,32	x
MBR-MF	22	4949,09	1861,25	x

En cuanto a las especies de ciliados reptantes se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *Chilodonella* sp (59 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 418 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.002$), *Drepanomonas revoluta* (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 360 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$), *Trochilia minuta* (72 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 1,174 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$) y *Acineria* sp (8 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 1,294 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$), respectivamente, siendo superiores en el sistema MBR-MF comparado con la abundancia de estas especies en el sistema MBR-UF. Por el contrario, especies tales como *Aspidisca* sp (1,187 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 1,633 individuos/mL para el sistema MBR-MF), *Pseudochilodonopsis fluviatilis* (90 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 69 individuos/mL para el sistema MBR-MF) y *Euplotes* sp (3 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin encontrar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de estas especies de ciliados reptantes.

La Fig. 4.175, muestra como la abundancia de ciliados sésiles responde al mismo patrón que los ciliados reptantes, ciliados, pequeños flagelados, amebas desnudas y testadas. Encontrando diferencias significativas en la abundancia de ciliados adheridos del sistema MBR-MF (1,362 individuos/mL) siendo mayor que la abundancia en el sistema MBR-UF (863 individuos/mL) ($p < 0.029$) (Tabla. 4.376).

Tabla 4.375. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	863,226	896,855	x
MBR-MF	22	1361,82	632,272	x

Analizando las especies pertenecientes a este grupo de ciliados sésiles se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Epistylis* sp (174 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 58 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.035$), *Opercularia* spp (538 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 339 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.021$), *Vorticella microstoma* (111 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 41 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.002$), *V. striata* (89 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 14 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.002$) y *V. infusionum* (81 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.002$), siendo la abundancia de estas especies de ciliados sésiles superiores en el sistema MBR-MF comparado con el sistema MBR-UF. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas en las especies *Vorticella* spp (240 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 308 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.490$), *V. convallaria* (81 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 46 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.236$) y *V. fromentelli* (2 individuos/mL para el sistema MBR-MF y 6 individuos/mL para el sistema MBR-UF) ($p < 0.197$).

La diferencia apreciada entre la abundancia de los ciliados sésiles para los sistemas MBR trabajando bajo las mismas condiciones operacionales y ambientales, se debe a la diferencia en la concentración de MLSS en el fango activo de los sistemas, la concentración MLSS fue de 6,4 g/L en el sistema MBR-MF el doble, comparado con los 3,5 g/L del sistema MBR-UF.

Concentraciones altas de MLSS favorecen el establecimiento de ciliados reptantes y sésiles debido a que disminuyen la turbulencia y agitación en el fango activo, condiciones propicias para este tipo de ciliados sésiles ya que deben estar sujetos a algún sustrato (flóculo y/o biofilm) para crecer y desarrollarse en el ecosistema.

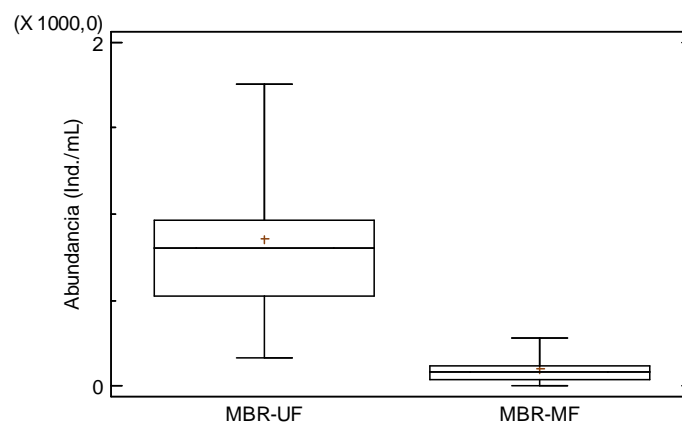
Destacar la presencia de ciliados carnívoros exclusivamente en el sistema MBR-MF comparado con el sistema MBR-UF (Fig. 4.175), la abundancia de este grupo de ciliados en el sistema MBR-UF fue de 0 individuos/mL y de 76 individuos/mL para el sistema MBR-MF, presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.028$) (Tabla. 4.377).

Tabla 4.376. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados carnívoros.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	0	0	x
MBR-MF	22	76,3636	189,6	x

Al igual que la abundancia de la especie *Coleps hirtus* (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 73 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.014$) es significativamente mayor en el sistema MBR-MF comparados con el sistema MBR-UF donde no se registró recuentos. En cambio, la abundancia de la especie *Litonotus* sp (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 4 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin presentar diferencias estadísticamente significativas.

Al aumentar la abundancia de presas en el sistema MBR-MF sus depredadores también lo hacen, en este caso el sistema MBR-MF presentó mayor abundancia de ciliados totales (reptantes y sésiles) y ciliados carnívoros comparado con el sistema MBR-UF el cual presento menor abundancia de ciliados totales (reptantes y sésiles), inclusive la ausencia de ciliados carnívoros en el sistema MBR-UF, en el laboratorio se observó como *Coleps hirtus* se alimentaba de especies de *Vorticella* spp, corroborando la acción de ciliados carnívoros sobre otro tipo de ciliados en este caso sésiles.

**Figura 4.176.** Abundancia de suctores en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

La abundancia de suctores (859 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 101 individuos/mL para el sistema MBR-MF) (Fig. 4.176) al igual que los grandes flagelados es significativamente superior en el sistema MBR-UF ($p < 0.000$) comparado con el sistema MBR-MF (Tabla. 4.378).

Presentando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de las especies como *Trichophrya astaci* (457 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 80 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$) y *Tokophrya* sp (370 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$) siendo superior en el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Podophrya* sp (32 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 22 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.272$). Destacar la ausencia de *Acineta* sp y *Metacineta* sp en estas fases analizadas.

Tabla 4.377. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	22	101,818	84,3821	x
MBR-UF	31	859,355	458,853	x

La diferencia en la abundancia de suctores entre el sistema MBR-UF y el sistema MBR-MF, es contradictoria con la conducta de los suctores llamados carnívoros sésiles al ser consumidores de protozoos (ciliados), debería haber mayor número de suctores en el sistema MBR-MF ya que presentaba un número mayor de presas. La concentración de MLSS parece influir en la abundancia de suctores en los sistemas MBR, el sistema MBR-MF presento mayor concentración de MLSS que la concentración de MLSS en el sistema MBR-UF, favoreciendo el desarrollo de suctores en el sistema MBR-UF el cual presento menor afinidad por la concentración de MLSS.

Al igual que la mayoría de los protozoos descritos en estas fases (Fase 2 MBR-UF y Fase 2 MBR-MF) de comparación la abundancia de *Rotaria rotatoria* fue significativamente superior en el sistema MBR-MF (138 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF

(77 individuos/mL) (Fig. 4.177), presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.006$) (Tabla. 4.379).

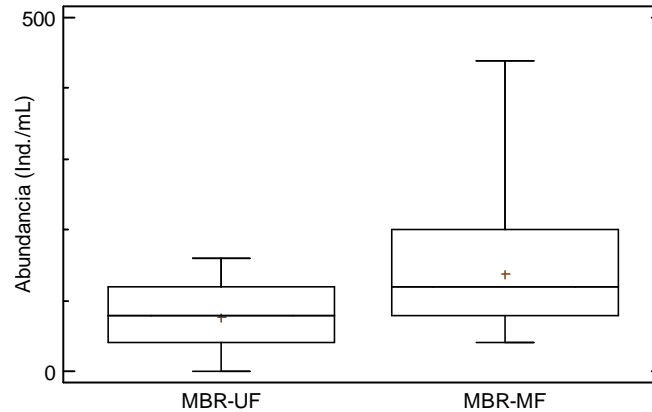


Figura 4.177. Abundancia de *Rotaria rotatoria* en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.378. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	77,4194	51,573	x
MBR-MF	22	138,182	92,974	x

Al contrario que los ciliados carnívoros y suctores, la abundancia de *Rotaria rotatoria* fue mayor en el sistema MBR-MF comparado con el sistema MBR-UF, pudiendo estar influenciado por la concentración de MLSS, al aumentar los MLSS en los biorreactores aumento la abundancia de *Rotaria rotatoria* en el sistema MBR-MF, esto indica que al aumentar la concentración de MLSS aumenta también la cantidad de detritus disponible para este rotífero, lo cual favorece el aumento de su abundancia.

La Fig. 4.178., muestra como la abundancia de nematodos es mayor en el sistema MBR-UF (43 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (25 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.066$) (Tabla. 4.380). Mostrando el mismo patrón que los suctores y grandes flagelados. Asociados a SRT altos en CASP, en esta fase de comparación el SRT fue de 20 días.

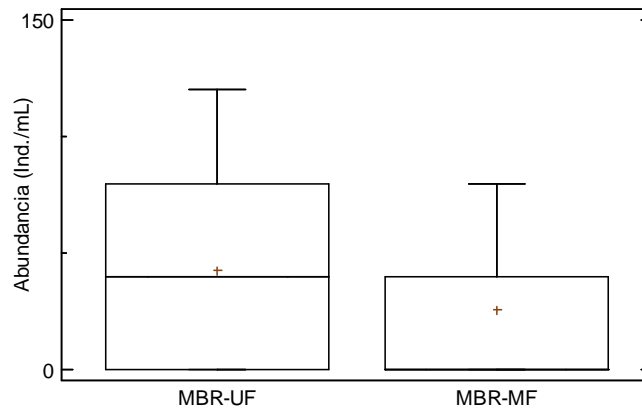


Figura 4.178. Abundancia de nematodos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.379. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.

Fases 2 Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. Estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	22	25,4545	33,9085	x
MBR-UF	31	42,5806	32,5543	x

La abundancia de algas en los sistemas MBR para las fases de comparación es muy similar (92 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 98 individuos/mL para el sistema MBR-MF) (Fig. 4.179), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de algas para los sistemas analizados ($p < 0.829$) (Tabla. 4.381).

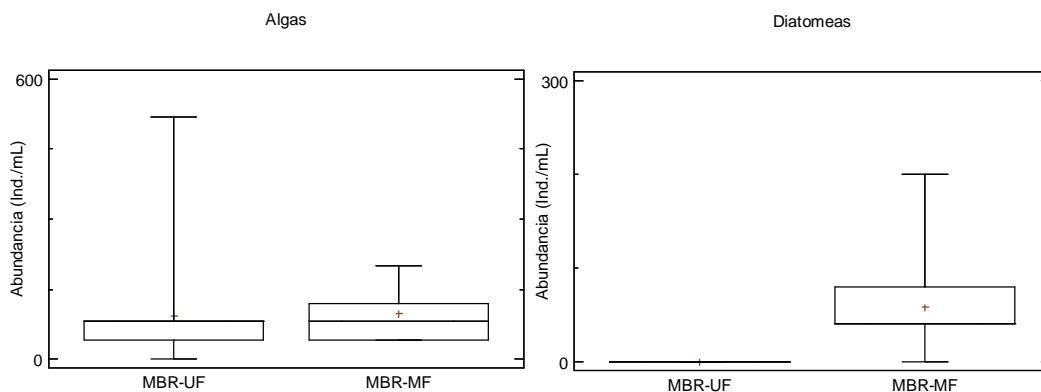


Figura 4.179. Abundancia de algas y diatomeas en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.380. Test LSD entre sistemas MBR y algas.

<i>Fases 2</i> <i>Abundancia (Ind./mL)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
MBR-UF	31	92,9032	106,025	x
MBR-MF	22	98,1818	48,9544	x

La abundancia de diatomeas es mayor en el sistema MBR-MF (58 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (0 individuos/mL) (Fig. 4.179), presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.000$) (Tabla. 4.382).

Tabla 4.381. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.

<i>Fases 2</i> <i>Abundancia (Ind./mL)</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv.</i> <i>estándar</i>	<i>Grupos</i> <i>Homogéneos</i>
MBR-UF	31	0	0	x
MBR-MF	22	58,1818	50,4868	x

La comparativa de estas fases arrojo como resultado que el sistema MBR-MF presento diferencias estadísticamente significativas, registrando mayor abundancia para la mayoría de los grupos funcionales, número de especies y abundancia de protozoos y metazoos comparado con el sistema MBR-UF el cual presento menor abundancia para los grupos y especies analizadas. Esta diferencia probablemente se debe a la concentración de MLSS en el sistema MBR-MF siendo superior 6,9 g/L que la concentración de MLSS en el sistema MBR-UF la cual fue de 3,5 g/L.

La Fig. 4.180, muestra como el SBI es significativamente superior en el sistema MBR-MF con un valor de 9 comparado con el sistema MBR-UF el cual presento un valor de 6 ($p < 0.000$) (Tabla. 4.383), respondiendo al mismo patrón que la mayoría de los protozoos. Aunque el SBI del sistema MBR-UF fue 6, indicando un fango estable y bien colonizado, con la actividad biológica en deterioro y buen funcionamiento del sistema, en nuestro caso la DBO₅ del efluente estaba por debajo de 10 mg O₂/L con una media de 2,06 mg O₂/L y la DQO del efluente oscilaba entre 5 y 91 mg O₂/L con una media de 27 mg O₂/L. El sistema MBR-MF presento un SBI de 9 indicando un fango estable y muy bien colonizado, actividad biológica excelente y muy buen funcionamiento del proceso de depuración, en nuestro caso

la DBO₅ del efluente estaba por debajo de 5 mg O₂/L con una media de 1,68 mg O₂/L y la DQO del efluente oscilaba entre 12 y 45 mg O₂/L con una media de 25,33 mg O₂/L.

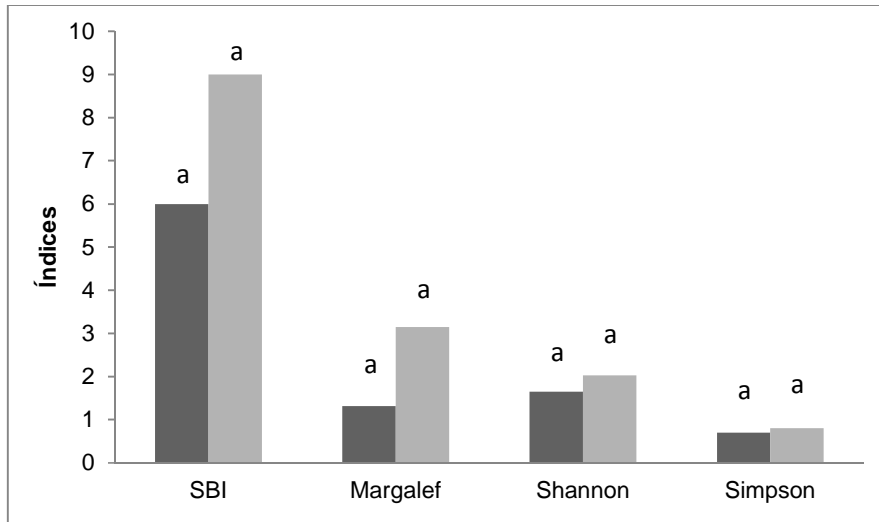


Figura 4.180. Índices bióticos en los sistemas MBR (Fases 2 MBR-UF y 2 MBR-MF).

Tabla 4.382. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.

SBI	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	6,29032	1,86536	x
MBR-MF	26	8,57692	0,90213	x

Tabla 4.383. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Margalef.

Índice de Margalef	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	31	1,31419	0,341914	x
MBR-MF	26	3,15731	0,563308	x

Al igual que el SBI el Índice de Margalef es significativamente superior en el sistema MBR-MF ($Mg = 3,1$) comparado con el sistema MBR-UF ($Mg = 1,31$) ($p < 0.000$) (Tabla. 4.384), indicando que el sistema MBR-MF presenta una mayor riqueza de especies en estas fases de comparación con respecto al sistema MBR-UF (Fig. 4.180). Queda demostrado con el número de especies y la abundancia del sistema MBR-MF los cuales son superiores comparados con el sistema MBR-UF.

Al igual que los índices anteriores el Índice de Shannon y de Simpson presentaron la misma tendencia de ser superiores en el sistema MBR-MF (2,03 y 0,8 respectivamente) comparado con el sistema MBR-UF (1,65 y 0,7 respectivamente), indicando que el fango activo del sistema MBR-MF se encontraba con una actividad biológica excelente y con una gran riqueza de especies (Fig. 4.180). Encontrando diferencias estadísticamente significativas entre los sistemas MBR, siendo el sistema MBR-MF el que presento valores mayores para ambos índices (Tabla. 4.385 y 4.386).

Tabla 4.384. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Shannon.

<i>Índice de Shannon</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. Estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	31	1,65	0,32001	x
MBR-MF	26	2,035	0,27577	x

Tabla 4.385. Test LSD entre sistemas MBR y el Índice de Simpson.

<i>Índice de Simpson</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	31	0,689032	0,117795	x
MBR-MF	26	0,797308	0,061809	x

Según la interpretación del Índice de Shannon-Weaver se encontró que el agua esta medianamente contaminada en los sistemas MBR, pero no coincide con la calidad del agua obtenida después del proceso de depuración, la cual fue alta y estable durante el período experimental.

4.4.3.3. Comparación entre la Fase 6 MBR-UF y la Fase 4 MBR-MF

Las condiciones operacionales y ambientales de la Fase 6 MBR-UF y de la Fase 4 MBR-MF, corresponden con temperaturas entre 20-25 °C, SRT de 20 días, HRT de 35 horas, carga contaminante 0,5 Kg DQO/d m³, concentración de MLSS de 15,7 g/L para el sistema MBR-UF y de 7,6 g/L para el sistema MBR-MF y altura de lámina de agua de 3,75 m para ambos sistemas MBR ensayados.

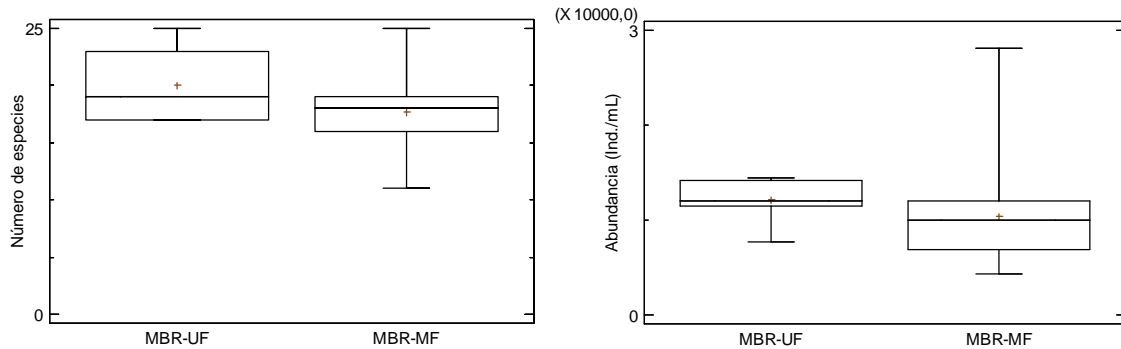


Figura 4.181. Número de especies y abundancia de protozoos y metazoos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

El número de especies (Fig. 4.181) para el sistema MBR-UF es de 20 especies y para el sistema MBR-MF es de 18 especies, sin presentar diferencias estadísticamente significativas en el número de especies del sistema MBR-UF, aun siendo mayor que en el sistema MBR-MF ($p < 0.075$) (Tabla. 4.387).

Tabla 4.386. Test LSD entre sistemas MBR y número de especies.

Fases Número de especies	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	17,7097	2,8	x
MBR-UF	7	20,0	3,0	x

Al igual que en el número de especies (Fig. 4.181), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia (12,160 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 10,466 individuos/mL para el sistema MBR-MF) de protozoos y metazoos para los sistemas MBR analizados ($p < 0.350$) (Tabla. 4.388).

Tabla 4.387. Test LSD entre sistemas MBR y abundancia.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	10465,8	4889,21	x
MBR-UF	7	12160,0	2290,04	x

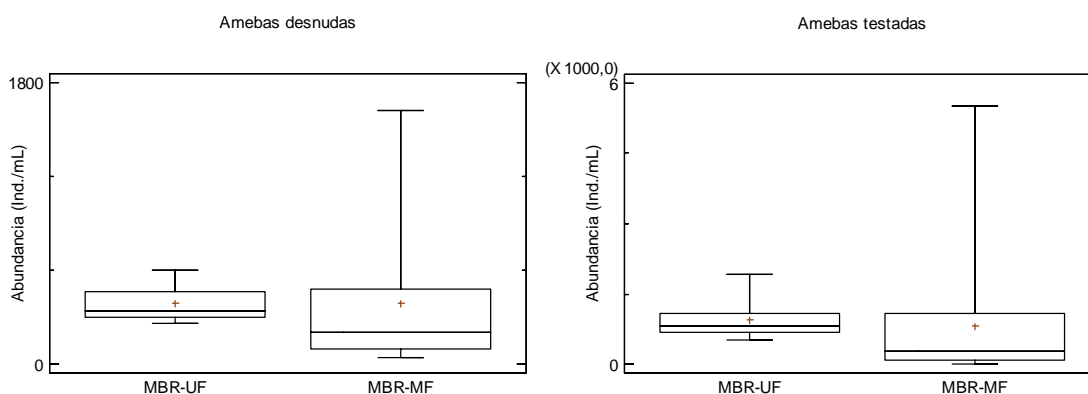


Figura 4.182. Abundancia de amebas desnudas y amebas testadas en los sistemas.

La figura 4.182, muestra la abundancia de amebas desnudas (386 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 388 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en los sistemas MBR analizados para estas fases de comparación, registrando valores similares para ambos sistemas ($p < 0.987$) (Tabla. 4.389).

Tabla 4.388. Test LSD entre sistemas MBR y amebas desnudas.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	385,714	114,725	x
MBR-MF	31	388,387	455,683	x

Tabla 4.389. Test LSD entre sistemas MBR y amebas testadas.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	821,935	1205,76	x
MBR-UF	7	948,571	467,455	x

La Fig. 4.182, muestra como la abundancia de amebas testadas es ligeramente superior en el sistema MBR-UF (949 individuos/mL) comparado con la abundancia del sistema de MBR-MF (822 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.787$) (Tabla. 4.390).

Al igual que el grupo de amebas testadas, *Arcella* sp (89 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 80 individuos/mL para el sistema MBR-MF) y *Euglypha* sp (874 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 734 individuos/mL para el sistema MBR-MF), sin presentar

diferencias estadísticamente significativas para estas especies en las fases de comparación ($p < 0.804$ y $p < 0.076$).

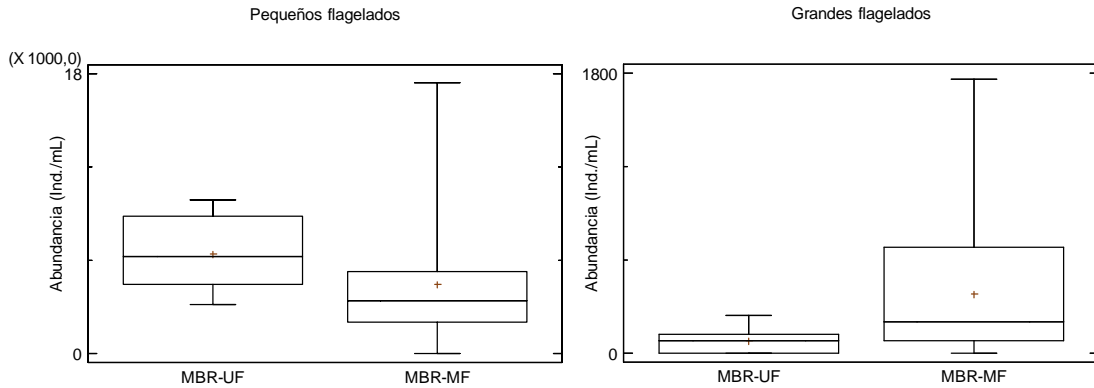


Figura 4.183. Abundancia de pequeños y grandes flagelados en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

La Fig. 4.183, muestra la abundancia para pequeños y grandes flagelados encontrados en los sistemas MBR.

La abundancia de pequeños flagelados fue de 6.437 individuos/mL para el sistema MBR-UF y de 4.452 individuos/mL para el sistema MBR-MF, sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.248$) en las fases ensayadas (Tabla. 4.391).

Tabla 4.390. Test LSD entre sistemas MBR y pequeños flagelados.

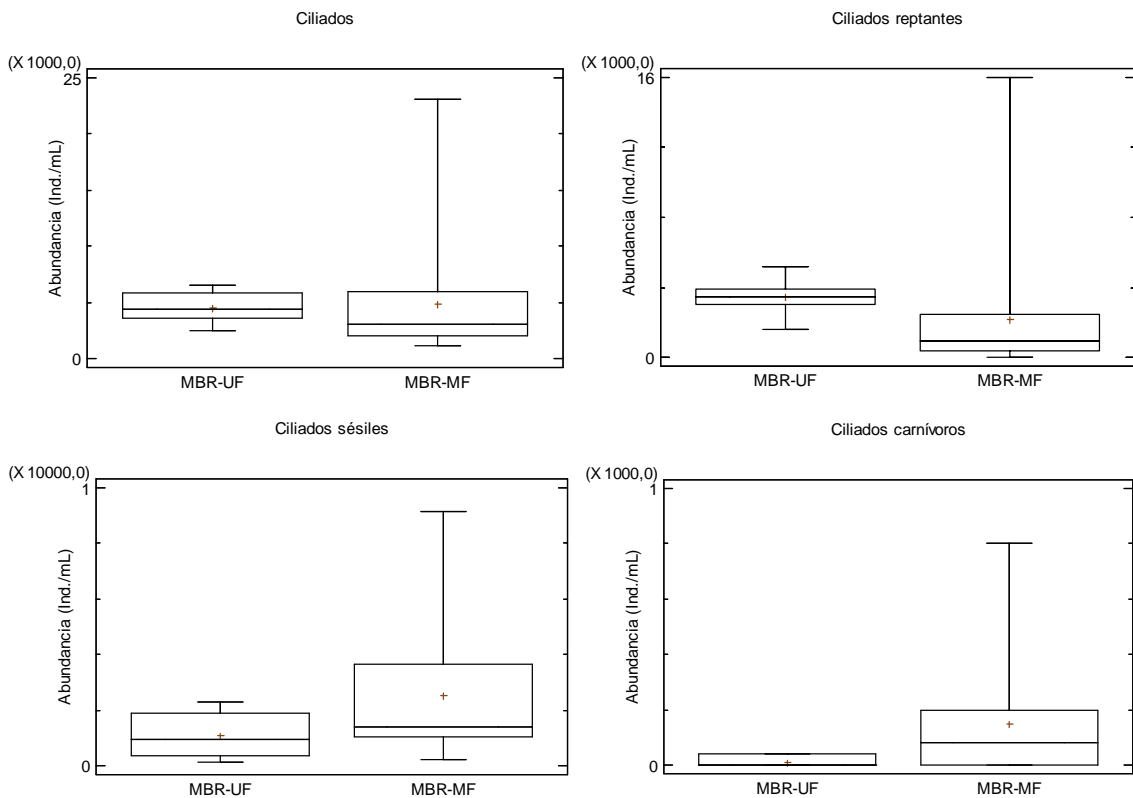
Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	4451,61	3843,8	x
MBR-UF	7	6437,14	2380,5	x

Al igual que los pequeños flagelados y amebas testadas, la abundancia de grandes flagelados (Fig. 4.183), es superior en el sistema MBR-MF (381 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (80 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.051$) (Tabla. 4.392).

Tabla 4.391. Test LSD entre sistemas MBR y grandes flagelados.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	80,0	83,2666	x
MBR-MF	31	380,64	433,758	x

Encontrando diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de la especie *Entosiphon* sp en el sistema MBR-MF (285 individuos/mL) siendo mayor que la abundancia del sistema MBR-UF (0 individuos/mL) ($p < 0.031$). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia especies como *Euglena* sp (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 4 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.419$) y en la abundancia de *Peranema* sp (80 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 92 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.813$), entre los sistemas MBR.

**Figura 4.184.** Abundancia de ciliados en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

La Fig. 4.184, muestra como la abundancia de ciliados es ligeramente superior en el sistema MBR-MF (4,828 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (4,520 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.851$) en la abundancia entre las fases de comparación de los sistemas MBR analizados (Tabla. 4.393).

La abundancia de ciliados reptantes (Fig. 4.184), es superior en el sistema MBR-UF (3,434 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (2,142 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.290$) en los grupos de ciliados reptantes en los sistemas MBR (Tabla. 4.394).

Tabla 4.392. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	4520,0	1369,96	x
MBR-MF	31	4828,39	4629,5	x

Tabla 4.393. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados reptantes.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	2141,94	3397,35	x
MBR-UF	7	3434,29	1074,41	x

Analizando las especies que componen este grupo de ciliados reptantes se observó diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de *Acinertia* sp (931 individuos/mL y 175 individuos/mL) ($p < 0.000$) siendo superior en el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de las especies como *Aspidisca cicada* (2,211 individuos/mL y 821 individuos/mL) ($p < 0.039$), *Pseudochilodonopsis fluviatilis* (103 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 221 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.633$), *Chilodonella* sp (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 84 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.276$), *Drepanomonas revoluta* (51 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 86 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.625$), *Trochilia minuta* (137 individuos/mL

para el sistema MBR-UF y 755 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.225$) y *Euplotes* sp (0 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 21 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.387$) en estas fases de comparación.

La Fig. 4.184, muestra como la abundancia de ciliados sésiles es ligeramente superior en el sistema MBR-MF (2,526 individuos/mL) comparado con la abundancia del sistema MBR-UF (1,068 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre las fases de comparación ($p < 0.071$) (Tabla. 4.395).

Tabla 4.394. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados sésiles.

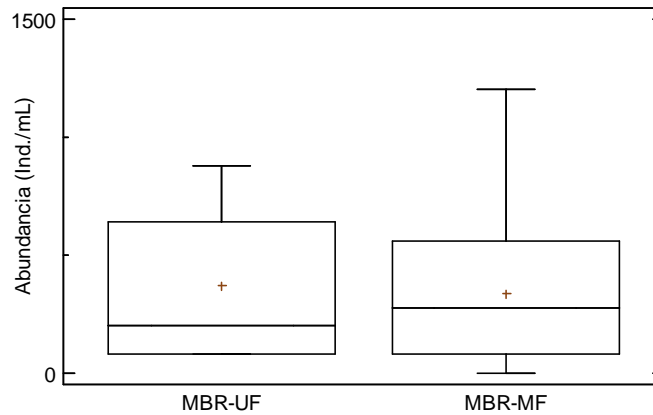
Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	1068,57	816,73	x
MBR-MF	31	2526,45	2277,9	x

Entre las especies de este grupo también se encontraron diferencias significativas en la abundancia de las especies como *Opercularia* spp (108 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 34 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.014$), *Vorticella* spp (451 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 26 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$), *V. convallaria* (103 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 14 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$), *V. microstoma* (97 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 15 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.000$) y *V. striata* (11 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 0 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.050$) siendo superiores en el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF. Por el contrario, se encontró diferencias significativas en la abundancia de *Epistylis* sp ($p < 0.016$) siendo mayor en el sistema MBR-MF (2,431 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (297 individuos/mL). Destacar la ausencia de *V. fromentelli* y *V. infusionum* en estas fases de comparación.

La Fig. 4.184, muestra como la abundancia de ciliados carnívoros es significativamente superior en el sistema MBR-MF (151 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (11 individuos/mL) ($p < 0.048$) (Tabla. 4.396).

Tabla 4.395. Test LSD entre sistemas MBR y ciliados carnívoros.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	11,4286	19,518	x
MBR-MF	31	150,968	185,82	x

**Figura 4.185.** Abundancia de suctores en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

Las especies que componen este grupo como *Coleps hirtus* y *Litonotus* sp, muestran una abundancia superior en el sistema MBR-MF (103 individuos/mL y 48 individuos/mL respectivamente) comparado con el sistema MBR-UF (11 individuos/mL y 0 individuos/mL), en las fases de comparación analizadas. Sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.074$ y $p < 0.211$ respectivamente).

La Fig. 4.185, muestra como la abundancia de suctores es ligeramente superior en el sistema MBR-UF (371 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (338 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre las fases de comparación de los sistemas MBR analizados ($p < 0.789$) (Tabla. 4.397).

Tabla 4.396. Test LSD entre sistemas MBR y suctores.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	338,065	307,911	x
MBR-UF	7	371,429	327,995	x

Analizando las especies que componen el grupo de suctores se encontraron diferencias significativas en la abundancia de especies como *Metacineteta* sp (166 individuos/mL) siendo superior en el sistema MBR-UF comparado con la abundancia del sistema MBR-MF (26 individuos/mL) ($p < 0.000$) y *Acineteta* sp (17 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 1 individuos/mL para el sistema MBR-MF) ($p < 0.036$). Por el contrario, la abundancia de *Podophrya* sp (17 individuos/mL) es significativamente menor para el sistema MBR-UF comparado con el sistema MBR-MF (125 individuos/mL) ($p < 0.018$). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de las especies como *Trichophrya astaci* (154 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 177 individuos/mL para el sistema MBR-MF) y *Tokophrya* sp (17 individuos/mL para el sistema MBR-UF y 9 individuos/mL para el sistema MBR-MF), ($p < 0.704$ y $p < 0.457$), entre las fases de comparación de los sistemas MBR estudiados.

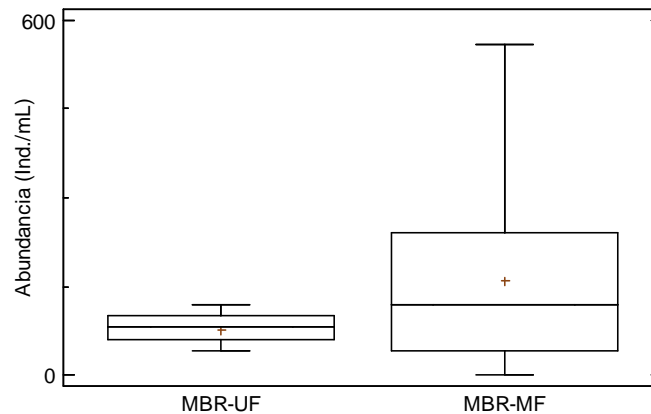


Figura 4.186. Abundancia de *Rotaria rotatoria* en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

Tabla 4.397. Test LSD entre sistemas MBR y rotíferos.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	7	77,1429	26,9037	X
MBR-MF	31	160,0	140,095	X

La abundancia del rotífero *Rotaria rotatoria* es superior en el sistema MBR-MF (160 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (77 individuos/mL) (Fig. 4.186), sin

presentar diferencias estadísticamente significativas para las fases de comparación de los sistemas MBR analizados ($p < 0.112$) (Tabla. 4.398).

La abundancia de nematodos es ligeramente superior en el sistema MBR-MF (38 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-UF (29 individuos/mL) (Fig. 4.187). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas entre las fases de comparación de los sistemas MBR ($p < 0.718$) (Tabla. 4.399), al igual que el grupo de rotíferos.

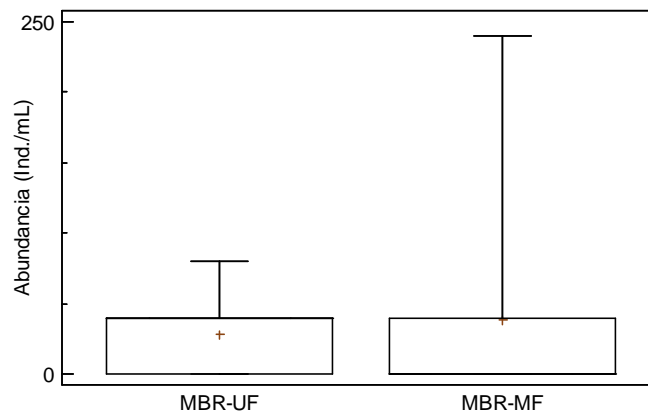


Figura 4.187. Abundancia de nematodos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

Tabla 4.398. Test LSD entre sistemas MBR y nematodos.

Fases	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
Abundancia (Ind./mL)				
MBR-UF	7	28,5714	30,2372	x
MBR-MF	31	38,7097	66,5203	x

La Fig. 4.188, muestra como la abundancia de algas es ligeramente superior en el sistema MBR-UF (80 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (70 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en las fases de comparación de los sistemas MBR ($p < 0.679$) (Tabla. 4.400).

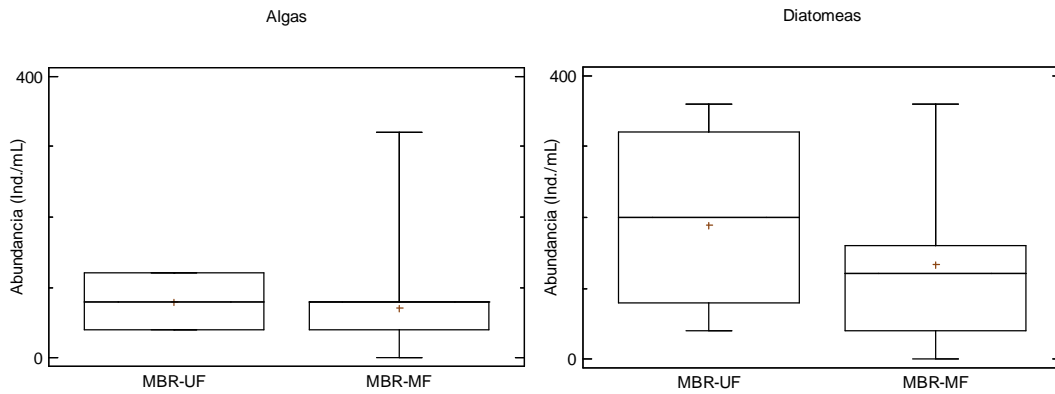


Figura 4.188. Abundancia de algas y diatomeas en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

Tabla 4.399. Test LSD entre sistemas MBR y algas.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	69,6774	65,2934	x
MBR-UF	7	80,0	32,6599	x

Al igual que el grupo de algas, la Fig. 4.188, muestra como la abundancia de diatomeas es superior en el sistema MBR-UF (189 individuos/mL) comparado con el sistema MBR-MF (133 individuos/mL), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.145$) (Tabla. 4.401).

Tabla 4.400. Test LSD entre sistemas MBR y diatomeas.

Fases Abundancia (Ind./mL)	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	132,903	89,6732	x
MBR-UF	7	188,571	119,363	x

Destacar que en el análisis de las fases comparadas para los sistemas MBR, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas en la abundancia de los grupos y especies de protozoos, metazoos y algas, la variable que marcaba la diferencia fue la concentración de MLSS pero no influyo en la abundancia de protozoos, metazoos y algas analizada.

Ambos sistemas MBR presentaron un SBI de 8 para estas fases, indicando un fango muy bien colonizado y estable, actividad biológica excelente y muy buen funcionamiento del proceso de depuración (Fig. 4.189). Sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.530$) (Tabla. 4.402).

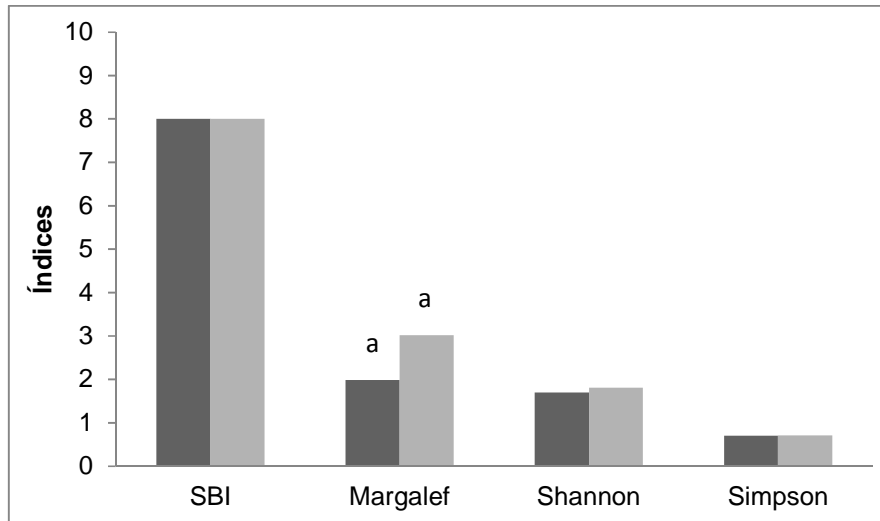


Figura 4.189. Índices bióticos en los sistemas MBR (Fase 6 MBR-UF y Fase 4 MBR-MF).

Tabla 4.401. Test LSD entre sistemas MBR y SBI.

Índice SBI	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-MF	31	7,93	1,3889	x
MBR-UF	8	8,25	0,7071	x

Tabla 4.402. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Margalef.

Índice de Margalef	Casos	Media	Desv. estándar	Grupos Homogéneos
MBR-UF	8	1,9925	0,31038	x
MBR-MF	31	3,0235	0,44959	x

La Fig. 4.189, muestra como el Índice de Margalef es menor en el sistema MBR-UF ($Mg = 1,99$) comparado con el sistema MBR-MF ($Mg = 3,02$), presentando diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.000$) (Tabla. 4.403), lo cual indica que el sistema

MBR-UF presenta una menor riqueza de especies comparado con el sistema MBR-MF el cual presento mayor riqueza de especies en las fases de ensayadas.

El índice de Shannon fue de 1,7 para el sistema MBR-UF y de 1,81 para el sistema MBR-MF (Fig. 4.189), sin presentar diferencias estadísticamente significativas en las fases ensayadas ($p < 0.462$) (Tabla. 4.404). Según su interpretación la calidad del agua es medianamente contaminada como en las fases comparadas anteriormente.

Tabla 4.403. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Shannon.

<i>Índice de Shannon</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	8	1,6975	0,268634	x
MBR-MF	31	1,81323	0,455363	x

Al igual que el índice de Shannon el índice de Simpson presento los mismos valores para ambos sistemas (0,7 y 0,71 respectivamente) (Fig. 4.189), sin presentar diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.931$) (Tabla. 4.405).

Tabla 4.404. Test LSD entre sistemas MBR y el índice de Simpson.

<i>Índice de Simpson</i>	<i>Casos</i>	<i>Media</i>	<i>Desv. estándar</i>	<i>Grupos Homogéneos</i>
MBR-UF	8	0,7075	0,083452	x
MBR-MF	31	0,71258	0,168047	x

Los efluentes de los sistemas MBR presentaron una DBO₅ por debajo de 6 mg O₂/L con una media de 2,28 mg O₂/L para el sistema MBR-UF y de 2,20 mg O₂/L para el sistema MBR-MF, por otro lado los valores de DQO de los efluentes se encontraron por debajo de 35 mg O₂/L para el sistema MBR-UF con un media de 24 mg O₂/L y la DQO del efluente del sistema MBR-MF estaba por debajo 62 mg O₂/L con una media de 23 mg O₂/L para las fases de comparación de los sistemas MBR analizados.

5. CONCLUSIONES

Los biorreactores de membranas (MBR) que trabajan con tiempos de retención celular (SRT) entre 20 – 35 días y tiempos de retención hidráulico (HRT) entre 31 – 40 horas operan continuamente con una alta densidad de bacterias filamentosas. Esto condiciona que el fango activo esté formado por flóculos grandes y con una estructura abierta e irregular, constante a lo largo del período experimental. Estas características no afectan negativamente ni a la calidad del efluente obtenido, ni a la permeabilidad de la membrana.

La temperatura y la carga contaminante en DQO son las variables más influyentes en la menor o mayor presencia de bacterias filamentosas, las cuales aumentan cuando la temperatura del fango activo decrece o la carga en DQO incrementa.

El grupo nocardiformes fueron las bacterias filamentosas más predominantes en el fango activo de los sistemas MBR bajo las condiciones operacionales ensayadas, siendo la temperatura la variable más influyente sobre su densidad produciéndose un incremento significativo con el descenso de la temperatura.

El fango activo con predominio de formas nocardiformes no causa problemas de atascamiento en las membranas ensayadas, aunque sí pérdidas de biomasa que afectan a la estabilidad del proceso biológico.

El índice de filamentos FI y la técnica de recuento STFC no son herramientas apropiadas para predecir problemas operacionales provocados por bacterias filamentosas en los sistemas MBR, siendo más adecuado realizar un seguimiento e identificación de especies.

Los índices usados en ecología no son un herramienta adecuada para evaluar los sistemas MBR de depuración de aguas residuales, ya que no tienen en cuenta las variables

operacionales y ambientales, solo se basan en la diversidad, equidad y número de especies.

El índice del fango SBI desarrollado por Madoni en 1990, necesita una adaptación para utilizarse en sistemas MBR, ya que el valor indicador de ciertos grupos y/o especies es diferente en a los presentados en los sistemas convencionales.

La temperatura y la carga contaminante en DQO son las variables más influyentes en la menor o mayor presencia de protozoos, metazoos y algas, destacando la carga contaminante sobre la temperatura. Por contraste, variaciones en el SRT entre 20 – 40 días y HRT entre 30 – 40 horas no mostraron un efecto significativo sobre la densidad de protozoos, metazoos y algas en los sistemas MBR analizados.

El número acumulado de especies fue similar en ambas instalaciones MBR y en sistemas convencionales sin presentar diferencias en base a la tecnología, todas las especies encontradas son típicas de fangos activos.

Los pequeños flagelados y amebas desnudas mostraron asociación positiva con la calidad del efluente en los sistemas MBR y asociados a condiciones de nitrificación, contradiciendo el valor indicador de baja calidad del efluente y bajo rendimiento del proceso de depuración observado en sistemas convencionales.

Las amebas testadas afianzan su valor indicador presentado en sistemas convencionales, asociadas con un buen rendimiento de la depuración y buena calidad del efluente en sistemas MBR.

El grupo de ciliados reptantes (grupo positivo en el SBI) no presenta un valor indicador significativo en los sistemas MBR, debido a que las especies que lo componen presentan

conductas diferentes favorecidas por la variación de las variables ambientales y operacionales.

Al igual que el grupo de ciliados reptantes, el grupo de ciliados sésiles también depende de las especies que lo componen, debido a que cada especie presenta un rango óptimo de crecimiento en el cual intervienen las variables ambientales y operacionales, reflejando su sensibilidad o receptibilidad al aumento o descenso de las variables.

La presencia de *Opercularia* spp se ve favorecida por bajas temperaturas y baja carga contaminante reflejando un valor indicador opuesto el encontrado en sistemas convencionales, al contrario *Vorticella microstoma* favorecida por altas temperaturas y alta carga contaminante afianza su valor indicador de un bajo rendimiento en la eliminación de materia orgánica.

Ciliados libres y carnívoros presentaron baja abundancia en los sistemas MBR analizados observándose ocasionalmente en comparación con los sistemas convencionales.

El grupo de suctores y rotíferos presentaron en los sistemas MBR analizados un gran valor indicador de tipo positivo tanto de funcionamiento del proceso como en la calidad del efluente.

Las algas y diatomeas favorecidas significativamente por el incremento de la temperatura, SRT y concentración de MLSS, y en menor medida por la carga contaminante presentan un valor indicador de buena calidad del efluente en relación al contenido en materia orgánica.

La comparativa entre fases para los sistemas MBR de microfiltración y ultrafiltración no mostró diferencias entre la tecnología empleada, más allá del efecto causado por la diferencia de temperatura del fango activo.

CONCLUSIONS

Membrane bioreactors (MBR) that work with sludge retention times (SRT) of between 20 and 35 days and hydraulic retention times (HRT) of between 31 and 40 hours operate continually with a high density of filamentous bacteria. This results in the activated sludge forming large floccules with an open and irregular structure, constant over the experimental period. These characteristics do not negatively affect either the quality of the final effluent or the permeability of the membrane.

The temperature and contaminant load in DQO are the most influential variables on the greater or lesser presence of filamentous bacteria, which proliferate when the temperature of the activated sludge decreases or the DQO load increases.

The nocardiform group proved to be the predominant filamentous bacteria in the activated sludge of the MBR systems under the operational conditions tested. Temperature was the most influential variable in terms of density, values significantly rising with a fall in temperature.

The activated sludge with a predominance of nocardiforms caused no problems of membrane fouling, although there were losses in biomass that affected the stability of the biological process.

The FI index of filaments and the STFC count technique were not appropriate tools to predict operational problems provoked by filamentous bacteria in the MBR system, these being more suitable for the monitoring and identification of species.

The indices used in ecology are not adequate for evaluating MBR systems of waste-water purification, since they do not take into account operational or environmental variables and are based only on diversity, balance, and number of species.

The sludge index SBI developed by Madoni in 1990 should to be adapted for use in MBR systems, since the indicator value of certain groups and/or species is different from those presented in conventional systems.

Temperature and contaminant load in DQO are the most influential variables on the greater or lesser presence of protozoans, metazoans, and algae, with a striking effect of contaminant load on temperature. By contrast, variations in the SRT of between 20 and 40 days and HRT of between 30 and 40 h exerted no significant effect on the density of protozoans, metazoans, or algae in the MBR systems analysed.

The cumulative number of species was similar at both MBR facilities and in conventional systems without differences on the basis of technology. All the species found were typical of activated sludge.

The small flagellates and naked amoebas showed a positive association with the quality of the effluent in the MBR systems and associated with nitrification conditions, contradicting the indicator value of low effluent quality and low performance of the purification process found in conventional systems.

Testate amoebas demonstrated their indicator value presented in the conventional systems, associated with good purification performance and good effluent quality in MBR systems.

The group of crawling ciliates (positive group in SBI) did not present a significant indicator value in the MBR systems, because the species comprising them behaved differently due to the variation in the environmental and operational variables.

As with the group of crawling ciliates, the group of sessile ciliates also depended on the species making it up, given that each species presented an optimal growth range which environmental and operational variables influence, reflecting their sensitivity and receptivity to the increase or decrease of the variables.

The presence of *Opercularia* spp. is favoured by low temperatures and low contaminant load, giving an indicator value opposite that found in conventional systems, contrary to *Vorticella microstoma*, which reacts favourably to high temperatures and heavy contaminant loads, thereby strengthening its indicator value for low performance eliminating organic matter.

Free-swimming ciliates carnivorous ciliates reached low abundance in the MBR systems analysed, this being noted occasionally in comparison with conventional systems.

The group of suctors and rotifers in the MBR systems analysed registered a high indicator value of the positive type both in the functioning of the process as well as in the quality of the effluent.

The algae and diatoms were significantly favoured by increases in temperature, SRT, and MLSS concentrations, and to a lesser extent by the contaminant load, presenting an indicator value for good effluent quality in relation to the organic matter content.

The comparison between phases for the MBR systems of microfiltration and ultrafiltration showed no differences between the technology used, beyond the effect caused by the temperature difference of the activated sludge.

6. LÍNEAS DE TRABAJO FUTURAS

A continuación se detallan algunas líneas de trabajo con el fin de complementar los resultados de esta investigación:

- Es necesario la adaptación o creación de un índice biótico que sea capaz de detectar cambios inesperados en la composición del influente, así mismo, que asesore sobre la calidad del efluente producido.
- Seleccionar especies de protozoos y metazoos que controlen el crecimiento excesivo de bacterias filamentosas.
- Explotar el valor indicador de las algas unicelulares y su simbiosis con protozoos en ambientes anóxicos.

7. BIBLIOGRAFÍA

Al-Halbouni D., Traber J., Lyko S., Wintgens T., Melin T., Tacke D., Janot A., Dott W., Hollender J. Correlation of EPS content in activated sludge at different sludge retention times with membrane fouling phenomena. *Water Research*. 42 (2008) 1475-1488.

Al-Shahwani S. M., and Horan N. J. The use of protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants. *Water Research*. Vol. 25 (6) (1991) 633-638.

Andreasen K., and Nielsen P. H. Growth of *Microthrix parvicella* in nutrient removal activated sludge plants: studies of in situ physiology. *Water Research*. 34 (2000) 1559–1569.

APHA, AWWA, WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater* 22th ed. Washington. D.C. 2012. ISBN-978-0-87553-013-0.

Arcos Pulido M. P., Ávila de Navia S. L., Estupiñan Torres S. M., Gómez Prieto A. C. Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA Publicación Científica*. 3 (2005) 1-116. ISBN: 1794-2470.

Ardern E., and Lockett W.T. Laboratory tests for ascertaining the condition of activated sludge. *Journal of Proc. Inst. Sewage Purification* (1936) 212-215.

Ardern E., and Lockett W.T. Manchester Rivers Department Annual Report. Appendix 1 (1928) 41-46.

Arévalo J., Garralón G., Plaza F., Moreno B., Pérez J., Gómez M. A. Wastewater reuse after treatment by tertiary ultrafiltration and a membrane bioreactor (MBR): a comparative study. *Desalination*. 243 (2009) 32–41.

Arévalo J., Moreno B., Pérez J., Gómez M.A. Applicability of the Sludge Biotic Index (SBI) for MBR activated sludge control. *Journal of Hazardous Materials*. 167 (1-3) (2009) 784-789.

Arévalo J., Ruiz L. M., González D., Parada J., Pérez J., Moreno B., Gómez M.A. Influence of sludge retention time and temperature over sludge characteristics in membrane bioreactor. *Membranes in Drinking and Industrial Water Treatment, Trondheim (Noruega)*. 28-30 Junio de 2010.

Arévalo J., Ruiz L.M., Parada-Albarracín J.A., González-Pérez D.M., Pérez J., Moreno B., Gómez M.A. Wastewater reuse after treatment by MBR. Microfiltration or Ultrafiltration? *Desalination*. 299 (2012) 22-27.

Arnáiz C., Jiménez C., y Estévez F. Determinación rápida de microorganismos filamentosos en fangos activos. *Tecnología del Agua*. 193 (1999) 102-107.

Arregui L., Pérez-Uz B., Salvadó H., and Serrano S. Progresses on the knowledge about the ecological function and structure of the protists community in activated sludge wastewater treatment plants. *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology*. A. Méndez-Vilas (Ed.). (2010) 972-979.

Arregui L., Liébana R., Rodríguez E., Murciano A., Conejero F., Pérez-Uz B., and Serrano S. Analysis of the usefulness of biological parameters for the control of activated sludge wastewater treatment plants in an interlaboratory study context. *Journal of Environmental Monitoring*. 14 (2012) 1444-1452.

Atasoy E., Murat S., A. Baban, M. Tiris. Membrane Bioreactor (MBR) Treatment of Segregated Household Wastewater for Reuse. *Clean*. 35 (5) (2007) 465-472.

Atlas de organismos planctónicos en los humedales de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2007.

Baines S., Hawkes H. A., Hewitt C. H. and Jenkins S. H. Protozoa as indicators in activated- sludge treatment. *Sewage Industrial Wastes*. 25 (1953) 1023-1033.

Beare MH, Parmelee RW, Hendrix PF and Cheng W. Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecol. Monogr*. 62 (1992) 569-591.

Beare MH (1997) Fungal and bacterial pathways of organic matter decomposition and nitrogen mineralization in arable soils. In *Soil Ecology in Sustainable Agricultural Systems*. Eds L Brussaard and R Ferrera-Cerrato. pp. 37–70. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Beaver J. R, and Crimmm T. L. Analysis of the community of planktonic ciliated protozoa relative to trophic state in Florida lakes. *Hydrobiology*. 174 (1989) 177-184.

Beyens L., and Bobrov A. Species diversity and biogeography of testate amoebae in the Artic. 6th International Symposium on Testate Amoebae. Xiamen. (2012)

Bick H. Autokologishe und saprobiologishe untersuehungen an suswasserciliaten. *Hydrobiology*. 31(1968) 256-262.

Bick H. (1972) Ciliated Protozoa. An Illustrated Guide to the Species used as Biological Indicators in Freshwater Biology. World Health Organization, Geneva.

BIOFAC Versión 1.0. Bioindicación de Fangos Activos. 2009. ISBN-13: 978-84613-4980-7. FACSA, Ciclo Integral del Agua. DVD-ROM.

Blackall L. L., Crocetti G., Saunders A. M. and Bond P. L. Review and update of the microbiology of enhanced biological phosphorus removal in wastewater treatment plants. *Antonie van Leeuwenhoek* 81. (2002) 681-691.

Bode, A., Alvarez-Ossorio, M.T., Gonzalez, N., Lorenzo, J., Rodríguez, C., Varela, M., Varela, M.M. Seasonal variability of plankton blooms in the Ría de Ferrol (NW Spain): II. Plankton abundance, composition and biomass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 63 (2005) 285–300.

Burgess J. E., Mayhew M. E., Stephenson T., Clark I. A. Assessment of microbial populations in activated sludge using an organism diversity index. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* 16 (1) (2002) 40-45.

Cairns J. Jr. (1974) Protozoans (Protozoa). In *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*, pp. 1-28. Academic Press, New York.

Callieri C., Karjalainen S., Passoni S. Grazing by ciliates and heterotrophic nanoflagellates on picocyanobacteria in Lago Maggiore, Italy. *Journal of Plankton Research*. 24 (2002) 785-796.

Canals O., Salvado H., Auset M., Hernández C., Malfeito J. J. Microfauna communities as performance indicators for an A/O Shortcut Biological Nitrogen Removal moving-bed biofilm reactor. *Water Research*. 47 (2013) 3141-3150.

Casey, T.G., Wentzel, M.C. and Ekama, G.A. Filamentous organisms bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 11: a biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms. *Water SA*. 25 (1999) 425-442.

Cavalier-Smith T. Protist phylogeny and the high-level classification of Protozoa. *European Journal of Protistology*. 39 (2003) 338-348.

Cavalier-Smith T. Protozoa: the most abundant predators on earth. *Microbiology Today*. (2006) 166-169.

Chen, S.G., Xu, M.Q., Cao, H., Zhu, J., Zhou, K.X., Xu, J., Yang, X.P., Gan, Y.P., Liu, W.Y., Zhai, J.J., Shao, Y.Y. The activated sludge fauna and performance of five sewage treatment plants in Beijing, China. *European Journal of Protistology*. 40 (2) (2004) 147–152.

Chudova, J. Inhibitory effect of refractory organic compounds produced by activated sludge micro-organisms on microbial activity and flocculation. *Water Research*. 19 (2) (1985) 197-200.

Cicek N., Franco J. P., Suidan M. T., Urbain V., and Manem J. Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated-sludge system in the treatment of wastewater containing high-molecular weight compounds, *Water Environmental Research*. 71 (1999) 64-70.

Cornel P., and Krause S. Membrane bioreactor in industrial wastewater treatment – European experiences, examples and trends. *Water Science and Technology* 53 (3) (2006) 37-44.

Crocetti G. R., Hugenholtz P., Bond P. L., Schuler A., Keller J., Jenkins D., & Blackall L. L. Identification of polyphosphate accumulating organisms and design of 16S rRNA-directed probes for their detection and quantitation. *Applied Environmental Microbiology*. 66 (2000) 1175-1182.

Curds C. R. and Vandyke J. M. The feeding habits and growth rates of some fresh-water ciliates activated-sludge plants. *Journal of Applied Ecology*. 3 (1966) 127-137.

Curds C. R., and Cockburn A. Protozoa in biological sewage-treatment processes - I. A survey of the protozoa fauna of British percolating filters and activated-sludge plants. *Water Research*. 4 (1970) 225-236.

Curds C. R. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage-treatment processes. *Annual Review of Microbiology*. 36 (1982) 27-46.

Curds C. R., Warren A., Salvadó H., Cabré H., Roberts D. 2008. An Atlas of Ciliated Protozoa Commonly Found in Aerobic Sewage-treatment Processes. An Aid to Monitor Treatment plant Performance. Natural History Museum, London. <http://ciliateguide.myspecies.info>

Curds C. R., and Cockburn A. Protozoa in biological sewage-treatment processes II. Protozoa as indicators in the activated sludge process. *Water Research*. Vol. 4 (1970b) 237-249.

Daigger G. T., and Crawford G. V. (2005) Incorporation of biological nutrient removal (BNR) into membrane bioreactor (MBRs). In IWA Specialized conference – Nutrient Management in Wastewater Treatment Processes and Recycle Stream. Krakow – Poland: LEMTECH Consulting.

Day J. G., Thomas N. J., Achilles-Day U. E. M., Leakey R. J. G. Early detection of protozoan grazers in algal biofuel cultures. *Bioresource Technology*. 114 (2012) 715-719

de la Torre T., Rodríguez C., Gómez M.A., Alonso E., Malfeito J.J. The IFAS-MBR process: a compact combination of biofilm and MBR technology as RO pretreatment. *Desalination and Water Treatment*. 51 (2013) 1063-1069.

Directiva 91/271/CCE, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas.

Drakides C. La microfaune des boues actives. Etude d'une methode d'observation et application au suivi d'un pilote en phase de demarrage. *Water Research*. 14 (1980) 1199-1207.

Drzewicki A., and Kulikowska D. Limitation of Sludge Biotic Index application for control of a wastewater treatment plant working with shock organic and ammonium loadings. *European Journal of Protistology*. 47 (2011) 287-294.

Dubber D., Gray N.F. Enumeration of protozoan ciliates in activated sludge: determination of replicate number using probability. *Water Research*. 43 (2009) 3443-3452.

Durante F., Di Bella G., Torregrossa M., Viviani G. Particle size and biomass growth in submerged membrane bioreactor. *Desalination*. 199 (1-3) (2006) 493-495.

Eikelboom D. H., and van Buijssen H. J. J. *Handbook for Microscopic Observation of Sludge, Handbuch für die mikroskopische Schlammuntersuchung*, Hirthammer, München (1992).

Eikelboom D. H. *Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation*. IWA Publishing, London, UK (2000).

Encyclopaedia of Biology. Bacterial Ecology. T. Fenchel. (2001) 1-8.

Esteban G., Tellez C., and Bautista L. M. Dynamics of ciliated protozoa communities in activated-sludge process. *Water Research*. 25 (8) (1991) 967-972.

Esteban G. F., Clarke K. J., Finlay B. J. Sequestered organelles sustain aerobic microbial life in anoxic environments. *Environmental Microbiology*. 11 (2009b) 544-550.

Esteban G. F., Fenchel T., and Finlay B. J. Myxotrophy in ciliates. *Protist*. 161 (2010) 621-641.

Fariñas, M. (1996) Análisis de la vegetación y de sus relaciones con el ambiente mediante métodos multivariantes de ordenamiento. Trabajo de ascenso. Postgrado en Ecología Tropical. ICAE. 182 p.

Fenchel T. Protozoan filter feeding. *Prog. Protistology*. 1 (1986a) 65-113.

Fenchel T. The ecology of heterotrophic microflagellates. *Adv. Microbial Ecology*. 9 (1986b) 57-97.

Fenchel T., Finlay B. J. The Ubiquity of Small Species: Patterns of Local and Global Diversity. *Bioscience*. 54 (8) (2004) 777-784.

Fenu A., Guglielmi G., Jimenez J., Spèrandio M., Saroj D., Lesjean B., Brepols C., Thoeye C., Nopens I. Activated sludge model (ASM) based modelling of membrane bioreactor (MBR) processes: A critical review with especial regard to MBR specificities. *Water Research*. 44 (2010) 4272-4294.

Fiałkowska E., and Pajdak-Stós A. Preliminary studies on the role of *Lecane* rotifers in activated sludge bulking control. *Water Research*. 42 (10–11) (2008) 2483-2490.

Finlay B. J., Maberly S. C., Esteban G. F. Spectacular abundance of ciliates in anoxic water: contribution of symbiont photosynthesis to host respiratory oxygen requirements. *FEMS Microbiology Ecology*. 20 (1996) 229-235.

Finlay B. J., Esteban G. F. Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. *Biodiversity and Conservation*. 7 (1998) 1163-1186.

Finlay B. J., and Fenchel T. Protozoan Community Structure in a Fractal Soil Environment. *Protist*. 152 (2001) 203-218.

Finlay B. J., and Fenchel T. Cosmopolitan Metapopulations of Free-Living Microbial Eukaryotes. *Protist*. 155 (2004) 237-244.

Foissner W. Taxonomic and nomenclatural revision of Sládeček's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality. *Hidrobiologija*. 166 (1988a) 1-64.

Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. 1991. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichida, Colpode. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. 1992. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band II: Peritrichia, Heterotrichia, Odontostomatida. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. 1994. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nasulida. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. 1995. Taxonomische und ökologische. Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band IV: Gymnostomatea, Loxodes, Suctorina. Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

Fried J., Mayr G., Berger H., Traunspurger W., Psenner R., and Lemmer H. Monitoring protozoa and metazoa biofilm communities for assessing wastewater quality impact and reactor up-scaling effects.

Frigon D., Guthrie R. M., Bachman G.T., Royer J., Bailey B., Raskin L. Long-term analysis of a full-scale activated sludge wastewater treatment system exhibiting seasonal biological foaming. *Water Research*. 40 (2006) 990-1008.

Ganner, B., Unterweger, A., Jäger, P. (2002). Die Biologie der Salzburger Kläranlagen im Zeitraum von 1991 bis 2000. Zur Evaluation der Beurteilungskriterien bei der mikroskopischen Belebtschlammsuntersuchung kommunaler Kläranlagen mit Stickstoffelimination. Amt der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz 6, 115-170.

Gaval G., and Pernelle J. J. Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge. *Water Research*. 37 (2003) 1991-2000.

Grupo Bioindicación Sevilla. (2013) Manual de gestión de EDAR. Depuración biológica de las aguas residuales urbanas. Problemática en sistemas de eliminación de nitrógeno. ISBN 978-84-615-5433-1.

Gerardi M. H. *Microscopic Examination of the Activated Sludge Process*, Wastewater Microbiology Series, John Wiley & Sons, INC., Hoboken, New Jersey, USA, 2008.

Gernaey K. V., van Loosdrecht, M. C. M., Henze M., Lind M., and Jorgensen S. B. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of art. *Environmental Modelling and Software* 19. (2004) 763-783.

Ghyoot W., and Verstraete W. Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor. *Water Research*. 34 (2000) 205-215.

Ginoris Y. P., A. L. A., Nicolau A., Coelho M.A.Z., Ferreira E.C. Recognition of protozoa and metazoa using image analysis tools, discriminant analysis, neural networks and decision trees. *Analytica Chimica Acta*. 595 (2007) 160-169.

Gómez M. A., Hontoria E. *Técnicas Analíticas en el Control de la Ingeniería Ambiental*. Ed. Universidad de Granada. Granada, 2003.

González D., Ruiz L. M., Garralón G., Plaza F., Arévalo J., Parada J., Pérez J, Moreno B., Gómez M. A. Wastewater polycyclic aromatic hydrocarbons removal by membrane bioreactor. *Desalination and Water Treatment*. 42 (2012) 94-99.

Gray N.F. (2005) *Water Technology*: and introduction for Environmental Scientist and Engineers. Oxford: Boston Elsevier/Butterworth-Heinemann.

Griffiths B. S. (1994) Soil nutrient flow. In *Soil Protozoa*. Ed. J F Darbyshire. CAB International, London. pp. 65–91.

Guglielmi G., Chiarani D., Judd S. J., and Andreottola G. Flux criticality and sustainability in a hollow fibre submerged membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*. 289 (2007) 241-248.

Gujer W., Henze M., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais G. V. R. The activated sludge model No. 2. Biological phosphorus removal. *Water Science and Technology*. 31 (2) (1995) 1-11.

Gujer W., Henze M., Mino T., and van Loosdrecht M. C. M. Activated Sludge Model No. 3. *Water Science and Technology* 39 (1) (1999) 183-193.

Guías de la Naturaleza Blume. Invertebrados y organismos unicelulares. ISBN: 84-8076-136-9 (1994) 6-107.

Guo W. S., Wigneswaran S., Ngo H. H., Xing W. Comparison of membrane bioreactor systems in wastewater treatment. *Desalination*. 231 (2008) 61-70.

Hahn M. W., and Höfle M. G. Grazing of protozoa and its effect on populations of aquatic bacteria. *FEMS Microbial Ecology*. 35 (2001) 113-121.

Hart K. M. and Cairns J. Jr. The maintenance of structural integrity in freshwater protozoan communities under stress. *Hydrobiology*. 108 (1984) 171-180.

Henze M., Grady C. P. L., Gujer W., Marais G V. R. and Matsuo T. (1987) Activated Sludge Model No. 2, 1995. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. London, U.K.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C., Marais Gv. R. (1995) Activated Sludge Model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Report No. 3. London, U.K.

Henze M., Gujer W., Mino T., and Van Loosdrecht, M. C. (2000) Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Technical Report No. 9. London, U.K.

<http://www.peritrich.de/Ciliata/index.html> (Base de datos sobre Ciliados).

http://www.protisten.de/english/english_index.html (Galería de imágenes de Protistas ordenadas taxonómicamente).

<http://protist.i.hosei.ac.jp/index.html> (Base de datos de Protistas).

Hu B., Qi R., An W., Xu M., Zhang Y., Bai X., Bao H., We Y., Gu J., Yang M. Dynamics of the microfauna community in a full-scale municipal wastewater treatment plant experiencing sludge bulking. *European Journal of Protistology*. 49 (2013) 491–499.

Jenkins S. H. The role of protozoa in the activated sludge process. *Nature*. (1942) 243, 546.

Jenkins D., Richard M. G., and Daigger G. T. *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking, Foaming and Other Solid Separation Problems*. 3rd Edition, IWA Publishing, 2004. ISBN 1-84339-046 -9.

Jiang J. G., Shen Y. F. Development of a biotic index using the correlation of protozoan communities with chemical water quality. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 37 (4) (2003) 777-792.

Judd S. *The MBR Book: Principles and Applications of membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. Elsevier. Oxford, UK. 2006.

Judd S. The status of membrane bioreactor technology. *Trends in Biotechnology*. 26, 2 (2007) 109-116.

Judd S., Judd C. *The MBR book. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment*. Elsevier Ltd. Oxford. 2nd Edition, 2010.

Kalh A. (1930-1935) *Urtiere oder Protozoa. i. Winpertiere oder Ciliata (Infusoria), eine Bearbeitung, der freilebenden und ectocomensalen Infusorien der Erde, unter Ausschluss der marinen Tintinnidae*. *Tierwelt Deutschlands* (Edited by Dahl F.), Teil 18 (year 1930), 21 (1931), 25 (1932), 39 (1935). Fischer, Jena.

Kappeler, J.; Gujer, W. (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. *Water Science and Technology* 25(6), 125-139.

Keith-Roach, M.J., Bryan, N.D., Bardgett, R.D., Livens, F.R. Seasonal changes in the microbial community of a salt marsh, measured by phospholipid fatty acid analysis. *Biogeochemistry*. 60 (2002) 77–96.

Klimowicz H. Microfauna of activated sludge. Part I. Assemblage of microfauna in laboratory models of activated sludge. *Acta Hydrobiologia*. 12 (1970) 357-376.

Kocerba-Soroka W., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Sobczyk M., M. Pławecka M., and Fyda J. Effect of the rotifer *Lecane inermis*, a potential sludge bulking control agent, on process parameters in a laboratory-scale SBR system. *Water Science and Technology*. 68 (9) (2012) 2012-2018.

Kocerba-Soroka W., Fiałkowska E., Pajdak-Stós A., Klimek B., Kowalska E., Drzewicki A., Salvadó H., and Fyda J. The use of rotifers for limiting filamentous bacteria Type 021N, a bacteria causing activated sludge bulking. *Water Science and Technology* 67 (7) (2013) 1557-1563.

Kolkwitz R. (1950) Oekologie der Saprobien. Ober die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. SchrReihe. Wass. Boden., Nr. 4.

Kolkwitz R. and Marsson, M. (1908) Oekologie der pflanzlichen Saprobien. Ber. dr. hot. Ges. 26a, 505-519.

Kolkwitz R. and Marsson M. (1909) Oekologie der tierschen Saprobien. Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr. 2, 126-152.

Krampe J., Krauth K. Oxygen transfer into activated sludge with high MLSS concentration. Water Science and Technology. 47 (2003) 297-303.

Kraume M., Drews A. Membrane Bioreactors in Waste Water Treatment – Status and Trends. Chemical Engineering and Technology. 33 (8) (2010) 1251-1259.

Krhutkova O., Denis N., Waneer J. Screening of filamentous microorganisms in activated sludge plants. Acta hydrochimica et hydrobiologica. 33 (3) (2005) 270–274.

Lackey J. B. Protozoan plankton as indicators of pollution in a flowing stream. Public Health Report, Washington. 53 (1938) 2037-58.

Lackey J. B. The significance of plankton in relation to the sanitary condition of streams. A Symposium on Hydrobiology. Madison (1941).

Lapinski J., and Tunnacliffe A. Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdelloid rotifers. Water Research. 37 (2003) 2027-2034.

Le-Clech P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments. Applied Microbiology and Biotechnology. 88. (2010) 1253-1260.

Lee Y., Oleszkiewicz J. A. Effects of predation and ORP conditions on the performance of nitrifiers in activated sludge systems. Water Research 37 (17) (2003) 4202-4210.

Lee S., S. Basu S., Tyler C., W., Wei I. W. Ciliate populations as bio-indicators at deer island treatment plant. Advances in Environmental Research. 8 (3-4) (2004), 371-378.

Lee J., Ahn W. Y., Lee C.H. Comparison of filtration characteristics between attached and suspended growth microorganisms in submerged membrane bioreactor. Water Research. 35 (2001) 2435-2445.

Leiknes T., Odegaard H. The development of a biofilm membrane bioreactor. *Desalination*. 202 (2002) 135-143.

Lesjean B., Taza-Pain A., Thaire D., Moeslang H., and Buisson H. Ten persistent myths and the realities of membrane bioreactor technology for municipal applications. *Water Science and Technology*. 63 (1) (2010) 32-39.

Levantesi C., Rossetti S., Thelen K., Kragelund C., Krooneman J., Eikelboom D, Nielsen PH & Tandoi V. Phylogeny, physiology and distribution of 'Candidatus *Microthrix calida*', a new *Microthrix* species isolated from industrial activated sludge wastewater treatment plants. *Environmental Microbiology*. 8 (2006) 1552-1563.

Liebmann H. (1951) *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie* Oldenbourg, Munich.

Li J., Li Y., Ohandja D., Yang F., Fook-Sin W., Hwee-Chuan C. Impact of filamentous bacteria on properties of activated sludge and membrane-fouling rate in a submerged MBR. *Separation and Purification Technology*. 59 (2008) 238-243.

Lindrea K. C, and Seviour R. J. (2002) Activated sludge – the process. In *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. Bitton, G. (ed). New York: John Wiley and Sons, Inc, pp 74-80.

Liu J., Yang M., Qi R., An W., Zhou J. Comparative study of protozoan communities in full scale MWTPs in Beijing to treatment processes. *Water Research*. 42 (2008) 1907-1918.

Luna-Pabello V. M., Aladro-Lubel M. A., and Durán-de-Bazua C. Biomonitoring of wastewaters in treatment plants using ciliates. *Journal of Industrial Microbiology*. 17 (1996) 62-68.

Luxmy B. S., Nakajima F., and Yamamoto K. Predator grazing effect on bacterial size distribution and floc size variation in membrane separation activated sludge. *Water Science and Technology*. 42 (2000) 211-217.

Lynn D. H. *The Ciliated Protozoa, Characterization, Classification, and Guide to the Literature*. 3rd Edition. 2010. ISBN 978-1-4020-8238-2

Madoni P., and P. F. Ghetti P. F. The structure of ciliated protozoa communities in biological sewage-treatment plants. *Hydrobiology*. 83 (1981) 207-215.

Madoni P. Role of protozoans and their indicator value in the activated sludge process. In: *Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives*. (1991) 21-27.

Madoni P. A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. *Water Research*. 28 (1) (1994) 67-75.

Madoni P. The sludge biotic index for the evaluation of the activated-sludge plant performance: the allocation of the ciliate *Acinertia uncinata* to its correct functional group. *Acta Protozoologica*. 35 (3) (1996) 209–214.

Madoni P. The allocation of the ciliate *Drepanomonas revoluta* to its correct functional group in evaluating the sludge biotic index. *European Journal of Protistology*. 36 (4) (2000) 465–471.

Madoni P. Protozoa in wastewater treatment processes: A minireview. *Italian Journal of Protistology*. 78 (1) (2011) 3-11.

McCune B., and Mefford, M. J. (2007). PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Versión 5. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

Magurran A. E. *Diversidad ecológica y su medición*. Ed. Vedral. 1988.

Magurran A. E. *Measuring biological diversity*. Blackwell. 2004.

Manser R., Muche K., Gujer W., Siegrist H. A rapid method to quantify nitrifiers in activated sludge. *Water Research*. 39 (2005) 1585-1593.

Margalef R. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 2005

Martín-Cereceda M., Serrano S., Guinea A. Biofilm communities and operational monitoring of a rotating biological contactor system. *Water Air and Soil Pollution*. 126 (2001a) 193-206.

Martín-Cereceda M., Serrano S., Guinea A. A comparative study of ciliated protozoa communities in activated-sludge plants. *FEMS Microbiology Ecology*. 21 (1996) 267-276.

Martín-Cereceda M., Zamora J., Pérez-Uz B., Guinea A. Ciliate communities of rotating biological contactor biofilms: A multivariate approach. *Systematic and Applied Microbiology*. 25 (2002) 301-313.

Martins A. M., Pagilla K., Heijnen J. J. & Van Loosdrecht M. C. Filamentous bulking sludge – a critical review. *Water Research*. 38 (2004) 793-817.

Mayhew M., and Stephenson T. Low biomass yield activated sludge: A review. *Environmental Technology*. 18 (1997) 883-892.

Mazei Y., Malysheva E., Babeshko K., Komarov A., Trulova A. Testate amoebae communities in boundaries: Spatial and temporal perspective. 6th International Symposium on Testate Amoebae. Xiamen. (2012).

Melin T., Jefferson B., Bixio D., Thoeye C., De Wilde W., De Koning J., van der Graaf J. and Wintgens T. Membrane bioreactor technology for wastewater treatment and reuse. *Desalination*. 187 (2006) 271-282.

Meyer C., Jassey V., Bernard N., Gilbert D. Microecosystem bryophyte-testate amoebae: A good tool of bioindication and biointegration of disturbances. 6th International Symposium on Testate Amoebae. Xiamen. (2012).

Meyer C., Desalme D., Bernard N., Binet P., Toussaint M. L., Gilbert D. Using "moss/soil interface-testate amoeba community" microecosystems as biointegrators of atmospheric deposition of Phenanthrene. 6th International Symposium on Testate Amoebae. Xiamen. (2012).

Meng F., Zhang H., Yang F., Li Y., Xiao J., Zhang X. Effect of filamentous bacteria on membrane fouling in submerged membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. 272 (2006) 161-168.

Metcalf, E. (2003). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento y Reutilización*. Mc Graw Hill. Madrid.

Mohr J. L. Protozoa as indicators of pollution. *Sci. Mon.* 74 (1952) 7-9.

Monsalvo V. M., Shanmugam P., and N. Horan J. Application of microbial indices to assess the performance of a sequencing batch reactor and membrane bioreactor treating municipal wastewater. *Environmental Technology*. 33 (18) (2012) 2143-2148.

Munz G., Gualtiero M., Salvadori L., Claudia C., Lubello C. Process efficiency and microbial monitoring in MBR (membrane bioreactor) and CASP (conventional activated sludge process) treatment of tannery wastewater. *Bioresource Technology*. 99 (2008) 8559-8564.

Narihiro T., and Sekiguchi Y. Microbial communities in anaerobic digestion processes for waste and wastewater treatment: a microbiological update. *Current Opinion in Biotechnology* 18. (2007) 273-278.

Neher D. A. and Campbell C. L. Nematode communities and microbial biomass in soils with annual and perennial crops. *Applied Soil Ecology*. 1 (1994) 17-28.

Ng A. N. L., Kim A. S. A mini-review of modeling on membrane bioreactor (MBR) treatment for municipal wastewaters. *Desalination*. 212 (2007) 261-281.

Nieuwenhuijzen A. F., Evenblij H., Uijterlinde C. A., Schulting F. L. Review on the state of science on membrane bioreactors for municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*. 57 (7) (2008) 979-986.

Nicolau A., Dias N., Mota M., y Lima N. Trends in use of protozoa in the assessment of wastewater treatment. *Research in Microbiology* 152 (2001) 621–630.

Noutsopoulos C., Andreadakis A., Mamais D., Gavalakis E. Identification of Type and cause of filamentous bulking under mediterranean conditions. *Environmental Technology*. 28 (2007)115-122.

OMS Organización Mundial de la Salud. Directrices sanitarias sobre el uso de las aguas residuales en agricultura y acuicultura. Serie de Informes Técnicos. 778 (1989) Ginebra - Suiza.

Ottoson J., Hansen A., Björleinius B., Norder H., Stenström T. A. Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. *Water Research*. 40 (2006) 1449-1457.

Pajdak-Stós A., and Fiałkowska E. The influence of temperature on the effectiveness of filamentous bacteria removal from activated sludge by rotifers. *Water Environment Research* 84 (8) (2008) 619-625.

Pan J. R., Su Y. C., Huang C., Lee H. C. Effect of sludge characteristics on membrane fouling in membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*. 349 (2010) 287-294.

Panadés i Blas X. Las Arcellinida, un bioindicador efectivo de cambios paleoclimáticos y paleoambientales. *SEM@foro*. 56 (2013) 18-19.

Papadimitriou C., Palaska G., Lazaridou M., Samaras P., Sakellariopoulos G. P. The effects of toxic substances on the activated sludge microfauna. *Desalination*. 211 (1–3) (2007) 177-191.

Parada-Albarracín J. A., Arévalo J., Ruiz L.M., Pérez J., Gómez M. A. (2009). Control Microbiológico operacional en la puesta en marcha de un sistema de bio-reactor de membrana sumergida (MBR) para el tratamiento de aguas residuales urbanas. VI JORNADAS TÉCNICAS DE TRANSFERENCIA DE TECNOLOGÍA SOBRE MICROBIOLOGÍA DEL FANGO ACTIVO. GBS, EMASESA, Sevilla.

Parada-Albarracín J. A., Arévalo J., Ruiz L. M., Pérez J., Gómez M. A. Microbiología en la puesta en marcha de un biorreactor de membranas (MBR) para la depuración de aguas residuales urbanas. *Tecnología del Agua*. 30, 319 (2010) 40-47. ISSN 0211-8173.

Parada-Albarracín J. A., Marin E., Moreno B., Pérez J., Gómez M. A. Evolution of filamentous bacteria during urban wastewater treatment by MBR. *Journal of Environmental Science and Health*. 47 (A) (2012) 863-872.

Parada-Albarracín J. A., Pérez J., Esteban G. F., Gómez M. A. (2014). X Jornadas de Transferencia de Tecnología sobre Microbiología del Fango Activo. Ecología de los Sistemas de Biorreactores de Membrana en el Tratamiento de Aguas Residuales. ISBN: 978-84-697-1426-3. DEPÓSITO LEGAL: SE 1854-2014. Editorial: GBS. Formato: Libro.

Patterson R. T., Hoe H. M., Swindles G. T. Development of an Arcellacea (testate lobose amoebae) based transfer function for sedimentary Phosphorus in lakes. *Paleogeology, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 348 (2012) 32-44.

Pérez J. I., Ruiz L. M., Arévalo J., Parada J., B. Moreno, Gómez M. A. MBR pilot plants operational problems during start up. *Procedia Engineering*. 44 (2012) 1022-1023.

Pérez-Uz B., Arregui L., Calvo P., Salvadó H., Fernández N., Rodríguez E., Zornoza A., Serrano S. Assessment of plausible bioindicators for plant performance in advanced wastewater treatment Systems. *Water Research*. 44 (2010) 5059 – 5069.

Pernelle J. J., Gaval G., Cotteux E., and Duchene P. Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in activated sludge pilot plant. *Water Research*. 35 (2000) 129-134.

Pinheiro M. D. O., Power M. E., Butler B. J., Dayeh V. R., R. Slawson R, Lee L. E. J. Use of *Tetrahymena thermophila* to study the role of protozoan in inactivation of viruses in water. *Applied and Environmental Microbiology*. 73 (2007) 643-649.

Poole J. E. P. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment works. *Water Research*. 18 (3) (1984) 281-287.

Priya M., Haridas A., Manilal V. B. Involvement of protozoa in anaerobic wastewater treatment process. *Water Research*. 41 (2007) 4639-4645.

Puigagut J., Salvado H., Tarrats X., Garcia J. Effects of particulate and soluble substrates on microfauna populations and treatment efficiency in activated sludge systems. *Water Research* 41 (14) (2007) 3168-3176.

Radjenovic J., Petrovic M., Barcelo D. Analysis of pharmaceuticals in wastewater and removal using a membrane bioreactor. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 387 (2007) 1337-1367.

Rashit E. and Bazin M. Environmental fluctuations, productivity, and species diversity: an experimental study. *Microbial Ecology*. 14 (1987) 101-112.

Ratsak C. H., Marsen K. A., Koojiman S. A. L. Effects of protozoan on carbón mineralization in activated sludge. *Water Research*. 30 (1996) 1-12.

Ravva S. V., Sarreal C. Z., Mandrell R. E. Identification of protozoa in dairy lagoon wastewater that consume *Escherichia coli* O157:H7 preferentially. *PLoS One* 5(12) (2010). ISSN: 1932-6203.

Rayón F. El agua en Cataluña. Una perspectiva para los ciudadanos. B-9269-2006. (2006) 226-288.

Real decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.

Reid R. Fluctuations in population of three *Vorticella* species from an activated sludge sewage plant. *Journal of Protozoology*. 16 (1969) 103.

Reiss H., Kroncke I. Seasonal variability of epibenthic communities in different areas of the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 61 (2004) 882-905.

Resolución 10/7/2006, de la Secretaría General para el territorio y la biodiversidad, declaran las zonas sensibles en las cuencas hidrográficas nacionales e intracomunitarias.

Rieger L., Koch G., Kuhni M., Gujer W., and Siegrist H. The EWAG Bio-P module for activated sludge model No. 3. *Water Research* 35. (2001) 3887-3903.

Rodríguez E., Isac L., Fernández N., Zornoza A., Salas M. D., Serrano S., Pérez-Uz B., Arregui L., Calvo P., Estévez F. Manual práctico para el estudio de grupos bioindicadores en procesos de fangos activos. Edita: Reed Business Information-Tecnología del Agua. Patrocina: EMASESA. (2008).

Roldán Pérez G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*. Vol. 23 88 (1999) 375 – 387.

Rossetti S., Tomei M. C., Nielsen P. H., and Tandoi V. "Microthrix parvicella", a filamentous bacterium causing bulking and foaming in activated sludge systems: a review of current knowledge. *FEMS Microbiological Review*. 29 (2005) 49-64.

Ruiz L. M., J. Arévalo J., J. Parada J., D. González, B. Moreno, J. Pérez, M. A. Gómez. Respirimetric assay of two different MBR (microfiltration and ultrafiltration) to obtain kinetic and stoichiometric parameters. *Water Science Technology*. 63 (2011) 2478-2485.

Salvadó H., and Gracia M. P. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis. *Water Research*. Vol. 27 (5) (1993) 891-895.

Salvadó H. Effect of mean cellular retention time on ciliated protozoan populations in urban wastewater treatment plants based on a proposed model. *Water Research*. Vol. 28 (6) (1994) 1315-1321.

Salvadó H., Gracia M.P., Amigo J. M. Capability of ciliated protozoa as indicators of effluent quality in activated-sludge plants. *Water Research*. 29 (4) (1995) 1041-1050.

Salvadó H., Mas M., Menendez S., Gracia M. P. Effects of shock loads of salt on protozoan communities of activated sludge. *Acta Protozoologica* 40 (3) (2001) 177-185.

Sanders W. T. M., Zeeman G., and Stams A. J. M. (2002) Biosolids: anaerobic digestion of. In *Encyclopedia of Environmental Microbiology*. Bitton G. (ed) New York: John Wiley and Sons. Inc., pp 738-750.

Santos A., and Judd S. The Commercial Status of Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater. *Separation Science and Technology*. 45 (2010) 850-857.

Santos A., Ma W., Judd S. Membrane bioreactors: Two decades of research and implementation. *Desalination*. 273 (2011) 148-154.

Sartory D. P. The peritrich ciliates as biological indicators for activated sludge. *Microscopy* 33 (1996) 85-89.

Schlegel H. G., and Jannasch H. W. Prokaryotes and their habitats. In *The Prokaryotes*. Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer K.H., Stackebrandt E. (eds). New York: Springer, pp 147-184.

Schleypen, P., Gschlössl, T. (1992) Das mikroskopische Bild bei der aerobe Abwasserreinigung. *Informations-berichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft* 1/90, 1-101 & Anhang I, II.

Seckbach J. (2007) *Algae and Cyanobacteria in Extreme Environments*. 143-145. Springer. ISBN: 978-1-4020-6111-0 (HB), ISBN: 978-1-4020-6112-7 (e-book).

Seviour R. J., and Nielsen P. H. *Microbial Ecology of Activated Sludge*. IWA Publishing, London, UK. 2010.

Shannon CE, Weaver W. *The Mathematical Theory of Communication*. Illinois: University of Illinois Press; 1963.

Simek K., Bobková J., Macek M., Nedoma J., Psenner R. Ciliate grazing on picoplankton in a eutrophic reservoir during the summer phytoplankton maximum: A study at the species and community level. *Limnology and Oceanography*. 40 (1995) 1077-1090.

Soddell J. A. & Seviour R. J. Microbiology of foaming in activated sludge plants. *Journal of Applied Bacteriology*. 69 (1990) 145-176.

Spérandio M., Masse A., M.C. Espinosa-Bouchot M. C., and Cabassud C. Characterization of sludge structure and activity in submerged membrane bioreactor. *Water Science and Technology*. 52, No 10-11 (2005) 401 – 408.

Streble H. and Krauter D. Atlas de los microorganismos de agua dulce. (1987) Ediciones Omega S.A., Barcelona.

Summerer M., Sonntag B., Hörtnagl P., Sommaruga R. Symbiotic ciliates receive protection against UV damage from their algae: a test with *Paramecium bursaria* and *Chlorella*. *Protist*. 160 (2009) 233-243.

Tandoi V, Jenkins D & Wanner J (2006) Activated Sludge Separation Problems. IWA Publishing, London.

Tchobanoglous G., Burton F.L., and Stensel H.D. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, McGraw-Hill, Boston. (2004) pp. 854–865.

Teck, H. C., Loong, K. S., Sun, D. D. and Leckie, J. O. Influence of a prolonged solid retention time environment nitrification/denitrification and sludge production in a submerged membrane bioreactor. *Desalination*. 245 (2009) 28-43.

Teychene B., Guigui C., Cabassud C., Amy G. Toward a better identification of foulant species in MBR processes. *Desalination*. 231 (2008) 27-34.

The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Basic Microbiology, Protozoa. Nigel Horan. Academic Press, London, (2003). ISBN: 0-12-470100-0 pp. 69-76.

The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Microbiology of Wastewater Treatment. Protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency. Madoni, P. Academic Press, London, (2003). ISBN: 0-12-470100-0 pp. 361-373.

Toman, M. T. Biological assessment of wastewater treatment plant conditions using sludge biotic index. *Limnology*. 28 (2002) 692-994.

Torregrossa M., Viviane G., Vinci V. Foaming Estimation Tests in Activated Sludge Systems. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33 (3) (2005) 240-246.

Tsang Y. F., Sin S. N., Chua H. *Nocardia* foaming control in activated sludge process treating domestic wastewater. *Bioresource Technology*. 99 (2008) 3381-3388.

Tyagi, V.K., Subramanian, S., Kazmi, A.A., Chopra, A.K. Microbial community in conventional and extended aeration activated sludge plants in India. *Ecological Indicators*. 8 (5) (2008) 550–554.

United States Environmental Protection Agency (USEPA) and United States Agency for International Development. *Guidelines for Water Reuse*. EPA/625/R-04/108. Office of Water, Washington, DC y Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio. (2004).

van der Roest H. F., Lawrence D.P., van Bentem A.G.N. *Membrane Bioreactor for Municipal Wastewater Treatment*, IWA Publishing, London, UK, 2002.

Wanner J. Kinetic and metabolic selection in controlling the filamentous organisms in activated sludge systems. (1993) In *Prevention and Control of Bulking Activated Sludge*. Jenkins D., Ramadori R., Congolani L. (eds) Perugia: Luigi Bazzuchi Center.

Wanner J. Activated sludge populations-dynamics. *Water Science and Technology*. 30 (1994) 159-169.

Wang Z., Mai S., Yang C., Wang X., Zhou Z. Research and applications of membrane bioreactors in China: Progress and prospect. *Separation and Purification Technology*. 62 (2008) 249-263.

Wang Z., Wang P., Wang Q., Wu Z., Zhou Q., Yang D. Effective control of membrane fouling by filamentous bacteria in a submerged membrane bioreactor. *Chem. Eng. J.* 158 (2010) 608-615.

Witzig R., Manz W., Rosenberger S., Kruger U., Kraume M., Szewzyk U. Microbiological aspects of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. *Water Research*. 36 (2002) 394-402.

Yang W., Cicek N., Ilg J. State-of-the-art of membrane bioreactor: worldwide research and commercial applications in North America. *Journal of Membrane Science*. 270 (2006) 201-211.

Yianakopoulou Trissevyene. An ecosystem analysis of the activated sludge microbial community. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 45 (2010) 587-602.

You S. J., Sue W. M. Filamentous bacteria in a foaming membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*. 342 (2009) 42-49.

Zappi M. E., Tood W., Hernández R., Thomas S., Sparks D. L. Production of biodiesel and other valuable chemicals from wastewater treatment plants sludges. *United States Patent*. US 7,638.314 B2 (2009).

Zhang B. (1997). A Study on microbial activities and the role of predators in membrane separation activated sludge process. Ph.D. Thesis, Department of Urban Engineering, University of Tokyo.

Zhang J., Cao Z. Effect of Filamentous bacteria on the Operation of membrane Bioreactor (MBR). 2nd Conference on Environmental Science and Information Application Technology (2010).

Zhou K., Xu M. Q., Daia J. Y., Cao H. The microfauna communities and operational monitoring of an activated sludge plant in China. *European Journal of Protistology*. 42 (2006) 291-295.

Zhou K., Biao L., Cao H. Characteristics of microfauna and their relationships with the performance of an activated sludge plant in China. *Journal of Environmental Sciences*. 20 (2008) 482–486.