



Universidad Nacional Autónoma de México

Facultad de Estudios Superiores Iztacala

**AMIBAS DE VIDA LIBRE EN UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE
LODOS ACTIVADOS DE UNA INDUSTRIA TEXTIL**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

P R E S E N T A

Sonia Campos Cerdán

Directora de tesis: M. EN C. ELIZABETH RAMÍREZ FLORES



Los Reyes Iztacala, Estado de México 2015.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Contenido

| | |
|---------------------------------------|-----------|
| RESUMEN..... | 1 |
| 1. INTRODUCCIÓN..... | 2 |
| 2. MARCO TEÓRICO..... | 4 |
| 3. MARCO DE REFERENCIA..... | 13 |
| 4. JUSTIFICACIÓN..... | 19 |
| 5. OBJETIVOS..... | 20 |
| 6. MATERIAL Y MÉTODOS..... | 20 |
| 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 22 |
| 8. CONCLUSIONES..... | 46 |
| 9. LITERATURA CITADA..... | 47 |

Agradecimientos

JESUCRISTO te agradezco TODO, tú conoces mi alma y sabes todas mis fallas, pero a pesar de mi terquedad y desobediencia sabes que al final siempre te concedo la razón, porque nunca he encontrado ni encontraré otra manera de sentirme feliz que a través de ti. Admiro tu inmensurable amor y sabiduría.

A mi hermanito y mis padres: Isaac Campos, María de Jesús Cerdán y Humberto Campos, siempre han sido las personas más especiales para mí, me han enseñado invaluable cosas preciosas, me han aguantado muchos años y aunque no es mucho lo que he logrado, sin su apoyo creo que estaría perdida, siempre estaré en deuda con ustedes, las palabras son insuficientes para expresarles mis sentimientos y mi agradecimiento...

A mis amigas: Acoyani y Lorena, ustedes son unas personitas muy amables y admirables, gracias por dejarme compartir un buen tiempo a lado suyo, por su hermosa amistad, por tolerarme. Para mí la carrera fue maravillosa en gran parte gracias a ustedes. ¡Son fantásticas!

A las profesoras: Lolita Hernández, Esperanza Robles y Paty Bonilla por aceptar ser mis sinodales, por compartirme su tiempo y conocimientos y por su orientación para la elaboración de esta tesis.

Agradezco especialmente a la profesora Elizabeth Ramírez Flores, por permitirme ser su alumna, por todo el tiempo y conocimientos que me compartió, por apoyarme en esta última etapa de mi carrera, por sus consejos. ¡Gracias profesora Eli!

Al Profesor Arturo Rocha, por compartirme sus conocimientos y apoyarme a procesar los datos de este trabajo y hasta a interpretarlos. Lo considero un profesor admirable.

A todo el proyecto CyMA, la esencia de cada persona es lo que constituye el proyecto, permitiendo que funcione y siga brindando espacio y tiempo para los nuevos integrantes y dejando apreciables experiencias a los que dejamos el proyecto. ¡Qué increíble es el proyecto CyMA!

A la UNAM en general, una institución magnífica que brinda oportunidades de gran valor.

RESUMEN

El agua es un recurso imprescindible cuya calidad y disponibilidad ha disminuido, siendo una de las principales causas el desarrollo industrial. Concretamente la industria textil tiene consumos altos de agua y genera efluentes con distintos grados de toxicidad y baja degradabilidad. Consecuentemente la necesidad de dar tratamiento a las aguas residuales ha tomado importancia. Entre los sistemas de tratamiento, se incluye el de lodos activados, el cual es de tipo biológico y cuyo funcionamiento depende fundamentalmente de la biodegradación aerobia y la biofloculación llevados a cabo por microorganismos. Dentro de los microorganismos que participan en el proceso de tratamiento están los protozoos y en particular las Amibas de Vida Libre (AVL). Las investigaciones sobre la ecología de las AVL en ambientes acuáticos han permitido conocer la importancia ecológica de estas, sin embargo su papel en sistemas de tratamiento está poco comprendido y su presencia en efluentes industriales textiles aun no ha sido reportada. Por lo que los objetivos de este trabajo fueron: determinar la riqueza específica de AVL y su distribución espacio-temporal en un sistema de lodos activados que recibe el agua residual de una industria textil y determinar la relación de las AVL con algunos parámetros fisicoquímicos.

Se realizaron 12 muestreos mensuales de agosto de 2013 a agosto de 2014. En campo se tomaron muestras de la entrada, reactor biológico, decantador, después de la filtración y de la salida del sistema (estas últimas dos etapas corresponden a un tratamiento terciario) y se midió pH, temperatura y oxígeno disuelto (OD). En laboratorio las muestras fueron procesadas e incubadas a 37 °C, se realizó identificación morfológica. Fueron identificadas 20 especies que ya han sido reportadas en trabajos previos. Una especie reportada como potencialmente patógena y dos asociadas a patologías en humanos fueron aisladas, sin embargo el porcentaje de remoción en general fue alto. El tratamiento terciario presentó mejor eficiencia de remoción de AVL que el biológico, lo cual se atribuye a la dependencia de las AVL a la disponibilidad de hábitat. Las AVL no presentaron un patrón de distribución temporal, probablemente porque el sistema estudiado es un cuerpo de agua artificial. A partir de la distribución espacio-temporal se clasificó a las especies en 4 conjuntos, según su similitud en cuanto a incidencia, posible estrategia de supervivencia y posible grado de aclimatación. Los parámetros fisicoquímicos estuvieron dentro de los intervalos reportados aptos para las AVL. En el espacio (sitios del sistema de tratamiento) las AVL presentaron: correlación positiva con la temperatura, que se explica como una tendencia de las AVL a ser termotolerantes; correlación negativa con el OD, probablemente debido a las características de cada tipo de tratamiento, más que a la biología de las AVL y no presentaron correlación con el pH. En el tiempo ningún parámetro fisicoquímico presentó correlación con la incidencia de AVL, posiblemente porque estos fueron fluctuantes. En base a su alta incidencia se sugiere que las especies: *Vermamoeba vermiformis*, *Vahlkampfia inornata*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Guttulinopsis vulgaris* y *Platyamoeba stenopodia* fueron las principales especies que participaron en la depuración del agua residual y que presentaron mejor aclimatación.

1. INTRODUCCIÓN

Por sus características fisicoquímicas el agua es un recurso que unifica los sistemas abióticos y bióticos incluyendo a la sociedad humana, ya que brinda una gran cantidad de servicios ambientales. A pesar de ser un recurso imprescindible solo disponemos de 0.6% de la provisión mundial de agua para cubrir la demanda antrópica, pues el mayor porcentaje se encuentra en océanos, bancos polares y acuíferos de difícil acceso, aunado a esto muchas actividades no solo consumen sino también contaminan los recursos hídricos disponibles (SEMARNAT, 2008).

Dentro de estas actividades se encuentra la industria, en México se destina al sector industrial aproximadamente 10% del agua total que se extrae (SEMARNAT, 2008). A pesar de que la proporción de agua utilizada es baja en comparación con otros sectores, el impacto de la industria sobre los recursos hídricos es muy severo pues vierte cantidades importantes de contaminantes que disminuyen la calidad y disponibilidad del agua (ONU, 2011).

La actividad industrial incluye, entre otros, al sector textil el cual se caracteriza por tener consumos altos de agua, ya que una gran parte del proceso productivo es húmedo, ocupando el sexto lugar en importancia en la descarga de aguas residuales (Salas, 2003; Espinosa, 1998). La industria textil genera efluentes con residuos orgánicos e inorgánicos procedentes de los procesos de producción, la mayoría de estos residuos son tóxicos o de baja degradabilidad (Espinosa, *op. cit.*), las pruebas de toxicidad mediante ensayos biológicos aplicados a los efluentes de las plantas textiles han demostrado distintos grados de toxicidad acuática. Las sustancias que predominan en las aguas residuales de la industria textil son: metales derivados de los colorantes, surfactantes no biodegradables, detergentes, emulsificantes y dispersantes, agentes decolorantes de tintes como fenoles, solventes aromáticos, ácido oxálico, ácidos, bases, etc. (Villegas, 2009); por lo que el efluente combinado de una planta textil puede contener cualquiera de estos compuestos o todos, en cuanto a características fisicoquímicas, en términos generales los efluentes de esta industria presentan valores altos de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Demanda Biológica de Oxígeno (DBO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), así como colores diversos, pH variable y temperatura alta (Kim *et al.*, 2003).

Como consecuencia del incremento de la contaminación acuática la necesidad de implementar el tratamiento de aguas residuales ha aumentado. Una manera de mitigar los efectos negativos de los contaminantes sobre el agua es mediante el tratamiento de las mismas antes de verterlas al

ambiente. En México se trata alrededor de 15% de las aguas residuales industriales (SEMARNAT, 2008) siendo el sistema de lodos activados el de mayor aplicación: 41% del agua residual tratada en el país emplea este sistema (Torrescano, 2009). El tratamiento por lodos activados es de tipo biológico y emplea a microorganismos para remover algunos contaminantes del agua, principalmente materia orgánica (Torrescano, *op. cit.*), por lo que la presencia y distribución de determinados organismos en el agua tratada permite establecer las condiciones en las que ésta se encuentra y de manera recíproca conocer las características de los medios en que estas especies son capaces de sobrevivir y de participar en el proceso de depuración (Toledo, 2007).

Dentro de los organismos que participan en el flujo de materia y energía durante el proceso de tratamiento se encuentran los protozoos y en particular las Amibas de Vida Libre (AVL). Estos organismos desempeñan un papel ecológico importante como depredadores de bacterias (Rodríguez-Zaragoza, 1994), las cuales son las principales responsables de remover la materia orgánica en el sistema de tratamiento (Torrescano, 2009). La estrecha relación que existe entre las dinámicas poblacionales de AVL y las bacterianas es muy importante, ya que permite mantener el flujo de energía y el reciclado de los nutrientes, relacionando de esta manera los niveles tróficos inferiores con los superiores (Bonilla *et al.*, 2004) y definiendo la estabilidad y productividad biológica en la comunidad (Rodríguez-Zaragoza, *op. cit.*). Por lo tanto las AVL y los protozoos en general representan un eslabón importante en las cadenas alimentarias en los sistemas de tratamiento y en los sistemas acuáticos en general (Bonilla, *op. cit.*).

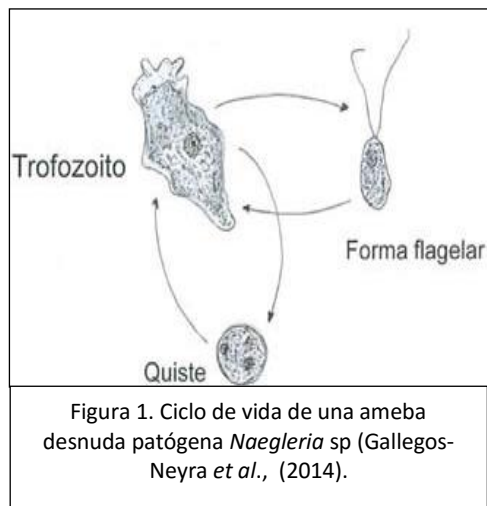
Además de su importancia ecológica en los sistemas acuáticos, algunas AVL tienen importancia médica, ya que algunas especies son potencialmente patógenas para el humano (Bonilla y Ramírez, 2011). Las amibas con capacidad de causar afecciones pertenecen a los géneros *Naegleria*, *Acanthamoeba*, *Balamuthia* y la especie *Sappinia diploidea*; las infecciones que ocasionan comprometen a cerebro, ojos, pulmones y piel, se ha demostrado además que *Naegleria* y *Acanthamoeba* entre otras AVL pueden actuar como vectores de hongos, virus y bacterias, como *Legionella pneumophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium avium* y *Vibrio cholerae* (Bonilla y Ramírez, *op. cit.*).

2. MARCO TEÓRICO

2.1.1 Amibas de Vida Libre: aspectos generales

El grupo de los protozoos incluye, entre otros, a los Sarcodinos los cuales poseen seudópodos como carácter distintivo, aunque algunos presentan etapas flageladas, pero restringidas a estadios de desarrollo de su ciclo de vida. Su citoplasma esta diferenciado en ectoplasma y endoplasma y su cuerpo tiene forma irregular pudiendo estar desnudo o protegido por conchas externas o internas. Estos organismos son principalmente solitarios y de vida libre, aunque ocurren algunas formas parásitas y coloniales (Martínez y Elías, 1985).

En el presente trabajo se hace referencia únicamente a los sarcodinos desnudos, mejor denominados como Gymnamebas (Martínez y Elías *op. cit.*) y solo a las formas de vida libre. A lo largo del presente trabajo las denominaremos Amibas de Vida Libre (AVL).



- **Ciclo de vida:** En la naturaleza el ciclo de vida de las AVL está comprendido básicamente por 2 estadios de viabilidad biológica, una forma activa que se alimenta y reproduce, denominada trofozoito y una forma inactiva de resistencia llamada “quiste”. Sin embargo se conoce que muchas especies no son formadoras de quistes, por lo que sería el

trofozoito la única forma del ciclo de vida. En el ciclo más sencillo, el trofozoito se reproduce asexualmente por fisión binaria, dando lugar a dos células hijas. Hasta donde se conoce numerosas amibas desnudas y tecadas presentan un ciclo de vida de este tipo (Gallegos-Neyra *et al.*, 2014).

Por otra parte algunas AVL presentan en su ciclo de vida un estadio “ameboflagelar” temporal en el que el organismo no se alimenta ni se reproduce, sólo le sirve para desplazarse a un mejor microambiente, tal es el caso de algunas vahlkampfides donde se incluye el género *Naegleria* (Gallegos-Neyra *op. cit.*).

Las amibas en cualquiera de estas fases en que se encuentren se pueden revertir de una a otra forma dependiendo de los cambios ambientales a los que estén sometidas. Tras un periodo de crecimiento, la amiba se reproduce por fisión binaria asexual (mitosis) dando lugar a dos células hijas idénticas (clones) o por fragmentación del plasmodio (Gallegos-Neyra *op. cit.*).

2.1.2 Amibas de Vida Libre: aspectos ecológicos y patológicos

Las Amibas de Vida Libre (AVL) son un grupo de protozoos, que en general presentan una distribución cosmopolita (Bonilla, *et al.*, 2004). Las AVL habitan dentro de los vertebrados (incluyendo al humano), en agua dulce y salada, sobre partes aéreas de plantas y animales, además se pueden encontrar en el aire, vehículo que al igual que a las corrientes de agua utilizan como medio de dispersión (Bonilla *op. cit.*; Rodríguez-Zaragoza, 1994).

De manera particular, en los ecosistemas acuáticos las AVL desempeñan un papel muy importante en el mantenimiento de flujo de energía y el reciclado de los nutrimentos. Su crecimiento rápido, el uso eficiente de los recursos comparado con formas superiores de vida, así como el hecho de ser un enlace fundamental entre desintegradores y niveles tróficos superiores, las convierte en un eslabón importante en las cadenas alimentarias acuáticas (Bonilla *op. cit.*). En ecosistemas acuáticos las AVL fungen como importantes predadores de bacterias; en general la presencia de bacterias y sus predadores incrementa la transferencia de energía en las cadenas alimenticias acuáticas, pero solo los protozoos y entre ellos las AVL, tienen las características apropiadas para responder de manera rápida a incrementos temporales de biomasa bacteriana. A diferencia de los nemátodos y otros organismos bacterívoros que tienen largos tiempos generacionales y grandes tallas, las AVL poseen un ciclo de vida corto, así como tallas pequeñas que representan una ventaja en el uso eficiente de fuentes de alimento. Adicionalmente los protozoos y particularmente las AVL reciclan el carbono que de otra forma se perdería como detritus, exudados de plantas y animales y materia orgánica refractaria tales como la pared celular de plantas, ayudando a mantener altas tasas de mineralización de materia orgánica a través de la depredación (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

Como consecuencia de la relación de depredación, las dinámicas poblacionales bacterianas y las de las AVL están estrechamente ligadas. Esto hace suponer que dicha relación es muy importante para la estabilidad y productividad de comunidades biológicas en ambientes acuáticos, ya que todavía más importante que la abundancia de las AVL, es su eficiencia en el reciclaje de nutrientes,

pues la conjunción de abundancia de nutrientes y el reciclaje de los mismos es el factor clave para la productividad de un sistema (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

Las AVL son ubicuas en la naturaleza, sin embargo algunas especies son capaces de vivir como endoparásitos por lo que se les denomina organismos anfitriónicos, además pueden establecer relaciones simbióticas con los organismos sobre o dentro de los que viven, así como ser vectores de otros microbios, como bacterias, bacterioides, virus, viriones y mixoplasmas (Bonilla *et al.*, 2004.) (Rodríguez-Zaragoza, 1994). Las AVL que se han reconocido como potencialmente patógenas pertenecen a los géneros *Naegleria*, *Acanthamoeba*, *Balamuthia* y la especie más recientemente descrita *Sappinia diploidea*. Estas amibas pueden causar varias enfermedades infecciosas en humanos y animales de importancia económica, comprometiendo la salud de cerebro, ojos, pulmones y piel. Por otra parte se ha demostrado que algunos géneros de AVL pueden actuar como vectores de hongos, virus y bacterias, como *Legionella pneumophila*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium avium* y *Vibrio cholerae*, de esta forma las amibas proporcionan un mecanismo de transporte y protección para colonizar ambientes hostiles (Bonilla *et al.*, 2004.) (Rodríguez-Zaragoza, *et al.*).

Como se ha mencionado anteriormente, algunas especies de AVL son potencialmente patógenas, sin embargo esta característica no resta importancia ecológica a las AVL en ambientes acuáticos naturales y artificiales. En investigaciones previas se ha reconocido que las comunidades de AVL pueden ser de alguna utilidad en sistemas de tratamiento, sin embargo es necesario ahondar la investigación sobre aspectos ecológicos, como las conductas de alimentación de las amibas de vida libre, su tasa de transformación de biomasa y los cambios en la tasa de crecimiento en respuesta de estrés ambiental para aclarar su importancia ecológica (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

2.2.1 Sistemas de tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de las aguas residuales responde principalmente a la necesidad de mitigar la contaminación acuática, la cual se agudiza como consecuencia del crecimiento poblacional y el desarrollo industrial. El tratamiento de las aguas residuales es un proceso que incorpora técnicas físicas, químicas y biológicas con el objetivo de obtener efluentes de mejor calidad. El tipo y grado de tratamiento depende principalmente de las características del agua residual y de la calidad que espera obtenerse, la magnitud del cambio depende por lo tanto del proceso de tratamiento empleado (Ramírez, 1998).

A pesar de que son muchos los métodos usados para el tratamiento del agua residual, todos pueden incluirse dentro de los procesos siguientes:

- 1) Tratamiento preliminar
- 2) Tratamiento primario
- 3) Tratamiento secundario
- 4) Tratamiento terciario
- 5) Desinfección
- 6) Tratamiento de lodos
- 7) Disposición de lodos

Los tratamientos secundario y terciario se encuentran subrayados ya que las muestras que fueron procesadas en el presente trabajo provienen de este tipo de sistemas de tratamiento y son los que se explicaran más adelante.

2.2.2 Sistema de tratamiento por lodos activados

El sistema de lodos activados es un proceso de tratamiento de tipo secundario biológico. Este proceso consiste esencialmente de dos grandes etapas: (1) la Oxidación realizada por microorganismos aerobios de la materia orgánica biodegradable en el tanque de aireación, (la materia orgánica es convertida a CO_2 y H_2O , NH_4 y nueva masa celular) y (2) la Floculación, esto es la separación de la biomasa recientemente constituida en forma de flóculos, del efluente tratado; los flóculos de lodos activados contienen principalmente células bacterianas así como otros microorganismos y partículas orgánicas e inorgánicas (Bitton, 2005).

A continuación se describen las etapas de un proceso de lodos activados convencional y en la figura 2 se ilustra el proceso:

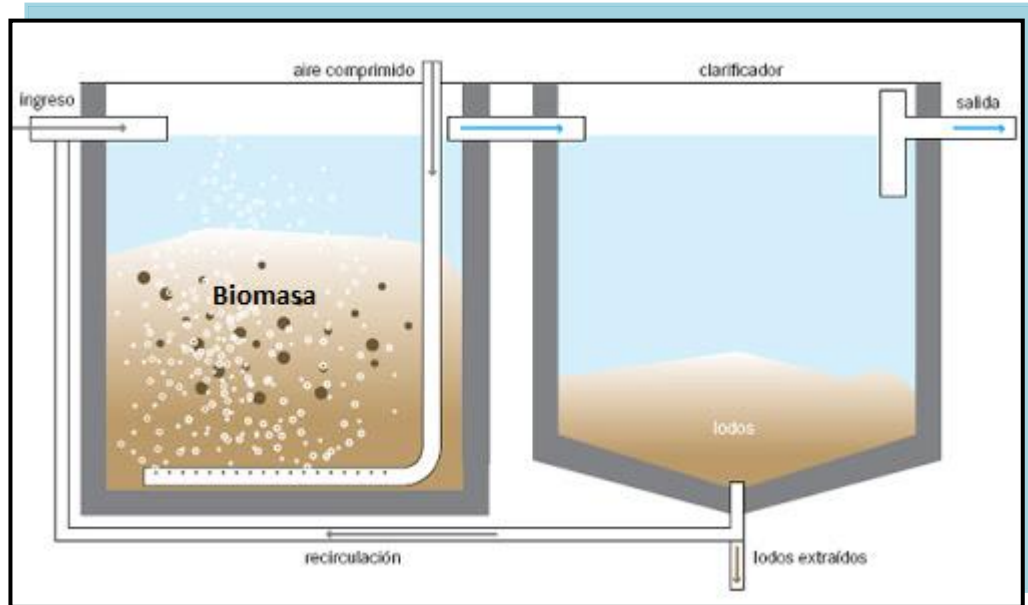


Figura 2. Proceso de tratamiento del sistema de lodos activados

- Tanque de aireación: La primera etapa del proceso (oxidación de la materia orgánica) se lleva a cabo en este tanque. El efluente primario es introducido y mezclado con los lodos activados de recirculación, la aireación es suministrada por medios mecánicos y tiene dos propósitos: (1) aportar oxígeno a los microorganismos aerobios y (2) mantener la actividad de los flóculos de lodo en constante agitación para proveer un adecuado contacto entre los flóculos y el agua residual que entra (Bitton, 2005).

La materia orgánica del efluente tratado, sirve como fuente de alimento a microorganismos heterótrofos aerobios, por lo que es removida rápidamente por adsorción, cofloculación, así como absorción y oxidación, transformando la DBO en biomasa microbiana (Bitton, 2005).

Una característica importante del proceso de lodos activados es el reciclaje de una porción grande de biomasa, que se lleva a cabo durante la recirculación de los lodos.

- Tanque de sedimentación: En este tanque se lleva a cabo la segunda etapa del proceso: la sedimentación de flóculos microbianos (lodos) producidos durante la fase de oxidación en el tanque de aireación. El lodo es transferido del tanque de aireación al tanque de sedimentación donde el lodo se separa del efluente tratado. Una porción del lodo en el tanque de sedimentación es recirculado al tanque de aireación y el resto es desechado para mantener una proporción comida/organismo adecuada. Esta práctica ayuda a mantener un número de microorganismos que efectivamente oxiden compuestos orgánicos en un tiempo relativamente corto (Bitton, 2005).

Las células microbianas se presentan como agregados o flóculos, cuya densidad es suficiente para sedimentar en el tanque clarificador (o de sedimentación). La sedimentación de flóculos es seguida por una “clarificación secundaria”, la cual se debe a la adhesión de las células bacterianas dispersas y pequeños flóculos, a los flóculos de mayor tamaño sedimentados. La floculación o agregación de células es debida principalmente a la producción de sustancias extracelulares por algunos microorganismos, aunque también se ha descrito como una respuesta de los microorganismos a condiciones de escasez de nutrientes en su ambiente, pues la formación de flóculos permite una utilización más eficiente de alimento, debido a la proximidad de células, de esta forma los productos liberados por un grupo de microorganismos pueden servir como substrato de crecimiento a otro grupo (Bitton, 2005).

Dada la importancia de los microorganismos para el funcionamiento de este sistema de tratamiento, podemos describir a los lodos activados como un ecosistema artificial en donde los organismos vivos (biocenosis) están representados con mayor o menor abundancia por grupos de microorganismos que constituyen comunidades biológicas complejas interrelacionadas entre sí y con el medio físico que les rodea en la planta de depuración (biotopo) (Vilaseca, 2001).

Los microorganismos que intervienen en la depuración son aquellos que ejercen alguna actividad sobre los contaminantes del agua residual a tratar, dependiendo de varios factores se favorecerán unas u otras especies. Entre estos factores destaca la composición del agua residual (contenido de materia orgánica, temperatura, sales), las características de la planta y su dimensionamiento, las características climáticas, la estacionalidad de los vertidos y volúmenes, de todo ello dependerá el que existan unos u otros tipos de microorganismos (Vilaseca, 2001).

A pesar de que la composición de especies varía en función de factores bióticos y abióticos en cada sistema de tratamiento, es posible reconocer grandes grupos de microorganismos que participan en los sistemas de lodos activados en general. Los principales microorganismos que se encuentran en los tratamientos biológicos de depuración son: bacterias, protozoos, hongos, algas, rotíferos, nematodos, entre otros. Cada uno de estos grupos desempeña una función concreta en el sistema y su aparición y abundancia reflejan las distintas condiciones fisicoquímicas existentes en los sistemas de tratamiento, por lo que resulta ser un índice muy útil para valorar la eficacia del proceso de depuración (Vilaseca, 2001).

En lo que respecta a los protozoos, y entre ellos las AVL, su participación en el sistema de lodos activados radica en que son predadores significantes de bacterias. Las AVL y los protozoos en general eliminan el exceso de bacterias no floculadas, reducen la concentración de bacterias y materia orgánica particulada y ayudan a que el efluente sea más claro y de mejor calidad, además son los microorganismos más abundantes de la microfauna en los lodos activados, y pueden llegar a alcanzar valores medios de 5 000 individuos/ml en los reactores biológicos, constituyendo aproximadamente el 5% del peso seco de los sólidos en suspensión del licor mezcla (Vilaseca, 2001).

2.2.3 Sistema de tratamiento terciario

El tratamiento terciario o avanzado se entiende como el tratamiento adicional que se requiere para remover contaminantes remanentes después del tratamiento secundario. La aplicación de un tratamiento terciario obedece a la necesidad de remover contaminantes a niveles mucho más estrictos que los alcanzados por un sistema secundario, siendo las causas principales: reutilizar el agua en aplicaciones industriales, incrementar la eficiencia de remoción de microorganismos, conseguir efluentes con la calidad requerida para ser descargados en cuerpos receptores determinados (Ramírez, 1998; Fuentes, 2000)

Los sistemas de tratamiento terciario pueden clasificarse de acuerdo con el tipo de operación o procesos unitarios, en:

- Oxidación química
- Osmosis inversa
- Procesos de oxidación avanzados
- Electrodiálisis

- Adsorción
- Arrastre con aire
- Intercambio iónico
- Destilación
- Precipitación química
- Filtración

Debido a que en la planta de tratamiento estudiada se utiliza un tratamiento terciario de filtración se describirá brevemente en qué consiste este proceso unitario:

Durante la filtración se busca primordialmente remover la materia en suspensión, lo cual ocurre en la superficie y en el interior del lecho filtrante. El efluente del tratamiento secundario se aplica sobre el lecho filtrante mientras que el agua pasa a través del medio granular. La materia en suspensión queda atrapada en el medio poroso, ya sea en la superficie o hacia el interior del medio. La mayor parte del trabajo lo hace una capa superficial, muy somera, de medio filtrante y por lo mismo la saturación se alcanza con rapidez (Fuentes, 2000) esta característica es una desventaja que presenta este tipo de tratamiento terciario.

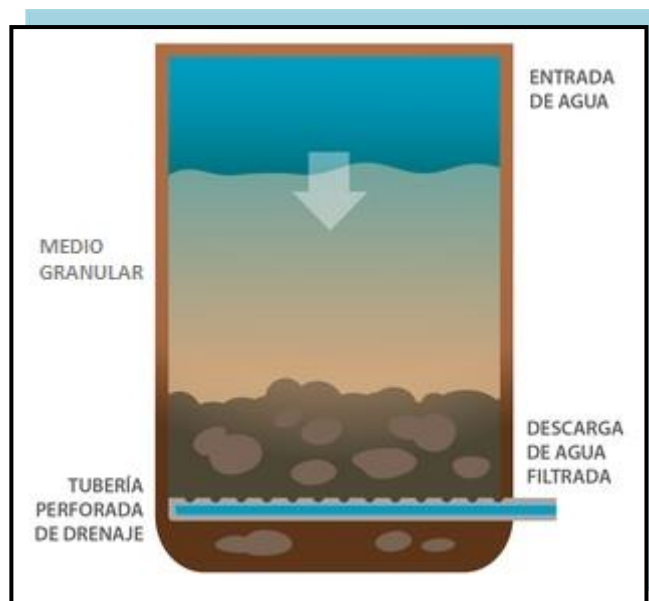


Figura 3. Proceso de tratamiento mediante filtración en medio granular

2.3 Industria textil

La industria textil contribuye de manera importante a la contaminación acuática, tanto en términos de volumen como por la complejidad de sus efluentes, ya que contienen una concentración elevada de contaminantes, algunos de los cuales son tóxicos y de baja degradabilidad (Lin y Peng, 1996). De los sectores industriales textiles, específicamente la producción de telas, acabado y teñido de las mismas, junto con la rama del vestido, ocupan el sexto lugar en importancia en la descarga de aguas residuales (Espinosa, 1998), dichas descargas presentan características muy variables pues derivan de los diferentes procesos de fabricación, mismos que se realizan de forma intermitente (Salas, 2003) (Keharia y Madamwar, 2003). Las sustancias contaminantes proceden de las impurezas naturales extraídas de las fibras y de los productos químicos empleados en el proceso; en términos generales, las aguas residuales de la industria textil presentan elevadas cargas de DQO, DBO, SST, colores diversos, pH variable y temperatura alta (Kim *et al.*, 2002).

El proceso textil comprende tres fases básicas: a) hilatura, b) tejeduría y c) acabados. Las transformaciones de fibra en hilo y de hilo en tejidos son esencialmente operaciones en seco. Los efluentes industriales se generan principalmente en el proceso de acabados, que comprende, a su vez, el descruce, blanqueo y teñido. En estas etapas se agregan una serie de insumos químicos que son, en su mayor parte, lavados y retirados con el efluente (Salas, 2003). Como consecuencia de las operaciones húmedas en una planta textil, el agua residual presenta características particulares que varían en función del proceso de producción tanto en términos de horario, volumen y concentración de contaminantes (Salas, 2003).

La presencia de residuos de productos químicos puede complicar el tratamiento de los efluentes de la industria textil. Entre las sustancias químicas que es común encontrar podemos mencionar: almidones, dextrinas, gomas, glucosa, ceras, pectinas, alcoholes, ácidos grasos, ácido acético, jabones, detergentes, hidróxido de sodio, carbonatos, sulfuros, cloruros, colorantes y pigmentos, peróxidos, etc. (Salas, 2003). El mayor efecto es la inhibición tóxica por químicos orgánicos e inorgánicos sobre los lodos activados, lo que se refleja en la reducción de la remoción de DBO y DQO, reducción en la eficiencia de separación de sólidos y modificación de las propiedades de compactación del lodo (Bitton, 2005).

3. MARCO DE REFERENCIA

Los trabajos que a continuación se mencionan reportan las presencias de AVL en aguas residuales de origen principalmente doméstico tanto crudas como tratadas mediante distintos sistemas biológicos aerobios, entre estos el sistema de tratamiento mediante lodos activados.

Los trabajos fueron ordenados de acuerdo a la relación que se consideró que tienen con el presente trabajo, mencionando primero los de menor relación. El orden en el que se enlistan es el siguiente: agua cruda, sistemas de tratamiento mediante tanques de estabilización, sistemas de tratamiento mediante el Método de la Zona de la Raíz (MZR) y finalmente sistemas de tratamiento de lodos activados.

Aunque algunos de los trabajos del marco teórico no son muy equiparables con el presente trabajo, se incluyeron para tener un marco de referencia menos escaso, pues la bibliografía sobre este tema no es muy abundante.

- **Basu et al. (1987):** Colectaron muestras tanto de lodo como de agua en efluentes de aguas residuales provenientes de hogares de una localidad suburbana en Calcuta, India. Realizaron pruebas de flagelación así como identificación morfológica e identificación en base a la división nuclear. Reportan 5 especies pertenecientes a 3 géneros: *Greeffia*, *Acanthamoeba* y *Echinamoeba*, las especies fueron *G. soli*, *A. rhyodes*, *A. palestinensis*, *A. astronyxis* y *E. exundans*.
- **Chiquillo (2004):** Determinó la presencia y abundancia de AVL en un tanque de estabilización de 2 cámaras alimentado con agua residual doméstica, ubicado en el poblado de Matilde, Hidalgo. Colectó muestras de sedimento de la 1^{ra} cámara, de agua residual de la 2^a cámara y de la salida del tanque séptico. Identificó 18 especies. Las especies de mayor incidencia fueron: *Dactylamoeba stella*, *Acanthamoeba astronyxis*, *A. tubiashi*, *A. triangularis* y *Vahlkampfia avara*. Menciona que la 1^{ra} cámara fue la que registró la mayor abundancia de AVL en tanto que la salida presentó la menor densidad. El número de AVL presentó variaciones durante los meses de muestreo. Respecto a parámetros físicoquímicos, menciona que solamente el pH tuvo una correlación significativa de tipo directa con la abundancia de AVL en tanto que la temperatura, la conductividad y el oxígeno disuelto (OD) no presentaron relación, por otra parte menciona

que la abundancia de las AVL está estrechamente asociada con la cantidad de materia orgánica.

- **Rivera et al. (1986):** Realizaron un inventario protozoológico para analizar los organismos del subphylum Sarcodina Schmarda, presentes en un tanque de estabilización en Santo Tomás Atzingo, Estado de México.

Aislaron trece especies de amibas de las cuales mencionan que una es patógena, dos son oportunistas y diez son AVL, dentro de estas últimas, mencionan tres especies potencialmente patógenas (*Acanthamoeba polyphaga*, *A. castellanii* y *Naegleria sp.*). Reportan que las especies más abundantes fueron *E. histolytica*, *Naegleria sp.*, *Hartmannella exudans*, *V. vermiformis*, y *Vahlkampfia russelli*. Por otra parte midieron varios parámetros fisicoquímicos (DBO₅, amonio, nitritos, nitratos, SST, fosfatos y sulfatos, OD, pH, CO₂, temperatura, acidez, dureza y alcalinidad y aplicaron un análisis estadístico para correlacionarlos con los datos biológicos. Reportan una clara correlación directa entre el número de amibas con la temperatura y la alcalinidad.

- **Rivera et al. (1993):** Realizaron una investigación en un sistema de tratamiento del Método de la Zona de Raíz (MZR) en Reino Unido, tomaron muestras del afluente y el efluente del sistema. Cuatro tipos de sustratos para plantar hidrofitas fueron comparados en cuanto a su eficiencia para remover AVL.

En total aislaron trece especies de nueve géneros incluyendo tres especies del género *Acanthamoeba*, las cuales resultaron patógenas en pruebas realizadas con ratones. Los macizos plantados sobre sustratos gruesos generalmente obtuvieron mayores tasas de remoción mientras los que fueron plantados en el suelo obtuvieron un menor porcentaje, lo cual, sugieren los autores, puede ser parcialmente explicado como la dependencia de las AVL a superficies de adhesión.

- **Rivera et al. (1995):** Compararon la eficiencia de remoción de AVL en diferentes sistemas de tratamiento del MZR. Estudiaron 1 sistema a escala real y 1 a escala laboratorio, ambos bajo condiciones de clima templado y localizados en Reino Unido; así como 2 sistemas a escala laboratorio en la Ciudad de México uno de ellos con condiciones climáticas subtropicales (en el jardín botánico de la UNAM) y otro en condiciones subtropicales (en

un invernadero del mismo jardín). Muestras del afluente y efluente de cada sistema fueron analizadas. Para realizar la comparación se evaluó la importancia de 3 elementos: secciones plantadas y no plantadas, tipos de sustratos de cultivo (grava, suelo y ceniza comprimida) y condiciones climáticas.

Sistemas en la Ciudad de México. 22 géneros de AVL fueron aislados. Las poblaciones estuvieron dominadas por *Vahlkampfia*, *Rosculus*, *Naegleria* y *Platyamoeba*. Los géneros menos frecuentes fueron: *Flamella*, *Paratetramitus*, *Filamoeba*, *Saccamoeba* y *Dermamoeba*. Ninguna de las amibas de los efluentes fue patógena. No se encontró ningún comportamiento estacional en el sistema de clima tropical donde las condiciones permanecieron casi constantes, sin embargo en el microsistema subtropical se registro un incremento en el número de AVL durante, el mes más cálido.

Sistemas en Reino Unido. En el sistema a escala real reportan 13 especies, de las cuales 3 del género *Acanthamoeba* resultaron patógenas en ratones, *A. rhyodes* y *A. astronixys* fueron las más abundantes aun en el influente. En el sistema a escala laboratorio fueron aisladas 6 especies, *A. astronixys* fue la única especie aislada en el efluente.

Reportan que las secciones plantadas presentaron un mejor rendimiento que las secciones no plantadas. La grava fue el sustrato más eficiente en cuanto a la remoción de AVL, lo cual sugieren que puede ser parcialmente explicado como la dependencia de las AVL a superficies de adhesión. Mencionan que la mayor riqueza específica en los sistemas de tratamiento localizados en México (clima tropical y subtropical) puede en parte ser explicada por las temperaturas ambientales más elevadas.

- **López y De la Cerda (2002):** Estudiaron dos sistemas de tratamiento del MZR, cuyo afluente proviene de casas-habitación de dos zonas rurales, una en Santa Matilde, Hidalgo, y la otra en Santa María, Estado de México. Tomaron muestras del influente y efluente de ambos sistemas. Reportan la presencia de AVL en ambos sistemas obteniendo un total de 25 especies. De las AVL aisladas se detectaron 13 especies que pertenecen a géneros potencialmente patógenos. La riqueza específica fue mayor en una localidad, debido a que la carga orgánica en dicho sistema fue más continua. En la localidad perteneciente al Estado de Hidalgo se aislaron 131 amibas en entrada y 105 en salida, el género *Acanthamoeba* fue el más frecuente (59%); mientras que en la localidad

mexiquense reportan 45 aislamientos en entrada y 38 en salida, *Vermamoeba* fue el género más frecuente (30%). Determinaron también algunos parámetros fisicoquímicos: sólidos suspendidos, pH, OD y temperatura, sin embargo mencionan que estos no fueron determinantes para la presencia de AVL.

- **Gudiño (2003):** Realizó un estudio en un sistema del MZR, en el poblado de Matilde, Hidalgo. Colectó muestras del afluente, centro y efluente del sistema. Identificó 34 especies, las cifras de abundancia oscilaron de 2 900 a 1 000 000 de amibas por litro. *Acanthamoeba* fue el género más frecuente. La zona del centro del lecho fue la que presentó la mayor abundancia y diversidad de AVL. Los meses de mayor temperatura (marzo-mayo) fueron los que presentaron las cantidades más altas de AVL. Señala que el sistema tuvo una buena eficiencia en la eliminación de AVL (66%) y en especial del género *Acanthamoeba* (73%), lo que es importante debido a que este género tiene especies que pueden causar enfermedades importantes en el humano. Respecto a los parámetros fisicoquímicos, encontró que la temperatura, el pH y la conductividad presentaron relación directa con la abundancia de las AVL y en ese orden tuvieron efecto en la presencia de amibas en el sistema. El OD no presentó relación con la abundancia de AVL.
- **Ramírez et al. (2005):** En un sistema de tratamiento del MZR ubicado en una localidad del Estado de Hidalgo estudiaron la presencia de AVL. Muestrearon el afluente (agua residual doméstica proveniente de un solo hogar) y efluente del sistema. En total identificaron 32 especies de AVL pertenecientes a 12 géneros. El género encontrado con mayor frecuencia fue *Acanthamoeba* (59%), seguido de los géneros *Vermamoeba* (10%) y *Mayorella* (7%). Por otra parte, *Echinamoeba*, *Thecamoeba* y *Naegleria* fueron los géneros de menor frecuencia (1%). Registraron mayor número de aislamientos en el afluente (125) en comparación con el efluente (87) del sistema, sin embargo la eficiencia general de remoción de AVL fue bajo (31%), aunque particularmente para el género *Acanthamoeba* la eficiencia de remoción fue alta (80%).
- **Maya et al. (2002):** Evaluaron la eficiencia del proceso de desinfección con luz ultravioleta (UV) en la inactivación de bacterias patógenas y amibas anfitozoicas en el efluente de un sistema de tratamiento de lodos activados. Realizaron pruebas de desinfección UV a *Acanthamoeba culbertsoni* (cepa de referencia usada como control) y

Acanthamoeba spp. cepa aislada del área de estudio, ambas en concentración de 1.6×10^4 , las pruebas de radicación mostraron que las amibas requieren de dosis mayores (170 mW·s/cm²) que las bacterias, para su total inactivación lo cual atribuyen a la resistencia del quiste; sin embargo, 60 mW·s/cm² fueron suficientes para su inactivación en 2 unidades logarítmicas. La cepa aislada (*Acanthamoeba spp.*) mostró ser virulenta en pruebas en ratón.

- **Ramírez et al. (1993):** Realizaron un estudio en una planta de tratamiento de lodos activados en Reino Unido, cuyo afluente contiene residuos de origen doméstico e industrial y agua superficial proveniente de carreteras, áreas pavimentadas, azoteas, etc. Los puntos de muestreo fueron el afluente, el tanque de aireación (comienzo, mitad y final), la salida del tanque de sedimentación y los lodos activados de recirculación.

La riqueza específica que reportan es de 13 especies de AVL pertenecientes a 11 géneros incluyendo tres especies del género patógeno *Acanthamoeba*, dichas especies presentaron algún grado de virulencia en pruebas con ratón. La mayor diversidad de especies ocurrió en el afluente sin tratar y al inicio de los tanques de aireación, mientras que el menor número de especies se registró a la salida de los tanques de sedimentación.

- **Toledo (2007):** Colectó muestras de la entrada, centro y salida de un sistema de lodos activados en Ciudad Universitaria, México, D. F., con el objetivo de estudiar la presencia y distribución de AVL y ciliados.

Reporta 59 especies de protozoos, de los cuales 31 fueron de AVL y 28 de ciliados. Entre las especies de AVL reporta como más frecuentes a *Vannella platypodia* (14.29%), seguida de *Platyamoeba placida* (10.71%) y *Vahlkampfia avara* (9.29%). También reporta la presencia del género potencialmente patógeno *Acanthamoeba*, aunque con porcentajes de frecuencia bajos. Encontró la mayor riqueza específica de AVL en la entrada del sistema, menciona que no observó algún patrón de distribución temporal, tampoco encontró una relación estadísticamente significativa entre las AVL y los parámetros fisicoquímicos (pH, oxígeno disuelto, temperatura, DQO, DBO, y SST), pero por otro lado observó una relación entre la calidad del agua (según el índice de saprobiedad) y la remoción de amibas, aunque esta relación no se mantuvo durante todos los muestreos.

- **Choncogua, 2014:** Determinó la distribución espacial y temporal de AVL en la entrada, reactor biológico, decantador, filtros y efluente de una planta de tratamiento de lodos activados de agua residual doméstica proveniente de una Unidad Habitacional localizada en el municipio de Tlalnepantla de Baz, Estado de México.

Reporta un total de 24 especies pertenecientes a 13 géneros. La especies más frecuente fueron *Vermamoeba vermiformis*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Naegleria sp.*, *Vahlkampfia avara* y *Vannella platypodia*. Obtuvo el mayor número de aislamientos en el reactor biológico y el menor en la salida del sistema, indicando una buena eficiencia de remoción por parte del sistema. La distribución de las amibas en el tiempo no siguió un patrón temporal. Menciona que no existe una correlación estadísticamente significativa entre la presencia de AVL y los valores de los parámetros fisicoquímicos, sin embargo observó una relación entre la temperatura y las AVL. Los parámetros fisicoquímicos estuvieron en los intervalos reportados para la presencia de AVL.

4. JUSTIFICACIÓN

La mayoría de los estudios sobre AVL se han enfocado en su importancia médica mientras que el estudio de su ecología ha sido escaso, no obstante es importante analizar el papel que las AVL desempeñan en el ambiente para valorar su verdadera importancia ecológica incluso como patógenos. Aunque existen estudios que reportan la presencia de las AVL en ambientes acuáticos, en su mayoría han estado orientados a resaltar la presencia de las especies potencialmente patógenas y el riesgo de infección que representan, ya que se ha reconocido que el agua es una de sus principales vías de transmisión. Concretamente en aguas residuales, la presencia de AVL ha sido relevante debido a la práctica de re-uso del agua residual cruda o mal tratada en diversas actividades (irrigación, suministro a cuerpos artificiales de agua, etc.) lo que puede contribuir al incremento de la incidencia de afecciones ocasionadas por las AVL, principalmente en los países en vías de desarrollo donde las condiciones socioeconómicas y los niveles de saneamiento son bajos.

Es indiscutible la importancia médica de las AVL, pero esta característica no les resta importancia ecológica, aunque como ya se ha mencionado para precisar la magnitud de la importancia ecológica de las AVL es necesario ahondar en su estudio. Aunque se conoce de manera general la distribución de las AVL en el ambiente y algunas condiciones que las pueden afectar, se desconocen aspectos detallados de su relación con los factores bióticos y abióticos que las rodean. Los primeros estudios sobre ocurrencia de AVL, muestran que son organismos cosmopolitas, pero realmente no sabemos si todas las especies, incluyendo las patógenas, son capaces de crecer en cualquier ambiente, ya que la escasez de investigaciones en el campo de los protistas de vida libre ofrece una perspectiva incompleta que dificulta la presentación adecuada de la distribución de estos organismos.

Pese a que se han realizado algunas investigaciones de la ecología de las AVL en ambientes acuáticos, su papel en sistemas de tratamiento de aguas residuales está pobremente comprendido y su presencia en efluentes industriales textiles aun no ha sido reportada. En este sentido es importante conocer la relación de los parámetros fisicoquímicos del agua con la presencia de las AVL. Por lo anterior es importante conocer si las AVL pueden estar presentes durante el tratamiento biológico del agua residual de una industria textil, a fin de obtener más información

sobre algunos aspectos de su ecología e incluso apoyar a inferir el estado del sistema de tratamiento.

5. OBJETIVOS

Determinar la riqueza específica de AVL y su distribución espacio-temporal en un sistema de lodos activados que recibe el agua residual de una industria textil que produce telas de lana.

Determinar la relación de las amibas con algunos parámetros fisicoquímicos del agua.

6. MATERIAL Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

La planta de tratamiento donde se realizó la investigación se localiza en el Municipio de Cuautitlán Izcalli, Estado de México y recibe los residuos líquidos de una industria textil derivados del proceso de producción de lana.

A continuación se describen brevemente las etapas que conforman al sistema de tratamiento:

La planta de tratamiento cuenta con tratamiento preliminar, primario, biológico o secundario y terciario. Durante el tratamiento preliminar, mediante el uso de cribas se eliminan materiales que puedan interferir con el tratamiento o dañar las instalaciones, principalmente fibras y otros materiales grandes. El sistema primario está constituido por un tanque de homogenización que permite amortiguar la variación de las características fisicoquímicas del agua residual textil. El sistema secundario consta de un reactor biológico de lodos activados, en el que ocurre la depuración aerobia de las aguas residuales y de un tanque sedimentador en el que se separa el efluente tratado de los lodos formados en el reactor biológico. Finalmente el tratamiento terciario está compuesto por un sistema de filtración a base de polímeros de arena de cuarzo.

Cabe mencionar que para el presente trabajo, se tomaron muestras solo del tratamiento biológico y del terciario.

6.2 Trabajo de campo y laboratorio

Campo: Se realizaron 12 muestreos mensuales durante el periodo de agosto de 2013 a agosto de 2014. Se tomaron muestras de 500 mL en envases previamente esterilizados de los siguientes

puntos del sistema de tratamiento: entrada, reactor biológico, decantador, después de su paso por los filtros y de la salida. En los sitios de muestreo se determinaron los parámetros fisicoquímicos: pH con un potenciómetro HANNA Instruments HI 8314, temperatura y oxígeno disuelto con un oxímetro YSI. Mod. 51-b.

Laboratorio: Se tomó una alícuota de 50 mL de cada muestra, y se centrifugó a 3000 rpm durante 15 minutos, el sedimento se inoculó en cajas petri con Agar no nutritivo con *Enterobacter aerogenes* (NNE) y se incubó a 37 °C. Las cajas se revisaron diariamente para detectar el crecimiento de las amibas. Se realizó una identificación morfológica para lo que se tomaron en cuenta las características de la fase vegetativa y de la fase quística de preparaciones en fresco (Page, 1988).

Se realizó una prueba de tolerancia a la temperatura a *Acanthamoeba polyphaga* y *Vermamoeba vermiformis*, porque son las que tienen alguna importancia médica, la primera se ha reportado como patógena y la segunda se ha encontrada asociada a algunas infecciones en humanos. A partir de las cajas en las que se determinó la presencia de estas dos especies, se realizó un sembrado por duplicado para cada especie y se incubaron a 30°C y 42°C por 48 horas para observar el desarrollo de las amibas.

Para relacionar los parámetros fisicoquímicos (pH, O.D. y Temperatura °C) con la presencia de amibas se utilizó el análisis de Coeficiente de Correlación Lineal Producto-Momento de Pearson y la prueba ANOVA para determinar el comportamiento de los datos biológicos y fisicoquímicos temporal y espacialmente y cuando se encontraron diferencias estadísticamente significativas se realizó la prueba LSD (Duran *et al.*, 2003), finalmente para conocer el comportamiento global de los datos fisicoquímicos se utilizó un análisis de agrupamiento utilizando como medida de distancia el índice de Bray-Curtis (Rocha *et al.* 2012).

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Riqueza específica

En total se identificaron 20 especies pertenecientes a 11 géneros. La tabla 1 muestra el listado de la riqueza específica.

Las especies encontradas durante el presente estudio han sido reportadas en aguas residuales de origen doméstico (Basu *et al.*, 1987) y en diferentes sistemas de tratamiento biológicos como estanques de estabilización (Rivera *et al.*, 1986; Chiquillo, 2004), sistemas del MZR (Rivera *et al.*, 1993; Rivera *et al.*, 1995; López y De La Cerda, 2002; Gudiño, 2003; Ramírez *et al.*, 2005) y en sistemas de lodos activados (Ramírez *et al.*, 1993; Toledo, 2007; Choncogua, 2014).

| Género | Especie |
|--|---|
| <i>Acanthamoeba</i> (Volkonsky, 1931) | <i>polyphaga</i> (Puschkarew, 1913) <i>triangularis</i> (Pussard y Pons, 1977) |
| <i>Echinamoeba</i> (Page, 1975) | <i>silvestris</i> (Page, 1975) |
| <i>Guttulinopsis</i> (E. W. Olive, 1901) | <i>nivea</i> (Raper, Worley y Kessler, 1977) <i>vulgaris</i> (E. W. Olive, 1901) |
| <i>Mayorella</i> (Schaeffer, 1926) | <i>cultura</i> (Boove, 1961) <i>spatula</i> (Boove, 1970) |
| <i>Platyamoeba</i> (Page, 1969) | <i>placida</i> (Page, 1968) <i>stenopodia</i> (Page, 1969) |
| <i>Saccamoeba</i> (Bovee, 1972) | <i>stagnicola</i> (Page, 1974) |
| <i>Thecamoeba</i> (Fromentel, 1874) | <i>quadrilineata</i> (Carter, 1856) <i>similis</i> (Greeff, 1891) <i>striata</i> (Penard, 1890) |
| <i>Vahlkampfia</i> (Chatton y Lalung-Bonnaire, 1912) | <i>avara</i> (Page, 1967) |
| | <i>inornata</i> (Page, 1967) |
| | <i>ustiana</i> (Page, 1974) |
| <i>Vexillifera</i> (Schaeffer, 1926) | <i>bacillipedes</i> (Page, 1969) |
| <i>Vannella</i> (Bovee, 1965) | <i>cirrifer</i> (Frenzel, 1892) |
| | <i>platypodia</i> (Gläser, 1912) |
| <i>Vermamoeba</i> (Cavalier-Smith y Smirnov, 2005) | <i>vermiformis</i> (Page, 1967) |

Tabla 1. Riqueza específica total.

Frecuencia

La frecuencia relativa de todas las especies se presenta en la figura 4. Para apreciar mejor la contribución de cada especie, se enlistan en orden ascendente de acuerdo a su valor de frecuencia

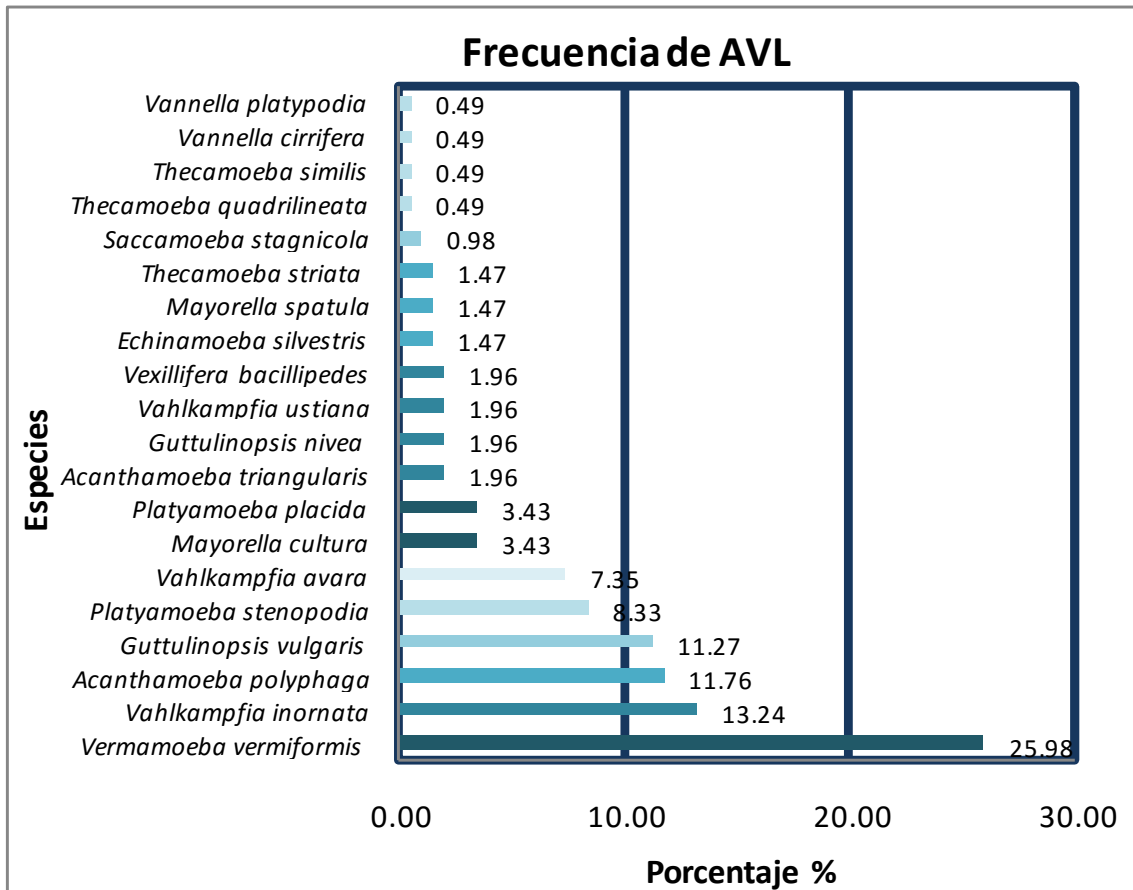


Figura 4. Frecuencia relativa de cada especie

En la figura 4 podemos apreciar que las especies más frecuentes estuvieron en el siguiente orden: *Vermamoeba vermiformis* (25.98%), *Vahlkampfia inornata* (13.23%), *Acanthamoeba polyphaga* (11.76%), *Guttulinopsis vulgaris* (11.27%), *Platyamoeba stenopodia* y *Vahlkampfia avara* (7.35%). Mientras que el porcentaje restante (22.05%) incluye a 14 especies cuyo valor de frecuencia fue menor a 4%.

Las especies más frecuentes en el presente estudio ya han sido reportadas, o al menos los géneros, con valores altos de frecuencia en trabajos anteriores en sistemas de tratamiento biológicos de agua residual doméstica. *Vermamoeba vermiformis* (Chiquillo, 2004; Choncogua,

2014; López y De la Cerda, 20002; Ramírez *et al.* 2005; Rivera *et al.* 1986; Toledo, 2007), *Vahlkampfia inornata* y *V. avara* (Chiquillo, 2004; Choncogua, 2014; Ramírez *et al.* 1993; Rivera *et al.*, 1986; Rivera *et al.*, 1993; Rivera *et al.*, 1995; Toledo, 2007), *Acanthamoeba polyphaga* (Chiquillo, 2004; Choncogua, 2014; Gudiño, 2003; López y De la Cerda, 20002; Ramírez *et al.*, 1993 ; Ramírez *et al.*, 2005) *Platyamoeba stenopodia* (Rivera *et al.* 1995; Toledo, 2007). Concretamente *Guttulinopsis vulgaris*, no ha sido reportada con valores altos de frecuencia en otros estudios, pero si se ha reportado a *Rosculus*, el otro género que junto con *Guttulinopsis* conforman la familia Guttulinopsidae (Page, 1988), con valores altos de frecuencia (Toledo, 2007); *Rosculus* ha sido relacionado con altas concentraciones de contaminación orgánica y pese a su pequeño tamaño (5-17 μm)(Page *op. cit.*) se le considera un consumidor voraz de bacterias (Bonilla y Ramírez, 1993; Rodríguez-Zaragoza, 1994). Los dos géneros que conforman la familia Guttulinopsidae comparten muchas características morfológicas (Page, *op. cit.*) por lo que resulta posible que también compartan la afinidad por concentraciones altas de contaminación orgánica y su voraz depredación de bacterias, lo que ayuda a comprender la alta frecuencia de *G. vulgaris* en el sistema de tratamiento estudiado, cuyos influentes tienen una importante concentración de contaminación incluyendo la orgánica (Kim *et al.*, 2002).

Adicionalmente la frecuencia alta de *G. vulgaris* es un dato interesante si se toma en cuenta que es una especie no formadora de quiste y de dimensiones pequeñas (Page, 1988). Estas características sugieren que *G. vulgaris* probablemente implementó la estrategia que las AVL han desarrollado para sobrevivir ante condiciones adversas cuando no son formadoras de quistes, la cual consiste en la producción de organismos pequeños y numerosos, lo que les permite tomar ventaja de condiciones favorables en parches ambientales temporales (Rodríguez-Zaragoza, 1994).

Por otra parte, el resto de las especies más frecuentes (*Acanthamoeba polyphaga*, *Vermamoeba vermiformis*, *Vahlkampfia inornata*, *Vahlkampfia avara* y *Platyamoeba stenopodia*) tienen en común la presencia de quiste en su ciclo de vida (Page, 1988). Concretamente *Acanthamoeba polyphaga* y otras especies de este género poseen quistes de gran resistencia debido a su particular constitución de doble pared, una capa externa (exoquiste) compuesta de fosfoproteínas y una capa interna (endoquiste) de celulosa (Page, *op. cit.*). Esta característica puede considerarse como un factor que explica el número de aislamientos que se obtuvieron de estas especies, ya que el quiste es una estructura que ofrece resistencia a condiciones ambientales adversas (Rodríguez-Zaragoza, 1994). Además estas mismas especies y otras pertenecientes a estos géneros,

exceptuando *Platyamoeba stenopodia*, han sido relacionadas con altas concentraciones de materia orgánica y también se les ha caracterizado por tener dietas muy flexibles (Rodríguez-Zaragoza, 1994), particularmente el género *Vahlkampfia* ha sido descrito como consumidor voraz de bacterias pequeñas (Bonilla y Ramírez, 1993).

Por su parte las AVL menos frecuentes en este estudio (*Vannella cirrifera*, *Thecamoeba quadrilineata*, *Thecamoeba similis*, *Vannella platypodia* y *Saccamoeba stagnicola*) tampoco destacan en cuanto a frecuencia en aguas residuales crudas o tratadas de acuerdo al marco de referencia enlistado en esta tesis y algunas veces no se registró su presencia (Chiquillo, 2004; Ramírez *et al.*, 2005). A excepción de *Saccamoeba stagnicola*, estas especies no forman quistes y son relativamente grandes (>25 µm) (excluyendo a *Vannella platypodia*) (Page, 1988), lo que probablemente limitó su presencia en el sistema de tratamiento, ya que no presentan ninguna de las dos estrategias de supervivencia que desarrollan las AVL para soportar condiciones adversas.

También es importante mencionar que *Vannella platypodia* y otras especies de este género han sido registradas con valores de frecuencia altos en otros sistemas de tratamiento suministrados con agua residual doméstica, lo que resulta interesante y podría ayudar a inferir un poco de la ecología de este género, ya que mientras en aguas residuales de origen doméstico se ha reportado con frecuencia alta (Toledo *op. cit.*; Choncagua *op. cit.*; López y De la Cerda, *op. cit.*), en el presente estudio en aguas residuales textiles este género obtuvo un valor de frecuencia bajo.

Finalmente cabe mencionar que se ha hecho énfasis en relacionar la frecuencia elevada obtenida por algunas especies con la característica de que estas cuenten con alguna estrategia de supervivencia, debido a que la distribución de la mayoría de las AVL depende precisamente de su capacidad para soportar ambientes poco favorables (Rodríguez-Zaragoza, 1994), incluso se ha observado que algunas AVL requieren dosis de luz UV mayores que los coliformes y estreptococos fecales para su total inactivación, lo cual en parte se atribuyen a la resistencia del quiste (Maya *et al.*, 2002). Se sugiere que contar con una estrategia de supervivencia ante condiciones ambientales adversas es relevante para las AVL aisladas en el presente trabajo, si consideramos que los efluentes industriales textiles han mostrado distintos grados de toxicidad acuática en ensayos biológicos, además debido a su baja degradabilidad y la variabilidad en su composición, su tratamiento resulta complejo y la inhibición tóxica por químicos orgánicos e inorgánicos sobre

los lodos activados puede repercutir negativamente sobre la eficiencia del tratamiento (Bitton, 2005).

7.2 Distribución espacial

7.2.1 Datos biológicos globales.

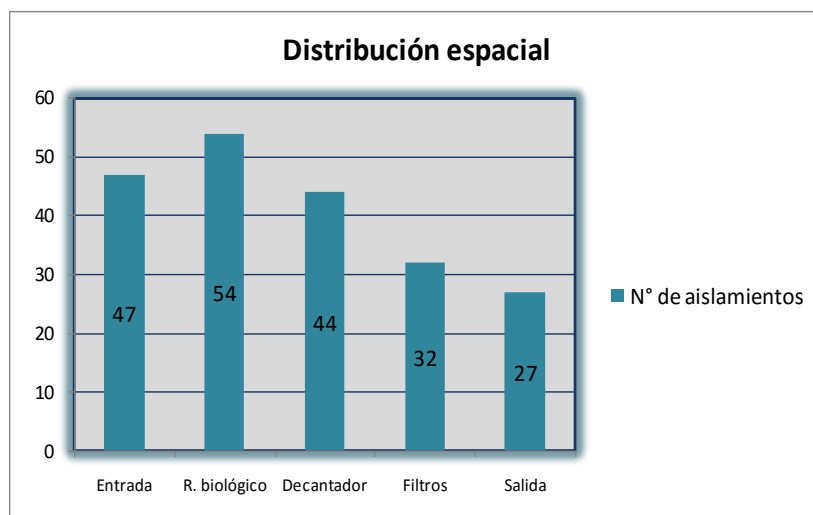


Figura 5. Distribución espacial de AVL

Para comparar el número de aislamientos obtenidos en cada estación de muestreo se realizaron las pruebas ANOVA ($\alpha=0.05$) y LSD (Durán *et al.*, 2003).

De manera general se observó menor número de aislamientos en la salida del sistema que en la entrada (Figura 5). Dicha tendencia resulta deseable ya que indica remoción de AVL por parte del sistema estudiado, además esta tendencia coincide con lo reportado en otros sistemas de tratamiento (Chiquillo, 2004; Choncogua, 2004; Gudiño, 2003; Ramírez *et al.*, 1993; Ramírez *et al.*, 2005; Rivera *et al.*, 1993; Rivera *et al.*, 1995; Toledo, 2007).

El número de aislamientos registrados en cada estación de muestreo presentó diferencias estadísticamente significativas. Cabe resaltar que las dos estaciones que presentaron mayor diferencia entre sí fueron el reactor biológico y la salida, siendo el reactor biológico la etapa en la que se registró el mayor número de aislamientos. Se han observado resultados similares en sistemas de tratamiento biológicos tanto del MZR como de lodos activados, encontrando mayor número de aislamientos o abundancia de AVL en la "etapa central del proceso" (Choncogua, 2014;

Gudiño, 2003; Ramírez *et al.*, 1993;). Estos resultados son comprensibles si consideramos que para ambos sistemas, en dicha etapa, los procesos biológicos desempeñan el papel primordial pues es donde ocurre la biodegradación de la materia y donde la mayoría de las relaciones bióticas y abióticas suceden, por lo que la presencia de microorganismos es deseable y se favorece de diferentes formas; por un lado en esta etapa en el sistema del MZR, las hidrófitas proporcionan el hábitat y oxígeno necesarios para los microorganismos (Bonilla y Ramírez, 1993) y equiparablemente en el sistema de lodos activados se proporciona oxigenación artificial y los flóculos formados proporcionan hábitats para los microorganismos, entre ellos las AVL (Bitton, 2005; Vilaseca, 2001).

Concretamente se determinó que las 3 primeras etapas del sistema de tratamiento (entrada, reactor biológico y decantador) fueron diferentes de las 2 últimas etapas (filtros y salida). Es importante señalar que las 3 primeras etapas constituyen el tratamiento biológico por lodos activados y fue en las que se registró mayor número de aislamientos de AVL; mientras que las 2 últimas etapas forman parte del sistema terciario y en estas se registro menor número de aislamientos. La salida del sistema presentó la media más baja de número de aislamientos y resultó diferente a las 3 primeras etapas del sistema de tratamiento, por su parte la etapa de filtración presentó la segunda media más baja y fue diferente de la etapa de entrada y reactor biológico, pero del decantador no difirió, aunque el valor de diferencia de sus medias estuvo muy próximo a ser considerada significativa, lo que sugiere que hasta el decantador (que es última etapa del tratamiento biológico) las AVL son removidas, pero en el tratamiento terciario la presencia de las AVL disminuye de manera importante.

Para entender que en el tratamiento biológico la incidencia de AVL fue mayor que en el tratamiento terciario, es importante tomar en cuenta las características de cada tipo de tratamiento. Por un lado, el tratamiento biológico se encuentra expuesto al aire libre por lo que está sujeto a colonización de AVL que lleguen a través del aire del ambiente circundante (Bonilla *et al.*, 2004) incluso entre las mismas etapas del proceso, ya que se encuentran contiguas; mientras que el tratamiento terciario (filtración) se lleva a cabo en un contenedor cerrado que a su vez se conecta con una tubería por donde sale el efluente final, por lo que no está tan propenso a una contaminación por vía aérea de AVL, como lo está el tratamiento secundario. También es importante señalar que cada tratamiento tiene objetivos y funcionamiento distintos, el tratamiento biológico busca principalmente remover la materia orgánica del agua y para ello es

imprescindible la presencia de microorganismos que degraden la materia orgánica y la transformen en nuevas células y otras sustancias (Calderón, 2000; Ramírez, 1998); en cambio el tratamiento terciario constituye una fase adicional que se requiere para remover contaminantes remanentes a niveles más estrictos que los alcanzados por un sistema secundario, de hecho durante el tratamiento terciario de filtración se busca primordialmente remover la materia en suspensión (Fuentes, 2000; Ramírez, 1998), tales como flóculos y otras partículas remanentes que constituyen hábitats para diversos microorganismos, entre ellos las AVL que necesitan de un sustrato para adherirse (a excepción de las que presentan una fase ameboflagelar), su presencia y actividad en ambientes acuáticos depende de la cantidad de materia particulada suspendida (Rodríguez-Zaragoza, 1994), además se ha observado que el proceso de filtración actúa eficientemente en la remoción de agentes biológicos entre ellos los protozoos (Calderón, 2000).

7.2.2 Datos biológicos por especie.

En la tabla 2 se muestran las estaciones de muestreo en las que se aisló cada especie (distribución espacial por especie) comenzando con las que se presentaron en todas las estaciones de muestreo, el valor 1 indica presencia y el valor 0 indica ausencia de la especie.

| Especies | E | R.B. | D | F | S | N° REG | % |
|----------------------------------|---|------|---|---|---|--------|-----|
| <i>Vermamoeba vermiformis</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 100 |
| <i>Vahlkampfia inornata</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 100 |
| <i>Guttulinopsis vulgaris</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 100 |
| <i>Platyamoeba stenopodia</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 100 |
| <i>Vahlkampfia avara</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 100 |
| <i>Acanthamoeba polyphaga</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 4 | 80 |
| <i>Guttulinopsis nivea</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 4 | 80 |
| <i>Mayorella cultura</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 4 | 80 |
| <i>Platyamoeba placida</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 4 | 80 |
| <i>Vahlkampfia ustiana</i> | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 4 | 80 |
| <i>Mayorella spatula</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | 60 |
| <i>Acanthamoeba triangularis</i> | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 40 |
| <i>Echinamoeba silvestris</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 40 |
| <i>Thecamoeba striata</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 40 |
| <i>Vexillifera bacillipedes</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 40 |
| <i>Saccamoeba stagnicola</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 20 |
| <i>Thecamoeba quadrilineata</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 20 |
| <i>Thecamoeba similis</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 20 |
| <i>Vannella cirrifera</i> | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 20 |
| <i>Vannella platypodia</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 20 |

| NÚMERO TOTAL DE ESPECIES | 13 | 16 | 13 | 9 | 10 |
|--------------------------|----|----|----|---|----|
|--------------------------|----|----|----|---|----|

Tabla 2. Distribución Espacial por especie. (La penúltima columna muestra el número de sitios totales del sistema en que se aisló cada especie (N°REG) y la última muestra el mismo dato expresado en porcentaje (%)).

E=entrada, R.B.=reactor biológico, D=decantador, F=filtros y S=Salida

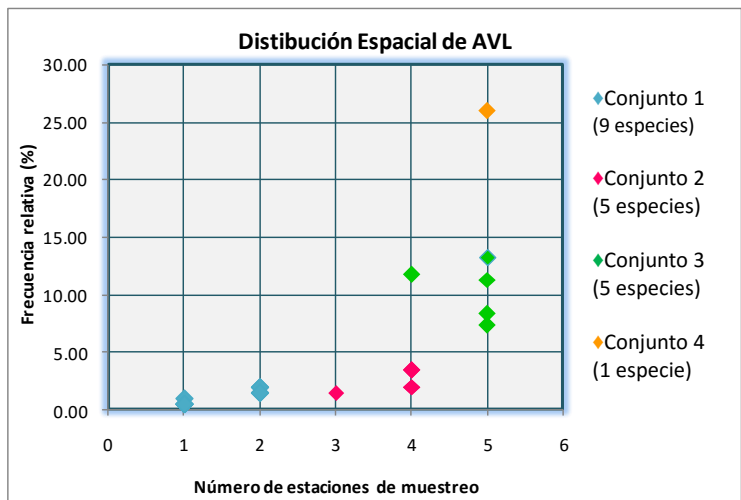


Figura 6. Distribución espacial (número de estaciones de muestreo) versus frecuencia relativa por especie.

Con la intención de clasificar a las especies en base a su distribución espacial y frecuencia, se realizó un diagrama de dispersión (Figura 6). De acuerdo al análisis de correlación de Pearson, estas dos variables mostraron un grado de asociación moderado positivo ($r=0.7$) (Durán *et al.* 2003), lo que indica que en

general las especies que tuvieron una distribución espacial amplia también tuvieron un valor de frecuencia alto, agrupándose las 20 especies en 4 conjuntos:

Conjunto 1: Las 9 especies de este conjunto se caracterizan por tener un valor de frecuencia bajo (<5%) y por haber estado presentes solo en 1 o 2 de las 5 estaciones de muestreo. Estas especies fueron *Vexillifera bacillipedes*, *Saccamoeba stagnicola*, *Thecamoeba quadrilineata*, *T. similis*, *T. striata*, *Vannella cirrifera*, *V. platypodia*, *Echinamoeba silvestris* y *Acanthamoeba triangularis*. Cabe señalar que la mayoría de estas especies estuvieron presentes solamente en el reactor biológico, a excepción de *S. stagnicola* que estuvo en el decantador y *E. silvestris* que estuvo en filtros y salida. La mayoría de las especies que se agrupan aquí, excluyendo a *E. silvestris*, *A. triangularis* y *S. stagnicola*, son especies que no forman quistes (Page, 1988), esta característica es posiblemente una de las causas que limitó su presencia.

Conjunto 2: Este conjunto incluye 5 especies, *Mayorella cultura*, *Mayorella spatula*, *Platyamoeba placida*, *Guttulinopsis nivea* y *Vahlkampfia ustiana*. Al igual que en el conjunto 1, aquí se agrupan especies con frecuencia <5%, pero con una distribución espacial mayor que las del conjunto 1, ya que fueron aisladas en 3 o 4 estaciones de muestreo, incluso *P. placida* y *V. ustiana* no fueron

removidas totalmente por el tratamiento secundario ni por el terciario. Se sugiere que la incidencia espacial relativamente amplia de estas especies es consecuencia de las diferentes estrategias de supervivencia con las que cuentan. En el caso de *Mayorella spatula* y *Guttulinopsis nivea*, son de dimensión moderada o pequeña (8-30 μ), pero no son formadoras de quistes (Page, 1988); probablemente su distribución espacial amplia, pero baja frecuencia fue el resultado de la implementación de la estrategia de supervivencia para especies no formadoras de quistes (Rodríguez-Zaragoza, 1994), que consiste en la producción de un número elevado de organismos pequeños que pueden tomar ventaja de parches ambientales favorables, pero que son susceptibles a morir en un tiempo relativamente corto si no logran encontrar algún parche ambiental favorable y consecuentemente se les encontró casi a lo largo de todo el tratamiento, sin embargo al no encontrar un parche ambiental favorable estable su presencia fue esporádica y consecuentemente su valor de frecuencia fue bajo. Por su parte para las especies *Platyamoeba placida*, *Mayorella cultura* y *Vahlkampfia ustiana*, las cuales son formadoras de quistes (Page, 1988), se propone que precisamente la formación de quistes fue su estrategia de supervivencia (Rodríguez-Zaragoza, 1994), que les permitió permanecer a lo largo de todo el proceso de tratamiento, aunque con frecuencia baja.

Conjunto 3: *Vahlkampfia inornata*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Guttulinopsis vulgaris*, *Platyamoeba stenopodia* y *Vahlkampfia avara* conforman este conjunto, estas 5 especies se caracterizan por tener los valores de frecuencia relativa más altos y además por haber estado presentes en todas las estaciones de muestreo, a excepción de *Acanthamoeba polyphaga* que no fue registrada en la etapa de filtración, sin embargo a la salida del sistema se aisló nuevamente, aunque solo en 2 muestreos. Posiblemente la elevada incidencia de estas especies está relacionada con alguna estrategia de supervivencia, que en el caso de *G. vulgaris* consiste en la producción de numerosos organismos pequeños y en el caso de las especies restantes consiste en la formación de quistes. También se sugiere que estas especies posiblemente son eurioicas (Escolástico *et al.*, 1993) debido a que estuvieron indiscriminadamente a lo largo del proceso de tratamiento y con frecuencia alta, sin embargo para sustentar esta sugerencia es necesario realizar mediciones de más parámetros fisicoquímicos así como otros datos que nos permitan inferir sobre su ecología. También se puede sugerir que posiblemente estas especies fueron de las principales depuradoras durante el proceso de tratamiento debido a su elevada incidencia (Luna, 2006). Por otra parte, si bien es deseable la presencia de AVL durante el tratamiento biológico, al final de este y del tratamiento terciario es

deseable que se reduzcan sus poblaciones, sobre todo de las especies que se han reportado asociadas a alguna patología, como es el caso de *Vahlkampfia* (Aitken *et al.* 1996) y la especie *Acanthamoeba polyphaga* que ha sido reportada como potencialmente patógeno (Bonilla *et al.*, 2004, Bonilla y Ramírez, 2011), por lo cual es importante señalar que estas especies presentaron porcentajes altos de remoción (>80%) (Tabla 5).

Conjunto 4: Este conjunto está conformado únicamente por *Vermamoeba vermiformis*, debido a su alta frecuencia y a su amplia distribución espacial, destacándose del resto de las especies. Los datos obtenidos en el presente estudio acerca de la incidencia de *Vermamoeba vermiformis* permiten sugerir que esta especie fue la principal AVL depuradora bacteriana en el sistema de tratamiento y la que presentó la mayor aclimatación a las condiciones que se presentaron en el mismo. Un elemento que apoya a entender el comportamiento de esta especie es el resultado obtenido en la prueba de temperatura, en la cual *Vermamoeba vermiformis* creció bien a 30°C y 42°C, sugiriendo que esta especie tiene un intervalo de tolerancia amplio a la temperatura y probablemente a otros factores, lo cual se refleja en su alta incidencia.

7.3.3 Datos fisicoquímicos y su correlación con los datos biológicos

Oxígeno disuelto (OD). El valor En promedio de OD fue de 3.34 mg/L, la concentración más baja fue de 2.16 mg/ L y se registró en el reactor biológico, mientras que la concentración más alta fue 4.70 mg/L y fue registrada en el proceso de filtración.

De acuerdo con el análisis estadístico se determinó que el tratamiento biológico fue diferente del tratamiento terciario en cuanto a valores de OD, siendo durante el tratamiento biológico en donde se registraron las menores concentraciones de este parámetro. Lo cual posiblemente es el resultado del metabolismo aerobio de los microorganismos que se encuentran principalmente en el tratamiento biológico, lo que permite entender que al haber más biomasa también hay mayor consumo de oxígeno y debido a esto las concentraciones de OD registradas fueron más bajas. Contrastantemente en el

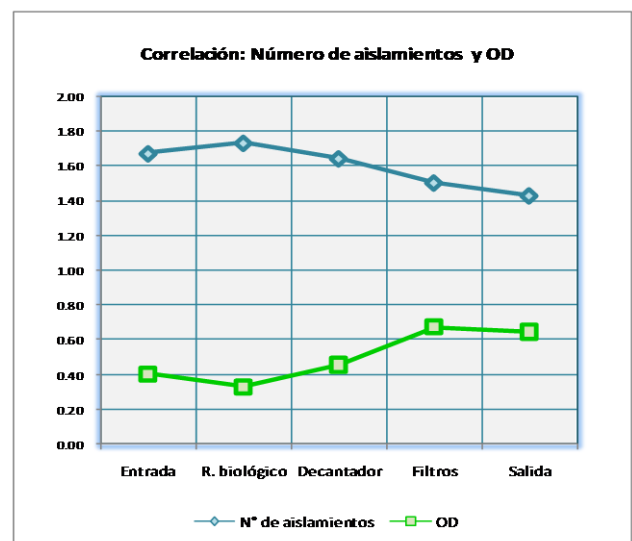


Figura 7. Tendencia del OD y el número de aislamientos por estación de muestreo.

tratamiento terciario la concentración de OD fue mayor, debido a que ya no es utilizado de forma importante para la degradación de la materia orgánica, como sucede en el tratamiento biológico.

Correlación entre OD y el número de aislamientos de AVL: Los datos de OD así como el número de aislamientos están expresados en logaritmos para lograr una visualización gráfica más sencilla (Figura 7). En base al análisis de Pearson se observó que existe una correlación negativa fuerte ($r=-0.96$) (Duran *et al.*, 2003) entre la concentración OD y el número de aislamientos, confirmando lo observado gráficamente. De tal manera que a menor concentración de OD se registró un mayor número de aislamientos. Sin embargo, no se debe interpretar que las AVL se desarrollan mejor cuando las concentraciones de oxígeno son bajas, sino que existen otros factores como la disponibilidad de hábitat y alimento que pudieron estar influyendo en el incremento del número de amibas. Este comportamiento se pudo apreciar en el tratamiento biológico, en donde el oxígeno suministrado artificialmente es utilizado por las bacterias para llevar a cabo la biodegradación aerobia de la materia orgánica, lo que provoca una disminución de la concentración de oxígeno, pero favorece el incremento de la biomasa principalmente bacteriana que constituye los flóculos que proporcionan el hábitat y alimento requerido por las amibas. Cabe mencionar que en ambientes acuáticos ha sido difícil encontrar correlación entre la abundancia de las AVL y las condiciones ambientales, se ha sugerido que las amibas responden de manera más clara a la cantidad de materia particulada en suspensión (Rodríguez-Zaragora, 1994), lo que ha sido observada en sistemas de tratamiento de tipo biológico (Chiquillo, 2004; López y De la Cerda, 2002).

Por su parte el tratamiento terciario (filtración) recibe un influente con menor concentración de materia biodegradable y de biomasa, ya que estas han sido removidas previamente por el tratamiento biológico, consecuentemente el hábitat y alimento para las AVL es más escaso en este tratamiento, lo que pudo provocar un menor número de amibas, a pesar de que las concentraciones de oxígeno fueron más altas que en el tratamiento biológico. Además, uno de los objetivos del proceso de filtración es remover algunos contaminantes remanentes del tratamiento biológico principalmente la materia suspendida e incluso algunos agentes biológicos como los protozoos (Fuentes, 2000).

Temperatura. La temperatura promedio fue de 28.9°C, el valor máximo de 32.7 °C que se registró en la entrada y el mínimo 21.1°C que se registró en la salida. En base a las pruebas estadísticas ANOVA ($\alpha= 0.05$) y LSD (Durán *et al.*, 2003) se encontró que la temperatura fue estadísticamente diferente en las 2 primeras estaciones de muestreo (entrada y reactor biológico) en comparación con las 3 estaciones restantes, ya que estas presentaron las medias más altas, destacándose la entrada.

La diferencia de temperatura en las etapas del sistema se debe a que el agua que entra al sistema aún conserva parte de la temperatura elevada que se utiliza en los procesos de producción de la industria (Kim *et al.*, 2003), a pesar de que ha permanecido un tiempo en el tratamiento primario. Conforme el agua pasa por las diferentes etapas, la temperatura del agua residual va disminuyendo, sobre todo en las etapas del tratamiento que se encuentran al aire libre en donde el agua comienza a equilibrarse con las condiciones de temperatura ambiental. Lo anterior explicaría el por qué, de acuerdo a las pruebas estadísticas, la entrada y la salida resultaron las más diferentes en cuanto a temperatura.

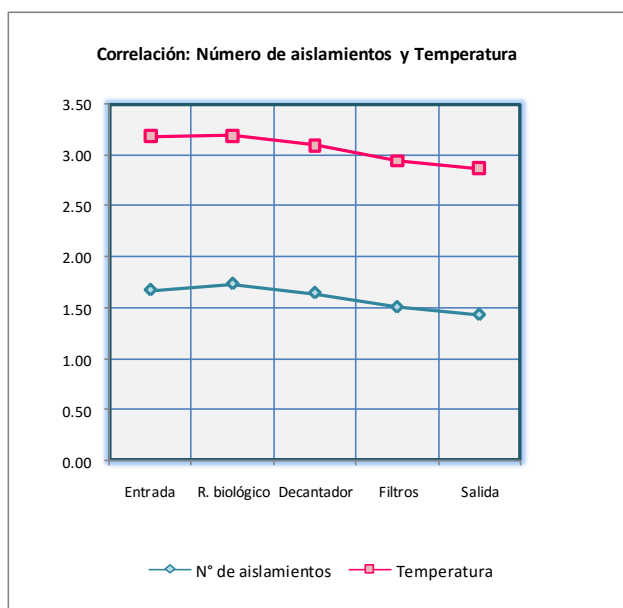


Figura 8. Tendencia de la temperatura y el número de aislamientos por estación de muestreo.

Correlación entre temperatura y datos biológicos:

Los datos de temperatura y de número de aislamientos de AVL se expresaron en logaritmos, para lograr una visualización gráfica más sencilla (Figura 8).

De acuerdo con el análisis de Pearson se determinó que existe una correlación positiva moderada ($r=0.62$) (Duran *et al.*, 2003) entre la incidencia de AVL y la temperatura. Esto quiere decir que las especies de AVL aisladas mostraron tolerancia e incluso se favoreció su

desarrollo con el incremento de la temperatura, debido a que algunas especies de AVL son termotolerantes (Rodríguez-Zaragoza, 1994., Bonilla *et al.* 2004., Bonilla y Ramírez, 2011), incluso en cuerpos naturales en países templados las AVL han mostrado un patrón distribución estacional,

proliferando mejor en los meses cálidos, por su parte en algunos sistemas de tratamiento de tipo biológico se ha observado este patrón estacional (Rivera *et al.*, 1986; Gudiño, 2003), también se ha reportado mayor riqueza específica de AVL en sistemas de tratamiento localizados en clima tropical y subtropical que en climas templados, lo que se atribuye a la diferencia de temperatura (Rivera *et al.*, 1995). Lo anterior resulta relevante pues dentro de las especies termotolerantes se encuentran las especies patógenas y en el presente estudio se aisló un género que se ha reportado como potencialmente patógeno (*Acanthamoeba*) y dos asociados a patologías en humanos (*Vahlkampfia* y *Vermamoeba*) (Aitken *et al.* 1996., Bonilla *et al.* 2004., Bonilla y Ramírez, 2011) por lo que estos datos pueden tener importancia en materia de salud.

Adicionalmente, se ha observado que los microorganismos desarrollan la capacidad de aclimatarse a condiciones ambientales consideradas poco favorables cuando se exponen por algún período de tiempo a tales condiciones (Moreno y González, 1996; Kim *et al.*, 2003), proceso que posiblemente las AVL encontradas en el sistema de tratamiento han desarrollado para lograr subsistir ante las condiciones poco favorables de los efluentes residuales textiles (Kim *et al.*, 2003). Incluso se han utilizado “organismos seleccionados” que debido a su aclimatación presentan resistencia a las características de los efluentes textiles y mejores capacidades de depuración para mejorar el rendimiento de procesos biológicos (Kim *op. cit.*).

Potencial de Hidrógeno (pH): Se registró un valor promedio de 6.98, el valor más alto fue de 7.20 que se registró en los filtros y el más bajo fue de 6.65 que se registró en el decantador.

Este parámetro se mantuvo homogéneo a lo largo de las estaciones muestreadas, ya que de acuerdo con la prueba estadística ANOVA ($\alpha=0.05$) (Durán *et al.*, 2003) se determinó que no existió diferencia significativa entre las estaciones de muestreo en cuanto a valores de pH. La homogeneidad de este parámetro se debió a que el agua residual proveniente de los procesos de la fábrica textil, se estabiliza antes de entrar al sistema de tratamiento para evitar cambios bruscos en el sistema.

Correlación entre pH y datos biológicos: En base al análisis de Pearson, no se observó correlación entre el pH y el número de aislamientos de AVL ($r=-0.32$) (Duran *et al.*, 2003). Lo anterior indica que en este estudio el pH no tuvo un efecto importante sobre la presencia de AVL, esto se pudo deber a que el pH se mantuvo homogéneo en el transcurso del tratamiento por lo que las fluctuaciones mínimas que llegaron a ocurrir no tuvieron un efecto importante en la presencia de

AVL. Además se cabe que el intervalo de pH que estos microorganismos pueden soportar es amplio, pues va desde 3.9 hasta 9.7 (Bonilla y Ramírez, 1993), por lo que es entendible que este parámetro no haya resultado determinante para la presencia de AVL.

7.4 Distribución temporal

7.4.1 Datos biológicos globales.

El número de aislamientos por mes de muestreo constituye la distribución temporal general de las AVL y se muestra en la figura 9. Los meses están ordenados del primer muestreo, que se realizó en agosto de 2013, al último en agosto de 2014.

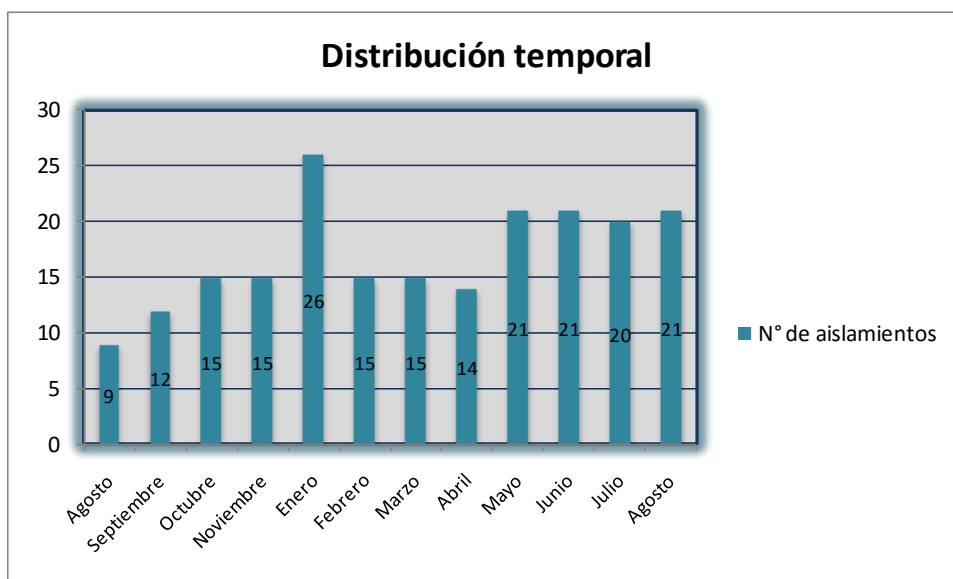


Figura 9. Distribución temporal de AVL

En base a la prueba estadística de ANOVA ($\alpha=0.05$) se observaron diferencias significativas entre los meses de muestreo respecto al número de aislamientos registrados. El muestreo de agosto de 2013 fue el que presentó la mayor diferencia estadística, pues difirió con 9 meses y presentó la media más baja de número de aislamientos; mientras que el muestreo de enero difirió con 8 meses y presentó la media más alta, los meses mayo, junio y agosto de 2014 difirieron con 7 meses y presentaron la segunda media más alta de número de aislamientos (Figura 9).

Los resultados descritos en el párrafo anterior mostraron que de mayo a agosto de 2014 se registró un incremento de aislamientos en comparación con los meses anteriores, a excepción del mes de enero que fue el que presentó la media más alta. Sin embargo la tendencia del número de aislamientos registrada en el presente trabajo, probablemente no corresponde al patrón de distribución estacional que otros autores han descrito para las AVL, en el que se observa una mayor proliferación durante los meses cálidos (Bonilla *et al.*, 2004; Rodríguez-Zaragoza, 1994), ya que este patrón ha sido observado en cuerpos de agua naturales y en climas templados, y de manera contrastante el sistema estudiado es un cuerpo de agua artificial cuyas características fisicoquímicas se encuentran principalmente sujetas a las variaciones del proceso de producción que se realizan en la planta textil, por lo que las condiciones ambientales no resultan tan determinantes para la presencia de las AVL.

Se sugiere que la distribución temporal de las AVL registrada en el presente estudio, fue en cierta medida una respuesta a la temporalidad de la producción en la planta textil. La producción en la planta textil está dividida en dos grandes etapas: la etapa en que se producen las prendas para la temporada primavera-verano, y la etapa en que se producen las prendas para la temporada otoño-invierno. Por lo tanto las características de los efluentes son diferentes en estas dos grandes etapas de producción, ya que la cantidad de lana y la cantidad y características de los colorantes y otros insumos que se utilizan en cada etapa de producción pueden variar. Aunado a esta gran diferencia en el proceso de producción, existieron variaciones que ocurrieron independientemente de las etapas de producción, lo cual es común en la industria textil (Kim *et al.*, 2003; Kehaira y Madamwar, 2003; Lin y Peg, 1996).

Un elemento que apoya el supuesto de que la incidencia de AVL está ligada a las variaciones del proceso productivo de la planta textil, puede observarse en el mes de enero, que presentó un “pico” en el número de aislamientos, debido a que en este mes el reactor biológico fue alimentado con lodos de recirculación de meses anteriores con lo que hubo un aporte “extra” de biomasa (incluyendo AVL), esto con la finalidad de reanudar el funcionamiento de la planta de tratamiento, el cual había estado detenido durante el mes de diciembre debido a las vacaciones laborales de la fábrica.

Datos biológicos por especie.

En la tabla 3, se muestra el listado de la distribución temporal de cada especie aislada. Las especies fueron enlistadas en orden descendente de acuerdo al número de meses en que se presentaron, los números “1” y “0” indican presencia y ausencia respectivamente.

| Espece | Ago. 2013 | Sep. 2013 | Oct. 2013 | Nov. 2013 | Ene. 2014 | Feb. 2014 | Mar. 2014 | Abr. 2014 | May. 2014 | Jun. 2014 | Jul. 2014 | Ago. 2014 | N° REG. | % |
|----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|-----|
| <i>Vermamoeba vermiformis</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 12 | 100 |
| <i>Acanthamoeba polyphaga</i> | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 11 | 92 |
| <i>Guttulinopsis vulgaris</i> | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 9 | 75 |
| <i>Platyamoeba stenopodia</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 9 | 75 |
| <i>Vahlkampfia inornata</i> | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 9 | 75 |
| <i>Platyamoeba placida</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 5 | 42 |
| <i>Vahlkampfia avara</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 5 | 42 |
| <i>Vexillifera bacillipedes</i> | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 33 |
| <i>Acanthamoeba triangularis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 25 |
| <i>Echinamoeba silvestris</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 17 |
| <i>Mayorella cultura</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 | 17 |
| <i>Saccamoeba stagnicola</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 17 |
| <i>Thecamoeba striata</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 17 |
| <i>Vahlkampfia ustiana</i> | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 17 |
| <i>Guttulinopsis nivea</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Mayorella spatula</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Thecamoeba quadrilineata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 8 |
| <i>Thecamoeba similis</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Vannella cirrifera</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| <i>Vannella platypodia</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 8 |
| NÚMERO TOTAL DE ESPECIES | 3 | 6 | 6 | 7 | 10 | 6 | 5 | 7 | 8 | 9 | 7 | 9 | | |

Tabla 3. Distribución temporal por especie. (La penúltima columna muestra el número de meses en que se registró cada especie y la última muestra el mismo dato pero expresado en porcentaje).

Con la finalidad de clasificar a las especies en base a su distribución temporal y su valor de frecuencia se realizó un diagrama de dispersión (figura 10). De acuerdo al análisis de Pearson se observó una correlación positiva fuerte entre estas dos variables ($r=0.91$) (Durán *et al.* 2003), que indica que las especies que tuvieron una distribución temporal amplia también tuvieron un valor de frecuencia alto, agrupándose las 20 especies en 4 conjuntos:

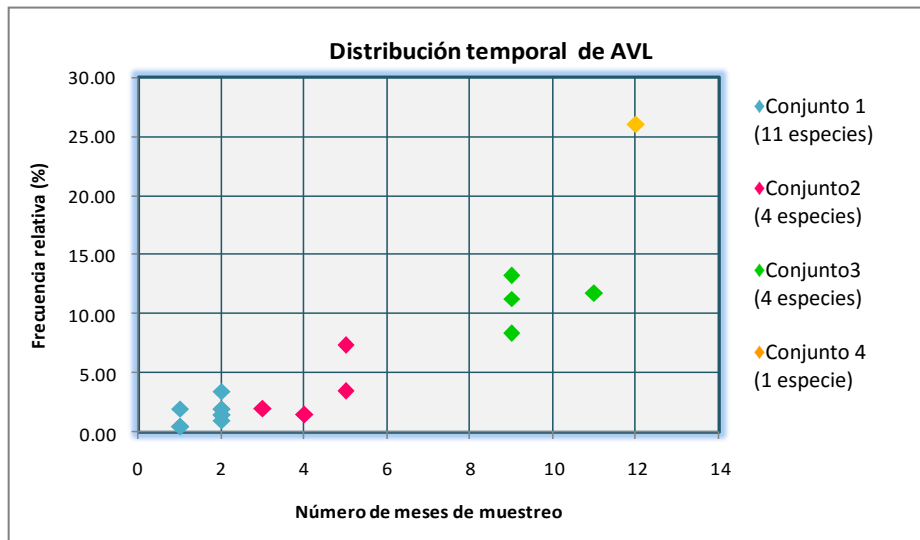


Figura 10. Distribución temporal (número de meses de muestreo) versus frecuencia relativa por especie.

Conjunto 1: Está constituido por 11 especies con distribución temporal reducida ya que estuvieron presentes solo en 1 o 2 de los 12 meses de muestreo y con frecuencia baja (<5%): *Saccamoeba stagnicola*, *Thecamoeba quadrilineata*, *Thecamoeba similis*, *Vannella cirrifera*, *Vannella platypodia*, *Guttulinopsis nivea*, *Thecamoeba striata*, *Vahlkampfia ustiana*, *Echinamoeba silvestris*, *Mayorella spatula* y *Mayorella cultura*. La mayoría de las especies incluidas en este conjunto a excepción de *Vahlkampfia ustiana*, *Saccamoeba stagnicola*, *Echinamoeba silvestris* y *Guttulinopsis nivea* no forman quistes (Page, 1988), esta característica es posiblemente el factor que restringió su presencia lo largo del periodo de muestreo. Por su parte las especies que son formadoras de quiste probablemente no presentaron las características necesarias para resistir las condiciones imperantes en el agua residual textil y por lo tanto tampoco no permanecieron mucho tiempo en el sistema de tratamiento estudiado.

Conjunto 2: Las especies que conforman este conjunto tienen un valor de frecuencia bajo (<5%) (a excepción de *Vahlkampfia avara* cuya frecuencia fue de 7.35%), sin embargo su distribución temporal fue ligeramente mayor que la del conjunto 1, ya que fueron aisladas en 3, 4 o 5 meses. Las 4 especies que se incluyen en este conjunto son, *Vahlkampfia avara*, *Platyamoeba placida*, *Acanthamoeba triangularis* y *Vexillifera bacillipedes*. A diferencia del conjunto 1, la mayoría de las especies incluidas aquí son especies formadoras de quiste, excluyendo a *Vexillifera bacillipedes*,

(Page, 1988), lo que probablemente fue la causa de que estas especies hayan tenido una distribución temporal ligeramente mayor que las especies del conjunto 1.

Conjunto 3: Las 4 especies que se ubican en este conjunto estuvieron presentes en más de la mitad de los meses de muestreo con una frecuencia >7%: *Vahlkampfia inornata*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Guttulinopsis vulgaris* y *Platyamoeba stenopodia*. Se sugiere que el valor alto de frecuencia obtenido por estas especies se relaciona con la mayor resistencia de sus quistes. Por otra parte la tendencia de estas especies resulta relevante pues parece indicar que su participación en el proceso de depuración fue más significativa, ya que se presentaron en la mayoría de los meses.

Conjunto 4: Este conjunto está representado únicamente por *Vermamoeba vermiformis*, que debido a su amplia distribución temporal y alta frecuencia, se separa del resto de las especies. Esta especie fue la única que fue registrada en todos los meses de muestreo y con la frecuencia más alta, resultados excepcionales que permiten sugerir a *V. vermiformis* como una posible especie eurioica (Escolástico *et al.* 2013), aunque se requiere realizar un estudio más completo sobre la ecología de esta especie. Adicionalmente, como ya se ha mencionado, esta especie creció bien a 42°C, lo que sugiere que posee intervalos amplios de tolerancia a la temperatura y quizá a otros factores ambientales, que el resto de las especies identificadas en el presente estudio no presentan.

7.4.2 Datos fisicoquímicos y su correlación con datos biológicos

Oxígeno disuelto (OD): La concentración promedio de este parámetro fue de 3.34 mg/L, el valor más alto fue de 4.4 mg/L que se registró en el mes de mayo y el más bajo de 2.28 mg/L en el mes de junio. De acuerdo a la prueba estadística se determinó que los valores de OD no presentaron variación temporal estadísticamente significativa.

Temperatura: El valor promedio de temperatura fue de 28.86°C, el valor máximo fue de 29.8° C y se registró en el mes de agosto de 2013, mientras que el valor más bajo fue de 24.8°C que se registró en el mes de enero. Acorde con la prueba estadística ANOVA ($\alpha=0.05$) y la prueba LSD (Durán *et al.* 2003) se observó que existieron diferencias significativas en la temperatura registrada, siendo el mes de enero el que presentó la media más baja y el que difirió con la

mayoría de los meses de muestreo (9 de 12), los demás meses no presentaron diferencias significativas entre sí.

Potencial de Hidrógeno (pH): El valor promedio para este parámetro fue de 6.98, el valor mínimo fue de 6.07 registrado en el mes de junio, mientras que el valor más alto de 8.23 se registró en el mes de mayo. Conforme a l análisis estadístico se determinó que existen diferencias significativas ($\alpha=0.05$) (Durán *et al.*, 2003). El mes de mayo fue el que presentó mayor diferencia (con 9 de 12 meses) y el que obtuvo la media más alta (8.23), seguido de los meses de junio (7.88) y marzo (7.69) que también obtuvieron de los valores más altos de pH y difirieron con 8 y 7 meses de muestreo respectivamente. Por otro lado el mes de julio también mostró diferencias significativas con 7 meses de muestreo presentando la media más baja (6.07).

Correlación de los parámetros fisicoquímicos y los datos biológicos: En la dimensión temporal ningún parámetro fisicoquímico mostró algún grado de asociación importante con el número de aislamientos, ya que el tipo de correlación que tanto el OD, el pH y la temperatura presentaron con el número de aislamientos fue débil ($r=0.4$) (Durán *et al.*, 2003). Lo anterior sugiere que la distribución temporal de las AVL no puede ser claramente explicada en función del comportamiento temporal de los parámetros fisicoquímicos medidos en el presente estudio. Este bajo grado de asociación entre los datos biológicos y los fisicoquímicos puede ser debido a que los valores de OD, temperatura y pH no mostraron una tendencia clara en el tiempo. Como ya se describió anteriormente, las concentraciones de OD no mostraron diferencias significativas en el periodo de muestreo y el pH y la temperatura aunque si presentaron diferencias significativas, no presentaron una tendencia clara. La ausencia de una tendencia definida de los parámetros fisicoquímicos a lo largo del tiempo, probablemente es consecuencia de las variaciones que se presentan en el proceso de producción, que como ya se ha mencionado, son características de la industria textil en general (Kehaira y Madamwar, 2003; Kim *et al*, 2003; Lin y Peg., 1996).

7.5 Tendencia global de los datos

7.5.1 Datos biológicos

Con la finalidad de obtener una interpretación en la que se sintetizara el comportamiento espacio-temporal de los datos biológicos, se graficó en un diagrama de dispersión de la distribución temporal contra la distribución espacial por especie (Figura 11). De acuerdo con el análisis de

Pearson se determinó que existió una correlación moderada positiva ($r=0.72$) entre la distribución espacial y la distribución temporal de las AVL, lo cual permite interpretar que las especies que generalmente presentaron una distribución temporal alta también presentaron una distribución espacial alta, agrupándose en 4 conjuntos.

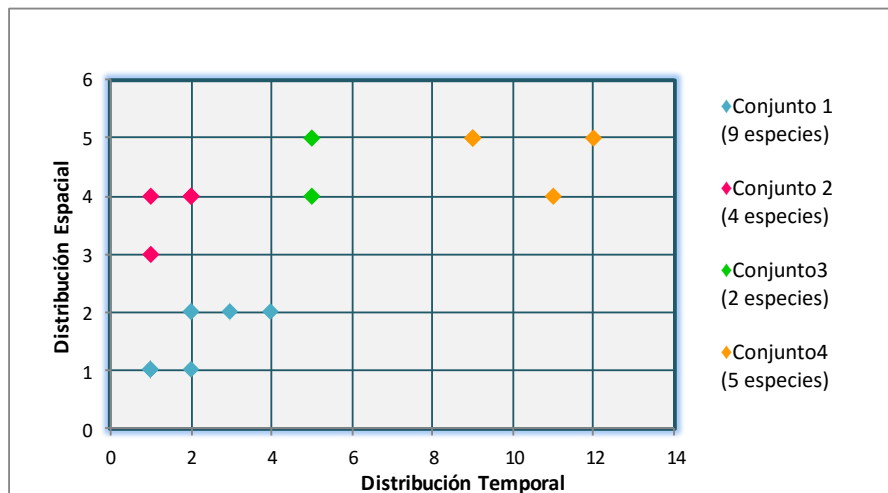


Figura 11. Comportamiento espacio-temporal de las especies aisladas.

Conjunto 1: *Vexillifera bacillipedes*, *Saccamoeba stagnicola*, *Thecamoeba quadrilineata*, *Thecamoeba similis*, *Vanella cirrifera*, *Vanella platypodia*, *Acanthamoeba triangularis*, *Thecamoeba striata* y *Echinamoeba silvestris*. Especies que tuvieron una distribución temporal y espacial baja, por lo que se vio limitada su incidencia espacio-temporal. Esto pudo ser consecuencia de que la mayoría de las especies que conforman este conjunto no son formadoras de quistes, característica que resulta relevante para la supervivencia de las AVL ante condiciones ambientales poco favorables (Rodríguez-Zaragoza, 1994; Bonilla *et al.*, 2004). En cuanto a *Saccamoeba stagnicola*, *Acanthamoeba triangularis* y *Echinamoeba silvestris*, las cuales son especies que si forman quistes (Page, 1988), su baja incidencia posiblemente indica que tanto en fase de trofozoito como en fase de quiste son poco tolerantes a las condiciones que caracterizan a los efluentes industriales textiles (Kehaira y Madamwar, 2003; Kim *et al.*, 2003; Lin y Peg, 1996).

Conjunto 2: *Guttulinopsis nivea*, *Vahlkampfia ustiana* y *Mayorella spatula* y *Mayorella cultura*. Estas especies tuvieron una distribución temporal baja, pero una distribución espacial alta, pues se

aislaron en 3 o 4 de las 5 estaciones de muestreo. Es importante mencionar que, a excepción de *M. spatula*, las especies de este conjunto se caracterizan por presentar una fase quística en su ciclo de vida (Page, 1988), esta estructura de resistencia les otorga ventaja para tolerar las condiciones que caracterizan los efluentes textiles (Kim *et al.*, 2003; Kehaira y Madamwar, 2003; Lin y Peg, 1996), lo que podría explicar que su incidencia haya sido ligeramente mayor que la de las especies del conjunto 1. En cuanto a *M. spatula* es una amiba no formadora de quiste de dimensiones pequeñas (12-20 μ) (Page, *op. cit.*), por lo que probablemente implemento la estrategia de producir numerosos organismos pequeños para tomar ventaja de “parches ambientales” favorables (Rodríguez-Zaragoza, 1994) que pudieron presentarse en el sistema de tratamiento.

Conjunto 3: En este conjunto se encuentran 2 especies de distribución temporal moderada y distribución espacial alta: *Vahlkampfia avara* y *Platyamoeba placida*, ambas formadoras de quiste (Page, 1988). La tendencia espacio-temporal de estas especies puede ser interpretada como que tanto en fase de quiste como de trofozoito fueron más resistentes a las condiciones del sistema de tratamiento, en comparación con las especies de los dos conjuntos anteriores.

Conjunto 4. Dentro de este conjunto se encuentran cinco especies que fueron aisladas en más de la mitad de los meses muestreados y que además tuvieron una distribución espacial alta ya que estuvieron presentes en todas las estaciones de muestreo, a excepción de *Acanthamoeba polyphaga*, la cual estuvo en 4 de las 5 estaciones de muestreo, estas especies fueron: *Vermamoeba vermiformis*, *Vahlkampfia inornata*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Guttulinopsis vulgaris* y *Platyamoeba stenopodia*. Estas especies y algunas otras de estos géneros han sido reportadas como especies de alta incidencia en sistemas de tratamiento biológicos (Chiquillo, 2004; Toledo, 2007; Choncogua, 2014; Gudiño, 2003; López y De la Cerda, 2002; Ramírez *et al.* 1993; Ramírez *et al.* 2005; Rivera *et al.* 1986; Rivera *et al.* 1992; Rivera *et al.*, 1995) por lo que se les puede considerar como las especies de mayor actividad depuradora en aguas residuales y concretamente en este estudio. La alta incidencia de estas especies sugiere que podría catalogárseles como especies eurioicas (Escolástico *et al.*, 2013), ya que su incidencia no dependió de manera relevante de las condiciones del agua residual, sin embargo para sustentar esta teoría sería necesario realizar mediciones de más parámetros fisicoquímicos así como otros datos que nos permitan inferir sobre su ecología. Se reitera que estas especies posiblemente han desarrollado alguna estrategia de supervivencia, que en el caso de *G. vulgaris* consiste en la

producción de numerosos organismos pequeños y en el caso de las especies restantes consiste en la formación de quistes, lo cual puede considerarse como un elemento que explica la incidencia de estas especies.

Adicionalmente, es importante mencionar que en este conjunto se encuentra una especie reportada como potencialmente patógena, *Acanthamoeba polyphaga* (Bonilla *et al.*, 2004, Bonilla y Ramírez, 2011) y dos especies de géneros asociados a patologías: *Vermamoeba vermiformis* y *Vahlkampfia inornata* (Bonilla *op. cit.*; Bonilla y Ramírez *op. cit.*), sin embargo estas especies presentaron altos porcentajes de remoción: *Acanthamoeba polyphaga* (91.67%), *Vermamoeba vermiformis* (81.13%) y *Vahlkampfia inornata* (81.48%) (Tabla 4).

| Especie | Remoción (%) | Especie | Remoción (%) |
|----------------------------------|--------------|---------------------------------|--------------|
| <i>Acanthamoeba polyphaga</i> | 91.67 | <i>Thecamoeba quadrilineata</i> | 100 |
| <i>Acanthamoeba triangularis</i> | 100.00 | <i>Thecamoeba similis</i> | 100 |
| <i>Echinamoeba silvestris</i> | 66.67 | <i>Thecamoeba striata</i> | 100 |
| <i>Guttulinopsis nivea</i> | 100.00 | <i>Vahlkampfia avara</i> | 80 |
| <i>Guttulinopsis vulgaris</i> | 91.30 | <i>Vahlkampfia inornata</i> | 81.48 |
| <i>Mayorella cultura</i> | 100.00 | <i>Vahlkampfia ustiana</i> | 75 |
| <i>Mayorella spatula</i> | 100.00 | <i>Vanella cirrifera</i> | 100 |
| <i>Platyamoeba placida</i> | 85.71 | <i>Vanella platypodia</i> | 100 |
| <i>Platyamoeba stenopodia</i> | 94.12 | <i>Vermamoeba vermiformis</i> | 81.13 |
| <i>Saccamoeba stagnicola</i> | 100.00 | <i>Vexillifera bacillipedes</i> | 75 |

Tabla 4. Porcentaje de remoción por especie

7.5.2 Parámetros fisicoquímicos

En la figura 12 se muestra el dendrograma resultado del análisis de agrupamientos que se realizó a la matriz total de datos fisicoquímicos (datos espacio-temporales) y en el cual se utilizó como medida de distancia el índice de Bray-Curtis. Se observó la formación de 4 grupos (enmarcados con rectángulos de color y numerados en la parte inferior) con valores de similitud mayores a 90%, pero no se distingue una tendencia en la agrupación de los parámetros fisicoquímicos, ya que tanto los meses como las estaciones de muestreo se encuentran entremezclados unos con otros. Sin embargo es posible visualizar una tendencia poco significativa en la que en los grupos 2 y 3 se agrupan, principalmente las etapas del tratamiento biológico (entrada, tanque-de aireación y decantador) y en el grupo 4 solo se incluyen solo las etapas del tratamiento terciario (filtros y

salida). Aunque esta tendencia no es muy clara aporta datos interesantes, pues en primer lugar permite confirmar que tanto en el espacio como en el tiempo el sistema de tratamiento presentó fluctuaciones en los valores de OD, temperatura y pH, que como ya se ha explicado son resultado de las variaciones del proceso de producción que ocurren en la fábrica textil, y que esto pudo ser un factor que dificultó encontrar una correlación de las AVL con los parámetros fisicoquímicos, sobre todo en el tiempo. También resalta la diferencia entre el tratamiento biológico y tratamiento terciario en cuanto a los valores de los parámetros fisicoquímicos (pH, temperatura y oxígeno disuelto), esta diferencia entre cada tipo de tratamiento también se vio reflejada en los datos biológicos.

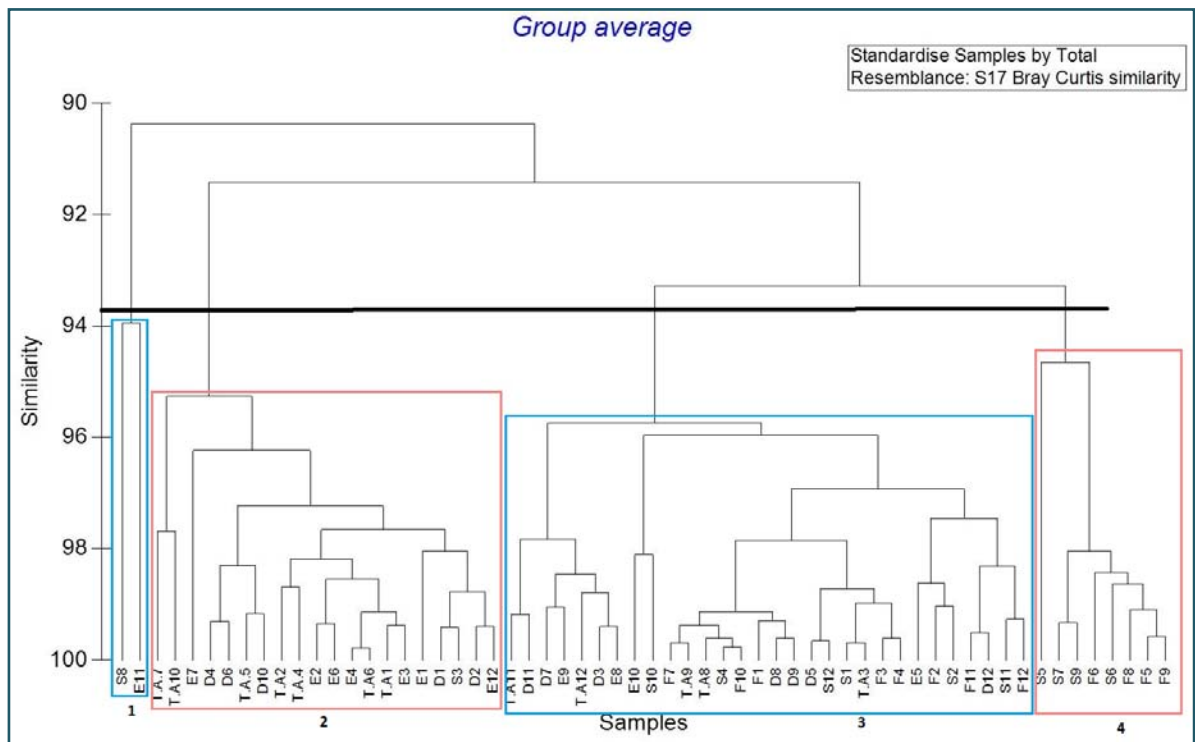


Figura 12. Dendrograma de similitud de 60 unidades correspondientes a los datos fisicoquímicos. Las letras indican la estación de muestreo: E (Entrada), T.A. (Tanque de aireación), D (Decantador), F (Filtros) y S (Salida). Los números indican el número de muestreo, donde agosto de 2013 =1 y agosto de 2014=12.

8. CONCLUSIONES

- Las especies de AVL aisladas en el sistema estudiado se han reportado en agua residual cruda doméstica y en otros sistemas de tratamiento de tipo biológico.
- Se aisló una especie reportada como potencialmente patógena (*Acanthamoeba polyphaga*) y dos géneros que se han encontrado asociadas a patologías en humanos (*Hartmannella* y *Vahlkampfia*). Sin embargo el porcentaje de remoción de las especies en general fue alto.
- No se encontró un patrón de distribución temporal para las AVL, posiblemente porque el sistema estudiado es un cuerpo de agua artificial sujeto a variaciones del proceso de producción textil.
- La distribución espacio-temporal de las AVL permitió clasificar a las 20 especies en 4 conjuntos.
- Con base a la alta frecuencia y amplia distribución espacio-temporal se sugiere que las especies: *Vermamoeba vermiformis*, *Vahlkampfia inornata*, *Acanthamoeba polyphaga*, *Guttulinopsis vulgaris* y *Platyamoeba stenopodia* fueron las que participaron mayormente en la depuración del agua residual y que toleraron mejor las condiciones de la planta de tratamiento estudiada.
- *Vermamoeba vermiformis* fue la única especie que se aisló en todos los meses de muestreo y con mayor frecuencia.
- La distribución espacial de las AVL mostró una tendencia en la que el sistema de tratamiento terciario se registró menor incidencia de AVL que en el tratamiento biológico.
- Los parámetros fisicoquímicos estuvieron dentro de los intervalos reportados para las AVL.

9. LITERATURA CITADA

Aitken, D., Hay, J., Kinnear, F. B., Kirkness, C. M., Lee, W. R. y Seal, D. V. 1996. Amebic keratitis in a wearer of disposable contact lenses due to a mixed *Vahlkampfia* and *Hartmannella* infection. *Ophthalmology*. 103: 485-494.

Basu, P., M, Ghosh, A., Choudhury y A, Bhattacharya. 1987. Free-living aerobic amoebae from a sewage survey of West Bengal, India. *Jour. Beng. Natur.Hist. Soci.* (6), 1: 6-31.

Bitton, G. 2005. Wastewater microbiology. 3ª. Wiley-Liss. USA. 765 p.

Bonilla P. y Ramírez E. 1993. Sistema de tratamiento de lecho de raíces. Las amebas de vida libre. *Rev. Información Científica y Tecnológica CONACyT* 15(20):22-25.

Bonilla, L.P. y E. Ramírez, F. 2011. Amibas de vida libre con potencial patógeno. En: Becerril, F. M. *Parasitología médica*. 2ª. México. McGraw Hill. 22-30 pp.

Bonilla, P., E. Ramírez, F., R, Ortíz. y C, Eslava. 2004. La ecología de las amibas patógenas de vida libre en ambientes acuáticos. En: Rosas, I., Cravioto, A. y Ezcurra, E. *Microbiología ambiental*. INE-UNAM. México. 67-81 pp.

Calderón, C. 2000. Identificación y descripción de los sistemas secundarios de tratamiento de aguas residuales. En: Serie autodidáctica de medición de la calidad del agua. México. IMTA y CONAGUA. 33 p. [en línea]. [Fecha de consulta: 3 febrero 2015]. Disponible en: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SGAPDS-3-13.pdf

Chiquillo, H. L. 2004. *Detección de Gimnamebas en agua residual doméstica en un tanque de sedimentación*. Tesis de licenciatura. UNAM FES Iztacala. 56 p.

Choncohua. R. E. 2014. Distribución espacial y temporal de las Amibas de Vida Libre (AVL) en una planta de tratamiento de lodos activados. Tesis de licenciatura. UNAM FES Iztacala. 50p.

Durán, A., A. Cisneros y A, Vargas, A. 2003. *Bioestadística*. UNAM FES Iztacala.136-144 pp.

Escolástico, C., M. Cabildo., R. Claramunt y T. Claramunt. 2013. *Ecología I: Introducción. Organismos y poblaciones*. UNED. Madrid. 240p.

Espinosa, E. N, L. 1998. Proceso biológico para el tratamiento de agua residual de la industria textil. Tesis de Ingeniería. UNAM: Facultad de química. 137p.

Fuentes, 2000. Identificación y descripción de los sistemas terciarios de tratamiento de aguas residuales. En: Serie autodidáctica de medición de la calidad del agua. México. IMTA y CONAGUA. 33 p. [en línea]. [Fecha de consulta: 3 Febrero 2015]. Disponible en: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/SistemasTerciarios.pdf

Gudiño, D. 2003. *Estudio cuantitativo de las amibas de vida libre presentes en un sistema de tratamiento del tipo del método de la zona de raíz (MRZ) en el poblado de Matilde, Hidalgo*. Tesis de licenciatura. UNAM FES Iztacala. México. 60p.

Keharia. H. y D. Madamwar. 2003. Bioremediation concepts for treatment of dye containing wastewater: A review. *Ind. Journ. Experim. Bio.* 41:1068-1075.

Kim, S., C. Park., T. Kim., J. Lee. y S. Kim. 2003. COD reduction and decolorization of textile effluent using a combined process. *Journ. Bioscienc and Bioengin.* 95 (1): 102-105.

Lin, S. y C. Peng. 1996. Continuous treatment of textile wastewater by combined coagulation, electrochemical oxidation and activated sludge. *Wat. Res.* 30 (4): 587-592.

López, H. M. y De la Cerda, M. J. 2002. *Amibas de Vida Libre en dos humedales artificiales con distintos pretratamientos*. Tesis de licenciatura. UNAM FES Iztacala. México. 58p..

Luna, V. 2006. Atlas de ciliados y otros microorganismos frecuentes en sistemas de tratamiento aerobio de aguas residuales. UNAM-Facultad de Química. 111 p.

Martínez, J. y M. Elías. 1985. Introducción a la protozoología. Trillas. México. 207p.

Maya, C., B, Jiménez. y N, Beltrán 2002. Inactivación de bacterias y amibas anfitoicas por medio de la aplicación de un proceso de desinfección con luz UV. XXVIII Congreso Interamericano; Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.

Moreno, G. y A. González. 1996. Population dynamics in an activated sludge during phenolic compounds acclimation. En: Proceedings of the 51st Purdue Industrial Waste Conference 1996. Purdue University West Lafayette, Indiana. 705-706pp [en línea]. [Fecha de consulta: 15 marzo 2015]

Disponible

en:

https://books.google.com.mx/books?id=5gMSjEQipu8C&pg=PA705&lpg=PA705&ots=ZYTvT547e7&focus=viewport&dq=ariel+gonzalez+y+gloria+moreno&output=html_text

ONU. 2011. Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio (UNW-DPAC): Agua e industria en la economía verde [en línea]. [fecha de consulta: 17 agosto 2013] Disponible en: http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/green_economy_2011/pdf/info_brief_water_and_industry_spa.pdf

Page, F. C. 1988. *A new key to freshwater and soil Gymnamoebae with instructions for culture*. Culture Collection of Algae and Protozoa. Cumbria. 122p.

Ramírez Flores, E. 1998. Sistemas de tratamiento de aguas residuales. Memorias de "Hacia una Renovación Ambiental en México. En: Sistemas de tratamiento de aguas residuales. UNAM, SEP, UAEM. 91-96 pp.

Ramírez, E., A. Warren, F. Rivera, P. Bonilla, S. Rodriguez, A. Calderon, R. Ortiz and E. Gallegos. 1993. An investigation of the pathogenic and non-pathogenic free- living amoebae in an activated sludge plant. *Water, Air Soil Poll.* 69:135-139.

Ramirez, E., E. Robles., P. Bonilla., G. Sainz. M. López., J. M. De La Cerda. and A. Warren. 2005. Occurrence of pathogenic Free-Living Amoebae and bacterial indicators in a constructed wetland treating domestic wastewater from a single household. *Eng. Life. Sci.* (5), 3: 253-258.

Rivera F., G. Garcia, A. Lugo, E. Zierold, J. Islas, E. Ramirez, and P. Bonilla. 1986. Amoebae in waste stabilization pond system in México. *Air, Water Soil Poll.* 28:185-198.

Rivera F., S. Rodriguez, A. Warren, P. Bonilla, E. Ramirez, A. Calderon and R. Ortiz. 1993. An investigation of the pathogenic and non-pathogenic free-living amoebae from the root zone method of wastewater treatment. *Water, Air Soil Poll.* 69:93-98.

Rivera, F., A. Warren., E. Ramírez., O. Decamp., P. Bonilla., E. Gallegos., A. Calderón y J. Sánchez. 1995. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Wat.Sci.Tech.* (32). 3: 211-218.

Rocha, A., R. Chávez., A. Ramírez y S. Cházaro. 2012. Comúnidades: métodos de estudio. UNAM-FES Iztacala. México. 248p.

Rodríguez- Zaragoza. S. 1994. Ecology of Free-Living Amoebae. Crit. Rev. In Microbio. 20(3):225-241.

Salas, C. G. 2003. Tratamiento fisicoquímico de aguas residuales de la industria textil. *Rev. Per. Quím. Ing. Quím.* 5 (2): 73-80.

SEMARNAT. 2008. Agua volumen 4 [en línea]. [fecha de consulta: 17 agosto 2013] Disponible en: http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/documents/sniarn/pdf/yelmedioambiente/ersion_2008/4_agua_v08.pdf

Smirnov, A.V., Chao, E., Nassonovac, E.S., Cavalier-Smith, T., 2011. A revised classification of naked lobose amoebae (Amoebozoa: lobosa). *Protist* 162, 545–570.

Toledo, T. E. 2007. *Presencia y distribución de amibas y ciliados en el sistema de lodos activados de Ciudad Universitaria*. Tesis de maestría. UNAM FES Iztacala. México. 75p.

Torrescano, E. J. 2009. Parámetros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual por lodos activados. *Aquaforum*. 12 (52): 15-19.

Vilaseca, M. M. 2001. Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. *Boletín intexter (U. P. C.)* 119: 97-72.

Villegas, J. 2009. *Efectos del efluente del proceso de teñido de hilos en el sistema de lodos activados a nivel piloto de una industria textil*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México. 62 p.