



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO CENTRO  
INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA**

**MEGAPROYECTO**

**Análisis experimental de la floculación de sedimentos cohesivos;  
Aplicaciones en tratamiento de aguas y acuacultura**

***Responsable del megaproyecto***

Dr. Juan Antonio García Aragón  
Cuerpo académico de Hidrología

**INFORME TÉCNICO**

**Análisis del efecto de la tasa de corte en la floculación para el tratamiento de  
aguas con o sin coagulantes (3398/2013M)**

***Responsable técnica***

Dra. Mercedes Lucero Chávez  
Cuerpo académico de Tratamiento de Aguas

Enero 2015

## **TÍTULO DEL SUBPROYECTO**

**Análisis del efecto de la tasa de corte en la floculación para el tratamiento de aguas con o sin coagulantes (3398/2013M)**

### ***Responsable técnica***

Dra. Mercedes Lucero Chávez - CIRA (UAEM). mlucero@uaemex.mx

### ***Estudiantes***

- Sahara Gabriela Rojas Reyes. Estudiante de Licenciatura de la Facultad de Ingeniería, UAEM (Tesis, en proceso).
- Adán Ramírez Sánchez. Estudiante de la Escuela Preparatoria Nezahualcóyotl, UAEM (Programa Transformar la Ciencia con Humanismo).
- Joaquín Anguiel Sánchez Hernández. Estudiante de Licenciatura Universidad Politécnica del Valle de Toluca (Estancia I, en proceso).

## **INTRODUCCIÓN**

En el tratamiento de agua y agua residual, los fenómenos de coagulación floculación son importantes. En el área de tratamiento de agua potable, la clarificación del agua con agentes coagulantes ha sido practicada desde tiempos antiguos, usando una variedad de sustancias, más notablemente, semillas trituradas.

El material en aguas y aguas residuales surge de la erosión de la tierra, la disolución de minerales, el decaimiento de la vegetación y descargas de desechos domésticos e industriales.

El agua y agua residual puede comprender materia suspendida y/o orgánica disuelta y/o materia inorgánica y numerosas formas biológicas tales como

bacterias algas y virus. Los materiales suspendidos presentes en el agua y agua residual están en el rango de tamaño microscópico o submicroscópico. Pequeñas partículas de aproximadamente  $10^{-5}$  mm son referidas como coloides (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación del tamaño partículas

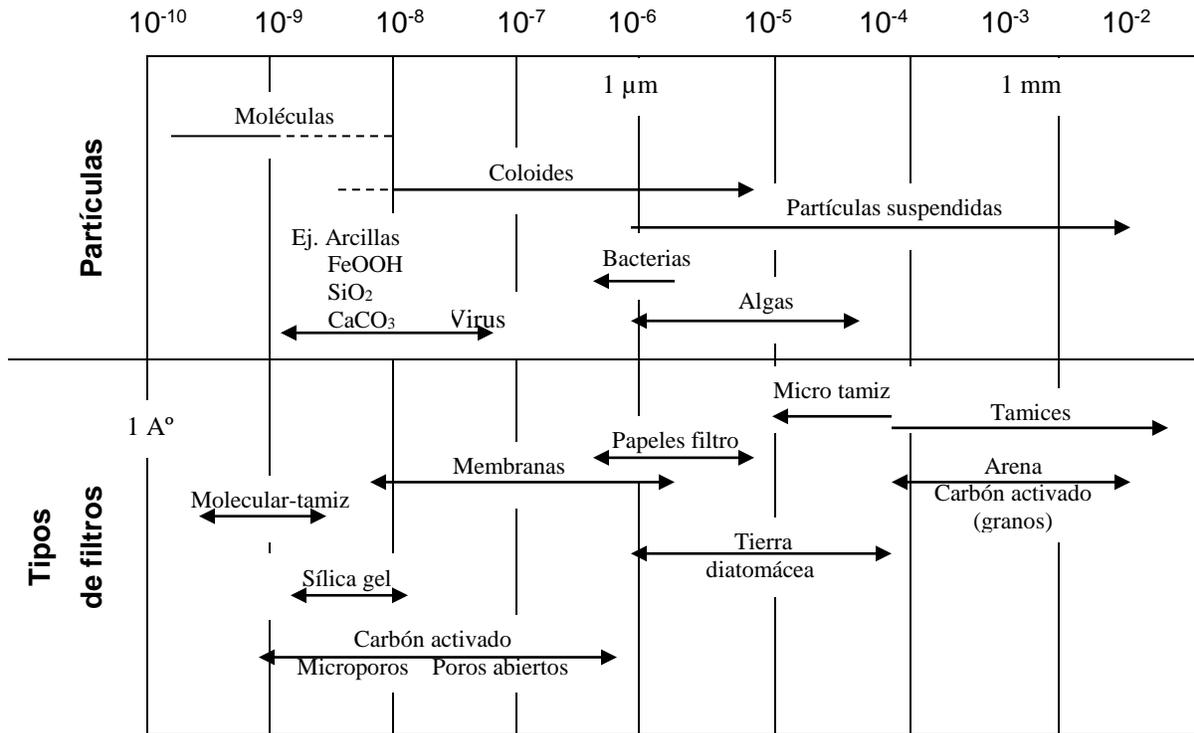
Tamaño de partículas (mm)	Clasificación	Ejemplos	Área de superficie total ( $m^2/cm^3$ )	Tiempo requerido para sedimentar 100 mm si la gravedad específica = 2.65
10	Dispersión gruesa (visible a simple vista)	Grava, arena gruesa, sustancias minerales, partículas precipitadas y floculadas, limo, microplancton	$6 \times 10^{-4}$	0.1 s
1			$6 \times 10^{-3}$	0.1s
$10^{-1}$			$6 \times 10^{-2}$	13 s
$10^{-2}$	Dispersión de partículas finas (visible bajo el microscopio)	Sustancias minerales, partículas precipitadas y floculadas ,limo, bacterias, plancton y otros organismos	0.6	11 min
$10^{-3}$			6	20 h
$10^{-4}$			60	80 d
$10^{-5}$	Dispersión coloidal (submicroscópico)	Sustancias minerales, productos hidrolizados y precipitados, macromoléculas, biopolímeros y virus.	600	2 años
$10^{-6}$			6000	20 años
$< 10^{-6}$	Solución	iones inorgánicos simples y complejos, moléculas y especies poliméricas, polielectrólitos, moléculas orgánicas, solutos no disociados		

Fuente: Bratby, 2008.

Las partículas coloidales encontradas en el agua residual comúnmente tienen carga superficial negativa neta. El tamaño de los coloides (cerca 0.01 a 1  $\mu m$ ).

Las partículas coloidales o de menor dimensión son capaces de conservar un estado disperso debido a ciertas características inherentes que promueven su

estabilidad. El término estabilidad, se refiere a la capacidad de dichas partículas para permanecer como entidades independientes (Figura 1).



Fuente: modificado de Bratby, 2008

Figura 1. Espectro del tamaño de partículas transportadas por el agua y los poros de filtros.

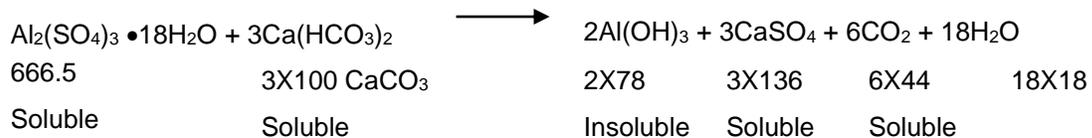
La coagulación tiene como objetivo la desestabilización de los coloides en el agua, al neutralizar las fuerzas que se mantienen en el vital líquido. Esto se logra por lo general, añadiendo coagulantes químicos y aplicando energías de mezclado.

Los coagulantes comúnmente usados son sulfato de aluminio, sulfato ferroso y cloruro férrico.

## Sulfato de aluminio

Sal metálica que al añadirse al agua residual forma hidróxidos de aluminio que son insolubles en agua.

Cuando el sulfato de aluminio es añadido al agua residual que contiene bicarbonato de calcio y magnesio (alcalinidad) un precipitado de hidróxido de aluminio será formado. La reacción total que ocurre cuando el sulfato de aluminio es añadido al agua puede ser ilustrada como sigue:



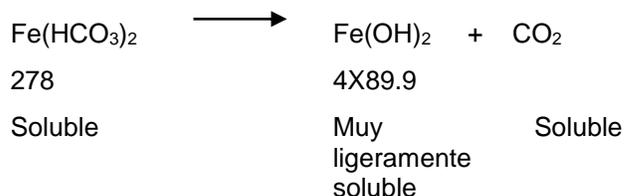
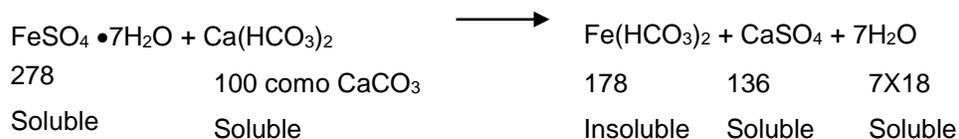
El hidróxido de aluminio es insoluble y forma floculos gelatinosos que precipitan lentamente arrastrando materia suspendida. La reacción es igual si se sustituye el bicarbonato de calcio por la sal de magnesio.

La cantidad de alcalinidad requerida para que reaccione 10 mg/L de sulfato de aluminio será:  $10 \text{ mg/L} [3 \times (100 \text{ g/mol}) / 666.5 \text{ g/mol}] = 4.5 \text{ mg/L}$

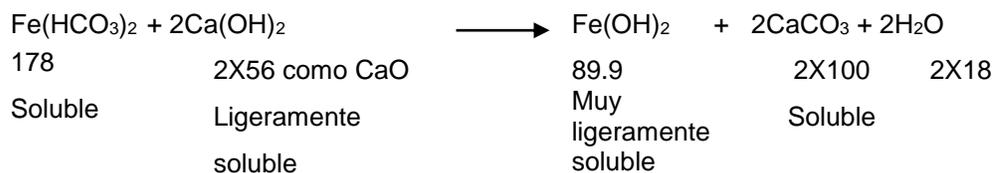
Si la alcalinidad fuera menor a dicha cantidad se añadirá cal, pero esto es raramente necesario para agua residual.

## Sulfato ferroso

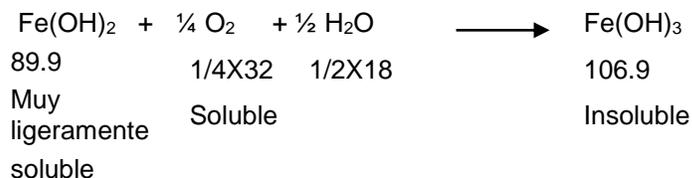
En más de los casos, el sulfato ferroso no puede ser añadido solo como un precipitante porque la lima debe ser añadida para formar un precipitado. Cuando el sulfato ferroso es añadido al agua residual, la siguiente reacción ocurre.



Si la alcalinidad no está disponible, la cal frecuentemente se añade en exceso en conjunto con el sulfato ferroso. El resultado de la reacción es:



El hidróxido ferroso puede ser oxidado a hidróxido férrico, la forma final deseada, por el oxígeno disuelto en el agua residual. La reacción es:



El hidróxido férrico insoluble es formado como un bulking, similar a un floculo gelatinoso y al floculo del sulfato de aluminio.

La alcalinidad requerida para una dosis de 10 mg/L de sulfato ferroso es:

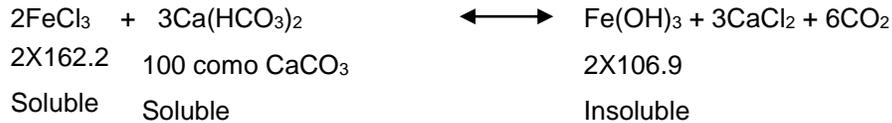
$$10 \text{ mg/L} [100 \text{ g/mol}/278 \text{ g/mol}] = 3.6 \text{ mg/L}$$

$$\text{La cal requerida es: } 10 \text{ mg/L} [2 \times (56 \text{ g/mol})/278 \text{ g/mol}] = 4.0 \text{ mg/L}$$

$$\text{El oxígeno requerido es: } 10 \text{ mg/L} [32 \text{ g} / (4 \times 278 \text{ g/mol})] = 0.29 \text{ mg/L}$$

## Cloruro férrico

El cloruro férrico es la sal más usada en aplicaciones de precipitación. Cuando el cloruro férrico es añadido a agua residual, la siguiente reacción toma lugar:



La coagulación floculación se utiliza para:

1. La remoción de turbiedad orgánica o inorgánica que no puede sedimentar rápidamente.
2. La remoción de color verdadero y aparente
3. La eliminación de bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
4. La destrucción de algas y plancton en general.
5. La eliminación de sustancias productoras de sabor

Para mejorar la eficiencia de los procesos primarios y secundarios se usan coagulantes con diferentes grados de eficiencia. Los costos de esos coagulantes son altos y se asume que de estos depende más del 80% de la tasa de remoción de sólidos, se desprecian los procesos mecánicos como la tasa de corte que contribuyen de manera significativa a esa eficiencia de remoción de sólidos. En este proyecto se realizaron pruebas de coagulación floculación con diferentes tipos de agua residual y dosis de coagulantes-floculantes para seleccionar el coagulante y la dosis óptima, así como un análisis de comparación de la eficiencia

de remoción de sólidos a una tasa de corte controlada en un canal rotatorio circular y una prueba de jarras.

## **Metodología**

Se realizaron prueba de coagulación floculación con:

- 1) Efluentes de una Laguna facultativa de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (aerobio) (García, 1999) y de un reactor UASB escala piloto (anaerobio) (Esparza Soto et al., 2013).
- 2) Agua con desechos de un criadero de peces escala piloto.
- 3) Agua de un punto de la red del río Lerma (Toluca- Santiago Tianguistenco. Latitud: 19°10'29.75"N Longitud: 99°31'7.18"O) (Hinojosa, 2006).
- 4) Agua diluida de un punto de la red del río Lerma a diferentes pH, concentraciones de turbiedad y dosis de coagulante.
- 5) Agua preparada con colorantes comerciales.
- 6) Comparación del proceso de coagulación floculación con la prueba de jarras y con el canal rotatorio circular, con un efluente diluido del reactor UASB escala piloto.

Los parámetros analizados para las diferentes pruebas fueron: pH, Temperatura, Alcalinidad, Turbiedad, Color, Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV) de acuerdo a las Normas Oficiales Mexicanas (Tabla 2).

Se utilizaron dos equipos de jarras 1) marca Geo Lab, modelo GL-AJ300 y 2) marca Temsa, modelo JTR-1010.

Las condiciones de trabajo fueron: mezcla rápida 150 rpm por 1 min, mezcla lenta 50 rpm por 20 min y finalmente se dejó sedimentar por gravedad por 30 min antes de muestrear el sobrenadante. A excepción de los puntos 5 y 6, donde se indican las condiciones de manera específica, en cada uno.

Tabla 2. Técnicas analíticas y equipo utilizado

Parámetros	Técnica analítica	Equipo
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000	Medidor de pH, marca Thermoscientific, modelo Orion Star A211
Temperatura	NMX-AA-007-SCFI-2000	Medidor de pH, marca Thermoscientific , modelo OrionStar A211
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001	No aplica
Turbiedad	NMX-AA-038-SCFI-2001	No aplica
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000	Conductímetro, marca Thermoscientific, modelo Orion star A212
Color		Espectrofotómetro marca HACH, modelo 5000
DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001	Marca HACH, modelo 5000
SST y SSV	NMX-AA-034-SCFI-2001	Estufa marca Lab-line, modelo Imperial V Mufla marca Barnstead, modelo Thermolyne 6000

### **1. Efluentes de la Laguna facultativa y del reactor UASB escala piloto**

Las muestras de la Laguna facultativa y del reactor UASB fueron recolectas de los efluentes en contenedores de plástico de 20 L.

Los reactivos químicos usados como coagulantes fueron de la marca Reasol, grado industrial, no indican el grado de hidratación (Tabla 3).

Los coagulantes seleccionados se utilizan comúnmente en el proceso de coagulación-floculación, inicialmente se consideró trabajar con dosis de 1E4 ppm y a partir de esta solución realizar las dosificaciones en la prueba de jarras. Al no

obtener resultados con alguno de los coagulantes se aumentó la dosis del mismo, como se indica en la Tabla 3. El Sulfato ferroso no se utilizó para el efluente de la laguna facultativa, porque no mostró resultados cuando se realizaron pruebas con concentraciones a partir de 1E4 y 3E4 ppm.

Tabla 3. Concentraciones de coagulantes en los efluentes aerobio y anaerobio

Muestra	Efluente aerobio (a) Concentración (ppm)					Efluente anaerobio (b) Concentración (ppm)		
	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (1.06E4)	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (2.03E4)	FeCl <sub>3</sub> (0.98E4)	FeCl <sub>3</sub> (2.18E4)	FeCl <sub>3</sub> (12.39E4)	FeSO <sub>4</sub> (1.03E4)	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (3.02E4)	FeCl <sub>3</sub> (12.39E4)
1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	5.89	11.29	5.43	12.10	68.84	5.72	16.76	68.84
3	11.78	22.59	10.85	24.20	137.69	11.44	33.52	137.69
4	35.35	67.76	32.55	72.60	413.06	34.32	100.56	413.06
5	58.92	112.93	54.25	121.00	688.43	57.20	167.61	688.43
6	94.28	180.69	86.80	193.60	1101.48	91.52	268.17	1101.48
7	117.84	225.87	108.50	242.00	1376.86	114.40	335.21	1376.86

## **2. Agua con desechos de un criadero de peces escala piloto**

La prueba de jarras se realizó con almidón grado reactivo, por ser un coagulante natural. Las dosis fueron de 5.55, 11.10, 33.29, 55.48, 88.77 y 110.97 ppm.

La solución madre de almidón se preparó disolviendo 0.9987 g/100 mL, se calentó hasta disolver el almidón a ebullición durante 10 min sin dejar enfriar, con el fin de gelatinizarlo para utilizarlo como floculante (Campos y Bernardo, 1988).

## **3. Agua de un punto de la red del río Lerma**

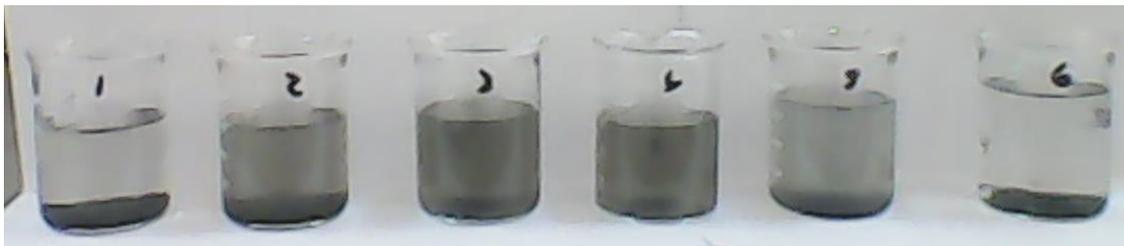
La muestra de un punto de la red del río Lerma fue recolectada en recipientes de 5 L y conservada en refrigeración hasta la realización de las pruebas.

Se realizó una prueba previa con 60 mL de agua del río Lerma (el pH a 3.0 se ajustó con una solución de ácido clorhídrico 1 M), se adicionó 0.5 mL de cada

solución indicadas a continuación, a excepción del vaso 6 donde se adicionó un mayor volumen de ambas soluciones:

1. Muestra pH 7.22, cal +  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  + polímero
2. Muestra pH 7.22, cal +  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
3. Muestra pH 7.22, POLY-CAT CE-640- CT
4. Muestra pH 7.22, POLY-CAT CE-640- CT + cal
5. Muestra pH 3.0, POLY-CAT CE-640- CT
6. Muestra pH 3.0, POLY-CAT CE-640- CT +  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

La selección se hizo con base en la fotografía 1. Se escogió realizar la prueba de jarras a pH 3.0 y pH 7.0 con polímero catiónico y  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  (Fotografía 1, vaso 6).



Fotografía 1. Prueba preliminar con el agua del río Lerma adicionando diferentes coagulantes a pH 7.22 y 3.0.

#### **4. Agua diluida de un punto de la red del río Lerma a diferentes pH, concentraciones de turbiedad y dosis de coagulante.**

Se preparó el agua diluida de un punto de la red del río Lerma, con agua de la llave para tener concentraciones de turbiedad de 27.3, 42.4 y 49.9 UTN a pH de 3.4, 7.31 y 10.4, la prueba de jarras se realizó con  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  en dosis de 6.25, 9.75, 13.0 y 16.25 mg/L.

## **5. Agua preparada con colorantes comerciales**

Se prepararon las siguientes soluciones de colorantes comerciales, marca el caballito de color negro elegante (3.019 g/3 L), azul profundo (3.001 g/3 L) y café tabaco (3.010 g/3 L).

La prueba de jarras se realizó tomando como base a Gao et al (2007). Se adiciono hidróxido de sodio en masa (aproximadamente 0.4 g NaOH/L) para ajustar el pH cercano a 12.0, ante de realizar la prueba de jarras.

Se utilizó cloruro de magnesio grado reactivo ( $MgCl_2$ ) aproximadamente 0.4 y 1.8 g como coagulante.

Las condiciones de trabajo en la prueba de jarras fueron: mezcla rápida 150 rpm por 1 min, mezcla lenta 45 rpm por 20 min y la sedimentación de 30 min antes de muestrear el sobrenadante.

Gao et al (2007), indican 10 min de sedimentación, posteriormente tomar una alícuota del sobrenadante y centrifugar por 5 min para obtener un líquido claro. En este caso sólo se dejó sedimentar por 30 min y se realizaron las pruebas, debido a que en campo no sería factible centrifugar. Como prueba complementaria se agregó carbón activado a las muestras, se agito y se filtró con papel Whatman 41.

A continuación se muestran las condiciones de trabajo, en la Tabla 4.

Tabla 4. Condiciones de trabajo para la prueba de jarras con las soluciones de colorantes comerciales

Muestra	NaOH (g)	MgCl <sub>2</sub> (g)	Carbón activado (40 mL muestra)
Negro	0	0	0.4020
Negro 1	0.4845	0.4493	0.1014
Negro 2	0.4245	1.8224	0.1032
Azul	0	0	0.401
Azul 1	0.5426	0.4627	0.1014
Azul 2	0.5026	1.8168	0.1032
Café	0	0	0.4013
Café 1	0.4990	0.4840	0.1003
Café 2	0.5140	1.8009	0.1006

Al finalizar la prueba de jarras se realizó un análisis espectral de la muestra antes y después del proceso de coagulación floculación.

#### **6. Comparación del proceso de coagulación floculación con la prueba de jarras y con el canal rotatorio circular**

Se realizó en paralelo una corrida en el canal rotatorio circular (Proyecto 3395/2013M) y otra con la prueba de jarras, marca Temsa, modelo JTR-1010.

El canal rotatorio circular giro a 3 rpm en la parte inferior y en la parte superior de 4 a 8 rpm, se colocaron en él, 33 L de efluente del reactor UASB escala piloto y se completó a un volumen de 46 L con agua de la llave. Por otro lado en la prueba de jarras la mezcla rápida se llevó a cabo a 100 rpm por 1 min, la mezcla lenta 30 rpm por 20 min y la sedimentación de 30 min antes de muestrear el sobrenadante, el agua utilizada fue de la misma dilución que en el canal rotatorio circular. Se utilizó como coagulante sulfato de aluminio, marca Reasol, grado industrial, en concentración de 65 ppm Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>.

## Resultados y discusión de resultados

### 1. Efluentes de la Laguna facultativa y de un reactor UASB escala piloto

A continuación se desglosa el efecto de la dosis de coagulante con respecto a los parámetros estudiados. Los experimentos con pruebas de jarras se llevaron a cabo a temperatura ambiente (entre 18.1 y 24.4 °C).

La alcalinidad de las muestras disminuyó ligeramente, conforme se incrementó la dosis de coagulante, lo anterior debido a que no se agregó ningún reactivo que diera lugar al incremento o reducción de la misma de manera drástica.

#### Efecto de la dosis de coagulante en el pH

El pH de los efluentes aerobio y anaerobio, no se modificó para evitar un costo agregado en el tratamiento físico químico. La influencia de las diferentes dosis de coagulante sobre el pH se muestran en la Figura 2 a y b, el pH tiende a bajar conforme aumenta la dosis de coagulante. Fue la solución de cloruro férrico que modificó en mayor medida el pH de alcalino a ácido en el caso del efluente aerobio.

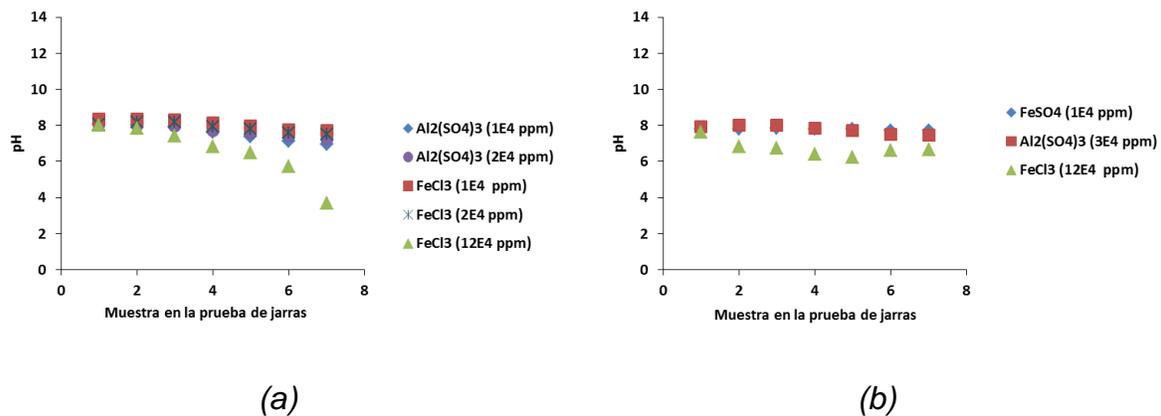


Figura 2. Comportamiento del pH en el efluente aerobio (a) y anaerobio (b) después de la adición de coagulantes a diferentes concentraciones.

### *Efecto de la dosis de coagulante en el color*

La influencia de varios tipos de coagulantes a diferentes dosis fue investigada para la reducción de color. Los resultados muestran en su mayoría que la reducción del color incrementa con la adición de coagulante. Esto podría atribuirse a la estabilización de las partículas coloidales cuando las dosis de los coagulantes fueron utilizadas en exceso con respecto al valor óptimo. El cloruro férrico muestra el mejor rendimiento en la reducción de color, pero fue el coagulante que se agregó en mayor proporción (Figura 3 a y b).

Al comparar, con cuál de las sales de aluminio o hierro, se obtuvo mayor reducción de turbiedad y color en el efluente tratado del proceso aerobio y anaerobio, se observó que fue con la sal que contenía aluminio que se tuvo mayor reducción en los dos efluentes tratados, contrario a lo que indican Amokrane, et al. (1997) para lixiviados de vertedero.

En el proceso aerobio el porcentaje de reducción de turbiedad fue de 70 - 78% y de color de 53 - 63% con la sal de aluminio (dosis de 117.84 y 180.69 ppm  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , respectivamente), mientras que con la sal de hierro vario para la turbiedad de 34 - 61% y para el color de 18 - 49% (dosis de 54.3 y 121 ppm  $\text{FeCl}_3$ , respectivamente). En el proceso anaerobio el porcentaje de reducción de la turbiedad fue de 47% y para el color fue de 75% con la sal de aluminio, la reducción con la sal de hierro fue de 42% para la turbiedad y de 59% para el color (dosis de 114.4 ppm  $\text{FeSO}_4$ ).

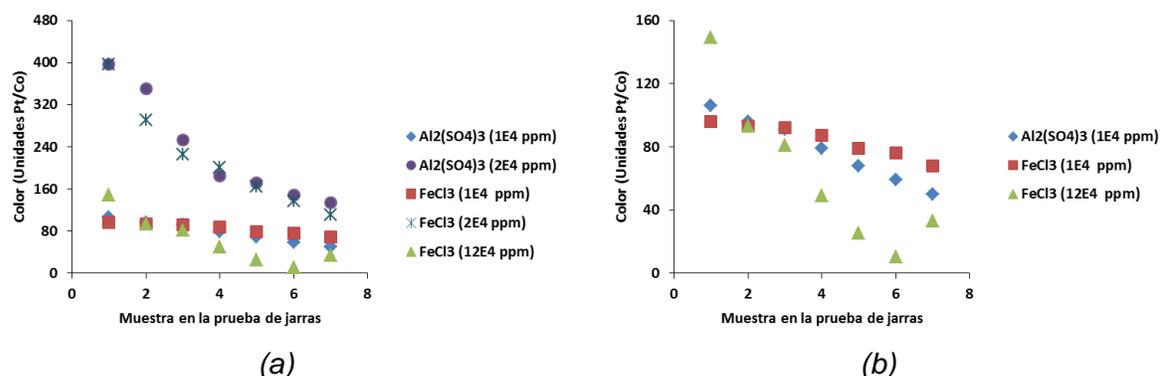


Figura 3. Comportamiento del color en el efluente aerobio (a) y anaerobio (b) después de la adición de coagulantes a diferentes concentraciones.

### Efecto de la dosis de coagulante en la turbiedad

La turbidez en el agua se refiere a la claridad del agua. Cuanto mayor sea la concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) en el agua, más oscura parecerá. La turbidez reduce la penetración de la luz solar a un cuerpo de agua, limitando el crecimiento de microorganismos y algas necesarios para la depuración de un agua residual en un cuerpo superficial. La concentración adicionada de sulfato de aluminio permitió disminuir la turbidez hasta 5 y 15 UTN, para los efluentes aerobios y anaerobios, respectivamente (Figura 4).

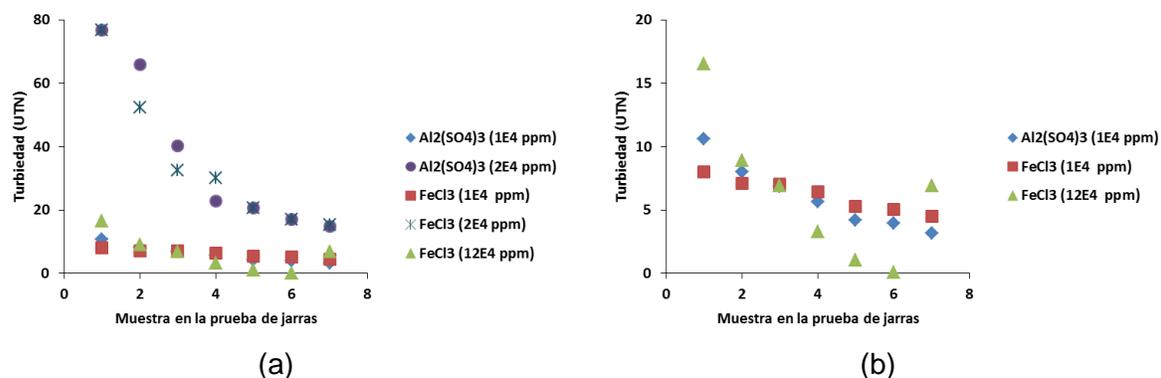


Figura 4. Comportamiento de la Turbiedad en el efluente aerobio (a) y anaerobio (b) después de la adición de coagulantes a diferentes concentraciones.

### Efecto de la dosis de coagulante en la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO en el efluente aerobio es inferior a 200 mg/L, la concentración de DQO disminuye de manera paulatina conforme aumenta la dosis de coagulante, a excepción cuando se adiciona la solución de cloruro férrico a mayor concentración (Figura 5a). La materia orgánica puede inhibir la coagulación. En un proceso aerobio la coagulación de la materia orgánica, extraída de algas, puede ser adsorbida en los flóculos, incrementando la carga negativa y las fuerzas repulsivas en la solución (Ayeche, 2012).

La concentración de DQO resultante después del tratamiento físico químico es superior a 400 mg/L lo que indica que requiere ser tratada aún para disminuir este contaminante. Los porcentajes de reducción de DQO son inferiores al 52%, situación que coincide con la literatura que indica que los porcentaje de reducción de DQO están generalmente entre el 20-50%. El bajo porcentaje de reducción puede atribuirse a que la materia orgánica en agua puede inhibir la coagulación (Amokrane, *et al*, 1997) (Figura 5b).

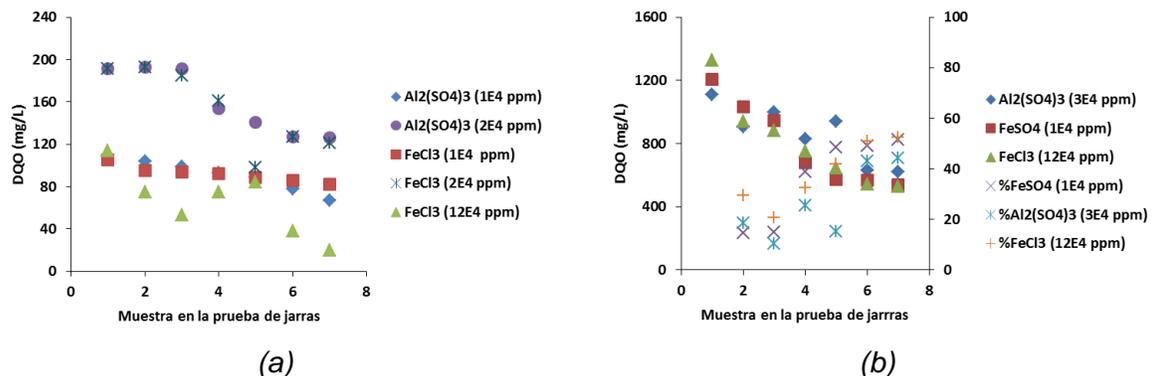


Figura 5. Comportamiento de la Demanda química de oxígeno en el efluente aerobio (a) y anaerobio (b) después de la adición de coagulantes a diferentes concentraciones, y porcentaje de eficiencia para el efluente anaerobio.

### *Efecto de la dosis de coagulante en los Sólidos Suspendidos Totales (SST) y Suspendidos Volátiles (SSV)*

La concentración de los SST y los SSV fue inferior a 100 mg/L en el efluente aerobio y en las muestras con adición de los diversos coagulantes a diferentes concentraciones.

La concentración de los SST y los SSV disminuyó conforme aumentó la dosis de coagulante, no existiendo diferencia considerable entre la concentración de SST y SSV, con respecto a la dosis adicionada de los diferentes coagulantes para el caso del efluente anaerobio.

### *Dosis óptimas de coagulantes*

De cada una de las pruebas de jarras realizadas, se seleccionó la dosis óptima y se calculó los kg/d que se utilizarían de tratar los efluentes aerobio y anaerobio por el proceso de coagulación floculación (Tabla 3). El caudal del efluente aerobio considerado para realizar los cálculos es de 50000 L/d mientras que el del efluente anaerobio es de 950 L/d, es por esto la diferencia en kg/d que se muestra en la tabla 5.

Teniendo en cuenta que los dos mayores costos de operación de la coagulación-floculación son la amortización de los costos de capital y el costo de los productos químicos de coagulación (Montgomery, 1985), se anotan los costos de las concentraciones óptimas de coagulante adicionados en los efluentes aerobio y anaerobio (Tabla 5).

Tabla 5. Concentraciones óptimas de coagulantes adicionados en los efluentes aerobio y anaerobio.

Efluente Aerobio				Efluente Anaerobio			
Coagulante	ppm	kg/d	\$	Coagulante	ppm	kg/d	\$
			m.n./anual				m.n./anual
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	118	5.89	432,094	FeSO <sub>4</sub>	114	0.11	1,899
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	226	11.29	828,173	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	335	0.32	23,363
FeCl <sub>3</sub>	109	5.43	327,909	FeCl <sub>3</sub>	1377	1.31	79,095
FeCl <sub>3</sub>	242	12.10	731,173				
FeCl <sub>3</sub>	1101	55.07	3'328,906				

## 2. Agua preparada con desechos de un criadero de peces escala piloto

Los resultados obtenidos con el agua de los desechos de un criadero de peces a escala piloto después de realizar la prueba de coagulación floculación, se muestran en las tablas 6, 7 y 8.

Los mejores porcentajes de reducción para color y turbiedad se obtuvieron con una dosis de 55.48 ppm de almidón (Tabla 6), que no fue precisamente la máxima dosis aplicada.

Tabla 6. Porcentajes de reducción de turbiedad y color de la prueba de coagulación floculación de un agua preparada con los desechos de un criadero de peces a escala piloto.

Muestra	Almidón (ppm)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt/Co)	Porcentaje de reducción (%)	
				Turbiedad	Color
M0	0	262	711		
1	5.55	18	94	93.1	86.8
2	11.10	19.2	98	92.7	86.2
3	33.29	17.5	90	93.3	87.3
4	55.48	17.2	87	93.4	87.8
5	88.77	18.6	94	92.9	86.8
6	110.97	21.7	107	91.7	85.0

El pH de la muestra preparada está cercano al neutro. De acuerdo al pH la concentración de bicarbonatos es alta en comparación con la de carbonatos (Deutsch, 1997) (Tabla 7).

Tabla 7. Valores de pH y alcalinidad de la prueba de coagulación floculación de un agua preparada con los desechos de un criadero de peces a escala piloto, así como de bicarbonatos y carbonatos calculados.

Muestra	Almidón (ppm)	pH	Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Bicarbonatos (mg/L)	Carbonatos (mg/L)
M0	0	7.29	382.17	465.34	0.45
1	5.55	7.25	352.63	429.44	0.38
2	11.10	7.24	358.81	436.99	0.37
3	33.29	7.25	340.25	414.37	0.36
4	55.48	7.21	334.07	406.90	0.33
5	88.77	7.27	346.44	421.87	0.39
6	110.97	7.23	352.63	429.47	0.36

El porcentaje de reducción de DQO fue cercano al 50%, mientras que para los SST y SSV, se obtuvieron de 97% con la adición de una dosis de 33.29 mg/L de almidón (Tabla 8).

Tabla 8. Concentraciones obtenidas de DQO, SST y SSV de la prueba de coagulación floculación con un agua de desechos de un criadero de peces a escala piloto.

Muestra	Almidón (ppm)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
M0	0	458.0	1416.7	1185.0
1	5.55	247.0	128.3	68.3
2	11.10	240.0	60.0	51.7
3	33.29	248.0	43.3	25.0
4	55.48	248.0	63.3	53.3
5	88.77	246.0	45.0	41.7
6	110.97	248.0	60.0	43.3

M0 muestra preparada

### 3. Agua de un punto de la red del río Lerma

#### a) pH 3.0

Los resultados obtenidos de la prueba de jarras realizada a pH 3.0 muestran que se obtuvo mayor reducción de turbiedad y color a una concentración de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y CE 640 CT de 111.38 y 29.62 ppm, respectivamente. La reducción para turbiedad y color, fue del 94 y 89%, correspondientemente. La reducción de la DQO fue inferior al 20%, y la de SST de 62% (Tabla 9).

Una vez concluida la prueba de jarras se trató de subir el pH a 7.0, que sería el pH optimo de descarga, pero no fue posible incrementarlo utilizando 40 g de NaOH directamente, no se continuo adicionando NaOH por el costo que implicaba su uso, por lo que no se considera viable trabajar con un pH de 3.0, debido a que se requeriría invertir para bajar el pH primeramente y posteriormente para elevarlo a pH 7.0 o cercano.

Tabla 9. Concentraciones obtenidas de Turbiedad, Color, DQO, SST y SSV de la prueba de coagulación floculación del agua de un punto de la red del río Lerma a pH 3.0.

Muestra	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (ppm)	CE 640 CT (ppm)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
M0	0	0	121	454	565.0	155.0	55.0
M1	0	0	168	356	586.5	127.5	67.5
1	11.14	118.49	40.3	112	603.8	140.0	76.7
2	22.28	88.87	26.5	79	557.3	133.3	64.4
3	66.83	59.24	24.9	73	546.0	113.3	71.1
4	111.38	29.62	10.6	40	507.0	63.3	33.3
5	178.20	11.18	29.7	97	500.5	59.1	25.8
6	222.76	5.92	43.7	165	535.3	103.0	46.9

M0 muestra pH 7.22 y M1 pH 3.0.

b) pH 7.0

Los resultados obtenidos de la prueba de jarras realizada a pH 7.0 muestran que se obtuvo mayor reducción de turbiedad y color a una concentración de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y Floculante POLY+CAT CE 640-CT de 222.76 y 5.92 ppm, respectivamente. La reducción para turbiedad y color, fue del 85 y 95%, respectivamente (Tabla 10).

Tabla 10. Concentraciones obtenidas de Turbiedad, Color, DQO, SST y SSV de la prueba de coagulación floculación del agua del río Lerma a pH 7.0.

Muestra	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (ppm)	CE 640-CT (ppm)	Turbiedad (UTN)	Color (Pt/Co)	Porcentaje de reducción (%)	
					Turbiedad	Color
M0	0	0	77.1	705		
1	11.14	118.49	86.5	256	0	63.7
2	22.28	94.79	74.5	193	3.4	72.6
3	55.68	59.24	50.0	122	35.2	82.7
4	111.38	35.54	40.0	110	48.1	84.4
5	167.07	11.85	14.6	46	81.1	93.5
6	222.76	5.92	11.3	35	85.3	95.0

El pH bajo de 7.4 a 6.5, encontrándose cercano al neutro. La concentración máxima adicionada de 222.76 ppm de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y de 5.92 ppm de coagulante catiónico permitió la disminución de la alcalinidad en 53% con respecto al valor original. La reducción de la DQO fue inferior al 20%, y la de SST de 93% (Tabla 11).

Tabla 11. Concentraciones obtenidas de Turbiedad, Color, DQO, SST de la prueba de coagulación floculación del agua del río Lerma a pH 7.0.

Muestra	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> (ppm)	CE 640-CT (ppm)	pH	Alcalinidad (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	DQO (mg/L)	SST (mg/L)
M0	0	0	7.4	501.5	602	75.0
1	11.14	118.49	7.2	465.2	595	36.7
2	22.28	94.79	7.3	459.2	538	11.1
3	55.68	59.24	7.1	447.2	523	8.9
4	111.38	35.54	6.9	429.0	508	13.3
5	167.07	11.85	6.6	374.6	497	8.3
6	222.76	5.92	6.5	320.3	492	5.0

M0 muestra pH 7.0

#### ***4. Agua diluida de un punto de red del río Lerma a diferentes pH, concentraciones de turbiedad y dosis de coagulante***

Este estudio se realizó con agua diluida y sin el polímero catiónico, porque el uso del mismo provocaba viscosidad en el agua. La variación de diferentes parámetros (dosis de Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>, turbiedad inicial y pH), se realizó para tener conocimiento a que pH y concentración de coagulante se mostraría mayor reducción de turbiedad, tomando como base a Apostol, et al. (2011). Con las dosis, pH y concentraciones de coagulantes utilizadas, se observa en la Figura 6 que el pH influyó en la disminución de la turbiedad.

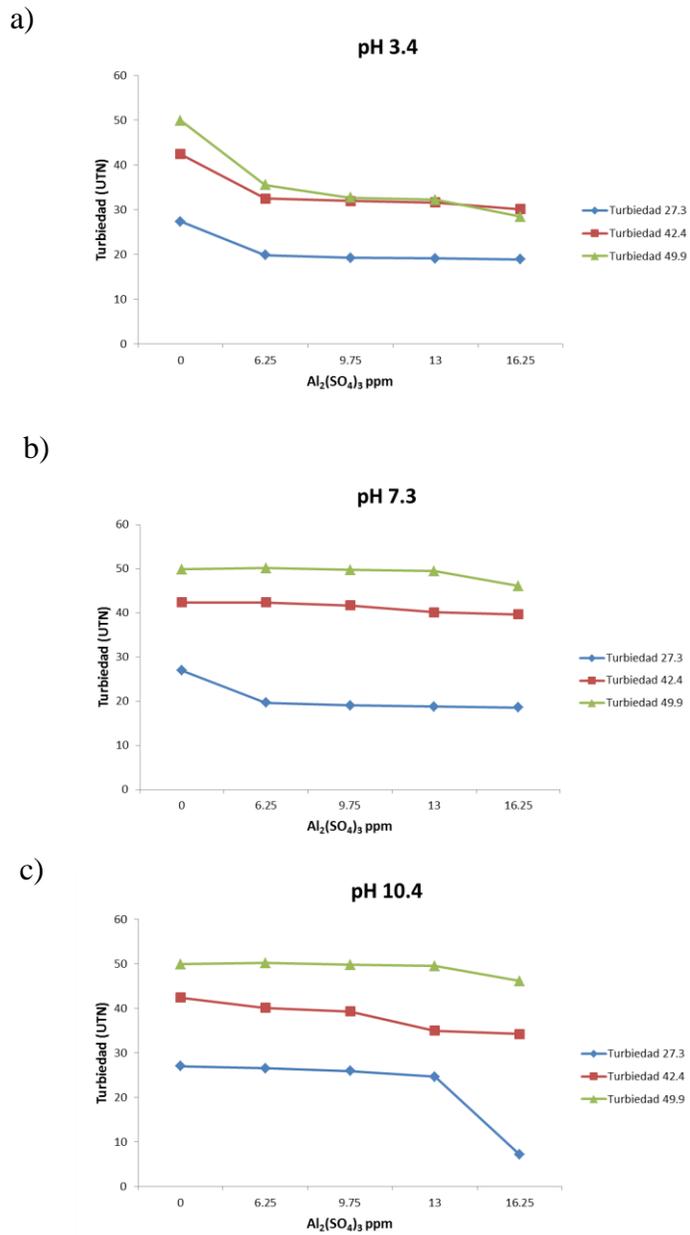


Figura 6. Evaluación de la turbiedad a diferentes pH y concentraciones de coagulante.

### 5. Agua preparada con colorantes comerciales

El uso de los reactivos de NaOH y MgCl<sub>2</sub> en la prueba de jarras da lugar a que se forme el Mg(OH)<sub>2</sub> y que provee una estructura adsorbtiva para la reducción de

color. La cantidad de NaOH que se adiciono fue suficiente para mantener el pH cercano a 12.0 durante el tratamiento. La dosis cercana de 0.4 g de MgCl<sub>2</sub> se seleccionó porque a esta dosis Gao, et al (2007) obtuvieron reducción de color por arriba del 80%, pero teniendo en cuenta que ellos centrifugaron la muestra después de la prueba de jarras se decidió adicionar 4.5 veces más de MgCl<sub>2</sub>, al no centrifugar en la presente experimentación.

Con el pH de 12.0 Gao, et al. (2007) obtuvieron la más alta reducción de color (90 – 97%), el estudio ellos lo llevaron a cabo con agua residual sintética con colorante (1 g/10 L de agua destilada). Hai Tan, et al (2000) concluyeron que a pH entre 10.5 y 11, y con una dosis de 4 g MgCl<sub>2</sub>/L fueron capaces de reducir el color más del 90% en una solución de azul brillante EBRA (1 g/L). En este estudio el color se redujo entre el 90 y 97%, porcentaje calculado de acuerdo a Somasiri, et al. (2008).

#### *Análisis espectral*

Se realizó un scan en el espectrofotómetro marca VARIAN, modelo CARY I, para ver en que longitud de onda se obtenía el pico del colorante (Figura 7). La longitud de onda máxima del colorante color azul profundo fue de 512 nm en este estudio, la reportada por Gao et al. (2007) para el azul (K-GL) fue de 598 nm y la obtenida por Hai Tan, et al. (2000) para el azul brillante EBRA fue de 600 nm. En el colorante negro elegante estudiado la longitud de onda máxima fue de 494 nm, Khayet et al (2011) obtuvieron que la longitud de onda máxima del negro ácido 210 fue de 460 nm. En el colorante café tabaco la longitud de onda máxima fue

de 409 nm. Dos de colorantes estudiados tuvieron longitudes de onda máxima en el rango de lo reportado por otros autores.

La reducción de la presencia de colorante en el análisis espectral se puede observar en la figura 7, para los tres colorantes con los que se experimentó.

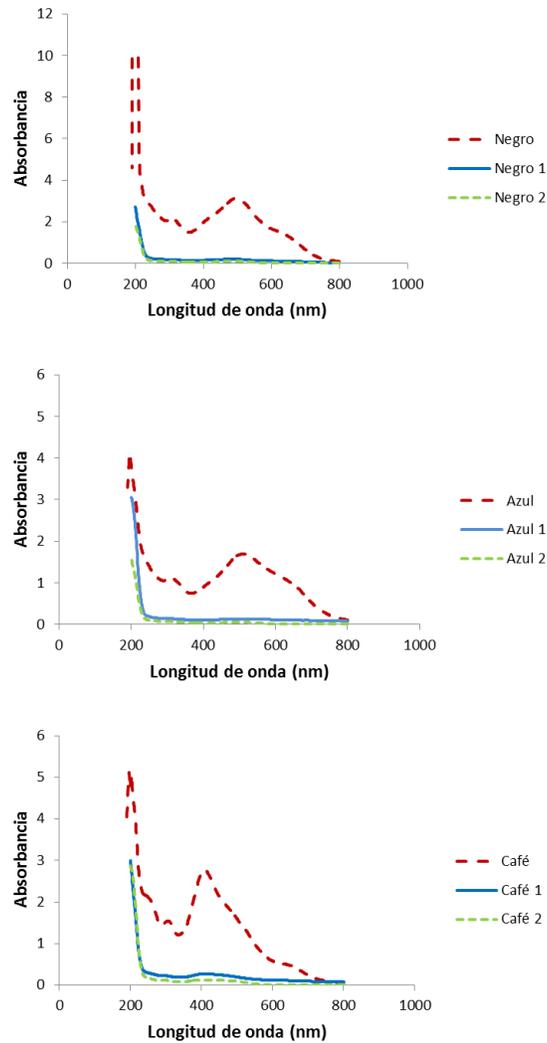


Figura 7. Espectrogramas de los colorantes negro elegante, azul profundo y café tabaco.

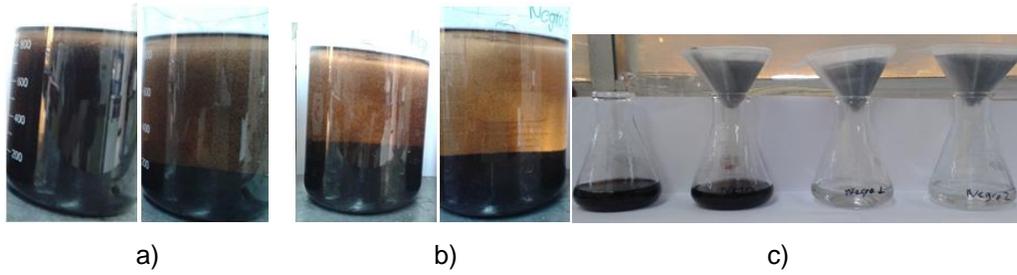
Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 12, donde se expone que hay un mayor porcentaje de reducción cuando se adiciono más cantidad de  $MgCl_2$ , pero este es inferior al 5% para el color y de 12.5% para la DQO. Los SST aumentan con la adición de  $MgCl_2$ .

Tabla 12. Concentraciones y porcentajes obtenidos de las pruebas de jarra realizadas a los colorantes comerciales.

Muestra	pH inicial	pH final	Color (Pt/Co)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	Porcentajes de reducción	
						Color	DQO
Negro	7.16		5380	142	0	NA	NA
Negro 1	11.70	10.72	362	38	11.43	93.27	73.24
Negro 2	11.52	4.46	185	27	18.57	96.56	80.99
Azul	7.03		2580	80	1.43	NA	NA
Azul 1	11.83	10.91	197	37	64.29	92.36	53.75
Azul 2	11.70	4.59	73	27	8.57	97.17	66.25
Café	6.97		4640	114	4.29	NA	NA
Café1	11.73	10.79	464	35	32.86	90.00	69.30
Café 2	11.73	4.68	263	32	18.57	94.33	71.93

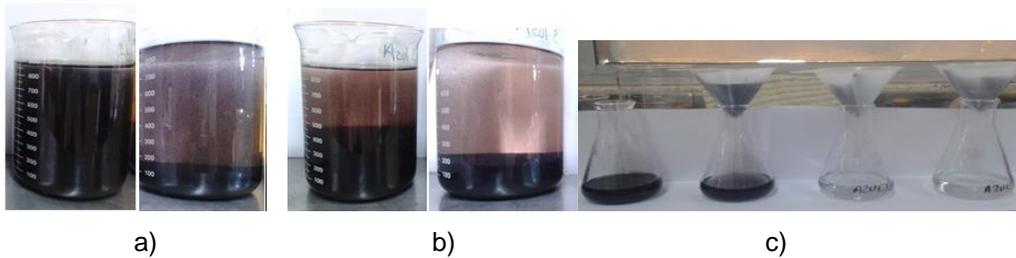
Con la adición de carbón activado se eliminó el color residual como se aprecia en la Fotografía 2. Esta prueba se hizo adicional con la finalidad de ver la reducción de color visualmente. Gao et al. (2007), centrifugaban el sobrenadante de la muestra, método que no se consideró viable para aplicarlo a escala real.

### Colorante Negro elegante



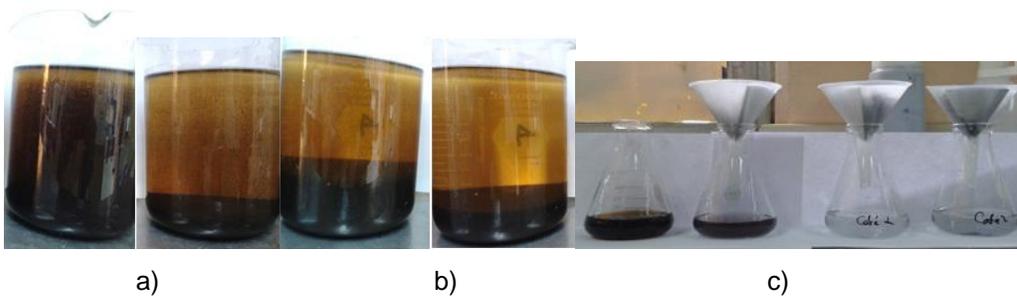
- a) Negro 1, sedimentación 15 y 30 min.
- b) Negro 2, sedimentación 15 y 30 min.
- c) Muestras después de pasarlas por carbón activado, Negra, Negra 1 y Negra 2

### Colorante Azul profundo



- a) Azul 1, sedimentación 15 y 30 min.
- b) Azul 2, sedimentación 15 y 30 min.
- c) Muestras después de pasarlas por carbón activado, Azul, Azul 1 y Azul 2

### Colorante Café tabaco



- a) Café 1, sedimentación 15 y 30 min.
- b) Café 2, sedimentación 15 y 30 min.
- c) Muestras después de pasarlas por carbón activado, Café, Café 1 y Café 2

Fotografía 2. Muestras de solución de colorantes después de realizar la prueba de jarras y dejar sedimentar por 15 y 30 minutos, y filtrar por carbón activado.

## **6. Comparación del proceso de coagulación floculación con la prueba de jarras y con el canal rotatorio circular**

En la muestra diluida del efluente del reactor UASB piloto la temperatura fue de  $21.2 \pm 0.5^\circ\text{C}$ , el pH de  $7.6 \pm 0.2$ , la alcalinidad de  $1498 \pm 23$  mg/L  $\text{CaCO}_3$  y la conductividad eléctrica de  $2.4 \pm 0.01$  mS/cm.

El canal rotatorio circular removi6 el color en mayor proporci6n con respecto a la prueba de jarras a los 60 min. (43% en la prueba de jarras y 34% y 51% despu6s de una sedimentaci6n de 30 y 60 min, respectivamente). El porcentaje de reducci6n de turbiedad fue entre 39 y 50% para las r6plicas en la prueba de jarras, en el canal fue entre 38 y 40%, el primero para 30 min de sedimentaci6n y el otro para 60 min de sedimentaci6n. La reducci6n de DQO fue de 34% para la prueba de jarras y 37% para los dos tiempos de sedimentaci6n. La reducci6n de los SST para las r6plicas de la prueba de jarras fue en promedio de 58% mientras que para el canal de 61% (Figura 8). No fue factible realizar un an6lisis de los floculos con el rayo l6ser por la concentraci6n de turbiedad presente.

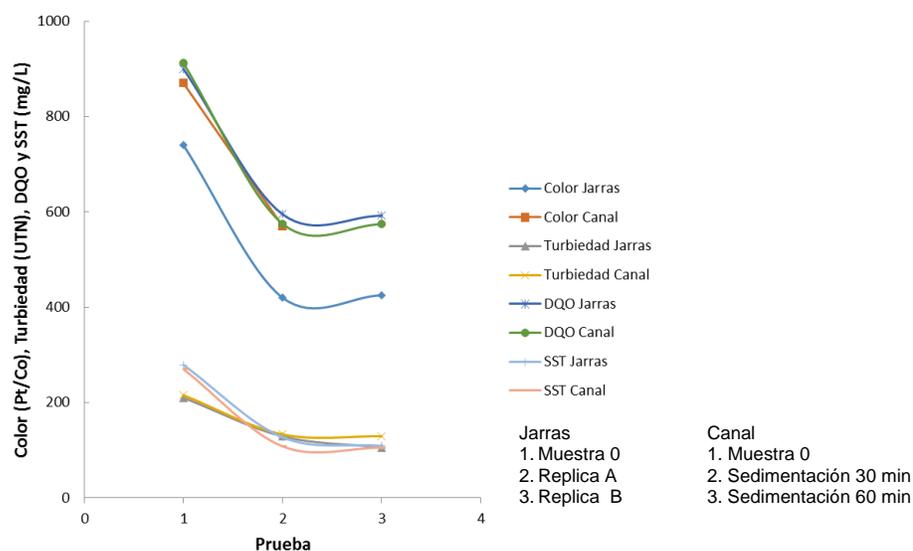


Figura 8. Comparación de los resultados obtenidos del proceso de coagulación floculación realizado en la prueba de jarras y en el canal rotatorio circular con el efluente diluido del reactor anaerobio.

## Conclusiones

### 1. Efluentes de la Laguna facultativa y de un reactor UASB escala piloto

- La reducción de color y turbidez en el efluente aerobio posterior al proceso físico químico es de buena calidad, al ser el resultado de color inferior a 50 Unidades Pt/Co y la turbidez a 5 UTN, cuando se utilizó una concentración de Sulfato de aluminio de 118 ppm.
- La dosis óptima de Cloruro férrico fue 1101 ppm para reducir el color 93% en el efluente aerobio. Por lo que se gastarían 55.07 kg/d, para tratar un caudal de 50000 L/d.

- La dosis óptima de Sulfato ferroso fue de 114 ppm para reducir la DQO 52% en el efluente anaerobio, la cantidad de coagulante que se consumiría sería de 0.11 kg/d para tratar un caudal de 950 L/d.

## **2. Agua con desechos de un criadero de peces escala piloto**

- Una dosis mayor de almidón no indica, un mayor porcentaje de reducción.
- La dosis óptima de almidón para la reducción de turbiedad, color fue la de 55.48 mg/L, mientras que para SST y SSV fue la de 33.29.

## **3. Agua de un punto de la red del río Lerma**

Se obtiene mayor reducción de turbiedad y color a pH 3.0 que a pH 7.0 agregando una dosis de 111.38 ppm de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y 59.24 mg/L de coagulante catiónico. El problema es que subir el pH a 7.0 se requiere la adición de NaOH, que implica un costo adicional.

## **4. Agua diluida de un punto de la red del río Lerma a diferentes pH, concentraciones de turbiedad y dosis de coagulante**

La reducción de turbiedad a un pH 3.0 no es viable por los costos que genera primero reducir el pH y posteriormente elevarlo cercano a 7.0 para el vertido del agua tratada al alcantarillado.

## **5. Agua preparada con colorantes comerciales**

- Los resultados de las pruebas de coagulación floculación indican que el  $\text{MgCl}_2$  puede reducir el color producido por los colorantes comerciales a través de mecanismos adsorptivos con el  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  formado en el proceso de coagulación floculación.

- Si se adiciona una dosis menor de  $MgCl_2$  se pueda llegar a un pH final de 7.0 y así otro mecanismo de reducción de color sería a través de cargas de neutralización.

## **6. Comparación del proceso de coagulación floculación con la prueba de jarras y con el canal rotatorio circular**

Con las condiciones de trabajo establecidas en la prueba de jarras y en el canal rotatorio circular, los porcentajes de reducción de los parámetros estudiados fueron similares (color, turbiedad, DQO y SST).

## **REFERENCIAS**

- Amokrane, A., Comel, C., Veron, J. (1997) Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water Research*, 31(11), 2775-2782.
- Ayeche, R. (2012) Treatment by Coagulation-Flocculation of Dairy Wastewater with the Residual Lime of National Algerian Industrial Gases Company (NIGC-Annaba) *Energy Procedia*, 18, 147-156.
- Apostol, G., Kouachi, R., Constantinescu, I. (2011) Optimization of coagulation-flocculation process with aluminum sulfate based on response Surface methodology. U.P.B. Sci. Bull., Series B, 73(2), 77-84.
- Bratby, J. (2008) Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment. IWA Publishing. UK.
- Campos, J. R. y Bernardo, L. D. (1988) Uso de polímeros naturales en el tratamiento de agua para abastecimiento. Proyectos de estudio. Desarrollo y transferencia Integral de Tecnología Aplicada al Abastecimiento de Agua. OMS. Colombia.
- Deutsch, W. J. (1997) Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination. CRC Press. USA.
- Esparza Soto, M., Solís Morelos, C. and Hernández Torres, J. J. (2011) Anaerobic treatment of a medium strength industrial wastewater at low-temperature and short hydraulic retention time: a pilot-scale experience *Water Science & Technology* 64(8) 1629–1635.
- Hai Tan, B. Tow Teng, T. y Mohd Omar, A. K. (2000) Removal of dyes and industrial dye wastes by magnesium chloride. *Water Resources*. 34(2) 597-601.
- García Pulido, D. (1999) Planta experimental de Tratamiento de aguas residuales por medios biológicos. Tesis Maestría en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del estado de México, 233 pp.
- Hinojosa Peña, A. (2006) Diseño de una red estratégica de monitoreo para el curso alto del río Lerma y su utilización en el estudio espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos. Tesis Maestría en Ciencias del Agua. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del estado de México, 123 pp.
- Khayet, M. Zahrim, A.Y., Hilal, N. (2011) Modelling and optimization of coagulation of highly concentrated industrial grade leather dye by response surface methodology. *Chemical Engineering Journal*.
- Montgomery, J. M. (1985) Water treatment principles and design. Wiley Interscience Publication. USA. 696 pp.
- NMX-AA-007-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Método de prueba.
- NMX-AA-008-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación del pH – Método de prueba.
- NMX-AA-036-SCFI-2001 Análisis de agua – Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- NMX-AA-030-SCFI-2001 Análisis de agua – Determinación de la Demanda Química de Oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- NMX-AA-036-SCFI-2001 Análisis de agua – Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.

- NMX-AA-038-SCFI-2001. Análisis de agua – Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - Método de prueba.
- NMX-AA-093-SCFI-2000 Análisis de agua – Determinación de conductividad electrolítica - Método de prueba.
- Proyecto 3395/2013M. Salinas Tapia H. (2014). Determinación por técnicas ópticas PIV y PTV de las características hidrodinámicas de flocs en sistemas de canales circulares rotatorios
- Somasiri, W. Xiu-Fen, L, Wen-Quan, R. Chen, J. (2008) Evaluation of the efficacy of upflow anaerobic sludge blanket reactor in removal of colour and reduction of COD in real textile wastewater. *Bioresource Technology*, 99(9), 3692-3699.