

1



Ciencia e Ingeniería AMBIENTAL

VOLÚMEN I NÚMERO I

publicación trimestral

DISPOSICIÓN FINAL
DE
RESIDUOS SÓLI-
DOS



GRAFFITO
casa ■ editorial

www.graffito.solutions/ambiental

INDICE

Número I

Especial de disposición final de residuos sólidos

Tratamiento de primario de lixiviados: selección de aditivos Diego Esteban Teca Gavilanes	3
Caracterización y contenido de líquidos de la materia orgánica de los desechos urbanos de la ciudad de Guayaquil-Ecuador Federico von Buchwald, Jesús Chavez Machado	10
Tratamiento de lixiviado de vertederos utilizando procesos de oxidación avanzados y proceso de adsorción Rodrigo Poblete, Ernesto Cortes, Osvaldo Miranda	15
A mineração de aterros como estratégia para a gestão de resíduos Sólidos: uma revisão da literatura Roberto Caldeira da Silva, André Nagalli	20
Avaliação do proceso oxidativo avançado pelo reagente fenton para tratamento de lixiviado gerado em aterro sanitário Maria Monize de Moraes, Mauricio Alves da Motta Sobrinho Geysiane Augusta de Moraes, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti	25

CUERPO EDITORIAL

DIRECTOR GENERAL

Walter Bajaña

EDITOR

Carlos Torres de la Torre

COMITÉ EDITORIAL

Pilar Tello

Presidenta Interamericana de AIDIS

Walter Bajaña

Presidente de AEISA

Ilaria Manfredi

Representante Fundación ACRA en Ecuador

Pietro Graziani

Especialista en Residuos Sólidos de Fundación ACRA

Francisco de la Torre

Representante de DIRSA- Ecuador

Boroshilov Castro

Docente de Universidad Central del Ecuador

Carlos Torres de la Torre

Docente de la Pontificia Universidad Católica Ecuador

ambiental@graffito.solutions

PRESENTACIÓN

Publicación electrónica trimestral coeditada por la Asociación Ecuatoriana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental y Graffito, que publica contribuciones originales evaluadas por pares, de calidad y actualidad dentro del área de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental en Latinoamérica.

Se presentan trabajos que abarcan aspectos relacionados con el conocimiento científico y práctico, tanto tecnológico como de gestión.

También se publican números especiales de trabajos destacados que fueron presentados en diversos Congresos Ingeniería Sanitaria y Ambiental y que en forma adicional fueron sometidos al proceso de revisión interno de la Revista.

Se reciben de manera permanente contribuciones enmarcadas en el campo de la investigación.

ambiental@graffito.solutions

Número 1

Especial de disposición final de residuos sólidos

Este primer número de Ciencia e Ingeniería Ambiental presenta resúmenes seleccionados de ponencias presentadas en el 7mo Encuentro Interamericano de Residuos Sólidos organizado por Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS.

ARBITRAJE

El sistema de arbitraje empleado para la revista es el de revisión por pares. Los árbitros son investigadores activos que colaboran en forma anónima y desinteresada. Ser seleccionado como arbitro representa para la persona escogida un reconocimiento a su labor investigadora y profesional.

Todos los arbitros son externos a la casa editorial que produce esta revista.

Tratamiento Primario De Lixiviados: Selección De Aditivos

Recibido el 2 de mayo de 2018 aprobado el 12 de junio de 2018

Diego Esteban Teca Gavilanes

Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental FIGEMPA, Universidad Central del Ecuador UCE.

Autor corresponsal: Calidad Ambiental, Dirección Provincial del Ambiente Pichincha – Ministerio del Ambiente, Av. Amazonas y Cordero, edificio CONTEMPO – La Mariscal, Quito, Pichincha. 170511. Ecuador. Email: diegotk_2005@yahoo.com

Primary Treatment of Leaches: Selection of Additives**Abstract**

Investigation project about surfactant additives selection for leachate treatment generated in Landfill Antonio Ante canton, the main objective is to select the effective and efficient surfactant additive to be used in the treatment of leachate generated the landfill. The study area is located in Imbabura province, canton Antonio Ante, urban parish Atuntaqui, Patabarán sector, 3 km from the center of the city. The development of this investigation project is a sampling plan, followed by the characterization and different experiences of Jar Tests in laboratory, for subsequent analysis and formulation additives selection of possible treatment alternative environmentally, socially and economically. The process of coagulation/flocculation consist in the removal of COD and suspended particles by adding chemicals (coagulants); turned considerably efficient for the removal of COD, but not very efficient for the removal of TSS since the leachates low concentrations of suspended solids, accordingly, it was found that leachate from landfills have low concentrations of suspended solids, which explains the low removal efficiency. Optimal doses process coagulation/flocculation are in the range of 200-450 ppm of $Fe_2(SO_4)_3$ as a coagulant and 1000 ppm of polyacrylamide or anionic polymer as a flocculant. Best removals achieved were 75.39% for COD and 55.48% for turbidity, so surfactant additives were most efficient of those tested in the study for the treatment of leachate. As the GMAA recommendation should be implemented in the canton the alternative treatment for the leachate that is exposed, in order to prevent and mitigate the environmental impact on compliance with environmental regulations in the country.

KeyWords: Leachate generation, additives surfactants, coagulation/flocculation, leachate treatment.

Resumen

Proyecto de investigación sobre la selección de aditivos tensoactivos para el tratamiento de lixiviados generados en el Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante, tiene como objetivo seleccionar el aditivo tensoactivo eficaz y eficiente que será utilizado en el tratamiento de los lixiviados. El área de estudio se localiza en la provincia de Imbabura, cantón Antonio Ante, parroquia urbana Atuntaqui, sector Patabarán, a 3 km del centro urbano de la ciudad. El desarrollo del proyecto de investigación parte de un plan de muestreo, seguido por la caracterización y diferentes experiencias de ensayos de jarras en laboratorio con los lixiviados, para posterior análisis de selección de aditivos y formulación de la alternativa de tratamiento factible ambiental, social y económicamente. El proceso de coagulación/floculación consiste en la remoción de la DQO y partículas suspendidas mediante la adición de sustancias químicas (coagulantes); resultado considerablemente eficiente para la remoción de la DQO, pero poco eficiente para la remoción de SST dado que los lixiviados estudiados poseen bajas concentraciones de sólidos suspendidos, en concordancia, se comprobó que los lixiviados de los rellenos sanitarios poseen bajas concentraciones de sólidos suspendidos, lo cual explica la baja eficiencia de remoción. Las dosis óptimas del proceso de coagulación/floculación se encuentran en el intervalo de 200-450 ppm de $Fe_2(SO_4)_3$ como coagulante y 1000 ppm de polímero aniónico de poliacrilamida como floculante. Las mejores remociones alcanzadas fueron de 75.39% para la DQO y 55.48% para la turbidez, por lo que resultaron los aditivos tensoactivos más eficientes entre los probados en el estudio para el tratamiento de los lixiviados. Como recomendación el GMAA debería implementar en el cantón la alternativa de tratamiento para los lixiviados que se expone, con el fin de prevenir y mitigar el impacto ambiental, bajo el cumplimiento de la normativa ambiental vigente en el país.

Palabras clave: Generación de lixiviados, aditivos tensoactivos, coagulación/floculación, tratamiento de lixiviados.

Introducción

El presente proyecto de investigación tiene como objetivo otorgar información de carácter técnico para la Unidad de Gestión Ambiental (UGA) del Gobierno Municipal de Antonio Ante (GMAA) en cuanto se refiere a la selección de los aditivos tensoactivos eficaces y eficientes para el tratamiento de los lixiviados generados en el relleno sanitario del GMAA, con el propósito de adoptar medidas técnicas para mejorar el sistema de tratamiento de lixiviados actual, todo direccionado a la minimización del riesgo ambiental potencial de contaminación que estos producen. La selección de aditivos tensoactivos para el tratamiento de los lixiviados que se presenta es importante, debido a que se encamina a la implementación de la alternativa factible técnica, ambiental y económicamente, logrando el correcto cumplimiento de la legislación ambiental vigente. El presente proyecto de investigación es un trabajo de campo, la información de carácter técnico será levantada del tanque de almacenamiento existente para los lixiviados generados en el relleno sanitario del GMAA; consta de once capítulos iniciando con la identificación de la problemática actual del cantón Antonio Ante con relación a la generación y tratamiento de lixiviados en su relleno sanitario, seguido por la definición de las carac-

Diego Esteban Teca Gavilanes

terísticas del área de estudio, la revisión bibliográfica realizada, el marco teórico que sustenta conceptual y teóricamente el proyecto de investigación; se incluye las normas que enmarcan al proyecto; a continuación se especifica el marco metodológico para el desarrollo del proyecto; se expone la aplicación de la técnica de muestreo adecuada, para su posterior análisis de laboratorio y guías de observación; continuando con el análisis de resultados y la alternativa planteada, seguido por las conclusiones y las recomendaciones; para presentar por último los capítulos en los que se exponen los materiales de referencia utilizados y los anexos correspondientes como información complementaria al proyecto de investigación.

Material y Metodología

Materiales y equipos de muestreo de lixiviado: Botas de caucho, Guantes de nitrilo, Respirador de media cara, Cartucho para respirador de media cara (Vapores Orgánicos), Agua destilada, Detergente, Medidor de pH y temperatura, Envases de vidrio borosilicatado y de plástico estéril, Aparato muestreador (Jarra de plástico con medida).

Materiales y equipos de Caracterización del Lixiviado: Espectrofotómetro de absorción atómica, Espectrofotómetro de luz infrarroja, Espectrofotómetro de luz visible, Estufa de incubación, Sistema Sensor de DBO, Sorbona.

Materiales y equipos de Ensayos de jarras de Coagulación/Floculación (Jar Test): JarTester – Prueba de Jarras, Vaso de precipitación 1000 ml, Probeta de plástico 1000 ml, Probeta de vidrio 1000 ml, Vaso de precipitación 100 ml, Pipeta de vidrio 1 ml, Pipeta de vidrio 5 ml, Sulfato Férrico en solución acuosa, Policloruro de Aluminio, Polímero Aniónico de Poliácridamida.

Preparación de solución de Polímero Aniónico de Poliácridamida: Espátula de metal, Balanza Digital Analítica, Balón de vidrio 1000 ml, Piceta de plástico, Agitador Magnético, Medidor de pH y temperatura, Turbidímetro.

Tabla 1. Concentración Utilizada

NÚMERO DE VASO DE PRECIPITACIÓN	1		2		3		4		5	
	ml/L	ppm	ml/L	ppm	ml/L	ppm	ml/L	ppm	ml/L	ppm
Sulfato Férrico	0.1	149	0.2	298	0.3	447	0.5	745	1	1490
Poliácridamida	1	1000	1	1000	1	1000	1	1000	1	1000

Elaborado por: Diego Teca G

Resultados y Discusión

Turbidez

Los valores determinados de turbidez en cada muestra tomada durante el ciclo de sedimentación se utilizaron para trazar las curvas de distribución de la velocidad de sedimentación, los datos fueron:

Tabla 2. Resultados de Turbidez (NTU)

TIEMPO DE MEDICIÓN (min)	DISTANCIA DE ASENTAMIENTO (cm)	VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN (cm/min)	NÚMERO DE VASO DE PRECIPITACIÓN - TURBIDEZ NTU				
			1	2	3	4	5
1	12	12	21	20.3	19.7	20.3	20.9
3		4	19.9	20.3	19.3	20.5	20.4
5		2.4	19.9	20.7	19.9	20.2	20.7
10		1.2	19.8	20.2	19.7	20	20.5

Fuente: Laboratorio Planta de Tratamiento Agua Potable de Andrade Marín – Antonio Ante

Elaborado por: Diego Teca G.

En el siguiente gráfico, se presenta la dosis efectiva de aditivo coagulante Sulfato Férrico, según la relación de las variables Turbidez del Lixiviado Tratado vs. Velocidad de Sedimentación:

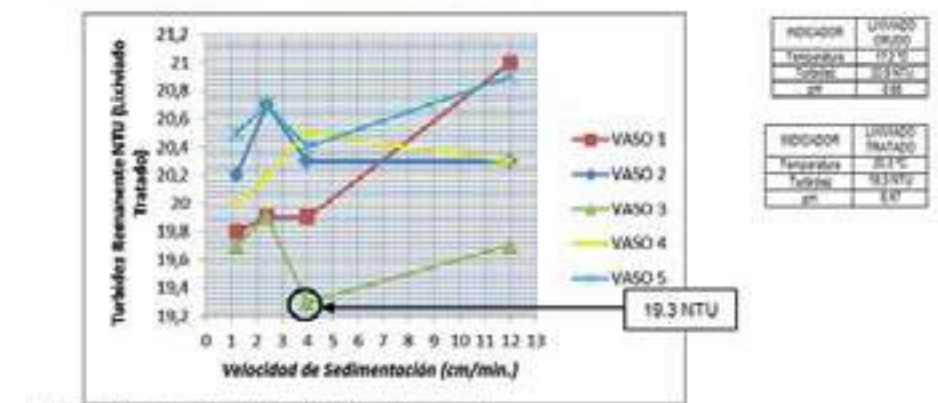


Figura 1. Turbidez Lixiviado Tratado vs. Velocidad de Sedimentación

Elaborado por: Diego Teca G.

Como conclusión del gráfico se obtiene, que la aplicación de una concentración de 0.3 ml/L o 447 ppm de Sulfato Férrico, concentración que se encuentra en el rango de concentraciones de 250 ppm a 450 ppm; es mucho más efectiva actuando a la par con la concentración de aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida para el tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario del cantón Antonio Ante.

Diego Esteban Teca Gavilanes

Sólidos Sedimentables

Tabla 3. Resultados de Sólidos Sedimentables (ml/L)

SÓLIDOS SEDIMENTABLES ml/L	NÚMERO DE VASO DE PRECIPITACIÓN				
	1	2	3	4	5
	72	70	80	65	120

Fuente: Laboratorio Planta de Tratamiento Agua Potable de Andrade Marín – Antonio Ante
Elaborado por: Diego Teca G.

Para poder relacionar la variable dependiente sólidos sedimentables (ml/L) con la variable independiente concentración de aditivo coagulante Sulfato Férrico (ppm), se hace uso del modelo matemático del Cuadrado Doble, modelo que rige su comportamiento en la ecuación siguiente (ver Ecuación):

$$Y = \sqrt{a + b \cdot X^2} \quad \text{ó} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Ecuación. Modelo Matemático Cuadrado Doble

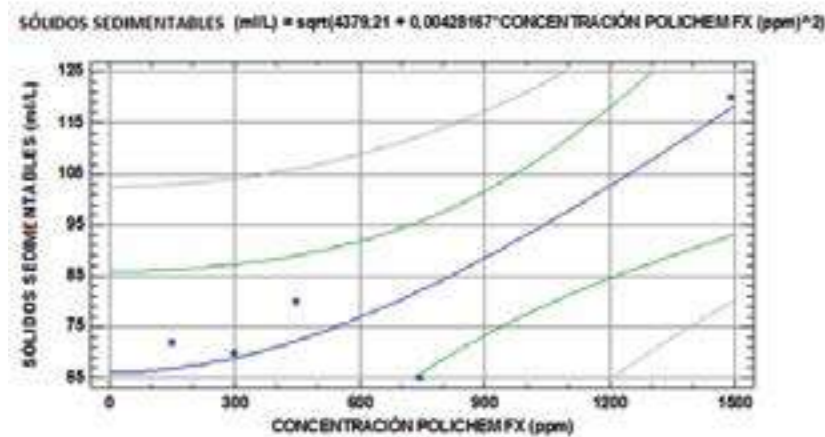


Figura 2. Gráfico. Sólidos Sedimentables vs. Concentración Sulfato Férrico - Modelo Ajustado de Cuadrado Doble
Elaborado por: Diego Teca G.

El dato estadístico R-Cuadrada indica que el modelo ajustado explica 87.8757% de la variabilidad en sólidos sedimentables (ml/L). El coeficiente de correlación es igual a 0.937421, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables.

Carga de Sedimentación

Tabla 4. Carga de Sedimentación Relativa

TIEMPO DE MUESTREO (min)	DISTANCIA DE SEDIMENTACIÓN (cm)	VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN (cm/min)	CARGA DE SEDIMENTACIÓN RELATIVA	
			$\frac{m^3}{m^2 \cdot día}$	$\frac{G/l}{día}$
1	12	12	172.8	2.95
3		4	57.6	1.00
5		2.4	34.56	0.60
10		1.2	17.28	0.30

Elaborado por: Diego Teca G.

Con los datos obtenidos de laboratorio, se generó un diagrama de dispersión para Turbidez (NTU) vs. Concentración de aditivo coagulante Sulfato Férrico (ppm) y Sólidos Sedimentables (ml/L):

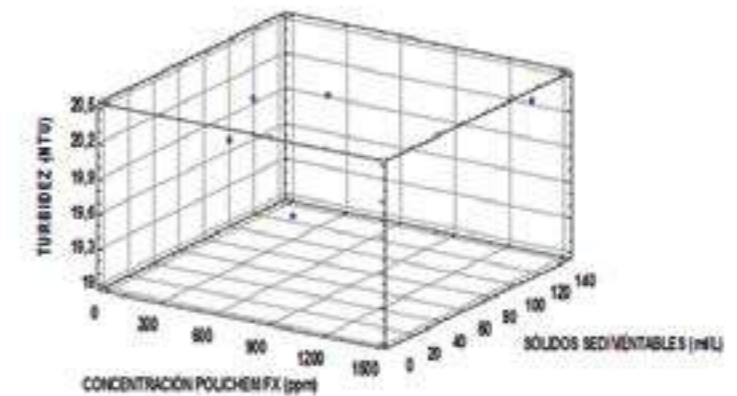


Figura 3. Turbidez (NTU) vs. Concentración Sulfato Férrico (ppm) y Sólidos Sedimentables (ml/L)
Elaborado por: Diego Teca G.

Diego Esteban Teca Gavilanes

A continuación se muestra la tabulación de frecuencias acumuladas, en un histograma de frecuencia de concentraciones del aditivo coagulante Sulfato Férrico y el diagrama de probabilidad normal de las concentraciones de aditivo coagulante Sulfato Férrico:

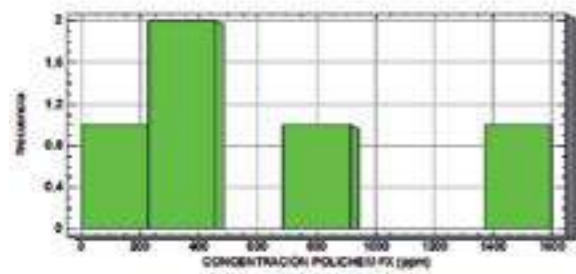


Figura 4. Histograma de Frecuencia
Elaborado por: Diego Teca G.

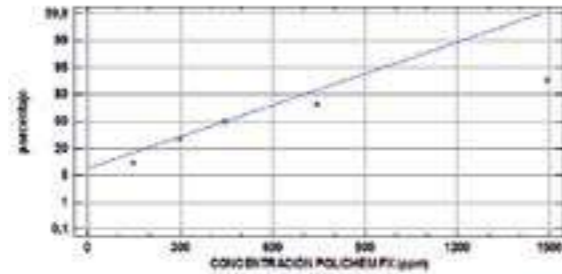


Figura 5. Gráfico. Probabilidad Normal
Elaborado por: Diego Teca G.

al colocar estas concentraciones fueron 20.0 NTU y 20.4 respectivamente; pero estas concentraciones de aditivo coagulante Sulfato Férrico son consideradas como altas para el tratamiento puesto que el uso de estas concentraciones causarían incremento en los costos de operación de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del camal del cantón Antonio Ante, haciendo que las concentraciones del aditivo coagulante no sean las efectivas.

Determinación del tamaño del floc

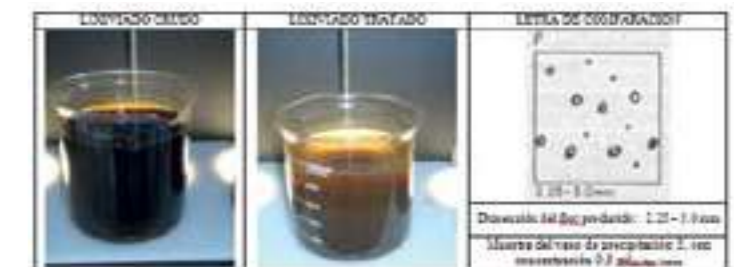
Para considerar de manera técnica ambiental el resultado de la selección, se realizó un proceso de observación visual, utilizando como ayuda el Índice de Willcomb y el comparador otorgado por el Water Research Institute of Inglaterra, se obtuvieron los siguientes resultados al comparar la muestra de lixiviado tratada con 0.3 ml/L de Sulfato Férrico y 1 ml/L de Polímero Aniónico de Poliácridamida:

Tabla 5. Comparación de Resultado con el Índice de Willcomb

NÚMERO DE VASO DE PRECIPITACIÓN	ADITIVOS COAGULANTES Y FLOCULANTE	NÚMERO DE ÍNDICE	DENOMINACIÓN	DESCRIPCIÓN
1	Sulfato Férrico + Poliácridamida	10	Excelente	Floc que se deposita todo.
2	Policloruro de Aluminio + Poliácridamida	8	Bueno	Floc que se deposita fácil pero no completamente.

Fuente: Arboleda, 2000. Índice de Willcomb. Disponible en: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/scan/002320/002320-02a.pdf>
Elaborado por: Diego Teca G.

Tabla 6. Comparación para estimar el tamaño del floc producido



Fuente: Arboleda, 2000.
Elaborado por: Diego Teca G.

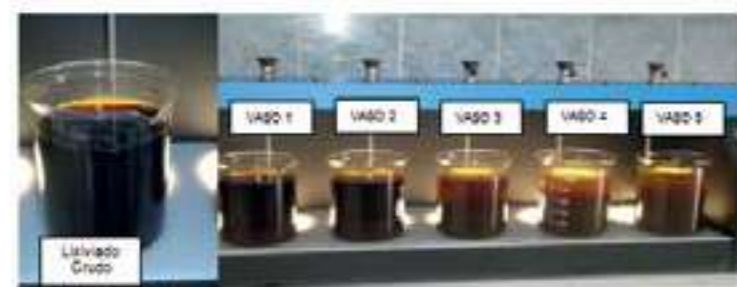


Figura 6. Resultados de Laboratorio

La clarificación de las muestras de lixiviado al colocar 0.1 y 0.2 ml de Sulfato Férrico en los vasos de precipitación número 1 y 2 respectivamente, no se la pudo evidenciar por simple observación, los mejores valores de turbidez identificados al colocar estas concentraciones fueron 19.8 NTU y 20.2 respectivamente; siendo estos valores bastante bajos de turbidez, pero las concentraciones del aditivo coagulante no son las efectivas. La clarificación de la muestra de lixiviado al colocar 0.3 ml de Sulfato Férrico en el vaso de precipitación número 3, se la puedo evidenciar de manera claro por simple observación, el mejor dato identificado de turbidez fue 19.3 dato que se encuentra acorde con el tratamiento; siendo este último el mejor valor identificado en todo el tratamiento, y otorgando la concentración del aditivo coagulante efectiva para los lixiviados. La clarificación de las muestras de lixiviado al colocar 0.5 y 1 ml de Sulfato Férrico en los vasos de precipitación número 4 y 5 respectivamente, es notable y se la puede evidenciar por simple observación, los mejores valores de turbidez identificados

Diego Esteban Teca Gavilanes

Por lo expuesto en los cuadros, se puede concluir como resultado de la observación, que los aditivos coagulante y floculante más adecuados, y eficaces para actuar en la formación de mayor cantidad de flocs en el tratamiento de los lixiviados del relleno sanitario del cantón Antonio Ante son los aditivos Sulfato Férrico con Polímero Aniónico de Poliácridamida, ya que la combinación de estos aditivos hace que los flocs formados en el lixiviado sean más estables y realicen solo un procedimiento posterior al de formación, que es la sedimentación o precipitación. Es favorable que los flocs formados por la adición de aditivos coagulante y floculante se puedan separar del lixiviado por un proceso, es por esta razón que el aditivo coagulante Sulfato Férrico con el aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida, a comparación del aditivo coagulante Policloruro de Aluminio con el aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida, son más adecuados y eficaces, debido a que los floculos o flocs formados sedimentan de mejor manera, haciendo que al momento de inyectar el aire micro-disuelto al DAF, estos lodos puedan flotar de forma adecuada, para ser retirados y pasar directamente hacia el tanque de lodos de la planta de aguas residuales del camal de Antonio Ante, haciendo al proceso de la planta de tratamiento más económico.

Porcentaje de Remoción de Turbidez

Tabla 7. Porcentaje de Remoción de Turbidez

MUESTRA		EXPERIENCIA DE LABORATORIO	Turbidez (NTU)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE TURBIDEZ (%)
Antes del tratamiento	Lixiviado Crudo	In-situ	63.8	
Tratada	Muestra del vaso de precipitación 3 (0.3 ml Sulfato Férrico)	4 ^{ta}	19.3	69.75

Elaborado por: Diego Teca G.

Porcentaje de Remoción de DQO

Tabla 8. Porcentaje de Remoción de DQO

MUESTRA		EXPERIENCIA DE LABORATORIO	DQO (mg/L)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE DQO (%)
Antes del tratamiento	Lixiviado Crudo	-	2235	
Tratada	Muestra del vaso de precipitación 3 (0.3 ml Sulfato Férrico)	4 ^{ta}	550	75.39

Elaborado por: Diego Teca G.

Porcentaje de Remoción de Sólidos Suspendidos Totales

Tabla 9. Porcentaje de Remoción de SST

MUESTRA		EXPERIENCIA DE LABORATORIO	SST (mg/L)	PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE SST (%)
Antes del tratamiento	Lixiviado Crudo	-	150	
Tratada	Muestra del vaso de precipitación 3 (0.3 ml Sulfato Férrico)	4 ^{ta}	109	27.33

Elaborado por: Diego Teca G.

Conclusiones**Caudal de Lixiviados**

El valor obtenido del caudal aproximado de generación de lixiviados en el Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante es de 0.534 ; por ser considerado un caudal bajo de generación, no se sugiere la implementación de una planta de tratamiento exclusiva para los lixiviados.

Aditivo Coagulante Eficaz para el Tratamiento de los Lixiviados

El aditivo tensoactivo eficaz de manera técnica, económica y ambiental para el tratamiento fisico-químico de los lixiviados del Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante es el Sulfato Férrico [Fe₂(SO₄)₃] usado como coagulante; actuando a la par con el Polímero Aniónico de Poliácridamida, usado como floculante.

Intervalo Eficiente de Concentración del Aditivo Coagulante

El intervalo eficiente de dosis o concentraciones del aditivo coagulante Sulfato Férrico [Fe₂(SO₄)₃] para el tratamiento fisicoquímico de los lixiviados del Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante va desde 200 ppm (mg/L) hasta 450 ppm (mg/L), el valor a utilizar se especificará en el intervalo mencionado según sea el requerimiento de la caracterización del lixiviado actualizada.

Concentración del Aditivo Floculante

La dosis o concentración del aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida, utilizada en las diferentes observaciones de laboratorio se la consideró constante, con un valor de 1 ml/L o 1000 ppm (mg/L) de una disolución 1:1000.

Eficiencia de Remoción de DQO

El proceso fisicoquímico de coagulación/floculación utilizando el aditivo coagulante Sulfato Férrico [Fe₂(SO₄)₃] a una concentración de 0.3 ml/L o 447 ppm y el aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida a una concentración constante de 1 ml/L o 1000 ppm, otorga una eficiencia de remoción de DQO a los lixiviados del Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante de 75.39% de remoción.

Eficiencia de Remoción de Turbidez

El proceso fisicoquímico de coagulación/floculación utilizando el aditivo coagulante Sulfato Férrico

Diego Esteban Teca Gavilanes

[Fe₂(SO₄)₃] a una concentración de 0.3 ml/L o 447 ppm y el aditivo floculante Polímero Aniónico de Poliácridamida a una concentración constante de 1 ml/L o 1000 ppm, otorga una eficiencia de remoción de turbidez a los lixiviados del Relleno Sanitario del cantón Antonio Ante de 55.48%.

Material de Cobertura del Relleno Sanitario

El material de cubierta utilizado en el relleno sanitario sirve como filtro de los lixiviados y reacciona con los mismos, lo que aporta baja concentración de sólidos suspendidos, 150 mg/L; y un elevado valor de pH, de 8.69.

Referencias Bibliográficas

- Arboleda, J.** (2000). Teoría y práctica de la purificación del agua (3ra. Edición). Santa Fe de Bogotá: McGraw-HILL / Interamericana de Colombia.
- Burns, R. A.** (2011). Fundamentos de Química (5ta. Edición, p.174). México DF: Pearson Educación.
- Cisneros, A. L.** (2006). Separación de grasas y aceites en aguas residuales, mediante el proceso de flotación por aire disuelto. Tesis para optar el título de Ingeniero Químico, Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ingeniería Química, Quito, Ecuador.
- Chang, R.** (1981/1987). Físicoquímica aplicada a sistemas biológicos (2da. Reimpresión, pp. 232 - 239, 754). México DF: Compañía Editorial Continental S.A.
- Constitución de la República del Ecuador 2008.
- Corena, M.** (2008). Sistemas de tratamientos para lixiviados generados en Rellenos sanitarios. Tesis para optar al título de Ingeniero Civil, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Sucre, Sincelejo, Colombia.
- Cornejo, J.** (2013). Criterios de calidad de suelos y de aguas o efluentes tratados para uso en riego – Aluminio, Autor.
- Crockford, H. D. & Knight, S. B. (1991). Fundamentos de Físicoquímica. (2da. Edición, pp.13, 166 – 173), México DF: Compañía Editorial Continental S.A.
- Degrémont.** (1979). Manual Técnico del agua (4ta. Edición, pp. 136-139). Bilbao.
- García, J., Ferrer, C. & Albarrán, F. (2008). Tratamiento de lixiviados de vertedero de RSU por procesos de membranas. I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos Castellón, 23 – 24 de julio de 2008.
- Giraldo, E.** (1997). Tratamiento de Lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. En E. Giraldo., Manejo Integrado de Residuos Sólidos Urbanos (pp. 44-55). Colombia.
- Gómez, D. & Gómez, M.** (2007). Consultoría e Ingeniería Ambiental (1ra. Edición, p. 343). Madrid: Mundi-Prensa Libros S.A.
- Henry, J. G. & Heinke, G. W.** (1999). Tratamiento y eliminación de lixiviados. En G. Henry, G. Heinke., Ingeniería Ambiental (2a Edición, pp. 398-399). México DF: PRENTICE HALL.
- Ilpes-CEPAL Naciones Unidas & GTZ Agencia de Cooperación técnica entre Alemania y Ecuador** (2008). Evaluación ex post de la Gestión de Municipios Latinoamericanos 2001-2005. Antonio Ante: Editor.
- Maron, S. H. & Prutton, C. F.** (1970/1992). Fundamentos de Físicoquímica (19° Reimpresión, pp. 332 - 349, 849-882). México DF: Editorial Limusa, Grupo Noriega Editores.
- Méndez, R. I., García, R. B., Castillo, E. R. & Sauri, M. R.** (2010). Tratamiento de Lixiviados por Oxidación Fenton. Revista Ingeniería e Investigación, 30, 80-85.
- Metcalf & Eddy.** (1995). Ingeniería de aguas residuales, tratamiento, vertido y reutilización (Volumen I, 3ra Edición, p. 505). Madrid: McGraw-Hill. Inc.
- Metz, C.R.** (1988). Físicoquímica (pp. 181-197). México DF: Serie Schaum, McGraw-Hill. Inc.
- Metz, C. R.** (1992). Físicoquímica. (Segunda Edición del Inglés pp. 15-156, 582-583). Santafé de Bogotá: Serie Schaum, McGraw-Hill. Inc.
- Meza, M. E.** (2012). Análisis y propuesta de aplicabilidad de métodos y Técnicas de aprovechamiento, recuperación y eliminación de residuos sólidos urbanos en Tabacundo, cantón Pedro Moncayo. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental, Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental, Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador.
- Landeta, M.** (2009). Diseño de estrategias para mitigar el impacto ambiental negativo causado por los desechos sólidos y líquidos generados en los procesos de recepción y faenamiento en camales municipales de Carchi, Imbabura y Norte de Pichincha. Tesis para optar al título de Licenciado en Ciencias Ambientales y Ecodesarrollo, Escuela de Ciencias Agrícolas y Ambientales, Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Ibarra (PUCE-SI), Ibarra, Ecuador.
- López, L. D.** (2011). Diagnóstico, caracterización y propuesta de tratamiento de lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Ambato. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Martínez, O. P.** (2008). Mejoras en el tratamiento de lixiviados de vertedero de RSU mediante procesos de oxidación avanzada. Tesis para optar al título de Doctor, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales y de Telecomunicaciones, Departamento de Ingeniería Química y Química Inorgánica, Universidad de Cantabria, Cantabria, España.
- Ordenanza de Creación de la Unidad de Gestión Ambiental (UGA) del Gobierno Municipal de Antonio Ante (GMAA).
- Pinto, C. & Causa, E.** (1974). Investigación sobre Procesos de Coagulación - Floculación de Aguas en Plantas de Tratamiento. Santiago.
- Plan de Gestión Integral de Desechos Sólidos Urbanos (DSU) en el Cantón Antonio Ante 2007-2012 (PGIDS).
- Ruiz, S. D.** (2011). Plan de gestión de residuos del camal del cantón Antonio Ante. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental, Escuela de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- Sans, R. & Ribas, J.** (1999). Ingeniería Ambiental: Contaminación y tratamientos (pp. 93, 101-

Diego Esteban Teca Gavilanes

103). Santafé de Bogotá: ALFAOMEGA S.A.

Seoanez, M. (1985). Planificación y control de la contaminación ambiental (1ra. Edición, pp. 355-369). Madrid: Editorial MAPFRE S.A.

SERMAA-EP Empresa Pública de Servicios Municipales del Cantón Antonio Ante (2011). Informe administrativo y económico del primer semestre del año, enero - junio 2011.

Suárez, P. (2010). Estudio de Impacto Ex – Post y Formulación de un Plan de Manejo Ambiental Relleno Sanitario del Gobierno Municipal de Antonio Ante (pp. 12 – 15, 49 – 50, 75 – 96). Atuntaquí: Consultora Consulsua.

Suárez, V. E. & Trujillo, D. F. (2011). Diseño y construcción de un equipo de pruebas de jarras para la tratabilidad de aguas residuales. Tesis para optar al título de Ingeniero Químico, Escuela de Ingeniería Química, Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador.

Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundario del Ministerio del Ambiente. (2003).

Tshobanoglous, G. (1994). Gestión integral de residuos sólidos (pág. 47, 48). España: McGraw-Hill CO.

Caracterización Y Contenido De Líquidos De La Materia Orgánica De Los Desechos Urbanos De La Ciudad De Guayaquil-Ecuador.

Recibido el 2 de mayo de 2018 aprobado el 13 de junio de 2018

Federico von Buchwald

Consortio ILM Las Iguanas-Relleno sanitario de Guayaquil, Ecuador.

Jesús Chavez Machado

Universidad Mayor Nacional de San Marcos Lima, Perú, Presidente de la Sociedad Científica Ambiente y Desarrollo Internacional.

Federico von Buchwald: Departamento Técnico, Consortio ILM Las Iguanas-Relleno sanitario de Guayaquil, Calle 27 NO km 14,5 Vía a Daule – Guayaquil, Guayas. EC090112. Ecuador. Email: frit-zvb@icloud.com

ABSTRACT

The waste that arrives at the landfill of Guayaquil has 73% of organic matter and produces leachates, which is why it is necessary to analyze its composition in order to optimize its treatment and management. Samples were taken from the collectors and the constituents of the convertible organic matter in leachates were analyzed, dividing them into “rot material” and “absorbents” and, in order to search for a characterization pattern according to their origin classified the socioeconomic sector in 5 economic strata. It was also analyzed the moisture content of organic elements and the absorption capacity of the paper and paperboard derivatives, reaching to the following conclusions: Average domestic solid waste generation is 1.08 kg / inhabitant / day. The elements of the composition of the organic matter are mainly shell of green banana, residues of prepared foods and citrus, being determined that there is coincidence in the composition in all the socioeconomic stratum and the final composition that enter to the landfill is 40% in weight is liquid and the absorption potential in kg of absorbent materials is 36%.

KeyWords: absorbent materials, leachate, municipal solid waste, rot materials, sanitary landfills.

RESUMEN

Los residuos que llegan al relleno sanitario de Guayaquil tienen el 73% de materia orgánica y producen lixiviados, es por esto que se requiere analizar su composición con la finalidad de optimizar su tratamiento y gestión. Se tomaron muestras de los recolectores y se analizaron los elementos que constituyen la materia orgánica convertible en lixiviados, dividiéndolos en “putrescibles” y en “absorbentes” y, con la finalidad de buscar un patrón de caracterización en función de su origen por sector socioeconómico clasificados en 5 estratos económicos. También se analizó los contenidos de humedad de los elementos orgánicos y la capacidad de absorción de los derivados de papel y cartón llegando a las siguientes conclusiones: El promedio de generación de residuos sólidos urbanos domésticos es de 1,08 Kg/hab/día. Los elementos de la composición de la materia orgánica son mayoritariamente cáscara de plátano verde, residuos de alimentos preparados y cítricos, determinándose que existe coincidencia en la composición en todos los estrato socioeconómico y la composición final que ingresan al relleno es el 40% en peso es líquido y el potencial de absorción en kg de los materiales absorbentes es el 36%.

Palabras Claves: Lixiviados, materiales absorbentes, materiales putrescibles, rellenos sanitarios, residuos sólidos urbanos

Introducción

Antecedentes

La ciudad de Guayaquil con una población de 2,421,915 habitantes (INEC, 2010), produce alrededor de 4,000 toneladas diarias de residuos, que desde 1994, son dispuestos en el Relleno Sanitario Las Iguanas, en un área de 173 Ha. Las condiciones ambientales de la ciudad corresponden a clima “tropical con invierno seco” según clasificación climática de Köppen.

Justificación

Si bien es una regla que el porcentaje de la materia orgánica de los desechos de residuos urbanos guarda una relación indirecta con las condiciones económicas de los pueblos, a menor condición económica el porcentaje de la materia orgánica puede llegar al 80% y a mayor condición económica el porcentaje de materia orgánica llega al 30%. La composición de los desechos en el Relleno Sanitario Las Iguanas de Guayaquil es mayoritariamente materia orgánica, encontrándose históricamente, en un rango del 55 al 73 %, constituido por desechos orgánicos putrescibles (58.6%), papel y cartón (12.3%) madera y plantas (1.9%). (tabla 1) y producen lixiviados todo el año, cuando llueve se incrementa la cantidad de lixiviados, es por esto que se requiere hacer una investigación y determinar cuáles son los elementos que lo conforman y consecuentemente establecer la magnitud de su producción.

Federico von Buchwald, Jesús Chavez Machado

Se usó el procedimiento recomendado por CEPIS HDT N° 97 de Junio de 2005, el que es universalmente aceptado para el muestreo de residuos, en este caso, el tamaño de muestra correspondía a 63 recolectores repartidos por sectores económicos, sin embargo se analizaron 65 muestras: 14 recolectores para el sector BAJO, 15 para el sector MEDIO BAJO, 16 para el sector MEDIO, 10 para el sector MEDIO ALTO y 10 para el sector ALTO.

La información de ingreso total de residuos sólidos al relleno sanitario de Guayaquil correspondió a cuatro meses: diciembre del 2014, enero del 2015, febrero 2015 y marzo 2015. Se determinó el producto (de desechos) per cápita - PPC de cada sector socioeconómico y se logró identificar que en el sector con condiciones económicas bajas se producen 0.87 kg de desechos urbanos por habitante por día, mientras que en el medio bajo, medio, medio alto y alto fueron: 0.96, 0.98, 1.27 y 1.56 respectivamente. La subzona 10 B no fue considerada para el cálculo del promedio del PPC para el estrato socioeconómico medio debido a que esta zona corresponde a Mapasingue y gran parte de los desechos de esta zona se los clasifica como industriales, las subzonas 1A, 2A y 2B tampoco fueron consideradas para el promedio del PPC del estrato socioeconómico medio alto ya que estos sectores tienen influencia comercial además de domiciliaria, por lo que considerar estos sectores distorsionaría los resultados, obteniendo como promedio ponderado 1.08 kilos por persona por día de desechos urbanos domésticos.

Tabla 3. Producción de desechos per cápita por estrato socioeconómico de la ciudad de Guayaquil

Estrato socio económico	SUB-ZONA	Número de días	Toneladas durante 4 meses	Promedio toneladas/día	Población (hab)	Población por estrato socio económico (%)	PPC (Kg/hab/día)	Promedio PPC por estrato socio económico
BAJO	16 A	121	17,212.20	142.25	174,630.50	28%	0.81	0.87
	12 B	121	31,811.62	262.91	296,444.50		0.89	
	12 A	121	18,855.79	155.83	171,974.00		0.91	
MEDIO BAJO	7 B	121	10,471.75	86.54	100,015.50	27%	0.87	0.96
	5 B	121	10,879.82	89.92	94,054.50		0.96	
	17 A	121	18,027.50	148.99	133,905.50		1.11	
	19 A	121	10,233.82	84.58	107,099.50		0.79	
	13 A	121	23,564.39	194.75	184,177.00		1.06	

MEDIO	6 B	121	10,442.15	86.30	94,142.00	14%	0.92	0.98
	15 A	121	10,235.60	84.59	90,629.50		0.93	
	4 B	121	7,494.39	61.94	56,182.00		1.10	
	10 B ¹	121	5,638.42	46.60	72,198.00		0.65 ¹	
MEDIO ALTO	18 A	121	12,287.64	101.55	85,410.00	15%	1.19	1.27
	3 A	121	3,452.77	28.54	20,252.00		1.41	
	3 B	121	5,948.10	49.16	37,150.50		1.32	
	2 B ²	121	8,815.31	72.85	29,867.50		2.44 ²	
	1 A ²	121	11,791.33	97.45	31,872.00		3.06 ²	
	2 A ²	121	3,162.51	26.14	6,989.00		3.74 ²	
	10 A	121	3,008.84	24.87	17,820.00		1.40	
9 A	121	13,507.11	111.63	106,463.00	1.05			
ALTO	14 A	121	9,172.62	75.81	5,8071.00	16%	1.31	1.56
	11 B	121	25,329.11	209.33	227,783.00		0.92	
	8 B	121	13,932.16	115.14	42,960.50		2.68	
	8 A	121	6,260.31	51.74	38,582.00		1.34	
Población Total:					2'278.673,00			

1: Gran parte del volumen de basura del sector de Mapasingue está incorporado como industrial

2: Zonas combinadas comercial + domiciliarios

NOTA 1: en los sectores medio y medio alto, tienen subzonas que están afectadas por áreas comerciales e industriales por lo que la relación PPC de estos no fue considerada para el promedio por sectores socio económicos.

NOTA 2: En la población total (2,278,673 hab.), no se ha considerado la población flotante.

NOTA 3: El promedio ponderado de PPC es 1.08kg/hab/día.

Fuente: INEC 2010, Relleno Sanitario ILM Las Iguanas.

Se investigó los elementos que se presentan en los desechos y son considerados como materia orgánica, cuyos nombres científicos se los presenta a continuación.

Federico von Buchwald, Jesús Chavez Machado

Tabla 4. Componentes de la materia orgánica de los desechos domiciliarios de Guayaquil

Materia orgánica (nombre común)	Materia orgánica (nombre científico)	Materia orgánica (nombre común)	Materia orgánica (nombre científico)
Choclo	Zea Mays	Concha	Anadara Tuberculosa
Cítricos	Genero Citrus	Sandía	Citrullus Lanatus
Restos de comida preparada	-	Maracuyá	Passiflora Edulis
Restos de jardinería	-	Lechuga	Lactuca Sativa
Cascara de plátano verde	Musa Sapientum L.var.Paradisiaca	Piña	Ananas Comosus
Guaba	Inga Feuilleei	Mango	Mangifera Indica
Cangrejo	Brachyura	Yuca	Manihot Esculenta
Culantro	Coriandrum Sativum	Zapallo	Cucurbita Maxima
Coco	Cocos Nucifera		

Fuente: Botanical-online.com

Resultados y discusión

Los componentes predominantes en todos los sectores socioeconómicos fueron la cáscara de plátano verde, los residuos de comida preparada y los cítricos.

Haciendo un promedio ponderado de todos los sectores socioeconómicos, el mayor componente de la materia orgánica de los desechos de los habitantes de Guayaquil es la cáscara de plátano verde (24.6%), seguido de los restos de comida preparada (20.7%), los cítricos (12.5%), otros (9.4%), choclo (8.3), restos de jardinería (7.6%), el resto de los elementos tienen menos del 5%. Ver figura 2

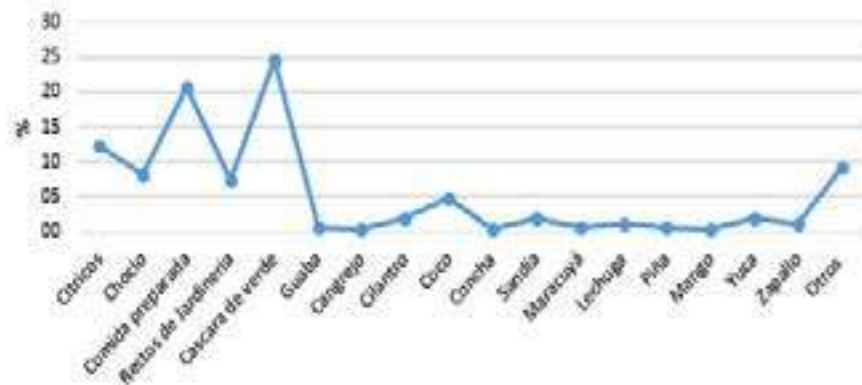


Figura 2. Promedio ponderado de composición de la materia orgánica de los desechos domiciliarios de Guayaquil - Todos los sectores socioeconómicos

Fuente: Federico von Buchwald (2016)

Dado que estos materiales putrescibles son los que se descomponen en agua, es conveniente determinar con el Official Methods of Analysis A.O.A.C. 15th Edition (1990) el contenido de humedad de estos, y haciendo un análisis de pesos ponderados se determinara el potencial de agua que tienen estos desechos.

Tabla 5. Cantidad de agua en la materia orgánica en 1 ton de basura

Materia orgánica	Promedio ponderado de composición de materia orgánica de los desechos domiciliarios de Guayaquil-Todos los estratos socioeconómicos (%)						Contenido de Humedad (%)	Cantidad de agua en MO en 1 ton de basura (586kg MO)
	Bajo	Medio bajo	Medio	Medio Alto	Alto	Promedio ponderado		
cítricos	11.8	11.8	11.7	17.7	10.5	12.50	84.58	62
choclo	5.9	7.8	10.7	10.6	6.1	8.28	81.12	39
comida preparada	22.5	23.7	18.1	13.9	25.4	20.71	22	27
restos de jardinería	10.5	9.6	5.5	1.9	9.8	7.56	85	38
cáscara de verde	23.7	23.3	25.9	26.3	24.0	24.64	87.64	127
guaba	1.2	1.2	0.1	0.8	1.1	0.82	53.7	3
cangrejo	0.9	0.2	1.0	0.0	0.0	0.51	51	2
culantro	1.1	3.2	3.4	1.5	0.7	2.12	88.63	11
coco	1.9	2.7	6.9	6.0	7.5	4.86	52.9	15
concha	0.3	0.9	0.6	0.0	0.0	0.42	8	0
sandía	2.8	0.8	1.7	2.9	1.4	1.89	91.1	10
maracuyá	0.8	0.6	0.5	1.5	0.6	0.74	79.1	3
lechuga	0.4	0.0	1.0	3.9	1.3	1.16	95.84	7
piña	0.5	0.7	0.0	2.0	1.1	0.75	85.3	4
mango	0.3	1.1	0.0	0.0	0.8	0.41	61.3	1
yuca	1.8	3.5	2.2	2.0	0.4	2.06	78.51	9
zapallo	1.5	0.9	2.2	0.6	0.0	1.17	81.8	6
otro (no se puede separar)	12.2	8.1	8.7	8.5	9.2	9.40	75	41
Total:								404

*: Valores estimados

Fuente: Federico von Buchwald (2016)

Con los resultados anteriores, el contenido de agua que tiene 1ton de RSU es 404 kg, considerando que los desechos tienen materiales absorbentes, a continuación se hace un desglose por estrato económico de los materiales absorbentes. En un promedio ponderado de todos los sectores socioeconómicos, el mayor porcentaje de tipo de papel lo ocupa el lugar cartón (36.5%), seguido del papel higiénico (23.85%) y el papel periódico (23.1%). (figura 3)

Federico von Buchwald, Jesús Chavez Machado

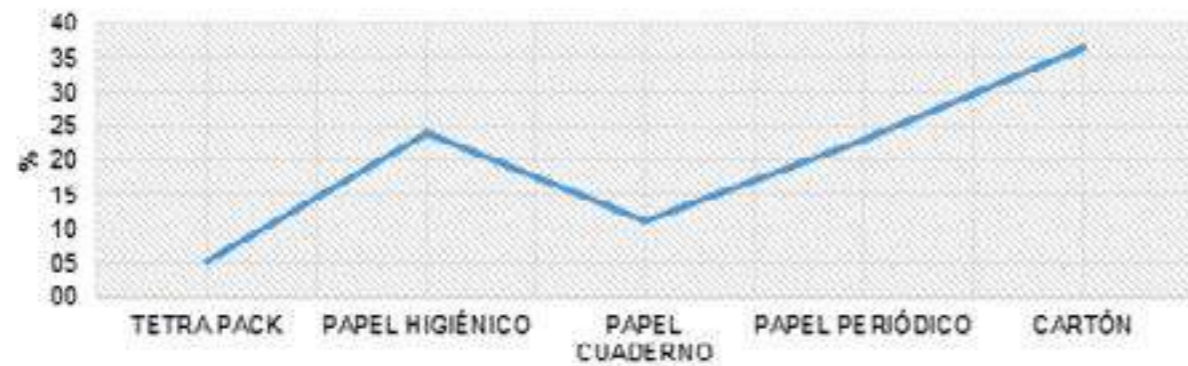


Figura 3. Promedio ponderado de composición del papel de los desechos domiciliarios de Guayaquil - Todos los sectores socioeconómicos

Fuente: Federico von Buchwald (2016)

En la tabla 6 se presenta la capacidad de absorción de los materiales potencialmente absorbentes, derivados del papel y el cartón, realizados en muestras de 200ml de agua haciéndose 3 ensayos de cada tipo de material.

Tabla 6. Capacidad de absorción del material absorbente

Material absorbente	Absorción promedio
Papel Toalla	7.8
Carton	1.7
Papel Bond	1.5
Servilleta	6.4
Periodico	2.5
Papel Bond	1.3

Fuente: Federico von Buchwald (2016)

Para determinar la capacidad de absorción se hizo un análisis ponderado de los materiales absorbentes y de acuerdo a la tabla 7, resulto 356 kg/ton de líquido, por lo que al relacionarlo con la cantidad de líquido que generan los materiales putrescibles (404) y considerando que la retención fuera permanente (circunstancia que no se cumple necesariamente), queda un saldo de 48 kg/ton de líquidos que se convierten en lixiviado.

Tabla 7. Cantidad de agua que puede retener el material absorbente en 1 ton de basura

Material absorbente	Promedio ponderado en porcentaje de composición de material absorbente de los desechos de Guayaquil-Todos los estratos socioeconómicos					Promedio ponderado	Capacidad de absorción (número de veces en peso)	Cantidad de agua que puede retener el material absorbente en 12.3% de papel y cartón en 1 ton de basura (123kg)
	Bajo	Medio bajo	Medio	Medio Alto	Alto			
tetra pack	4.3	5.4	7.4	4.0	4.3	5.26		
papel higiénico	22.2	29.5	22.9	24.3	20.0	23.85	6.4	188
papel cuaderno	9.1	13.2	14.2	11.2	7.6	11.33	1.5	21
papel periódico	29.0	19.1	16.8	14.6	38.4	23.09	2.5	71
cartón	35.3	32.8	38.7	46.0	29.7	36.47	1.7	76
Total:								356

Fuente: Federico von Buchwald (2016)

Conclusiones

El elemento predominante de los residuos sólidos urbanos de Guayaquil es materia orgánica (72.8%), constituido por desechos orgánicos (58.6%), papel y cartón (12.3%) y madera y plantas (1.9%).

El promedio de generación de residuos sólidos urbanos domésticos es de 1.08 Kg/hab/día.

Los elementos de la composición de la materia orgánica de los desechos de los habitantes de Guayaquil son mayoritariamente cáscara de plátano verde, residuos de comida preparada y cítricos, en todos los casos se da que los 3 productos más altos son los mismos, por lo que concluimos que las costumbres alimenticias en todos los estratos socio-económicos son similares.

Los derivados de papel y cartón que predominan en todos los sectores económicos son el cartón, papel higiénico y papel periódico.

Los materiales orgánicos putrescibles se descomponen en líquido a razón de 404kg/ton y la capacidad de absorción de los materiales derivados del papel y cartón es 356kg/ton, considerando que la absorción sea permanente, igual el resultado de esta relación genera líquido, razón por la que la composición de los desechos sólidos de Guayaquil, en cualquiera de los casos produce lixiviados.

Referencias Bibliográficas

- Christensen, R., Cossu R. & Stegmann R.** (1992). Landfilling of waste: Leachate, Inglaterra, Londres.: Elsevier Applied Science.
- Collazos, P. H.** (2008). Diseño y Operación de rellenos sanitarios. Colombia, Bogotá D.C.: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Díaz, L., de Janon C.** (2010). Reciclaje y Tratamiento Biológico de los Residuos Sólidos Municipales. Ecuador, Quito.: Ecuador
- Röben, E.** (2002). Diseño, Construcción, Operación y Cierre de Rellenos Sanitarios Municipales. Ecuador, Loja.: Deutscher Entwicklungsdienst Servicio Alemán de Cooperación Social – Técnica.
- Tchobanoglous, G., Theisen H., Vigil S. A.** (1998). Gestión Integral de residuos sólidos. España, Madrid.: McGraw Hill.

Tratamiento de lixiviado de vertederos utilizando procesos de oxidación avanzados y proceso de adsorción.

Recibido el 2 de mayo de 2018 aprobado el 13 de junio de 2018

Rodrigo Poblete*

Universidad Católica del Norte, Chile.

Ernesto Cortes

Universidad Católica del Norte, Chile.

Oswaldo Miranda

*Autor corresponsal: Escuela de Prevención de Riesgos y Medioambiente, Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile. 1800000. Email: rpobletech@ucn.cl

Abstract

It was realized a set of experiments focused in the treatment of a leachate coming from a landfill located in Coquimbo, Chile, as a strategic management of this toxic and dangerous wastes, using an advanced oxidation process (UVsolar + ozone + hydrogen peroxide and sodium persulphate radicals) and adsorption process using a natural zeolite.

These experiments were carried out in a solar photoreactor Compound Parabolic Concentrator (CPC) and was searched the optimal concentration of hydrogen peroxide and sodium persulphate radicals in the performance of the removal of pollutants, that was measured considering the elimination of chemical oxygen demand, color, ammonium, arsenic, vanadium, chloride, boron and lithium. Also, it was realized a toxicity test using different concentration of raw and treated landfill leachate applying to seeds of *Lactuca sativa* (lettuce).

The results showed that there was different level of removal of the pollutants measured according with the treatments applied, especially for chemical oxygen demand, color and ammonium, obtaining a 28.9%, 76.8% and 99.1% of elimination COD, color and ammonium when was applied 0.17 g/L of H₂O₂, 0.21 g/L of S₂O₈²⁻ and 1 g/L of zeolite in the adsorption process.

Also, the phototoxicity test showed a variable grade of germination of seeds of *L. sativa* when was applied treated landfill leachate in a concentration of 3%, obtaining a germination of 40% after advanced oxidation process and adsorption process.

KeyWords: Adsorption process, advanced oxidation process, organic wates, landfill leachate.

Resumen

Se realizó un grupo de experimentos enfocados en el tratamiento del lixiviado proveniente de un relleno sanitario (vertedero) ubicado en Coquimbo, Chile, como una estrategia de gestión de este residuo tóxico y peligroso, utilizando procesos de oxidación avanzados (UVsolar + ozono + peróxido de hidrógeno y radical persulfato de sodio) y procesos de adsorción con una zeolita natural.

Estos experimentos fueron realizados utilizando un fotorreactor solar Concentrador Parabólico Compuesto (CPC) y se buscó la concentración óptima de peróxido de hidrógeno y del radical persulfato de sodio, en términos de maximizar la eliminación de contaminantes, medidos considerando la remoción de demanda química de oxígeno, color, amonio, vanadio, cloruro y litio. También se realizó un test de toxicidad utilizando diferentes concentraciones del lixiviado de vertedero crudo y contratamiento, el cual se aplicó a semillas de *Lactuca sativa* (lechuga).

Los resultados mostraron diferentes niveles de eliminación de los contaminantes debido a los tratamientos aplicados, siendo los parámetros que más cambios tuvieron la demanda química de oxígeno, color y amonio, obteniendo un 28.9%, 76.8% y 99.1% de eliminación de estos parámetros, respectivamente, cuando se aplicó 0.17 g/L de H₂O₂, 0.21 g/L de S₂O₈²⁻ y 1 g/L de zeolita en el proceso de adsorción.

Además, los resultados del test de toxicidad mostraron un grado variable de germinación de las semillas de *L. sativa* cuando se les aplicó el lixiviado de vertedero tratado en una concentración de 3%, obteniendo un porcentaje de germinación del 40% después de un proceso de oxidación avanzado y adsorción.

Palabras clave: Lixiviado de vertederos, procesos de adsorción, procesos de oxidación avanzados, residuos orgánicos.

Introducción.

La disposición final de residuos domiciliarios en vertederos o rellenos sanitarios en la opción de manejo de residuos predominante en la mayor parte de los países en vías de desarrollo y de algunos países desarrollados (Swart y Groot, 2015), habiéndose considerado tradicionalmente como el destino final más económico y ambientalmente aceptable para el vertido de estos desechos (Umar et al., 2010). Sin embargo, además de contribuir con olores desagradables, pueden producir una serie de problemas medioambientales derivados del gas generado, principalmente metano, que tiene una alta contribución al efecto invernadero, y de los lixiviados que provocan estos residuos sólidos de origen urbano.

Los lixiviados de vertederos son líquidos producidos debido a la percolación de aguas de lluvia y humedad presente en los residuos a través de las capas de estos dispuestas en los vertederos (Koshyet al., 2007). Estos lixiviados contienen grandes cantidades de compuestos orgánicos disueltos, amonio, metales pesados, sales y elementos complejos (Pivato and Gaspari, 2005) pudiendo ser tóxico (Budi et al.,

Rodrigo Poblete, Ernesto Cortes, Osvaldo Miranda

2016) y causar problemas ecológicos y ambientales serios (Li et al., 2016), incluyendo efectos tóxicos en aguas subterráneas y superficiales (Pande et al., 2015). La matriz de contaminantes existentes en los lixiviados es muy compleja y la exposición de estos a líquidos a organismos vegetales puede provocar graves daños a estos (Li et al., 2016).

Debido a lo anteriormente mencionado, es de interés desarrollar estrategias de gestión de estos residuos peligrosos, con el objetivo de eliminar o reducir o su peligrosidad, a través de sistemas de tratamiento avanzados. En ese sentido, los procesos de oxidación avanzados (POAs) son capaces de destruir contaminantes orgánicos presentes en el agua debido a la potente acción de radical hidroxilo y del radical persulfato. Persulfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) puede actuar solo, sin embargo su efectividad como oxidante no es lo suficientemente elevada para la oxidación de un lixiviado maduro. Por lo tanto la oxidación de esta sustancia puede ser mejorada a través de su activación por medio de procesos térmicos o por medio de radiación UV, produciendo el radical persulfato ($\text{SO}_4^{\bullet-}$), el cual tiene potentes efectos en la eliminación de sustancias orgánicas (Deng and Ezyske, 2011). El radical hidroxilo (OH^{\bullet}) puede ser generado por medios fotoquímicos (incluida UV solar) o por otras formas de energía, poseyendo una alta efectividad para la oxidación de materia orgánica. Tal como se comentó anteriormente los lixiviados además pueden contener sustancias como metales pesados, los cuales son tóxicos sobre ciertas concentraciones, por lo cual deben ser separadas del agua. La aplicación de zeolitas naturales tienen un alto potencial de eliminación de amonio y metales pesados (Mamba et al., 2009) y de compuestos orgánicos volátiles (Seifi et al., 2011).

El objetivo de este trabajo de investigación es evaluar el potencial de depuración que presenta los POAs y procesos de adsorción en la depuración de lixiviados de vertederos.

Material y método.

Se realizaron diversos experimentos para determinar la concentración óptima de los oxidantes a emplea para los POAs en el tratamiento del lixiviado acoplado a un proceso de adsorción. El primer grupo de experimentos consistió el POAs utilizando UVsolar/O₃ con diferentes concentraciones de H₂O₂ (UVsolar/O₃/H₂O₂) para determinar la concentración óptima de H₂O₂ en el reactor solar. Para ello se agregó 9 L de lixiviado en un reactor solar constituido de un tubo de vidrio de borosilicato de 1.1 m de largo y 11 cm de diámetro externo, ubicado en el foco de un espejo CPC para maximizar la radiación solar que incide en el tubo. El tubo de vidrio y el espejo parabólico fueron posicionados en una estructura metálica con un ángulo de inclinación de 30° (la misma que la latitud de Coquimbo, donde se realizaron los experimentos), con lo cual se consigue una máxima radiación solar (ver Figura 1).

Se agregó ozono al lixiviado en el reactor solar utilizando un generador de ozono Netech CH-KTB 3 G, el cual entrega una dosis de 3 gO₃/h. En este grupo de experimentos las concentraciones de H₂O₂

utilizadas fueron 0, 0.17, 0.34, 0.67 y 1 g/L y la cantidad de este reactivo fue agregada a medida que este desaparecía de la reacción.

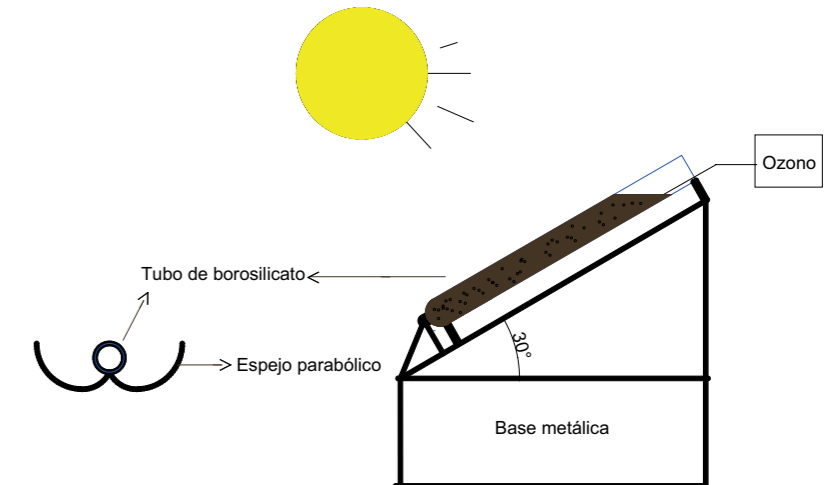


Figura 1. Planta piloto UVsolar/O₃/H₂O₂.

El lixiviado utilizado en este estudio proviene de un relleno sanitario ubicado en Coquimbo, en el cual se depositan residuos sólidos domiciliarios y tiene una superficie de 16.7 hectáreas. Las características principales del lixiviado son mostradas en la Tabla 1. Después de ser recolectado, el lixiviado fue filtrado con un filtro celulosa de 5 μm y luego refrigerado a 4 °C en condiciones de oscuridad. La concentración de H₂O₂ que obtuvo una mayor eliminación de contaminantes fue elegida para un nuevo grupo de experimentos utilizando diferentes concentraciones de persulfato de sodio UVsolar/O₃/H₂O₂/S₂O₈-2. Las concentraciones usadas fueron 0.01, 0.1, 1 and 5 mM de persulfato de sodio y fueron agregadas directamente al lixiviado en el reactor expuesto al sol, cual la T° de este líquido estuvo por sobre los 40 °C. Para la eliminación de algunas sustancias, como los metales pesados, fue necesario un proceso de adsorción con una zeolita natural, siendo sus principales componentes clonoptilolia, heulandita y mordenita. Presenta un tamaño de 17 mm, con un área específica de 460 m²/g medidos de acuerdo al método BET. Los procesos de adsorción se realizaron en un estanque con 2 L de lixiviado con una carga de zeolita de 1 g/L agitado por 2 h a 150 rpm. Posteriormente, luego de un tiempo de decantación de 3 h, se tomó una muestra para su análisis.

Rodrigo Poblete, Ernesto Cortes, Osvaldo Miranda

Tabla 1. Características del lixiviado antes de tratamiento.

Parámetro	Valor
DQO (mg/L)	9172
pH	8.7
Amonio (mg/L)	3,030
Color (PCU)	17500-16800
Conductividad (mS/cm)	36.20
Sólidos totales (mg/L)	836.0
Vanadio total (mg/L)	0.539
Cloruros (mg/L)	7917

Debido a que los experimentos se realizaron en distintos días, con distintos niveles de radiación solar, fue necesario determinar la radiación solar ultravioleta (UV), por medio de un radiómetro Kipp&Zonen, Modelo CUV 5, en una plataforma inclinada 30°, la misma que el reactor CPC. Este radiómetro provee datos en términos de radiación indecente (W/m²). Para medir el tiempo de exposición solar se utiliza una normalización de este, lo cual viene dado por la siguiente ecuación:

$$t_{30W,n} = t_{30W,n-1} + \Delta t_n \frac{UV_n V_i}{30 V_t}, \quad \Delta t_n = t_n - \Delta t_{n-1}$$

Ecuación (1)

Donde:**t^{30w}:** Tiempo de iluminación normalizado,**tn:** tiempo experimental para cada muestra,**UV** la radiación solar ultravioleta media medida durante Δt_n ,**Vi:** volumen del reactor iluminado**Vt:** volumen total del fotorreactor.

Además, se realizó un ensayo de toxicidad de distintas diluciones del lixiviado sometido a los tratamientos, utilizando porcentaje de germinación de semillas de *L. sativa* de acuerdo al método propuesto por Bowers et al., (1997). Esta prueba presenta varias ventajas tales como su simplicidad, relativa rapidez, bajo costo y replicabilidad. (Medeiros et al., 2008). Para esto, en placa Petri de 10 cm de diámetro interno se puso papel filtro y a este se le agregó 2 mL de una dilución del lixiviado. Las diluciones de la concentración del lixiviado fueron al 100%, 30%, 10%, 3% y 1%. Luego de esto, en el papel filtro se

sembraron 10 semillas de *L. sativa* y se dejaron en una estufa, en oscuridad, a 22 °C por 7 días. Cada siembra se realizó en triplicado. Después de ese tiempo se contó el número de semillas germinadas y se calculó el porcentaje de germinación y este se comparó con la germinación obtenida con agua pura (control). Se ejecutó un análisis de varianza Anova para evaluar si existen diferencias significativas.

Resultados y discusión.

En la Fig. 2 se muestran los resultados de la evolución del color y DQO presentes en el lixiviado durante el proceso, utilizando distintas concentraciones de H₂O₂.

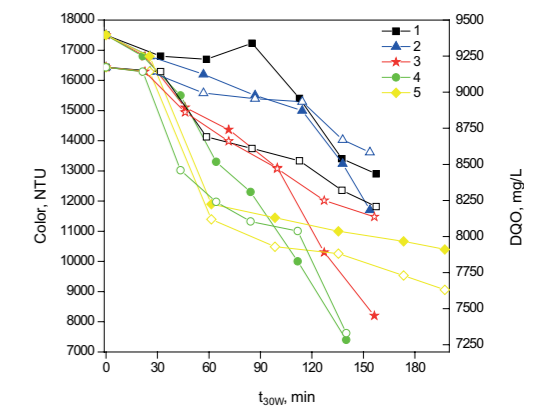
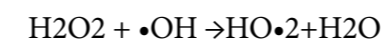


Figura 2. Evolución del color y DQO el lixiviado durante proceso UV solar/O₃/H₂O₂ usando 0, 0.17, 0.34, 0.67 y 1 g/L de H₂O₂, 1,2,3,4,5, respectivamente. Símbolos llenos y vacíos representan color y DQO, respectivamente.

Resultados muestran que la concentración de H₂O₂ que produce la mayor eliminación de los parámetros evaluados en este grupo de experimentos UV solar/O₃/H₂O₂ fue de 0.34 g/L, obteniendo una eliminación de 56 y 17.3% de color y DQO, respectivamente, requiriendo un menos tiempo de radiación solar, T_{30W}=140 min. El experimento 5, que utilizó una mayor concentración de H₂O₂ (1 g/L) obtuvo una eliminación de color y DQO de 38.1 y 16.5%, respectivamente, requiriendo un tiempo de radiación mayor (T_{30W}= 197.4 min). Aunque a utilizar una mayor concentración de H₂O₂ se pueden generar más radicales hidroxilo (\bullet OH), la razón que explica este resultado es que cuando se utiliza una concentración de H₂O₂ superior a la óptima, el exceso de este reactivo reacciona con los radicales hidroxilo, generando el radical hidroxiperoxil, que tiene un menor potencial de oxidación (ver Ec. 2 y 3) (Liu et al., 2015).



Ecuación (2)

Ecuación (3)

Rodrigo Poblete, Ernesto Cortes, Osvaldo Miranda

Considerando estos resultados, la concentración que obtiene una mayor eliminación de contaminantes es 0.17 g/L de H₂O₂, la cual fue utilizada para el siguiente grupo de experimentos, en el cual se evaluó la concentración de persulfato de sodio. En la Fig. 3 se presentan los resultados de los experimentos de UV_{solar}/O₃/H₂O₂/S₂O₈²⁻.

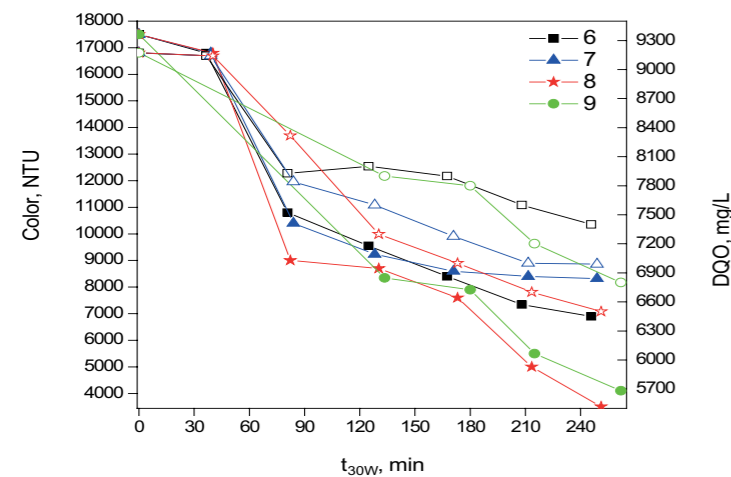


Figura 3. Evolución del color y DQO en el lixiviado durante el proceso UV_{solar}/O₃/H₂O₂/S₂O₈²⁻ usando 0.01, 0.1, 1 y 5 mM de S₂O₈²⁻, 6, 7, 8 and 9 respectivamente. Símbolos llenos y vacíos representan color y DQO, respectivamente.

El experimento que muestra una mayor eliminación de contaminantes fue el 8, que usó 1 mM de S₂O₈²⁻, que obtuvo un 28.9% y 76.8% de eliminación de DQO y color, respectivamente. Este aumento en la depuración se debe a la interacción entre S₂O₈²⁻ y •OH. Estos resultados están de acuerdo con Hilles et al. (2016) quienes consiguieron elevados niveles de eliminación de DQO presente el lixiviado de vertederos usando H₂O₂ y S₂O₈²⁻, observando que estos oxidantes juntos pueden depurar este tipo de residuos peligrosos. La producción inicial de •OH que es producida debido a la interacción entre ozono y H₂O₂ (ver ec. 4) tiene una función crucial en la activación de S₂O₈²⁻/H₂O₂, debido a la decomposición de H₂O₂ seguido de la activación del persulfato para producir el radical asociado (Crimi and Taylor, 2007).



Ecuación (4)

En los experimentos realizados se ha conseguido eliminar parcialmente color y DQO, sin embargo la concentración de DQO sigue elevada (6800 mg/L), por lo cual se realizó un proceso de adsorción con una zeolita natural, buscando eliminar DQO y otros contaminantes. Este experimento se llamó ADS y la concentración final de DQO fue 4350 mg/L, obteniendo una eliminación de un 36%.

En la Fig. 4 se puede ver la concentración de amonio total, arsénico total, vanadio total, cloruro, boro total y litio total de las muestras resultantes de los experimentos realizados. Respecto de los tests de toxicidad, no se observó germinación de las semillas cuando el lixiviado se agregó de forma concentrada al 100%, 30% y 10%, existiendo solo germinación a concentraciones de 3% y 1%. Para una concentración al 3% el porcentaje de germinación fue 3, 10, 26.7 y 40% para lixiviado sin tratamiento (Raw LL), experimento sin persulfato (run 4), con persulfato (run 8) y adsorción (ADS), respectivamente. Para una concentración de lixiviado al 1%, el porcentaje de germinación fue de 10, 33.3, 53.3 y 66.7 % para raw LL, run 4, run 8 y ADS, respectivamente. El tests de Anova muestra que existen diferencias significativas entre los sistemas de tratamiento.

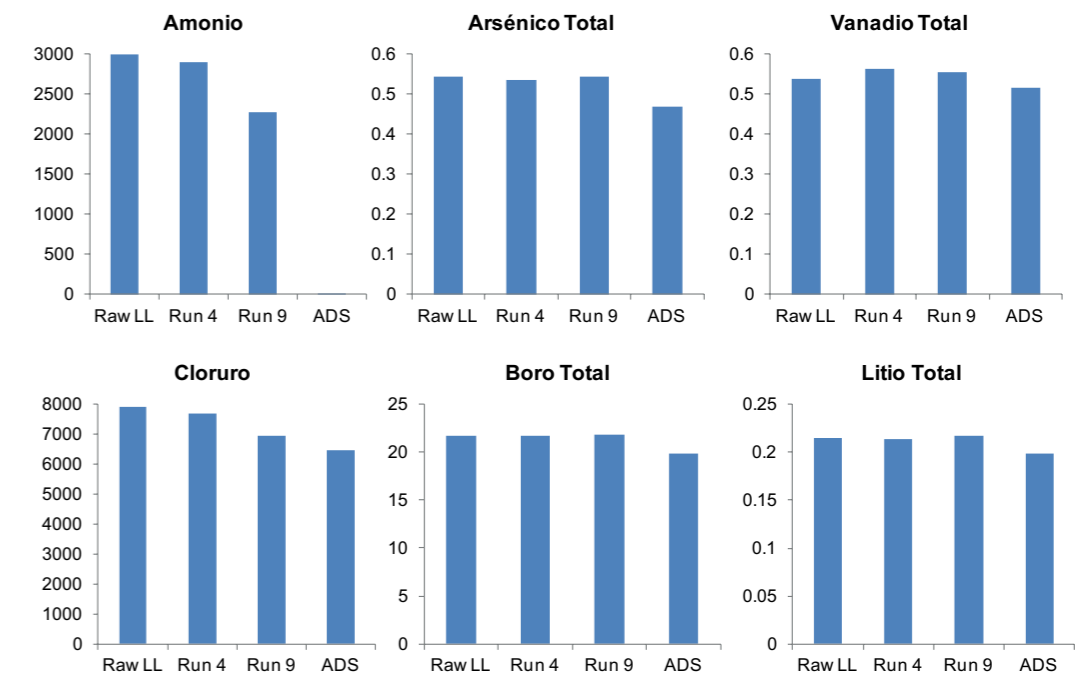


Figura 4. Evolución de la concentración de contaminantes en el lixiviado después de distintos tratamientos. Eje X representa el tratamiento y eje Y la concentración del contaminante (mg/L).

Rodrigo Poblete, Ernesto Cortes, Osvaldo Miranda

Como se puede ver en la Figura luego del proceso de adsorción se ha eliminado casi la totalidad de amonio presente en el lixiviado, lo cual está de acuerdo con Ahmadiannamini et al. (2016), quienes reportan que con este método es posible eliminar los compuestos nitrogenados existentes en aguas residuales. Por otro lado, la concentración de otros elementos, tales como cloruro, arsénico, vanadio, boro y litio es muy elevada, requiriéndose otros procesos para su eliminación.

Conclusiones.

Los lixiviados de vertederos son residuos peligrosos y tóxicos que deben ser gestionados. El tratamiento de estos residuos líquidos es una labor muy compleja, dada su matriz de contaminantes. Es posible eliminar la materia orgánica presente en estas aguas por medio de procesos de oxidación avanzados y procesos de adsorción. Para el proceso estudiado en este trabajo, la concentración de H₂O₂ y de S₂O₈²⁻ considerada óptima fue de 0.34 g/L y 0.21 g/L, respectivamente. No se obtuvo germinación de semillas cuando el lixiviado se agregó en una concentración del 10%, 30% y 10%, solo germinando al usar bajos niveles de concentración. Existen diferencias significativas entre los tratamientos utilizados para depurar el lixiviado.

Agradecimientos.

Los autores de este trabajo de investigación agradecen el financiamiento recibido por Fondecyt, Gobierno de Chile, en el marco del proyecto Iniciación en la Investigación 2014 N° 11140219, así como el apoyo y soporte recibido por la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile.

Referencias bibliográficas

- Ahmadiannamini, P., Eswaranandam, S., Wickramasinghe, R., Qian, X.** (2016) Mixed-Matrix Membranes for Efficient Ammonium Removal from Wastewaters. *Journal of Membrane Science*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.memsci.2016.12.032>.
- Bowers, N., Pratt, J.R., Beeson D., Lewis M.** (1997) Comparative Evaluation of Soil Toxicity using Lettuce Seeds and Soil Ciliates, *Environmental Toxicology and Chemistry* 16 (2), 207-213.
- Budi, S., Suliasih, A., Othman, M., Heng, L., Surif, S.** (2016) Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant, *Waste Management*, 55, 231-237.
- Crimi, M.L., Taylor, J.** (2007) Experimental evaluation of catalyzed hydrogen peroxide and sodium-persulfate for destruction of BTEX contaminants. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 16, 29-45.
- Deng, Y., Ezyske, C.M.**, 2011. Sulfate radical-advanced oxidation process (SR-AOP) for simultaneous removal of refractory organic contaminants and NH₃-N in landfill leachate. *Water Research*, 45, 6189-6194.
- Hilles, A., Abu, S., Hussein, R., El-Sebaie, O., Arafa, A.** (2016) Performance of combined sodium persulfate/H₂O₂ based advanced oxidation process in stabilized landfill leachate treatment. *Journal of Environmental Management*. 166, 493-498.
- Koshy, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T., BéruBé, K.** (2007) Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills-assessment of toxicity. *Science of the Total Environment*. 384, 171-181.
- Li, G., Chen, J., Yan, W., Sang, N.** (2016) A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize), *Journal of Environmental Science*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.031>
- Liu, N., Sijak, S., Zheng, M., Tang, L., Xu, G., Wu, M.** (2015) Aquatic photolysis of florfenicol and thiamphenicol under direct UV irradiation, UV/H₂O₂ and UV/Fe(II) processes. *Chemical Engineering Journal*. 260, 826-834.
- Mamba, B., Dlamini, N., Nyembe, D., Mulaba-Bafubandi, A.** (2009) Metal adsorption capabilities of clinoptilolite and selected strains of bacteria from mine water. *Physics and Chemistry of the Earth*. 34, 830-840.
- Medeiros, D., Freitas, C., Veras, K., Anjos, F., Borges, R., Cavalcante, R., Ferreira, H.** (2008). Quality of lettuce seedlings as a function of substrates with and without biofertilizers (in Portuguese). *Horticultura Brasileira*. 26, 186-189.
- Pande, G., Sinha, A., Agrawal, S.** (2015) Impacts of leachate percolation on ground water quality: a case study of Dhanbad City. *Global Nest Journal*. 17 (1), 162-174.
- Pivato, A., Gaspari, L.** (2005) Acute toxicity test of leachates from traditional and sustainable landfills using luminescent bacteria. *Journal of Waste Management*. 26, 1148-1155.
- Seifi, L., Torabian, A., Kazemian, H., Nabi, G., Akbar, A., Farhadi, F., Nazmara, S.** (2011) Kinetic Study of BTEX Removal Using Granulated Surfactant-Modified Natural Zeolites Nanoparticles. *Water Air Soil Pollution*. 219, 443-457.
- Julia Swart, Loek Groot.** **Waste management alternatives: (Dis)economies of scale in recovery and decoupling Resources, Conservation and Recycling** 94 (2015) 43-55
- Umar M., H. Aziz y M. Yusoff.** (2010) Review. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*. 30, 2113-2121.

A Mineração De Aterros Como Estratégia Para A Gestão De Resíduos Sólidos: Uma Revisão Da Literatura

Recibido el 2 de mayo de 2018 aprobado el 11 de junio de 2018

Roberto Caldeira da Silva

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
Câmpus Ecoville, Av. Deputado Heitor de Alencar Furtado, 5000 – Campo Comprido, Curitiba, Para-
ná. CEP: 81.280-340. Brasil. Email: rcaldeira@utfpr.edu.br

André Nagalli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná –
Câmpus Ecoville, Av. Deputado Heitor de Alencar Furtado, 5000 – Campo Comprido, Curitiba, Para-
ná. CEP: 81.280-340. Brasil. Email: nagallutfpr@gmail.com

Abstract

Landfill is the most common waste disposal method in the world. From an environmental point of view, such a provision is inherently problematic, as such deposits have led to concerns about local pollution, sedimentation problems and limitations in urban development. Landfill mining (LFM) has been suggested as a strategy to minimize these problems. The process consists of the excavation and treatment of waste from landfills, providing for recovery of deposited materials and energy. In this sense, the present work is the result of a bibliographical review that aims to approach the concepts and practices developed on the subject of landfill mining, which is part of the urban solid waste management.

KeyWords: Landfill mining (LFM), Literature revision, Disposal systems, Solid urban waste management.

Resumo

A deposição em aterro é o método mais comum de eliminação de resíduos a nível mundial. Do ponto de vista ambiental, tal disposição é inerentemente problemática, pois tais depósitos têm acarretado preocupações com poluição local, problemas de sedimentação e limitações no desenvolvimento urbano. A mineração de aterros - Landfill Mining (LFM) - tem sido sugerida como uma estratégia para minimizar estes problemas. O processo consiste na escavação e tratamento de resíduos dos aterros, prevendo recuperação de materiais depositados e energia. Nesse sentido, o presente trabalho é resultado de uma revisão bibliográfica que tem como objetivo abordar os conceitos e práticas desenvolvidas sobre o assunto mineração de aterros, o qual se enquadra na temática da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU).

Palavras chave: Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU), Mineração de aterros, Revisão da literatura, Sistemas de disposição.

Introdução

Apesar da atenção global emergente em relação à promoção de políticas de gestão de resíduos que reduzam os impactos ambientais e conservem os recursos naturais, o aterro continua a ser a prática dominante de gestão de resíduos em muitas partes do mundo (Damigos et al, 2016).

Greedy (2015) menciona que ainda hoje, a maioria dos países economicamente desenvolvidos, incluindo muitos países da União Europeia, América do Norte e Austrália, ainda adotam o aterro como parte integrante da infraestrutura de gestão de resíduos sólidos, apesar de muitos argumentarem que isso resulta em uma perda de recursos valiosos.

Observa-se que a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) está aumentando e os aterros continuam a ser o método dominante de gestão de resíduos sólidos. Devido à disposição inadequada de materiais reutilizáveis e recuperáveis, os aterros sanitários continuam a receber quantidades significativas de materiais recicláveis, especialmente metais (Wagner e Raymond, 2015).

Porém, as mudanças no padrão de desenvolvimento da sociedade moderna e o atual rumo das pesquisas em desenvolvimento indicam o surgimento de uma nova perspectiva sobre aterros como reservatórios para a extração de recursos.

Diante deste cenário, o primeiro caso de mineração de aterro - Landfill Mining (LFM) - foi divulgado no ano de 1953, quando um aterro operado pela cidade de Tel Aviv, Israel, foi escavado. No entanto, ele permaneceu a única aplicação relatada até o final de 1980. A partir de então vários projetos de mineração foram mencionados (VAN DER ZEE, 2004).

Uma definição para a mineração de aterros é apresentada por Krook et al. (2012) como “um processo de extração de materiais ou outros recursos naturais sólidos a partir de materiais residuais que ante-

Roberto Caldeira da Silva, André Nagalli

riormente foram eliminados e enterrados no solo”.

Segundo Zhou et al (2014) a mineração de aterros é uma tecnologia ambientalmente amigável que combina os conceitos de reciclagem de materiais e gestão sustentável de resíduos e tem recebido grande atenção mundial devido ao seu potencial ambiental e econômico significativo na reciclagem de materiais, recuperação de energia, recuperação de terra e prevenção da poluição.

Para Frandegard et al. (2013) a mineração de aterro refere-se à extração, processamento, tratamento e/ou recuperação de materiais depositados, e tem girado em torno de um conceito por quase 60 anos, a partir de seu surgimento.

De maneira resumida, a mineração de aterro é um processo de escavação de um aterro utilizando tecnologia convencional de mineração de superfície, por exemplo, para recuperar metais, vidro, plásticos, solos e a própria área do aterro (VAN DER ZEE, 2004).

Para Hogland et al. (2004) a mineração de aterros envolve as etapas de escavação, transferência e processamento de material enterrado retirado de um aterro ativo ou fechado, com o objetivo de: (1) conservação do aterro; (2) redução na área de aterro sanitário; (3) eliminação de uma fonte potencial de contaminação; (4) mitigação de uma fonte de contaminação existente; (5) recuperação de energia; (6) reciclagem de materiais recuperados; (7) redução dos custos do sistema de gestão; (8) reconstrução do local.

A revisão da literatura também encontrou o conceito de Mineração de Aterro Aprimorada ou Ampliada - Enhanced Landfill Mining (ELFM), uma metodologia mais abrangente, que considera os aterros não como uma solução final, mas sim como instalações de armazenamento temporário a partir das quais os resíduos depositados em aterros serão eventualmente valorizados através da reciclagem e da incineração. Isso resultará em melhora nos processos de reciclagem, aumento das taxas de reutilização e otimização da valorização energética (Jones et al, 2013 e Van Passel et al, 2013).

(Wagner e Bilitewski, 2009; Ibrahim e Hogland, 2013) apud Marella e Raga (2014) relatam que após a escavação e tratamento dos resíduos, as frações não recicláveis são depositadas em setores do aterro construídos propositadamente para ser armazenados até que as tecnologias apropriadas para o tratamento e a reciclagem estejam disponíveis para tornar a mineração de aterro mais rentável. O armazenamento temporário de resíduos prevendo valorização futura é atualmente um problema em vários países europeus e os desafios relacionados foram recentemente abordados.

Considerando a legislação brasileira, a mineração de aterros é um assunto que está inserido na temática da gestão de resíduos sólidos, onde seus princípios estão em conformidade com a Resolução CONAMA nº 307/2002. Estes princípios almejam estabelecer diretrizes para a redução dos impactos ambientais e favorecer o uso de materiais provenientes da reciclagem e reutilização de resíduos, trazendo benefícios de ordem social, econômica e ambiental.

Metodologia

O método adotado para o desenvolvimento do presente artigo foi a Revisão da Literatura (RL), onde foi realizada busca sistemática na plataforma ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com/>. A pesquisa não retornou resultados significativos com a palavra “mineração de aterro” no idioma português. Assim, foi realizada nova busca com as palavras em inglês, “landfill mining”, com filtros para localizar publicações relevantes, obtendo 145 artigos relacionados com o assunto.

Os artigos utilizados como referências do trabalho foram selecionados por meio da leitura dinâmica dos resumos e palavras-chave, avaliando sua pertinência com a proposta de pesquisa.

Revisão da Literatura

1. Composição do Aterro

Em termos gerais, as estratégias de exploração de aterros podem ser subdivididas em duas categorias principais: a mineração de aterros in situ, que se refere a atividades de recuperação de recursos (por exemplo, extração de metano e eliminação de contaminantes do solo e da água), ocorre no aterro sem escavar os resíduos armazenados; e mineração de aterros ex situ, que envolve a recuperação dos recursos através da escavação parcial ou total dos resíduos para tratamento posterior (Jones et al, 2013). Cossu et al, 1995; Krogmann e Qu, 1997; Prechthai et al., 2008 apud Krook et al (2012) mencionam que normalmente, aterros municipais consistem em cerca de 50-60% em peso de material do tipo solo (material de cobertura e resíduos altamente degradados), 20-30% em peso materiais combustíveis (por exemplo, plástico, papel e madeira), 10% em peso materiais inertes (por exemplo concreto, pedras e vidro) e aproximadamente 1% em peso de poucos metais (metal ferroso, principalmente). Esta composição não varia muito, mesmo quando se considera aterros situados em diferentes partes do mundo.

Frandegard et al (2013) apresenta um estudo desenvolvido na Suécia, onde foi recolhido e analisado cerca de 100 toneladas de amostras de resíduos, com o objetivo de caracterizar a composição de um aterro. A análise considerou três cenários potenciais para o projeto de remediação, no intuito de identificar o cenário mais vantajoso do ponto de vista ambiental. A opção simples seria escavar os resíduos, reconstruir e reabilitar o aterro e depositar os resíduos, sem qualquer remoção de materiais do aterro. Outra opção é usar o conceito de mineração de aterro, que significa escavar o aterro sanitário, separar os materiais recicláveis e, em seguida, corrigir e reconstruir o aterro, a fim de eliminar com segurança as sobras.

Os pesquisadores propuseram o cenário considerando a mineração de aterro, optando por uma planta transportável e com separação dos materiais recicláveis, tanto quanto possível, com o mínimo de tempo e exigências de instalação. O município desenvolveu uma planta móvel viável que consiste em

Roberto Caldeira da Silva, André Nagalli

quatro processos: Tela de estrela; classificador de ar; magnético; e um separador por correntes de Eddy (ECS), conforme a Figura 01.

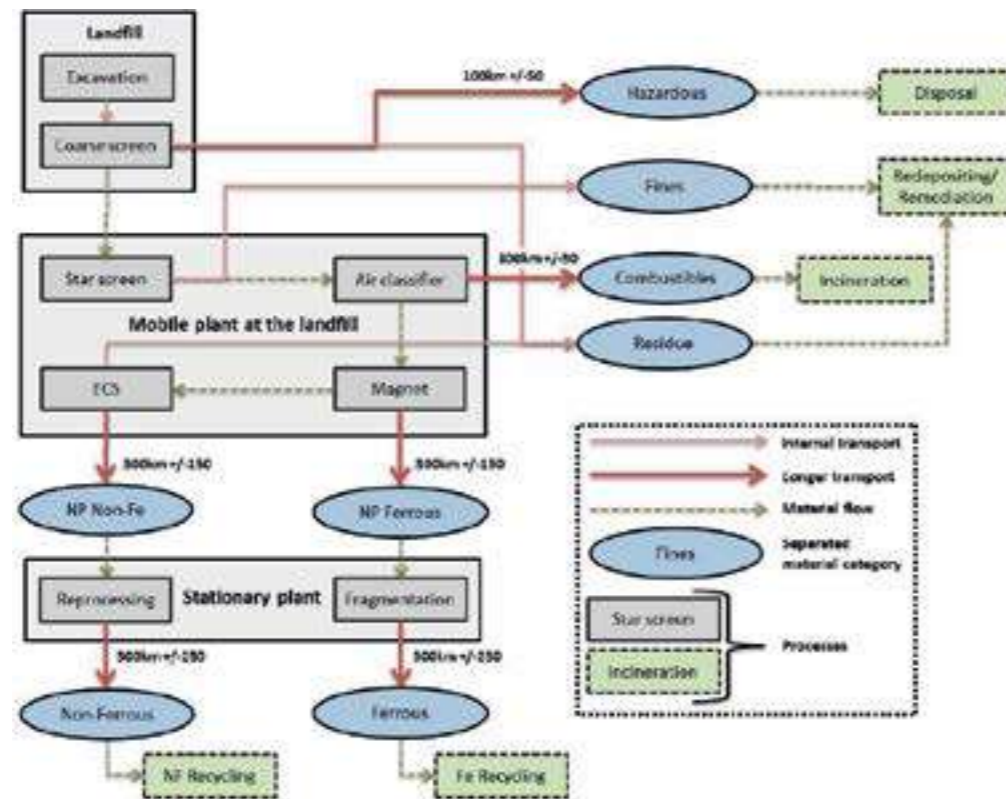


Figura 01. Visão geral do cenário da planta móvel que mostra processos, fluxos de materiais e categorias de materiais separadas. As distâncias de transporte estimadas para os mais longos transportes de materiais recuperados para reciclagem/instalações de tratamento também são mostrados na figura, enquanto os transportes internos são definidos para 10 km +/- 5. Metais não-ferrosos e ferrosos são indicados na figura como NP não-Fe e NP Ferrous, respectivamente.

Fonte: Frandegard et al (2013)

O processo mostra que primeiramente o material depositado seja escavado e despejado sobre uma peneira grossa, que separa o material de produtos volumosos perigosos (por exemplo frigoríficos e tambores de petróleo) e os materiais não recicláveis. Em seguida, o resto do material entra na tela de estrela, que separa uma categoria de material denominado “finos”. Finalmente, o classificador de ar separa materiais combustíveis, como papel, têxteis e plásticos, enquanto o ímã e a ECS extraí metais ferrosos e não-ferrosos, respectivamente. É relatado que os metais produzidos pela planta móvel raramente são suficientemente limpos para reciclagem; portanto, antes da reciclagem estes metais devem ser transportados para uma unidade de transformação de metal estacionária para refinação.

mente são suficientemente limpos para reciclagem; portanto, antes da reciclagem estes metais devem ser transportados para uma unidade de transformação de metal estacionária para refinação.

2.A mineração de aterros como estratégia para extração de recursos

Devido a crescente concorrência por recursos, o aumento dos preços das matérias-primas, os problemas ambientais de grande escala que enfrentamos e o fato de os reservatórios naturais para muitos recursos valiosos estarem diminuindo rapidamente, a extração de recursos de fontes alternativas torna-se uma opção cada vez mais viável (Krook et al., 2012).

Este cenário desafia a visão atual de aterros sanitários como locais de armazenamento definitivo de resíduos e indicam o surgimento de uma nova perspectiva sobre a mineração de aterro, principalmente como uma estratégia para extrair valiosos recursos materiais e energéticos.

Na década de 1990 foram relatados como economicamente justificados apenas os casos focados em estender a vida dos aterros existentes em serviço, evitando assim os custos para relocar um novo aterro (Krook et al, 2012).

Embora o potencial de valorização dos recursos dos aterros pareça significativo, facilitar a realização de uma nova perspectiva sobre a mineração de aterros envolve uma série de desafios. Isso implica que para qualquer estratégia emergente, a questão da incerteza é muitas vezes um fator geral que proíbe a aplicação, uma vez que torna difícil para as empresas prever o resultado de tais iniciativas.

Segundo Krook et al (2012) apesar do potencial oferecido pela mineração de aterros e o crescente interesse despertado nas últimas duas décadas, o número de projetos em escala completa foi inesperadamente baixo até agora, principalmente devido às dificuldades em provar a viabilidade econômica de muitos candidatos. Projetos de mineração de aterro podem ser implementados por empresas, desde que os benefícios diretos para a empresa (receitas) superam os custos envolvidos.

(Savage et al, 1993; Cossu et al., 1996, Krogmann e Qu de 1997) apud Krook et al (2012) ponderam que as estimativas indicadas nos custos de mineração de aterro, variam de 10 a 100 US \$ por tonelada de material processado. Uma razão importante para esta grande variação é provavelmente que estes estudos se referem em grande parte a diferentes tipos de iniciativas, envolvendo diferentes objetivos, tecnologias, atores e assim por diante. Infelizmente, há muitas vezes uma falta de transparência quando se trata de descrever tais condições subjacentes, dificultando avaliar e comparar as estimativas de custos a partir de diferentes estudos.

3.Desafios e direções futuras para a mineração de aterros

A revisão da literatura demonstrou que a mineração de aterros foi conduzida dentro da comunidade de gestão de resíduos, tendo como tema de pesquisa tradicional a análise de maneiras para conseguir

Roberto Caldeira da Silva, André Nagalli

o funcionamento mais eficaz dos depósitos de resíduos.

Nesse sentido, Marella et al (2014) menciona que até agora não foram realizadas atividades de mineração de aterro com foco na recuperação de recursos e os esforços de investigação concentrados no potencial de reciclagem para o resíduo escavado levou a resultados desanimadores.

Na mesma direção, Krook et al. (2012) argumenta que embora a maioria das iniciativas envolveram alguma recuperação dos recursos depositados, tais iniciativas abrangem principalmente solo e em alguns casos, resíduos combustíveis, porém os esforços de reciclagem têm sido muitas vezes em grande parte secundários. Normalmente, escavação do solo simples e equipamento de rastreamento foram aplicados demonstrando desempenho moderado na obtenção de materiais recicláveis comercializáveis.

(Spencer, 1990; Dickinson, 1995; Cha et al., 1997 ; EPA, 1997;., Van der Zee et al, 2004) apud Frandegard et al (2013) relatam que na Suécia, desde a década de 1990, mais de cinquenta projetos foram realizados, onde a maioria se concentrou na resolução de problemas locais, tais como a conservação de espaço nos aterros, a reabilitação ou outras questões de gestão de resíduos tradicionais. Apenas algumas dessas iniciativas de mineração de aterro têm enfatizado recuperação de recursos e menos ainda têm usado uma abordagem integrada, ou seja, para resolver uma questão local e, ao mesmo tempo materiais recicláveis do aterro. Uma vez que apenas alguns projetos com recurso para recuperação foram realizados, as incertezas relacionadas com este tipo de abordagem são grandes e o potencial em grande parte obscuro.

Por estas razões, não é realista considerar a mineração de aterro se a principal motivação é a recuperação de materiais, pois são necessárias mais pesquisas em inovação e tecnologias para a separação e transformação (Krook et al, 2012; Jones et al, 2013).

Atualmente, uma nova visão está abrindo cenários encorajadores para a plena exploração de potenciais oportunidades de mercado em mineração de aterros. De acordo com Jones et al. (2013), a mineração de aterro deve ser "incorporada em uma perspectiva de gestão ampla de recursos", onde um papel importante é desempenhado pela recuperação de recursos (incluindo a energia a partir do biogás antes da escavação) pelos resíduos em aterro. Esta é uma das questões-chave do conceito de mineração de aterros ampliada ou aprimorada, onde aterros (antigos e novos) são considerados "locais de armazenamento temporário, aguardando futura valorização".

O objetivo desta nova visão não é estabilizar os materiais, mas sim valorizar os vários tipos de resíduos, quer como material, quer como energia. Simultaneamente, a função do uso da terra recuperada será designada para fins de natureza. Os lucros econômicos baseiam-se apenas na valorização dos materiais extraídos do aterro. Por conseguinte, é necessária uma abordagem integrada que utilize técnicas diferentes e altamente eficazes de valorização (Geysen et al., 2009).

Após a escavação e tratamento dos resíduos, as frações não recicláveis são depositados em setores do aterro construídos propositadamente, para ser armazenado até que as tecnologias apropriadas para o tratamento e a reciclagem estejam disponíveis e tornar a mineração de aterro mais rentável (Geysen et

al., 2009 e Jones et al. 2013).

4.Exemplos de casos de aplicação da mineração de aterros

Vários casos de mineração de aterro foram relatados na bibliografia pesquisada, entre eles constam estudos pilotos e simulações em aterros ativos ou desativados, com iniciativa pública e/ou privada, sendo a predominância dos casos no continente Europeu.

Van Passel et al. (2010) descreve a aplicação de uma ferramenta de simulação propositadamente desenvolvida para a avaliação da influência dos principais diretrizes econômicas sobre a viabilidade de projetos de mineração de aterros aplicada na região de Flanders, na Bélgica. O estudo mostrou que a maior parte dos benefícios calculados viria da conversão de resíduos em energia; a análise global de custo-benefício provou que a mineração de aterro na região tem um potencial econômico positivo, principalmente graças a incentivos do governo, concedido como uma compensação para o valor social da mineração de aterros ampliada, para "a realização de, entre outras, as metas de energias renováveis impostas pela legislação da UE".

Um estudo de caso de um típico projeto de mineração de aterro na China (aterro Yingchun) revelou três principais benefícios da mineração de aterros, a geração de eletricidade por incineração, recuperação de terrenos e reciclagem de materiais semelhantes a solo. As análises indicaram que o projeto de mineração de aterro de Yingchun poderia obter um benefício líquido variando entre 1,92 a 16,63 milhões de dólares. No entanto, estes valores são sensíveis ao modo de reutilização da terra, à disponibilidade de instalações de recuperação de energia e à possibilidade de obter apoio financeiro, evitando cuidados pós-encerramento (Zhou et al 2015).

Outro estudo é apresentado na pesquisa de Wagner e Raymond (2015), o qual apresenta uma operação de mineração de aterros economicamente bem-sucedida, especificamente para recuperar metais. Entre dezembro de 2011 e março de 2015, 34.352 Mt (mega tonelada) de metais ferrosos e não ferrosos foram recuperados e enviados para reciclagem. O valor estimado do metal recuperado foi de US \$ 7,42 milhões. A mineração também aumentou o espaço aéreo do aterro em 10.194 m³. O custo estimado por Mt para a extração de metal foi de US \$ 158.

Considerações Finais

Embora praticamente todas as iniciativas sobre a mineração de aterro envolveram alguns esforços para recuperar recursos depositados, sobretudo, material de solo, essas iniciativas foram em grande parte subordinadas a outros objetivos. Há, no entanto, algumas exceções em termos de projetos que exploram principalmente as possibilidades de recuperação dos materiais especificamente valiosos de depósitos de resíduos, tais como metais.

Roberto Caldeira da Silva, André Nagalli

A pesquisa bibliográfica apontou um consenso mais ou menos definido, de que cada projeto de mineração de aterro apresenta seu conjunto de condições e objetivos que influenciam a sua viabilidade econômica. Também cabe registrar que não foi encontrado estudos no Brasil a respeito do assunto, sendo estas pesquisas concentradas predominantemente na Europa, Estados Unidos e Ásia. Uma conclusão geral em muitos dos artigos pesquisados é que os projetos apenas com foco na recuperação dos recursos depositados em aterros sanitários raramente são economicamente justificados. Por outro lado, a experiência adquirida nos últimos anos e os numerosos resultados das aplicações em escala piloto, provaram a viabilidade técnica da escavação de resíduos e separação em condições seguras e controladas, promovendo a aplicação da mineração de aterro em todo o mundo. De igual importância, para a mineração de aterro ser viável para as empresas, os benefícios econômicos devem simplesmente superar os custos envolvidos. Com relação ao cenário brasileiro, a mineração de aterros é uma potencial ferramenta a ser considerada nas estratégias para gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), onde para torná-la viável num futuro próximo é preciso incentivar, fomentar e desenvolver estudos e pesquisas a nível nacional.

Referências bibliográficas

- CONAMA (2002)**, Resolução Conama nº 307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Diário Oficial da União, Brasília.
- Cossu, R., et al.** (2003) Full-scale application of aerobic In situ stabilization of an old Landfill in north Italy In: Proceedings Sardinia – Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA Publisher, Cagliari, Italy.
- Damigos, D.; Menegaki, M; Kaliampakos, D.** (2016) Monetizing the social benefits of landfill mining: Evidence from a Contingent Valuation survey in a rural area in Greece. Waste Management. 51, 119-129.
- Frandegard, P; Krook, J; Svensson, N; Eklund, M.** (2013) A Novel Approach for Environmental Evaluation of Landfill Mining. Journal of Cleaner Production, 55, 24-34.
- Geysen, D., et al.** (2015) Enhanced landfill mining – a future perspective for landfilling. In: Proceedings Sardinia Twelfth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA Publisher, Cagliari, Italy, 2009.
- Greedy, D.** Landfilling and landfill mining. Waste Management & Research. 34, 1-2.
- Hogland, W; Marques, M; Nimmermark, S.** (2004) Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. J Mater Cycles Waste Manag. 6, 119-124.
- Jones, P.T. et al.** (2013) Enhanced landfill mining in view of multiple resource recovery: a critical review. J. Cleaner Prod. 55, 45–55.
- Krook, J.; Svensson, N.; Eklund, M.** (2012) Landfill mining: A critical review of two decades of research. Waste Management 32, 513–520.
- Marella, G. e Raga, R.** (2014) Use of the Contingent Valuation Method in the assessment of a landfill mining Project. Waste Management 34, 1199–1205.
- Van Der Zee, D.; Achterkamp, M.; Visser, B.** (2004) Assessing the Opportunities of Landfill Mining, Waste Management 24(8): 795-804, 2004.
- Van Passel, S.; Dubois, M; Eyckmans, J.; Gheldere, S; Ang, F.; Jones, P; Acker, K.** (2013) The economics of enhanced landfill mining: private and societal performance drivers. Waste Management. 55, 92-102.
- Wagner, T. e Raymond, T.** (2015) Landfill mining: Case study of a successful metals recovery Project. Waste Management. 45, 448-457.
- Zhou, C.; Gong, Z.; Hu, J.; Cao, A; Liang, H. (2015) A cost-benefit analysis of landfill mining and material recycling in China. Waste Management. 35, 191-198.

Valiação Do Proceso Oxidativo Avancado Pelo Reagente Fenton Para Tratamento De Lixiviado Gerado Em Aterro Sanitário

Recibido el 2 de mayo de 2018 aprobado el 12 de junio de 2018

Maria Monize de Moraes

Universidade Federal de Pernambuco

Mauricio Alves da Motta Sobrinho*

Universidade Federal de Pernambuco

Geysiane Augusta de Moraes

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Luiz Carlos Zoby Junior

Universidade Federal de Pernambuco

Luiz Martins Neto

Centro Universitário Maurício de Nassau

Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr.

Instituto Tecnológico de Pernambuco

Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

Universidade Federal de Pernambuco

*Autor Correspondente: Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Av. dos Economistas, 24-52 - Cidade Universitária, Recife, Pernambuco, Brasil. e-mail: mottas@ufpe.br

Abstract

Inadequate disposal of these wastes can cause serious impacts to the environment, mainly due to the generation of leachate. Leachate is the product of water that has infiltrated through waste deposits with the products of microbial decomposition in the landfill of solid waste, thus containing numerous pollutants. There are several techniques that are applied to leachate treatment. The POA is one of them and its operation consists in the degradation of pollutants from the generation of free radicals during the reaction, mainly the hydroxyl radical. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the treatment of leachate generated in small landfills by Photo-Fenton / Solar at different concentrations of iron salts and the potential of contamination of this raw and treated effluent through toxicity tests. The results showed that for both concentrations used COD removal was above 90% for the leachate from the landfills studied. Regarding toxicity, although treated, the samples presented high percentages of inhibition.

KeyWords: Chemical Processes, Solid Waste, Environment

Resumo

A disposição inadequada desses resíduos pode causar sérios impactos ao meio ambiente, principalmente devido a geração de lixiviado. O lixiviado é o produto de água que se infiltrou através de depósitos de resíduos com os produtos da decomposição microbiana no aterro de resíduos sólidos, contendo, assim, inúmeros poluentes. Existem diversas técnicas que são aplicadas ao tratamento do lixiviado. Os POA é uma delas e seu funcionamento consiste na degradação de poluentes a partir da geração de radicais livres durante a reação, principalmente o radical hidroxila. Assim, objetiva-se avaliar a eficiência do tratamento de lixiviados gerados em aterros de pequeno porte, por Foto-Fenton/Solar, em concentrações diferentes de sais de ferro, e o potencial de contaminação desse efluente bruto e tratado, através de testes de toxicidade. Os resultados mostraram que para ambas as concentrações utilizadas houve remoção de DQO acima de 90% para os lixiviados dos aterros estudados. Em relação a toxicidade, apesar de tratado, as amostras apresentaram elevados percentuais de inibição.

Palavras-Chave: Processos Químicos, Resíduos Sólidos, Meio Ambiente.

Maria Monize de Morais, Mauricio Alves da Motta Sobrinho, Geysiane Augusta de Morais, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

Introdução

A expansão da área urbana ocasiona uma maior geração de resíduos sólidos. Tais resíduos se forem destinados conforme preconizam leis ambientais, isto é, quando descartados em locais destinados em locais não que não inadequados, têm um grande potencial de geração de impactos negativos aos recursos naturais. Principalmente por causa do lixiviado gerado no processo de degradação pelas bactérias.

O lixiviado é o produto de água que se infiltrou através de depósitos de resíduos com os produtos da decomposição microbiana no aterro de resíduos sólidos, conteúdo, assim, inúmeros poluentes (BRENNAN et al., 2016). Em aterros de resíduos sólidos urbanos, o lixiviado é advindo de líquidos de origem externa (precipitação, escoamento superficial, águas subterrâneas e outras fontes que possam existir), que se mistura com a água que é gerada na degradação microbiana e da umidade inicial dos resíduos, que percola através das camadas do aterro (MANNARINO et al., 2013).

Existem diversas técnicas que são aplicadas ao tratamento do lixiviado. Os processos oxidativos avançados (POA) é uma delas. Esses processos atuam na degradação de poluentes a partir da geração de radicais livres durante a reação, principalmente o radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$). Esses radicais altamente reativos atacam o composto orgânico levando à sua oxidação completa, produzindo CO_2 e H_2O , ou sua oxidação parcial, que, nesse caso, aumenta a biodegradabilidade do poluente tornando possível sua remoção por tratamento biológico (MORAVIA; LANGE; AMARAL, 2011).

Dos processos existentes, o que faz o uso do peróxido de hidrogênio em presença de sais de ferro, Processo Fenton, tem obtido grande destaque advindo do seu baixo custo de investimento e elevada eficiência na degradação de compostos recalcitrantes (LANGE et al., 2006).

Os objetivos desse trabalho são avaliar a eficiência do tratamento de lixiviados gerados em 2 (dois) aterros de pequeno porte, com base na remoção de DQO, por processador Foto-Fenton utilizando como radiação a energia solar, em concentrações de sais de ferro diferentes, bem como avaliar o potencial de contaminação desse efluente bruto e tratado, através de testes de toxicidade com sementes de alface (*Lactuca Sativa L.*).

Material e métodos

O trabalho foi desenvolvido nos aterros sanitários dos municípios de Lajedo e Altinho, situados no Agreste pernambucano.

O aterro sanitário de Lajedo atualmente está em funcionamento e é formado a partir de um consócio com 9 municípios (Lajedo, Jurema, Cachoeirinha, Ibirajuba, São Bento do Una, Jucati, Jupi, Calçado

e Canhotinho), dos quais recebem os resíduos sólidos urbanos gerados. As nove cidades apresentam uma população total de aproximadamente 159.298 habitantes, ocupando uma área de unidade territorial total de 2.196,065 km^2 (IBGE, 2016). Em média, o aterro sanitário de Lajedo recebe mensalmente cerca de 20,9 toneladas de resíduos sólidos urbanos (Figura 1), das quais 6,3 toneladas é somente de Lajedo.

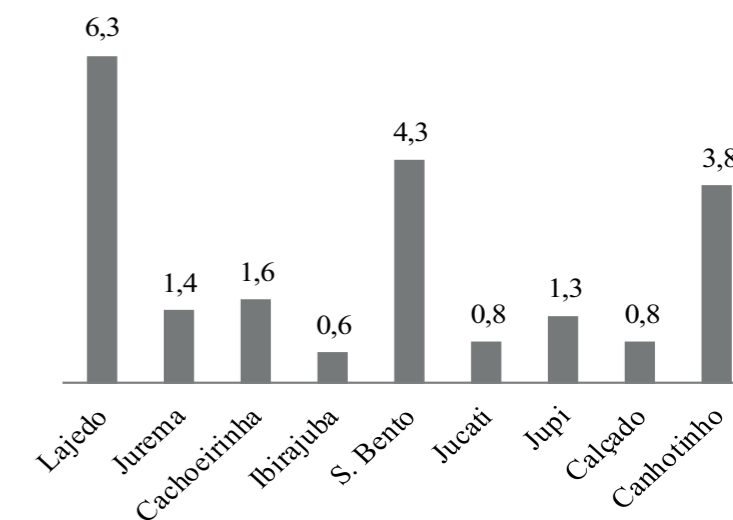


Figura 1. Quantidade (toneladas) de resíduos sólidos urbanos recebida mensalmente pelo aterro sanitário de Lajedo.

Do mesmo modo, o aterro sanitário do Altinho está em funcionamento e recebe resíduos de 5 cidades (Altinho, Agrestina, Belém de Maria, Bonito, Lagoa dos Gatos). Em conjunto, as cinco cidades apresentam uma população total de aproximadamente 110.141 habitantes, ocupando uma área de unidade territorial total de 1.343,168 km^2 . Mensalmente, o aterro de Altinho recebe aproximadamente 18,1 toneladas de resíduos sólidos urbanos, dos 2,7 toneladas são geradas pela população de Altinho (Figura 2) (SATURNINO; FIGUEIROA; MORAIS, 2016).

Maria Monize de Moraes, Mauricio Alves da Motta Sobrinho, Geysiane Augusta de Moraes, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

Tabela 1. Técnicas empregadas para caracterização dos lixiviados

Parâmetro	Unidade	Método	Referência	Equipamentos
pH	-	Método Eletrométrico	SMEWW 4500B	Potenciômetro
Cor	Hazen	Fotocolorimétrico	SMEWW2120 C	Espectrofotômetro
Turbidez	NTU	Nefelométrico	SMEWW 2130 B	Turbidímetro
Condutividade	mS/m	Condutância elétrica	SMEWW2510 B	Condutivímetro
DQO	mg/L	Colorimétrico (Digestão com $K_2Cr_2O_7$)	SMEWW 5220 C	Termo reator de DQO e Espectrofotômetro
NO_3^-	mg/L	Fotométrico	SMEWW 4500 NO_3^- - D	Eletrodo de íon seletivo
NH_3	mg/L	Fotométrico	SMEWW 4500 NH_3 - D	Eletrodo de íon seletivo
Série de Sólidos	mg/L	Gravimétrico	Adaptado do SMEWW 2540 B, 2540 D	Chapa aquecedora, Estufa e Mulfla

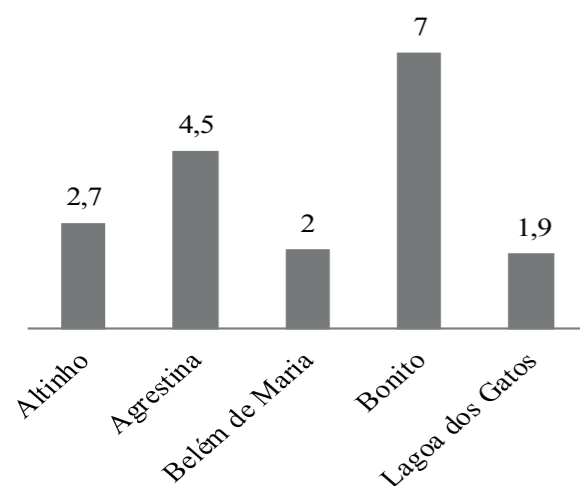


Figura 2. Quantidade (toneladas) de resíduos sólidos urbanos recebida mensalmente pelo aterro sanitário de Altinho. Fonte: (SATURNINO; FIGUEIROA; MORAIS, 2016)

Amostragem

As amostras utilizadas nessa pesquisa foram coletadas nas lagoas de recepção de lixiviado bruto, nos aterros sanitários das cidades de Altinho e Lajedo. A técnica utilizada na coleta foi a descrita pela CETESB (1998) e o período de amostragem foi de março a maio de 2016.

O material coletado foi levado para o Laboratório de Análise de Efluente do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA), pertencente a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram analisados todos os parâmetros físico-químicos para caracterização dos lixiviados, bem como a aplicação do POA com a utilização do reagente Fenton para remoção da DQO.

Caracterização dos Lixiviados

Tendo em vista a variabilidade química de lixiviados gerados em aterros sanitários, as amostras coletadas foram caracterizadas quanto aos seguintes parâmetros: pH, Cor, Turbidez, Condutividade, DQO, Nitrato, Nitrogênio Amônia e Série de Sólidos. Os procedimentos metodológicos utilizados estão estabelecidos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005) (Tabela 1).

Operação POA/Foto Fenton Solar

Em cada análise foram utilizados 100 mL do lixiviado bruto e os reagentes utilizados nas análises foram: o peróxido de hidrogênio líquido (H_2O_2) com concentração de 50% (v/v) da marca Evonik Brasil (nome comercial Hyprox); sulfato ferroso hepta-hidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) sólido da marca VETEC; ácido sulfúrico P.A (para ajuste do pH), com pureza mínima 98,5%; hidróxido de sódio (ajuste do pH) 3,0M. No processo foi utilizada a radiação solar.

A etapa de oxidação dos poluentes consistiu, para cada ensaio, no ajuste do pH com ácido sulfúrico (H_2SO_4) do lixiviado bruto, deixando-o entre 2,5 – 3,0 para ocorrência da reação, seguida pela adição do sulfato ferroso hepta-hidratado sólido e do peróxido de hidrogênio (H_2O_2) durante a reação as amostras foram mantidas ao sol para receber a radiação. A precipitação do hidróxido de ferro ocorreu etapa de neutralização e coagulação, em que se adicionou NaOH (3,0M) para elevação do pH a 7,0. Aplicou-se, portanto, a filtração para remoção do precipitado (Figura 3).

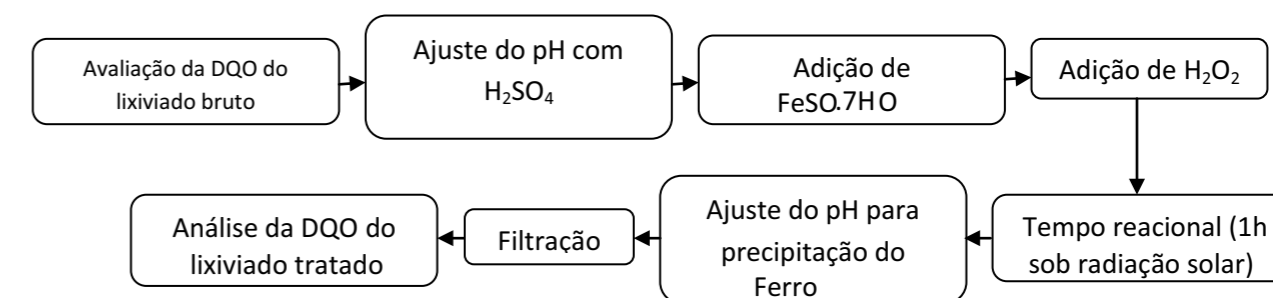


Figura 3. Processo de oxidação avançada utilizado na pesquisa

Maria Monize de Moraes, Mauricio Alves da Motta Sobrinho, Geysiane Augusta de Moraes, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

Todos os ensaios foram realizados em duplicata e a concentração de peróxido de hidrogênio inserida no processo foi calculado a partir da DQO do lixiviado bruto, utilizando o fator de multiplicação 2,125 g de H₂O₂ para cada g de DQO. A concentração de sulfato ferroso hepta-hidratado foi calculada a partir da proporção de 1:20 e 1:5 (FeSO₄.7H₂O:H₂O₂) (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2. Concentração dos reagentes utilizada na proporção 1:20 (FeSO₄.7H₂O:H₂O₂)

Aterro	DQO do Lixiviado Bruto (mg/L)	[H ₂ O ₂] (g/L)	[Fe ²⁺] (g/L)
Lajedo	5042,5	8,7	2,1
Altinho	4198,0	10,5	2,6

Tabela 3. Concentração dos reagentes utilizada na proporção 1:5 (FeSO₄.7H₂O:H₂O₂)

Aterro	DQO do Lixiviado Bruto (mg/L)	[H ₂ O ₂] (g/L)	[Fe ²⁺] (g/L)
Lajedo	5042,5	8,7	2,1
Altinho	4198,0	10,5	8,7

Toxicidade

Para avaliar o grau de toxicidade do lixiviado e do tratado, foram realizados testes toxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa*), com base no método proposto por Sobrero e Ronco (2004). Foram utilizadas placas de Petri para germinação das sementes, as quais, durante o processo de germinação, foram isoladas com plástico filme PVC e mantidas em incubadora com temperatura controlada de 20°C, em um período de 5 dias. Em cada placa de Petri foram adicionados papel de filtro qualitativo, 4mL da solução a ser testada e 5 sementes de alface separadas para poder, posteriormente, analisar o comprimento de cada raiz. O teste de toxicidade foi aplicado para o lixiviado gerado no aterro sanitário de Altinho. Dessa forma, tanto o lixiviado bruto quanto o tratado foram testados nas diluições de 1:100 e 1:10. Além dessas, foram testadas amostras com água mineral (controle negativo de toxicidade - branco), solução inibidora contendo zinco (Zn²⁺) em concentração 10,0 mg/L (controle positivo), perfazendo um total de 6 amostras (cada uma realizada em duplicata).

Para cálculo do percentual (Equação 1) de inibição, foi necessária a quantificação do número de sementes que germinaram e o comprimento médio das raízes (L).

$$\% \text{inibição} = 100 - \left(100 \cdot \frac{L_{\text{amostra}}}{L_{\text{Controle (-)}}} \right)$$

Equação (1)

Resultados e discussões

Caracterização

Na Tabela 4 estão apresentadas as características físico-químicas dos lixiviados dos aterros de Lajedo e Altinho.

Tabela 4. Caracterização físico-química do lixiviado bruto

Parâmetro	Unidade	Lajedo	Altinho
pH		7,76	7,4
Cor	(Hazen)	7200,0	2980,0
Turbidez	(NTU)	15,0	148,0
Condutividade	(mS/m)	39,3	33,5
DQO	(mg/L)	4198,0	5042,5
NO ₃	(mg/L)	150,0	145,0
NH ₃	(mg/L)	5,0	6,0
ST	(mg/L)	12660,0	11670,0
SV	(mg/L)	2020,0	1790,0
SF	(mg/L)	10640,0	9880,0

Foi observado que ambos os aterros apresentam lixiviados com valores bastante elevados de DQO, 4198,0 e 5042,5 mg/L de Lajedo e Altinho respectivamente. De acordo com Lange et al. (2006), esse valores elevados são característicos de aterros estabilizados. Apesar dos valores elevados de DQO, Souto e Povinelle (2007), destaca que está dentro da faixa dos aterros do Brasil. LI et al. (2016), explica que o lixiviado é de fato um efluente com uma elevada carga poluidora, é formado por uma mistura complexa de compostos orgânicos, amônia, metais pesados e sais orgânicos. Lange (2006) ressalta que esse tipo de efluente apresenta um comportamento variável ao longo do tempo, que pode ser verificada através dos parâmetros físico-químicos como DQO, sólidos, e em menos grau os metais pesados.

Maria Monize de Moraes, Mauricio Alves da Motta Sobrinho, Geysiane Augusta de Moraes, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

Tratamento Foto Fenton/Solar

A Tabela 5 mostra as características da carga poluidora medida através da DQO do efluente bruto e após o tratamento com menor (1:20) e maior (1:5) concentração de Fe^{2+} utilizado no processo Foto Fenton/Solar. É importante ressaltar que a DQO do lixiviado tratado foi medida na fração filtrada.

Tabela 5. DQO do lixiviado bruto e após o tratamento

Aterro	DQO Bruto (mg/L)	DQO Tratado* (mg/L)	DQO Tratado** (mg/L)
Altinho	5042,500	321,105	1010,87
Lajedo	4198,000	1559,655	177,72

* Lixiviado tratado na proporção 1:20 ($FeSO_4 \cdot 7H_2O:H_2O_2$)

** * Lixiviado tratado na proporção 1:5 ($FeSO_4 \cdot 7H_2O:H_2O_2$)

O POA atuou de forma satisfatória para ambas as concentrações de íons ferro utilizadas, dado que houve uma significativa remoção de DQO para as amostras dos aterros estudados (Figura 4). Observaram-se remoções de DQO acima de 90% para os lixiviados de ambos os aterros coletados. Esses valores estão em consonância com os resultados de remoção de DQO nos trabalhos de Moravia, Lange e Amaral (2011) e Lange et al. (2006). Devido a formação de produtos intermediários mais estáveis, pode justificar a DQO persistente (MORAVIA; LANGE; AMARAL, 2011).

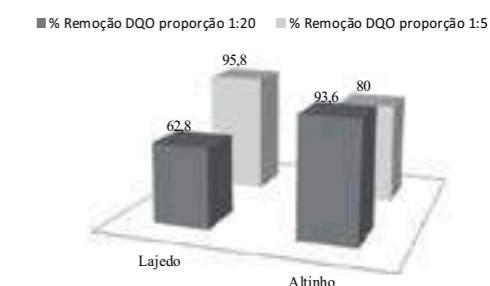


Figura 4. Porcentagem de remoção de DQO por Foto-Fenton/Solar

Toxicidade

A partir dos ensaios de toxicidade, tanto para o lixiviado tratado com a menor quanto para a maior concentração de íons ferrosos, pode inferir que o percentual de inibição foi significativamente elevado para todos os experimentos realizados (Tabelas 6 e 7). No que se refere a quantidade de sementes germinadas, para o lixiviado bruto, como já esperado, de um total de 5 sementes utilizadas na placa de Petri, nenhuma germinou. Para os demais experimentos, todas as sementes germinaram.

Tabela 6. Ensaios de toxicidade para o lixiviado de Altinho tratado na concentração 1:20 ($FeSO_4 \cdot 7H_2O:H_2O_2$)

Experimento	Comprimento médio da raiz (cm)	Inibição (%)
Controle negativo (água mineral)	3,48	0,00
Controle positivo [Zn^{2+}] = 10 mg.L ⁻¹	2,05	41,09
Lixiviado bruto de Altinho	0,00	100,00
Lixiviado tratado de Altinho (diluição 1:10)	1,87	46,26
Lixiviado tratado de Altinho (diluição 1:100)	2,87	17,53

Tabela 7. Ensaios de toxicidade para o lixiviado de Altinho tratado na concentração 1:5 ($FeSO_4 \cdot 7H_2O:H_2O_2$)

Experimento	Comprimento médio da raiz (cm)	Inibição (%)
Controle negativo (água mineral)	3,48	0,00
Controle positivo [Zn^{2+}] = 10 mg.L ⁻¹	2,05	41,09
Lixiviado bruto de Altinho	0,00	100,00
Lixiviado tratado de Altinho (diluição 1:10)	1,50	56,90
Lixiviado tratado de Altinho (diluição 1:100)	2,66	23,56

Maria Monize de Morais, Mauricio Alves da Motta Sobrinho, Geysiane Augusta de Morais, Luiz Carlos Zoby Junior, Luiz Martins Neto, Eden Cavalcanti de Albuquerque Jr. Jorge Vinícius F. Lima Cavalcanti

O gráfico abaixo (Figura 5) mostra que somente para o experimento realizado com água mineral não houve inibição. É possível notar também que, quanto menor a diluição, maior é o potencial de inibição, 46,26% e 56,9% tratados com menor e maior concentração de íons ferrosos respectivamente. Desse modo, todos os dados mostram o quão tóxico é o lixiviado gerado no aterro sanitário de Altinho. Essa toxicidade corre devida à presença de nitrogênio amoniacal, bem como de outros compostos inorgânicos, metais pesados e subprodutos indesejáveis da reação de Foto Fenton (LEITE, 2016).

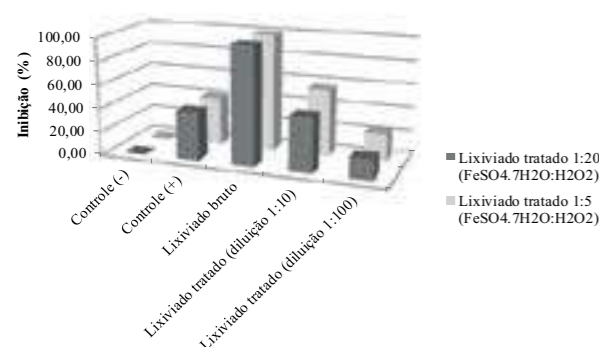


Figura 5. Percentual de inibição com base nos ensaios de toxicidade

Conclusão

As amostras e lixiviado coletadas nos aterros sanitários de Lajedo e Altinho foram caracterizadas e os resultados apresentaram valores elevados para Cor, Turbidez, DQO e Sólidos. Desse modo é possível concluir que esse efluente tem um grande potencial de causar impactos ao solo, a vegetação e aos recursos hídricos, por exemplo.

O tratamento utilizando Foto-Fenton/Solar mostrou que, para o aterro de Lajedo, ao utilizar menor concentração de Fe²⁺ a eficiência de remoção de DQO aumentou de 62,8 para 95,8, mostrando a importância do ferro como catalisador da reação. Para o lixiviado de Altinho, na condição de maior concentração de íons ferrosos houve uma pequena queda na remoção de DQO, passando de 93,6 para 80%. O que pode ter acontecido pelo fato que a concentração de ferro foi acima do necessário para o tratamento ou devido aos compostos recalcitrantes na amostra analisada, que podem ter dificultado o processo. De forma geral, houve boa eficiência de remoção para ambos os lixiviados no tratamento utilizado.

Em se tratando dos testes de toxicidade, o lixiviado bruto é altamente significativamente tóxico, fato comprovado pelo percentual de inibição, quando utilizada a semente de alface, de 100%. No entanto, apesar de ter ocorrido um decréscimo no percentual de inibição, os resultados mostraram que mesmo tratado, o efluente continua bastante tóxico.

Referencias bibliográficas

- APHA**, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - SMEWW. American Public Health Association – APHA, 21th ed. Washington - USA, 2005.
- IBGE**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2016) População das cidades do Agreste pernambucano. Acesso em 5 de janeiro de 2017. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/perfil.php?sigla=pe>.
- Lange, L. C.; Alves, J. F.; M. C. S.; Melo Júnior, W. R.** (2006) Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. Eng. sanit. ambiente., 11 (2), 175-183.
- Leite, M. A. L.** (2016) Tratamento de lixiviados de aterros urbanos utilizando o processo foto-fenton combinado à coagulação/floculação. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Li, J.; Zhao, L.; Qin, L.; Tian, X.; Wang, A.; Zhou, Y.; Meng, L.; Chen, Y.** (2016) Removal of refractory organics in the nonfiltration concentrates of municipal solid waste leachate treatment plants by combined Fenton oxidative-coagulation with photo-Fenton processes. Chemosphere, 146, 442–449.
- Mannarino, C. F.; Moreira, J. C.; Ferreira, J. A.; Arias, A. R. L.** (2013) Avaliação de impactos do efluente do tratamento combinado de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico sobre a biota aquática. Ciência & Saúde Coletiva [online], 18 (11), 3235-3243.
- Moravia, W. G.; Lange, L. C.; Amaral, M. C. S.** (2011) Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. Quim. Nova, 34 (8), 1370-1377.
- Saturnino, G. S.; Figueiroa, D. S.; Morais, M. M.** (2016) Avaliação do potencial de produção de biogás, a partir da comaposição de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário – COMAGSUL, Altinho – PE. III Congresso Brasileiro de Resíduos Sólidos, Recife, Brasil.
- Souto, G. D. B.; Povinelli, J.** (2007) Sanitary Landfills in Brazil: Leachate Strength Data. In: 3º Simpósio Brasil-Aleman ha Desenvolvimento Sustentável.