



Revista Arbitrada Venezolana
del Núcleo Costa Oriental del Lago



 **mpacto** *Científico*

Universidad del Zulia

Diciembre 2017
Vol. 12 N° 2

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

Efecto de la carga hidráulica sobre las remociones de Cd (II) y Cr (VI) en un reactor tipo biodiscos de tres etapas

Elisabeth Behling, Julio Marín, Karelis Fernández, Yasmira Urdaneta, Sedolfo Carrasquero

*Universidad del Zulia. Facultad de Ingeniería, Escuela de Ingeniería Civil, Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA),
elisabeth.behling@gmail.com*

Resumen

La contaminación ambiental por metales pesados resulta principalmente de la inadecuada disposición de desechos antropogénicos, entre los que se encuentran: efluentes industriales, drenajes de minas, lixiviados de materiales tóxicos, entre otros. El objetivo de esta investigación fue evaluar el efecto de la carga hidráulica sobre las remociones de Cd(II) (5 mg/L) y Cr(VI) (20 mg/L) en un reactor tipo biodiscos de tres etapas, durante el tratamiento de un efluente industrial sintético, a escala laboratorio y bajo condiciones mesofílicas. Los ensayos se desarrollaron a flujo continuo, considerando tiempos de retención hidráulica (TRH) de 18, 8 y 4 h, estableciendo la adecuación del efluente tratado respecto a la normativa ambiental venezolana de descarga. El reactor tuvo un volumen útil de 8 L y un área total de contacto de los discos de 1,836 m². Los parámetros monitoreados fueron: pH, alcalinidad total, oxígeno disuelto, potencial redox, turbidez, demanda química de oxígeno soluble (DQO_s) y total (DQO_T), sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), así como las concentraciones de Cd y Cr, aplicando métodos estandarizados. Se observó un efecto altamente significativo ($p < 0,001$) de la carga hidráulica sobre las variables fisicoquímicas analizadas, excepto para SST y SSV. El TRH óptimo para el tratamiento del efluente sintético fue de 8 h (carga hidráulica de 13,07 L/d.m²), con remociones de materia orgánica de 71,32 % como DQO_T y 72,34 % como DQO_s, Cd (II) de 97,62 % y Cr (VI) de 58,90 %. No obstante, se requiere de un tratamiento adicional para adecuar el contenido final de Cr al límite de descarga establecido por la normativa legal vigente.

Palabras clave: Efluentes industriales; metales pesados; reactor RBC; tiempo de retención hidráulica; tratamiento biológico.

Effect of hydraulic load on Cd (II) and Cr (VI) removal in a 3-stage rbc reactor

Abstract

The environmental pollution by heavy metals results mainly from the inadequate disposal of anthropogenic wastes, including industrial effluents, mine drainage; leachate from toxic materials, among others. The objective of this research was to evaluate the effect of hydraulic load on Cd (II) (5 mg/L) and Cr (VI) (20 mg/L) removals in a 3-stage RBC reactor during treatment of a synthetic industrial effluent, at laboratory scale and under mesophilic conditions. The tests were developed at a continuous flow, considering hydraulic retention times (HRT) of 18, 8 and 4 h, establishing suitability of the treated effluent with respect to Venezuelan environmental discharge regulations. The reactor had a useful volume of 8 L and a total contact area of the disks of 1.836 m². The parameters monitored were pH, total alkalinity, dissolved oxygen, red ox potential, turbidity, soluble chemical oxygen demand (COD_s) and total (COD_T), total suspended solids (TSS) and volatile (VSS), Cd and Cr concentrations, applying standardized methods. A highly significant effect ($p < 0.001$) of the hydraulic load on the physicochemical variables analyzed was observed, except for TSS and VSS. The optimum HRT for treatment of the synthetic effluent was 8 h (hydraulic load of 13.07 L/d.m²), with organic matter removal of 71.32% as COD_T and 72.34% as COD_s, Cd (II) of 97.62% and Cr (VI) of 58.90%. However, an additional treatment to adapt the final Cr content to the discharge limit established by current legal regulations is required.

Keywords: Biological treatment; heavy metals; hydraulic retention time; industrial effluent; RBC reactor.

Introducción

Los metales pesados se encuentran de manera natural en la corteza terrestre, pudiéndose convertir en contaminantes si su distribución en el ambiente se altera mediante actividades humanas. La inadecuada disposición de residuos metálicos ocasiona la contaminación del suelo, agua superficial y subterránea y de ambientes acuáticos en general (Harte y col., 1991; Baral y col., 2006; Vaiopoulou y Gikas, 2012). Anualmente, grandes cantidades de cromo (Cr) se utilizan en la producción de acero inoxidable, metales cromados, y en la industria del cuero para el curtido de pieles, entre otras actividades (Fernández y Guzmán, 2016; Sharma y Malaviya, 2016).

Las especies de Cr más comunes en las aguas residuales y en los ambientes acuáticos son: cromo trivalente (Cr⁺³) y hexavalente (Cr⁺⁶). Asimismo, el cadmio (Cd)

es un elemento relativamente raro en la litósfera. Por afinidad química, se le encuentra junto al zinc, en proporción muy variable. Las principales fuentes de contaminación de Cd son: la minero-metalurgia de metales no ferrosos, metalurgia del hierro y acero, fabricación de fertilizantes fosfatados, incineración de residuos de madera, carbón o plásticos, combustión de aceite y gasolina, así como sus aplicaciones industriales (Ramírez, 2002; Baral y col., 2006; Al-Musharafi y col., 2013).

Se ha reportado la alta capacidad de los sistemas de tratamiento biológico para tolerar altas concentraciones de metales pesados (Costley y Wallis, 2000; Taseli y col., 2008; Sharma y Malaviya, 2016); donde los microorganismos juegan un rol primordial mediante diversos mecanismos, entre los que se encuentran: reacciones de neutralización, modificación redox, transporte de membrana y excreción (Teitzel y Parsek, 2003; Poirier y col., 2013). Uno de estos sistemas más eficientes lo constituye el reactor biológico rotatorio de contacto (RBC, por sus siglas en inglés), comúnmente conocido como biodiscos. Este sistema de biopelícula adherida, ha sido utilizado con mucho éxito para el tratamiento de aguas residuales municipales, industriales y aguas consideras peligrosas; debido al contenido de sustancias tóxicas (ej. tolueno, fenol, tricloroetileno y tiocianato, entre otros) (Israni y col., 2002; Hiras y col., 2004; Najafpour y col., 2005).

En los tratamientos biológicos se pueden acumular niveles trazas de iones de metales pesados, muy tóxicos, a partir de soluciones acuosas y desempeñar un papel importante en la modificación, activación y desintoxicación de metales pesados (Costley y Wallis, 2000). Entre los factores que afectan el desempeño de los reactores tipo biodiscos, se encuentran: carga hidráulica, nivel de oxígeno disuelto, compartimentalización, medio de soporte, velocidad de rotación, sumergencia de discos, entre otros (Cortez y col., 2008).

En el presente trabajo se evaluó el efecto de la carga hidráulica sobre las remociones de Cd (II) y Cr (VI) en un reactor tipo biodiscos de tres etapas, durante el tratamiento de un efluente industrial sintético, a escala laboratorio y bajo condiciones mesofílicas, estableciendo la adecuación del efluente tratado respecto a la normativa ambiental venezolana vigente.

Metodología

Descripción del reactor tipo biodiscos de tres etapas

Se utilizó un reactor biológico tipo biodiscos de tres etapas (cámaras), en condiciones mesofílicas, con flujo perpendicular a los discos (Figura 1). Cada cámara estuvo delimitada por una pantalla perforada que permitió el flujo de efluente entre estas. Tanto el tanque como los discos fueron fabricados en acrílico transparente, con un grado de sumergencia de los discos de 40%. El eje, las tuercas y arandelas eran de acero inoxidable para evitar la corrosión. Las características generales del reactor

se presentan en la Tabla 1. La rotación de los discos se garantizó mediante el uso de un motor eléctrico marca Cole-Parmer de 110 v, acoplado a una serie de engranajes y poleas que ayudaron al reductor de voltaje a controlar y regular la velocidad de rotación requerida (10 rpm).

El efluente era bombeado mediante una bomba peristáltica marca Cole-Parmer. El sistema contó con tres puntos de muestreo del efluente tratado, ubicados a la salida de cada etapa o cámara, incluida la salida final: P1, P2 y P3 (Figura 1).

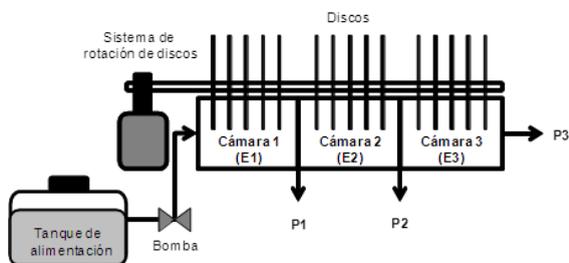


Figura 1. Esquema del reactor tipo biodiscos de tres etapas usado en la presente investigación. P1, P2 y P3: puntos de muestreo de efluente tratado. E1, E2 y E3: efluentes de las cámaras 1, 2 y 3, respetivamente.

Tabla 1. Dimensiones y características del reactor tipo biodiscos de tres etapas, empleado en esta investigación.

Característica	Valor
Diámetro del disco (cm)	18
Diámetro del tanque (cm)	23
Área total de contacto (m ²)	1,836
Sumergencia de discos (%)	40
Número de etapas	3
Número de discos por etapa	12
Espaciamiento entre discos (cm)	1
Diámetro del eje (pulg)	3/8"
Longitud total del reactor (cm)	60
Volumen útil del reactor (L)	8
Velocidad de giro del disco (rpm)	10
Tiempo de retención hidráulico (h)	18, 8 y 4

Preparación del efluente industrial sintético

Se preparó diariamente un efluente industrial sintético (EIS) que tuvo como fuente única de carbono glucosa, junto a los nutrientes necesarios para el crecimiento microbiano, de acuerdo con las proporciones C:N:P de 100:5:1 (Metcalf y Eddy, 2003). La composición detallada del EIS se presenta en la Tabla 2, la cual se ajusta de cierta manera a la de efluentes de industrias del ramo, entre ellas: procesos de curtido

pieles, pigmentos textiles, aleaciones, catalizadores, agentes anticorrosivos, baterías, recubrimientos metálicos, electrogalvanizados, aguas de producción de petróleo, entre otras (Katz y Salem,1994).

Tabla 2. Composición del efluente industrial sintético, modificado de Chacín (1993).

Compuesto	Efluente sin	Efluente con metales
	metales	Cd (II) 5 mg/L y Cr (III) 20 mg/L
	g/L	g/L
Glucosa	0,9375	0,9375
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,0850	0,0850
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ .4H ₂ O	0,0040	0,0040
NiSO ₄ .6H ₂ O	0,5000	0,5000
CoCl ₂ .6H ₂ O	0,0500	0,0500
FeCl ₂ .6H ₂ O	0,0006	0,0006
H ₃ BO ₃	0,1000	0,1000
NH ₄ Cl	0,1910	0,1910
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0540	0,0540
MnCl ₂ .4H ₂ O	0,5000	0,5000
KH ₂ PO ₄	0,0219	0,0219
K ₂ HPO ₄	0,0369	0,0369
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0,5000	0,5000
Na ₂ CO ₃	0,6390	0,6390
(NH ₄) ₂ .SO ₄	0,1300	0,1300
CuSO ₄ .5H ₂ O	0,0050	0,0050
CdCl ₂ .H ₂ O	-	8,1500
K ₂ Cr ₂ O ₇	-	56,540

--: no se agregó.

Para establecer los niveles iniciales de Cd (5 mg/L) y Cr (20 mg/L) en el EIS, se consideraron los límites permisibles de descarga de la normativa venezolana (Decreto 883, 1995), así como los ensayos preliminares de esta investigación, de acuerdo con la literatura revisada. Los metales se obtuvieron a partir de las sales: CdCl₂.H₂O (marca Riedel de Haën) y K₂Cr₂O₇ (marca Merck). En ocasiones se hizo necesario adicionar bicarbonato de sodio (1g/L), con el fin de conferirle al sistema la capacidad para neutralizar la producción de ácidos.

Inoculación y arranque del reactor tipo biodiscos de tres etapas (flujo discontinuo)

El reactor se inoculó con 2,7 L de lodo activado, proveniente de la planta de tratamiento aeróbico de aguas residuales de una industria cervecera de la región zuliana (Venezuela). Este lodo se mezcló con el EIS (sin metales, Tabla 2) y fue dispuesto dentro del tanque del reactor, para estimular el crecimiento microbiano y la

formación de la biopelícula sobre los discos. Para ello, el sistema funcionó por carga (flujo discontinuo), manteniéndose un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 24 h, hasta observar una biopelícula consistente sobre los discos y lograr la estabilidad de los parámetros fisicoquímicos: pH, alcalinidad total, oxígeno disuelto, turbidez y potencial redox.

Fases experimentales en el reactor tipo biodiscos de tres etapas (flujo continuo)

Luego de formada la película microbiana sobre los discos, el sistema operó bajo la modalidad de flujo continuo, estableciéndose cuatro fases experimentales; una sin metales y tres con los metales de ensayo (Tabla 3), usando diferentes TRH para evaluar el efecto de la carga hidráulica sobre las remociones de los metales. Cada etapa experimental se extendió hasta alcanzar condiciones de equilibrio en los parámetros fisicoquímicos monitoreados (entre 18 y 25 d).

Tabla 3. Datos teóricos para las fases experimentales y condiciones hidráulicas en el reactor tipo biodiscos de tres etapas, flujo continuo.

Parámetro	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
	TRH=18h	TRH=18h	TRH=8h	TRH=4h
Q (L/d)	10,67	10,67	24	48
CO (gDQO/d.m ²)	5,81	5,81	13,07	26,14
CH (L/d.m ²)	5,81	5,81	13,07	26,14
DQO (mg/L)	1.000	1.000	1.000	1.000
Cd (II) (mg/L)	-	5	5	5
Cr (VI) (mg/L)	-	20	20	20

Q: caudal, CO: carga orgánica, CH: carga hidráulica, DQO: demanda química de oxígeno, TRH: tiempo de retención hidráulica, - : no se agregó.

Toma de muestras y análisis de laboratorio

Las muestras de efluente tratado, aproximadamente 500 mL, eran tomadas diariamente, de acuerdo con los TRH establecidos, usando envases plásticos lavados con HCl al 10%.

Los parámetros monitoreados tanto en el efluente inicial como en el tratado, fueron: pH, alcalinidad total, oxígeno disuelto, turbidez, potencial redox, sólidos suspendidos totales (SST) y volátiles (SSV), demanda química de oxígeno total (DQO_T) y soluble (DQO_S), así como las concentraciones de Cd y Cr (espectrometría de absorción atómica con horno de grafito), de acuerdo con los métodos de análisis estandarizados (APHA y col., 2005).

Todos los análisis se realizaron inmediatamente luego de la captación de las muestras, a excepción de los metales, los cuales fueron determinados al final de los ensayos sobre muestras preservadas con HNO_3 .

Análisis estadístico de datos

Se empleó el programa Microsoft Excel para Windows 7 para calcular la estadística descriptiva, así como para graficar las variaciones temporales de los parámetros fisicoquímicos monitoreados. También se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías y la prueba *a posteriori* de Tukey, para conocer las diferencias significativas de los parámetros fisicoquímicos entre las fases experimentales y entre las cámaras del reactor, usando el programa IBM SPSS Statistics Ver. 20. Antes de realizar el ANOVA se comprobaron, tanto la homogeneidad de las varianzas (test de Levene), como la distribución normal de los residuos (test de Kolmogorov-Smirnov). Adicionalmente, se estableció un análisis de correlación de Pearson, entre los metales y los parámetros fisicoquímicos de cada fase experimental.

Resultados y discusión

En la Figura 2 se presentan los valores medios y desviaciones estándares de los parámetros fisicoquímicos medidos durante el tratamiento del EIS. Se observó un efecto altamente significativo ($p < 0,001$) de la carga hidráulica sobre el comportamiento de los parámetros analizados (excepto SST y SSV), con respecto a las fases experimentales. Considerando las cámaras del reactor de biodiscos, sólo el potencial redox, la DQO_T y los metales, no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$). En cuanto a la interacción fase*cámara, todos los parámetros mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$), a excepción del Cr. Estos hallazgos determinan la influencia de las condiciones hidráulicas establecidas, sobre el desempeño de la comunidad microbiana y la eficiencia del sistema de tratamiento, de acuerdo con lo señalado por Cortez y col. (2008).

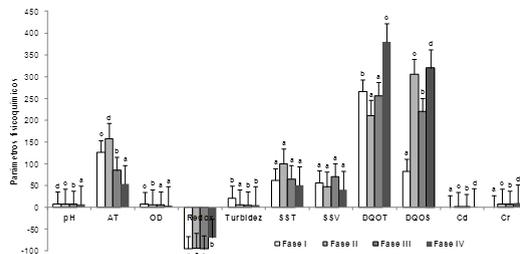


Figura 2. Valores medios y desviaciones estándares (barra de error) de los parámetros fisicoquímicos en el efluente tratado (cámara 3) (n=92), con respecto a las fases experimentales.

Las barras de un mismo parámetro con letras iguales, no representan diferencias significativas ($p > 0,05$) entre las fases, de acuerdo con la prueba de Tukey. AT: alcalinidad total (mgCaCO_3/L), OD: oxígeno disuelto (mgO_2/L), potencial redox (mV), turbidez (UNT), SST: sólidos suspendidos totales (mg/L), SSV: sólidos suspendidos volátiles (mg/L), DQO_T : demanda química de oxígeno total (mg DQO/L), DQO_S : demanda química de oxígeno soluble (mg DQO/L).

pH y alcalinidad total

Los valores de pH variaron ligeramente en todas las fases de experimentación (Figura 2), con un rango de 6,28 a 8,24; y una media aritmética de $7,49 \pm 0,49$ unidades de pH en el afluente (Tabla 4). De la misma manera, los registros a la salida del reactor (cámara 3), mostraron un comportamiento similar, con tenores entre 6,65 y 8,18; y una media de $7,37 \pm 0,36$ unidades de pH. Dichos valores estuvieron dentro del rango considerado óptimo para el crecimiento de microorganismos aerobios (5 a 9) y el desarrollo de la biopelícula bacteriana en sistemas biológicos (Guinea y col., 2000).

Tabla 4. Valores medios y desviaciones estándares de los parámetros fisicoquímicos durante el tratamiento del efluente industrial sintético en un reactor tipo biodiscos de tres etapas.

Parámetro	Fase I (TRH= 18 h) *			
	Afluente	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3 (efluente)
pH	7,48±0,34	7,14±0,31	7,66±0,21	7,79±0,18
Alcalinidad total (mgCaCO_3/L)	194,53±37,59	171,57±27,00	132,60±27,09	126,36±36,34
Oxígeno disuelto (mg/L)	6,93±1,73	3,93±1,91	6,26±1,23	6,84±0,81
Potencial redox (mV)	-88,21±10,93	-77,02±13,61	-90,45±7,68	-94,95±5,25
Turbidez (UNT)	27,08±15,12	29,41±15,08	20,95±9,59	21,27±8,62
SST (mg/L)	40,3±2,9	149,0±108,5	56,3±17,4	61,8±14,1
SSV (mg/L)	36,9±1,5	141,8±115,0	49,9±18,8	56,6±21,5
DQO_T (mg/L)	922,45±184,56	177,97±103,75	188,00±96,01	265,71±182,09
DQO_S (mg/L)	703,12±111,67	146,64±5,32	116,56±29,59	82,72±10,63
Cd (mg/L)	-	-	-	-
Cr (mg/L)	-	-	-	-

Parámetro	Fase II (TRH= 18 h) **			
	Afluente	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3 (efluente)
pH	7,42±0,17	7,33±0,12	7,34±0,14	7,40±0,14
Alcalinidad total (mgCaCO_3/L)	215,99±40,36	160,51±21,16	158,96±22,12	157,80±22,76
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,02±0,38	5,72±0,52	5,97±0,50	6,41±0,48
Potencial redox (mV)	-93,92±13,22	-91,02±4,50	-91,33±4,32	-93,83±3,76
Turbidez (UNT)	18,22±11,01	5,56±3,59	5,10±3,63	5,35±3,70
SST (mg/L)	43,3±1,3	120,0±20,2	80,1±52,2	71,2±20,6

Tabla 4. Valores medios y desviaciones estándares de los parámetros fisicoquímicos durante el tratamiento del efluente industrial sintético en un reactor tipo biodiscos de tres etapas. (Cont.)

Parámetro	Fase II (TRH= 18 h) **			
	Afluente	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3 (efluente)
SSV (mg/L)	39,2±1,8	53,3±11,5	33,3±23,9	46,6±11,5
DQO _T (mg/L)	1.075,36±53,17	303,44±147,94	182,88±61,55	305,56±76,32
DQO _S (mg/L)	960,05±197,87	165,31±199,29	145,49±181,78	210,81±171,54
Cd (mg/L)	4,58±0,33	0,09±0,08	0,06±0,08	0,15±0,04
Cr (mg/L)	18,05±0,81	7,45±2,41	8,11±2,95	7,72±2,92
Parámetro	Fase III (TRH= 8 h) ***			
	Afluente	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3 (efluente)
pH	7,62±0,32	6,62±0,19	6,71±0,19	7,27±0,24
Alcalinidad total (mgCaCO ₃ /L)	136,61±73,75	87,50±51,66	87,06±56,73	84,89±52,91
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,08±0,31	0,85±0,71	1,28±1,03	5,82±1,58
Potencial redox (mV)	-92,93±9,87	-58,91±11,46	-64,35±11,27	-95,74±12,60
Turbidez (UNT)	20,98±12,82	34,03±30,95	31,95±29,44	5,23±8,15
SST (mg/L)	42,8±6,8	90,2±38,4	80,2±54,5	65,5±61,8
SSV (mg/L)	38,9±2,6	60,4±40,9	95,1±38,7	71,7±61,1
DQO _T (mg/L)	891,12±185,99	219,96±43,06	255,68±153,90	255,60±143,02
DQO _S (mg/L)	795,24±94,50	184,24±157,38	208,68±113,60	219,96±88,86
Cd (mg/L)	4,62±0,28	0,12±0,09	0,04±0,06	0,11±0,10
Cr (mg/L)	17,98±0,56	7,32±1,51	7,52±1,55	7,39±1,66
Parámetro	Fase IV (TRH= 4 h) ****			
	Afluente	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3 (efluente)
pH	7,41±0,86	6,62±0,48	6,50±0,22	6,90±0,16
Alcalinidad total (mgCaCO ₃ /L)	77,67±13,80	58,44±13,01	58,44±9,05	54,00±7,57
Oxígeno disuelto (mg/L)	7,03±0,25	1,16±0,71	1,28±1,00	4,46±1,60
Potencial redox (mV)	-82,62±16,07	-57,03±26,99	-52,32±13,82	-70,14±10,11
Turbidez (UNT)	23,08±15,81	24,15±22,05	27,04±25,16	4,70±5,80
SST (mg/L)	41,3±5,4	81,2±2,9	82,4±2,1	50,8±10,5
SSV (mg/L)	36,4±6,7	50,6±3,6	40,2±2,6	40,9±1,1
DQO _T (mg/L)	962,56±98,11	545,20±168,87	511,36±32,95	379,76±127,69
DQO _S (mg/L)	955,04±112,67	360,96±16,48	470,00±37,07	319,60±218,30
Cd (mg/L)	4,52±0,32	0,10±0,08	0,02±0,01	0,17±0,12
Cr (mg/L)	18,23±0,52	9,31±0,99	8,89±0,94	9,13±1,25

SST: sólidos suspendidos totales, SSV: sólidos suspendidos volátiles,

DQO_T: demanda química de oxígeno total, DQO_S: demanda química de oxígeno soluble,

-: no se agregó, *n= 25, **n= 25, ***n= 24, ****n= 18.

La alcalinidad total, por su parte, presentó valores menores a 300 mgCaCO₃/L en el afluente (Tabla 4), disminuyendo en cada cámara y en cada fase de experimentación (Figura 2), debido probablemente a la generación de CO₂ como producto de la descomposición de materia orgánica (Herrera y col., 2000). Los valores medios de alcalinidad total a la salida del reactor (cámara 3), fueron de 126,36±36,34 mgCaCO₃/L para la fase I; 157,80±22,76 mgCaCO₃/L para la fase II; 84,89±52,91 mgCaCO₃/L para la fase III y 54,00±7,57 mgCaCO₃/L para la fase IV (Tabla 4).

Al respecto, Nowak (2000), estableció que en el seno del líquido de un reactor RBC, la alcalinidad total debe ser alta para evitar limitaciones de crecimiento en la biopelícula y para mantener un valor de pH adecuado en la profundidad de la misma. Así, se puede inferir que la alcalinidad total del sistema fue suficiente para amortiguar la posible disminución del pH, debida a la oxidación de la materia orgánica y del amoníaco (Spengel y Dzombak, 1991). Todos los valores de pH estuvieron dentro del límite de descarga a cuerpos de aguas naturales (6-9), establecido por la normativa ambiental venezolana (Decreto 883, 1995). La norma no incluye valores permisibles para la alcalinidad total.

Oxígeno disuelto y potencial redox

Las concentraciones de oxígeno disuelto observadas durante los ensayos experimentales se incluyen en la Tabla 4, con tenores de 6,84±0,81; 6,41±0,48; 5,82±1,58 y 4,46±1,60 mg/L para las fases I, II, III y IV (Figura 2), respectivamente, en el efluente tratado (cámara 3). En el afluente la media aritmética fue de 7,02±0,32 mg/L. Se evidenció una gran disminución del contenido de oxígeno disuelto en la cámara 1 del reactor durante los tratamientos (entre 3 y 6 mg/L), debido a su utilización durante los procesos de oxidación aeróbica de la materia orgánica presente en el afluente.

Al respecto, Cortez y col. (2008), expresaron que como consecuencia de una respiración activa en las primeras etapas de un reactor RBC, la concentración de oxígeno disuelto alcanza valores mínimos, incrementándose en las cámaras subsiguientes, donde la concentración de sustrato es menor.

Nowak(2000), estableció que la concentración de oxígeno disuelto debe ser de al menos 2 mg/L en las primeras etapas de estos sistemas, para prevenir que actúe como un factor limitante del crecimiento biológico. En este sentido y considerando los resultados obtenidos en la presente investigación, puede inferirse que la remoción de materia orgánica pudo verse afectada en las fases III y IV, por la poca disponibilidad de oxígeno disuelto, cuyos valores se ubicaron en 0,85±0,71 y 1,16±0,71 mg/L en la cámara 1, respectivamente, como resultado de una mayor carga de sustrato orgánico. Tawki y col. (2006), reportaron este mismo comportamiento durante el tratamiento de aguas residuales domésticas en un sistema RBC, mostrando disminución de oxígeno disuelto en la primera etapa, debido a tasas superiores de remoción de materia orgánica.

Por su parte, el potencial redox osciló entre $-142,70$ y $-17,20$ mV durante la experimentación, con una media de $-96,67 \pm 26,23$ mV en el afluente (Tabla 4). En las tres primeras fases de ensayo se observaron valores semejantes en el efluente final (cámara 3), siendo mayores en la fase IV (Figura 2): $-94,95 \pm 5,25$; $-93,83 \pm 3,76$; $-95,74 \pm 12,60$ y $-70,14 \pm 10,11$ (Tabla 4); respectivamente. No se observaron correlaciones entre los valores de potencial redox y el contenido de oxígeno disuelto en el efluente en tratamiento, a diferencia de lo reportado por Kishida y col. (2003); quienes indicaron que los valores del potencial de óxido-reducción son principalmente dependientes de la concentración de oxígeno disuelto en un proceso aerobio, estando correlacionados con el logaritmo de la concentración del mismo en una relación lineal.

Las regulaciones venezolanas de disposición de efluentes tratados, no establecen límites permisibles para los parámetros oxígeno disuelto y potencial redox (Decreto 883, 1995).

Turbidez, sólidos suspendidos totales y volátiles

La turbidez fue relativamente variable en los ensayos de laboratorio (Figura 2), cuyos valores finales (cámara 3) en las fases I, II, III y IV, exhibieron medias aritméticas de $21,27 \pm 8,62$; $5,35 \pm 3,70$; $5,23 \pm 8,15$ y $4,70 \pm 5,80$ UNT (Tabla 4), respectivamente. En el afluente la concentración se ubicó en $12,98 \pm 14,59$ UNT.

En cuanto a las concentraciones de SST y de SSV a la salida del reactor RBC (cámara 3), las mismas fueron de $61,8 \pm 14,1$; $71,2 \pm 20,6$; $65,5 \pm 61,8$ y $50,8 \pm 10,5$; y de $56,6 \pm 21,5$; $46,6 \pm 11,5$; $71,7 \pm 61,1$ y $40,9 \pm 1,1$ mg/L; para las fases I, II, III y IV (Tabla 4), respectivamente; siendo no significativamente diferentes ($p > 0,05$) (Figura 2). Para el afluente el contenido de SST fue de $42,2 \pm 4,3$ mg/L, y el de SSV de $38,6 \pm 2,2$ mg/L.

Fue notorio el aumento del contenido de sólidos entre las cámaras del reactor (Tabla 4). Además, en ocasiones más del 80 % de los SST eran volátiles; indicativo de la biomasa microbiana desprendida de los discos, causado por el roce o fuerzas cortantes entre los discos y EIS (Spengel y Dzombak, 1991).

Todas las concentraciones finales de SST se mantuvieron dentro del valor máximo permisible para la descarga a cuerpos de agua superficiales (80 mg/L), establecido por la norma vigente (Decreto 883, 1995). La regulación no incluye límites para turbidez ni SSV.

Materia orgánica

En cuanto al comportamiento del sistema en términos de materia orgánica (medida como DQO_T y DQO_S), en la Tabla 4 se presentan las concentraciones obtenidas para las cuatro fases experimentales, considerando las cámaras del reactor de biodiscos. Dichas concentraciones exhibieron alta variabilidad en ensayos, producto de las fluctuaciones de variables fisicoquímicas y del desenvolvimiento de la comunidad

microbiana del reactor. En el efluente tratado (cámara 3), los valores para la fase I fueron de $265,71 \pm 182,09$ y $82,72 \pm 10,63$ mg/L, para la fase II de $305,56 \pm 76,32$ y $210,81 \pm 171,54$ mg/L, para la fase III de $255,60 \pm 143,02$ y $219,96 \pm 88,86$ mg/L, y la fase IV de $379,76 \pm 127,69$ y $319,60 \pm 218,30$ mg/L, respectivamente, para DQO_T y DQO_S (Figura 2). En el afluente la concentración media de DQO_T fue de $963,04 \pm 80,32$ mg/L y de DQO_S de $853,87 \pm 126,29$ mg/L.

Las remociones de materia orgánica en el efluente final, respecto a su contenido inicial (Tabla 4), variaron desde 60,22 hasta 90,67 %, con una marcada tendencia a disminuir con el aumento de la carga hidráulica y por ende de metales, para valores de $71,20 \pm 2,12$; $71,59 \pm 1,87$; $71,32 \pm 1,56$ y $60,55 \pm 2,51$ % para DQO_T , y de $88,24 \pm 2,09$; $78,04 \pm 2,37$; $72,34 \pm 1,58$ y $66,54 \pm 3,02$ % para DQO_S . De esta manera, la cantidad de materia orgánica removida en el sistema RBC fue de $656,70 \pm 56,23$; $769,82 \pm 48,70$; $635,53 \pm 40,33$ y $582,81 \pm 35,03$ mg/L como DQO_T , y de $620,46 \pm 43,21$; $749,28 \pm 55,61$; $575,34 \pm 38,06$ y $635,44 \pm 45,72$ mg/L como DQO_S , respectivamente, para las fases I, II, III y IV.

Durante los ensayos con metales pesados en el reactor de biodiscos de tres etapas, cuando se aumentó la carga hidráulica desde 5,81 (fase II) hasta 26,14 L/d.m² (fase IV) (Tabla 3), se observó un efecto negativo sobre la eficiencia del sistema (cerca de 10 % para DQO_T y de 20 % para DQO_S). Al respecto, Di Palma y Verdone (2009) reportaron un comportamiento similar, donde el incremento de la carga orgánica o hidráulica, disminuyó la eficiencia de remoción de sustratos carbonosos.

Esta disminución obedece a la posible limitación en la transferencia de oxígeno desde el efluente en tratamiento hasta la biopelícula, lo cual ha sido reportado en otros estudios (Israni y col., 2002; Hiras y col., 2004; Najafpour y col., 2006; Dutta y col., 2007). Adicionalmente, la presencia de metales pesados pudo inhibir el desenvolvimiento de la comunidad microbiana, la cual tiene una cierta capacidad de eliminación de los mismos, dependiendo del tipo de metal y de su concentración (Costley y Wallis, 2000; Taseli y col., 2008; Islamy col., 2017), lo cual será discutido más adelante.

Todas las concentraciones finales de DQO estuvieron por debajo del límite permisible para la disposición de efluentes en cuerpos de agua naturales (350 mg/L), señalado por los entes gubernamentales en Venezuela (Decreto 883, 1995), a excepción de la DQO_T de la fase IV, la cual fue de $379,76 \pm 127,69$ mg/L (Tabla 4), debido al efecto del aumento de la carga hidráulica, como fue discutido anteriormente.

Cadmio y cromo

Las variabilidades de las concentraciones de Cd (II) y Cr (VI) durante los ensayos de laboratorio, se presentan en las Figuras 3 y 4, respectivamente. Su comportamiento fue relativamente variable en las cámaras del reactor, con concentraciones finales (cámara 3) de $0,15 \pm 0,04$ mg Cd(II)/L para fase II; $0,11 \pm 0,10$ mg Cd(II)/L para fase

III y $0,17 \pm 0,12$ mg Cd(II)/L para fase IV, y de $7,72 \pm 2,92$ mg Cr(VI)/L para fase II; $7,39 \pm 1,66$ mg Cr(VI)/L para fase III y $9,13 \pm 1,25$ mg Cr(VI)/L para fase IV (Tabla 4). La mayoría de las concentraciones de Cd (II) en el efluente tratado durante la fase III (Figura 3), estuvieron por debajo del límite de detección del método de análisis ($0,02$ mg/L).

No obstante, estas variaciones obedecieron al efecto de la carga hidráulica, la cual repercutió sobre la presencia de los metales en el efluente final (Figura 2). Los contenidos iniciales de metales en el afluente fueron de $4,57 \pm 0,30$ mg/L para Cd (II) y de $18,09 \pm 0,74$ mg/L para Cr (VI).

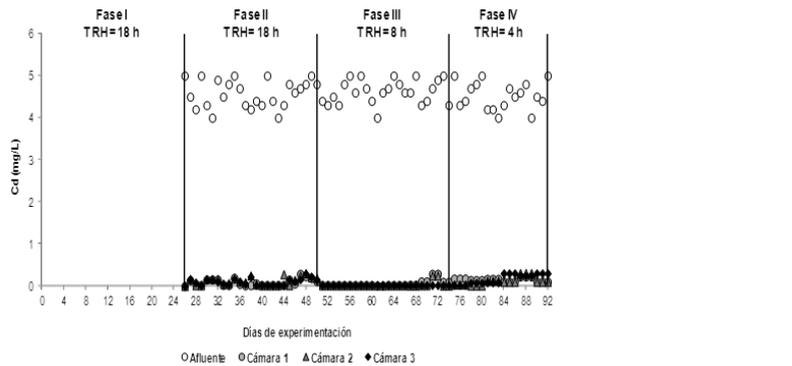


Figura 3. Variaciones de las concentraciones de Cd (II) durante el tratamiento del efluente industrial sintético en un reactor tipo biodiscos de tres etapas. THR: tiempo de retención hidráulica.

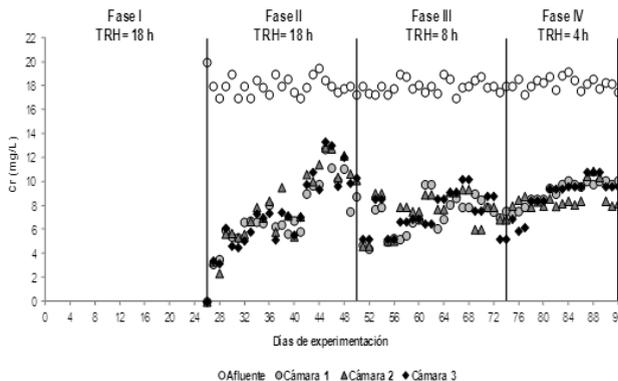


Figura 4. Variaciones de las concentraciones de Cr (VI) durante el tratamiento del efluente industrial sintético en un reactor tipo biodiscos de tres etapas. THR: tiempo de retención hidráulica.

Las remociones de metales observadas durante el tratamiento del EIS, fueron mayores para Cd (II) con respecto a Cr (VI) en todas las fases experimentales (Tabla 5). Estos valores oscilaron entre 96,21 y 97,72 % para Cd (II) y entre 49,92 y 58,90 % para Cr (VI). Similarmente, Costley y Wallis (2001), reportaron remociones de Cd entre 39 y 57% para el tratamiento de un efluente sintético en un reactor RBC, destacando que la disminución de la eficiencia resultó del aumento de la carga aplicada, lo que indica una posible saturación de la biopelícula.

Chen y col. (2016), por su parte, obtuvieron hasta un 81,43% de remoción de Cd de un agua residual que contenía fenol, empleando biofloculante producido por *Stenotrophomonas maltophilia*. Adicionalmente, Pire y col. (2010), señalaron eficiencias de remoción de Cr hasta de 84% en un reactor por carga secuencial durante el tratamiento del efluente de una tenería, concluyendo que tanto la concentración inicial del metal, como el TRH, fueron factores que influyeron estadísticamente en la remoción de Cr del sistema. En tanto que, Sharma y Malaviya (2016), reportaron remociones de 100% para Cr (VI) y de 99,92% para Cr total, en un estudio de biorremediación de aguas residuales de tenería con consorcio de hongos.

Tabla 5. Porcentajes de remoción de Cd (II) y Cr (VI) durante el tratamiento del efluente industrial sintético en un reactor tipo biodiscos de tres etapas.

Fase	Cd (%)				
	TRH	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3	Total
I	18 h (sin metales)	/	/	/	/
II	18 h	98,03	33,33	-	96,72
III	8 h	97,40	66,67	-	97,62
IV	4 h	97,79	80,00	-	96,24

Fase	Cr (%)				
	TRH	Cámara 1	Cámara 2	Cámara 3	Total
I	18 h (sin metales)	/	/	/	/
II	18 h	58,73	-	4,81	57,23
III	8 h	59,29	-	1,73	58,90
IV	4 h	48,93	4,51	-	49,92

n = 92, TRH: tiempo de retención hidráulica, /: no se agregó, -: no hubo remoción.

Los procesos de remoción biológica de metales pesados, involucran transformaciones y reacciones de distintas especies químicas del metal. En dichos procesos pueden operar mecanismos individuales o actuar colectivamente varios de ellos, dependiendo del organismo y de las propiedades fisicoquímicas del ambiente celular.

Algunos de estos procesos son: a) bioabsorción pasiva y activa por bioacumulación intracelular, b) desintoxicación activa y mantenimiento de la homeostasis, c) metabolismo litotrófico empleando iones metálicos como donadores de electrones, d) movilización activa o pasiva a partir de minerales, e) formación de biominerales

por precipitación orgánica o inorgánica de especies metálicas insolubles, entre otros (Kotrba y col., 2011; Dhokpande y Kaware, 2013; Gupta y Diwan, 2017).

El análisis de correlación de Pearson mostró correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) de las concentraciones de Cd (II) con la DQO_T ($r = 0,421$) y DQO_S ($r = 0,464$) para la fase II; correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) con el pH ($r = - 0,890$), turbidez ($r = - 0,601$), DQO_T ($r = - 0,968$), DQO_S ($r = - 0,968$) y Cr ($r = 0,472$) para la fase IV. Esto evidencia la influencia de las condiciones fisicoquímicas del sistema de tratamiento, sobre la eficiencia del mismo, así como una interacción relativa entre los dos metales de estudio. Para la fase III no se pudieron calcular las correlaciones, ya que las concentraciones finales de Cd (II) estuvieron por debajo del límite de detección del método de análisis ($0,02$ mg/L) (Figura 3).

Para el Cr (VI), se obtuvieron correlaciones significativas ($p < 0,05$) con el pH ($r = 0,430$) y potencial redox ($r = - 0,473$), y una correlación altamente significativa ($p < 0,01$) con la turbidez ($r = - 0,666$) para la fase II; correlación significativa ($p < 0,05$) con el pH ($r = 0,404$) para la fase III; y correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$) con el pH ($r = - 0,672$), alcalinidad total ($r = - 0,833$), turbidez ($r = - 0,792$), DQO_T ($r = - 0,727$), DQO_S ($r = - 0,727$) y Cd ($r = 0,742$), como resultado de su efecto sobre la eficiencia del reactor tipo biodiscos, así como de la interacción entre ambos metales.

Por otra parte, considerando que el límite permisible de descarga para el Cd es de $0,2$ mg/L; de acuerdo con la norma venezolana (Decreto 883, 1995), todos los contenidos de este metal en el efluente tratado cumplieron con dicho precepto (Tabla 4), haciéndolo adecuado para su vertido en cuerpos de aguas superficiales. En contraste, las concentraciones finales de Cr no estuvieron por debajo del máximo permitido para la descarga (2 mg/L; Decreto 883, 1995), durante todas las fases experimentales (Tabla 4), lo que sugiere la necesidad de aplicar un pos-tratamiento.

Finalmente, al comparar el desempeño del sistema de tratamiento bajo las diferentes condiciones hidráulicas establecidas, se considera que el TRH de 8 h con $13,07$ L/d.m² de carga hidráulica (fase III), fue el más eficiente en cuanto a los parámetros de control evaluados (efluente final), con remociones de materia orgánica de $71,32$ % como DQO_T y $72,34$ % como DQO_S , Cd (II) de $97,62$ % y Cr (VI) de $58,90$ %. No obstante, se requiere de un tratamiento adicional para minimizar el contenido final de Cr al límite de descarga establecido por la normativa legal vigente.

Conclusiones

Se observó un efecto altamente significativo ($p < 0,001$) de la carga hidráulica sobre las variables fisicoquímicas analizadas en el efluente tratado, excepto para SST y SSV. El TRH óptimo para el tratamiento del efluente industrial sintético fue de 8 h (carga hidráulica de $13,07$ L/d.m²), con altas remociones de materia orgánica y metales. No obstante, se requiere de un tratamiento adicional para adecuar el contenido final de Cr al límite de descarga establecido por la normativa legal vigente.

La calidad fisicoquímica del efluente final cumplió con los límites permisibles para la descarga a cuerpos de agua naturales, establecidos en la legislación venezolana, a excepción de Cr; cuya concentración fue superior a 2 mg/L para todas las condiciones experimentales. También se destaca una interacción relativa entre ambos metales de estudio; referente a su remoción por parte de la biopelícula del reactor de biodiscos.

Referencias bibliográficas

- Al-Musharafi S., Mahmoud I. y Al-Bahry S. (2013). Heavy metal pollution from treated sewage effluent. *APCBEE Procedia* 5, 344-348.
- APHA, AWWA y WCF. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater*. Washington D.C.: American Public Health Association. p.p. 1023.
- Baral A., Engelken R., Stephens W., Farris J. y Hannigan R. (2006). Evaluation of aquatic toxicities of chromium and chromium containing effluents in reference to chromium electroplating. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 496-502.
- Chacín E. (1993). *Treatment characteristics of two phase anaerobic system using an UASB reactor*. Ph.D. thesis. University of Birmingham. England. p.p.180.
- Chen H., Zhong C., Berkhouse H., Zhang Y., Lv Y., Lu W., Yang Y. y Zhou J. (2016). Removal of cadmium by bioflocculant produced by *Stenotrophomonas maltophilia* using phenol-containing wastewater. *Chemosphere* 155, 163-169
- Cortez S., Teixeira P., Oliveira R. y Mota M. (2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance. *Reviews Environmental in Science and Biotechnology* 7, 155-172.
- Costley S. y Wallis F. (2000). Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC). *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 24, 244-250.
- Costley S. y Wallis F. (2001). Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contactor. *Water Research* 35(15), 3715-3723.
- Decreto 883. (1995). Normas para la clasificación y control de la calidad de los cuerpos de agua, vertidos y/o efluentes líquidos. República de Venezuela. Gaceta Oficial N° 5.021. Extraordinario del 18 de Diciembre de 1995, Sección III, Artículo 10, 19.
- Dhokpande S. y Kaware J. (2013). Biological methods for heavy metal removal: a review. *International Journal of Engineering Science and Innovative Technology* 2(5), 304-309.
- Di Palma L. y Verdone N. (2009). The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors. *Bioresource Technology* 100, 1467-1470.

Dutta S., Hoffmann E. y Hahn H. (2007). Study of rotating biological contactor performance in wastewater treatment using multi-culture Water Science and Technology 55, 345-353.

Fernández G. y Guzmán R. (2016). Presencia antropogénica de cromo (Cr) en el ambiente y su impacto en la salud de los pobladores de las Toscas. Disponible en: <http://www.ambiente-ecologico.com/ediciones/072-07-2000/072-aldoguzmanramos.html>

Guinea A., Martin M. y Serrano S. (2000). Biofilm communities and operational monitoring of a rotating biological contactor system. Water Science and Technology 43, 247-253.

Gupta P. y Diwan B. (2017). Bacterial exopolysaccharide mediated heavy metal removal: a review on biosynthesis, mechanism and remediation strategies. Biotechnology Reports 13, 58-71.

Harte J., Holden C., Scheneider R. y Shirey C. (1991). Toxics A to Z. A guide to everyday pollution hazards. California: University of California Press. p.p. 173.

Herrera L., Hernández J. y Bravo L. (2000). Estimación en línea de la demanda de oxígeno de aguas servidas en un reactor de tratamiento por carga secuencial. Ciencia Abierta 10(7), 1-11.

Hiras D., Manariotis I. y Grigoropoulos S. (2004). Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. Bioresource Technology 93, 91-108.

Islam S., Ahmed K., Raknuzzaman M., Al-Mamun H. y Kundu G. (2017). Heavy metals in the industrial sludge and their ecological risk: A case study for a developing country. Journal of Geochemical Exploration 172, 41-49.

Israni S., Koli S., Patwardhan A., Melo J. y D'souza S. (2002). Phenol degradation in rotating biological contactors. Journal of Chemical Technology and Biotechnology 77, 1050-1057.

Katz S. y Salem H. (1994). The biological and environmental chemistry of chromium. 1st edition. New York: Wiley-VCH. p.p. 214.

Kishida N., Kim J., Chen M., Sasaki H. y Sudo R. (2003). Effectiveness of oxidation-reduction potential and pH as monitoring and control parameters for nitrogen removal in swine wastewater by sequencing batch reactors. Journal of Bioscience and Bioengineering 96(3), 285-90.

Kotrba P., Mackova M., Fišer J. y Macek T. (2011). Biosorption and metal removal through living cells. En: P. Kotrba, M. Mackova, J. Fišer y T. Macek (Eds): Microbial Biosorption of Metals. Springer Science + Business Media B. V. (p.p. 197-233). Dordrecht.

- Metcalf y Eddy. (2003). Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse. 4th edition. Tome II. New York: McGraw-Hill. p.p. 1848.
- Najafpour G., Yieng H., Younesi H. y Zinatizadeh A. (2005). Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using palm oil mill effluents. *Process Biochemistry* 40(8), 2879-2884.
- Najafpour G., Zinatizadeh A. y Lee L. (2006). Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment. *Biochemical Engineering* 30, 297-302.
- Nowak O. (2000). Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. *Water Science and Technology* 41, 145-153.
- Pire M., Palmero J., Araujo I. y Díaz A. (2010). Tratabilidad del efluente de una tenería con presencia de cromo usando un reactor por carga secuencial. *Revista Científica* 20(4), 390-398.
- Poirier I., Hammann P., Kuhn L. y Bertrand M. (2013). Strategies developed by the marine bacterium *Pseudomonas fluorescens* BA3SM1 to resist metals: a proteome analysis. *Aquatic Toxicology* 128-129, 215-232.
- Ramírez A. (2002). Toxicología del cadmio. *Anales Facultad de Medicina* 63(1), 51-64.
- Sharma S. y Malaviya P. (2016). Bioremediation of tannery wastewater by chromium resistant novel fungal consortium. *Ecological Engineering* 91, 419-425.
- Spengel D. y Dzombak D. (1991). Treatment of landfill leachate with rotating biological contactors: bench-scale experiments. *Research Journal WPCF* 63, 971-980.
- Taseli B., Gökçay C. y Gürol A. (2008). Influence of nickel (II) and chromium (VI) on the laboratory scale rotating biological contactor. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 35, 1033-1039.
- Tawfik A., Temmink H., Zeeman G. y Klapwijk B. (2006). Sewage treatment in a rotating biological contactor (RBC) system. *Water, Air and Soil Pollution* 175, 275-289.
- Teitzel G. y Parsek M. (2003). Heavy metal resistance of biofilm and planktonic *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology* 69(4), 2313-2320.
- Vaiopoulou E. y Gikas P. (2012). Effects of chromium on activated sludge and on the performance of wastewater treatment plants: a review. *Water Research* 46, 549-570.



UNIVERSIDAD
DEL ZULIA

 **mpacto** *Científico*

Revista Arbitrada Venezolana
del Núcleo LUZ-Costa Oriental del Lago

Vol. 12. N°2 _____

*Esta revista fue editada en formato digital y publicada
en diciembre de 2017, por el Fondo Editorial Serbiluz,
Universidad del Zulia. Maracaibo-Venezuela*

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