



FACULTAD DE INGENIERÍAS Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES UTILIZANDO UN CONSORCIO DE  
MICROORGANISMOS ENCAPSULADOS OBTENIDO DEL RÍO  
MACHÁNGARA

Trabajo de Titulación presentado en la conformidad con los requisitos  
establecidos para optar por el título de Ingeniera en Biotecnología

Profesor guía

M.Sc. Carlos Andrés Bastidas Caldes

Autor

Jennifer Alexandra Guerrero Andrade

Año

2016

## **DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA**

Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con el (los) estudiante(s), orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación.

---

Carlos Andrés Bastidas  
Máster en microbiología avanzada  
CI: 0201619806

## DECLARACIÓN DEL ESTUDIANTE

Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes.

---

Jennifer Alexandra Guerrero Andrade

CI: 1722653506

## **AGRADECIMIENTOS**

Gracias a Dios por bendecirme y gracias profe Cris por toda la paciencia, ayuda y conocimientos que me ha dado durante este tiempo, por ser una excelente maestra y una gran persona.

Gracias a Termopichincha por brindarme los recursos necesarios para la elaboración del presente proyecto.

Gracias a Alex, Andre, Don Edgar, Fer, Freddy, Mayrita, Richie, Sandrita y Dr. Ramiro por todo el apoyo brindado en este tiempo, por compartir conmigo sus conocimientos y amistad.

A todos mis amigos por ser incondicionales y únicos, especialmente: Luigi, Over, Lonny, Rul, Made, May, Washo, Liz, Naty.

## **DEDICATORIA**

A mis padres Rosana y Stalin, por enseñarme a luchar para conseguir lo que quiero, por ese amor incondicional que me brindan, por ser un ejemplo de vida y lucha, los amo.

A mis abuelitos: Luis, Laura y Angélica, por ser esos ángeles que me cuidan e impulsan día a día.

A mis hermanos: Danny, Nico y Gene, por esa paciencia, apoyo y amor.

A mis pequeñas Ari y Arlette, por alegrar mi vida y enseñarme que las pequeñas cosas son las que más valen.

A mis tíos: Pablo, Sylvana, Susy, German y Geovanny por ser unos padres más y alentarme día a día.

## Resumen

El tratamiento biológico más utilizado a nivel mundial es el de lodos activados, sin embargo tiene algunas limitaciones, por lo que se busca una opción alternativa. La investigación propuesta tiene como objetivo, comparar la eficiencia de dos tratamientos biológicos en la remoción de componentes orgánicos en agua residual doméstica formulada. Para ello, se montaron 15 biorreactores continuos a escala laboratorio, cinco representaron un control negativo (agua), cinco un control positivo (lodos activados) y cinco el tratamiento experimental (microorganismos encapsulados), los mismos se evaluaron durante ocho semanas. El consorcio de microorganismos que se utilizó para el licor de mezcla de los lodos activados y para la encapsulación se aisló del río Machángara en la ciudad de Quito. Durante las ocho semanas se evaluaron los siguientes parámetros: demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto, turbidez, hierro, fosfatos, nitrógeno total, nitritos, nitratos, manganeso y sulfatos. El agua residual formulada que servía como fuente de alimentación se administró diariamente a todos los reactores y tenía las siguientes concentraciones: 613,8 mg/L de DQO, 398,9 mg/L de DBO, 379,4 mg/L de STD, 4,5 mg/L de OD, 236,6 NTU de turbidez, 2,72 mg/L de hierro, 28,1 mg/L de fosfatos, 25,8 mg/L de NT, 52,75 mg/L de nitritos, 6,5 mg/L de nitratos, 0,154 mg/L de manganeso y 64,25 mg/L de sulfatos. Transcurridas las ocho semanas de tratamiento se obtuvo que el tratamiento biológico de microorganismos encapsulados fue más eficiente en la remoción de 10 parámetros evaluados frente a los lodos activados que tuvieron mayor remoción de hierro y el fósforo no tuvo remoción en ningún tratamiento, cabe decir que la diferencia en la remoción de unos parámetros es mínima. Es decir, el tratamiento de microorganismos encapsulados tuvo una eficiencia del 83,33 % frente al 8,33% de los lodos activados en la remoción de todos los parámetros evaluados. Respecto al tiempo, la mayor remoción de todos los parámetros se dio durante las tres primeras semanas de tratamiento, las siguientes existió remoción, pero no fue significativa como en el período inicial.

## Abstract

The biological treatment most used worldwide is the activated sludges, however has some limitations, so we are looking for an alternative option. The proposed research has the objective to compare the efficiency of two biological treatments in the removing of organic components in domestic wastewater formulated. For this, 15 continuous bioreactors were built in laboratory scale, five of them represented a negative control (water), five a positive control (activated sludge) and five the experimental treatment (encapsulated microorganisms), they were evaluated during eight weeks. The consortium of microorganisms used for the mixed liquor of activated sludge and the encapsulation was isolated from the Machángara River in the city of Quito. During the eight weeks the following parameters were evaluated: chemical oxygen demand, biological oxygen demand, total dissolved solids, dissolved oxygen, turbidity, iron, phosphates, total nitrogen, nitrites, nitrates, manganese and sulphates. The formulated wastewater served as power supply was administrated daily to all reactors and had the following concentrations: 613,8 mg/L of DQO, 398,9 mg/L of DBO, 379,4 mg/L of STD, 4,5 mg/L of OD, 236,6 NTU of turbidity, 2,72 mg/L of iron, 28,1 mg/L de phosphates, 25,8 mg/L of NT, 52,75 mg/L of nitrites, 6,5 mg/L of nitrates, 0,154 mg/L of manganese and 64,25 mg/L of sulphates. Passed the eight weeks of treatment was obtained that the biological treatment of encapsulated microorganisms was more efficient in the removal of 10 parameters evaluated against the activated sludges which had greater removal of iron and the phosphorus hadn't remove in any treatment, we can say that the difference in the removing parameters is minimal. That is, the treatment of encapsulated microorganisms had an efficiency of 83.33% versus 8.33% of activated sludges in the removing of all parameters evaluated. About the time, the greater removal of all parameters occurred during the first three weeks of treatment, the following weeks removal existed, but it wasn't significant as in the initial period.

# ÍNDICE

1. Capítulo I. Introducción.....	1
1.1. Antecedentes .....	1
1.2. Planteamiento del problema.....	3
1.3. Justificación .....	4
1.4. Objetivos .....	5
1.4.1. Objetivo general.....	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
2. Capítulo II. Revisión Bibliográfica.....	6
2.1. Aguas residuales .....	6
2.1.1. Agua residual doméstica .....	8
2.2. Río Machángara .....	9
2.3. Tratamiento de aguas residuales .....	10
2.3.1. Tratamientos físico-químicos.....	12
2.3.2. Tratamientos biológicos.....	12
2.3.2.1. Tratamientos biológicos aerobios.....	13
2.3.2.2. Tratamientos biológicos anaerobios.....	13
2.4. Sistema de tratamiento de lodos activados .....	14
2.5. Consorcio de microorganismos .....	15
2.5.1. Interacciones microbianas .....	15
2.6. Encapsulación de microorganismos.....	16
2.6.1. Alcohol polivinílico .....	17
2.7. Parámetros de medición del agua residual.....	18
2.7.1. Turbidez del agua residual .....	18
2.7.2. Potencial hidrógeno .....	18
2.7.3. Temperatura .....	19
2.7.4. Oxígeno Disuelto .....	19
2.7.5. Sólidos totales disueltos .....	19
2.7.6. Demanda química de oxígeno .....	20
2.7.7. Demanda bioquímica de oxígeno .....	20
2.8. Tiempo de retención.....	21
3. Capítulo III. Diseño del plan experimental .....	24



4.	Capítulo IV. Procedimiento experimental .....	26
4.1.	Determinación de la población y muestra. ....	26
4.2.	Selección de instrumentos de medición. ....	26
4.2.1.	Obtención de cápsulas de alcohol polivinílico .....	26
4.2.2.	Sistema de biorreactores.....	27
4.2.3.	Biorreactores .....	30
4.2.4.	Tratamiento de agua residual doméstica artificial.....	31
4.2.5.	DQO y DBO .....	33
4.2.6.	Turbidez.....	34
4.2.7.	pH y temperatura .....	34
4.2.8.	Sólidos totales disueltos .....	35
4.2.9.	Parámetros colorimétricos medidos en el equipo DR900.....	35
4.3.	Prueba de confiabilidad de datos.....	40
5.	Capítulo V. Resultados.....	41
5.1.	Encapsulación de microorganismos.....	41
5.2.	Remoción de DQO.....	42
5.3.	Remoción de DBO .....	45
5.4.	Remoción de turbidez .....	49
5.5.	Comportamiento de oxígeno disuelto.....	53
5.6.	Comportamiento de sólidos totales disueltos.....	56
5.7.	Remoción de Nitrógeno total.....	58
5.8.	Remoción de parámetros físicos – químicos.....	61
5.8.1.	Hierro.....	61
5.8.2.	Fosfatos.....	65
5.8.3.	Nitritos .....	67
5.8.4.	Nitratos .....	71
5.8.5.	Sulfatos.....	74
5.8.6.	Manganeso.....	77
5.9.	Temperatura y pH .....	79
5.10.	Resultados finales integradores .....	80
6.	Capítulo VI. Discusión.....	82
6.1.	DQO y DBO .....	82
6.2.	Turbidez.....	83

6.3.	Nitrógeno total, nitritos y nitratos .....	83
6.4.	Fosfatos y sulfatos .....	84
6.5.	Sólidos totales disueltos y oxígeno disuelto .....	85
6.6.	Hierro y manganeso .....	86
6.7.	Discusión final .....	87
7.	Capítulo VII. Conclusiones .....	89
	Referencias.....	90
	Anexos .....	98

## **1. Capítulo I. Introducción**

### **1.1. Antecedentes**

En el año 2025 la población mundial será de aproximadamente 7200 millones de personas. Se estima que las dos terceras partes habitarán en las ciudades y por ello, el consumo de agua aumentará proporcionalmente a esta expansión (Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente UNEP, 2009). Con un crecimiento poblacional elevado y un mal manejo territorial sumado a la incorrecta eliminación de desechos, el agua, el suelo y el aire se están contaminando rápidamente (Torres, 2012, pp. 12-20). En América Latina el tratamiento se realiza a menos del 10% de aguas residuales. Los tratamientos que se utilizan son contaminantes y poco eficientes. Esto se debe a los altos costos que implican los sistemas desarrollados y la ausencia de producción limpia, comprometiendo la sostenibilidad del sistema (Lahera, 2012).

La mayoría de las aguas residuales del Ecuador son descartadas sin ningún tratamiento, a cuerpos de agua cercanos. En el Ecuador no se aplica tratamiento a las aguas residuales en varias de las grandes ciudades debido a los costos que estos implican, especialmente los tratamientos químicos. Una alternativa de menor costo para esto son los tratamientos biológicos (Reinoso, 2015).

Una de las ciudades que trata aguas residuales es Cuenca, en esta ciudad se trata el 95% de aguas residuales que se producen, para ello en la planta de tratamiento Ucubamba utilizan tratamientos físico-químicos y esencialmente lodos activados (tratamiento biológico). La planta de tratamiento de aguas residuales Ucubamba es una de las pocas existentes en el Ecuador (Empresa Pública Municipal de telecomunicaciones, agua potable, alcantarillado y saneamiento (ETAPA), 2016). Actualmente en la ciudad de Quito se construye una planta de tratamiento de aguas residuales que utilizará lodos activados esencialmente para la recuperación de las aguas residuales que se producen en la capital (Empresa Pública Metropolitana de agua potable y saneamiento (EPMAPS), 2016).

Con lo mencionado anteriormente, se sabe que la capacidad de un microorganismo para metabolizar y convertir materia orgánica suspendida o disuelta en nuevas células o diferentes gases se denomina tratamiento biológico (Lahera, 2012).

En los tratamientos biológicos la presencia o ausencia de oxígeno determinará los microorganismos que realizarán la degradación de la materia orgánica presente en las aguas residuales (Lizarazo y Orjuela, 2013 y Palma y Manga, 2005). Por ello, los tratamientos biológicos se pueden dividir:

1. Procesos aerobios: son los procesos de tratamiento biológico que se dan en presencia de oxígeno.
2. Procesos anaerobios: son los procesos de tratamiento biológico que se dan en ausencia de oxígeno.

Existen varios sistemas de tratamientos biológicos. Sin embargo, el más utilizado a nivel mundial es el sistema de lodos activados debido a su alta eficiencia en el trabajo con las aguas contaminadas. Pese a su elevada eficacia es un proceso con varias desventajas como: los elevados costos de operación y la formación secundaria de flóculos de microorganismos (Metcalf, 2003 y Pérez y Camacho, 2011).

El tratamiento con lodos activados se basa en la interacción de flóculos biológicos, es decir, microorganismos suspendidos con las aguas contaminadas. Este proceso se debe realizar en un reactor aireado y bajo condiciones ambientales controladas. En este sistema la materia orgánica es convertida en gases y biomasa, por ende la carga contaminante presente en las aguas residuales disminuye (Pérez y Camacho, 2011 y Romero, 2004, pp. 30-60).

Los tratamientos más usados en la actualidad implican el uso excesivo de sustancias químicas, los mismos son sustancias que no se consiguen fácilmente, lo que implica la importación, es decir, los costos del tratamiento

aumentan (Grady, Daigger, Love, y Filipe, 2011 y Vargas y Romero, 2006). El Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) recomienda la utilización de tratamientos biológicos o combinados en países tropicales y subtropicales, de esa forma se elimina el uso de químicos y por ende se reduce el costo del tratamiento y la contaminación que genera su aplicación (Véliz et al., 2010). Al contrario, los tratamientos biológicos aprovechan la biodiversidad y fomentan el desarrollo de métodos de producción limpia, se intenta la disminución de la producción de lodos y la toxicidad de los mismos (Ferrara y Ramirez, 2013).

La producción del lodo en el tratamiento se relaciona directamente con la contaminación del agua residual. Además, el tipo de tratamiento a utilizar determinará la cantidad de lodos que se producirán, los biológicos aerobios y fisicoquímicos son los que generan mayor volumen de lodos (Gregorio et al., 2010). El manejo de los lodos involucra el 50% de costos de todo el tratamiento de las aguas residuales y resulta problemática su disposición final, por las grandes cantidades que se producen, por ejemplo en México se producen entre 28 y 84 millones de toneladas de lodos/año, Estados Unidos genera alrededor de 7.2 millones de toneladas por año de lodos residuales y la Unión Europea constituida por 27 países genera 9 millones de toneladas por año (Rojas y Mendoza, 2011)

## **1.2. Planteamiento del problema**

Uno de los tratamientos biológicos más utilizados es el sistema de lodos activados, sin embargo, el mismo tiene varias desventajas como: la utilización de químicos (algicidas, antiespumantes, biocidas, flocculantes, coagulantes, desinfectantes, entre otros), producción no controlable de lodos, necesidad de grandes espacios, consumo de energía elevado y por ende es un tratamiento costoso (Gregorio et al., 2010).

Actualmente se desarrollan investigaciones para tener procesos eficaces y menos costosos. Además, se busca que los mismos sean adecuados para la

recuperación de aguas residuales en ciudades y países latinoamericanos (Varila y Díaz, 2008).

A pesar de los estudios aún no se encuentra la manera de disminuir totalmente estos problemas (Lahera, 2012), por lo que se va a comprobar y comparar la eficiencia del sistema propuesto respecto a los utilizados actualmente.

Se sabe que los tratamientos biológicos utilizados en la recuperación de aguas residuales como: lodos activados, humedales, filtros percoladores, biodiscos son tratamientos eficientes, sin embargo, tienen subproductos no deseados como: lodos inestables, olores desagradables, vectores de enfermedades, entre otros (Silveira, Martins, Cidrão, y Tédde, 2013).

Por ello se espera que el sistema de tratamiento utilizando un consorcio de microorganismos encapsulado, brinde una eficiencia igual o mayor a la de un sistema de lodos activados común.

### **1.3. Justificación**

Por lo mencionado anteriormente, el sistema propuesto para el tratamiento de aguas residuales se vuelve una opción viable, ya que se disminuye la producción de lodos, se reducen los costos extras que genera el manejo operacional, se evita el consumo excesivo de energía y espacio, también se evitara la recirculación del lodo ya que se tendrán microorganismos con mayor tiempo de vida. La encapsulación impedirá que las condiciones adversas que se puedan presentar en el medio impacten de manera agresiva en el desarrollo de los microorganismos y que se produzca la muerte de los mismos. Ya que, la encapsulación les brinda protección y permite que las interacciones se desarrollen de manera adecuada para cumplir con su nicho ecológico en el proceso de remediación, haciéndolo más efectivo.

## **1.4. Objetivos**

### **1.4.1. Objetivo general**

Tratar aguas residuales mediante el uso de un consorcio de microorganismos encapsulados aislados del río Machángara.

### **1.4.2. Objetivos específicos**

- Obtener cápsulas del consorcio microbiano para el tratamiento de aguas residuales.
- Analizar varios parámetros indicadores de eficiencia del tratamiento durante ocho semanas.
- Comparar la eficiencia del tratamiento propuesto con el tratamiento de lodos activados convencional.

## 2. Capítulo II. Revisión Bibliográfica

### 2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales se definen, como “aguas de composición variada que provienen de usos: público urbano, doméstico, industrial, comercial, agrícola, de servicios, pecuarios plantas de tratamiento y en general, cualquier uso, al igual que la mezcla de ellas” (Noyola et al., 2013).

Las aguas residuales existen desde que surge la necesidad de utilizar el agua en la limpieza, para eliminar los desechos humanos generados de sus labores cotidianas. Las aguas residuales se caracterizan por su composición física, química y biológica. Como características físicas presentes en aguas residuales encontramos: color, olor, sólidos y temperatura. En los constituyentes químicos orgánicos se encuentran: carbohidratos, grasas animales, pesticidas, fenoles, proteínas, contaminantes prioritarios, agentes tensoactivos, compuestos orgánicos volátiles. Los constituyentes inorgánicos son: cloruros, metales pesados, nitrógeno, fósforo, azufre, sulfuro de hidrógeno, oxígeno. Los constituyentes biológicos de las aguas residuales son: animales, plantas, protistas, arqueobacterias y virus (ETAP, 2016, pp. 1-15).

Los principales contaminantes de aguas residuales son:

Sólidos en suspensión: dan desarrollo de depósitos de lodos y de condiciones anaerobios al verter el agua sin un previo tratamiento (Grady et al., 2011 y Orozco, 2005, pp. 1-10).

Materia orgánica biodegradable, sus principales componentes son: carbohidratos y grasas animales. Verter a fuentes de agua naturales sin un previo tratamiento desencadenaría el desarrollo de condiciones sépticas y agotamiento de recursos naturales como oxígeno (ETAP, 2016, pp. 1-15).

Patógenos: desencadena la transmisión de enfermedades infecciosas a través de los cuerpos de agua a los que fueron vertidos sin un tratamiento previo (Marcó, 2016).



Nutrientes: El nitrógeno, el carbono y el fósforo son nutrientes que favorecen el desarrollo de vida acuática no deseada, por ello es necesario eliminarlos antes de descartar en fuentes de agua naturales y de esa forma se evita la contaminación biológica de cuerpos de agua natural (Lahera, 2012).

Contaminantes prioritarios: son los compuestos orgánicos o inorgánicos que pueden ser cancerogénicos, mutagénicos, teratogénicos o tóxicos (Almeida y Borja, 2015).

Materia orgánica refractaria: esta materia orgánica (fenoles, agentes tensoactivos, pesticidas agrícolas) es resistente a métodos convencionales de tratamientos, por ello se requieren tratamientos especializados (ETAP, 2016).

Metales pesados: Los metales pesados son residuos de industrias y son descartados sin tratamiento previo, por ello es necesaria su eliminación para reutilizar el agua residual (Pérez y Camacho, 2011).

Sólidos inorgánicos disueltos: son el calcio, el sodio y los sulfatos, los mismo se añaden como consecuencia del uso del agua, es necesaria su eliminación para la reutilización del agua (Orozco, 2005).

A continuación se describen las características de las aguas residuales y sus fuentes de origen en la tabla 1.

Tabla 1. Características de las aguas residuales y sus fuentes de origen.

<b>Características físicas</b>	<b>Fuentes de origen</b>
Sólidos	Suministro de agua, residuos industriales y domésticos.
Temperatura	Residuos industriales y domésticos.
Color	Residuos industriales y domésticos.
Olor	Descomposición de residuos líquidos.
<b>Características químicas Orgánicas</b>	<b>Fuente de origen características químicas de contaminación del agua</b>
Proteínas	Residuos comerciales y domésticos.
Carbohidratos	Residuos comerciales y domésticos.
Aceites y grasas	Residuos comerciales, industriales y domésticos.
Tensoactivos	Residuos industriales y domésticos.
Fenoles	Residuos industriales.

Pesticidas	Residuos domésticos.
<b>Inorgánicos</b>	
pH	Residuos industriales.
Cloruros	Suministro de agua, residuos industriales e infiltraciones
Nitrógeno	Residuos agrícolas y domésticos.
Fósforo	Residuos agrícolas, industriales y domésticos.
Azufre	Suministro de agua y residuos industriales.
Tóxicos	Residuos industriales.
Metales pesados	Residuos industriales.
<b>Gases</b>	
Oxígeno	Suministro de agua e infiltraciones.
Hidrogeno sulfurado	Residuos domésticos.
Metano	Residuos domésticos.
Características biológicas	Fuentes de origen características biológicas de contaminación del agua
Virus	Residuos domésticos.
Bacterias	Residuos domésticos.
Protozoarios	Residuos domésticos.
Nematodos	Residuos domésticos.

Tomada de (Rojas, 2002).

### 2.1.1. Agua residual doméstica

El agua residual doméstica es la proveniente del uso cotidiano de los seres humanos, no implica actividades productivas, solo actividades de supervivencia diaria como: limpieza, alimentación y detritos (Pérez y Camacho, 2011 y Rojas R. , 2002).

El agua residual doméstica está formada por varios compuestos orgánicos e inorgánicos, una composición típica de la misma se describe a continuación en la tabla 2.

Tabla 2. Composición típica de tres clases de aguas residuales domésticas.

Constituyente	Concentración en mg/L		
	Alto	Medio	Bajo
Sólidos totales	1200	700	350
Sólidos totales disueltos	850	500	250
Sólidos totales fijos	525	300	145
Sólidos totales volátiles	325	200	105

Sólidos en suspensión	350	200	100
Sólidos en suspensión fijos	75	50	30
Sólidos en suspensión volátiles	275	150	70
Sólidos sedimentables ml/l-h	20	10	5
DBO (5 días, 20°C)	300	200	100
DQO	570	380	190
Nitrógeno total (como N)	85	40	20
Orgánico (como N)	35	15	8
Amoniaco (como N)	50	25	12
Fósforo total (como P)	20	10	6
Cloruros (Cl)	100	50	30
Alcalinidad (CaCO <sub>3</sub> )	200	100	50
Grasas	150	100	50
Sodios (Na)	110	50	10
Magnesio (Mg)	10	9	8
Calcio (Ca)	100	50	23

Tomada de (Rojas, 2002).

## 2.2. Río Machángara

El río Machángara atraviesa a la ciudad de Quito de norte a sur, nace del cerro Atacazo al sur de la capital ecuatoriana. La mayoría de su cauce se encuentra formado por aguas residuales, ya que es zona de desfogue de 8 colectores a lo largo de la ciudad (Reinoso, 2015). La contaminación del río es muy elevada, siendo superior a los rangos permitidos por el Ministerio del Medio Ambiente (MAE). Al ser un río ubicado en zona urbana representa un gran problema para las personas que viven a su alrededor como: malos olores, animales nocivos y vectores de enfermedades. Los ríos contaminados tienen un sistema de autodepuración. El Machángara tiene autodepuración con una eficiencia del 30% (Reinoso, 2015). Esto se debe a la extensión de su cauce y a la turbulencia del agua, lo que permite una oxigenación adecuada, a pesar de ello, debido al nivel elevado de contaminación este proceso es insuficiente (Reinoso, 2015).

La mayoría de las aguas residuales del Ecuador son descartadas sin ningún tratamiento a cuerpos de agua cercanos, esto se debe a los costos que estos

implican, especialmente los tratamientos químicos. Una alternativa para esto son los tratamientos biológicos (Almeida y Borja, 2015).

### **2.3. Tratamiento de aguas residuales**

El objetivo de usar tratamientos de aguas residuales es reducir la carga contaminante, para ello se deben remover los compuestos orgánicos e inorgánicos, solubles y disueltos que se encuentran presentes en el agua residual. Para su posterior reutilización o descarte a cuerpos de agua naturales. Este objetivo se va a cumplir si se utiliza un adecuado sistema de tratamiento de aguas residuales, generalmente se debe realizar una serie de operaciones unitarias que comprendan procesos físicos, químicos y biológicos, de esa manera se obtendrán resultados satisfactorios en el tratamiento de aguas residuales (Grady et al., 2011).

El tratamiento de aguas residuales se inició en 1800, en la denominada época de higiene. La necesidad de un tratamiento surge a partir de la relación de aparición de enfermedades causadas por la contaminación del agua (Vallero, 2010, pp. 55-60).

Los primeros tratamientos de aguas residuales eran muy básicos, el primero consistía en verter las aguas residuales en suelos, sin embargo, la extensión de terrenos no fue suficiente para el volumen de agua que se tenía que desechar. Tras varios años de enfermedades y la epidemia del cólera, se implementan los alcantarillados, pero se seguía dando poca importancia al tratamiento de las aguas de desecho. Con el tiempo para disminuir problemas industriales y de agricultura se fueron probando tratamientos más específicos como: precipitación química, digestión de fangos, filtración intermitente en arena, filtración en lechos de contrato, aireación de aguas residuales y por último en 1912 se desarrolla el primer proceso biológico de lodos activados (Rojas R. , 2002). A continuación en la tabla 3 se presenta un desarrollo histórico de los tratamientos de aguas residuales.

Tabla 3. Desarrollo histórico en el tratamiento de aguas residuales.

<b>Fecha</b>	<b>Desarrollo</b>
A.C	Irrigación con aguas residuales – Atenas.
1550	Uso de aguas residuales en agricultura – Alemania.
1700	Uso de aguas residuales en agricultura – Inglaterra.
1762	Precipitación química de aguas residuales – Reino Unido.
1860	Dispositivo de Mouras. Tratamiento anaerobio de sólidos de aguas residuales.
1865	Experimentos sobre microbiología de digestión de lodos – Reino Unido.
1868	Investigaciones sobre filtración intermitente de aguas residuales – Reino Unido.
1870	Filtración en arena de aguas residuales – Reino Unido.
1876	Primeras fosas sépticas – USA.
1882	Experimentos sobre aireación de alcantarillas – Reino Unido.
1884	Introducción de las rejillas de desbaste – USA.
1887	Estación experimental de Lawrence para el estudio de agua y aguas residuales – USA.
1887	Primera planta de precipitación química – USA.
1889	Filtración en lechos de contacto – USA.
1891	Digestión de lodos – Alemania.
1895	Recolección de metano de fosas sépticas y su empleo en alumbrado - Reino Unido.
1898	Molinete hidráulico para filtros percoladores – Reino Unido.
1904	Empleo de desarenadores – USA.
1904	Fosa séptica Travis de dos pisos – Reino Unido.
1904	Tanque Imhoff – Alemania.
1906	Cloración de aguas residuales – USA.
1908	Ley de Chick – USA.
1911	Aplicación de tanques Imhoff – USA.
1911	Digestión separada de lodos – USA.
1914	Tratamiento de aguas residuales por lodos activados – Reino Unido.
1916	Primera planta municipal de lodos activados – Reino Unido.
1925	Aireación por contacto USA.

Tomada de (Rojas, 2002).

Existen varios tratamientos de aguas residuales, se pueden dividir en físico-químicos y biológicos esencialmente. Una planta de tratamiento de aguas residuales puede dividir en etapas los tratamientos, teniendo como tratamientos primarios los procesos físicos, como secundarios los biológicos y como

terciarios los químicos o de purificación, teniendo un resultado de recuperación de aguas residuales muy satisfactorio.

### **2.3.1. Tratamientos físico-químicos**

La presencia de partículas de diversos tamaños (visibles o microscópicas) en el agua son una señal de contaminación. Generalmente los procesos físicos o físico-químicos son los iniciales en la remediación de aguas residuales, con operaciones unitarias como: filtración, decantación, coagulación, floculación, precipitación o flotación, con la finalidad de eliminar contaminantes de tamaño macroscópico ( $> 1\text{nm}$ ), separación de lodos, neutralizar y precipitar coloides (entre  $1\text{ nm}$  y  $1\text{ }\mu\text{m}$ ). En la neutralización y precipitación de coloides se rompe la estabilidad de las partículas coloidales y de esa forma se las puede separar del agua (Lizarazo y Orjuela, 2013).

Por otro lado, los procesos de tratamientos químicos generalmente se aplican como última etapa, denominada de purificación. En esta etapa se aplican compuestos químicos para eliminar la carga microbiológica presentes en el agua, el procedimiento más utilizado para este fin es la cloración (Lizarazo y Orjuela, 2013).

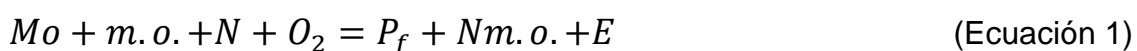
### **2.3.2. Tratamientos biológicos**

La capacidad de un microorganismo para metabolizar y convertir materia orgánica suspendida o disuelta en nuevas células o diferentes gases se denomina tratamiento biológico (Lahera, 2012).

En los tratamientos biológicos la presencia o ausencia de oxígeno determinará el tipo de microorganismos que realizarán la degradación de la materia orgánica presentes en el agua residual (Marcó, 2016 y Palma y Manga, 2005). Por ello, los tratamientos biológicos se pueden dividir en procesos aerobios (presencia de oxígeno) y procesos anaerobios (en ausencia de oxígeno).

### 2.3.2.1. Tratamientos biológicos aerobios

En la degradación de la materia orgánica contaminante los microorganismos utilizan como fuente de alimentación la materia orgánica en presencia de oxígeno y nutrientes obteniendo la siguiente reacción:



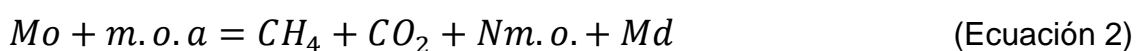
Dónde: Mo: Materia orgánica, m.o.: microorganismos, N: nutrientes, O<sub>2</sub>: oxígeno, P<sub>f</sub>: producto final, Nm.o.: nuevos microorganismos, E: energía (Vallero, 2010, pp. 55-60).

Los microorganismos reducen la cantidad de materia orgánica del agua, mediante una transformación de la misma en tejido celular nuevo, gases y subproductos, para que esto suceda es necesaria la presencia de oxígeno por lo que se denomina (proceso de oxidación biológica). El proceso es cíclico por ende la nueva biomasa continuará con el proceso de la oxidación biológica (Noyola et al., 2013).

Se pueden destacar dos sistemas de tratamiento de este tipo: las biopelículas y el sistema de lodos activados.

### 2.3.2.2. Tratamientos biológicos anaerobios

Se basan en la catálisis de los compuestos orgánicos por acción de microorganismos en ausencia de oxígeno. Son procesos que comúnmente se generan en ambientes naturales: pantanos, sedimentos de lagos y mares, zonas anóxicas del suelo, tracto digestivo de los rumiantes, fuentes de aguas termales sulfurosas, entre otras. Los productos de estos procesos catalíticos son: biogás (dióxido de carbono + metano), materia degradada en disolución, nuevos microorganismos (Vallero, 2010, pp. 55-60).



Dónde: Mo: materia orgánica, m.o.a: microorganismos anaerobios, CH<sub>4</sub>: metano, CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono, Nm.o.: nuevos microorganismo, Md: materia degradada en disolución.

Los procesos anaerobios requieren la acción de bacterias facultativas y anaerobias estrictas para poder llevar a cabo el proceso de transformación de la materia (Vallero, 2010, pp. 55-60). La digestión anaerobia requiere de los siguientes pasos y grupos bacterianos:

Hidrólisis: bacterias hidrolíticas.

Acidogénesis: bacterias fermentativas.

Acetogénesis: bacterias acetogénicas.

Metanogénesis: Bacterias metanogénicas.

#### **2.4. Sistema de tratamiento de lodos activados**

Este sistema se desarrolló en Inglaterra en 1912. Este proceso se basa en la aireación de un agua residual que tiene contacto con un conjunto de microorganismos denominados lodos. El proceso de aireación se puede producir mediante aireadores mecánicos. Es uno de los sistemas más aplicados para el tratamiento de aguas residuales en los países desarrollados. Tiene como objetivo la reducción de la materia orgánica en base a la demanda química de oxígeno presente en las aguas residuales (Varila y Díaz, 2008).

Es un tratamiento muy eficiente ya que emplea un consorcio de microorganismos capaces de remover materias orgánicas, patógenos y nutrientes. Este sistema brinda varias ventajas, pero de la misma forma contiene desventajas, a continuación se presentan las misma en la tabla 4 (Varila y Díaz, 2008).



Tabla 4. Ventajas y desventajas del sistema de lodos activados.

<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Fácil operación.	Costos de mantenimiento elevados.
Alta eficiencia en la remoción de contaminantes.	Dependencia de condiciones ambientales y contenido de contaminantes.
Minimización de olores y ausencia de insectos.	Riesgos de taponamiento de los dispositivos de aireación.
Puede existir desnitrificación.	Control operativo y analítico constante.
Variaciones de carga orgánica.	Altos costo de operación por requerimientos de oxígeno.
	Requiere espacios amplios.
	Formación de lodos de forma no controlada.

Tomada de (Varila y Díaz, 2008)

## **2.5. Consorcio de microorganismos**

Los microorganismos por naturaleza viven en grupos de la misma especie denominados poblaciones, las mismas comparten un hábitat en común. Estos organismos microscópicos pueden desarrollarse en condiciones extremas o comunes, teniendo metabolismos específicos de acuerdo a los lugares donde se desarrollan. Las poblaciones microbianas no son autónomas y generalmente se relacionan con otras poblaciones generando las comunidades de microorganismos (Madigan, Martinko, y Parker, 2004, pp. 30-45).

Las interacciones entre microorganismos en un hábitat determinado pueden ser beneficiosas o perjudiciales, la mayoría de interacciones se basan en el nivel nutricional, es decir, que los productos metabólicos de unos microorganismos servirán como fuente de alimento para otros con los que comparten el espacio de desarrollo, además estas interacciones dependen de las condiciones físico – químicas presentes en el medio (Madigan et al., 2004, pp. 30-45).

### **2.5.1. Interacciones microbianas**

Las interacciones que realizan los microorganismos presentes en un consorcio microbiano intervienen en la eliminación de patógenos presentes en las aguas residuales.

El antagonismo es una interacción en la que un microorganismo al estar en contacto con otro inhibe sus funciones. Un claro ejemplo son los antibióticos con las bacterias. Existe un gran número de bacterias y hongos que presentan un efecto antagónico, este efecto puede ser utilizado como una forma de control biológico (Hernández, Bautista, y Velázquez, 2007).

Los principales mecanismos de acción antagónicos para el control de patógenos son: antibiosis, competencia por espacio o nutrientes, interacciones directas con el patógeno e inducción de la resistencia. Los microorganismos antagónicos tienen varias formas de acción, la multiplicidad de estos es una característica importante para su viabilidad como agente de control biológico, mientras más modos de acción posean los microorganismos menores son los riesgos de que se produzcan una resistencia de los patógenos (Quiroga, Ruíz, Muñoz, y Lozano, 2012).

El amensalismo es un tipo de antagonismo donde se inhibe o destruye un organismo por un metabolito producido por otro organismo (Madigan et al., 2004, pp. 45-50).

La competencia es un tipo de antagonismos donde dos o más organismos tratan de utilizar los mismos nutrientes o de ocupar el mismo nicho o sitio de infección (Orietta y Larrea, 2001 y Quiroga et al., 2011).

El parasitismo o depredación es el tipo de antagonismo donde un microorganismo ataca y se alimenta directamente del organismo blanco o del agente de biocontrol puede producir algún tipo de toxina que ocasiona la muerte del organismo blanco, luego el agente de biocontrol se alimenta de él (Orietta y Larrea, 2001 y Paredes et al., 2009).

## **2.6. Encapsulación de microorganismos**

La encapsulación es la inmovilización de los microorganismos dentro de una matriz. Esta metodología provee a los microorganismos de nuevas características como: mayor densidad celular, tiempo de vida medio más

prolongado, aumento de las capacidades metabólicas, protección a la célula, disposición constante de nutrientes para su desarrollo y por ende aumenta la eficiencia de los mismo para cumplir con su nicho ecológico (Martínez y García, 2012).

La demanda de este método para la utilización de microorganismos va en aumento, sin embargo, la eficiencia del mismo depende del material que se va a utilizar para la encapsulación. La elección correcta del material depende de diversos factores como: el análisis de la incompatibilidad y estabilidad en el tiempo del mismo, adecuado flujo de nutrientes hacia dentro y fuera de la cápsula, y del uso que se le vaya a dar a los microorganismos inmovilizados (Flores y Jiménez, 2013).

Existe una gran cantidad de materiales para realizar la encapsulación de microorganismos, se pueden utilizar como matriz: hidrogeles, agar, alginato, carragenato, poliacrilamina, poliuretano, alcohol polivinílico, entre otros. Una de las mejores opciones para el fin de la investigación es el alcohol polivinílico el mismo se describe a continuación (Ochoa, Osuna, Villavelazquez, Escalante, y Ibarra, 2011).

### **2.6.1. Alcohol polivinílico**

El alcohol polivinílico o PVA es un polímero biocompatible, hidrofílico, no tóxico, biodegradable, sus propiedades mecánicas son eficientes y es estable en condiciones de temperatura y pH variables en largos períodos de tiempo (Echeverri, Vallejo, y Londoño, 2009).

Se obtiene a partir de la polimerización del acetato de vinilo, posteriormente se realiza una hidrólisis para liberar los grupos acetato. El grado de hidrolisis se debe determinar de acuerdo a los requerimientos del usuario, ya que, la presencia de grupos acetatos interfiere en las propiedades químicas, cristalización y solubilidad del polímero. La formación de un hidrogel a partir de este polímero se logra por el entrecruzamiento del mismo, esta reacción se puede generar de diversas maneras, pero la mejor opción es la generación de

enlaces covalentes entre distintas cadenas poliméricas por acción de monoaldehídos al contacto con ácido acético, sulfúrico o metanol (Lopretti y Olazabal, 2014).

## **2.7. Parámetros de medición del agua residual**

### **2.7.1. Turbidez del agua residual**

La turbidez del agua se genera por la presencia de elementos suspendidos, sean materias orgánicas o inorgánicas. Los compuestos orgánicos pueden ser: solubles coloreados, microorganismos y plancton. La turbidez es una propiedad óptica que permite la dispersión y absorción de la luz en línea recta a través de la muestra. El valor de turbidez se va a relacionar con el peso de los compuestos que la están generando, es decir, el tamaño, la forma y el índice de refracción de las partículas presentes van a variar el valor de dispersión de la luz y por ende la turbidez presente en el agua (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2,12 - 2,13).

Un indicador de turbidez es la pérdida de transparencia del agua. La turbidez se considera un indicador de calidad del agua, mientras menor sea el valor de turbidez del agua, el agua es más apta para consumo humano y a su vez para su utilización en procesos que serán destinados para consumo de los mismos (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2,12-2,13).

### **2.7.2. Potencial hidrógeno**

El potencial hidrógeno o pH es parámetro necesario para el análisis químico de agua, ya que mediante el mismo se da la neutralización ácido – base, suavizado, precipitación, coagulación, desinfección y control de corrosión. Todas las fases de un tratamiento de agua dependen del valor del pH de la misma, en un tratamiento biológico su valor fluctúa entre 6-8, para mantener la neutralización de los reactores; ya que, no todos los microorganismos son capaces de adaptarse a un pH extremo y por lo tanto la supervivencia de los mismos se pondría en peligro, y por ende la eficiencia del tratamiento biológico se reduciría (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2-13).

El pH es utilizado para determinar la alcalinidad y el dióxido de carbono en varios procesos, así como también se utiliza para equilibrios ácido-base que viene dada por la actividad del ion hidrógeno (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2-13).

### **2.7.3. Temperatura**

Las condiciones ambientales en un tratamiento de aguas residuales son fundamentales. En este caso se deben simular y controlar las condiciones ambientales a diario. Una variación de temperatura extrema puede llevar a la muerte de los microorganismos encargados del tratamiento. La lectura de la temperatura se utiliza en el cálculo de diversas formas de alcalinidad, en estudios de saturación y estabilidad del carbonato de calcio y en operaciones generales de análisis de aguas. Las descargas de agua a temperaturas elevadas pueden ocasionar un impacto ambiental grave (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2-15).

### **2.7.4. Oxígeno Disuelto**

En sistemas aerobios los niveles de oxígeno disuelto presentes en el agua deben ser igual o mayor a 2mg/L de O<sub>2</sub>. Los niveles presentes en aguas residuales o naturales dependen de la actividad bioquímica, física y química del sistema de aguas. Este análisis se realiza generalmente para la medición de los niveles de contaminación de aguas residuales o verificar el proceso de un tratamiento de aguas residuales. El oxígeno disuelto puede ir de 0 mg/L a 12mg/L en el agua, en base a estos niveles se presentarán diferentes formas de vida en el agua (APHA; AWWA; WPCF, 2012, pp. 2-18).

### **2.7.5. Sólidos totales disueltos**

Los sólidos totales disueltos son las partículas de sales inorgánicas presentes en el agua como: sodio, potasio, cloruros, magnesio, potasio, bicarbonatos y sulfatos, en un menor porcentaje el valor puede contemplar el contenido particular de materias orgánicas. Un valor elevado de sólidos totales disueltos

indica una contaminación y por ende el agua no es adecuada para el consumo humano. Según investigaciones el consumo elevado de estas sustancias puede causar efectos adversos sobre la salud humana (Marcó, 2016).

#### **2.7.6. Demanda química de oxígeno**

La demanda química de oxígeno o DQO es la cantidad necesaria de oxígeno para la oxidación de los componentes orgánicos presentes en las aguas residuales. La DQO es un indicador de contaminación de las aguas residuales, valores altos de DQO reflejan una elevada contaminación, mientras que los niveles bajos reflejan lo contrario (Valero, 2010). En las aguas residuales domésticas del Ecuador se encuentran valores de DQO superiores a 500 mg/L.

Para la determinación de este procedimiento, se utiliza el dicromato de potasio para oxidar la materia orgánica presente en el agua, el proceso se da en un medio de ácido sulfúrico y se debe someter a una temperatura de 150°C. La cantidad de oxígeno del dicromato utilizada se define como DQO (Cisterna, 2010).

Una ventaja de este método es que mide tanto la materia orgánica particulada como la disuelta, siendo adecuado para medir la eficiencia en un tratamiento de aguas residuales (Cisterna, 2010).

#### **2.7.7. Demanda bioquímica de oxígeno**

La demanda biológica de oxígeno o DBO está representada por la cantidad de oxígeno utilizada por los microorganismos para metabolizar compuestos orgánicos biodegradables presentes en aguas residuales (Cisterna, 2010).

La demanda bioquímica de oxígeno se puede derivar del valor de DQO, es así que en aguas residuales domésticas el 60% de la DQO puede estar representado por la DBO, por ello se deducirá la DBO utilizando la siguiente ecuación:

$$DBO = DQO \times 0,65 \quad (\text{Ecuación 3})$$

## 2.8. Tiempo de retención

El tiempo de retención es el tiempo necesario para que una célula se replique, es decir, aumente en biomasa. Para que esto suceda la célula debe tener una nutrición adecuada balanceando su fuente de energía de acuerdo a las macronutrientes y micronutrientes que deben estar presentes para que dicho desarrollo se pueda llevar a cabo, a continuación se nombran los macronutrientes y micronutrientes en la tabla 5.

Tabla 5. Macronutrientes y micronutrientes requeridos para el desarrollo celular.

<b>Macronutrientes</b>	<b>Micronutrientes</b>
Carbono	Cromo
Hidrógeno	Cobalto
Oxígeno	Níquel
Nitrógeno	Cobre
Fósforo	Manganeso
Azufre	Molibdeno
Potasio	Selenio
Magnesio	Tungsteno
Sodio	Vanadio
Calcio	Zinc
Magnesio	Hierro

Modificado de (Madigan et al., 2004, pp. 30-45).

La mayoría de organismos procariotas se duplican por medio de fisión binaria, donde la célula crece hasta que se divide en dos. El tiempo de replicación es variable para cada tipo de célula y depende de las condiciones nutricionales y genéticas. *E.coli* en buenas condiciones nutritivas tiene un tiempo de replicación de 20 minutos, otros microorganismos pueden tener tiempos menores, sin embargo, la mayoría tiene tiempos de replicación más largos (Ferrara y Ramirez, 2013).

La velocidad de crecimiento está dada por el cambio de biomasa celular por unidad de tiempo. La generación de una nueva célula a partir de otra se produce en un rango de tiempo que se denomina tiempo de generación, es

decir que es el tiempo que se requiere para que una población se duplique (Almeida y Borja, 2015 y Madigan et al., 2004, pp. 45-50).

El crecimiento celular bacteriano se puede dividir en cuatro fases: latencia, exponencial, estacionaria y muerte.

- La fase de latencia es un tiempo de adaptación de la célula, es decir, capta nutrientes y se prepara para iniciar su división de acuerdo a las condiciones del medio en el que se encuentra.
- La fase exponencial es la fase de duplicación celular, existe división celular constante y es el momento cumbre de división donde se pueden desarrollar los estudios enzimáticos requeridos, la velocidad con la que se da esta duplicación
- La fase estacionaria se presenta cuando los nutrientes necesarios para el desarrollo de una población bacteriana se agotan, por ende los microorganismos no tienen los recursos necesarios para seguirse duplicando y los nutrientes restantes los utilizan para sobrevivir.
- La fase de muerte se da cuando se agotan por completo los nutrientes y siguen en incubación los microorganismos, estos empiezan a morir y se dan casos de lisis celular (Maier, Gerba, y Pepper, 2009, pp. 30-60).

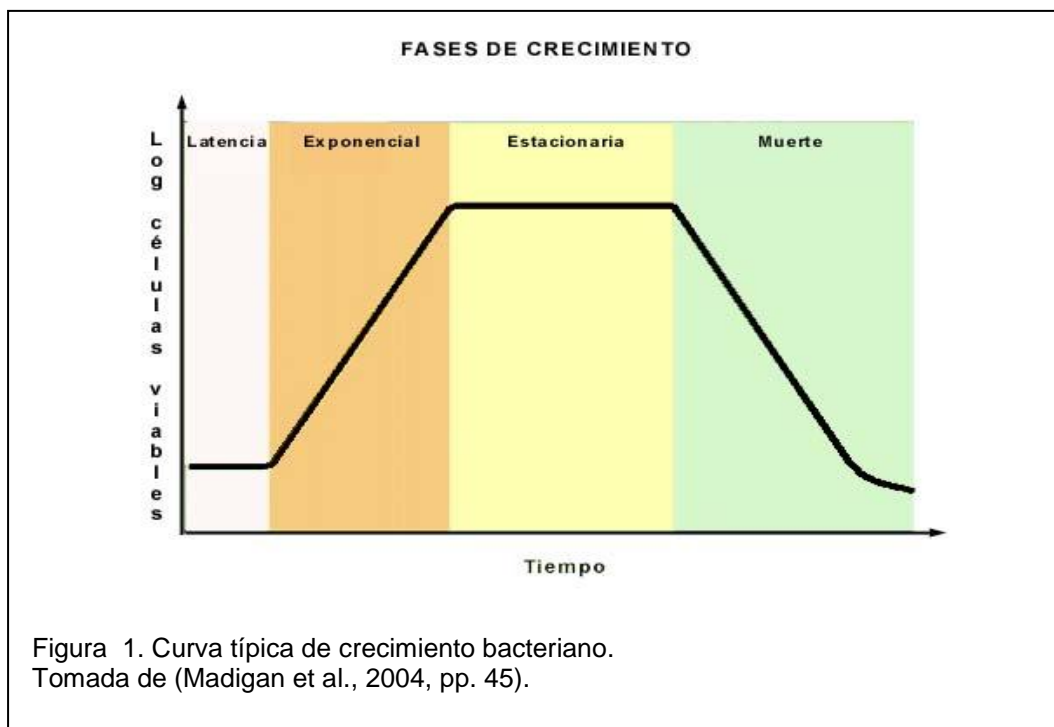
La ecuación para el cálculo del tiempo de generación es:

$$N = N_0 2^n \quad \text{(Ecuación 3)}$$

Dónde: N: número final de células,  $N_0$ : número inicial de células, n: número de generaciones que han ocurrido durante el período de crecimiento exponencial.

El tiempo de generación de una célula es igual a  $t/n$ , donde t representa el tiempo en horas o minutos que la célula estuvo en fase exponencial. Se presenta una curva típica de crecimiento bacteriano y las fases del mismo en la figura 1.





En un cultivo continuo las condiciones del medio renovado permiten mantener constantes las condiciones de desarrollo de los microorganismos. Un cultivo continuo es un sistema abierto, donde se agrega constantemente medio renovado y se desecha el usado, el mismo debe tener un volumen constante y asegurar la administración del mismo a una velocidad equilibrada. El sistema es óptimo hasta que alcance el equilibrio, donde el número de células y el estado metabólico del sistema se mantienen constantes (Maier et al., 2009, pp. 30-60).

### 3. Capítulo III. Diseño del plan experimental

Para el presente trabajo experimental se utilizó un diseño de bloques completamente al azar. Se trabajó con las siguientes características:

**Factor (variable independiente):** tratamiento biológico (B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, B<sub>3</sub>) y tiempo de retención (S<sub>1</sub>, S<sub>2</sub>, S<sub>3</sub>, S<sub>4</sub>, S<sub>5</sub>, S<sub>6</sub>, S<sub>7</sub>, S<sub>8</sub>).

**Tratamientos biológicos:** control negativo (agua), lodos activados y m.o. encapsulados.

**Unidad experimental:** agua residual doméstica formulada.

**Variables respuesta:** DQO, DBO, turbidez, STD, hierro, fosfato, nitrógeno total, nitritos, nitratos, oxígeno disuelto, manganeso, sulfatos.

**Nivel de significancia:** 0,05

#### Hipótesis:

- **H<sub>0</sub>:** No existe diferencia significativa en la DQO, la DBO, la turbidez, los STD, el Fe, los fosfatos, el nitrógeno total, los nitritos, los nitratos, el oxígeno disuelto, el manganeso, los sulfatos determinados en el agua residual doméstica formulada, por efecto del tratamiento biológico.
- **H<sub>0</sub>:** No existe diferencia significativa en la DQO, la DBO, la turbidez, los STD, el Fe, los fosfatos, el nitrógeno total, los nitritos, los nitratos, el oxígeno disuelto, el manganeso, los sulfatos determinados en el agua residual doméstica formulada, por efecto del tiempo de retención.
- **H<sub>0</sub>:** No existe diferencia significativa en la DQO, la DBO, la turbidez, los STD, el Fe, los fosfatos, el nitrógeno total, los nitritos, los nitratos, el oxígeno disuelto, el manganeso, los sulfatos determinados en el agua residual doméstica formulada, por efecto del tratamiento biológico y el tiempo de retención.

- **Ho:** No existe diferencia significativa en los sulfatos determinados en el agua residual doméstica formulada, por efecto del tratamiento biológico y el tiempo de retención.

**Estadística de prueba:** Prueba de Fisher ( $F_c = DCM_B / DCM_W$ )

**Criterio de decisión:** Rechazar la hipótesis nula si  $F_c > F_t$ .

**Número de tratamientos:** 24

**Número de repeticiones:** 5

**Número total de observaciones:** 120

## 4. Capítulo IV. Procedimiento experimental

### 4.1. Determinación de la población y muestra.

Se tomó como población 632,8 L de agua residual doméstica sintética del tanque de alimentación de los biorreactores.

La muestra se define como 250 mL de agua clarificada tomada de cada biorreactor semanalmente durante 8 semanas o 30000 mL de agua clarificada durante todo el ensayo.

### 4.2. Selección de instrumentos de medición y procedimientos para obtención de datos.

Para dar cumplimiento a los objetivos se analizaron varios parámetros en las aguas residuales, los mismos se mencionan de forma general en la tabla 6.

Tabla 6. Parámetros para la obtención de datos del tratamiento de aguas.

Parámetro	Análisis	Equipo	Unidad
pH	Potenciométrico	Medidor de pH	Unidades de pH
DQO	Colorimétrico	DR900	mg/L
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro	NTU
Hierro	Colorimétrico	DR900	mg/L
Manganeso	Colorimétrico	DR900	mg/L
Fosfatos	Colorimétrico	DR900	mg/L
Nitritos	Colorimétrico	DR900	mg/L
Nitratos	Colorimétrico	DR900	mg/L
Sulfatos	Colorimétrico	DR900	mg/L
Oxígeno disuelto	Colorimétrico	DR900	mg/L
Temperatura	Potenciométrico	pHmetro	°C
Sólidos totales disueltos	Potenciométrico	Medidor	mg/L

#### 4.2.1. Obtención de cápsulas de alcohol polivinílico con microorganismos

Para la obtención de cápsulas de alcohol polivinílico se procedió de la siguiente manera: se disolvieron 100 mg de PVA en 800mL de solución ácida (400 mL de ácido sulfúrico 0,5 M y 400 mL de ácido clorhídrico 1 M) con agitación

constante y calor entre 60°C a 90°C durante 4 horas. Posteriormente se adicionaron 150 mL de benzaldehído al 25% v/v formando una mezcla. A la mezcla formada previamente se añadieron 100 mL de vaselina líquida con agitación constante y aceite (Spam 10) para formar una emulsión.

Una vez formada la emulsión se agitó a 430 rpm constantemente a 80°C durante 6 horas, concluidas las seis horas se bajó la temperatura a 40°C y se dejó con agitación durante toda la noche.

Para la recuperación de las cápsulas se centrifugó la muestra a 1645 rpm durante 10 minutos, luego se descartó la parte líquida y se recuperaron las cápsulas, las mismas se resuspendieron en una solución tampón pH 10.

Una vez obtenidas las cápsulas se procedió a la siembra del consorcio en las mismas, para ello se tomó 5 mL del licor de mezcla madurado con una jeringuilla y se procedió a insertar en las cápsulas. A las mismas se les añadió una solución de sacarosa como fuente de carbono y se dejó incubar por 48 horas a 30°C.

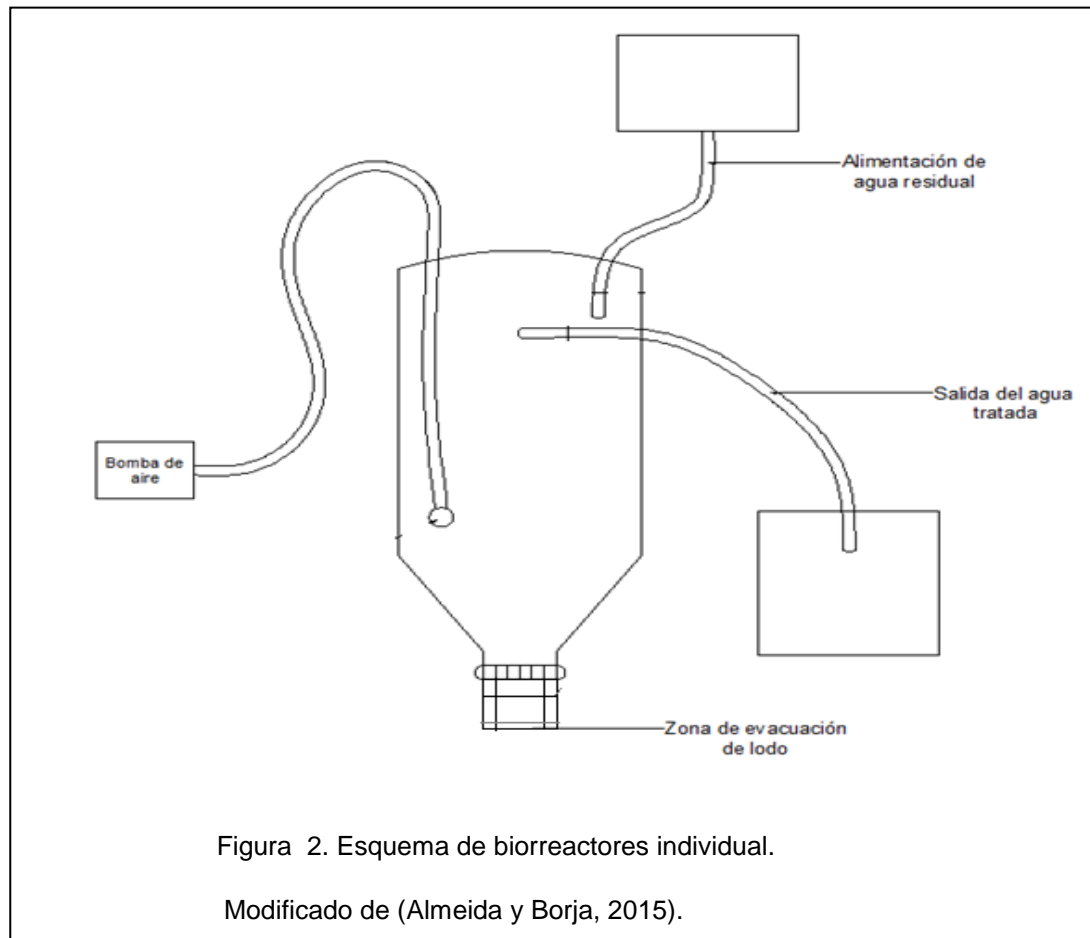
## **4.2.2. Sistema de biorreactores**

### **4.2.2.1. Características de los biorreactores**

Para el desarrollo de la investigación se utilizaron 15 reactores aireados de mezcla completa con flujo continuo de polipropileno con 5,8 cm de diámetro, 17,5 cm de largo y capacidad de 500 mL de volumen.

El agua clarificada salió del reactor por una manguera de 1,3 cm de diámetro y 60 cm de largo, la misma se descargó en envases de 1 litro.

En el área para alimentación de los reactores se utilizó un recipiente de 45 litros de capacidad, a la misma se le realizaron 15 perforaciones de 0,5 cm de diámetro donde se introdujeron equipos de venoclisis que controlan el caudal de alimentación a cada uno de los biorreactores (fig. 2) (foto 1).



#### 4.2.2.2. Sistema de aireación

Para que un sistema se considere aerobio la cantidad de oxígeno disuelto dentro de los biorreactores debe ser mayor a 6 mg/L (Noyola, Morgan, y Guereca, 2013), para obtener este valor en los 15 reactores se utilizaron dos bombas de aire para pecera con 4 salidas cada una. Las bombas de aire son marca BOYU, modelo S4000 B; para abarcar cada salida se procedió a utilizar adaptadores obteniendo el doble de salidas por bomba con un flujo volumétrico de 1,5 L/min de capacidad en cada biorreactor.

#### 4.2.2.3. Maduración de lodos

Para la maduración del lodo se recolectó agua de una descarga de agua residual al río Machángara ubicado en el sector de Guápulo en los puntos geográficos Latitud -0.206 y Longitud -78.476 (fig.3).



Se tomaron 20 litros de agua residual del punto de muestreo, se procedió a su maduración para ello se utilizó una bomba de pecera de una salida que proporcionaba 6,5 mg/L de oxígeno disuelto a la muestra. Para obtener el

inóculo se administró una solución 0,1 % de sacarosa a la muestra durante 60 días, aproximadamente 5 mL diarios.

Para comprobar la presencia de microorganismos en el inóculo se realizó una siembra del mismo en medio PDA y agar nutritivo, para ello se tomó un microlitro del inoculo inicial, se procedió a sembrar por dispersión en cada uno de los medios y se dejó incubar durante 48 horas a 30°C (foto 2).

También al ser microorganismos que provienen de aguas residuales domésticas, pueden contener enterobacterias y *E.coli*, para confirmar la presencia de las mismas se utilizó un medio de cultivo readycult® (foto 2).

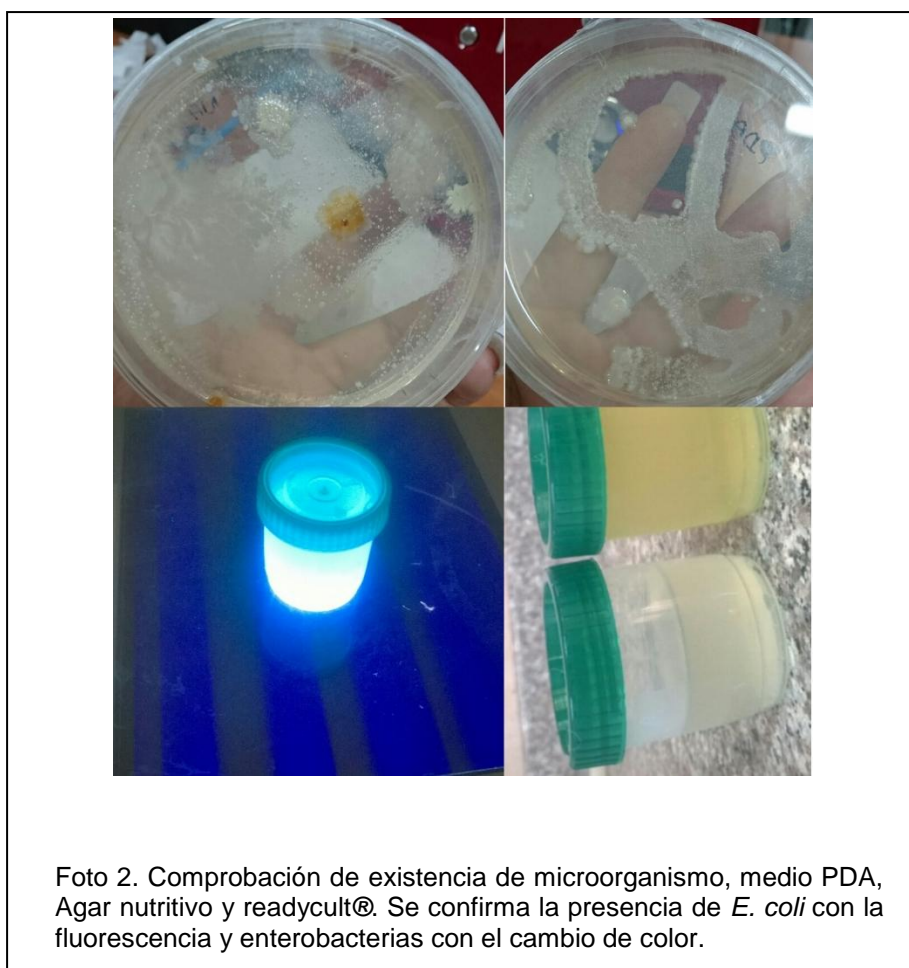


Foto 2. Comprobación de existencia de microorganismo, medio PDA, Agar nutritivo y readycult®. Se confirma la presencia de *E. coli* con la fluorescencia y enterobacterias con el cambio de color.

#### 4.2.3. Biorreactores

Como se mencionó anteriormente se montaron 15 biorreactores, de los cuales cinco representaron un control positivo (lodos activados), cinco controles



negativos (agua) y cinco el experimento (microorganismos encapsulados). En cada biorreactor de control positivo se colocaron 250 mL de licor de mezcla, proveniente de la parte superficial del lodo maduro. En los biorreactores de control negativo se colocaron 250 mL de agua potable en cada uno y en los biorreactores del experimento se colocaron las cápsulas obtenidas con microorganismos con un peso de 200 gramos, las mismas se aforaron a 250 mL con tampón pH 10 en cada uno de los biorreactores.

#### 4.2.4. Tratamiento de agua residual doméstica artificial

Para la formulación del agua residual doméstica artificial, se utilizó la concentración propuesta en la investigación realizada en el país por Almeida, C y Borja, X en el 2015, la cual se derivó de una propuesta de la Universidad de Valencia en el año 2000. La misma se muestra en la tabla 7:

Tabla 7. Concentraciones utilizadas para formulación de agua residual.

<b>Reactivo</b>	<b>Concentración sugerida por la Universidad de Valencia (mg/L)</b>	<b>Concentración utilizada (mg/L)</b>
Gelatina	34,0	34,0
Almidón	171,0	100,0
Leche en polvo	102,0	200,0
Jabón	3,0	3,0
Fosfato ácido de potasio	44,5	44,5
Bicarbonato de sodio	150,0	150,0
Sulfato de amonio	74,2	74,2
Sulfato de Magnesio	3,0	3,0
Azúcar	0,0	171,0

Tomada de (Almeida, C y Borja, X, 2015).

Para mantener las concentraciones de DQO de entrada constantes el agua residual se preparó diariamente.

Para la preparación del agua primero se pesaron los reactivos en una balanza analítica METTLER TOLEDO. Luego se colocaron 500 mL de agua potable en un vaso de precipitación de 1000 mL y se sometió al calor en una plancha de

calentamiento y agitación FISHER MIXTHER STIRRING HOT PLATE, modelo 310M a 150 °C y 400 rpm aproximadamente.

Primero se añadió el jabón mientras el agua estaba en proceso de calentamiento, una vez que el agua llegó a su punto de ebullición se agregó la gelatina y se dejó mezclar hasta que se disolvió por completo, ya disuelta se procedió a colocar la leche, el azúcar y el almidón, se mezcló por 15 minutos hasta que se disuelvan por completo los componentes orgánicos.

Concluido el proceso se procedió a agregar 400 mL de agua potable fría y apagar el calor de la plancha. Se agregaron los reactivos químicos (sulfatos, fosfato y bicarbonato) y se mezcló la solución por medio de la agitación por 15 minutos más. Al terminar el proceso se procedió a aforar a 11,3 litros que representan un tiempo de retención hidráulico de 8 horas. Una vez completa la mezcla se colocó en el recipiente de alimentación y se procedió a regular los caudales de alimentación para cada biorreactor.

Los valores iniciales del agua residual formulada de entrada se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Valores iniciales de agua residual doméstica formulada.

<b>Demanda química de oxígeno</b>	613,75 mg/L
<b>Demanda biológica de oxígeno</b>	398,94 mg/L
<b>Turbidez</b>	236,63 NTU
<b>Nitritos</b>	52,75 mg/L
<b>Nitratos</b>	6,50 mg/L
<b>Nitrógeno total</b>	25,83 mg/L
<b>Hierro</b>	2,72 mg/L
<b>Fosfatos</b>	28,06 mg/L
<b>Manganeso</b>	0,15 mg/L
<b>Sulfatos</b>	64,25 mg/L
<b>Sólidos totales disueltos</b>	379,41 mg/L
<b>Oxígeno disuelto</b>	4,49 mg/L

#### **4.2.4.1. Tiempo de retención hidráulico**

El tiempo de retención hidráulico es el cociente entre el volumen total de reacción y el caudal del agua a tratar (Balaguer, 2011).

Basado en el estudio anterior planteado por Almeida, C y Borja, X en el 2015, donde se terminó que el mejor tiempo de retención es 8 horas se utilizó el mismo. Al realizar los cálculos se determinó que el caudal a aforar es 2,13 mL/min.

Con el valor de caudal y el volumen se procedió a calcular la tasa de dilución de cada biorreactor obteniendo un valor de  $0,0071 \text{ min}^{-1}$ .

Para aforar el caudal se utilizó una probeta de 10 mL y regulando el flujo por el equipo de venoclisis de agua residual se midió el volumen en el lapso de un minuto. Sin embargo, el caudal varía constantemente ya que, se puede presentar taponamiento de los equipos de flujo, sedimentación de la materia orgánica presente, disminución de la altura del agua residual en el recipiente, entre otros; razón por la cual el caudal se aforó tres veces al día para cada uno de los biorreactores.

#### **4.2.5. DQO y DBO**

La medición de DQO se realizó una vez por semana, durante las ocho semanas de experimentación, siguiendo los procedimientos establecidos por el manual HACH del equipo. Se utilizaron un digestor DR200, un colorímetro portátil DR900, viales de DQO de 20 a 1500 mg/L y de 200 a 15000 mg/L, micropipeta automática eppendorf Research plus de 100 a 1000  $\mu\text{L}$ .

El blanco es una solución que se utilizó para poner en cero el equipo, para la preparación del blanco se añadieron 2 mL de agua desionizada al vial de DQO, luego se tapó y agitó. Posteriormente, se digirió la muestra a  $150^\circ\text{C}$  por 120 minutos, concluido el tiempo se enfrió el digestor a  $120^\circ\text{C}$  y se retiraron los viales del equipo. Una vez que los viales estuvieron a temperatura ambiente se

procedió a utilizar el blanco en el equipo DR900 para poner en cero la medición.

Para las muestras de agua el proceso fue el mismo, pero en lugar de agua desionizada se utilizaron 2 mL de agua clarificada de cada uno de los biorreactores. Una vez frías las muestras se procedieron a leer cada una en el equipo configurándolo en el programa 435 DQO de alto rango, el equipo arroja los resultados en mg/L de DQO.

Para la determinación del DBO se utilizó la ecuación 3, donde se deriva de los valores de DQO obtenidos.

#### **4.2.6. Turbidez**

El análisis de turbidez se realizó una vez por semana al agua clarificada de cada uno de los 15 biorreactores y para el agua de entrada. Para realizar el análisis de turbidez se utilizó un turbidímetro portátil 2100Q y viales de 15 mL. Para la verificación de la calibración se utilizó estándares de 10, 20, 100 y 800 NTU.

Basado en las instrucciones del manual del equipo se verificó la calibración del turbidímetro, para ello se tomó el estándar de 10 NTU se agitó, se colocó en el equipo, se tapó y se presionó el botón medición. Una vez que el equipo dio el mensaje de verificación de la calibración correcta, se midió la turbidez de las muestras. El mismo proceso se realizó con las 15 muestras tomadas de los biorreactores.

Se recomienda medir las muestras el mismo día que se toman, en caso de necesitar almacenamiento se debe guardar durante 24 horas en un lugar oscuro, agitar siempre antes de medir la muestra en el equipo.

#### **4.2.7. pH y temperatura**

La medición de pH y temperatura se realizó tres veces por semana en cada uno de los 15 biorreactores y el agua de entrada. Para ello se utilizó el medidor

de pH METROHM® y agua desionizada. Se lavó electrodo con agua desionizada y secó con papel absorbente, se introdujo en el biorreactor que se deseaba medir el pH y se procedió con la lectura hasta la estabilización de la misma, el equipo arroja los resultados de pH y temperatura conjuntamente.

#### **4.2.8. Sólidos totales disueltos**

La medición de sólidos totales disueltos se realizó una vez por semana en el agua clarificada de cada uno de los 15 biorreactores y agua de entrada. Para la medición de la misma se utilizó un medidor SevenExcellence™Mettler Toledo (rango de medición: 0,01 - 1000 mg/L) con un electrodo de grafito InLab® 731-ISM. Se lavó y limpió el electrodo, se homogenizó la muestra, se introdujo el electrodo en la muestra sin tocar las paredes del envase y se procedió a medir, cuando se estabilizó la medida se tomó el dato, el procedimiento se realizó según el manual del equipo.

#### **4.2.9. Parámetros colorimétricos medidos en el equipo DR900.**

##### **4.2.9.1. Oxígeno disuelto**

La medición de oxígeno disuelto se realizó una vez por semana en el agua clarificada de cada uno de los biorreactores, en el agua de entrada y en un biorreactor al azar.

Para realizar este procedimiento se utilizó un colorímetro portátil, DR900, Ampollas AccuVac® de reactivo para la determinación de oxígeno disuelto, de 0,3 a 15,0 mg/L de O<sub>2</sub>, pipeta automática de 10 mL, viales de 25 mL, vasos de precipitación de polietileno de 50 mL. Se configuró el equipo en el programa 445 Oxígeno dis. RAAV. Se colocaron al menos 40 mL de muestra en un vaso de precipitación. Se llenó la ampolla con la muestra, sumergiendo la punta y golpeándola levemente en el fondo del vaso para llenar la ampolla completamente. Se sostuvo la ampolla con la punta hacia abajo y se tapó inmediatamente. La tapa previene la contaminación con el oxígeno atmosférico. Inicialmente se agitó la ampolla durante 30 segundos. Se dejó que la muestra

reaccione por dos minutos; terminado el tiempo se agitó por 30 segundos más la muestra (Manual HACH, s.f.).

Al mismo tiempo se preparó el blanco colocando 10 mL de la muestra original en un vial, se enceró el mismo y posteriormente se midió todas las muestras. El equipo reporta el resultado en mg/L O<sub>2</sub> (Manual HACH, s.f.).

La Ampolla AccuVac® de reactivo para la determinación de oxígeno disuelto contiene reactivo sellado al vacío en ampollas de vidrio. Cuando la ampolla AccuVac® se abre en una muestra que contiene oxígeno disuelto, la solución toma una coloración amarilla que se vuela púrpura. El color púrpura desarrollado es proporcional a la concentración de oxígeno disuelto. La medida de longitud de onda es 535 nm para espectrofotómetro o 520 nm para colorímetro (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.2. Nitrógeno total**

La determinación de nitrógeno total se realizó tres veces durante la investigación (primera, cuarta y octava semana), para ello se utilizaron viales de nitrógeno total, DR900, DR200, sobre de reactivo de persulfato, sobre de reactivo A y B, papel absorbente y una micropipeta automática eppendorf Research plus de 100 a 1000 µL (Manual HACH, s.f.).

La medición de nitrógeno total se realizó en el agua clarificada de cada uno de los 15 biorreactores al final de la semana uno, cuatro y ocho. Para ello en primer lugar se añadió el sobre de persulfato al vial 735 N total, se agitó durante 15 segundos y se agregaron 2 mL de la muestra, se puso a digerir el vial durante 30 minutos a 105°C, repitiendo el procedimiento con cada muestra, para el blanco se colocaron 2mL de agua desionizada libre de nitrógeno (Manual HACH, s.f.).

Una vez pasado el tiempo de digestión, se pusieron a enfriar los viales a temperatura ambiente. A la vez, en los viales que contenían el reactivo C se agregaron los sobres de reactivo A, se agitaron por 15 segundos y se dejaron

reaccionar por tres minutos. Transcurrido el tiempo de reacción se agregaron los sobres de reactivo B y se agitaron los viales por 15 segundos, posteriormente se dejaron reaccionar por dos minutos. Luego, se agregaron dos mililitros de las muestras previamente digeridas, se invirtieron los viales 10 veces y se dejaron reaccionar por cinco minutos (Manual HACH, s.f.).

Por último se procedieron a medir las muestras en el equipo DR900, para ello se lo configuró en el programa 350 N total TNT, se limpió el vial con el blanco, y se puso el equipo en cero. Se tomaron los viales con las muestras, se limpiaron y procedieron a medir, el equipo dio los resultados en mg/L de nitrógeno total (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.3. Hierro**

El análisis de hierro se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El reactivo hierro FerroVer convierte todas las formas de hierro solubles e insolubles presentes en la muestra en hierro ferroso soluble. El hierro ferroso reacciona con el indicador 1-10 fenantrolina que contiene el reactivo y se forma una coloración naranja, la intensidad de color será proporcional a la concentración de hierro presente en la muestra de agua. La medición de la muestra es de 510 nm para espectrofotómetro y 520 nm para colorímetro en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.4. Fosfatos**

La determinación de fosfatos se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El ortofosfato reacciona con el molibdato en un medio ácido formando una mezcla fosfato/molibdato. El ácido ascórbico reduce el complejo que se formó, dando una intensidad al molibdeno reflejada en una coloración azul. La medición de la muestra es de 880 nm para espectrofotómetro y 610 nm para colorímetro en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.5. Nitritos**

El análisis de nitritos se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El método usa sulfato ferroso en un medio ácido para reducir los nitritos a óxido nitroso. Los iones ferrosos se combinan con el óxido nitroso para formar una mezcla café verdosa, la intensidad de la coloración es directamente proporcional a los nitritos presentes. La medición de la muestra es de 585 nm para espectrofotómetro y 560 nm para colorímetro en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.6. Nitratos**

El análisis de nitratos se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El metal cadmio reduce el nitrato en la muestra a nitritos. Los iones nitrito reaccionan en un medio ácido con ácido sulfanílico para formar una sal intermedia. La sal junto con el ácido forma una solución color ámbar. La medición de la muestra es de 500 nm para espectrofotómetro y 520 nm para colorímetro en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.7. Sulfatos**

La determinación de sulfatos se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El ion sulfato en la muestra reacciona con el bario que se encuentra en el reactivo SulfaVer 4 y forma un precipitado de sulfato de bario. El incremento de la turbidez es proporcional a la concentración de sulfato. La medición de la muestra es a 450 nm para espectrofotómetro y 520 nm para colorímetro en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

#### **4.2.9.8. Manganeso**

El análisis de manganeso se realizó cada 15 días durante las ocho semanas de tratamiento en todos los biorreactores y el agua de entrada. El método PAN



tiene una alta sensibilidad y un procedimiento rápido para medir bajos niveles de manganeso. Un reactivo de ácido ascórbico es usado inicialmente para reducir todos los óxidos formados de manganeso a  $Mn^{2+}$ . Se añade un reactivo cianido-alcalino para eliminar potenciales interferencias. El indicador PAN se añade para combinarse con el  $Mn^{2+}$  formando una mezcla de color naranja. La medición se realiza a 560 nm en el rango de absorbancia (Manual HACH, s.f.).

Las especificaciones de los procedimientos utilizados para la determinación de los parámetros mencionados se describen en la tabla 9.

Tabla 9. Descripción de medición de parámetros físicos químicos en equipo DR900.

Parámetro	Volumen de muestra	Reactivos	Agitación	Tiempo de reacción	Rango de medición
<b>Hierro</b>	10 mL	Sobre HACH FerroVer	Hasta homogenizar la muestra.	Tres minutos	0.02 a 3.00 mg/L de Fe
<b>Fosfatos</b>	10 mL	Sobre HACH PhosfoVer	Vigorosamente por 30 segundos.	Dos minutos	0.02 a 2.5 mg/L de $PO_4^{3-}$
<b>Nitritos</b>	10 mL	Sobre HACH NitraVer	Hasta homogenizar la muestra.	Diez minutos	2 a 150 mg/L de $NO_2$
<b>Nitratos</b>	10 mL	Sobre HACH NitriVer	Vigorosamente por un minuto.	Cinco minutos	0.3 a 30 mg/L de $NO_3$
<b>Sulfatos</b>	10 mL	Sobre HACH SulfaVer	Hasta homogenizar la muestra.	Cinco minutos	2 a 70 mg/L $SO_4^{2-}$
<b>Manganeso</b>	10 mL	Sobre HACH de ácido ascórbico. 12 gotas de solución Cianide alcalino 12 gotas de Indicador PAN 0,1%.	Después de colocar cada reactivo, hasta homogenizar la muestra.	Dos minutos	0.006 a 0.700 mg/L de Mn

### **4.3. Prueba de confiabilidad de datos.**

Para verificar los datos se realizaron varios análisis: primero se generaron gráficos de dispersión de cada parámetro analizado para visualizar el comportamiento de los mismos. Posteriormente se calcularon los porcentajes de remoción de cada parámetro en cada uno de los tratamientos.

Luego se realizó un análisis de varianza de cada parámetro, al igual que la prueba de significancia de Duncan para elegir el tratamiento que más eficiencia tuvo en cada parámetro. Estos análisis se realizaron en el programa SPSS desarrollado por BMI, versión 23.

Finalmente se realizó un análisis de multivariantes por correspondencias múltiples en el programa mencionado anteriormente, en dicho análisis se compararon todas las variables respuesta que existieron durante el experimento y se obtuvo un gráfico de segmentación agrupando todos los datos analizados.

## 5. Capítulo V. Resultados

### 5.1. Encapsulación de microorganismos

Tras realizar el procedimiento de obtención de cápsulas a partir de alcohol polivinílico, se obtuvieron microcápsulas que se pueden visualizar en conglomerados blancos presentes después de la centrifugación. Para confirmar la presencia de las cápsulas, se las observó al microscopio comprobando la presencia de las mismas (foto 3 y 4).



Foto 3. Conglomerados de cápsulas tras la centrifugación.

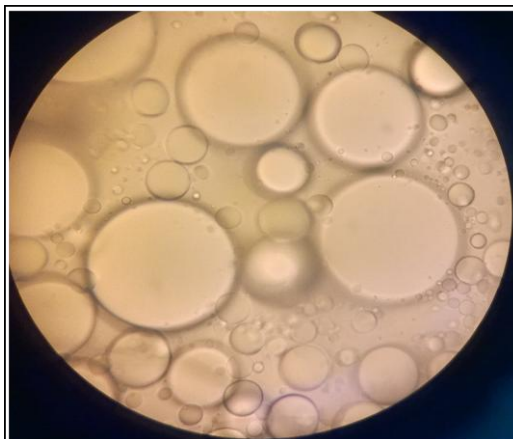
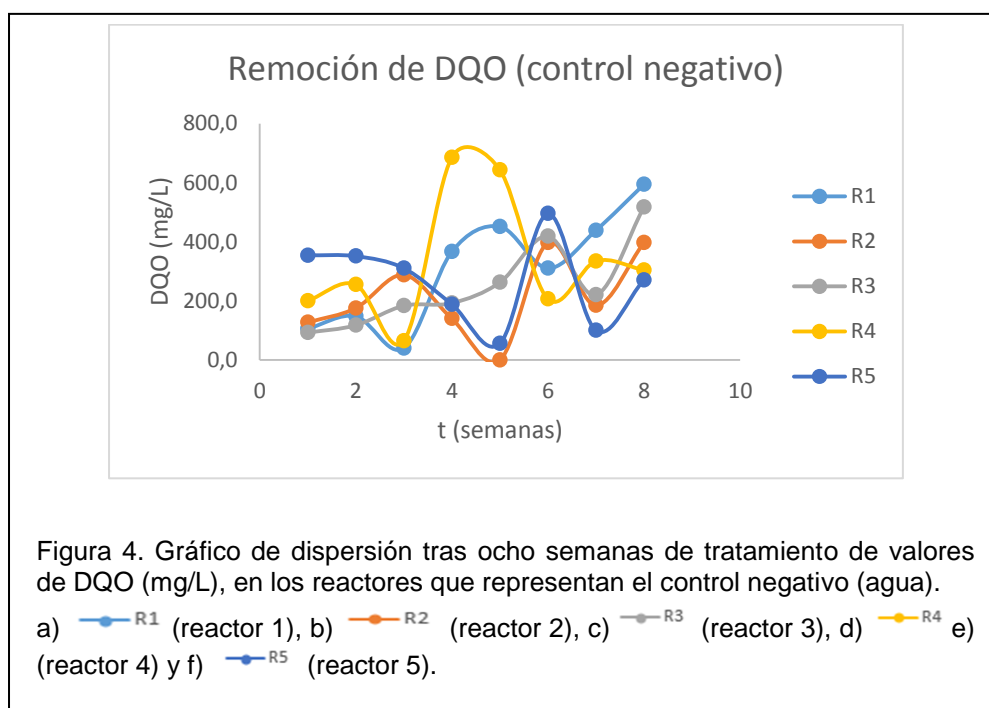


Foto 4. Cápsulas vistas al microscopio con el lente de 40x.

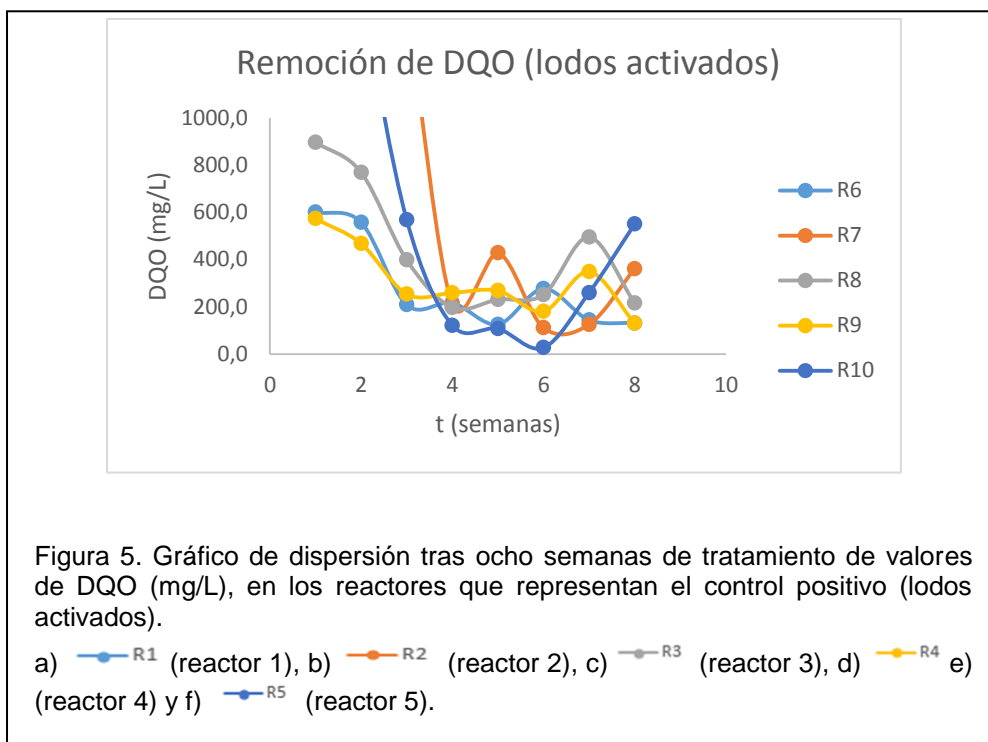
## 5.2. Remoción de DQO

Tras ocho semanas de tratamiento se obtuvieron los siguientes resultados en cada tratamiento.

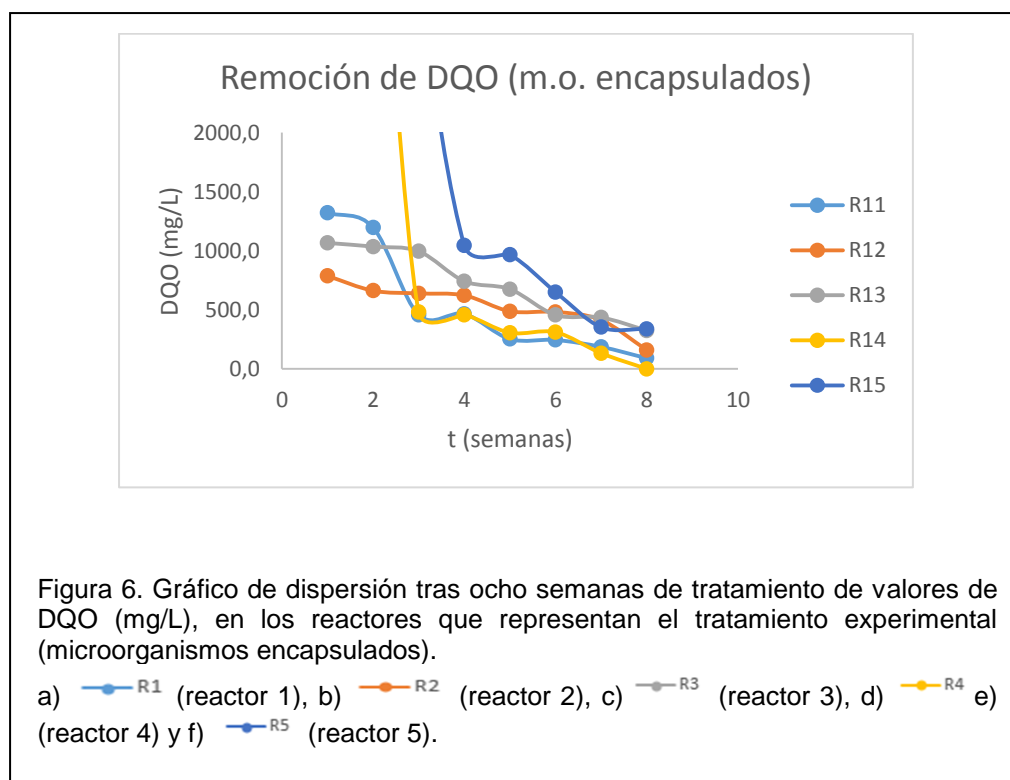
En los reactores de control negativo que contenían agua se evidenció una variabilidad en este parámetro, se representa claramente la tendencia a un aumento del valor de DQO en el transcurso de las 8 semanas. En los reactores de agua se partió con un valor promedio de 176,1 mg/L de DQO y terminó en un valor promedio de 417 mg/L de DQO (fig. 4).



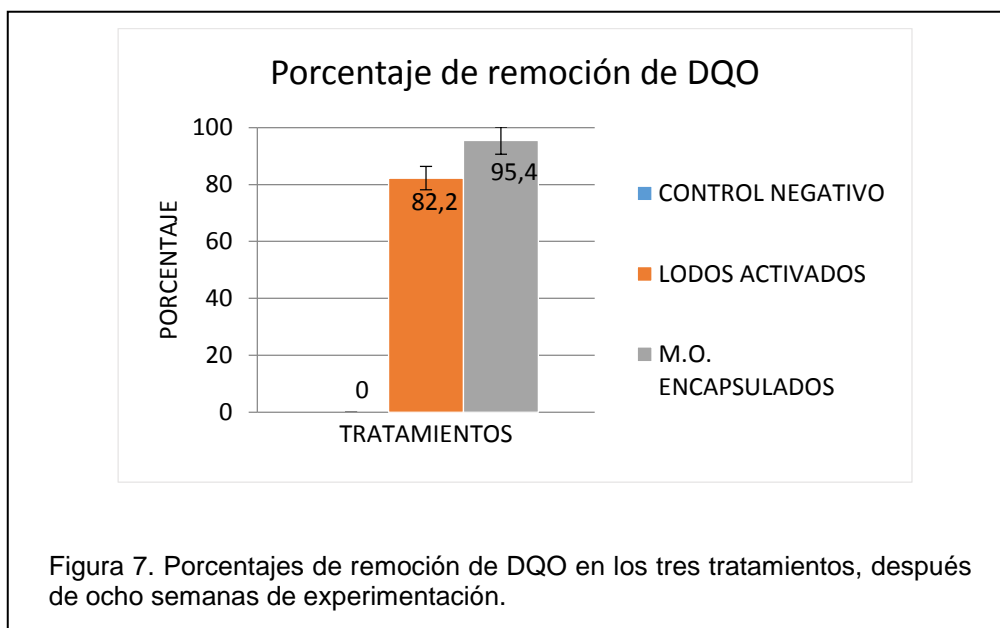
En los reactores que representan el control positivo que partieron con un licor de mezcla para lodos activados, se observó un comportamiento equilibrado de remoción, tendiendo a disminuir la DQO de manera semanal. Partiendo de un valor promedio de 1563,8 mg/L y llegando a un valor promedio de 278,0 mg/L al final de la semana ocho (fig. 5).



En los biorreactores experimentales con microorganismos encapsulados, se visualizó una clara tendencia en la disminución de la DQO semana tras semana. Partiendo de un DQO promedio de 4002,2 mg/L y terminando al final de la semana ocho con un DQO promedio de 182,5 mg/L (fig. 6).



Al analizar los valores de DQO en los tres tratamientos y los 15 biorreactores, después de 8 semanas se pudieron calcular los porcentajes de remoción de DQO en cada una de las unidades experimentales. Así, se obtuvieron los siguientes porcentajes promedio: para el control negativo un 0 % de remoción, para el control positivo se obtuvo un 82,2 % de remoción y para los microorganismos encapsulados el 95,4 % de remoción (fig. 7).



Por último, se realizó un análisis de varianza donde de acuerdo al diseño experimental planteado se rechazan las dos hipótesis nulas en cuanto tiempo y tratamiento biológico porque el valor de la F calculada es mayor al de la F crítica, mientras que, se acepta la hipótesis nula en cuanto a la interacción de los dos factores porque el valor de F calculada es menor a la F crítica (tabla 10).

Tabla 10. Análisis de varianza de DQO.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GL	Prom. C	F. cal	Prob.	F crítica
Tiempo	47564111,69	7	6794873,10	3,64	0,00	2,11
Trat. Biológico	26053526,58	2	13026763,29	6,98	0,00	3,09
Interacción	46746880,32	14	3339062,88	1,79	0,05	1,80
Dentro del grupo	179171607,70	96	1866370,91			

Se realizó una prueba de Duncan para los dos factores en este parámetro y se determinó que el tratamiento de lodos activados y microorganismos encapsulados tienen un comportamiento similar, mientras que el control negativo es diferente, además se determinó que la reducción de DQO se da de manera significativa durante las dos primeras semanas de tratamiento, en las posteriores semanas se da reducción, sin embargo, no es tan elevada como al inicio del tratamiento (tabla 11 y 12).

Tabla 11. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T1	40	274,86	
	T2	40		569,03
	T3	40		817,78
	Sig.		1,00	0,08

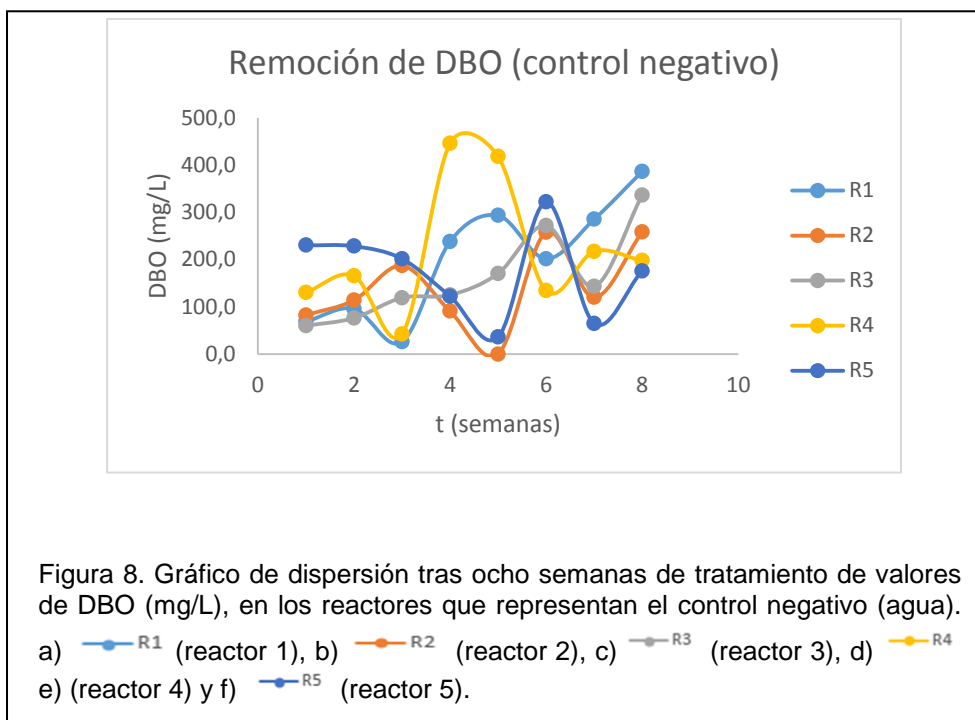
Tabla 12. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S7	15	278,17	
	S8	15	292,53	
	S5	15	314,97	
	S6	15	321,40	
	S4	15	362,39	
	S3	15	468,67	
	S2	15		1094,57
	S1	15		1298,43
	Sig.		0,471	0,37

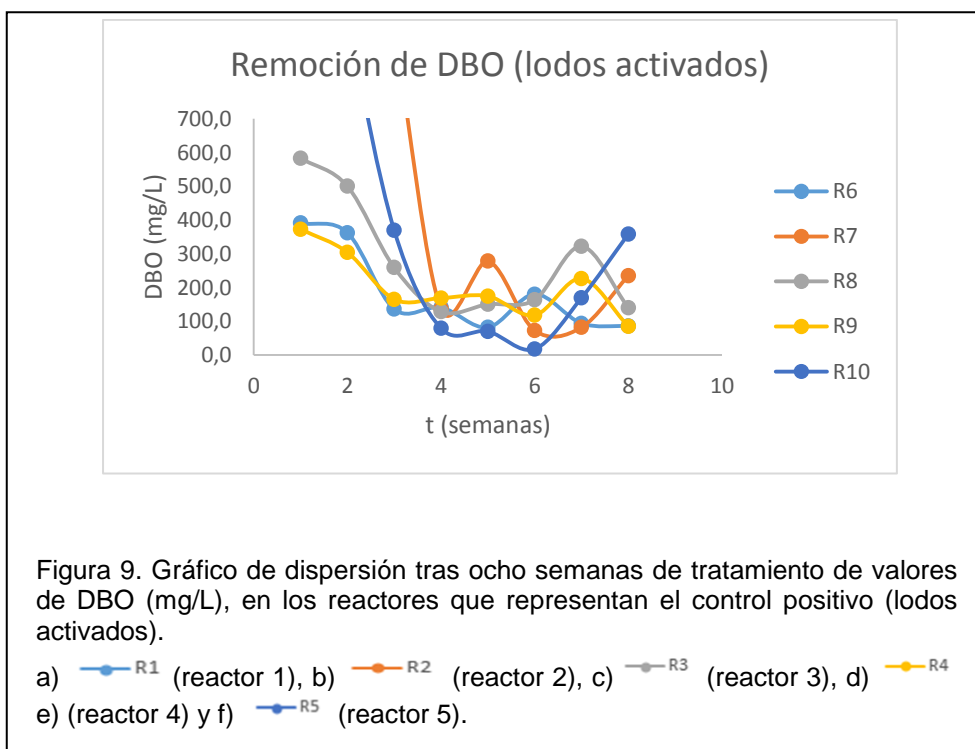
### 5.3. Remoción de DBO

Al analizar los valores de DBO se obtuvieron los siguientes resultados:

En los reactores de control negativo se observó un incremento de la DBO, sin embargo, la variabilidad en los valores de semana a semana se visualizó de una forma evidente. Se tuvo como valor promedio de partida 114,5 mg/L de DBO y se terminó en un valor promedio de 271,1 mg/L de DBO (fig. 8).

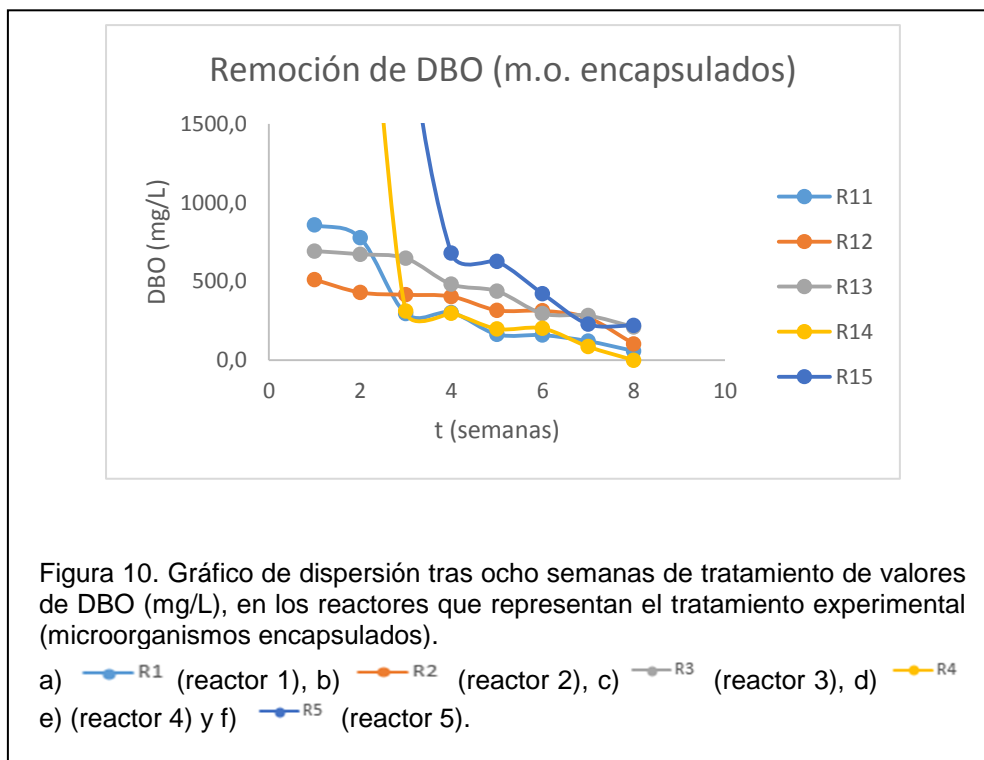


En el control positivo se encontró una tendencia de disminución en la DBO presente en el agua clarificada. Es así, se partió de un valor promedio de 1016,5 mg/L y se concluyó con un valor promedio de DBO final de 180,7 mg/L (fig. 9).

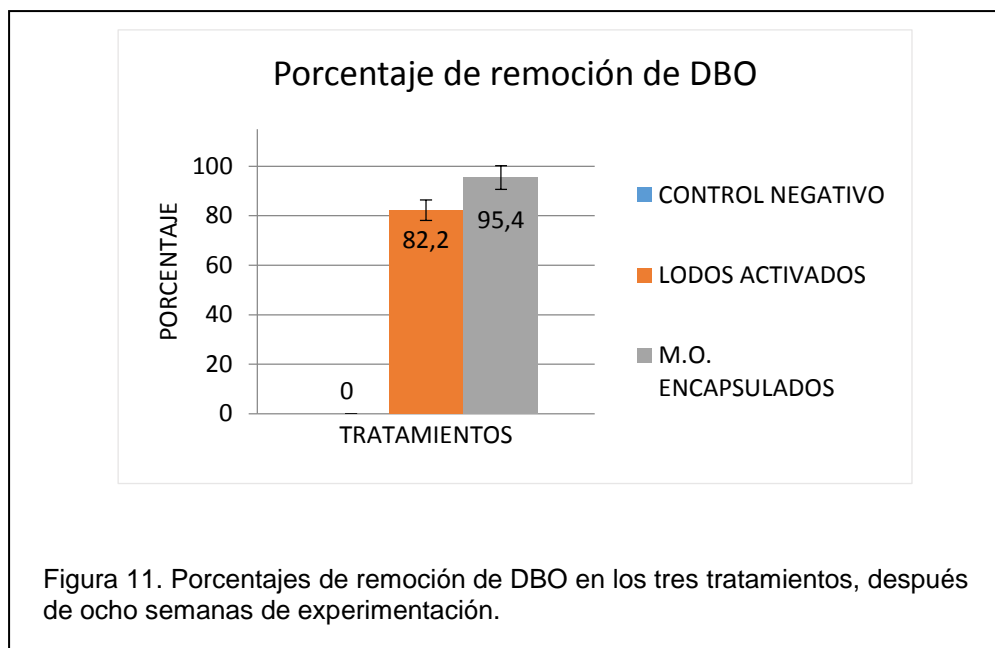




En los biorreactores de microorganismos encapsulados se obtuvo una tendencia a la disminución de los valores de DBO semanalmente. Partiendo de un valor promedio de DBO de 2601,4 mg/L y terminando en un valor promedio de 118,6 mg/L (fig. 10).



Se analizaron los valores obtenidos en todos los tratamientos y se procedió a calcular los porcentajes de remoción de cada uno, obteniendo los siguientes porcentajes promedio: para control negativo un 0 % de remoción, para lodos activados un 82,2 % de remoción y por último un 95,4 % de remoción en los reactores de microorganismos encapsulados (fig.11).



Se realizó un análisis de varianza con los datos de DBO y se obtuvieron los siguientes resultados se rechazan las hipótesis nulas con respecto al tipo de tratamiento aplicado y tiempo, ya que los valores de F calculada son mayores a los valores de F crítica, pero se acepta la hipótesis nula de la interacción de los dos factores de estudio (tabla 13).

Tabla 13. Análisis de varianza valores de DBO.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F. crítica
Tiempo	20095837	7	2870833,88	3,64	0,00	2,11
Trat. biológico	11007615	2	5503807,49	6,98	0,00	3,09
Interacción	19750557	14	1410754,07	1,79	0,05	1,80
Dentro del grupo	75700004	96	788541,71			
Total	126554013	119				

Por último, se realizó una prueba de Duncan en el factor de tratamiento biológico y el del tiempo, este análisis indicó que el tratamiento de lodos activados y el de microorganismos encapsulados tienen el mismo comportamiento, al igual que en la DQO se da la remoción de DBO durante las dos primeras semana de forma significativa y las otras semanas existe, sin embargo, los valores no son tan representativos con en el período inicial de tratamiento (tabla 14 y 15).

Tabla 14. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T1	40	178,67	895,05
	T2	40	369,89	
	T3	40		
	Sig.		0,338	1,00

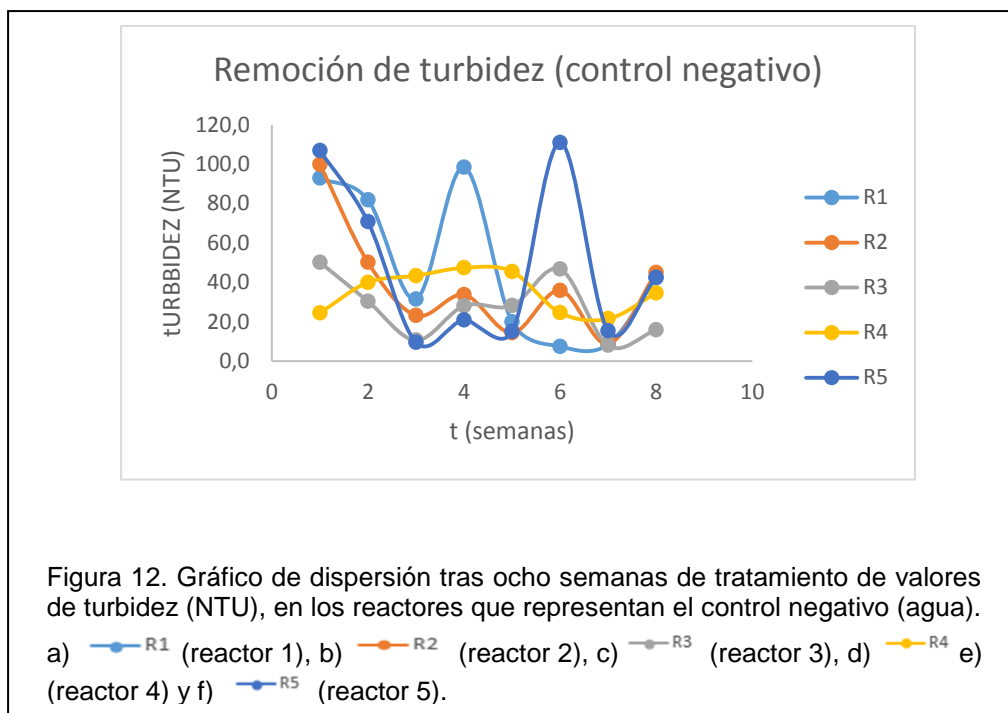
Tabla 15. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S7	15	180,82	1107,00
	S8	15	190,16	
	S6	15	208,92	
	S5	15	227,92	
	S4	15	256,12	
	S3	15	434,53	
	S2	15		
	S1	15		
	Sig.		0,504	0,67

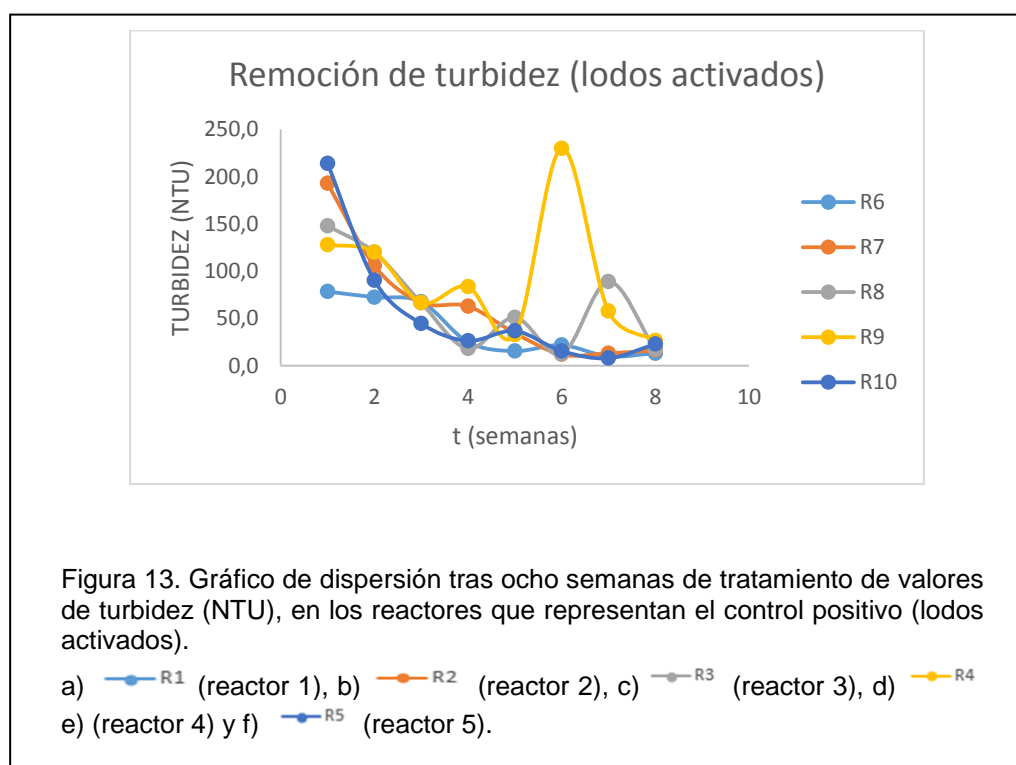
#### 5.4. Remoción de turbidez

Después de analizar la turbidez en el agua durante 8 semanas se obtuvieron los siguientes resultados:

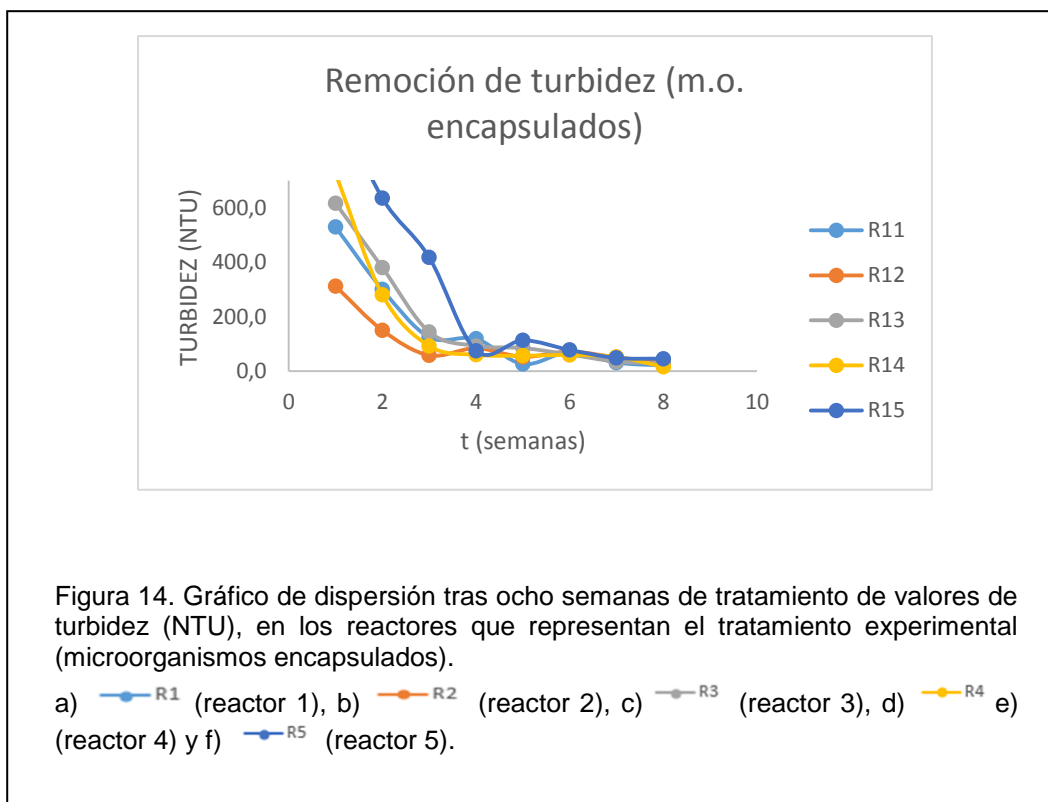
En los reactores que representan el control negativo se visualizó al igual que en los anteriores parámetros una variabilidad alta de una semana a otra. Se tuvo inicialmente un valor promedio de 74,9 NTU y un valor final promedio de 36,0 NTU (fig. 12).



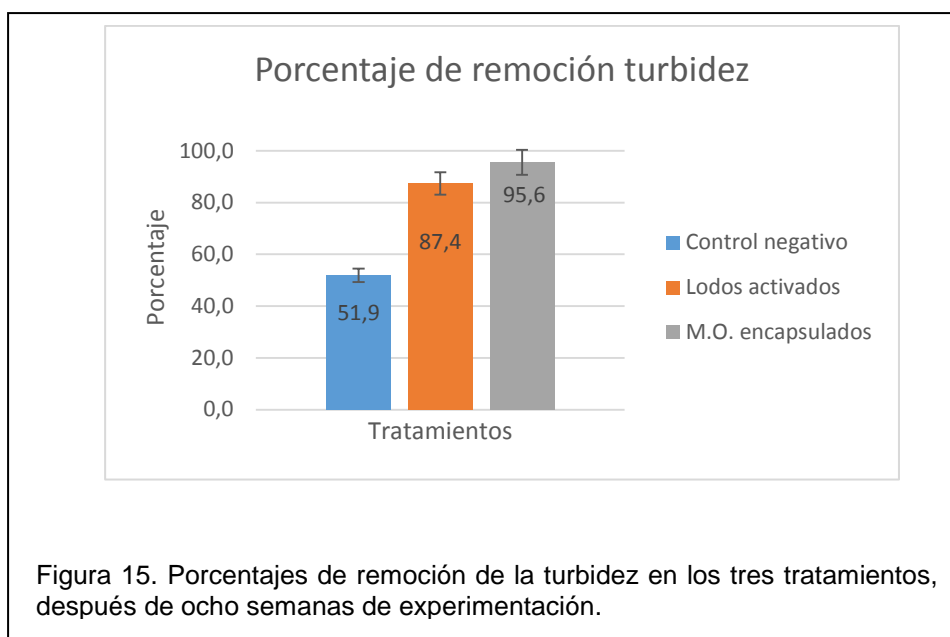
En los biorreactores de lodos activados el comportamiento de la turbidez disminuyó de una semana a otra. El valor inicial promedio de turbidez fue de 152,3 NTU y el valor final promedio fue de 19,2 NTU (fig.13).



Los biorreactores de microorganismos encapsulados tuvieron un comportamiento más estable en comparación a los anteriores, la reducción de la turbidez fue evidente al final del tratamiento. Partiendo de un valor promedio de 636,8 NTU y finalizando en un valor promedio de 28,3 NTU (fig. 14).



Al analizar los resultados obtenidos en los 15 biorreactores durante las ocho semanas se calcularon los porcentajes promedios de remoción de los tres tratamientos obteniendo los siguientes resultados: control negativo 51,9 %, lodos activados 87,4 % y microorganismos encapsulados 95,6 % (fig.15).



Se realizó el análisis de varianza para los datos de turbidez y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechazan las tres hipótesis nulas, tanto para el tratamiento, tiempo e interacción de estos dos factores, ya que los valores de F calculada obtenidos son mayores a los valores de F crítica (tabla 16).

Tabla 16. Análisis de varianza de los datos de turbidez.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F crítica
<b>Tiempo</b>	855375,78	7	122196,54	21,09	5,95E-17	2,11
<b>Trat. Biológico</b>	457496,573	2	228748,29	39,49	3,06E-13	3,09
<b>Interacción</b>	791275,304	14	56519,66	9,76	4,13E-13	1,80
<b>Dentro del grupo</b>	556110,471	96	5792,82			
<b>Total</b>	2660258,13	119				

Finalmente, se realizó la prueba de Duncan para los dos factores que indicó que el control negativo y los lodos activados tuvieron un comportamiento similar en la remoción de turbidez, mientras que, en los microorganismos encapsulados el mismo fue diferente. En cuanto al tiempo se encontraron diferencias significativas en la semana uno, dos y de la tres a la siete, existió remoción, sin embargo, la mayor remoción se dio en las dos semanas iniciales del tratamiento (tabla 17 y18).

Tabla 17. Prueba de Duncan al factor de tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T1	40	39,65	
	T2	40	63,34	
	T3	40		180,86
	Sig.		0,167	1,00

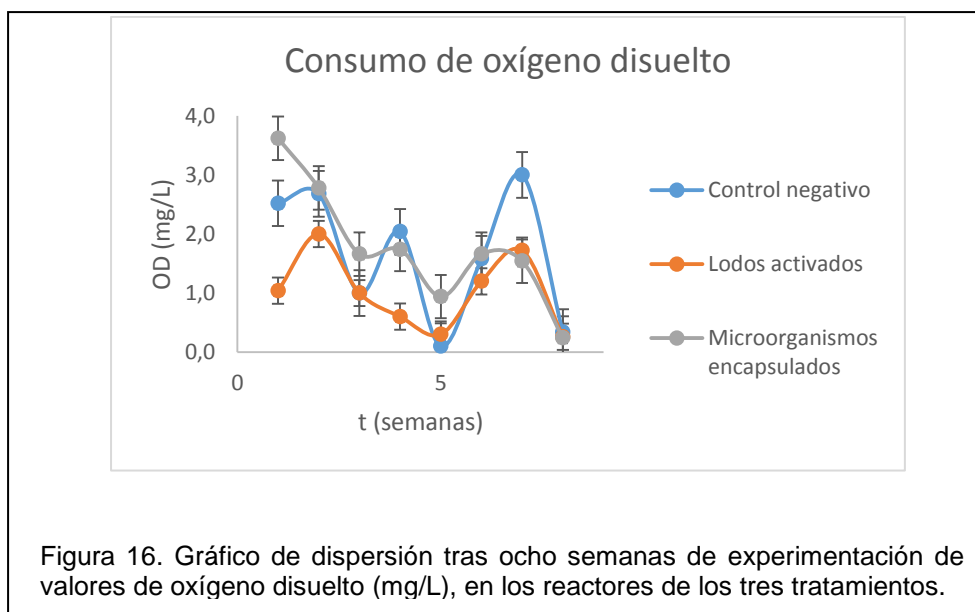
Tabla 18. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto		
			1	2	3
dimensión1	S8	15	27,84		
	S7	15	30,59		
	S5	15	41,84		
	S6	15	57,16		
	S4	15	58,39		
	S3	15	84,55		
	S2	15		168,55	
	S1	15			288,00
	Sig.		0,08	1,00	1,00

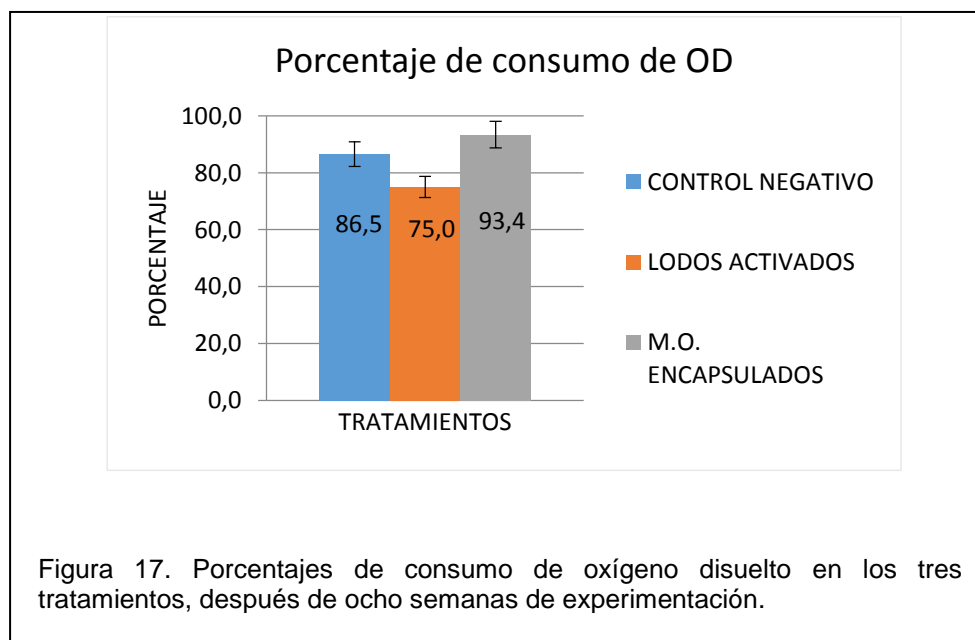
### 5.5. Comportamiento de oxígeno disuelto

El comportamiento de oxígeno disuelto fue muy variable a lo largo de las 8 semanas de tratamiento en todos los biorreactores, sin embargo, existió una diferencia entre el valor inicial y final.

En el control negativo el valor inicial promedio fue de 2,5 mg/L de oxígeno disuelto y el valor final promedio fue de 0,3 mg/L (fig. 16). En los biorreactores de lodos activados se partió con un valor inicial promedio de oxígeno disuelto de 1,0 mg/L y terminó con un valor promedio de 0,3 mg/L (fig. 16). En los biorreactores con microorganismos encapsulados se partió con un valor promedio de oxígeno disuelto de 3,6 mg/L y el valor final promedio fue de 0,2 mg/L (fig. 16).



Finalmente se calculó con los datos obtenidos el porcentaje promedio de consumo de oxígeno disuelto en cada uno de los tres tratamientos obteniendo los siguientes resultados: para el control negativo 86,5 %, para los lodos activados 75,0 % y para los microorganismos encapsulados el 93,4 % (fig.17).



Se realizó el análisis de varianza para los valores de oxígeno disuelto y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para los factores tiempo y tratamiento, ya que el valor de F calculada es mayor al valor



de F crítica, se acepta la hipótesis nula para la interacción de los dos factores porque el valor de F calculada es menor al de la F crítica (tabla 19).

Tabla 19. Análisis de varianza en los valores de oxígeno disuelto.

<b>ANÁLISIS DE VARIANZA</b>						
<b>O. variación</b>	<b>SC</b>	<b>GI</b>	<b>Prom. C</b>	<b>F. cal</b>	<b>Prob.</b>	<b>F. crítica</b>
<b>Tiempo</b>	71,87	7	10,27	7,76	2,03E-07	2,11
<b>Tratamiento</b>	13,33	2	6,67	5,04	8,31E-03	3,09
<b>Interacción</b>	21,35	14	1,53	1,15	3,24E-01	1,80
<b>Dentro del grupo</b>	127,03	96	1,32			
<b>Total</b>	233,58	119				

Finalmente, se realizó una prueba de Duncan para cada factor que indicó que el oxígeno disuelto tuvo un comportamiento similar en el control negativo y en los microorganismos encapsulados, mientras que, en los lodos activados fue diferente. En relación al tiempo se observa una variabilidad de semana a semana, es así que se agrupan en cuatro grupos con comportamientos similares, se ve una estabilización de la semana tres a la siete (tabla 20 y 21).

Tabla 20. Prueba de Duncan al factor de tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T2	40	1,02	
	T1	40		1,66
	T3	40		1,77
	Sig.		1,00	0,66

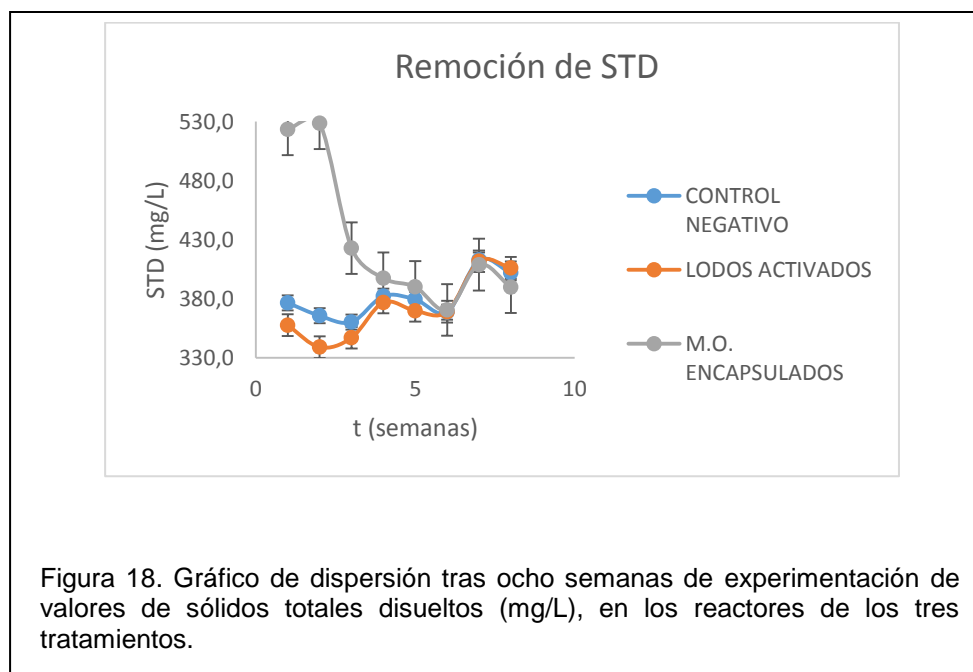
Tabla 21. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto			
			1	2	3	4
dimensión1	S8	15	0,28			
	S5	15	0,45	0,45		
	S3	15		1,22	1,22	
	S4	15			1,46	
	S6	15			1,48	
	S7	15			2,09	2,09
	S1	15				2,39
	S2	15				2,49
	Sig.		0,69	0,06	0,06	0,37

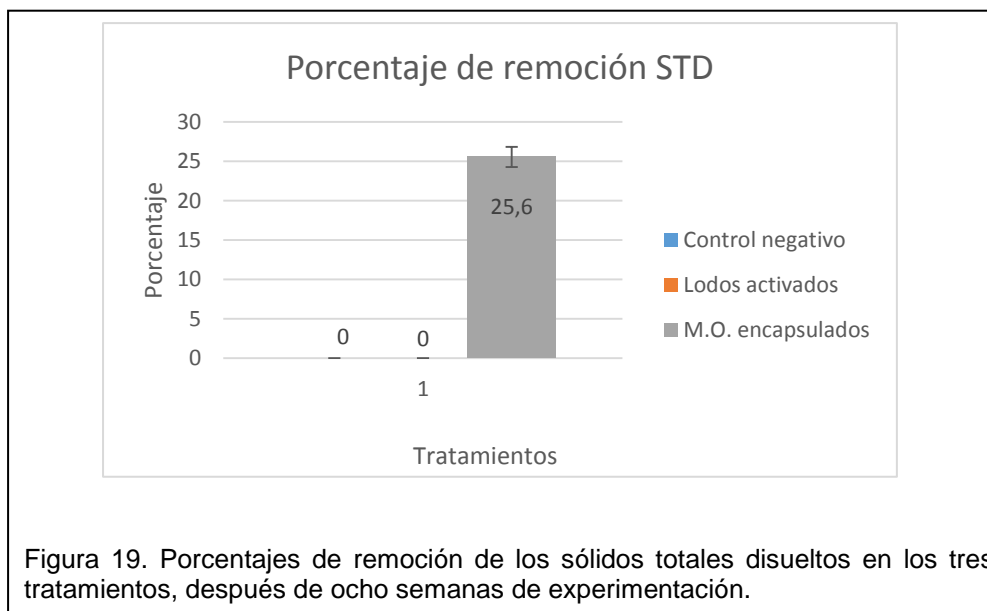
## 5.6. Comportamiento de sólidos totales disueltos

Durante las 8 semanas el comportamiento en los valores de sólidos totales disueltos se mantuvo equilibrado, es decir, los valores de STD se mantuvieron casi constantes. A pesar de tener valores similares el comportamiento entre tratamientos fue diferente en algunos momentos.

En el control negativo los valores se mantuvieron casi constantes durante las 8 semanas, a pesar de tener un ligero incremento en la última semana es así que, el valor inicial promedio de STD fue de 376,5 mg/L y el promedio final de 401,9 mg/L (fig.18). En los reactores de lodos activados el comportamiento fue similar a los reactores de agua, teniendo un ligero incremento en los STD, sin embargo, se mantenían en su mayoría en valores constantes. Tuvo un valor inicial promedio de 357,6 mg/L y el valor final promedio fue de 406,2 mg/L (fig.18). En los biorreactores de microorganismos encapsulados el valor de STD disminuyó de manera consecutiva hasta llegar a la estabilización en valores parecidos a los de los otros tratamientos. En estos reactores se partió de un valor promedio de 523,5 mg/L y el valor final promedio fue de 389,7 mg/L (fig. 18).



Después de analizar los resultados individualmente se calcularon los porcentajes promedio de remoción de los tres tratamientos obteniendo los siguientes valores: para el control negativo 0 %, para los lodos activados 0 % y para los microorganismos encapsulados 25,6 % (fig. 19).



Se realizó un análisis de varianza para los valores de sólidos totales disueltos y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para el factor tratamiento y para la interacción de los dos factores porque los valores de F calculada obtenidos son mayores a la F crítica, se acepta la hipótesis nula para el factor del tiempo, ya que su F calculada es menor que la F crítica (tabla 22).

Tabla 22. Análisis de varianza de los valores de sólidos totales disueltos.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F. crítica
Tiempo	36413,26	7	5201,89	1,53	0,17	2,11
Trat. biológico	74741,94	2	37370,97	10,96	0,00	3,09
Interacción	132437,73	14	9459,84	2,77	0,00	1,80
Dentro del grupo	327322,20	96	3409,61			
Total	570915,13	119				

Finalmente, se realizó una prueba de Duncan para los dos factores, la misma indicó que el control negativo y los lodos activados tienen un comportamiento similar en la remoción de STD, mientras que, los microorganismos encapsulados difieren en la remoción. Con respecto al tiempo el comportamiento de este parámetro es muy similar por lo que se puede decir que no hay una diferencia significativa entre semanas (tabla 23 y 24).

Tabla 23. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T2	40	372,14	
	T1	40	380,91	
	T3	40		428,92
	Sig.		0,50	1,00

Tabla 24. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S6	15	369,37	
	S3	15	376,67	376,67
	S5	15	379,75	379,75
	S4	15	385,49	385,49
	S8	15	399,25	399,25
	S2	15	411,04	411,04
	S7	15	411,12	411,12
	S1	15		419,19
	Sig.		0,09	0,09

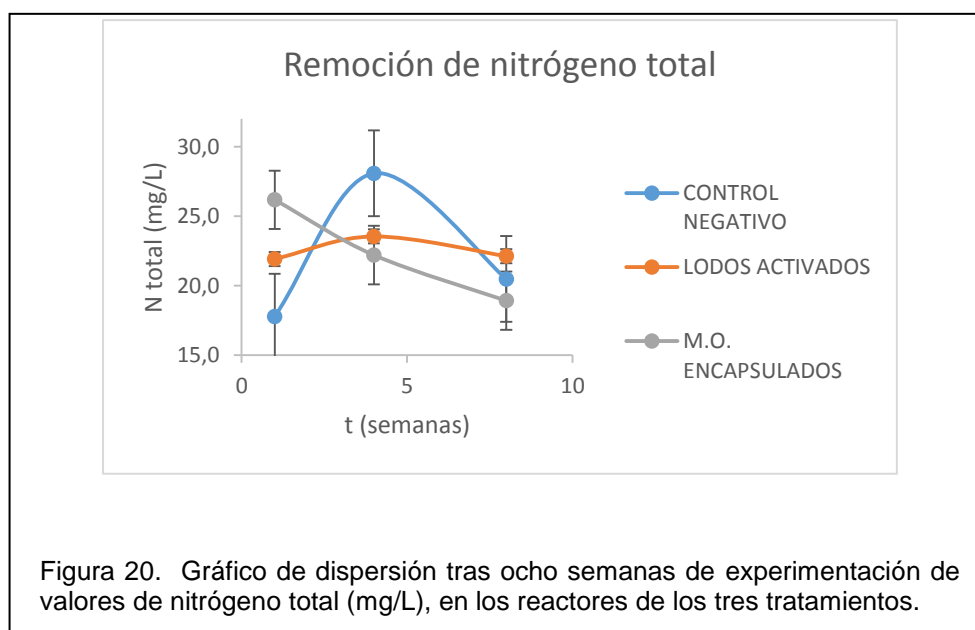
### 5.7. Remoción de Nitrógeno total

En la remoción de nitrógeno el comportamiento en los biorreactores fue muy variable durante las ocho semanas.

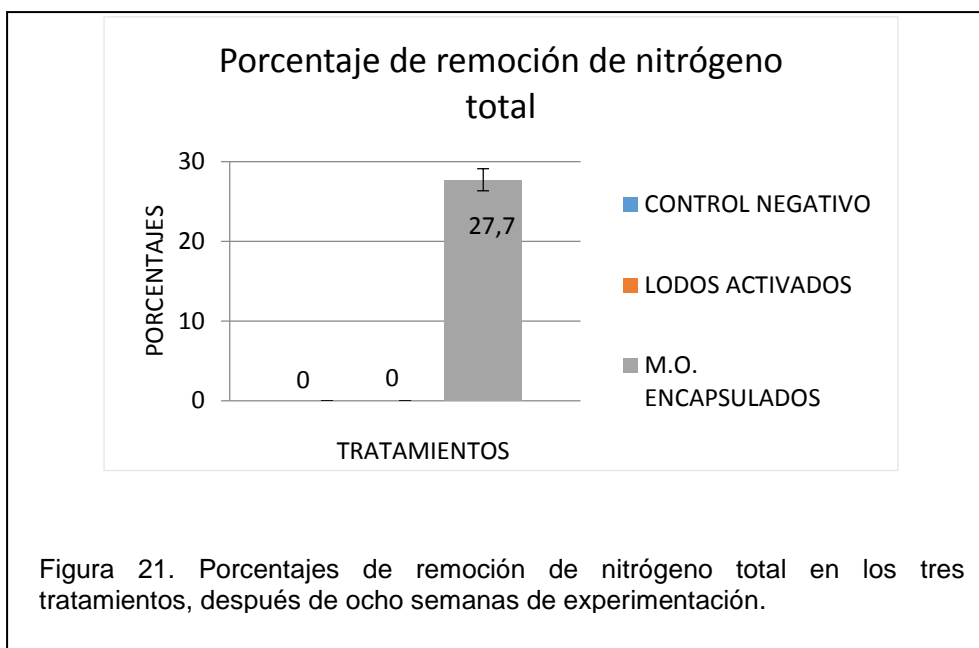
En los reactores de control negativo se ve de forma evidente la variabilidad en los valores de nitrógeno, sin embargo, en la mitad del tiempo se puede ver una subida en el valor del parámetro. Se tuvo un valor promedio inicial de 17,8 mg/L y valor promedio final de 20,5 mg/L (fig. 20).

En los biorreactores de lodos activados el comportamiento en el parámetro de nitrógeno total fue muy parecido al de los reactores de agua. Es así que, el valor promedio inicial fue de 21,9 mg/L y el promedio final de 22,1 mg/L (fig. 20).

En los biorreactores de microorganismos se observó una ligera disminución en este parámetro, el valor promedio inicial fue de 26,2 mg/L de nitrógeno total y un valor promedio final de 18,9 mg/L (fig. 20).



Por último, se analizaron todos los datos y se calculó el porcentaje promedio de remoción del nitrógeno total en cada tratamiento, obteniendo los siguientes resultados: para el control negativo 0 %, para el control positivo 0 % y para el tratamiento experimental 27,7 % (fig. 21).



Se realizó el análisis de varianza para los valores de nitrógeno total y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para los factores de tiempo y tratamiento biológico, ya que los valores de F calculada obtenidos son mayores a los valores de F crítica, mientras que para la interacción se acepta la hipótesis nula porque su F calculada es menor a la F crítica (tabla 25).

Tabla 25. Análisis de varianza para los valores de nitrógeno total.

<b>ANÁLISIS DE VARIANZA</b>						
<b>O. variación</b>	<b>SC</b>	<b>GL</b>	<b>Prom. C</b>	<b>F cal</b>	<b>Prob.</b>	<b>F crítica</b>
<b>Tiempo</b>	129,64	2	64,82	3,07	0,06	3,26
<b>Trat. biológico</b>	1,41	2	0,70	0,03	0,97	3,26
<b>Interacción</b>	295,58	4	73,89	3,51	0,02	2,63
<b>Dentro del grupo</b>	758,95	36	21,08			
<b>Total</b>	1185,57	44				

Por último, se realizó una prueba de Duncan para cada uno de los factores donde se observó que los tres tratamientos biológicos aplicados tuvieron un comportamiento similar en la remoción de nitrógeno total. En cuanto al tiempo se tuvo una mayor remoción de la semana uno a la cuatro, en las siguientes

semanas existe remoción, sin embargo la diferencia no es significativa (tabla 26 y 27).

Tabla 26. Prueba de Duncan al tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	
dimensión1	T1	15	22,11	
	T3	15	22,43	
	T2	15	22,53	
	Sig.		0,82	

Tabla 27. Prueba de Duncan al tiempo (semanas).

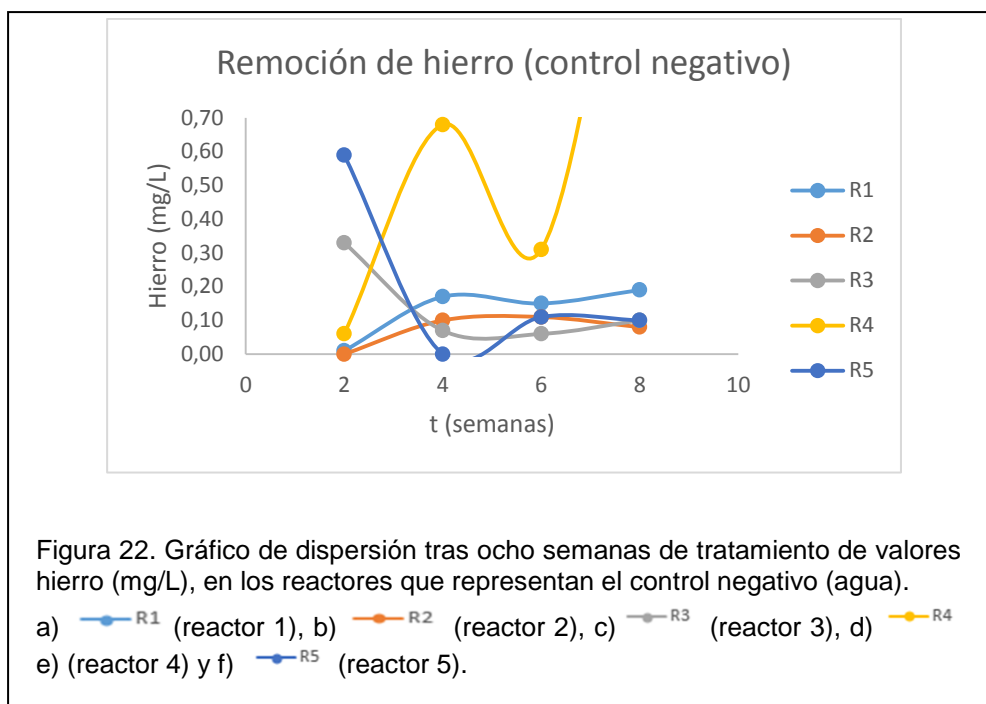
Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S8	15	20,51	
	S1	15	21,96	21,96
	S4	15		24,61
	Sig.		0,39	0,123

## 5.8. Remoción de parámetros físicos – químicos

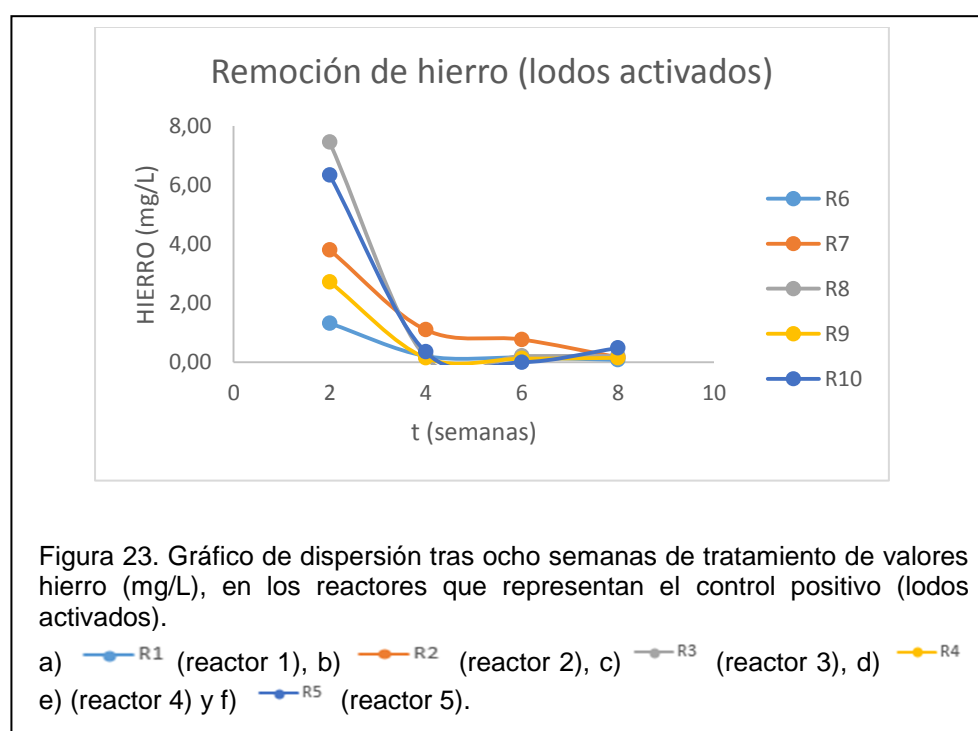
### 5.8.1. Hierro

Después de ocho semanas de tratamiento se obtuvieron resultados variables en cuanto a la remoción del hierro.

En los reactores de agua los valores de hierro tuvieron una tendencia a aumentar con el paso del tiempo, es así que el valor inicial promedio fue de 0,20 y el valor final promedio fue de 0,42. Los valores de hierro en este tratamiento se mantuvieron bajos (fig. 22).

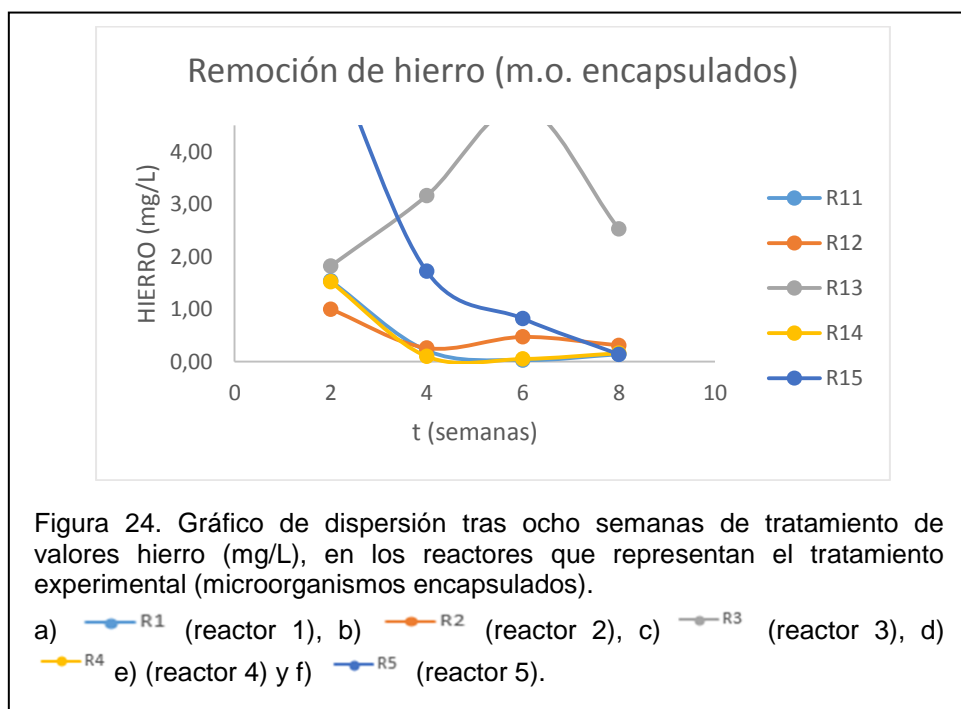


En los reactores de lodos activados la remoción del hierro es evidente, es así, que se partió de un valor promedio inicial de 4,33 mg/L y se terminó en un valor promedio de 0,22 mg/L de hierro (fig. 23).

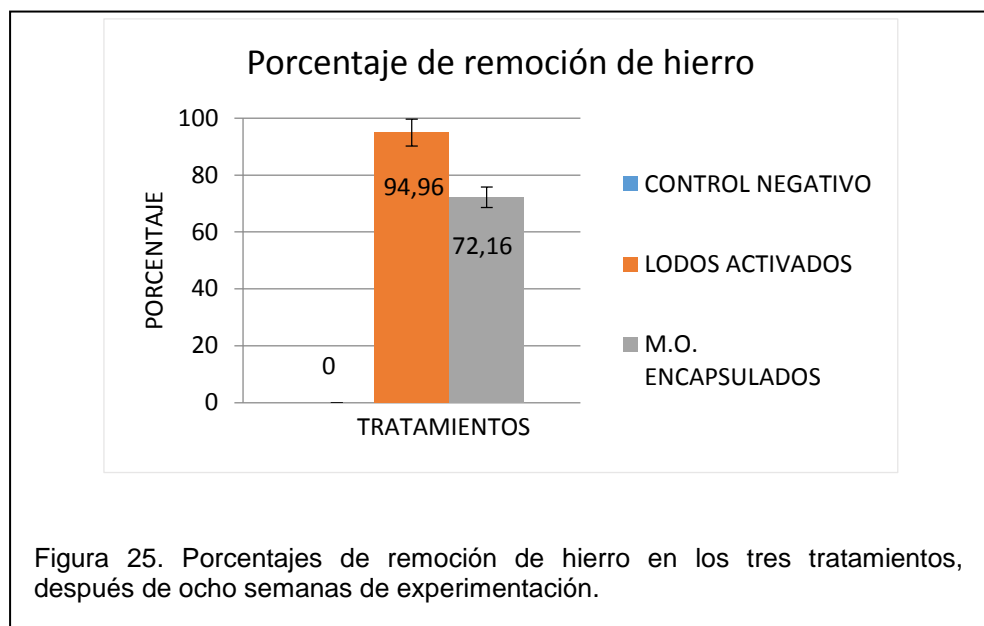




En los reactores de microorganismos encapsulados también se produjo una disminución de este parámetro, sin embargo, existe un reactor que tuvo un aumento en el valor de hierro durante la primeras seis semanas y las dos últimas hubo una reducción, el valor promedio inicial de hierro para este tratamiento fue de 2,36 mg/L de hierro y el promedio final de 0,66 mg/L (fig. 24).



Finalmente se hizo el análisis de todos los resultados y se calculó el porcentaje promedio de remoción de hierro de cada tratamiento obteniendo los siguientes resultados: para el control negativo 0 %, para el control positivo 95,0 % y para el tratamiento experimental 72,2 % (fig. 25).



Se realizó el análisis de varianza para los valores de hierro y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula en los dos factores tratamiento biológico y tiempo, al igual que en la interacción porque sus valores de F calculada son mayores que la F crítica (tabla 28).

Tabla 28. Análisis de varianza para los valores de hierro.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F. crítica
Tiempo	35,78	3	11,93	7,78	0,00	2,80
Trat. biológico	15,45	2	7,73	5,04	0,01	3,19
Interacción	33,51	6	5,58	3,65	0,00	2,29
Dentro del grupo	73,53	48	1,53			
Total	158,27	59				

Finalmente, se realizó la prueba de Duncan a cada uno de los factores donde se vio que la remoción de hierro fue de manera similar en los reactores de lodos activados y microorganismos encapsulados, y fue diferente en el control negativo. En el tiempo se observó que la mayor remoción se dio durante las tres primeras semanas de tratamiento, las siguientes existió remoción pero la diferencia no es significativa (tabla 29 y 30).

Tabla 29. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T1	20	0,24	1,30
	T2	20		
	T3	20	1,34	
	Sig.		1,00	0,92

Tabla 30. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

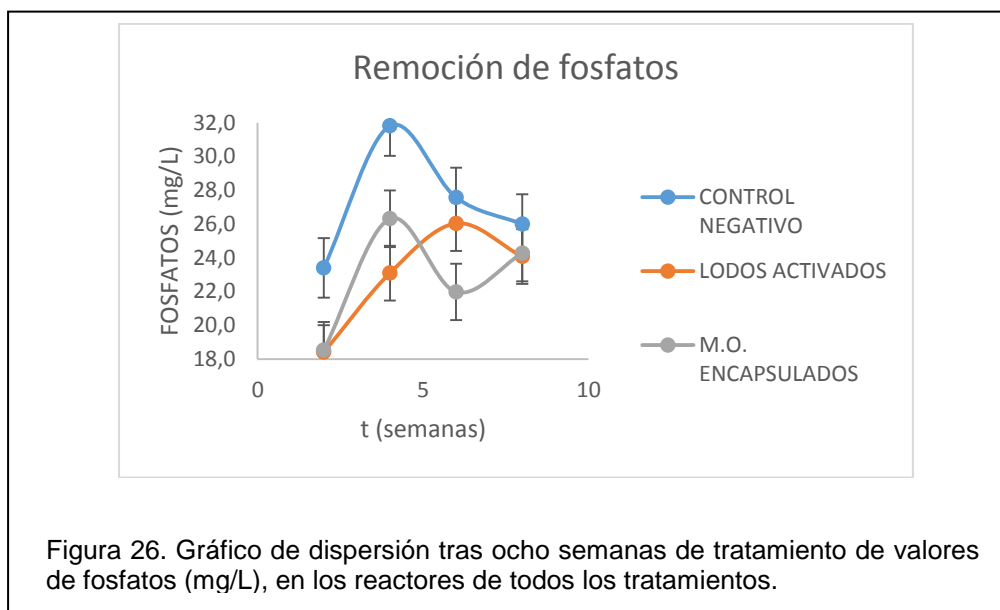
Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S8	15	0,43	
	S6	15	0,55	
	S4	15	0,56	
	S2	15		2,29
	Sig.		0,78	1,00

### 5.8.2. Fosfatos

En el control negativo se tuvo un valor inicial promedio de 23,4 mg/L de fosfatos y un final promedio de 26,0 mg/L (fig. 26).

Los lodos activados tuvieron un comportamiento muy similar al del control negativo, el valor inicial promedio fue de 18,4 mg/L y el final promedio de 24,1 mg/L (fig. 26).

En el tratamiento de microorganismos encapsulados se observó un comportamiento similar al de los otros dos tratamientos. Se tuvo un valor inicial promedio de 18,5 mg/L y un valor final promedio de 24,3 mg/L (fig. 26).



Después de analizar todos los datos obtenidos en este parámetro, se obtuvo un porcentaje promedio de remoción de fosfatos es del 0 % en todos los tratamientos.

Se realizó el análisis de varianza para los valores de fosfatos obteniendo los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para los factores de tiempo y tratamiento porque sus valores de F calculada son mayores a su F crítica y se acepta para la interacción de los dos factores, ya que su F calculada es menor a la F crítica (tabla 31).

Tabla 31. Análisis de varianza para los valores de fosfatos.

<b>ANÁLISIS DE VARIANZA</b>						
<b>O. variación</b>	<b>SC</b>	<b>GI</b>	<b>Prom. C</b>	<b>F. cal</b>	<b>Prob.</b>	<b>F. crítica</b>
<b>Tiempo</b>	395,39	3	131,80	3,95	0,01	2,80
<b>Trat. biológico</b>	253,63	2	126,82	3,80	0,03	3,19
<b>Interacción</b>	117,01	6	19,50	0,58	0,74	2,29
<b>Dentro del grupo</b>	1601,79	48	33,37			
<b>Total</b>	2367,82	59				

Por último, se realizó la prueba de Duncan a cada factor teniendo que la remoción de fosfatos tuvo un comportamiento similar en los lodos activados y microorganismos encapsulados, mientras que el control negativo fue diferente.

La mayor variación se dio en las tres primeras semanas de tratamiento, en la siguientes existió, sin embargo no es significativa (tabla 32 y 33).

Tabla 32. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T3	20	22,78	
	T2	20	22,91	
	T1	20		27,20
	Sig.		0,94	1,00

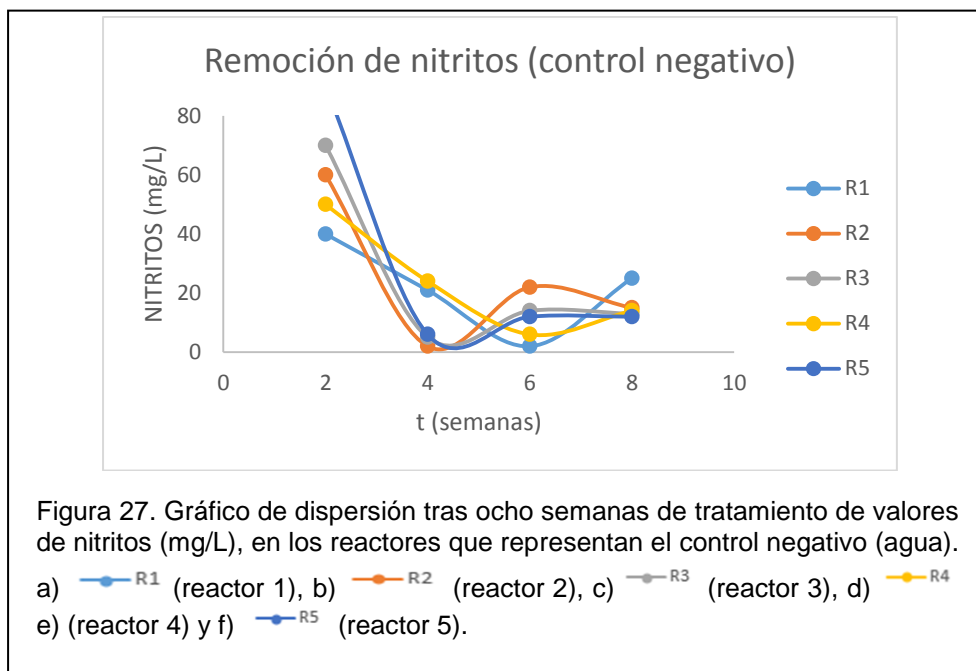
Tabla 33. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S2	15	20,11	
	S8	15		24,79
	S6	15		25,20
	S4	15		27,08
	Sig.		1,00	0,31

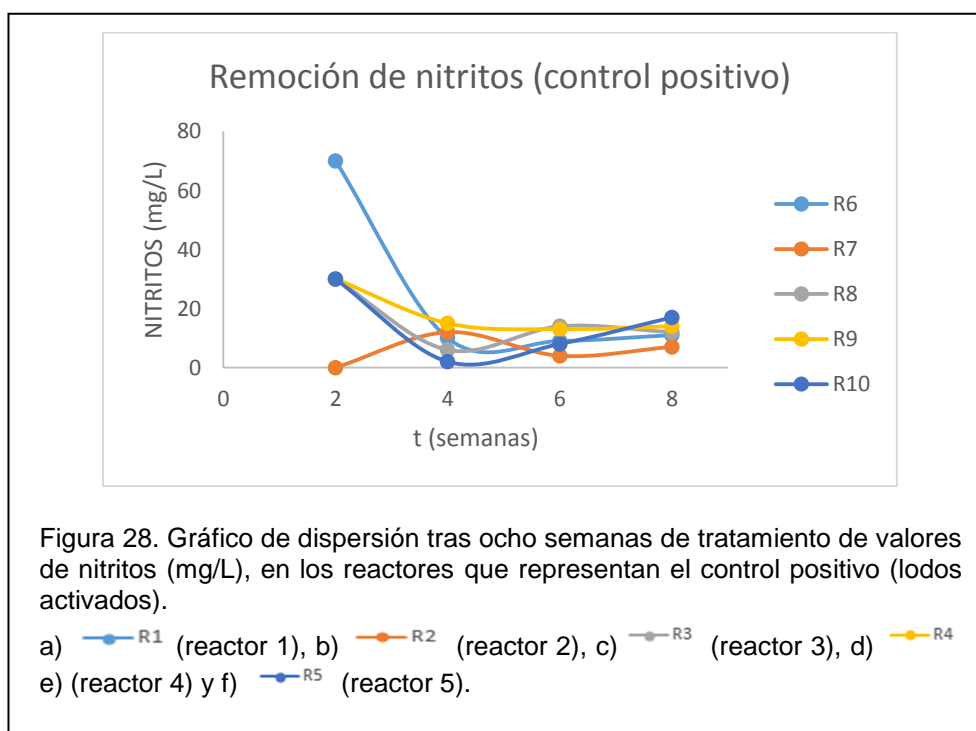
### 5.8.3. Nitritos

La disminución en los valores de nitritos se dio en todos los tratamientos, se puede visualizar de manera equilibrada el proceso de disminución del mismo.

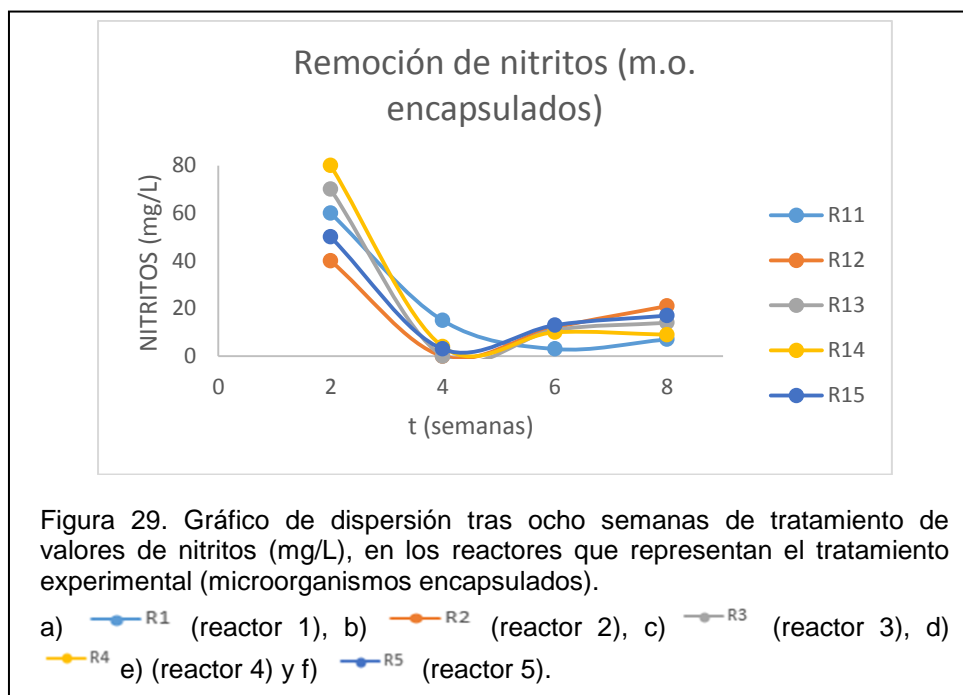
En los reactores de agua el valor inicial promedio fue de 62,0 mg/L y el valor final promedio fue de 15,8 mg/L (fig. 27).



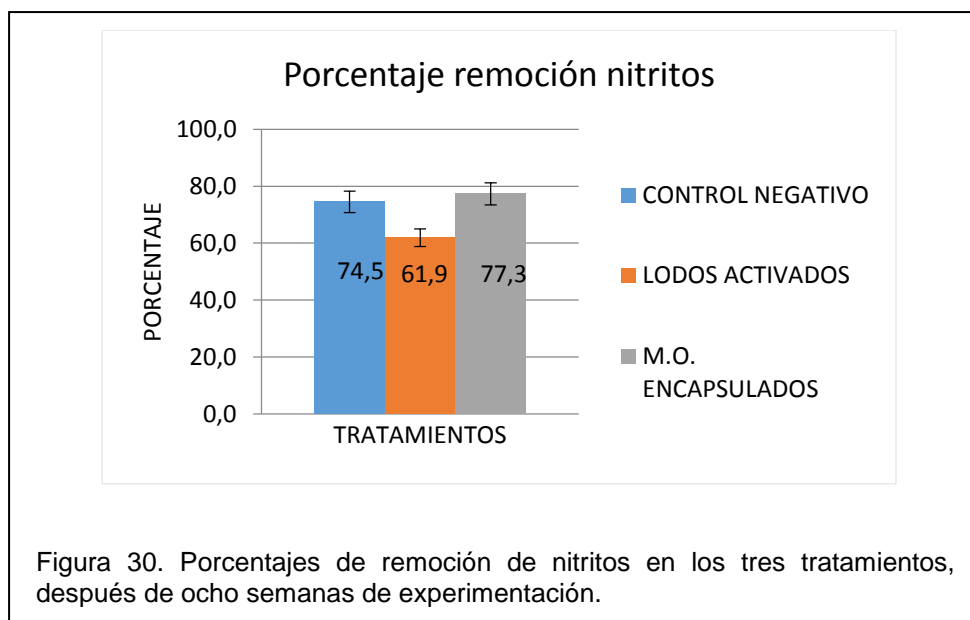
En el tratamiento de lodos activados el valor inicial promedio fue de 32,0 mg/L y el valor final promedio fue de 12,2 mg/L (fig. 28).



En los biorreactores de microorganismos encapsulados el valor inicial promedio fue de 60,0 mg/L y el final promedio fue de 13,6 mg/L de nitritos (fig. 29).



Finalmente, se analizaron los datos obtenidos y se calculó el porcentaje promedio de remoción de nitritos obteniendo los siguientes resultados: 74,5 % para control negativo, 61,9 % para lodos activados y 77,3 % para microorganismos encapsulados (fig. 30).



Se realizó el análisis de varianza de los valores de nitritos y se obtuvieron los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula en el tiempo, tratamiento

biológico y la interacción de estos dos factores porque los valores F calculada obtenidos son mayores a los valores de F crítica (tabla 34).

Tabla 34. Análisis de varianza de los valores de nitritos.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F. crítica
<b>Tiempo</b>	18720,93	3	6240,31	47,64	1,99E-14	2,80
<b>Trat. biológico</b>	924,03	2	462,02	3,53	3,72E-02	3,19
<b>Interacción</b>	2062,77	6	343,79	2,62	2,79E-02	2,29
<b>Dentro del grupo</b>	6288,00	48	131,00			
<b>Total</b>	27995,73	59				

Finalmente, se realizó la prueba de Duncan a cada factor y se obtuvo que la remoción de nitrito fue similar en los lodos activados y microorganismos encapsulados, mientras que el control negativo fue diferente. En el tiempo se observa que en las tres primeras semanas se tuvo una mayor remoción, en las siguientes existió sin embargo fue menos significativa que al inicio del tratamiento (tabla 35 y 36).

Tabla 35. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T2	20	15,70	
	T3	20	21,95	21,95
	T1	20		25,15
	Sig.		0,09	0,38

Tabla 36. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

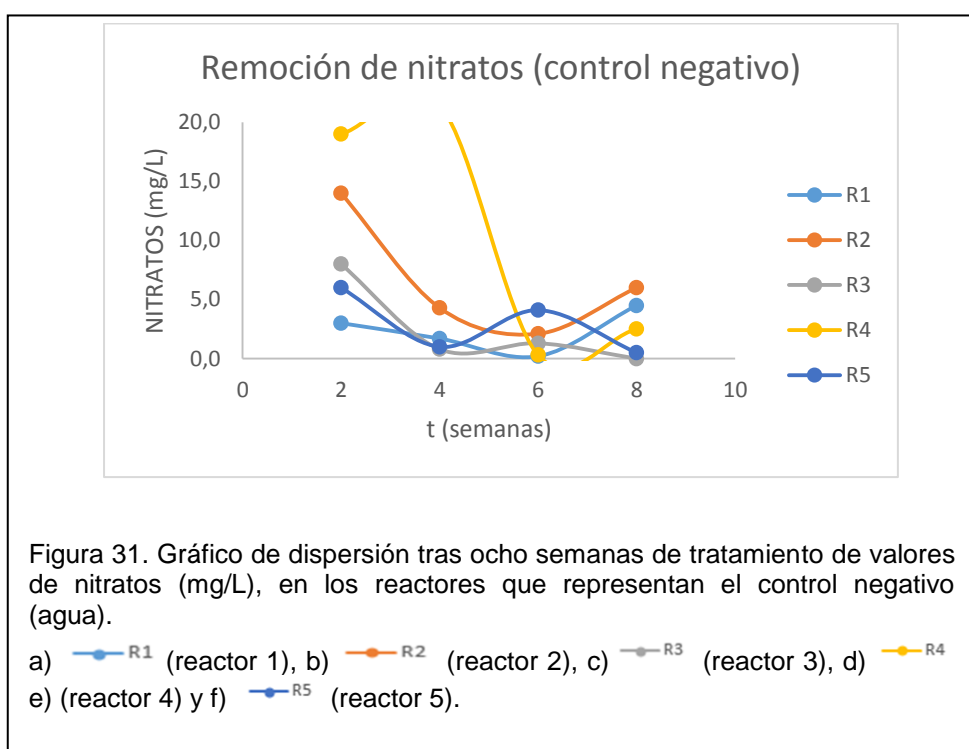
Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S4	15	8,33	
	S6	15	10,20	
	S8	15	13,87	
	S2	15		51,33
	Sig.		0,22	1,00



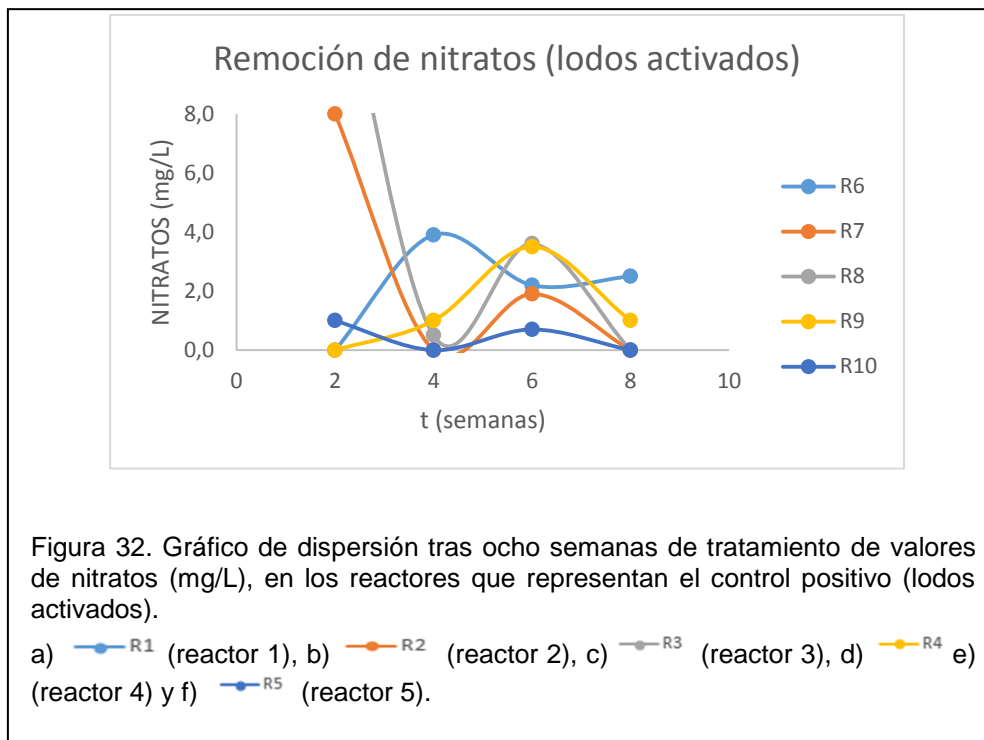
### 5.8.4. Nitratos

El comportamiento de los nitratos en los tres tratamientos fue diferente durante las ocho semanas de tratamiento, sin embargo, en los tres hubo una remoción adecuada del parámetro mencionado.

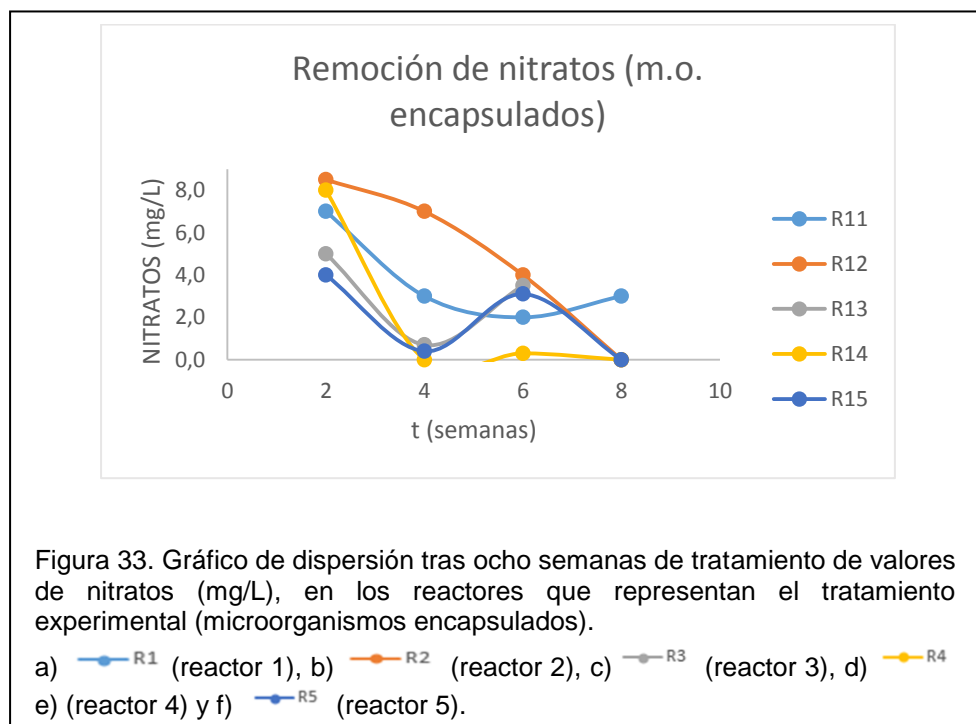
En los reactores de agua el comportamiento fue variable, pero existió remoción de nitratos. Es así que, el valor inicial promedio fue de 10,0 mg/L y el final promedio de 2,7 mg/L (fig. 31).



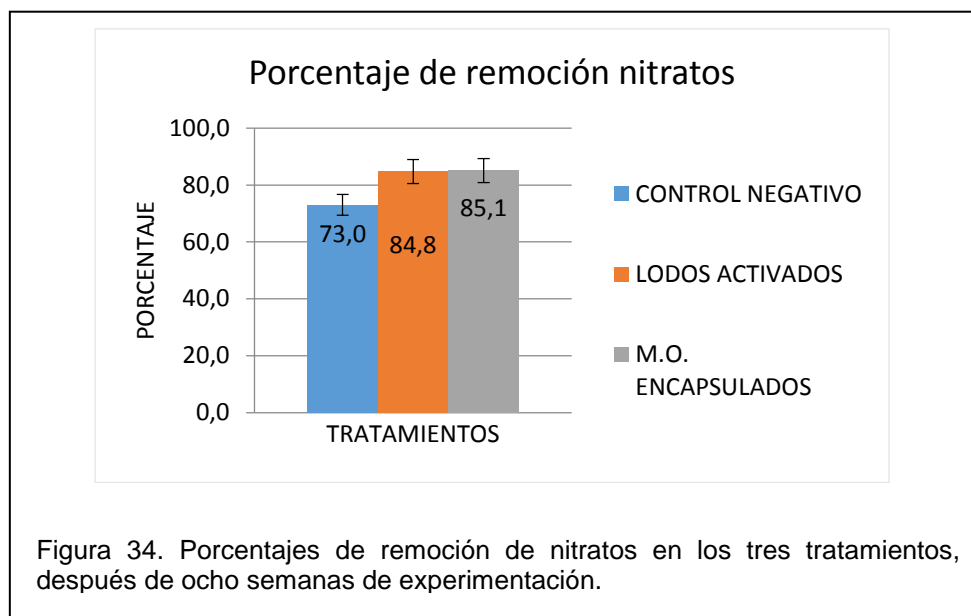
En los biorreactores de lodos activados, existió igual que en el caso anterior una variabilidad en el comportamiento de este parámetro. Hubo una remoción de nitratos teniendo un valor inicial promedio de 4,6 mg/L y un valor final promedio de 0,7 mg/L (fig. 32).



En el tratamiento experimental se observó una clara tendencia a disminuir el valor de nitratos de una semana a otra, se partió con un valor promedio de 8,7 mg/L y se tuvo un valor promedio final de 1,3 mg/L (fig. 33).



Se calculó el porcentaje promedio de remoción de nitratos en los tratamientos, obteniendo los siguientes resultados: 73,0 % para el control negativo, 84,8 % para lodos activados y 85,1 % para microorganismos encapsulados (fig. 34).



Se realizó un análisis de varianza a los valores de nitratos, obteniendo los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para el factor tiempo, ya que su F calculada es mayor a su F crítica y se acepta para el tratamiento biológico y la interacción de los dos factores porque los valores de F calculada son menores a los de la F crítica (tabla 37).

Tabla 37. Análisis de varianza de los valores de nitratos.

ANÁLISIS DE VARIANZA						
O. variación	SC	GI	Prom. C	F. cal	Prob.	F. crítica
<b>Tiempo</b>	362,39	3	120,80	6,98	0,00	2,80
<b>Trat. biológico</b>	81,59	2	40,79	2,36	0,11	3,19
<b>Interacción</b>	67,72	6	11,29	0,65	0,69	2,29
<b>Dentro del grupo</b>	831,15	48	17,32			
<b>Total</b>	1342,85	59				

Por último, se realizó una prueba de Duncan para cada factor donde se observó que los microorganismos encapsulados tuvieron un comportamiento similar a los lodos activados y control negativo, pero los lodos activados solo se

relaciona con los microorganismos encapsulados. En cuanto al tiempo se vio que durante las tres primeras semanas hubo una remoción más significativa, las siguientes semanas hubo remoción, sin embargo, no fue significativa en comparación a las primeras semanas (tabla 38 y 39).

Tabla 38. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	T2	20	2,19	
	T3	20	3,78	3,78
	T1	20		5,04
	Sig.		0,23	0,34

Tabla 39. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimensión1	S8	15	1,57	
	S6	15	2,00	
	S4	15	3,34	
	S2	15		7,77
	Sig.		0,28	1,00

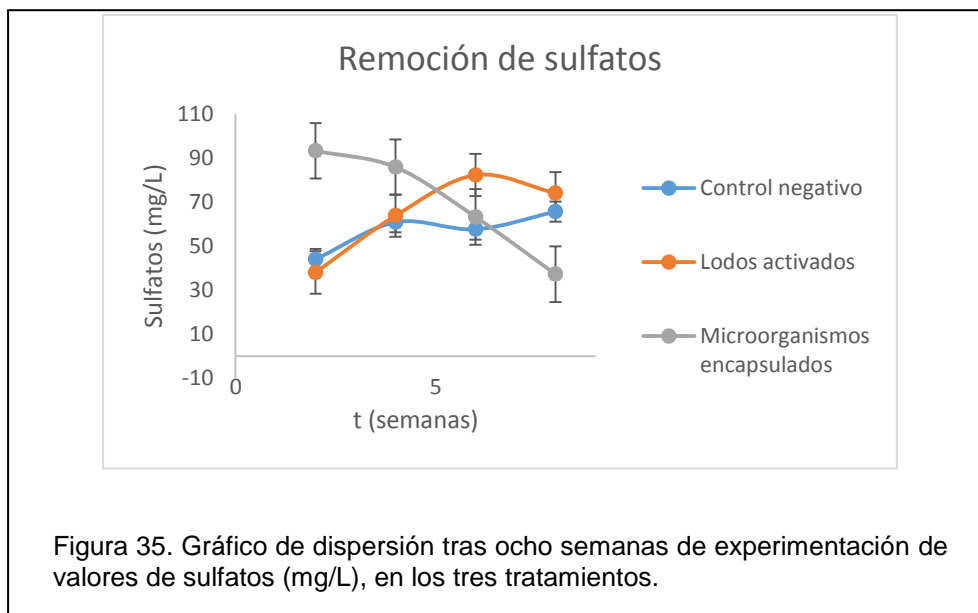
### 5.8.5. Sulfatos

El comportamiento de los sulfatos fue similar en los dos controles, sin embargo, en el tratamiento experimental la tendencia de este fue distinta.

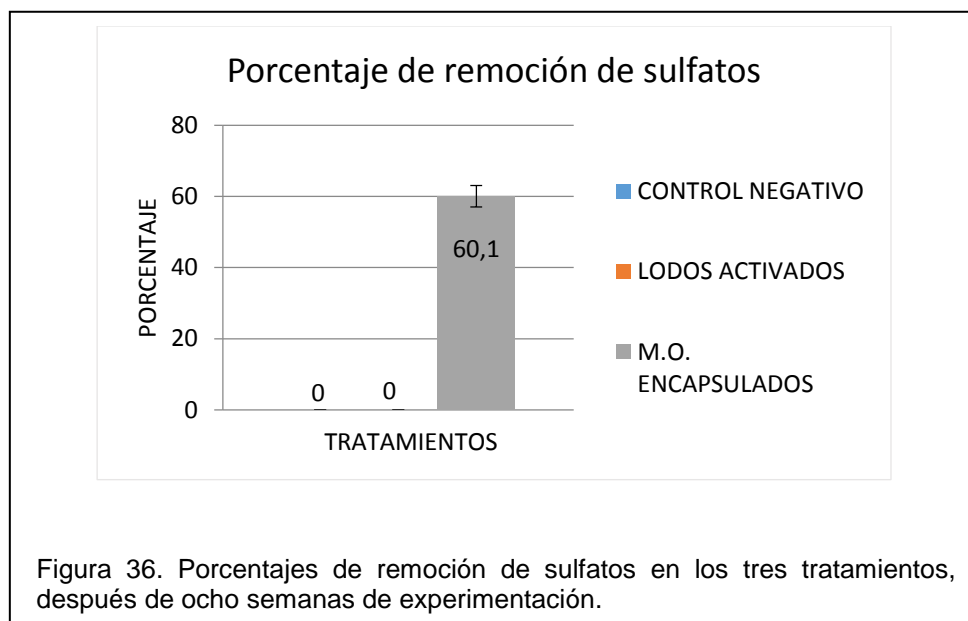
En el control negativo se observó un incremento del parámetro semana tras semana, es así que, el valor inicial promedio de sulfatos fue de 44,0 mg/L y el valor final promedio fue de 65,6 mg/L (fig. 35).

En el control positivo los valores de sulfatos fluctuaron constantemente, sin embargo, la tendencia que se observó es el incremento en los valores de sulfato. El valor inicial promedio fue de 38 mg/L y el final promedio de 74 mg/L (fig. 35).

En el tratamiento experimental el valor de sulfatos disminuyó semana a semana, el valor inicial promedio fue de 93,2 mg/L y el valor final promedio fue de 37,2 mg/L (fig. 35).



Con los datos obtenidos se procedió a calcular los porcentajes promedios de remoción de cada uno de los tratamientos, teniendo los siguientes resultados: 0 % para el control negativo, 0 % para el control positivo y 60,1 % para el tratamiento experimental (fig. 36).



Se realizó un análisis de varianza a los valores de sulfatos, obteniendo los siguientes resultados: se acepta la hipótesis nula para tiempo y tratamiento biológico porque los valores de F calculada obtenidos son menores que la F crítica, se rechaza la hipótesis nula para la interacción de los dos factores, ya que el valor de la F calculada es mayor que la F crítica (tabla 40).

Tabla 40. Análisis de varianza para los valores de sulfatos.

<b>ANÁLISIS DE VARIANZA</b>						
<b>O. variación</b>	<b>SC</b>	<b>Gl</b>	<b>Prom. C</b>	<b>F. cal</b>	<b>Prob.</b>	<b>F. crítica</b>
<b>Tiempo</b>	1618,58	3	539,53	0,98	0,41	2,80
<b>Trat. biológico</b>	1666,63	2	833,32	1,52	0,23	3,19
<b>Interacción</b>	14750,97	6	2458,49	4,48	0,00	2,29
<b>Dentro del grupo</b>	26342,00	48	548,79			
<b>Total</b>	44378,18	59				

Finalmente, se realizó una prueba de Duncan a cada factor donde se vio que los tres tratamientos biológicos tuvieron un comportamiento similar en la remoción de sulfatos. Respecto al tiempo se tuvo que no existieron diferencias significativas entre semanas (tabla 41 y 42).

Tabla 41. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto
			1
dimension1	T1	20	57,00
	T2	20	64,50
	T3	20	69,85
	Sig.		0,11

Tabla 42. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto
			1
dimension1	S2	15	58,40
	S8	15	58,93
	S6	15	67,67
	S4	15	70,13
	Sig.		0,22

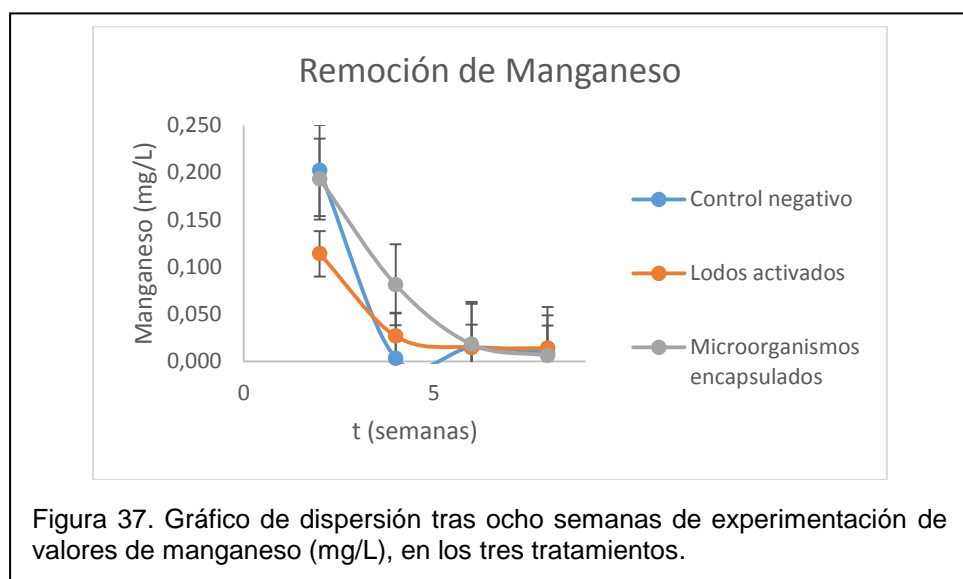
### 5.8.6. Manganeso

El manganeso se removió en todos los tratamientos de manera eficaz.

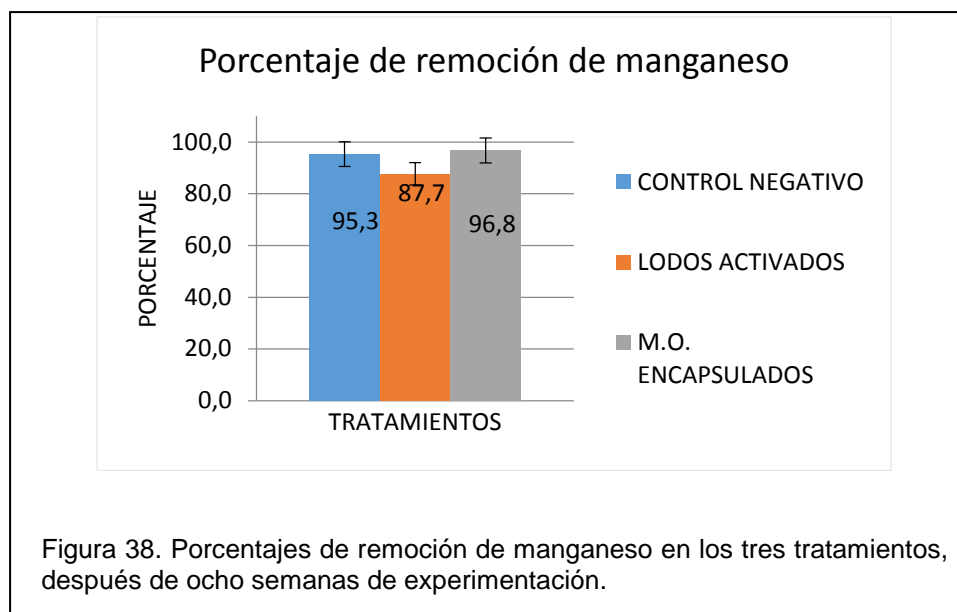
En los reactores de agua el manganeso disminuyó semana a semana, el valor promedio inicial del mismo fue de 0,202 mg/L y el valor promedio final fue de 0,009 mg/L (fig. 37).

En los reactores de lodos activados el manganeso se removió de manera constante hasta llegar a un punto de estabilización, el valor inicial promedio fue de 0,114 mg /L y el final promedio de 0,014 mg/L (fig. 37).

En los microorganismos encapsulados el comportamiento fue el mismo, la remoción de manganeso se dio semana tras semana. El valor inicial del mismo fue de 0,193 mg/L y el final de 0,006 mg/L (fig. 37).



Luego se analizaron todos los datos de este parámetro y se calcularon los porcentajes promedio de remoción en cada tratamiento, obteniendo los siguientes resultados: 95,3 % para el control negativo, 87,7 % para el control positivo y 96,8 % para el tratamiento experimental (fig. 38).



Se realizó el análisis de varianza para los valores de manganeso, obteniendo los siguientes resultados: se rechaza la hipótesis nula para el factor tiempo, ya que el valor de F calculada es mayor al de la F crítica, mientras que, para el factor tratamiento biológico y la interacción de los dos factores se acepta porque los valores obtenidos para la F calculada son menores que los de la F crítica (tabla 43).

Tabla 43. Análisis de varianza para los valores de manganeso.

<b>ANÁLISIS DE VARIANZA</b>						
<b>O. variación</b>	<b>SC</b>	<b>GI</b>	<b>Prom. C</b>	<b>F. cal</b>	<b>Prob</b>	<b>F. crítica</b>
<b>Tiempo</b>	0,25	3	0,08	16,18	2,12E-07	2,80
<b>Trat. biológico</b>	0,01	2	0,01	0,99	3,78E-01	3,19
<b>Interacción</b>	0,03	6	0,00	0,92	4,86E-01	2,29
<b>Dentro del grupo</b>	0,25	48	0,01			
<b>Total</b>	0,55	59				

Por último, se realizó una prueba de Duncan para cada factor que mostró que el manganeso tuvo un comportamiento similar en los tres tratamientos. Respecto al tiempo se observó que la reducción más significativa se dio durante las tres primeras semanas de tratamiento, las siguientes existe remoción, pero la misma no es muy amplia (tabla 44 y 45).



Tabla 44. Prueba de Duncan al factor tratamiento biológico.

Tratamiento biológico		N	Subconjunto	
			1	
dimension1	T2	20	0,04	
	T1	20	0,06	
	T3	20	0,07	
	Sig.		0,19	

Tabla 45. Prueba de Duncan al factor tiempo (semanas).

Tiempo		N	Subconjunto	
			1	2
dimension1	S8	15	0,01	0,17
	S6	15	0,02	
	S4	15	0,04	
	S2	15		
	Sig.		0,34	1,0

### 5.9. Temperatura y pH

Estos parámetros se mantuvieron constantes durante todo el tratamiento en cada uno de los reactores (tabla 46).

Tabla 46. Valores de pH y temperatura en cada reactor en las 8 semanas de tratamiento.

Reactor	pH (Unidades de pH)	T (°C)
1	7,8	18,3
2	7,6	18,3
3	7,9	18,1
4	7,5	18,2
5	7,8	18,4
6	7,0	18,3
7	6,8	18,3
8	6,8	18,3
9	6,4	18,7
10	7,3	18,7
11	8,0	18,3
12	7,2	18,6
13	5,5	18,7
14	7,2	18,2
15	6,7	18,8

### 5.10. Resultados finales integradores

Para agrupar todos los parámetros se analizaron los resultados de todos los parámetros mediante un análisis de multivariante. En este análisis se evaluaron las correlaciones entre variables, mediante el análisis de los estadísticos descriptivos más relevantes (tabla 47).

Tabla 47. Análisis de estadísticos descriptivos de todos los parámetros estudiados.

Parámetro	Media	Desviación típica	N del análisis
Demanda química oxígeno	327,46	194,29	30
Turbidez	43,11	28,67	30
Sólidos totales disueltos	392,37	20,50	30
Oxígeno disuelto	0,87	1,20	30
Demanda biológica de oxígeno	223,14	149,98	30
Hierro	0,50	0,77	30
Fosfatos	25,93	5,93	30
Nitrógeno total	22,56	4,69	30
Nitratos	2,45	4,13	30
Nitritos	11,10	6,84	30
Sulfatos	64,53	24,55	30
Manganeso	0,02	0,06	30

El análisis de multivariantes permite observar la relación de los parámetros evaluados en un gráfico de tres dimensiones, para ello compara los estadísticos descriptivos de cada uno y de acuerdo a ello los agrupa en los cuadrantes del gráfico denominados componentes. En este caso se observa una correlación de todas las variables y la agrupación de las mismas en un solo componente (fig. 39).

Con esta comparación se pudo obtener un gráfico de agrupación en los componentes, en este caso se visualiza la agrupación de todos los parámetros en el componente 3 (microorganismos encapsulados) (fig. 39).

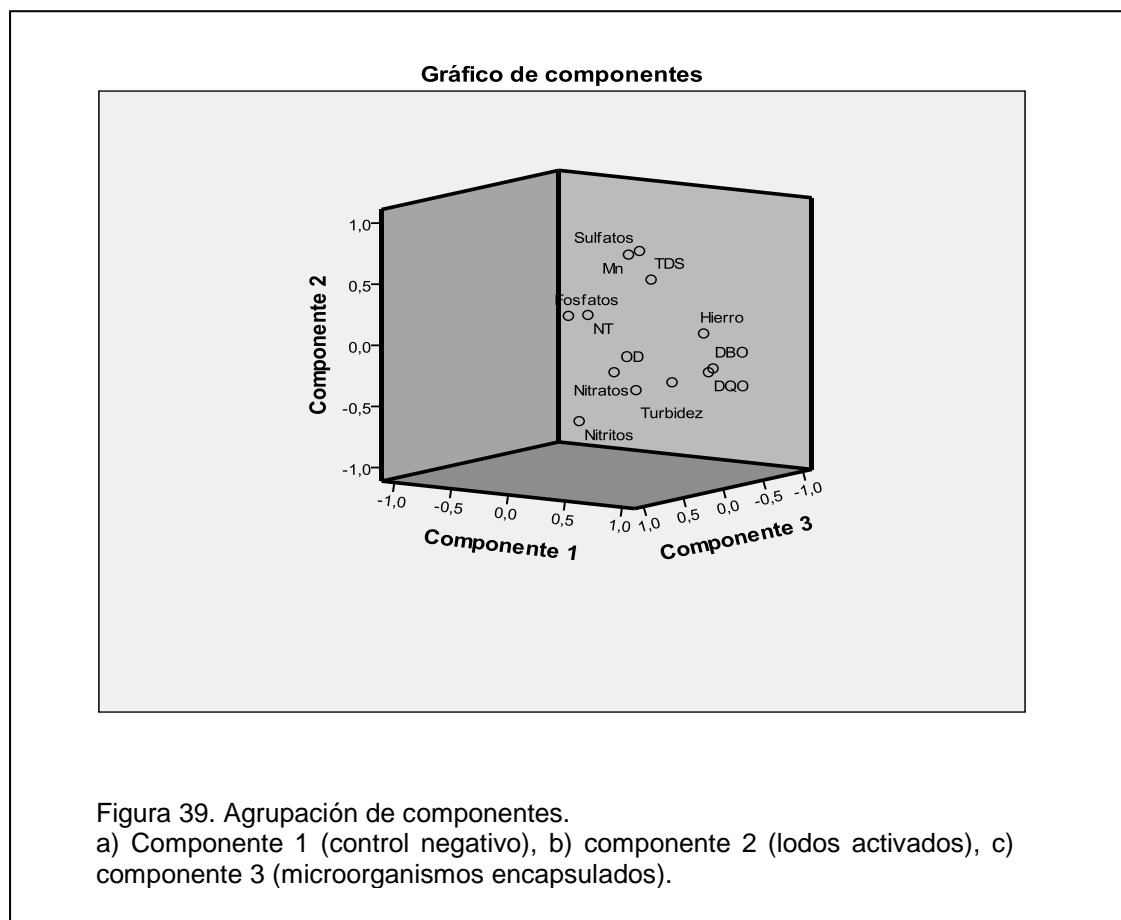


Figura 39. Agrupación de componentes.

a) Componente 1 (control negativo), b) componente 2 (lodos activados), c) componente 3 (microorganismos encapsulados).

## 6. Capítulo VI. Discusión

### 6.1. Demanda química de oxígeno y demanda biológica de oxígeno

Los valores que se presentaron en este parámetro fueron congruentes, sin embargo, al inicio del tratamiento la DQO y la DBO aumentaron en los biorreactores de lodos activados y microorganismos encapsulados. En los biorreactores de microorganismos encapsulados existió una fuga de las cápsulas en el agua clarificada, esto provocó que la DQO y la DBO aumenten durante las dos primeras semanas de forma abrupta, ya que las cápsulas contienen componentes orgánicos y oleosos. Por ello, se procedió a reajustar el diseño para evitar la fuga de las mismas, a pesar de lo ocurrido y de llegar a niveles muy elevados de este parámetro las siguientes semanas se observó una adecuada remoción de DQO y DBO en este tratamiento biológico, siendo superior a la remoción obtenida en el tratamiento de lodos activados.

Se considera que el sistema de microorganismos encapsulados tiene una eficiencia alta a la remoción entre el 80 % y 95 % de DQO y DBO (Feng, Wang, Logan, y Lee, 2008), lo que concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo.

Los valores del control negativo fueron normales, se evidenció un aumento en la DQO y DBO semana a semana lo que indica que no existe actividad biológica y al estar recibiendo continuamente una carga orgánica la misma se acumula en los reactores y produce el aumento de este parámetro.

La eficiencia de los microorganismos encapsulados en la remoción de DQO y DBO demuestra que es una alternativa frente al tratamiento convencional. La encapsulación protege a los microorganismos de estrés ambiental, mantiene una nutrición constante y evita la competencia por nutrientes, además protege de amenazas latentes que pueden matar los microorganismos como bacteriófagos, toxinas y luz uv, por estas razones el uso de estas nuevas propuestas va incrementando para aplicaciones ambientales y agrícolas (Covarrubias, Bashan, Moreno, y Bashan, 2011).

## **6.2. Turbidez**

Los valores de turbidez disminuyeron de forma adecuada en los tratamientos. Al reducir la carga orgánica presente en el agua residual, la turbidez que se relaciona de forma directa con este parámetro va a reducir su valor, la remoción de DQO y DBO va a permitir que la turbidez presente en el agua baje (Paredes et al., 2007).

Uno de los indicadores de la calidad del agua más importantes es la turbidez, es por ello que la reducción de este parámetro indica la eficiencia de un tratamiento (Phong, Hankins, y Hilal, 2007), en el Ecuador la turbidez del agua potable debe ser menor o igual a 5 NTU y la turbidez según el TULSMA de límites máximos permisibles aplicando un tratamiento convencional es de 100 NTU (TULSMA, 1999).

## **6.3. Nitrógeno total, nitritos y nitratos**

Los valores de nitritos, nitratos y nitrógeno total fueron variables durante las ocho semanas de tratamiento, es decir, hubo desnitrificación y nitrificación constate durante el período de análisis. Este comportamiento es normal, ya que generalmente la estabilización de una población bacteriana consumidora de nitrógeno lleva tiempo y depende de varios factores como: el nivel de lodos activados con el que se trabaje, los valores de DBO, el tiempo de retención, entre otros (Maier et al., 2009, pp. 30-60).

El crecimiento de bacterias desnitrificantes generalmente es lento, por ello se deben realizar variaciones en el diseño del tratamiento, como tanques multilodos o el proceso Bardenfo, en los dos se incluyen etapas de aerobiosis y anaerobiosis para obtener los resultados esperados (Maier et al., 2009, pp.30-60).

A pesar de esto, se puede observar que la remoción de nitrógeno fue mayor en el tratamiento biológico de microorganismos encapsulados. Un estudio demostró que la encapsulación de microorganismos tiene una eficiencia de

desnitrificación biológica, se observó que es 2,7 veces más eficiente que los métodos comunes utilizados para la desnitrificación (Wena, Tutukab, Keeganb, y Jina, 2009), corroborando los resultados obtenidos en la presente investigación.

#### **6.4. Fosfatos y sulfatos**

Elevados niveles de fosfato en aguas residuales producen la eutrofización al contacto con cuerpos de agua naturales, lo que, produce serios daños ambientales, para evitar estos daños se recurren a la utilización de tratamientos biológicos para una eficiente remoción (Covarrubias et al., 2011). En la investigación realizada se vio una constante variación de este parámetro, fosforilación y desfosforilación de semana a semana. Sin embargo, no se observó remoción alguna de este parámetro en ninguno de los tratamientos biológicos.

Un comportamiento normal según Maier y otros., 2009, pp. 50, que señalan que la remoción de fósforo se da en dos etapas una de absorción de fosfatos en etapa de aerobiosis y una de liberación de fosfatos en anaerobiosis, por ello, el proceso de lodos activados debe proveer de tanques con las dos condiciones óptimas para que se dé una remoción adecuada de fósforo en el sistema.

Algunos autores consideran una buena opción la inmovilización de microalgas y microorganismos para la remoción de fósforo, obteniendo porcentajes de remoción del 37% de fósforo (Yanga, Yanga, Fua, Wanga, y Leib, 2010). Otro estudio explica que la eliminación de fósforo depende del contenido de polifosfatos que contienen los organismos, los mismos para obtener una remoción mayor al 70% deben desarrollarse en un medio que provea los medios necesarios para que la interacción se pueda llevar a cabo (Zhoua, Oehmenb, Limc, Vadivelud, y Nga, 2011).

En cuanto a los sulfatos se obtuvieron resultados homogéneos en los tratamientos evaluados, siendo superior el de microorganismos encapsulados con un 60,1 % de remoción.

### **6.5. Sólidos totales disueltos y oxígeno disuelto**

En los STD se observó un comportamiento de estabilidad, los valores se mantuvieron entre 350 y 400 mg/L, a excepción de los reactores de microorganismos encapsulados donde el valor inicial fue superior a 500mg/L, en este tratamiento se observó una reducción del parámetro hasta llegar a los valores de estabilidad antes mencionados. Según investigaciones previas con lodos activados siempre se observa disminución significativa en los valores de STD, esta remoción se da entre el 80 % y 90 %, la misma se da por el consumo de los componentes orgánicos por los microorganismos (Moussavi, Barikbin, y Mahmoudi, 2010).

Es decir, el comportamiento que se presentó es atípico. Sin, embargo se presentó una remoción de la carga orgánica confirmados en los valores de DQO y DBO obtenidos. Este comportamiento se debe a la temperatura y pH que fueron controlados, además se administró de forma diaria el agua residual, lo que permitía la acumulación de sólidos disueltos los mismos que al estar en contacto con el licor de mezcla o la emulsión de las cápsulas aumentaba, el valor se mantuvo casi constante durante todo el tratamiento y esto no afectó a la degradación normal esperada de otros parámetros evaluados (Charumathi y Das, 2012).

El oxígeno disuelto tuvo un comportamiento variable, lo que es normal porque se consume constantemente oxígeno y además se introduce por medios artificiales para mantener las condiciones aerobias. Existe variación del oxígeno disuelto, sin embargo se mantuvo a los reactores sometidos a aireación constante, asegurando que el oxígeno disuelto presente en el medio sea mayor o igual a 6 mg/L.

Los valores de STD fueron atípicos, sin embargo se mantienen bajo los límites máximos permisibles para aguas de consumo humano y uso doméstico, que únicamente requieren tratamiento convencional establecida en el libro VI anexo 1 del TULSMA, que dice que el valor debe ser menor a 1000 mg/L, lo cual se cumple.

### **6.6. Hierro y manganeso**

Metales esenciales como el hierro y el manganeso son utilizados por los microorganismos como fuente de nutrición, generalmente se añaden al citocromo C de las bacterias para desencadenar la oxidación del metal y se produce la respiración celular (Ochoa, Leóna, Banihania, Fielda, y Sierra, 2011).

La remoción de estos metales se dio y los valores fueron menores a los establecidos en el TULSMA. La remoción de hierro fue mayor en los lodos activados y la de manganeso en los microorganismos encapsulados. Existieron datos atípicos, sin embargo, los mismos no interfirieron de forma significativa en los resultados finales.

Según Ollera y otros., 2011, en una investigación previa determinaron que las elevadas concentraciones de metales en las plantas de tratamiento de lodos activados pueden causar toxicidad y la posterior muerte de los microorganismos, además se observaron que bacterias aisladas de ambientes contaminados realizan un mayor uso de los metales en comparación a bacterias de cultivos nuevos.

Se observa que existe remoción de manganeso en el control negativo, este comportamiento se puede dar en las primeras semanas por una dilución a la salida del agua clarificada, ya que el agua residual se mezclaría con agua presente en estos biorreactores. Otra posibilidad es la proliferación de microorganismos en estos biorreactores, debido a que se utilizó agua potable no estéril. Se destaca además, que los biorreactores son abiertos y están sometidos a la presencia de microorganismos ambientales; ya que cuentan con



una fuente de nutrientes constante el crecimiento en los reactores control pudo haber sido favorecido (Grady et al., 2011). Para evitar lo sucedido se recomienda trabajar con agua doblemente esterilizada en los reactores control y taparlos para evitar el crecimiento de microorganismos ambientales en ellos, además de esterilizar la fuente de alimentación (agua residual formulada).

Otra explicación para que la remoción de estos metales sea baja en el sistema de microorganismos encapsulados es la cápsula (alcohol polivinílico) que los protege, ya que puede actuar como una biopelícula a la que se adhieren cationes polivalentes como lo son el hierro y el manganeso (Wicke, Böckelmann, y Reemtsma, 2008). Una biopelícula contiene fases inorgánicas que se forman por sustancias poliméricas extracelulares que son producidas generalmente por *Pseudomonas* sp. (Rueda, Martínez, y Calvo, 2013). El alcohol polivinílico es un biopolímero, por lo tanto es normal que ocurra este fenómeno de atracción con el hierro y el manganeso, por lo que no ingresaban al ambiente celular y por ende no fueron usados por los microorganismos para su nutrición.

### **6.7. Discusión final**

La encapsulación del consorcio de microorganismos aislado del río Machángara con alcohol polivinílico resultó ser más eficiente en la remoción de 10 de los 12 parámetros evaluados a comparación del sistema de lodos activados donde se utilizó el mismo consorcio y fue más eficiente en uno de los 12 parámetros evaluados.

Las características más importantes para la elección de un material de encapsulación son la biocompatibilidad y la estabilidad en el tiempo del material en el tiempo (Lopretti y Olazabal, 2014). Sin embargo, también se evaluó la facilidad de adquisición en el país, que no sea un material contaminante y el costo para que sea un tratamiento competitivo con el de lodos activados (Martínez y García, 2012). Por estos factores se manejaron tres opciones: quitosano, alginato y alcohol polivinílico. Al evaluar las características se descartó el alginato, ya que no es estable en pH mayores a ocho. Finalmente,

se eligió el alcohol polivinílico porque es más fácil de conseguir en el país, tiene un precio accesible y es biodegradable.

La encapsulación provee de varias ventajas a los microorganismos para realizar funciones específicas, la protección, mayor tiempo de vida media, disponibilidad de nutrientes, lo mismo que permite que la eficiencia en el cumplimiento del nicho ecológico de los microorganismos sea mayor. Aunque tiene varias limitaciones como los problemas de difusión de algunos compuestos que todavía están en estudio, las ventajas que ofrece este método son superiores (Martínez y García, 2012). Todo lo descrito refleja que en la presente investigación, los microorganismos encapsulados tuvieron mayor eficiencia de remoción en los parámetros evaluados frente a los microorganismos suspendidos.

La contaminación se vio reflejada en varios reactores, esencialmente del control negativos, existieron errores en el diseño que pueden ser corregidos, sin embargo se sabe que una de las principales desventajas de los reactores continuos es la contaminación, ya que están expuestos a medios nuevos constantemente (Balaguer, 2011).

Los resultados integradores muestran de una forma clara la superioridad del tratamiento experimental frente al de lodos activados, se ve la agrupación de todos los parámetros en el tratamiento de microorganismos encapsulados, tras la comparación de los principales estadísticos descriptivos.

## 7. Capítulo VII. Conclusiones

Se obtuvieron microcápsulas del consorcio de microorganismos aislado del río Machángara, tras la utilización de alcohol polivinílico como biopolímero de inmovilización, las mismas fueron estables en el tiempo y aptas para la incubación de microorganismos.

Tras analizar 12 parámetros para verificar la eficiencia de los tratamientos evaluados se obtuvo que el tratamiento de microorganismos encapsulados fue superior en la remoción de 10 parámetros: DQO, DBO, turbidez, STD, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, sulfatos, manganeso y nitrógeno total; el tratamiento de lodos activados fue superior en la remoción de hierro y el fósforo no varió por efecto de ningún tratamiento.

Se concluye que el tratamiento de microorganismos encapsulados tuvo una eficiencia en el tratamiento de agua residual doméstica formulada del 83,33 % frente a una eficiencia del 8,33 % del tratamiento de lodos activados en base a todos los parámetros evaluados, siendo una propuesta viable para escalar en el área de tratamientos biológicos.

Finalmente se puede concluir que la encapsulación brindó una mayor eficiencia a los microorganismos para el uso de los componentes orgánicos presentes en el agua residual, sin embargo todavía existen errores de diseño que se deben realizar para evitar la contaminación en los biorreactores. Además según la estadística se puede decir que la mayor eficiencia de remoción se da durante las tres primeras semanas, lo que indica que es viable realizar en menos tiempo el tratamiento.

Por otro lado, se recomienda realizar el estudio a nivel de contaminantes patógenos ya que esta investigación se enfocó en la remoción de los componentes orgánicos presentes en el agua residual doméstica.

## Referencias

- Almeida, C., y Borja, X. (2015). *EVALUACIÓN DEL USO DE POLÍMEROS EN LA CONCENTRACIÓN DE BIOMASA EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS*. Facultad de Ciencias Ambientales. Quito: Universidad Politécnica Nacional.
- APHA; AWWA; WPCF. (2012). *Standars Methods For the Examination of Water and Wastewater* (Vigèsimo segunda ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Balaguer, E. (2011). *Estudio de la influencia del tiempo de retención hidráulico en un reactor biológico secuencial (SBR) de depuración de aguas residuales procedentes de una tenería y optimización de la fase de sedimentación*. Tesis para la obtención del título Máster en seguridad y Medio Ambiente.
- Charumathi, D., y Das, N. (2012). Packed bed column studies for the removal of synthetic dyes from textile wastewater using immobilised dead *C. tropicalis*. *Desalination*, CCLXXXV(1), 22-30. Recuperado el 20 de Mayo del 2016 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916411008186>.
- Cisterna, P. (2010). *Determinación de la relación DQO/DBO5 en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región*. México.
- Covarrubias, S., Bashan, L., Moreno, M., y Bashan, Y. (2011). Alginate beads provide a beneficial physical barriert againts native microorganism in wastwwater treated with immobilized bacteria and microalgae. *Springer*, 100-110. Recuperado el 16 de Abril del 2016 de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22038243>.
- Echeverri, C., Vallejo, C., y Londoño, M. (2009). Síntesis y caracterización de hidrogeles de alcohol polivinílico por la técnica de

- congelamiento/decongelamiento para aplicaciones médicas. *Revista EIA*(12), 59-66. Recuperado el 20 de Marzo del 2016 de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1794-12372009000200005](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1794-12372009000200005).
- ETAP. (2016). *Características de las aguas residuales*. Recuperado el 1 de Marzo de 2016, de [cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF](http://cidta.usal.es/cursos/ETAP/modulos/libros/Caracteristicas.PDF)
- ETAPA. (2016). *ETAPA EP*. Recuperado el 15 de Junio de 2016, de <http://www.etapa.net.ec/Productos-y-servicios/Saneamiento/Plantas-de-Tratamiento-de-Aguas-Residuales-Ucubamba>
- Feng, Y., Wang, X., Logan, B., y Lee, H. (2008). Brewery wastewater treatment using air-cathode microbial fuel cells. *ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY*, XXVIII(78), 873-880. Recuperado el 14 de Junio del 2016 de DOI 10.1007/s00253-008-1360-2.
- Ferrara, F., y Ramirez, A. (2013). Análisis de la sedimentabilidad de los lodos biológicos producidos en un RCS durante la desnitrificación de un efluente de un biorreactor de crecimiento adherido. *Revista de la facultad de Ingeniería UCV*, XXVIII(1), 37-44. Recuperado el 17 de Junio del 2016 de [http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0798-40652013000100005](http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0798-40652013000100005).
- Flores, I., y Jiménez, A. (2013). Microencapsulación de compuestos activos con quitosano. *Temas selectos de Ingeniería de Alimentos*, VII(1), 48-56.
- Grady, L., Daigger, G., Love, N., y Filipe, C. (2011). *Biological Wastewater Treatment* (Tercera ed.). Londres: CRC Taylor y Francis group.
- Gregorio, C., Caravelli, A., y Zaritzky, N. (2010). Performance and biological indicators of a laboratory-scale activated sludge reactor with phosphate

simultaneous precipitation as affected by ferric chloride addition. *Chemical Engineering Journal*, CLXV, 607-616.

Hernández, A., Bautista, S., y Velázquez, M. (2007). Uso de Microorganismos Antagonistas en el Control de Enfermedades Postcosecha en Frutos. *Revista Mexicana de Fitopatología*, XXV(4), 66-74.

Lahera, V. (2012). Infraestructura Sustentable, las plantas de tratamiento de aguas residuales. *Quivia*, XII(2), 58-69.

Lizarazo, J., y Orjuela, M. (2013). *SISTEMAS DE PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN COLOMBIA*. Facultad de Medicina, Especialización en Administración en Salud Pública. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Lopretti, M., y Olazabal, L. (2014). MICROENCAPSULACIÓN DE MICROORGANISMOS *KLUYVEROMYCES MARXIANUS* EN DIFERENTES SISTEMAS Y MATERIALES. EVALUACIÓN DE SU ACTIVIDAD BIOLÓGICA EN LA PRODUCCIÓN DE BIOETANOL A PARTIR DE MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, XV(1), 55-65.

Madigan, M., Martinko, J., y Parker, J. (2004). *Brock, Biología de los Microorganismos* (Dècima ed.). Madrid: Pearson.

Maier, R., Gerba, C., y Pepper, I. (2009). *Environmental microbiology* (Segunda ed.). Arizona: Academic Press.

Marcó, J. (2016). *Química del agua*. Recuperado el 14 de Marzo de 2016, de <http://www.quimicadelagua.com/index.html>

Martínez, M., y García, M. (2012). Aplicaciones ambientales de microorganismos encapsulados. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, XI(1), 55-73. Recuperado el 13 de Junio del 2016 de

[http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1665-27382012000100005](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-27382012000100005).

Metcalf, E. (2003). *Ingeniería de aguas residuales* (Cuarta ed., Vol. II). Madrid: McGraw-Hill/Interamericana de España.

Moussavi, G., Barikbin, B., y Mahmoudi, M. (2010). The removal of high concentrations of phenol from saline wastewater using aerobic granular SBR. *Chemical Engineering Journal*, CLVIII(3), 498-504. Recuperado el 15 de Junio del 2016 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894710000598> .

Noyola, A., Morgan, J., y Guereca, L. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales* (Primera ed.). México: Universidad Autónoma de México.

Ochoa, R., Osuna, J., Villavelazquez, C., Escalante, P., y Ibarra, V. (2011). Inmovilización de células y enzimas. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, III(6), 42-56.

Ochoa, V., Leóna, G., Banihania, Q., Fielda, J., y Sierra, R. (2011). Toxicity of copper(II) ions to microorganisms in biological wastewater treatment systems. *Science of The Total Environment*, CDXII(15), 380–385. Recuperado el 18 de Junio del 2016 de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22030247>.

Ollera, I., Malatoa, S., y Sánchez, S. (2011). Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review. *Science of The Total Environment*, CDIX(20), 4141–4166. Recuperado el 15 de Mayo del 2016 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710009344>.

Orietta, F., y Larrea, V. (2001). Microorganismos antagonistas para el control fitosanitario. *Manejo Integrado de Plagas*(62), 96-100.

- Orozco, A. (2005). *Bioingeniería de aguas residuales* (Primera ed.). Acodal.
- Palma, M., y Manga, J. (2005). Simulación de un sistema de fangos activados en discontinuo (SBR) para el tratamiento de aguas residuales con altos contenidos de nitrógeno. *Ingeniería & Desarrollo*, XVIII, 61-71.
- Paredes, D., Kuschik, P., Mbwette, T., Stange, F., Müller, R., y Köser, H. (2007). New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Engineering in Life Sciences*, VII(1), 13-25. Recuperado el 18 de Abril del 2016 de DOI: 10.1002/elsc.200620170.
- Paredes, J., Carrillo, J., García, R., Allende, R., Sañudo, J., y Valdez, J. (2009). Microorganismos Antagonistas para el Control del Complejo de Hongos Causantes de la Rabia del Garbanzo (*Cicer arietinum* L.) en el Estado de Sinaloa, México. *Revista mexicana de fitopatología*, XXVII(1).
- Pérez, F., y Camacho, K. (2011). *Tecnologías para el tratamiento de aguas servidas*. Facultad de Ciencias Químicas. Tuxpan: Universidad Veracruzana.
- Phong, T., Hankins, N., y Hilal, N. (2007). A comparative study of the flocculation behaviour and final properties of synthetic and activated sludge in wastewater treatment. *Desalination*, CCIV(3), 277-295. Recuperado el 18 de febrero del 2016 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916406013312>.
- Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente UNEP. (2009). El Medio Ambiente. *PNUMA*, (págs. 5-8). Caribe.
- Quiroga, L., Ruíz, N., Muñoz, G., y Lozano, M. (2012). Microorganismo rizosféricos, potenciales antagonistas de *Fusarium* sp. causante de la pudrición radicular de maracuyá. *Acta Agronómica*, LXI(3), 265-272. Recuperado el 30 de Mayo del 2016 de



[http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/acta\\_agronomica/article/view/37542/43763](http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/acta_agronomica/article/view/37542/43763).

- Reinoso, I. (2015). *Evaluación ambiental del Río Machàngara*. Quito.
- Rojas, R. (2002). Sistemas de tratamiento de Aguas Residuales. *Gestión Integral de Tratamiento de Aguas Residuales* (págs. 3-19). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Rojas, R., y Mendoza, L. (2011). El potencial de generación de energía eléctrica empleando biosólidos como fuente de materia prima, el caso de la ciudad de Ensenada, Baja California. *Hacia la sustentabilidad, los residuos sólidos como fuente de energía y materia prima*, 343-349.
- Romero, J. (2004). *Tratamiento de Aguas Residuales* (Tercera ed.). Bogotá: Escuela Colombiana de Ingenierías.
- Rueda, J., Martínez, A., y Calvo, D. (2013). Efecto del desprendimiento de las biopelículas formadas en una red de acueducto sobre la calidad del agua. *Revista de Ingeniería*(39), 6-11. Recuperado el 6 de Junio del 2016 de <https://ojsrevistaing.uniandes.edu.co/js/index.php/revista/article/view/35>.
- Silveira, S., Martins, C., Cidrão, L., y Tédde, S. (2013). Immobilization of microbial cells: A promising tool for treatment of toxic pollutants in industrial wastewater. *African Journal of Biotechnology*, XII(28), 4412-4418. Recuperado el 10 de Junio del 2016 de <http://www.academicjournals.org/journal/AJB/article-abstract/000B4BD28241>.
- Torres, P. (2012). *Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo* (Vol. 18). EIA.
- TULSMA. (1999). Ley de gestión ambiental. Quito, Ecuador.

- Vallero, D. (2010). *Environmental Biotechnology: A Biosystems Approach* (Primera ed.). Londres: Elsevier.
- Vargas, M., y Romero, L. (2006). Aprovechamiento de algunos materiales en el desarrollo de coagulantes y floculantes para el tratamiento de aguas en Costa Rica. *Tecnología en marcha*, XIX(4), 37-41.
- Varila, J., y Díaz, F. (2008). Tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados a escala laboratorio. *Revista de Tecnología*, VII(2), 21-28.
- Vèliz, E., Llanes, J., Fernàndez, L., y Bataller, M. (2010). Evaluación de la eficiencia de los procesos de coagulación-floculación y ozonización a escala de laboratorio en el tratamiento de aguas residuales municipales. *CINEC, Ciencias Químicas*, XLI(1), 49-56. Recuperado el 18 de enero del 2016 de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181618068006>.
- Vinod, K., Imran, A., Tawfik, S., Arunima, N., y Shilpi, A. (2012). Chemical treatment technologies for waste-water recycling—an overview. *RSC Advances*, III(16), 6380-6388. Recuperado el 14 de Junio del 2016 de DOI: 10.1039/C2RA20340E.
- Wena, Q., Tutukab, C., Keeganb, A., y Jina, B. (2009). Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, XC(3), 1442–1447. Recuperado el 20 de Febrero del 2016 de Doi: 10.1016/j.jenvman.2008.09.002.
- Wicke, D., Böckelmann, U., y Reemtsma, T. (2008). Environmental Influences on the Partitioning and Diffusion of Hydrophobic Organic Contaminants in Microbial Biofilms. *ENVIRONMENTAL Science & Technology*, XLII(6), 1990-1996. Recuperado el 18 de Mayo del 2016 de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18409626>.
- Yanga, S., Yanga, F., Fua, Z., Wanga, T., y Leib, R. (2010). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving

bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, CLXXV(3), 551-557. Recuperado el 18 de Junio del 2016 de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19896271>.

Zhoua, Y., Oehmenb, A., Limc, M., Vadivelud, V., y Nga, W. (2011). The role of nitrite and free nitrous acid (FNA) in wastewater treatment plants. *Water Research*, XLV(15), 4672–4682. Recuperado el 18 de Junio del 2016 de <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411003605>.

## **ANEXOS**

Tabla 48. Registro datos de DQO

	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R3</b>	<b>R4</b>	<b>R5</b>	<b>R6</b>	<b>R7</b>	<b>R8</b>	<b>R9</b>	<b>R10</b>	<b>R11</b>	<b>R12</b>	<b>R13</b>	<b>R14</b>	<b>R15</b>
<b>Semana 1</b>	106,0	127,0	92,5	200,5	354,5	601,5	3181,0	897,0	573,5	2566,0	1322,0	786,5	1066,0	5447,0	11389,5
<b>Semana 2</b>	148,0	175,5	117,5	255,0	351,5	557,5	2905,0	769,5	468,0	1531,0	1195,5	661,5	1035,0	4420,0	10955,0
<b>Semana 3</b>	40,0	288,0	183,5	65,0	310,5	209,0	1500,0	398,5	254,0	569,0	456,5	638,5	995,0	480,0	3640,0
<b>Semana 4</b>	366,5	140,0	192,5	686,0	188,5	216,5	210,0	197,5	259,5	122,0	464,5	622,0	742,0	457,0	1046,0
<b>Semana 5</b>	451,5	0,0	262,5	643,5	55,5	126,0	428,5	231,0	268,5	107,5	252,5	487,5	674,0	306,0	965,0
<b>Semana 6</b>	310,5	397,0	419,0	206,5	495,5	277,0	112,0	251,5	181,5	27,5	244,5	482,0	456,0	310,0	650,5
<b>Semana 7</b>	439,0	185,0	220,5	334,5	100,0	144,5	126,0	495,0	348,5	260,0	186,0	413,0	435,0	132,5	353,0
<b>Semana 8</b>	594,5	397,5	518,0	304,5	271,0	131,5	361,0	216,0	131,0	550,5	90,0	159,5	325,0	0,0	338,0

Tabla 49. Registro datos de DBO

	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R3</b>	<b>R4</b>	<b>R5</b>	<b>R6</b>	<b>R7</b>	<b>R8</b>	<b>R9</b>	<b>R10</b>	<b>R11</b>	<b>R12</b>	<b>R13</b>	<b>R14</b>	<b>R15</b>
<b>Semana 1</b>	68,9	82,6	60,1	130,3	230,4	391,0	2067,7	583,1	372,8	1667,9	859,3	511,2	692,9	3540,6	7403,2
<b>Semana 2</b>	96,2	114,1	76,4	165,8	228,5	362,4	1888,3	500,2	304,2	995,2	777,1	430,0	672,8	2873,0	7120,8
<b>Semana 3</b>	26,0	187,2	119,3	42,3	201,8	135,9	975,0	259,0	165,1	369,9	296,7	415,0	646,8	312,0	2366,0
<b>Semana 4</b>	238,2	91,0	125,1	445,9	122,5	140,7	136,5	128,4	168,7	79,3	301,9	404,3	482,3	297,1	679,9
<b>Semana 5</b>	293,5	0,0	170,6	418,3	36,1	81,9	278,5	150,2	174,5	69,9	164,1	316,9	438,1	198,9	627,3
<b>Semana 6</b>	201,8	258,1	272,4	134,2	322,1	180,1	72,8	163,5	118,0	17,9	158,9	313,3	296,4	201,5	422,8
<b>Semana 7</b>	285,4	120,3	143,3	217,4	65,0	93,9	81,9	321,8	226,5	169,0	120,9	268,5	282,8	86,1	229,5
<b>Semana 8</b>	386,4	258,4	336,7	197,9	176,2	85,5	234,7	140,4	85,2	357,8	58,5	103,7	211,3	0,0	219,7

Registro datos de turbidez

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1</b>	92,9	100,0	50,2	24,5	107,0	78,4	193,0	148,0	128,0	214,0	529,0	312,0	617,0	726,0	1000,0
<b>Semana 2</b>	81,9	50,2	30,4	40,0	70,8	72,5	105,8	120,0	120,0	90,3	300,0	150,2	380,5	280,5	635,2
<b>Semana 3</b>	31,5	23,2	10,6	43,4	9,6	67,7	66,7	66,7	66,7	44,5	125,0	58,3	144,0	92,4	418,0
<b>Semana 4</b>	98,5	33,7	28,1	47,4	20,9	25,0	63,0	18,0	83,5	26,3	119,0	84,3	92,9	60,1	75,1
<b>Semana 5</b>	20,0	14,4	28,2	45,5	15,0	15,5	34,5	51,0	32,7	36,8	26,3	52,8	84,9	57,0	113,0
<b>Semana 6</b>	7,5	35,9	46,7	24,6	111,0	21,8	11,9	12,3	230,0	15,5	69,9	72,1	61,2	59,2	77,8
<b>Semana 7</b>	8,5	8,8	8,0	21,5	15,4	9,9	13,1	88,8	57,7	8,0	31,7	50,6	35,3	52,9	48,7
<b>Semana 8</b>	42,2	45,0	15,8	34,6	42,6	13,2	16,3	17,1	26,6	22,8	20,4	30,3	29,1	15,9	45,7

Registro datos de sólidos totales disueltos

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1</b>	360,4	398,2	346,7	378,6	398,6	368,9	354,7	345,6	342,3	376,5	356,5	360,5	567,8	576,7	755,8
<b>Semana 2</b>	363,8	349,8	375,2	362,1	377,1	334,6	316,4	328,7	352,8	362,3	367,6	364,5	558,4	565,7	786,6
<b>Semana 3</b>	362,6	404,7	325,6	347,1	361,0	354,3	332,3	352,4	347,9	347,8	381,4	369,6	383,5	370,3	609,6
<b>Semana 4</b>	360,7	385,6	393,7	391,7	379,6	376,3	368,1	390,6	367,1	382,3	377,8	362,9	438,0	391,6	416,3
<b>Semana 5</b>	362,1	374,2	377,8	398,4	384,5	383,6	375,9	358,5	368,5	362,5	363,1	361,8	430,1	391,7	403,6
<b>Semana 6</b>	372,6	344,0	338,2	374,8	413,6	330,2	347,3	395,2	371,9	400,3	276,9	398,0	436,5	368,1	373,0
<b>Semana 7</b>	406,6	415,4	405,3	434,3	402,2	399,2	386,3	464,1	406,0	403,2	399,0	414,2	430,4	418,1	382,5
<b>Semana 8</b>	393,4	398,2	397,7	422,6	397,6	398,7	408,0	421,0	417,2	385,9	398,5	405,6	387,2	412,2	345,0

Tabla 50. Registro datos de oxígeno disuelto

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1</b>	0,7	1,1	3,5	4,4	2,9	0,0	2,1	2,2	0,9	0,0	6,4	3,5	0,3	3,5	4,4
<b>Semana 2</b>	0,9	1,5	3,5	4,0	3,5	2,0	3,0	2,5	1,5	1,0	3,0	2,5	0,9	3,4	4,1
<b>Semana 3</b>	0,6	0,9	0,4	2,0	1,1	1,8	0,1	1,3	1,1	0,7	1,3	1,8	3,0	0,9	1,3
<b>Semana 4</b>	0,0	2,3	3,3	3,8	0,8	1,6	0,0	0,4	1,0	0,0	4,4	0,9	0,3	0,8	2,3
<b>Semana 5</b>	0,2	0,2	0,1	0,0	0,0	1,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,2	0,5	1,2	0,5	2,3
<b>Semana 6</b>	0,6	1,9	1,1	0,7	3,6	0,4	0,5	0,6	2,3	2,2	0,9	3,2	1,5	1,5	1,2
<b>Semana 7</b>	3,1	3,2	0,4	4,2	4,1	2,7	1,6	0,5	2,0	1,8	0,3	0,8	1,5	5,1	0,0
<b>Semana 8</b>	0,0	0,1	0,0	1,2	0,4	0,2	0,0	0,2	0,5	0,4	0,0	1,0	0,0	0,0	0,2

Tabla 51. Registro datos de fosfatos

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	23,6	21,7	24,8	25,1	21,8	25,4	15,5	21,6	18,8	10,7	20,8	20,4	20,3	18,8	12,3
<b>Semana 3 y 4</b>	26	50,4	27,3	32,6	22,8	21,9	19,9	29,6	19,1	25	26,2	24	22,3	33,6	25,5
<b>Semana 5 y 6</b>	39,2	24,4	21,1	25	28,2	19,9	25,9	29,4	22,4	32,6	7	31,6	22,8	26,5	22
<b>Semana 7 y 8</b>	29,9	23	27,6	26,9	22,6	28,4	17,3	28,9	22	23,8	26	23	23,8	22,1	26,5

Tabla 52. Registro datos de hierro

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	0,01	0,00	0,33	0,06	0,59	1,32	3,80	7,45	2,72	6,34	1,54	1,00	1,82	1,52	5,90
<b>Semana 3 y 4</b>	0,17	0,10	0,07	0,68	0,00	0,21	1,10	0,17	0,15	0,35	0,21	0,26	3,16	0,10	1,72
<b>Semana 5 y 6</b>	0,15	0,11	0,06	0,31	0,11	0,16	0,77	0,21	0,12	0,00	0,03	0,47	4,86	0,05	0,82
<b>Semana 7 y 8</b>	0,19	0,08	0,10	1,61	0,10	0,08	0,17	0,21	0,15	0,48	0,14	0,31	2,53	0,16	0,14

Tabla 53. Registro datos de nitritos

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	40	60	70	50	90	70	0	30	30	30	60	40	70	80	50
<b>Semana 3 y 4</b>	21	2	5	24	6	10	12	6	15	2	15	0	0	4	3
<b>Semana 5 y 6</b>	2	22	14	6	12	9	4	14	13	8	3	12	11	10	13
<b>Semana 7 y 8</b>	25	15	13	14	12	11	7	12	14	17	7	21	14	9	17

Tabla 54. Registro datos de nitratos

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	3,0	14,0	8,0	19,0	6,0	0,0	8,0	14,0	0,0	1,0	7,0	8,5	16,1	8,0	4,0
<b>Semana 3 y 4</b>	1,7	4,3	0,8	21,5	1,0	3,9	0,0	0,5	1,0	0,0	3,0	7,0	5,0	0,0	0,4
<b>Semana 5 y 6</b>	0,2	2,1	1,3	0,3	4,1	2,2	1,9	3,6	3,5	0,7	2,0	4,0	0,7	0,3	3,1
<b>Semana 7 y 8</b>	4,5	6,0	0,0	2,5	0,5	2,5	0,0	0,0	1,0	0,0	3,0	0,0	3,5	0,0	0,0

Tabla 55. Registro datos de sulfatos

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	40	30	60	40	50	60	10	80	0	40	72	72	92	150	80
<b>Semana 3 y 4</b>	50	70	64	74	46	62	48	76	57	76	72	72	79	146	60
<b>Semana 5 y 6</b>	52	50	52	64	70	79	98	58	50	126	29	64	76	88	59
<b>Semana 7 y 8</b>	44	64	70	78	72	80	88	82	64	56	30	20	70	66	0



Tabla 56. Registro datos de manganeso

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1 y 2</b>	0,190	0,110	0,310	0,240	0,160	0,020	0,130	0,010	0,070	0,340	0,150	0,220	0,210	0,385	0,000
<b>Semana 3 y 4</b>	0,000	0,007	0,005	0,005	0,000	0,000	0,000	0,134	0,000	0,000	0,021	0,000	0,090	0,290	0,005
<b>Semana 5 y 6</b>	0,051	0,007	0,004	0,011	0,000	0,007	0,037	0,007	0,000	0,023	0,023	0,029	0,000	0,039	0,000
<b>Semana 7 y 8</b>	0,014	0,000	0,000	0,017	0,016	0,009	0,025	0,019	0,000	0,017	0,008	0,011	0,000	0,012	0,000

Tabla 57. Registro datos de nitrógeno total

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1</b>	17,9	14,4	16,7	11,3	28,6	28,9	19,9	14,2	20,3	26,3	19,4	26,0	28,4	28,5	28,6
<b>Semana 4</b>	28,3	28,2	27,0	28,4	28,5	20,1	24,2	28,5	21,7	23,2	19,0	21,3	22,3	28,3	20,1
<b>Semana 8</b>	25,6	18,4	25,9	17,5	15,0	10,3	26,0	27,2	22,5	24,6	17,5	16,9	20,7	19,8	19,7

Tabla 58. Registro datos de pH

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15
<b>Semana 1</b>	7,07	7,26	7,31	7,41	7,43	3,43	3,23	3,36	3,70	4,92	7,03	6,91	4,34	4,19	6,35
<b>Semana 2</b>	7,21	8,13	8,12	8,18	7,11	3,58	3,65	3,99	5,09	5,97	7,34	7,17	4,91	5,06	6,34
<b>Semana 3</b>	8,13	8,20	8,01	8,18	8,31	7,40	7,12	6,80	6,04	8,09	7,98	6,78	4,87	6,76	6,68
<b>Semana 4</b>	8,52	7,53	8,34	8,29	8,32	7,84	7,28	7,93	6,47	7,97	8,45	8,06	5,07	8,29	6,62
<b>Semana 5</b>	8,22	7,53	7,80	6,59	8,23	8,30	8,12	7,96	7,16	7,80	8,40	7,30	5,57	8,19	6,63
<b>Semana 6</b>	8,38	6,90	7,51	7,38	7,13	8,46	8,43	8,23	7,60	8,30	8,38	7,35	6,46	8,28	7,14
<b>Semana 7</b>	8,01	8,55	8,40	8,05	7,98	8,36	8,10	8,31	7,64	8,01	8,38	7,25	6,36	8,55	7,11
<b>Semana 8</b>	7,23	6,77	7,90	6,10	8,11	8,26	8,10	8,11	7,61	7,53	8,13	6,64	6,60	7,91	6,88

Tabla 59. Registro datos de temperatura

	<b>R1</b>	<b>R2</b>	<b>R3</b>	<b>R4</b>	<b>R5</b>	<b>R6</b>	<b>R7</b>	<b>R8</b>	<b>R9</b>	<b>R10</b>	<b>R11</b>	<b>R12</b>	<b>R13</b>	<b>R14</b>	<b>R15</b>
<b>Semana 1</b>	18,4	18,3	18,1	18,3	18,5	18,3	18,5	18,6	19,0	19,1	18,3	18,8	18,8	18,2	19,1
<b>Semana 2</b>	19,5	19,5	19,4	19,4	19,9	19,7	19,4	19,5	20,0	19,8	19,6	20,0	20,3	19,4	20,2
<b>Semana 3</b>	18,5	18,2	18,3	17,9	18,3	18,4	18,4	18,4	18,9	18,7	18,2	18,3	19,0	18,8	18,8
<b>Semana 4</b>	19,0	18,7	18,3	18,4	18,9	19,2	19,1	19,3	19,2	19,4	19,0	19,1	19,4	18,8	19,4
<b>Semana 5</b>	18,7	19,0	18,9	19,1	18,9	18,7	18,6	18,8	19,4	19,5	18,6	19,2	19,3	18,5	19,5
<b>Semana 6</b>	19,0	19,3	19,2	19,4	19,5	19,0	19,2	19,1	19,3	19,1	19,1	19,7	19,4	19,0	19,7
<b>Semana 7</b>	16,7	16,8	16,5	16,7	16,9	16,6	16,4	16,6	16,9	17,0	16,7	16,8	16,8	16,0	16,9
<b>Semana 8</b>	16,8	16,6	16,4	16,6	16,6	16,5	16,5	16,5	16,7	16,9	16,6	16,6	16,7	16,5	16,9