



Revista Arbitrada Venezolana
del Núcleo Costa Oriental del Lago



 **mpacto** *Científico*

Universidad del Zulia

Diciembre 2015
Vol. 10 N° 2

ppi 201502ZU4641
Esta publicación científica en formato digital
es continuidad de la revista impresa
Depósito Legal: pp 200602ZU2811 / ISSN:1836-5042

 **Impacto Científico**

**Revista Arbitrada Venezolana
del Núcleo LUZ-Costa Oriental del Lago**

Vol. 10. N°2. Diciembre 2015. pp. 122-139

Evaluación de un tratamiento fisicoquímico en efluentes provenientes del lavado de vehículos para su reutilización

**Sedolfo Carrasquero, Karen Terán, Marielba Mas y Rubi,
Gilberto Colina y Altamira Díaz**

*Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Facultad de Ingeniería.
Universidad del Zulia.
scarrasquero@fing.luz.edu.ve*

Resumen

Las empresas del lavado de vehículos rápidamente se han incrementado en los últimos años debido a la creciente flota de automóviles. El lavado de vehículos ocasiona graves impactos ambientales, tales como el uso excesivo de agua potable y la descarga de efluentes sin tratamiento previo. El objetivo de la investigación fue evaluar un tratamiento fisicoquímico de coagulación, floculación, sedimentación y filtración en aguas residuales generadas por el lavado de vehículos, utilizando cloruro férrico (CF), sulfato de aluminio (SA) y cloruro de calcio (CC). La recolección del efluente se realizó en un auto-lavado ubicado en la parroquia Juana de Ávila del Municipio Maracaibo, Estado Zulia. El efluente se caracterizó mediante los parámetros: pH, demanda química de oxígeno (DQO), demanda biológica de oxígeno (DBO_{5,20}), fósforo total, turbidez, alcalinidad total, sólidos totales, sólidos sedimentables y color aparente. El tratamiento se llevó a cabo mediante la realización de corridas exploratorias con dosis de coagulantes que oscilaron entre 0 y 850 mg/L. Las dosis óptimas para los coagulantes utilizados que permitieron obtener porcentajes de remoción de 93, 98 y 67 % para el color y 95, 99 y 87% para la turbidez, fueron 700, 350 y 350 mg/L para el SA, CF y CC, respectivamente. Existieron diferencias significativas entre los tratamientos con SA, CF y CC con respecto a la remoción de DQO, por lo que el tipo de coagulante utilizado afectó la remoción de este parámetro. El tratamiento que produjo un efluente adecuado para la reutilización fue cuando se utilizó el CF como coagulante.

Palabras clave: auto-lavados; coagulación; floculación; tratamiento fisicoquímico; reutilización.

An assessment in effluents from chemical treatment car wash for reuse

Abstract

The car wash companies have rapidly increased in recent years, due to the growing fleet of cars. Washing of vehicles causes serious environmental impacts, such as excessive use of water and the discharge of untreated effluents. The objective of the research was to evaluate physical treatment chemical coagulation-flocculation-sedimentation wastewater generated in washing vehicles, using ferric chloride (CF), aluminum sulfate (HS) and calcium chloride (CC) as coagulants. The effluent collection for the study was conducted in a car wash located in the parish Juana de Ávila, Municipality Maracaibo, Zulia State. The effluent from the washing of vehicles are characterized by the parameters pH, chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand ($BOD_{5,20}$), total phosphorus, turbidity, total alkalinity, total solids, settleable solids, royal color and color apparent. The treatment was carried out by performing exploratory runs doses of coagulants ranging between 0 and 850 mg / L. Optimal dosages for coagulants used were 700 , 350 and 350 mg / l . These doses allowed to obtain removal rates of 93 , 98 and 67% for color and 95, 99 and 87% for turbidity , respectively. There were significant differences between treatments with SA, CF and CC with respect to COD removal, so that the type of coagulant used, affected the COD removal. The treatment produced an effluent was suitable for reuse if the CF was used as a coagulant.

Keywords: Coagulation; flocculation; car washes; wastewater treatment; reuse.

Introducción

El crecimiento continuo de la población en las zonas urbanas exige una gran cantidad de servicios, tales como el transporte a través de vehículos privados y públicos. Estos medios de transporte requieren limpieza y mantenimiento continuo en los sistemas de lavado, que permiten la eliminación de la suciedad en los automóviles, la cual aparece por el hecho de estar el vehículo en contacto con el aire, y suele ser polvo ambiental, aceites, grasas y derivados del petróleo con alto contenido de turbidez (Panizza y Cerisola, 2009). Las empresas del lavado de vehículos rápidamente se han incrementado en los últimos años, debido a la creciente flota de automóviles. Se estima que sólo en la ciudad de Maracaibo, Venezuela, el parque automotor está compuesta por 750 mil unidades (García, 2012).

El crecimiento de las microempresas de todos los sectores productivos, tiene una importancia económica y social reconocida en todo el mundo, y es responsable de un aumento en los puestos de trabajo, sobre todo de

personas con bajo nivel profesional (Guerra, 2008). En este contexto, el éxito y crecimiento de las microempresas dedicadas al lavado de automóviles motiva a la reflexión sobre su práctica, debido a que presentan aspectos paradójicos, contribuyen al crecimiento económico local y a la generación de empleo e ingresos, proporcionando mejoras en la calidad de vida de las comunidades, pero al mismo tiempo, estas actividades también pueden causar un impacto medioambiental grave.

De acuerdo a Costa y col. (2009) el lavado de vehículos ocasiona impactos ambientales tales como: el uso excesivo de agua potable y la descarga de efluentes sin tratamiento previo. Estudios recientes han demostrado el potencial de contaminación de los efluentes procedentes del lavado de vehículos debido a que contienen materia orgánica, hidrocarburos totales, detergentes, agentes tensoactivos, aceites, grasas, metales pesados y sólidos suspendidos totales. La mayoría de estas sustancias son recalcitrantes causando un daño irreparable a la flora y fauna acuática, principalmente debido a su toxicidad y potencial de bioacumulación; además causan interferencia en el intercambio gaseoso y transferencia de energía en los ecosistemas acuáticos (Rubí y col., 2009; Rosa y col. 2011)

El consumo promedio de agua para un lavado profesional completo de un solo vehículo oscila entre 50 y 380 litros, dependiendo del tipo de vehículo y del sistema operativo utilizado (Fall y col., 2007; Boussu y col., 2007). Esta actividad se encuentra entre las más consumidoras de agua generando problemas de abastecimiento a la población (Al-Odwaní y col., 2007).

Una alternativa simple, rentable y altamente efectiva en la remoción de los contaminantes para el tratamiento y reutilización de los efluentes de lavado de vehículos es el proceso de coagulación-floculación mediante la adición de compuestos químicos, tales como las sales de hierro y de aluminio (Rubí y col. 2009, Mazumder y Mukherjee, 2011).

El objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia, en cuanto a la remoción de materia orgánica, turbidez, color y sólidos totales, de un tratamiento fisicoquímico de coagulación y floculación utilizando sulfato de aluminio, cloruro de calcio y cloruro férrico en efluentes provenientes del lavado de vehículos para su reutilización.

Materiales y métodos

La recolección de los efluentes se realizó en una tranquila ubicada al final de una línea de 16 puestos de lavado, en un auto-lavado de la Parroquia Juana de Ávila, Municipio Maracaibo, Estado Zulia. Los parámetros medidos en la caracterización fueron: pH (4500-H⁺), demanda de oxígeno total (5220-C), demanda bioquímica de oxígeno (5210-B), turbidez (2130-B), alcalinidad total (2320-B), sólidos totales (2540-D), sólidos suspendidos totales y volátiles (2540-E), color aparente (2120-C) y fósforo total (4500-P C), según los procedimientos establecidos en el Método Estándar (APHA y col., 1998).

Se utilizaron coagulantes comerciales de fácil adquisición, sulfato de aluminio (Scharlau), cloruro férrico (Riedel-de Haën) y cloruro de calcio (Riedel-de Haën). Los tratamientos se llevaron a cabo mediante la realización de corridas exploratorias con distintas dosis de coagulantes, que permitieron conocer la dosis óptima definitiva. La concentración de la solución madre a partir de la cual fueron agregadas las dosis fue de 10.000 mg/L para los tres coagulantes utilizados. Las pruebas de coagulación para el sulfato de aluminio y el cloruro de calcio se realizaron sin ajustar el pH original del efluente del auto-lavado que osciló entre 7,0 y 7,9 unidades de pH (Rubí y col., 2009); mientras que para el cloruro férrico se realizó un ajuste del pH a pH básicos, mayores a diez unidades (Santiago y col., 2012)

Los tratamientos se simularon utilizando la prueba de jarra, que se realizó en un equipo con un agitador múltiple de velocidad variable (Phipps y Bird Inc, Modelo No. 300) que creó una turbulencia simultánea en 6 vasos de precipitado de 500 mL, con dosis variable de cada coagulante y un pH variable según el coagulante usado.

Las condiciones de agitación para todos los coagulantes utilizados fueron una agitación rápida a 100 rpm durante un minuto, una agitación lenta a 40 rpm durante quince minutos y 30 minutos de sedimentación. Después del período de sedimentación, se procedió a captar una muestra del sobrenadante en un punto situado aproximadamente 2 cm por debajo de la parte superior del nivel de líquido de cada vaso de precipitado con la finalidad de determinar los parámetros fisicoquímicos: DQO, color, turbiedad, sólidos totales y pH.

Luego de sedimentadas las muestras, las mismas fueron filtradas empleando filtros de grado cualitativos No 1. de 15 cm de diámetro, simulando el proceso de filtración, para después medir los parámetros fisicoquímicos como DQO, sólidos totales, color y turbidez para determinar si el proceso de filtración mejora la calidad del efluente.

El experimento fue conducido mediante un diseño completamente al azar, con un total de tres tratamientos con tres repeticiones cada uno. Los resultados de los parámetros fisicoquímicos medidos se expresaron utilizando estadística descriptiva, señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar). Los resultados de las remociones de las variables color, turbidez, ST y DQO de las mejores pruebas obtenidas se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias a través de la prueba de Tukey, utilizando el programa estadístico Statistix versión 8.0.

Resultados y discusión

Caracterización del efluente proveniente del lavado de vehículos

La caracterización fisicoquímica del efluente del lavado de vehículos se presenta en la Tabla 1, así como también los límites establecidos por la normativa venezolana para la descarga a redes cloacales, contemplados en el Decreto 883 (Gaceta oficial de la República de Venezuela, 1995).

Tabla 1. Características del efluente generado durante el lavado de vehículos

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media ± DE)	Límites establecidos por la norma de descarga a las redes cloacales
pH	---	7,59 ± 0,11	6-9
Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	227 ± 33	---
DQOT	mg/L	264 ± 9	900 mg/L
DBO _{5,20}	mg/L	12,4 ± 4,2	350 mg/L
Turbidez	NTU	208 ± 3	---
Color aparente	UC	325 ± 25	---
ST	mg/L	1150 ± 212	1600 mg/L
SST	mg/L	927,0 ± 179,60	400 mg/L
SSV	mg/L	223 ± 33	---
SS	mL/L	0,515 ± 0,001	---
PT	mg/L	7,30 ± 0,15	10 mg/L
DBO _{5,20} /DQOT	---	0,046	---

DE: desviación estándar; n: número de mediciones realizadas, n ≥ 8

El efluente proveniente del lavado de vehículos se caracterizó por presentar un pH promedio de 7,59 unidades. Dicho valor es ligeramente superior al reportado por Mazumder y Mukherjee (2011), quienes obtuvieron en su estudio valores de pH comprendidos entre 6,40 y 7,00 unidades; pero se encuentra dentro del rango reportado por Zanetti y col. (2009), quienes obtuvieron un pH entre 6,60 y 8,20 unidades. Este parámetro siempre se mantuvo dentro del rango impuesto por la normativa venezolana para la descarga a las redes cloacales (6 - 9).

La concentración de materia orgánica medida como DQO_T osciló entre 255 y 273 mg/L. Mazumder y Mukherjee (2011), reportaron valores de DQO_T para efluentes de autolavados que oscilaron entre 227 y 378 mg/L; observándose

que las concentraciones obtenidas en este estudio se encuentran dentro del rango reportado por dichos autores. Sin embargo, estas concentraciones son menores a las reportadas por Rosa y col. (2011) quienes obtuvieron altas concentraciones de DQO_T que fluctuaron entre 959 y 2432 mg/L.

La diferencia puede atribuirse al tipo de vehículos que visitan las estaciones de lavados, es decir, si son automóviles, camionetas, autobuses o camiones, así como también a la naturaleza de los detergentes y desengrasantes utilizados y a los servicios de lavado realizados. Al respecto Fall y col. (2007) encontraron que cuando el auto-lavado ofrece un servicio completo, que incluye lavado de la carrocería, del motor y del chasis, la concentración de materia orgánica (DQO_T) se eleva cinco y hasta seis veces en comparación cuando solo se realiza el lavado de la carrocería. Rubí y col. (2009), Fall y col. (2007) y Vasconcelos (2009) encontraron concentraciones de DQO_T que oscilaron entre 897 y 8350 mg/L en efluentes de auto-lavados que ofrecían servicio completo. El auto-lavado en estudio no ofrece lavados de chasis ni de motor.

La demanda bioquímica de oxígeno ($DBO_{5,20}$) fluctuó entre 8,2 y 16,6 mg/L. Estos valores se encuentran dentro del rango de Hamada y Miyazaki (2004), quienes obtuvieron concentraciones que oscilaron entre 4,8 y 50,0 mg/L. Según Boussu y col. (2007) los detergentes son los responsables más prominentes para el consumo de oxígeno en las aguas residuales de lavado de vehículos.

Los valores de DQO se relacionan con los valores de $DBO_{5,20}$ en proporciones que varían de acuerdo a los componentes asociados a la materia orgánica en degradación. En el presente estudio la relación $DBO_{5,20}/DQO_T$ correspondió a un valor de 0,046, lo que indica que el efluente del lavado de vehículos no tendría muy buenas características para ser tratado por medios biológicos.

La concentración de sólidos totales osciló entre 938 y 1362 mg/L, siendo predominante la fracción de los sólidos suspendidos cuyos valores obtenidos corresponden a 747,40 y 1106,60 mg/L, lo que representa aproximadamente el 80% de los sólidos totales. Resultados similares fueron obtenidos por Mazumder y Mukherjee (2011), quienes obtuvieron concentraciones de ST entre 800 y 1500 mg/L y de SST entre 600 y 750 mg/L, representando 75% de los ST.

La concentración promedio de fósforo total fue de 7,30 mg/L. Dicho valor es menor al reportado por Rosa y col. (2011), quienes obtuvieron una concentración promedio de fósforo de 12,5 mg/L pero se encuentra dentro del rango reportado por López y col. (2009). El fósforo que se encuentra en estos efluentes proviene de los detergentes y champús que se utilizan en el lavado de los vehículos, así como también las partículas del suelo que se hayan adherido al mismo.

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos color y turbidez, los valores de color aparente oscilaron entre 300 y 350 UC mientras que la turbidez

fluctuó entre 205 y 211 UNT. Rosa y col. (2011) obtuvieron valores de turbidez que oscilaron entre 160 y 210 UNT en un efluente de una estación de lavado de que atendía en promedio 40 vehículos diarios generando 3200 L/d.

Tratamiento fisicoquímico del efluente proveniente del lavado de vehículos

Tratamiento del efluente del lavado de vehículos con sulfato de aluminio (SA)

La Figura 1 muestra la variación del color aparente en función de la dosis de sulfato de aluminio utilizada en el tratamiento. Se observó que los menores valores se lograron cuando la dosis se encontró en un rango comprendido entre 600 y 850 mg/L. Al aumentar la dosis del sulfato de aluminio aumentó la remoción de color y turbidez. Para dosis que oscilaron entre 50 y 150 mg/L se encontraron porcentajes de remoción de color aparente de 16,7%, mientras que para dosis entre 200 y 550, y 600 y 850 mg/L, el porcentaje de remoción fue de 33,3 y 93,3%, respectivamente.

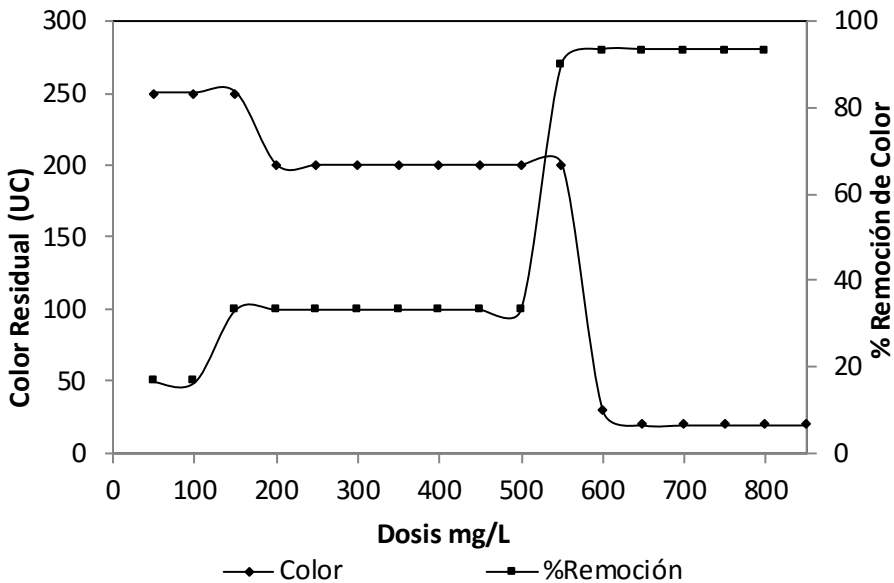


Figura 4. Valores residuales y % de remoción de color a diferentes dosis de SA

Cuando la dosis de sulfato de aluminio superó los 600 mg/L se obtuvieron valores de turbidez menores a 15 UNT (Figura 2). La dosis que permitió obtener los menores valores de turbidez y color aparente con el menor gasto de coagulante fue de 700 mg/L, se logró un valor de turbidez decantada de 9,50 UNT para una turbidez inicial de 208 UNT y un valor de color aparente de 20 UC para un valor de color aparente inicial de 325 UC.

Los resultados obtenidos son similares a los reportados por Rubí y col. (2009), quienes obtuvieron 96% de remoción de turbidez con una dosis óptima de 650 mg/L utilizando sulfato de aluminio como coagulante en efluentes provenientes del lavado de vehículos.

El pH obtenido para cada una de las muestras luego del proceso de coagulación-floculación se muestra en la Figura 3. Se observó que a medida que se incrementó la dosis de coagulante, el pH del efluente del proceso de tratamiento disminuyó. La dosis óptima de 700 mg/L obtuvo un valor de pH de 4,31 unidades; valor cercano al obtenido por Rubí y col (2009), quienes reportaron un valor de 4,6 unidades de pH al tratar aguas residuales de una estación de lavado de vehículos con el sulfato de aluminio.

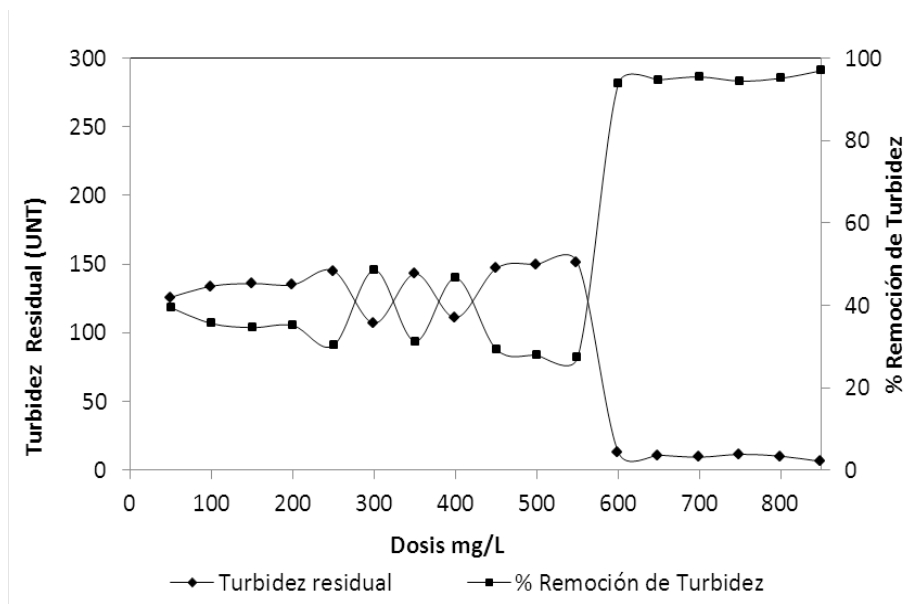


Figura 2. Valores residuales y % de remoción de turbidez a diferentes dosis de SA

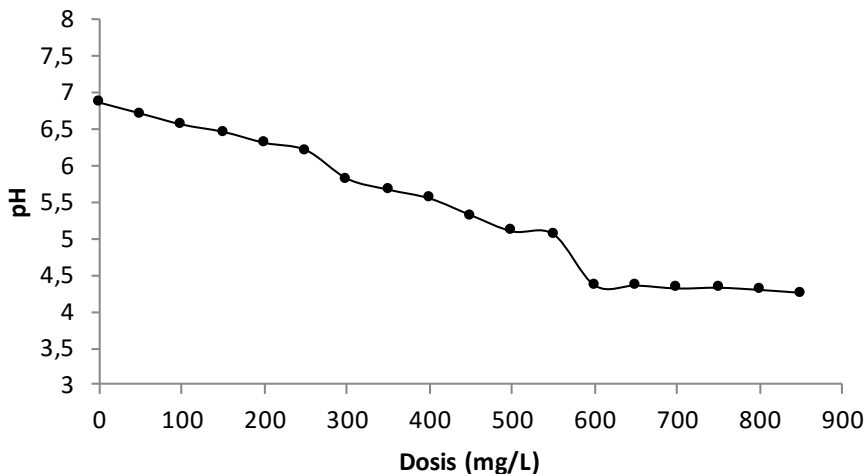


Figura 3. Valores de pH bajo diferentes dosis de sulfato de aluminio.

Resultados similares a los obtenidos en esta investigación, fueron reportados por Ghaly y col. (2006), quienes observaron una disminución del pH con la adición de las sales metálicas: sulfato de aluminio y sulfato ferroso. Estas sales disminuyeron el potencial de hidrógeno de 9,5 a 3,9 unidades y de 9,5 a 5,1 unidades, respectivamente con una dosis de coagulante de 1.000 mg/L. Los bajos potenciales de hidrógeno pueden ser atribuidos a que el ión aluminio (Al^{3+}) es un ion ácidos de Lewis, que reaccionando con los iones (OH^-) presentes en la solución acuosa producen $Al(OH)_3$. (Song y col., 2004). Cabe destacar que la disminución también puede atribuirse a que en el efluente no existe la alcalinidad total suficiente para amortiguar el descenso del pH producido por la adición de los coagulantes

La disminución de pH exigiría el suministro de una sustancia para neutralizar esta acidez en el agua tratada antes de verterlo en el sistema de alcantarillado. Otra opción implica ajustar el pH antes del tratamiento mediante la adición de un compuesto básico (hidróxido de sodio o calcio) que suministre la alcalinidad suficiente que permite amortiguar los cambios del pH y aumentar el pH antes del tratamiento.

Tratamiento del efluente del lavado de vehículos con cloruro férrico

En la Figura 4 se muestran los resultados obtenidos del tratamiento de coagulación y floculación utilizando cloruro férrico. Se encontró que las concentraciones menores de los parámetros de control turbidez y color, se lograron cuando la dosis se encontró en un rango comprendido entre 300 y

500 mg/L (Figura 5). Para una dosis de 350 mg/L, se obtuvieron valores de turbidez decantada de 1,71 UNT y color aparente de 5 UC, lo que corresponde a un porcentaje de remoción de un 98,6% para la turbidez decantada y un 97,5% en la remoción de color aparente. Los resultados obtenidos para la remoción de turbidez son ligeramente superiores a los reportados por Rubí y col. (2009) en efluentes de autolavados, quienes reportaron 97,3% para una turbidez inicial de 750 UNT.

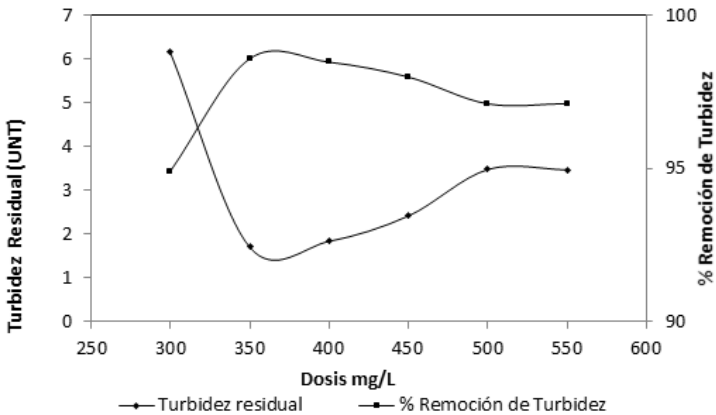


Figura 4. Valores residuales y % de remoción de turbidez a diferentes dosis de CF

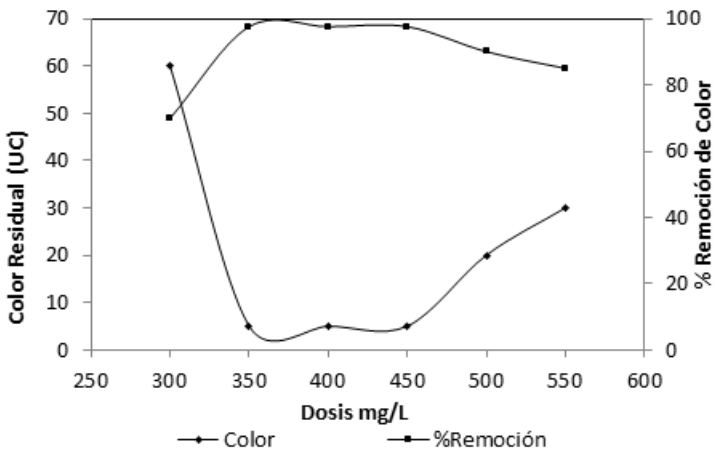


Figura 5. Valores residuales y % de remoción de color a diferentes dosis de CF

Diversos autores han utilizado el cloruro férrico como coagulante en el tratamiento de efluentes del lavado, como el caso de Orescanin y col. (2012), quienes para el tratamiento de un agua residual generada por el lavado de botes, obtuvieron eficiencias de remoción de 98,8% para el color, y 99,9% para la turbidez a una dosis cercana a la reportada en esta investigación. Estos autores también demostraron que a medida que aumentaban la dosis de cloruro férrico, se obtenían mayores índices de remoción.

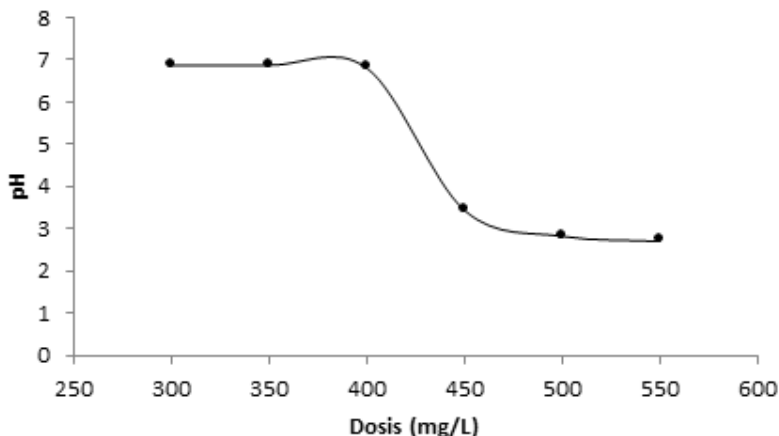


Figura 6. Valores de pH bajo diferentes dosis de cloruro férrico

El pH obtenido luego del proceso físicoquímico se muestra en la Figura 6. Se puede observar que a medida que se incrementó la dosis de coagulante se observó una disminución de pH. Para la dosis óptima seleccionada de 350 mg/L se obtuvo un valor de pH de 6,89 unidades.

Rubí y col. (2009) demostraron que al aumentar el pH en el proceso de coagulación utilizando cloruro férrico se mejoraba la remoción de color y turbidez. Los investigadores obtuvieron para un pH de 9,0 unidades un porcentaje de remoción de turbidez decantada de 63%, mientras que cuando el pH fue de 9,9 unidades, el porcentaje fue de 87%. Resultados similares fueron obtenidos por Santiago y col. (2012) quienes concluyeron que el empleo de cloruro férrico difiere al de las sales de aluminio, debido a que el coagulante a pH cercanos a la neutralidad (7,2-7,4) no reacciona.

Rubí y col. (2009), obtuvieron un pH de 3,2 unidades después del tratamiento con altas dosis de cloruro férrico; mientras que Ghaly y col. (2006) obtuvieron pH de 2,2 y 3,8 unidades con altas dosificaciones de cloruro férrico. De igual manera que con el sulfato de aluminio, los bajos potenciales de hidrógeno pueden ser atribuidos a que el ión férrico (Fe^{3+}) es un ion ácidos de Lewis, que reaccionando con los iones (OH^-) presentes en la solución acuosa producen $Fe(OH)_3$ (Song y col., 2004).

Tratamiento efluente proveniente del lavado de vehículos con cloruro de calcio

De acuerdo a los resultados obtenidos se seleccionó 350 mg/L como dosis óptima, ésta dosis permitió obtener valores de turbidez decantada de 25,9 UNT y de color aparente después del tratamiento de 100 UC, obteniendo un porcentaje de 86,5% para la turbidez y un 66,7% para la remoción de color aparente (Figura 7 y 8).

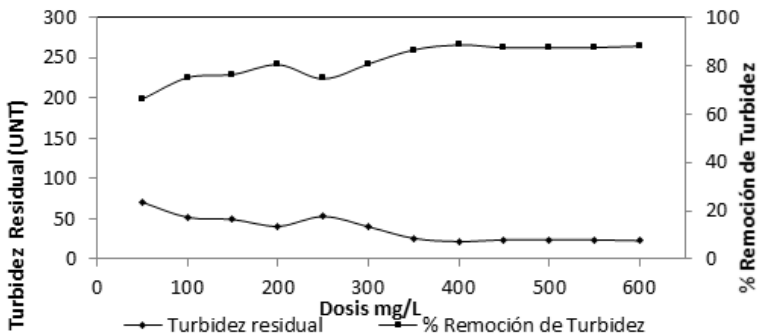


Figura 7. Valores residuales y % de remoción de turbidez a diferentes dosis de CC

Mazumder y Mukherjee (2011) reportaron que la dosis mínima requerida para alcanzar un 50% de remoción de aceite y grasas en este tipo de efluentes es de 150 a 300 mg/L de cloruro de calcio. Estos investigadores seleccionaron como dosis óptima 300 mg/L de cloruro de calcio en combinación con 1 mg/L de bentonita utilizado como coadyuvante de coagulación para garantizar una buena eficacia de remoción. Investigadores como Vaccari y col. (2013) alcanzaron porcentajes de remoción superiores a 90% de turbidez decantada utilizando compuestos de calcio como el óxido de calcio en aguas residuales de autolavados de elevada turbiedad utilizando como dosis óptima 1400 mg/L de óxido de calcio.

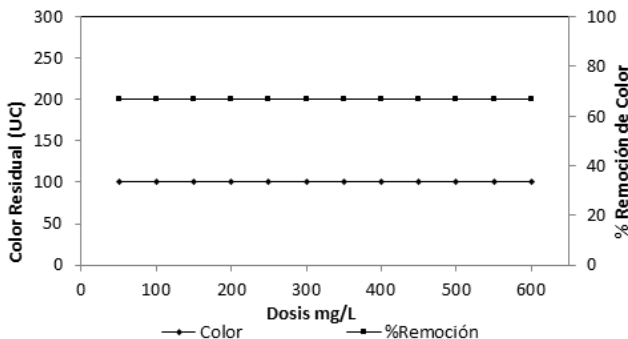


Figura 8. Valores residuales y % de remoción de color a diferentes dosis de CC

El pH obtenido para cada muestra, luego del proceso de coagulación-floculación, se muestra en la Figura 9. Se puede observar que a medida que se incrementó la dosis de coagulante aumentó ligeramente el pH del efluente tratado, obteniendo así para la dosis óptima seleccionada de 350 mg/L un valor de pH de 7,5 unidades.

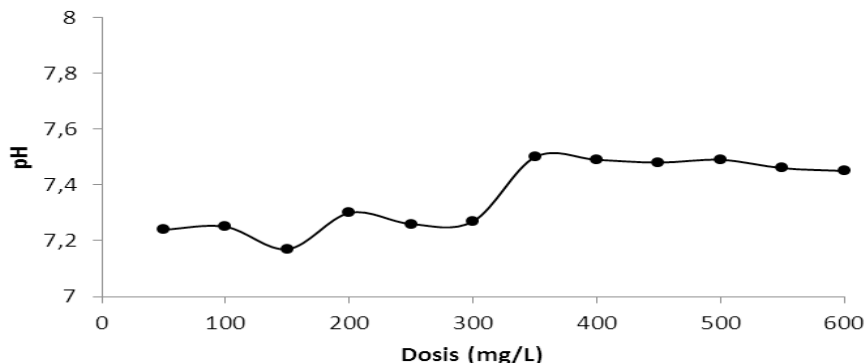


Figura 9. Valores de pH bajo diferentes dosis de cloruro de calcio.

Eficiencia del tratamiento fisicoquímico en la remoción de DQO, color, turbidez y sólidos totales.

Los valores después del tratamiento fisicoquímico de coagulación, floculación y sedimentación de DQO y sólidos totales para las dosis seleccionadas como óptimas se presentan en la Tabla 2. Para el caso del sulfato de aluminio se obtuvo una concentración de sólidos totales de 30 mg/L, siendo el tratamiento que generó la menor concentración de ST, seguido del cloruro férrico con 55 mg/L y el cloruro de calcio con 65 mg/L. En relación a las concentraciones de DQO, el valor más bajo se obtuvo con el cloruro férrico obteniendo una concentración 15,66 mg/L.

Tabla 2. Valores de DQO y sólidos totales para las dosis óptimas seleccionadas para cada tratamiento

Tratamiento	Dosis (mg/L)	DQOT (mg/L)	Sólidos totales (mg/L)
Al ₂ (SO ₄) ₃	700	76,08 ± 5,23	30 ± 6
FeCl ₃	350	15,66 ± 7,90	55 ± 12
CaCl ₂	350	102,94 ± 9,46	65 ± 9

En la Tabla 3 se presentan los porcentajes de remoción de color, turbidez, DQO_T y sólidos totales correspondientes a las dosis óptimas seleccionadas para cada tratamiento.

Tabla 3. Porcentajes de remoción para la dosis óptima seleccionada para cada tratamiento.

Tratamiento	Dosis (mg/L)	Color Residual	%Remoción Turbidez Residual	DQOT	Sólidos Totales
Al ₂ (SO ₄) ₃	700	93,3 ± 2,6a	95,4 ± 3,4a	71,2 ± 10,4b	97,4 ± 1,6a
FeCl ₃	350	97,5 ± 1,5a	98,6 ± 2,3a	94,0 ± 2,4 a	95,2 ± 2,0a
CaCl ₂	350	66,7 ± 7,8b	86,5 ± 3,9b	61,1 ± 4,8c	94,3 ± 0,9b

Nota: Media seguida por letras distintas en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p≤0,05)

Para el caso del sulfato de aluminio, con la dosis óptima seleccionada de 700 mg/L, se alcanzaron porcentajes de remoción 71,2% para la DQO_T, 97,4% para los ST, 93,3% para el color y 95,4 % para la turbidez. Estos resultados son similares a los reportados por Rubí y col. (2009) que utilizando sulfato de aluminio en efluentes de autolavados con un pH de coagulación de 6,5 unidades, obtuvieron porcentajes de remoción de 98,1 y 77,0 % para la turbidez y DQO_T, respectivamente.

Con respecto al cloruro férrico con una dosis óptima de 350 mg/L, se obtuvo una remoción de DQO del 94,1%, de ST de 95,2%, de turbidez de 98,6% y de color de 97,5%. Estos porcentajes de remoción son superiores a los reportados por Rubí y col. (2009) que utilizando cloruro férrico obtuvieron porcentaje de remoción del 94 % para la turbidez y del 77 % para la DQO_T.

El tratamiento con cloruro de calcio registró una remoción de DQO_T de 61,1%, de ST de 94,3%, de color de 66,7% y de turbidez de 86,5%. Para obtener un mayor rendimiento con el uso de este coagulante se hace necesario el uso de coadyuvantes. Mazumder y Mukherjee (2011) utilizaron la bentonita junto al cloruro de calcio, y concluyeron que para lograr mayores porcentajes de remoción superiores a 50% de color y turbidez se necesitan altas dosificaciones de este coagulante que oscilen entre 300 y 500 mg/L en presencia de un coadyuvante.

El tratamiento con CC presentó diferencias significativas en la remoción de los parámetros fisicoquímicos evaluados (color, turbidez, ST, DQO_T) con respecto a los tratamientos con SA y CF, lo que indica que el CC fue el coagulante menos efectivo para la remoción de dichos parámetros.

Del análisis estadístico realizado, se observó que para la remoción de color, turbidez y ST no existieron diferencias significativas entre los tratamientos con SA y CF. Sin embargo, para la DQO_T sí se presentaron diferencias significativas entre estos coagulantes. Por lo tanto se puede afirmar que el

tipo de coagulante utilizado, afectó la remoción de DQO_T, siendo el CF el más efectivo para la remoción de esta variable.

Posterior al tratamiento de coagulación-floculación, se filtraron las muestras correspondientes a las dosis óptimas de los tres tratamientos realizados, y se pudo observar que la filtración favoreció notablemente la remoción de los parámetros en estudio, en la Tabla 4 se presentan los valores de DQO, sólidos totales, color verdadero y turbidez filtrada, correspondientes a la dosis óptimas de cada tratamiento y en la Tabla 5 se muestran los porcentajes de remoción de los parámetros analizados después del proceso de filtración.

Tabla 4. Valores de DQO y sólidos totales después del proceso de filtración para las dosis óptimas seleccionadas para cada tratamiento.

Tratamiento	Dosis (mg/L)	DQOT (mg/L)	Sólidos totales (mg/L)	Color verdadero (UC)	Turbidez filtrada (UNT)
Al ₂ (SO ₄) ₃	700	35,8 ± 5,2	20 ± 3	5 ± 0	1,58 ± 0,25
FeCl ₃	350	6,7 ± 2,1	21 ± 5	5 ± 0	1,71 ± 0,90
CaCl ₂	350	76,8 ± 12,5	51 ± 3	50 ± 15	9,80 ± 2,30

Tabla 5. Porcentajes de remoción después de proceso de filtración para las dosis óptimas seleccionadas para cada tratamiento

Tratamiento	Dosis (mg/L)	Color Verdadero	%Remoción Turbidez Filtrada	DQOT	Sólidos Totales
Al ₂ (SO ₄) ₃	700	96,7 ± 0a	99,4 ± 0,2a	86,5 ± 2,5b	98,3 ± 0,5a
FeCl ₃	350	97,5 ± 0a	98,6 ± 0,3a	97,5 ± 1,2a	98,2 ± 0,2a
CaCl ₂	350	83,3 ± 7,0b	96,3 ± 0,7b	71,2 ± 8,3c	95,6 ± 0,8b

Nota: Media seguida por letras distintas en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey (p<0,05)

El tratamiento con sulfato de aluminio obtuvo un valor promedio de 98,3% en la remoción de sólidos totales, seguido del cloruro férrico con un 98,2% y del cloruro de calcio con un 95,6%. En cuanto a la remoción de DQO_T, se puede observar que se registró un 97,5% para el tratamiento con el cloruro férrico; siendo éste el mayor porcentaje en comparación con el sulfato de aluminio y el cloruro de calcio.

Tassoula y col. (2007) realizaron un tratamiento de filtración posterior a la coagulación, para la remoción de turbidez y DQO de un efluente proveniente de una planta de tratamiento municipal, estos autores reportaron remociones de turbidez en el orden del 50 y 55%, para los coagulantes utilizados: sulfato de aluminio y cloruro férrico, demostrando así la eficiencia de la filtración. Sin embargo, estos investigadores no lograron remociones significativas en cuanto a remoción de DQO.

Reutilización del efluente tratado

Comparando los resultados obtenidos para el mejor tratamiento, el tratamiento con cloruro férrico, con el agua inicial utilizada para el lavado de vehículos, se logró un efluente de calidad que podría ser reutilizado por la empresa. Se reportó que la concentración de materia orgánica, posterior a la filtración para este tratamiento alcanzó un valor de 6,71 mg/L, que fue menor a la obtenida en el agua utilizada para el lavado de los vehículos que fue de 9,70 mg/L (Tabla 6). Para el color y la turbidez del efluente se registraron valores de 5 UC y 1,71 UNT, respectivamente, al compararse con los valores iniciales se observó que se alcanzaron concentraciones por debajo de las iniciales que contenía el agua natural.

Tabla 21. Comparación entre el agua utilizada en el lavado y el agua residual tratada.

Parámetro	Unidad de expresión	Agua utilizada en el lavado (Media DE)	Agua tratada (Media DE)
pH	---	6,90 ± 0,28	6,89 ± 0,07
DQOT	mg/L	9,70 ± 6,0	6,71 ± 3,5
Turbidez	UNT	7,50 ± 2,50	1,71 ± 0,47
color aparente	UC	20 ± 0	5 ± 0
Color verdadero	UC	20 ± 0	5 ± 0
Sólidos totales	mg/L	262,50 ± 53,03	21 ± 1,2

Conclusiones

La caracterización fisicoquímica del agua residual reflejó que la misma se encuentra en cumplimiento con los límites establecidos dentro de la norma vigente venezolana para descarga a redes cloacales a excepción del parámetro sólidos suspendidos totales.

Las dosis óptimas que permitieron obtener porcentajes de remoción de los parámetros de color de 93,3; 97,5 y 66,8% y de turbidez de 95,4; 98,6,86,5% fueron 700 mg/L, 350 mg/L y 350 mg/l para el SA, CF y CC, respectivamente.

Existieron diferencias significativas entre los tratamientos con SA, CF y CC con respecto a la remoción de DQO_T , por lo que el tipo de coagulante utilizado afectó la remoción de DQO_T , siendo el CF el más efectivo para la remoción de esta variable

De acuerdo a la eficiencia global del tratamiento fisicoquímico de coagulación-floculación-sedimentación-filtración, el tratamiento que produjo mejores resultados fue cuando se utilizó CF obteniéndose una remoción de color verdadero de 97,5%, de turbidez filtrada de 98,58 % y de DQO de 97,5%.

El tratamiento que produjo un efluente adecuado para la reutilización fue cuando se utilizó el CF, debido que al compararse con el agua inicial usada para el lavado de vehículos, los parámetros fueron similares, por lo tanto dicho efluente puede reutilizarse.

Referencias bibliográficas

Al-Oswani M., Ahmed M. y Bou-Hamad, S. (2007). Carwash water reclamation in Kuwait. *Desalination* 206 (1-3), 17-28.

APHA-AWWA-WEF. (1998). *Standard methods for examination of water and wastewater* (20 ed.). American Public Health Association, Nueva York, EEUU, 1427p.

Boussu K., Kindts K., Vandecasteele C. y Van Der Brugger, B. (2007). Applicability of nanofiltration in the carwash industry. *Separation and Purification Technology* 54, 139.

Costa M., Sousa J., Leite V., Lopes W. y Santos K. (2009). Impactos socioambientais dos lava-jatos em umacidade de médio porte. *Revista Saúde e Ambiente - Health and Environment Journal* 8(1), 32-38.

Fall C., Moleon M., Ba M., Delgado C., Mulido D. y Chavez M. (2007). Carwash wastewater: characteristic, volume, and treatability by gravity oil separation. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 6(2), 175-184.

Gaceta oficial de la República de Venezuela. (1995). Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y vertidos o efluentes líquidos. Decreto 883. Caracas, Venezuela. 17 p.

García D. (2012). Más de 3 años tomará darle la instalación del chip a todos los carros de Maracaibo. *Diario La Verdad*, 6 de Julio de 2012.

Ghaly A., Snow A. y Faber B. (2006). Treatment of grease filter washwater by chemical coagulation. *Canadian Biosystem Engineer*. 48, 13-22.

Guerra L. (2008). Leigeral da microempresa e da empresa de pequeno porte: desoneração da produção – sistema supersimples (sistema único de recolhimento de tributos) acessos diferenciados ao mercado e ao crédito. *Revista Universitas Jus* 16.

Hamada T. y Miyazaki Y. (2004). Reuse of carwash water with a cellulose acetate ultrafiltration membrane aided by flocculation and activated carbon treatments. *Desalination* 169, 257-267.

López D., Niedersberg C., Rodríguez A. y Almeida M. (2009). Estudo da possibilidade de reúso de água de lavagem de carros em postos de distribuição de combustíveis. XXV Congresso Brasileiro de Engenharia e Ambiental. Recife, Brasil.

Mazumder D. y Mukherjee S. (2011). Treatment of automobile service station wastewater by coagulation and activated sludge process. *Revista Internacional de Ciencias del Medio Ambiente y el Desarrollo* 2,64-69.

Orescanin V., Kollar R., Nad K., Lovrencic I. y Mikulic N. (2012). Boat pressure washing wastewater treatment. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology* 63 (1),21-26.

Panizza M. y Cerisola G. (2009). Applicability of electrochemical methods to carwash wastewaters for reuse. Part 2: Electro coagulation and anodic oxidation integrated process. *Journal of Electroanalytical Chemistry Genova* 638:236-240.

Rosa L., Sousa J., Lima V., Araujo G., Silva L. y Leite V. (2011) Caracterização de águas residuárias oriundas de empresas de lavagem de veículos e impactos ambientais. *Revista Ambiente e Água* 6 (3), 179-199.

Rubí H., Fall C., y Ortega R. (2009). Pollutant removal from oily wastewater discharged from car washes through sedimentation-coagulation. *Water and Science Technology* 59(12):2359-69.

Santiago D., Bracho N., Tapia I., Saules L. y Trujillo A. (2012). Evaluación de cloruro férrico como coagulante en el proceso de potabilización. *Ciencia* 20(1):43-51.

Song Z., Williams C. y Edyvean R. (2004). Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation. *Desalination* 164, 249-259.

Tassoula E., Diamadopoulos E. y Vlachos C. (2007). Tertiary physico-chemical treatment of secondary effluent from the Chania municipal wastewater treatment plant. *Global NEST Journal* 9(2), 166-173.

Vaccari M., Gialdini F. y Collivignarelli C. (2013). Study of the reuse of treated wastewater on waste container washing vehicles. *Waste Management* 33(2):262-7

Vasconcelos D. y Gomez A. (2009). Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reuso usando processos oxidativos avançados. *Cadernos UniFOA* 11, 35-43.

Zaneti R., Etchepare R. y Rubio J. (2013). Car wash wastewater treatment and water reuse-A case study. *Water and Science Technology* 67(1):82-88.



UNIVERSIDAD
DEL ZULIA

 **mpacto** *Científico*

Revista Arbitrada Venezolana
del Núcleo LUZ-Costa Oriental del Lago

Vol. 10. N°2 _____

*Esta revista fue editada en formato digital y publicada
en diciembre de 2015, por el **Fondo Editorial Serbiluz,**
Universidad del Zulia. Maracaibo-Venezuela*

www.luz.edu.ve
www.serbi.luz.edu.ve
produccioncientifica.luz.edu.ve