

ISSN: 1390-0129

Revista Politécnica



ESCUELA
POLITÉCNICA
NACIONAL

Volumen 34 No 1 Agosto 2014

ISSN: 1390-0129

Revista Politécnica



Volumen 34 No 1 Agosto 2014

La Revista Politécnica es una publicación semestral de la Escuela Politécnica Nacional que pone al alcance de los sectores académico y productivo los desarrollos científicos y tecnológicos en las áreas de las ingenierías y ciencias.

Está incluida en:

- Latindex: Sistema Regional de información en línea para Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal

Se autoriza la reproducción total o parcial de su contenido siempre y cuando se cite la fuente. Los conceptos expresados son de responsabilidad exclusiva de sus autores.

Contactar con la Coordinación de Edición:

danilo.chavez@epn.edu.ec

camacho1959@gmail.com

iliana.carreraf@epn.edu.ec

Teléfono: (+593) 22976 300 ext 5430

Guía para autores:

http://revistapolitecnica.epn.edu.ec/repo_files/autor_manual.pdf

REVISTA POLITÉCNICA

Volumen 34, Número 1
Agosto 2014

CONSEJO EDITORIAL



ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

Rector

Jaime Calderón, MBA

Vicerrector de Investigación y Proyección Social

Alberto Celi, Ph.D.

Vicerrector de Docencia

Tarquino Sánchez, MBA

Director de Investigación

Eduardo Ávalos, Ph.D.

Editor

Andrés Rosales, Ph.D.

Co Editor

Danilo Chávez, Ph.D.

Enio Da Silveira, Ph.D.
Universidad Católica de Río, Brasil.

Farhang Sefidvash, Ph.D.
Federal University of Rio Grande do
Sul, Brasil.

Gabriel Salazar, Ph.D. Organización
Latinoamericana de Energía.

Raymundo Forradelas, Ph.D.
Universidad Nacional del Cuyo,
Argentina

Ricardo Carelli, Ph.D.
Universidad Nacional de San Juan,
Argentina.

István Mezo, Ph.D.
University of Debrecen, Hungary

Vanderlei Bagnato, Ph.D.
Universidad de Sao Paulo, Brasil.

Rui Pedro Pinto de Carvalho, Ph.D.
University of Coimbra, Portugal.

Oscar Ortiz, Ph.D.
Universidad Nacional de San Juan,
Argentina

Vicenzo Vespri, Ph.D.
Università degli studi di Firenze, Italia

Carlos Ávila, Ph.D.
Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

Gustavo Scaglia, Ph.D.
Universidad Nacional de San Juan,
Argentina

Chen Ning, Ph.D.
Universidad de Mineralogía y
Tecnología de China, China.

Lina Gómez, Ph.D.
Universidad Nacional de Colombia,
Colombia.

Alex Ruiz Torres, Ph.D.
Universidad de Puerto Rico, Puerto
Rico.

Lizandro Solano, Ph.D.
Iowa State University, Estados Unidos de
Norte América

Marcos Villacís, Ph.D.
Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

José Luis Rueda, Ph.D.
Universität Duisburg-Essen, Alemania

Danilo Chávez, Ph.D.
Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

Hugo Arcos, Ph.D.
Corporación Eléctrica del Ecuador
CELEC EP

Patricio Burbano, M.Sc.
Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

Cristina Acuña, M.Sc.
Escuela Politécnica Nacional, Ecuador

Yadira Boada, M.Sc.
Universidad Politécnica de Valencia

COLABORADORES

Iliana Carrera Christian Hurtado
Nicolás Magne Gonzalo Benavides

PRESENTACIÓN

La Escuela Politécnica Nacional prioriza la Investigación como la función esencial para coadyuvar en el análisis y la solución de los problemas de la sociedad, contribuir a la generación de nuevo conocimiento y fortalecer la formación y actualización estudiantes y docentes, para que a través de ella y de la aplicación de sus resultados cumpla su función sustantiva de aportar a la mejor las condiciones de vida de la sociedad ecuatoriana.

Las actividades de Investigación en la Institución, son parte de un proceso integral que contribuye al enriquecimiento y actualización de las actividades específicas de cada unidad académica. La vinculación de las actividades de Investigación con la Docencia se da como resultado del fortalecimiento de las instancias de producción y aplicación del conocimiento, con el propósito de impactar en el desarrollo de los programas de pregrado y posgrado para generar productos de investigación en los que participen de manera colegiada profesores y alumnos.

Entendemos por Investigación el proceso creativo fundamentado en métodos sistemáticos que tienen como objetivo explicar fenómenos sobre la base de hechos anteriores y de hipótesis coherentes, que busca generar nuevo conocimiento o explicar el ya existente, el mismo que debe ser difundido para someterlo a la crítica de la comunidad científica.

La difusión de las actividades de Investigación tiene como propósito el enriquecimiento del conocimiento de la sociedad a través de la exposición y promoción de los productos generados, así como la motivación para que estudiantes y docentes emprendan en nuevas actividades de esta índole y se produzca una efectiva transferencia de conocimientos tecnológicos.

Me es placentero poner en consideración de la comunidad científica nacional e internacional el Volumen 34 de la Revista Politécnica, que recoge los resultados de la comprometida tarea investigativa de profesores y estudiantes. Esperamos que los valiosos artículos presentados propicien el debate académico que enriquezca la producción de conocimiento.

Jaime Calderón Segovia.
RECTOR ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

PRESENTACIÓN

La investigación científica, ya sea a nivel fundamental o ya sea a nivel aplicada, constituye la razón de ser de la academia. Esta actividad humana permite ordenar los pensamientos, argumentar hechos, obtener conclusiones, descubrir el maravilloso orden existente en la naturaleza, lo que va produciendo en este trajín metódico del pensamiento humano, el desarrollo de una estructura mental lógica y racional, que le va conduciendo a un excitante placer por seguir investigando. En el proceso, desarrolla una actitud de humildad y expectativa ante lo que le va mostrando la naturaleza, al ir inquiriendo de ella una respuesta a sus preguntas. Con los datos e información obtenidos, propone modelos o desarrolla aplicaciones.

En el primer caso, se va consolidando los cimientos de la ciencia fundamental, sobre la cual se asienta todo el desarrollo tecnológico posterior, y que tiene como único objetivo entender como está organizado y estructurado el universo, provocado por la pasión de descubrir ese orden. En el segundo caso, justamente se van desarrollando las aplicaciones tecnológicas, debido a que se conoce las leyes y el orden de la gran maquinaria del universo. En este caso, se produce una gran pasión por mejorar la calidad de vida de la sociedad, lo cual de paso, deja réditos económicos, y va transformando el estilo de vida de toda una nación. De esta forma, se puede incidir en el cambio de la matriz productiva, con nuestra propia tecnología nacional, y paralelamente desarrollar desde los niveles más básicos de la educación, una consciencia ética y de equilibrio con el entorno, con el fin de propiciar una nueva sociedad ecuatoriana que viva según los principios del plan nacional del buen vivir.

Es entonces, desde esta perspectiva, que los artículos científico-técnicos que se presentan en esta edición de la Revista Politécnica, forman parte de este quehacer de la investigación científica, que da vida y dinámica a la academia, y contribuyen al acervo científico-tecnológico de nuestro país. Disfruten su contenido.

Alberto Celi Apolo, PhD
VICERRECTOR DE INVESTIGACIÓN Y PROYECCIÓN SOCIAL

PRESENTACIÓN

La producción científica es considerada como la parte materializada del conocimiento generado, es más que un conjunto de documentos almacenados en una institución de educación superior y centros de investigación. Se considera, aquella que contempla todas las actividades académicas y científicas de un investigador. Esta actividad se encuentra ligada a la mayoría de los acontecimientos en los que se ven involucradas las personas en acciones cotidianas, por lo que su evaluación es el resultado visible en los trabajos de investigación e innovación en las diversas áreas disciplinares. Para la Escuela Politécnica Nacional, las publicaciones científicas son depositarias de los conocimientos documentales que la humanidad acumula en cualquier campo del saber y constituye la vía fundamental para transmitir dichos conocimientos debido a que no es posible el proceso de transmisión directa por aquellos que lo producen a todos y cada uno que lo necesitan. La ciencia solo surge cuando está escrita, según Mikjaihlov, esta es la única que “puede garantizar una autentica acumulación de los conocimientos y conferirle a la ciencia un carácter genuinamente internacional”

El esfuerzo del desarrollo científico y tecnológico de un país está relacionado directa o indirectamente, con la universidad y la actividad de sus académicos e investigadores, la Revista Politécnica, permite la difusión sistematizada de conocimiento de la productividad científica a la opinión pública el saber y los progresos, los debates y las discusiones que generan las áreas de ciencia y tecnología, en beneficio del país y de sus habitantes enmarcados en las líneas estrategias del Plan Nacional de Desarrollo y además busca alcanzar el estado del arte de las ciencias. Por esta razón la Escuela Politécnica Nacional, a través de la historia, ha generado artículos científicos que permiten visualizar el trabajo intelectual desarrollado por sus académicos – investigadores, un desafío que ha sido logrado únicamente con el esfuerzo de sus investigadores con el apoyo de sus autoridades.

Este legado continúa con el Volumen 34 de la Revista Politécnica, que recoge artículos relacionados con la ciencia e innovación tecnológica en los campos de Ciencias Básicas, Sociales, Administrativas e Ingeniería, aportando al fortalecimiento y desarrollo de la investigación científica del país. En el Tomo 1 se presentan artículos orientados al Aprovechamiento del aceite vegetal de desecho; el Comportamiento sísmico del irradiador de Cobalto 60; Cuestión moral y principios sobre la extracción petrolera del Yasuní – ITT; Cambio de uso de suelo en cuencas alto andinas y Consecuencias en la oferta hídrica.

En el Tomo 2, se analiza la Recaudación y Composición Tributaria en Ecuador 2007-2012; el Control predictivo aplicado a un Robot Móvil y la Influencia de los Factores Culturales y Demográficos en el Perfil del Consumidor de Marcas Propias en Ecuador. La Escuela Politécnica Nacional entrega a la Comunidad Científica una muestra de la producción académica que busca enriquecer el conocimiento y desarrollo del país.

Ing. Tarquino Sánchez Almeida MBA.
VICERRECTOR DE DOCENCIA

PALABRAS DEL EDITOR

La Revista Politécnica inició en el año 1961 y, lleva hasta la fecha 32 volúmenes presentados, aportando con más de 750 artículos científicos al sistema de investigación del Ecuador y de Latinoamérica. Hoy en día, la revista ha experimentado profundos cambios, volviéndose un modelo en Ecuador en la publicación de artículos de ciencia y tecnología.

Nos encontramos en una etapa de cambios para todo el sistema educativo superior en nuestro país. Debemos aprovechar el potencial del personal docente que conforma las universidades y escuelas politécnicas para fomentar la cultura de escribir y plasmar las ideas, investigaciones, proyectos, y trabajos que el Ecuador y toda la comunidad científica internacional desarrolla día adía.

La Revista Politécnica es una publicación semestral, y desde hace una edición que acepta trabajos en español e inglés. Se encuentra en el Catálogo de Latindex, sin embargo, en los últimos meses se han realizado varias mejoras en la revista para empezar el proceso de indexación en otros organismos. Este proceso tomará un largo tiempo e implicará muchas actividades fuertes y dinámicas, pero ya se han empezado a consolidar varios de los puntos necesarios para este objetivo. Un paso significativo ha sido el desarrollo del Sistema de Gestión de la Revista Politécnica (SIGREP), así como también la conformación de un Consejo Editorial con 23 investigadores de renombre internacional.

Es muy importante señalar que el crecimiento de la Revista Politécnica no es solo una tarea del Consejo Editorial y del Editor, sino de toda la Comunidad Científica de la EPN que confía sus resultados en nuestra revista. Es necesaria la concienciación de cada uno de nosotros para así mantener el nivel actual y, seguir mejorando cada día aún más.

Estamos seguros que con el aporte de todos, conseguiremos incrementar el prestigio que actualmente tiene y, constituir a la Revista Politécnica en una publicación de referencia a nivel nacional e internacional.

Dr. Andrés Rosales A.
EDITOR

CONTENIDOS

1

Guevara A., Guanoluisa L., y De la Torre E.
Diseño de Sistemas de Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario
El Inga mediante Electrocoagulación y Fitorremediación

9

Aragón C., De la Torre E. y Guevara A.
Diseño a Escalas Laboratorio y Piloto de un Sistema de Remediación Electrocinética de
Suelos Contaminados con Metales Pesados

16

Muñoz F. y Paredes A.
Descontaminación de fenoles en el efluente de una refinería ecuatoriana, mediante el uso de
ozono y combinaciones con peróxido de hidrógeno

22

Bombón N. y Albuja M.
Diseño de una Planta de Saponificación para el Aprovechamiento del Aceite Vegetal de
Desecho

32

Pérez G. y Guerra G.
Escalado Del Tamaño De Pellet Obtenido En La Fermentación Sumergida De Sacarosa Con
Aspergillus Niger, Desde Un Reactor De 2 L Hasta Uno De 14 L, Con El Coeficiente K_{LA} De
Transferencia De Masa Constante

42

Haro C., De la Torre E., Aragón C. y Guevara A.
Regeneración de Arcillas de Blanqueo Empleadas en la
Decoloración de Aceites Vegetales Comestibles

50

Cabrera M. y Montenegro L.
Estudio De Dos Tratamientos A Escala Piloto Para La Biodegradación De Suelos
Contaminados Por Hidrocarburos Por El Método De Landfarming

62

Ruiz M., Guevara A., y De la Torre E.
Diseño De Un Sistema De Tratamiento De Los Lixiviados Generados Por La Disposición No
Controlada De Polvo De Acería Sobre Suelo

69

Ruiz M., Guevara A. y De la Torre E.*
Evaluación De Los Procesos Físicos Y Químicos Desarrollados En Suelo Agrícola Afectado
Por El Depósito De Polvo De Acería

79

Ruiz G., De la Torre E. y Guevara A.
Comparación de Métodos de Tratamiento de los Lixiviados
Generados por la Disposición No Controlada de Polvo de Acería Sobre Suelo Agrícola

87

Valle V., Tarragó J.M. y Llanes L.
Fatigue Behavior and Associated Binder Deformation Mechanisms in
WC-Co Cemented Carbides

95

Orejuela J., Aguinaga A. y Llulluna F
Desarrollo de interfaces de integración CAD-CAM a través del sistema de manufactura
virtual para el aprendizaje asistido por computadora de la programación y manejo de
controladores de máquinas CNC

101

Crisanto, T. y Aguinaga, A.
Caracterización y cálculo de la cantidad de barros generados en el tratamiento de aguas
arsenicales por el método Arcis-UNR

108

Reyes J. y Molina C.
Plan Agregado de Producción Mediante el Uso de un Algoritmo de Programación Lineal: Un
caso de Estudio para la Pequeña Industria

115

Ríos A.; Guevara D. y Manzano S.
Respuesta Transitoria de Parques Eólicos equipados con
STATCOMs ante Huecos de Tensión

124

Pazmiño R., Pérez M. G. y Andaluz V. H.
Cuasi-implicación estadística y determinación automática de clases de equivalencia en
imágenes de resonancia magnética de cerebro

132

Rosero A.
Yasuní - ITT Mitología Oficial y Extracción Petrolera
-Una Cuestión Moral y de Principios-

143

Silva B. y Torres L.
Acerca de una versión dinámica del problema de la mochila

Diseño de Sistemas de Tratamiento de Lixiviados del Relleno Sanitario El Inga mediante Electrocoagulación y Fitorremediación

Guevara A., Guanoluisa L., De la Torre E.

Escuela Politécnica Nacional, Facultad de ingeniería química y Agroindustria
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2236562; e-mail: alicia.guevara@epn.edu.ec)

Resumen: El objetivo de este trabajo es diseñar un sistema de tratamiento para los lixiviados generados en el relleno sanitario El Inga, los cuales presentan elevados contenidos de DBO5 (3 000–4 000 mg/L), sólidos suspendidos (200 - 340 mg/L), DQO (700–6 000 mg/L) y color (800 a 5 546 mg Pt-Co/L). Para este propósito se emplea el proceso de electrocoagulación como tratamiento primario, con 8 electrodos de aluminio durante 20 min de operación, con una densidad de corriente de 53 A/m². Como segundo tratamiento se usa la fitorremediación aplicada en un sistema de humedales de flujo subsuperficial vertical y la adsorción en carbón activado como tratamiento terciario. La combinación de estos procesos redujo el nivel de concentración de los contaminantes hasta valores aceptados por la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ) para descargas líquidas. Se trataron dos muestras procedentes del vertedero, uno de lixiviado crudo y otro de lixiviado que había recibido tratamientos de lodos activados y bioreactores de membranas. En el primer caso, luego de electrocoagulación del lixiviado crudo se alcanzaron altas remociones para sólidos suspendidos (78,6 %), DBO5 (73,5 %), DQO (40,4 %) y color (79,4 %). En el sistema de humedales (2,5 L/día) los porcentajes de eliminación de contaminantes son de 13,2 %, 91,2 % y 65,4 % respectivamente. Se empleó adsorción en columnas empacadas de carbón activado para la remoción de color (70,7 %). En el segundo caso se empleó la fitorremediación alcanzando porcentajes de remoción para los SS, DQO y color de 2,9 %, 56,8 %, 50,3 % respectivamente. En la adsorción con carbón activado la concentración de los mismos parámetros disminuyó en un 85,9 %, 73,9 % y 92,7 % respectivamente.

Palabras clave: fitorremediación, electrocoagulación, lixiviados de vertederos

Abstract: The aim of this paper is to design a treatment system for leachate generated at El Inga landfill, which have high contents of BOD5 (3 000–4 000 mg/L), COD (700–6 000 mg/L), suspended solids (200–340 mg/L) and color (800 to 5 546 mg Pt-Co/L). For this purpose, electrocoagulation process was used as the primary treatment with 8 aluminum electrodes during 20 min of operation, with a current density of 53 A/m². Phytoremediation applied to a vertical subsurface flow wetland system as secondary treatment and adsorption on activated carbon as tertiary treatment. The combination of these processes reduced the level of pollutant to values accepted by Ordinance 213 of the Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ) for liquid discharges. Two leachate samples were treated, a raw leachate and a leachate that had been processed with activated sludge treatment and membrane bioreactors. In raw leachate electrocoagulation process high removals were achieved for suspended solids (78,6 %), BOD5 (73,5 %), COD (40,4 %) and color (79,4 %). In wetland system (2,5 L/day) rates of contaminant removal are 13,2 %, 91,2 % and 65,4 % respectively. Adsorption was used in packed columns of activated carbon for removal of color with a value of 70,7 %. For detoxification of pretreated leachate in the landfill was used phytoremediation with removal percentages for SS, COD and color of 2,9 %, 56,8 %, 50,3 %, respectively. In adsorption with activated charcoal concentration decreased 85,9 %, 73,9 % and 92,7 % respectively.

Keywords: phytoremediation, electrocoagulation, landfill leachate.

La presente investigación contó con el auspicio financiero del Proyecto Semilla PIS 02-2010, Tratamiento de efluentes industriales por métodos no convencionales, que se ejecutó en el Departamento de Metalurgia Extractiva

1. INTRODUCCIÓN

Los lixiviados que se generan en un relleno sanitario son uno de los líquidos más contaminados y contaminantes que se conozcan. Los lixiviados presentan altos contenidos de

materia orgánica, nitrógeno y fósforo, presencia abundante de patógenos y de sustancias tóxicas como metales pesados, entre otros compuestos. Los lixiviados pueden contaminar aguas subterráneas, aguas superficiales y suelos, por esta razón los rellenos sanitarios se impermeabilizan, se drenan

y sus lixiviados recogidos se tratan empleando la combinación de varios métodos. (Giraldo, 2001)

La depuración de lixiviados a través de los distintos sistemas de tratamiento convencionales involucran un alto costo tanto en construcción como en operación (procesos aeróbicos 20 \$/m³, osmosis inversa 10 \$/m³, procesos biológicos 45 \$/m³). A pesar de esto, en muchos casos los porcentajes de remoción de contaminantes son deficientes, por este motivo se han diseñado métodos alternativos de depuración, de bajo costo y alta eficiencia como son los humedales artificiales, la electrocoagulación y la adsorción con carbón activado (Giraldo, 2001)

El tratamiento de los lixiviados es uno de los problemas más desafiantes en la problemática de la depuración de las aguas residuales y por tanto es imperativo establecer métodos de tratamiento de efluentes generados en rellenos sanitarios que consideren la tecnología existente en el país y traten en su real dimensión la problemática de este tipo de contaminación en el Ecuador.

En este trabajo se plantea el uso de la electrocoagulación como tratamiento primario, la fitorremediación en humedales artificiales como proceso secundario y la adsorción con carbón activado en columnas rellenas como fase de acabado para la depuración de lixiviados del relleno sanitario. El Inga dispone actualmente de un sistema de tratamiento que no ha reportado los resultados esperados según informe de la Empresa Metropolitana De Gestión Integral de Residuos Sólidos (EMGIRS-EP, 2011). El presente estudio se realizó tanto para el lixiviado crudo, como para un lixiviado que ha tenido tratamientos (lodos activados y bioreactores de membranas). Por lo tanto, los resultados para el efluente pre-tratado permitirán mantener los procesos ya existentes y mejorarlos mediante el acondicionamiento de dos nuevos procesos como la fitorremediación y la adsorción.

2. METODOLOGÍA

Para el desarrollo del presente trabajo se utilizaron dos tipos de lixiviados procedentes del relleno sanitario El Inga, estos son: a) lixiviado crudo y b) lixiviado que ya había recibido tratamientos (lodos activados y bioreactores de membranas). Se busca diseñar un sistema de depuración para los dos tipos de lixiviados que tienen altas concentraciones de parámetros como DBO₅, DQO, sólidos totales, color, coliformes, entre otros. Para este propósito se emplean procesos como la electrocoagulación, la fitorremediación (con humedales artificiales) y la adsorción en carbón activado para reducir la concentración de los contaminantes a valores menores a los establecidos por la norma técnica de la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. Un resumen de los procedimientos utilizados se presenta a continuación

2.1. Caracterización de efluentes

Las muestras se tomaron en las piscinas de recolección de lixiviados del relleno sanitario El Inga, mediante la normativa técnica ecuatoriana NTE INEN 2 169:98. Con las

muestras recolectadas se realizaron análisis de: DBO₅ (APHA 5210 B), DQO (APHA 5220 D), sólidos suspendidos (APHA 2540 D), sólidos totales disueltos (APHA 2540 C), sólidos totales (APHA 2540 B), color (APHA 2120) y coliformes fecales (APHA 9222 D). La concentración de metales pesados (Cd, Cu, Cr, Ni, Ag, Fe, Pb, Ba, As, Se, Hg y Co) se analizó con el equipo de Absorción Atómica AAnalyst 300 (Perkin Elmer).

2.2. Ensayos de electrocoagulación

Para tratar el lixiviado se realizaron ensayos con placas de aluminio (electrodos) de distintos tamaños (7,5x5x0,1 cm y 15,5x6x0,3 cm), para volúmenes de 1 y 3 L de lixiviado respectivamente. Se emplearon intensidades de corriente de 1,5 y 4 A, aplicadas a los electrodos de aluminio (6 y 8 placas). Los ensayos se realizarán durante 90 min y se recolectarán muestras cada 10 min para evaluar la variación de concentración de sólidos suspendidos y color en un equipo HACH DR 2800. Estos ensayos permitieron determinar el tiempo requerido para el proceso y el número de electrodos para la aplicación de la electrocoagulación como método de tratamiento primario del lixiviado.

El cálculo para la eficiencia de remoción de sólidos suspendidos después del tratamiento de electrocoagulación se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$CR(\%) = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100 \quad (1)$$

Donde, C_o y C_f son las concentraciones de las aguas residuales antes y después de la electrocoagulación, respectivamente, en mg/L.

2.3. Fitorremediación

2.3.1. Hidroponía

Se emplearon dos métodos de cultivo i) en agua y ii) en sustrato inerte (grava-piedra pómez), para el desarrollo de pastos (miel, elefante, ryegrass y dallis), alfalfa y maní forrajero. Para el cultivo en agua se utilizó semilla sexual (proveniente de la flor) colocada en esponjas de poliuretano (2x2x2 cm) hasta su germinación (4-10 días). Una vez alcanzado un tamaño aproximado de raíz 15 cm y tallo 30 cm se trasplantó al medio de cultivo final (grava-piedra pómez). El cultivo de maní forrajero y pasto elefante se realizó con material vegetativo (injertos de plantas desarrolladas) directamente en la grava-piedra pómez. Se usaron los mismos tiempos de germinación que en el cultivo en agua. La nutrición de las plantas comienza cuando la segunda hoja verdadera aparece. Se utilizaron soluciones nutritivas (K 300-500 mg/L, N 150-225 mg/L, P 30-45 mg/L, Ca 150-300 mg/L, Mg 40-50 mg/L, Zn 0,05-0,1 mg/L, Mn 0,5-1 mg/L, Mo 0,03-0,05 mg/L, B 0,3 -0,5 mg / l, Fe 2-4 mg/L), sugerido por Paladines, 2010 y Gilsanz, 2007. De este estudio se determinaron las especies mejor adaptadas a este tipo de cultivo.

Para definir las especies de plantas más resistentes, así como aquellas con mayor capacidad de absorción de metales pesados, se realizaron ensayos con soluciones sintéticas de Cu y Zn de 5 y 10 mg/L y DQO de 4000 mg/L. Este tratamiento se llevará a cabo hasta que los niveles de concentración de los metales y DQO sean menores a los establecidos en la normativa ambiental (Cu: 1 mg/L; Zn: 2 mg/L; DQO: 123 mg/L), (MDMQ, 2007). El análisis del contenido remanente de metales pesados se realizará por absorción atómica para las soluciones sintéticas tratadas. Al finalizar el proceso de fitorremediación, se determinó la cantidad de metales presentes en la raíz, en las hojas y tallos por disgregación ácida y absorción atómica.

2.3.2. Humedales artificiales

Se llevó a cabo el dimensionamiento y la implantación de dos humedales de flujo sub-superficial vertical, que se desarrollaron con las dos especies de plantas que presentaron mayor resistencia y mejor adaptación a las soluciones que contenían metales pesados. Las pruebas se realizaron con los dos tipos de lixiviado estudiados, que han sido tratados previamente por electrocoagulación, en este caso se usa un flujo de 20 L/día.

Con el fin de diseñar humedales construidos de flujo vertical, se consideró que estos se comportan como reactores de flujo pistón ideales en los cuales los contaminantes son degradados siguientes modelos cinéticos de primer orden. (García y Corzo, 2008). La ecuación siguiente permite determinar la superficie de los humedales:

$$A_s = \frac{Q}{k_v * \epsilon * h} * \ln \left[\frac{C_o}{C_f} \right] \quad (2)$$

Donde, A_s es la superficie de los humedales (m^2); Q es el flujo de entrada ($m^3/día$); k_v es la constante cinética ($día^{-1}$), ϵ es la porosidad, h es la profundidad de los humedales. Para determinar las dimensiones se utilizó la relación L: W = 2:1

2.4. Adsorción en columnas de carbón activado

Como método de depuración final se empleó una columna de 5 cm de diámetro y 57 cm de altura del lecho, que se llenó con 300 g de carbón activado. El efluente resultante del proceso de fitorremediación, ingresa a la columna con un caudal de 0,04 mL/h durante 2 h. Una muestra de 2 L fue tomada al final del ensayo para el análisis de los parámetros evaluados.

2.5. Esquema del sistema de tratamiento

Con base en los mejores resultados obtenidos para los diferentes ensayos realizados (electrocoagulación, fitorremediación y adsorción) se definió el esquema de tratamiento para 120 $m^3/día$ de lixiviado de El Inga. La evaluación económica preliminar se obtuvo de los costos involucrados en la implementación de un reactor de electrocoagulación, un sistema de humedales artificiales y columnas de carbón activado, bajo el criterio de que el

efluente final debe cumplir con las condiciones establecidas en la Ordenanza 213 del MDMQ para descargas líquidas.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización de Lixiviados

En la Figura 1 se presentan los dos lixiviados del relleno sanitario. La primera muestra corresponde al efluente contenido en la piscina N°2, el cual no ha recibido ningún tipo de tratamiento (LIXIVIADO 1). La segunda pertenece al lixiviado almacenado en la piscina N°18, el cual ya ha sido tratado por medio de lodos activados y bioreactores de membrana en las instalaciones de El Inga (LIXIVIADO 2).



Figura 1. Lixiviados del relleno sanitario El Inga

En la Tabla 1 se presentan los resultados principales de los análisis de las muestras de lixiviados estudiados y su comparación con la normativa ambiental vigente.

Tabla 1. Caracterización de los lixiviados

PARÁMETRO	UNIDAD	LIX. 1	LIX. 2	Ordenanza 213
Coliformes fecales	NMP/100m L	23	3,6	Remoción > 99 %
Color	mg Pt-Co/L	5 546	1 243	Inapreciable en dilución 1/20
DBO ₅	mg/L	3 675	<2	70
DQO	mg/L	6 750	710	123
pH	-	8,14	8,81	5 – 9
Sólidos sedimentables	mg/L*h	<0,1	<0,1	1
S.Suspendidos	mg/L	710	204	100
Sólidos totales	mg/L	12 988	10 616	1600
Cobre	mg/L	1,08	1,08	1,0
Plomo	mg/L	0,9	0,6	0,2
Zinc	mg/L	2,41	2,41	2,0

Casi todos los parámetros analizados son superiores a los establecidos en la normativa ambiental vigente. Con los valores de DQO y DBO₅ se determinó la relación DBO₅/DQO que nos permite definir de manera aproximada que tipo de lixiviado es cada uno. Para el caso del lixiviado 1, la relación DBO₅/DQO es de 0,54. Este valor según Kurniawan et al., 2005, indica que es un lixiviado joven por lo cual presenta concentraciones medianas de carboxilos y es susceptible de biodegradación, por lo tanto los procesos biológicos de remoción de carga orgánica trabajarán con

buenos resultados. En el caso del lixiviado 2, la relación es de 0,0028, lo que señala que es estable, por tanto presenta compuestos que ya no son biodegradables. Este efluente al ser más estable es más difícil de tratar.

3.2. Ensayos de electrocoagulación

3.2.1. Efectos del tiempo de tratamiento

En la Figura 2 se presenta el efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de sólidos suspendidos. En estos ensayos se trabajó con 3 L de lixiviado, aplicada una densidad de corriente de 53 A/m² (I=4 A y A=0,0777 m²) y con su equivalente 1 L con densidad de corriente de 53 A/m² (I=1,5 A y A=0,0230 m²).

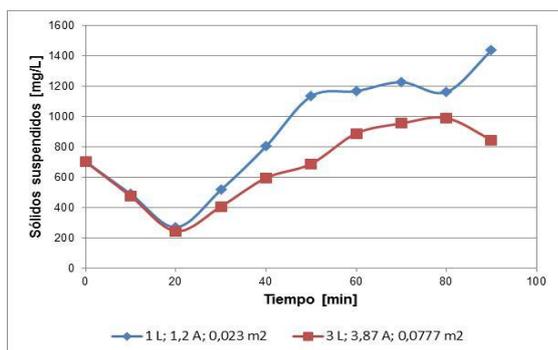


Figura 2. Efecto del tiempo de tratamiento en la remoción de sólidos suspendidos

En la Figura 2 se observa que la electrocoagulación tiene un efecto significativo en la reducción del contaminante, el mayor porcentaje se alcanza al minuto 20 para ambos casos. Para el reactor de 3 L, se alcanzó una remoción del 65 %; mientras que para 1 L, se alcanzó el 61 %. La similitud de las reducciones alcanzadas se debe a que en las dos experiencias se utilizó la misma densidad de corriente (53 A/m²). La cantidad de volumen tratado, en este caso, no afecta el porcentaje de remoción alcanzada siempre que se mantenga el valor de densidad de corriente.

3.2.2. Efecto del número de electrodos

Los ensayos se realizaron con 6 y 8 placas. Los resultados de la Figura 3 muestran una marcada diferencia entre la eficiencia de remoción al trabajar con 6 y 8 electrodos de aluminio después de 90 min. Para la remoción de DQO, se muestra una diferencia de 21 %, para el DBO₅ fue del 23 %, para el color del 76 % y en el caso de los SS fue de 45 %. Los resultados son favorables, con reducciones superiores al 70% para tres de los cuatro parámetros analizados utilizando 8 electrodos. En el caso de los 6 electrodos los porcentajes son bajos con valores inferiores al 50 % en todos los parámetros analizados. Lo cual sugiere una mejor eficiencia utilizando 8 electrodos.

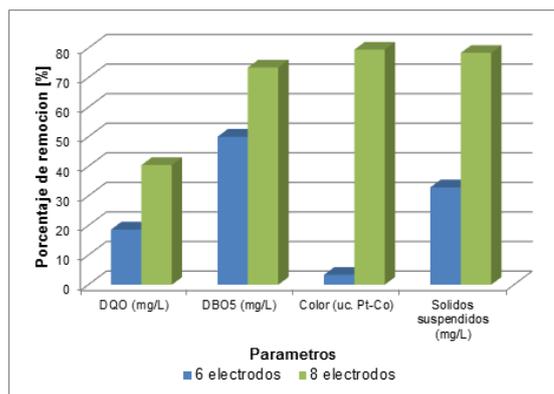


Figura 3. % remoción de DQO, DBO₅, color y SS para 6 y 8 electrodos

Una vez determinados los parámetros requeridos como son número de electrodos (8) y tiempo de tratamiento (20 min), se realizó el procesamiento de 20 L del Lixiviado 1, previo a su ingreso al humedal.

3.3. Fitorremediación

3.3.1. Selección preliminar plantas para fitoremediación

En la Figura 4 se presenta el porcentaje de absorción de cobre, por las distintas especies forrajeras estudiadas.

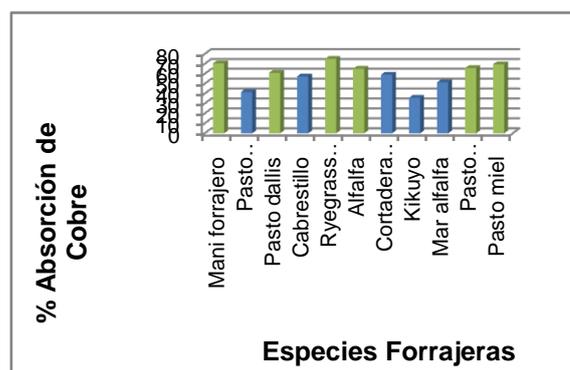


Figura 4. % de absorción de las distintas especies forrajeras utilizando solución sintética de 5 mg/L de cobre

Los mayores porcentajes de absorción de cobre, se dan para seis especies: maní forrajero, pasto dallis, ryegrass perenne, alfalfa, pasto elefante y pasto miel. La especie pasto dallis no presenta un alto porcentaje de absorción; sin embargo, fue seleccionada debido a la facilidad de obtención de la semilla al igual que la alfalfa [Guevara *et al.*, 2009; Quishpe, 2010] y pasto elefante.

Las especies restantes a pesar de pertenecer al mismo tipo de especie muestran remociones menores al 60 %, esto se debe a que cada tipo de planta presenta características diferentes y esto define cuáles son más aptas para la remoción.

3.3.2. Resultados de Hidroponía

Los cultivos hidropónicos se realizaron de acuerdo a la facilidad de obtención de semillas, así para ryegrass, alfalfa, pasto dallis y pasto miel se realiza con las semillas sexuales

y cultivo inicial en agua. En el caso de maní forrajero y pasto elefante, la siembra se realizó con material vegetativo.



Figura 5. Cultivos hidropónicos

En la Figura 6 se presentan los porcentajes de absorción de Zn y Cu, respecto al tiempo, por las plantas que presentan una mejor adaptabilidad a las soluciones contaminantes, estas son maní forrajero y pasto elefante cultivadas en grava-piedra pómez y con material vegetativo.

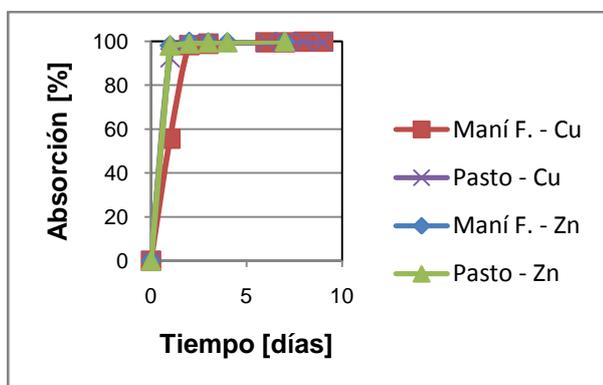


Figura 6. Comparación de la capacidad de absorción de zinc y cobre entre maní forrajero y pasto elefante en función del tiempo

Las plantas de maní forrajero llegan a alcanzar una absorción máxima de 99,8 % para Cu y 99,8 % para el Zn. Las plantas reducen la concentración del contaminante a niveles permitidos por la norma ambiental vigente con valores de 0,20 mg/L de zinc y 0,18 mg/L de cobre a partir del primer y segundo día respectivamente. Las plantas de pasto elefante alcanzan un valor máximo de absorción de 99,8 % para el cobre y 99,9 % para el zinc, en este caso también las plantas reducen la concentración del contaminante a niveles permitidos por la normativa vigente con valores de 0,75 mg/L de cobre y 0,20 mg/L de zinc a partir del primer día.

3.3.3. Humedales artificiales

Los humedales debido a su principio funcionan con la ayuda de la gravedad, por tanto fue necesaria la construcción de una estructura para aprovechar este fenómeno. El diseño de humedales a nivel piloto se realizó con una pendiente de 0,07 m, establecida de acuerdo a los criterios de pérdida de carga mencionados por Sánchez, 2010. El material exterior usado para la estructura es acero al carbono recubierto con pintura anticorrosiva para evitar su deterioro, los humedales son cajas rectangulares de polipropileno comercial, con

perforaciones laterales que permiten el flujo del fluido, como se muestra en la Figura 7.

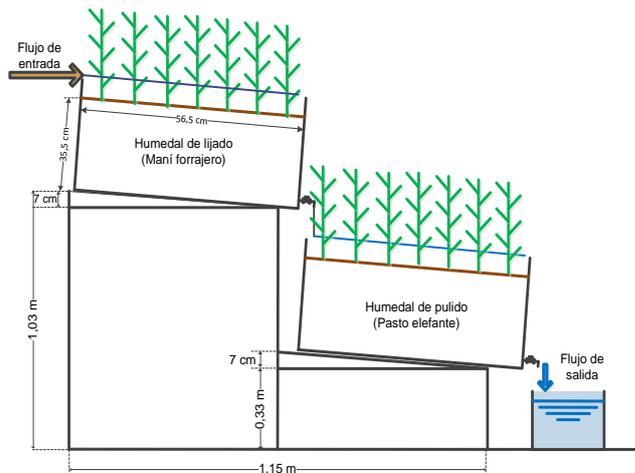


Figura 7. Esquema de humedal construido en el Departamento de Metalurgia Extractiva

El esquema de distribución de las capas del medio granular en los humedales artificiales se muestra en la Figura 8. La instalación completa del sistema de tratamiento por fitorremediación mediante humedales artificiales ocupa un área superficial total de 1,28 m². En cada humedal se tienen 40 plantas de cada especie (maní forrajero y pasto elefante)

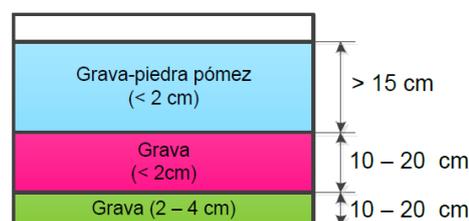


Figura 8. Distribución de capas del medio granular en el humedal

En el humedal construido se procesaron los dos lixiviados (crudo y pre-tratado). El lixiviado crudo fue previamente depurado por electrocoagulación y el lixiviado pre-tratado en el Inga se lleva directamente a este proceso.

En la Tabla 2 se detallan los resultados obtenidos luego del tratamiento en el humedal para estos dos efluentes. En el Lixiviado 1, previamente tratado por electrocoagulación se tiene que en la DBO₅ y DQO hay una eliminación de 91,6% y 65,4% respectivamente. Lo cual podría indicar que las plantas han utilizado parte de la carga contaminante (compuestos nitrogenados, sulfurados, etc.) como nutrientes para su desarrollo. Para los SS, ST y sólidos totales disueltos las remociones son similares, con valores alrededor del 15%. Lo cual indica que la sedimentación no está siendo efectiva; sin embargo, para los SS este porcentaje es suficiente para obtener una concentración cercana a lo estipulado en la normativa (100 mg/L). Los metales pesados Cu y Zn, presentan remociones de 92,6 % y 91,9 % respectivamente, los cuales son previsibles debido a los resultados obtenidos con soluciones sintéticas. Sus concentraciones disminuyen

hasta los valores establecidos en la norma ambiental (1 mg/L para Cu y 2 mg/L para Zn). El color no se encontraba bajo lo requerido en la normativa por lo cual se realizó un proceso adicional de adsorción en carbón activado.

Tabla 2. Remoción de contaminantes por fitorremediación para el lixiviado 1 (luego de la electrocoagulación) y para el lixiviado 2

PARÁMETRO	% REMOCIÓN LIXIVIADO 1 (después de la electrocoagulación)	% REMOCIÓN LIXIVIADO 2
Coliformes fecales	---	44,4
Color aparente	--	50,3
DBO ₅	91,6	---
DQO	65,4	56,8
Sólidos suspendidos	13,2	2,9
Sólidos totales	16,3	38,4
Sól. totales disueltos	16,3	40,0
Cobre	92,6	94,4
Zinc	91,9	98,3

Para el lixiviado 2, la DQO, la degradación de materia orgánica por presencia de oxígeno alrededor de la raíz ó por absorción en las plantas arroja resultados de remoción cercanos al 60 %, valor semejante al obtenido para el lixiviado 1 (65 %). Con lo cual se comprueba la capacidad fitorremediadora de las dos especies cuando se tiene compuestos orgánicos. La eliminación de sólidos totales y disueltos alcanza valores alrededor del 40 % mientras que para los SS se tiene una remoción del 2,9 %, ocasionada por la baja concentración inicial, por tanto, ya no se retienen en el medio granular en cantidades apreciables como los ST y disueltos. Los resultados para los metales pesados son previsible con remociones superiores al 90 %, lo cual indica la capacidad de absorción de metales por parte de las plantas. Las concentraciones obtenidas están bajo lo estipulado en la normativa ambiental (1 mg/L para Cu; 0,2 mg/L para Pb y 2 mg/L para Zn).

Se observa, al final de la prueba, que los parámetros evaluados no se encuentran bajo los límites permisibles de la norma ambiental vigente, por lo cual se decidió emplear también con este efluente la adsorción en carbón activado teniendo como parámetro de mayor influencia el color.

3.4. Adsorción en columnas de carbón activado

Para este proceso se utilizó una columna con 300 g de carbón activado y un caudal de ingreso de 2,5 L/h. En las Tabla 3 se presentan los resultados finales para el efluente luego de la depuración con carbón activado. La remoción del color alcanza valores de 70 %, similares a los obtenidos por Méndez et al., 2009 (60 %), lo cual indicaría la reducción de la materia orgánica remanente que es la que proporciona la coloración. Esto se verifica en los parámetros de DQO y DBO₅, los cuales presentan valores de 90,3 % y 15,5 % respectivamente. Por otro lado, los sólidos totales y disueltos presentan remociones con valores alrededor del 85 %. Estos

resultados a diferencia de los obtenidos para los demás parámetros son alcanzados después de realizase 7 recirculaciones del efluente a través de la columna.

Tabla 3. Remoción de contaminantes con carbón activado del lixiviado 1 tratado previamente por electrocoagulación y fitorremediación

PARÁMETRO	% REMOCIÓN
Color aparente	70,7
DBO ₅	15,5
DQO	90,3
Sólidos suspendidos	27,3
Sólidos totales	85,1
Sólidos totales disueltos	86,3

En la Figura 8 se puede observar el aspecto de los diferentes efluentes, desde el lixiviado 1 (inicial), seguido de los resultantes luego de los procesos de electrocoagulación, fitorremediación y adsorción. El lixiviado crudo presenta una coloración oscura la cual se ve drásticamente reducida (remoción del 79 %) al pasar a través del tratamiento primario. En esta etapa presenta un color café claro debido a la eliminación de la mayor parte de sustancias suspendidas. Al final de tratamiento secundario, el color prácticamente no presenta variación. Los resultados cuantitativos muestran un aumento en su valor de 1140 a 1990 mg Pt-Co/L debido a la formación de compuestos húmicos. Es en el proceso de acabado donde se retiró todo el color del lixiviado, con lo cual se obtuvo un efluente cuyas características permiten su descarga a los cauces de agua, según la normativa ambiental para descargas líquidas presentadas en la Ordenanza 213.



Figura 8. Variación de color durante los tratamientos

En la Tabla 4 se presentan los resultados del tratamiento con carbón activado del lixiviado 2 previamente depurado por fitorremediación. El mayor porcentaje de adsorción se obtuvo para el color (92,7 %) conjuntamente con la DQO (73,9 %) y sólidos suspendidos (85,9 %), con estas remociones se alcanzó los valores estipulados en la normativa (inapreciable en dilución 1/20 para color, 123 mg/L para DQO y 100 mg/L para SS). Por otro lado, los sólidos totales y disueltos presentan remociones con valores que rodean el 75 %. Estos resultados a diferencia de los obtenidos para los otros tres parámetros son alcanzados después de realizase 5 recirculaciones del efluente a través de la columna.

Tabla 4. Remoción de contaminantes de lixiviado 2

PARÁMETRO	% REMOCIÓN
Color aparente	92,7
DQO	73,9
Sólidos suspendidos	85,9
Sólidos totales	76,6
Sólidos totales disueltos	74,4

En la Figura 9 se puede observar el aspecto de los diferentes efluentes, desde el lixiviado 2 (inicial, pre-tratado por medios biológicos en El Inga), seguido de los resultantes luego de los procesos de fitorremediación y adsorción.

A diferencia del lixiviado 1, este ha recibido un tratamiento in situ con lodos activados y biorreactores de membrana por lo cual el color inicial que presenta es un café-pardo. Después de la fitorremediación, el aspecto visual del lixiviado no difiere mucho del inicial; sin embargo, en forma cuantitativa se señala una remoción del 50 %. Al igual que para el lixiviado 1, la mayor eliminación del color se tuvo en el proceso de adsorción en carbón activado (92,7 %). Al finalizar el tratamiento de este efluente presentó las condiciones para ser descargado en cauces de agua, según lo estipulado en la normativa ambiental para descargas líquidas de la Ordenanza 213 del MDMQ.

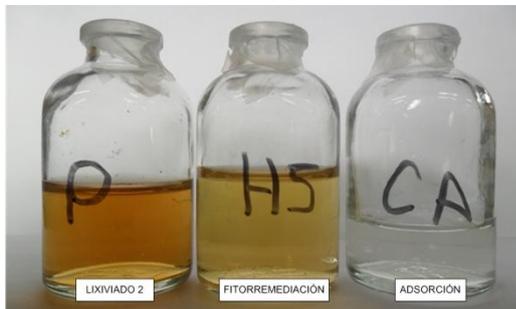


Figura 9. Variación de color durante los tratamientos

3.5. Esquema del sistema de tratamiento

En la Figura 10 se observa el esquema del sistema de tratamiento que se sugiere para depurar el lixiviado crudo. Esta propuesta incluye los procesos de electrocoagulación, la fitorremediación y la adsorción.

La combinación de estos procesos permite obtener un efluente que cumple los parámetros establecidos en la norma ambiental vigente.

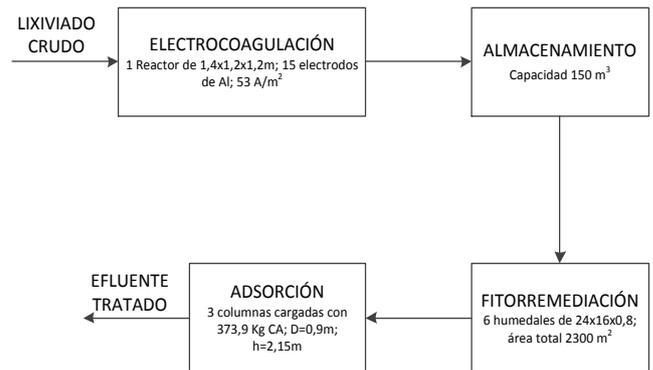


Figura 10. Esquema de tratamiento para el lixiviado crudo

En la Figura 11 se presenta un diagrama esquemático del proceso a aplicar para el caso del lixiviado crudo. Se requiere una celda, seis humedales y tres columnas de carbón activado.

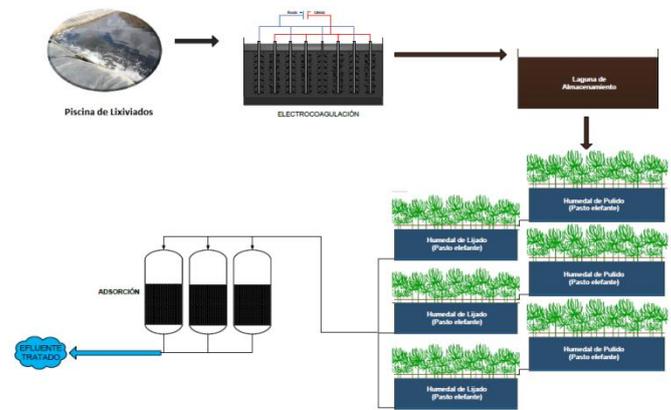


Figura 11. Diagrama esquemático de tratamiento para el lixiviado crudo

En la Tabla 5 se presenta un resumen de los costos de implementación del sistema de depuración propuesto.

Tabla 7. Costos de implementación de tratamiento Lixiviado 1

ÍTEM	COSTO [\$]
ELECTROCOAGULACIÓN	
Material del reactor	1 200,00
Electrodos (15)	150,00
Energía eléctrica [\$/día]*	13,56
Electrodo disuelto [\$/120 m ³]*	98,53
SUBTOTAL 1	1 350,00
FITORREMEDIACIÓN	
Excavación (1 800 m ³)	4 232,00
Grava (2 944 tn)	38 548,00
Impermeabilización (2 688 m ²)	10 080,00
Plantas (24 000)	2 400,00
Bombeo y estructuras de control	8 337,50
SUBTOTAL 2	63 597,50
COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO	
Material de columnas y bombeo	502,00
Carbón activado (1 121,7 kg)	1 559,16
SUBTOTAL 3	2 061,16
COSTO TOTAL	67 008,66

*Costos de operación

En la Figura 12 y la Figura 13 se observa el esquema del sistema de tratamiento para detoxificar el lixiviado 2 (pre-tratado biológicamente). En este caso se requiere la aplicación de procesos de fitorremediación y adsorción con carbón activado.

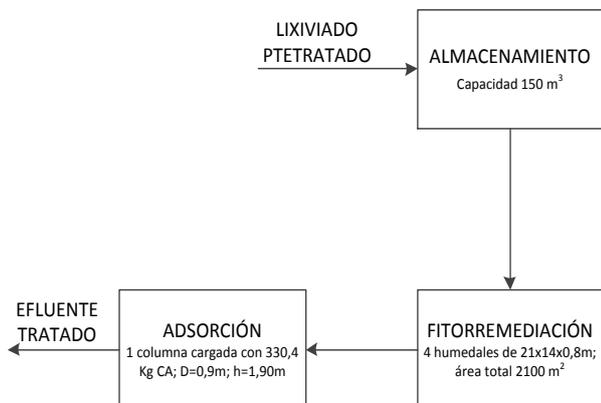


Figura 12. Esquema de tratamiento para el lixiviado 2 (pretratado biológicamente en El Inga)

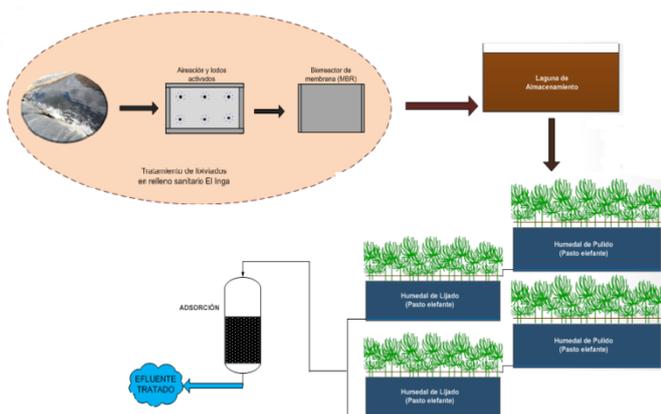


Figura 13. Diagrama esquemático de tratamiento para el lixiviado 2

En la Tabla 8 se presentan los costos asociados con esta implementación, que ascienden a 36538 dólares.

Tabla 8. Costos de implementación

ÍTEM	COSTO [\$]
FITORREMIEDIACIÓN	
Excavación (960 m ³)	2 208,00
Grava (1 536 tn)	20 112,00
Impermeabilización (2 100 m ²)	7 875,00
Plantas (12 000)	1 200,00
Bombeo	2 250,00
Estructuras de control	2 100,00
SUBTOTAL 1	35 745,00
COLUMNAS DE CARBÓN ACTIVADO	
Material de columna	84,00
Carbón activado (330,4 kg)	459,26
Bomba	250,00
SUBTOTAL 2	793,26
COSTO TOTAL	36 38,26

4. CONCLUSIONES

La depuración de lixiviado sin tratamiento (crudo) se realizó con un sistema que constó de tres etapas: electrocoagulación, fitorremediación y adsorción. Los porcentajes de remoción para cada etapa se describen a continuación:

PARÁMETRO	ELECTRO	FITO	ADSORCIÓN	FINAL
Color	79,4 %	< 1 %	70,7 %	94,4 %
DBO ₅	73,4 %	91,6 %	15,5 %	98,1 %
DQO	40,4 %	65,4 %	90,3 %	98,0 %
Sólidos suspendidos	78,5 %	13,2 %	27,3 %	86,5 %

El tratamiento del lixiviado crudo tiene un costo por metro cubico de 1,58 USD.

Para el lixiviado pre-tratado se aplicó directamente el proceso de fitorremediación seguido de la adsorción debido a su baja concentración de contaminantes. Los porcentajes de remoción para cada etapa se describen a continuación.

PARÁMETRO	FITO	ADSORCIÓN	FINAL
Color	50,3 %	92,7 %	96,4 %
DQO	56,8 %	73,9 %	87,7 %
Sólidos suspendidos	2,9 %	85,9 %	86,3 %

El tratamiento del lixiviado crudo tiene un costo por metro cubico de 0,36 USD.

5. REFERENCIAS

- [1] García, J. y Corzo, A., 2008, "Depuración con humedales construidos", Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España, pp. 59-93.
- [2] Empresa Metropolitana de Gestión Integrada de Residuos Sólidos (EMGIRS-EP), 2011, "Tratamiento de lixivios en El Inga", Informe de tratamiento de lixiviado.
- [3] Municipio del Distrito Metropolitano de Quito MDMQ, 2007, "Norma Técnica que regula los contaminantes asociados a descargas líquidas industriales, comerciales y de servicios".
- [4] Paladines, O., 2004, "Principales recursos forrajeros para las tres regiones del Ecuador", Universidad Central del Ecuador, Quito, Ecuador, pp. 38-43.
- [5] Gilsanz, J., 2007, "Hidroponía", INIA, Montevideo, Uruguay, p. 13-15.
- [6] García, J. y Corzo, A., 2008, "Depuración con humedales construidos", Universidad Politécnica de Cataluña, Cataluña, España, pp. 59-93.
- [7] Guevara, A., De la Torre, E., Villegas, A. y Criollo, E., 2009, "Uso de la rizofiltración para el tratamiento de efluentes líquidos de cianuración que contienen cromo, cobre y cadmio", Revista Latinoamericana de Metalurgia y Materiales, S1 (2), 871.
- [8] Quishpe, Á., 2010, "Tratamiento de efluentes líquidos de la industria del curtido, mediante precipitación química, adsorción en carbón activado y rizofiltración", Tesis previa a la obtención del título de Ingeniero Químico, EPN, Quito, Ecuador, pp. 56-70.

Diseño a Escalas Laboratorio y Piloto de un Sistema de Remedación Electrocinética de Suelos Contaminados con Metales Pesados

Aragón C.*, De la Torre E.*, Guevara A.*

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Departamento de Metalurgia Extractiva Quito, Ecuador (carlosaragontobar@yahoo.es, alicia.guevara@epn.edu.ec)

Resumen: Los residuos sólidos de la minería artesanal, con elevado contenido de metales pesados, generalmente se disponen en precarias "relaveras" sin ninguna protección para los suelos vecinos. Para reducir este problema es necesario el desarrollo de técnicas de remediación "in situ" que no involucren costos excesivos para su implementación. En este trabajo se presenta al tratamiento electrocinético como una alternativa de depuración de suelos afectados por actividad minera. En este caso la aplicación de una diferencia de potencial y la inyección de soluciones humectantes en el suelo, movilizan a los metales pesados hacia los electrodos, depurando el material contaminado. En el presente trabajo se evalúa la movilización de iones (Cu, Cr, Pb y Zn) por la aplicación de un campo eléctrico de 10 V, en tres tipos de materiales: a) matriz andesítica inerte, b) suelo contaminado artificialmente con metales pesados y c) relaves mineros. Para evaluar la eficiencia del método de descontaminación se realizan ensayos variando el arreglo de la celda (con y sin pozos) y el agente humectante (soluciones de sulfato de sodio, sulfato ferroso y ácido acético) hasta que el suelo tratado cumpla con la normativa ambiental vigente. El sistema piloto móvil propuesto contará básicamente con 3 arreglos de electrodos de grafito dispuestos en pozos (que serán enterrados en las relaveras), una fuente de poder y un sistema de distribución de los agentes humectantes.

Palabras clave: Remedación electrocinética, migración iónica, relaves mineros, metales pesados, recuperación de pasivos ambientales.

Abstract: The residual material of artisanal mining that contains dissolved heavy metals is placed in "pools". That "pools" doesn't have insulation from surrounding soil. To reduce this problem it is necessary to develop an effective remediation technique that can be applied "in situ" in the tailings "pools", without generating excessive costs. This work presents the electrokinetic treatment as a decontamination alternative of soil affected by mining. Electrical current added and a solution injected into the soil, are agents that mobilize heavy metal ions at the anode or the cathode. The work includes the study of the mobilization of ions (Cu, Cr, Pb and Zn) by applying an electric field of about 10 V in three kinds of materials: a) inert matrix type andesite, b) in artificially contaminated soils with heavy metals and c) tailings of Ecuadorian mining area. To evaluate the effectiveness of the removal method some essays were performed with different arrangements of the cell (wells and without wells) and wetting agents (sodium sulphate, ferrous sulphate and acetic acid solutions) until the treated soil meets current environmental regulations. The mobile system consists of 3 arrays of graphite electrodes placed in wells (buried directly in pools), a power distribution and piping to distribute wetting agents to the electrode wells.

Keywords: Electrokinetics remediation, ionic migration, mining tailings, heavy metals, environmental control.

1. INTRODUCCIÓN

Se define a la contaminación del suelo como una degradación química que propicia la pérdida parcial o total de la productividad de este medio; causada por la acumulación de sustancias como metales pesados, pesticidas, hidrocarburos, entre otros, en concentraciones que superan su poder de

amortiguación natural y que además altera negativamente sus propiedades [1] [2].

La remediación electrocinética consiste en aplicar una corriente eléctrica de baja intensidad entre electrodos enterrados en el suelo contaminado, que permite la movilización de agua, iones y partículas pequeñas cargadas. La oxidación en el ánodo genera protones H^+ , que se mueven hacia el cátodo creando un frente ácido. Este favorece la desorción de los cationes del suelo y contribuye en la disolución de contaminantes precipitados como carbonatos,

La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto PIS - 38 - 2012:

hidróxidos. Los iones OH^- generados en el cátodo por la reducción del agua provocan la precipitación de los metales. Existen dos variantes: la movilización directa y la movilización mediante una solución acarreadora [3] [4] [5] [6].

En la movilización de iones que están bajo la influencia de un campo eléctrico intervienen los siguientes procesos: **Electromigración** que consiste en el transporte de especies químicas cargadas. **Electro-ósmosis** definida como el transporte de un fluido a través de los poros del suelo. **Electroforesis** dada por el movimiento de partículas cargadas y por último la electrólisis asociada a las reacciones químicas asociadas con la aplicación de una diferencia de potencial eléctrico en el suelo [5] [7] [8].

En la figura 1 se esquematizan, los fenómenos de transporte por electroforesis, electro-ósmosis y electromigración; los cuales fueron anteriormente descritos.

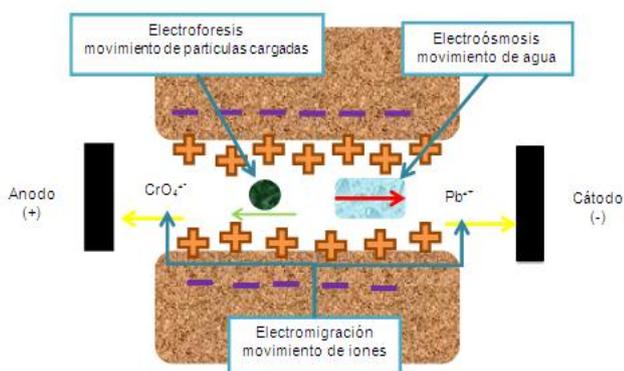


Figura 1. Mecanismos de transporte durante la electroremediación (Mattson y Lindren, 2005, p. 94) [7]

2. PARTE EXPERIMENTAL

Para evaluar el proceso de remediación electrocinética de suelos contaminados por metales pesados se emplearon tres tipos de materiales: a) matriz andesítica inerte, tipo ripios de construcción b) suelo agrícola de la zona de Alaquez, provincia de Cotopaxi, con contenidos elevados de materia orgánica (12%) y c) relave minero de la zona de Ponce Enríquez, provincia del Azuay.

Se realizó la caracterización física, química y mineralógica de las tres muestras, se determinó granulometría, densidad real y aparente, humedad y pH. El análisis químico se efectuó por absorción atómica (A Analyst 300 Perkin Elmer) y el análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X (D8 Advance Bruker).

Posteriormente se realiza el diseño e implementación a escala laboratorio de celdas de remediación electrocinética, las cuales fueron construidas de vidrio de 5 mm de espesor, con una capacidad aproximada de 2 000 mL y con dos compartimientos para la sujeción de los electrodos de grafito que se emplearán en los ensayos.

La evaluación del tratamiento electroquímico se inició con la matriz andesítica (material inerte), al que se lo contaminó artificialmente con cloruros de metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn) disueltos en una solución de sulfato de sodio 0.1 M. En este caso se trabajó bajo dos variantes: i) tratamiento electrocinético “sin pozos” que consistió en la inmersión directa de los electrodos sobre el suelo previamente humectado y el ii) tratamiento electrocinético “con pozos”, donde los pozos, correspondientes a las regiones periféricas delimitadas por los electrodos, contienen soluciones de sulfato de amonio (0.1 M) en el pozo anódico y sulfato de sodio (0.1 M) en el pozo catódico, estas soluciones sirvieron como fuente de electrolitos. Para la verificación de la efectividad de la remoción de metales pesados, una vez terminado el proceso se tomaron muestras del material dividiéndolo en seis diferentes secciones sucesivas que se filtran para analizar el contenido remanente Cu, Cr, Pb y Zn por absorción atómica. Con el mismo fin se tomaron muestras en los compartimientos anódico y catódico. Los resultados obtenidos permitieron determinar la mejor variante de la técnica que se aplicó al resto de ensayos.

Posteriormente se probó la efectividad del tratamiento electrocinético aplicado a la remoción de metales pesados en un suelo agrícola no contaminado previamente por actividad industrial. El suelo se humectó con una solución que contiene los sulfatos de los metales pesados (Cu, Cr, Pb y Zn) disueltos, que serán posteriormente removidos con el tratamiento electrocinético. En esta etapa se probaron tres diferentes agentes humectantes: Sulfato de Sodio, Sulfato ferroso y Ácido Acético (0.1 M). Después de la aplicación del proceso de electroremediación se tomaron muestras del suelo en seis diferentes secciones y se realizó el Test Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP, método EPA 1311) [9], para la cuantificación de metales pesados en el extracto obtenido mediante el análisis por absorción atómica. Una vez que se ha determinado la variante de la técnica (con o sin pozos) y el agente humectante que permite obtener los mejores porcentajes de remoción de metales pesados, se efectuaron ensayos electrocinéticos aplicando estas condiciones experimentales a muestras de relave minero. Para la verificación, luego del proceso de depuración se tomaron muestras del relave tratado en las seis diferentes secciones y se realizó el test TCLP, los extractos obtenidos se enviaron análisis por absorción atómica para determinar los porcentajes de elementos disueltos aún presentes.

Con las condiciones experimentales definidas para el relave minero se realiza el diseño conceptual de un sistema piloto móvil de descontaminación electrocinética para suelos afectados por actividad minera, el cual estaría en capacidad de procesar 50 000 kg de material contaminado.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización física, química y mineralógica

El material de matriz andesítica presenta el mayor tamaño de partícula (1200 μm) ya que fue sometido solamente a un proceso de reducción de tamaño primario y secundario. El suelo agrícola debido a su naturaleza presenta un tamaño menor (400 μm), mientras que el relave minero posee un tamaño de 200 μm a causa del proceso previo de molienda al que ha sido sometido antes de su disposición. Se debe señalar que mientras menor sea el tamaño de partícula el grado de compactación alcanzado por el material aumenta y, entre más compacto sea el material la circulación de agua a través de este se reduce y se dificulta la remediación electrocinética.

El pH es ligeramente ácido para el material de matriz andesítica (6.5) y su acidez se debe a la presencia de $-\text{SiOH}$ que es un grupo ácido débil en su estructura. El suelo agrícola debido a su contenido de materia orgánica presenta un pH neutro (7.0) con una buena capacidad de amortiguamiento. El relave minero tiene un pH ligeramente básico (8.0) debido al proceso previo de cianuración al que fue sometido. La formación del frente ácido, capaz de solubilizar los metales pesados en el suelo, se verá favorecida mientras menor sea la capacidad de amortiguamiento del suelo y el pH. [5]

El principal constituyente de las muestras empleadas es el silicio que va de 33.99 a 23.77%, seguido del aluminio entre 11.55 y 4.45 % y el calcio entre 6.79 y 4.64%. Para el relave minero, el contenido de azufre (8.7%) es considerable, debido a la presencia de sulfuros metálicos en la matriz del mismo, de igual forma la concentración de hierro es alta (25.79%).

Los minerales presentes en mayor abundancia corresponden al grupo plagioclasas en el suelo inerte (80%) y en el suelo agrícola (75%), mientras que en el relave minero el cuarzo es la especie predominante (48%). En el caso del relave minero se tiene adicionalmente la presencia de piritita y pirrotina (26%), que le confieren características reactivas al material, ya que el hierro favorece la adsorción de especies sobre la superficie del relave. De igual forma la oxidación del mismo en condiciones de intemperismo desestabiliza las especies adsorbidas en la superficie del suelo, provocando su disolución hacia cuerpos receptores de agua [10].

3.2. Diseño a escala de laboratorio de celdas para evaluar la remediación electrocinética

La implementación a escala laboratorio de celdas para evaluar la remediación electrocinética contempló el diseño y la construcción de una celda de vidrio de 24 cm de largo, 8 cm de ancho y 10 cm de altura con una forma alargada en su eje longitudinal para favorecer el flujo unidireccional a lo largo de la misma y una capacidad aproximada de 2 000 cm^3 . Se emplearon electrodos de grafito (0.5 cm de espesor, 8 cm x 10 cm de superficie) debido a las características de

conductividad eléctrica y resistencia a la corrosión que presentan.

A través de la celda se disponen soportes de vidrio para la sujeción de dos electrodos de grafito uno en cada extremo de la celda y placas de vidrio de las mismas dimensiones de los electrodos. La función de estas es la de delimitar las zonas de interés una vez que ha concluido el tratamiento. En la figura 2 se muestra una imagen de la celda implementada a escala laboratorio.

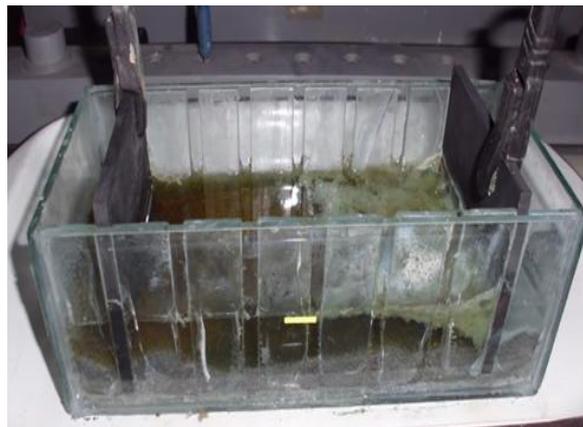


Figura 1. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético

La celda cuenta con una zona central en la que se deposita el material previamente humectado. Los electrodos de grafito delimitan la zona de tratamiento y dividen a la celda en tres partes. La sección central en la que se tiene la circulación de la corriente y la migración de las especies cargadas y dos zonas periféricas que se denominan “pozos”, cuya función es la de proveer soluciones frescas para facilitar la migración de las especies a lo largo del espacio central. Como consecuencia de este movimiento los pozos sufren un enriquecimiento de los iones de los metales pesados solubilizados por esta técnica.

En la figura 3 se muestra un esquema de la celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético y la posición de los electrodos de grafito. En la zona 1 y la zona 8 se tienen los pozos anódico y catódico respectivamente. La región central se dividió en 6 zonas, separadas por 2.5 cm cada una, donde se colocaron placas separadoras de vidrio al final del proceso para la evaluación de su efectividad.

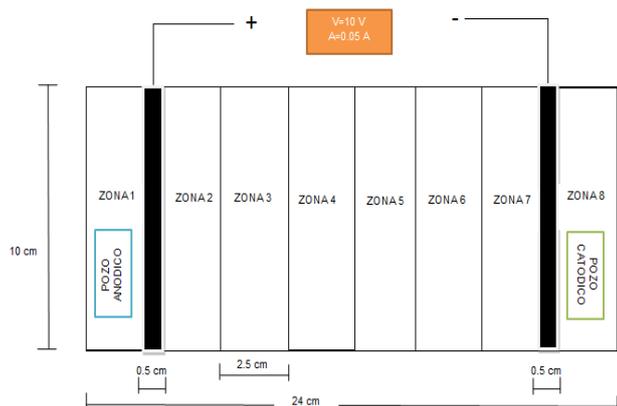


Figura 3. Celda de vidrio usada en el tratamiento electrocinético con la representación de las zonas de tratamiento

3.3. Evaluación a escala laboratorio de la migración iónica de metales pesados por tratamiento electrocinético en material inerte de matriz andesítica

En la figura 4 se muestra el perfil de concentración de cobre a diferentes distancias del ánodo, para los dos variantes de tratamiento electrocinético (con y sin pozos) y para la matriz andesítica sin ningún tratamiento.

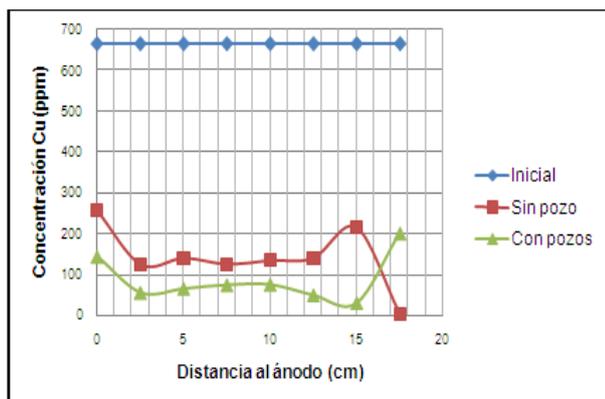


Figura 4. Concentración de cobre a diferentes distancias de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado a matriz andesítica

La concentración inicial de cobre es de alrededor de 700 ppm, que corresponde a la medida del suelo contaminado artificialmente previo a la aplicación del tratamiento electrocinético. Cuando se trabaja bajo la modalidad “sin pozos” se observa que en las regiones cercanas a los electrodos la concentración se incrementa. Sin embargo al trabajar con la modalidad “con pozos” los valores de concentraciones en las zonas internas de la celda son menores a las reportadas con el tratamiento “sin pozos”. Esto se debe probablemente a que en el tratamiento sin pozos la ausencia de una “solución acarreadora” dificulta el movimiento de las especies, dando como resultado una concentración más elevada de metales pesados bajo esta modalidad al final del tratamiento.

Después del tratamiento para el arreglo “sin pozos” la mayor concentración de cobre se reporta en el ánodo con un valor cercano a las 300 ppm, a medida que se llega al cátodo la zona 6, experimenta un incremento en la concentración, para finalmente decaer en la zona catódica (pseudo pozo catódico). De forma similar en el tratamiento “con pozos” la mayor concentración de cobre se reporta en el cátodo y es de 200 ppm. De acuerdo a estos resultados se podría decir que debido a la presencia de soluciones humectantes donadoras de iones, en la variante “con pozos” se alcanzan mejores eficiencias en la remoción de metales pesados al aplicar el tratamiento electrocinético.

3.4. Evaluación a escala laboratorio de la migración iónica de metales pesados por tratamiento electrocinético aplicado a suelo agrícola

Una vez comprobada la efectividad de esta técnica en la remoción de metales pesados en una matriz inerte de tipo andesítica, se requiere analizar la factibilidad de este tratamiento en suelos agrícolas. Los resultados obtenidos después de la aplicación del tratamiento con tres tipos de agentes humectantes distintos, se reportan en la figura 5.

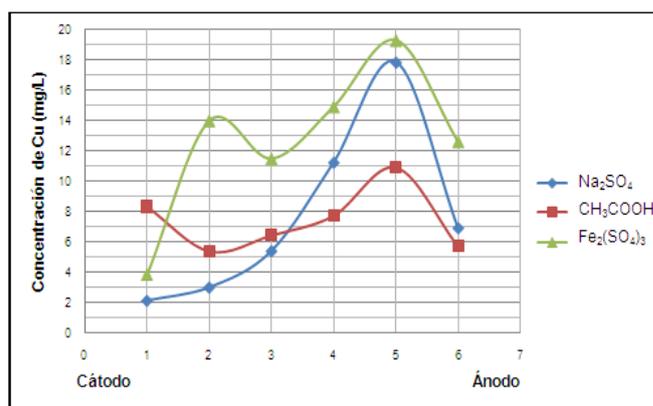


Figura 5. Concentración de cobre en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicando diferentes agentes humectantes, en suelo agrícola contaminado con metales pesados

El agente humectante que permite una mejor disposición de las especies en la celda es el sulfato ferroso. Con este agente se consigue concentrar el cobre en mayor cantidad en las cercanías del ánodo, es decir se tiene una mayor eficiencia en el tratamiento electrocinético. Para el caso del cobre se alcanza un 77% de remoción usando sulfato ferroso, 71% usando sulfato de sodio y 13% usando ácido acético. Al emplear sulfato de sodio como agente humectante, la eficiencia es menor y el ácido acético no presenta una tendencia definida, su contribución en el tratamiento no es trascendental ya que una vez finalizada la experiencia las concentraciones de cobre en el suelo solo han variado en un rango de 4 ppm, con un mínimo valor de 6 ppm. Para el sulfato de sodio se alcanzan 2 ppm y para el sulfato ferroso este valor es menor que 4 ppm.

3.5. Tratamiento electrocinético aplicado al relave minero

El relave inicial sometido a test TCLP mostró alto contenido de metales pesados como cobre y zinc. El cobre presente en el extracto lixiviado es de 7 600 mg/Kg, este valor es elevado si se compara con la normativa vigente en la Unión Europea, ya que ésta solo tolera una concentración inferior a 140 mg/Kg para el cobre. La normativa americana es aún más estricta con la presencia de este metal en suelo, cualquier valor superior a los 100 mg/Kg está fuera del rango permisible por esta legislación [11].

En el caso del zinc, la concentración de este metal en capacidad de pasar a los cuerpos receptores de agua es de 25 600 mg/ Kg. En cuanto a la legislación ambiental, esta concentración inicial está muy por arriba de los límites máximos permitidos por la normativa vigente en la Unión Europea, donde el límite máximo es de 300 mg/Kg. De igual forma para la normativa dictada por la EPA, donde el máximo valor permisible alcanza los 220 mg/Kg [11].

Después de haber aplicado el tratamiento electrocinético, descrito en la sección 2, en un relave minero con un potencial de 10 V, una intensidad de corriente de 0.1 A, durante 6 días, sulfato ferroso 0.1 M como agente humectante, sulfato de sodio 0.1 M y sulfato de amonio 0.1 M como soluciones catódica y anódica, respectivamente, se tiene el siguiente perfil de concentración de cobre en la celda (figura 6).

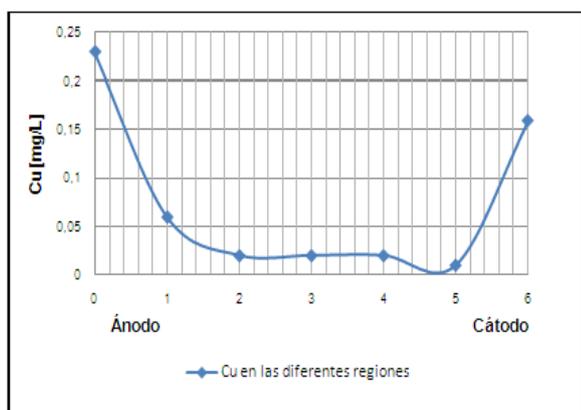


Figura 6. Concentración de Cobre en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

El perfil obtenido después de la aplicación del tratamiento electrocinético muestra la migración del cobre hacia las regiones aledañas a los electrodos (zona 1 y zona 6). Con el tratamiento se consigue concentrar en la zona cercana al ánodo (zona 1) hasta alrededor de 0.25 ppm de cobre, la cual es la máxima concentración reportada después del tratamiento. En las regiones intermedias (zona 2, 3, 4 y 5) la concentración es baja, menor a 0.03 ppm. Para finalmente elevarse en las cercanías al cátodo, donde alcanza un valor cercano a las 0.15 ppm. Así, se puede decir que el tratamiento electrocinético ha conseguido bajar considerablemente el contenido de cobre en las secciones medias de la celda.

Una vez realizado el tratamiento se ha conseguido remover alrededor del 95 % del cobre en las regiones intermedias de la celda. En las zonas cercanas a los electrodos aún se tienen, concentraciones considerables de cobre (0.16 ppm en el cátodo y 0.23 ppm en el ánodo) y aunque estas son menores a la concentración inicial de cobre del relave de (0.38 ppm), deberán ser consideradas en el tratamiento posterior de depuración.

Si tomamos la concentración promedio en la zona intermedia de la celda se alcanza un valor de 0.02 ppm, que corresponde a 400 mg/Kg. Este valor es más cercano al límite máximo permisible por la legislación europea (140 mg/ Kg), sin embargo para alcanzar concentraciones inferiores de cobre se emplea un tiempo mayor de tratamiento (> 72 h) y se debe monitorear periódicamente el tratamiento electrocinético para tiempos superiores a los ya probados.

De igual forma, después de haber aplicado el tratamiento electrocinético al relave minero, en la celda se tiene el perfil de concentración de zinc que se muestra en la figura 7.

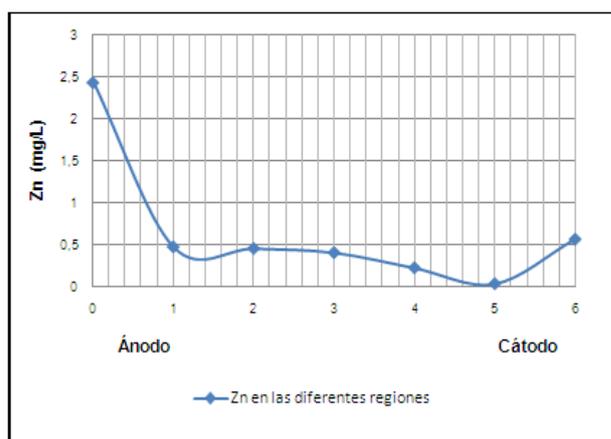


Figura 7. Concentración de Zinc en diferentes zonas de la celda para el tratamiento electrocinético aplicado en relave minero usando sulfato ferroso como agente humectante

Para el caso del zinc se tiene un perfil con la misma tendencia que el cobre, es decir las concentraciones más altas se encuentran en las zonas aledañas a los electrodos (zona 1 y zona 6). La concentración más elevada se alcanza en las cercanías del ánodo con un valor de 2.5 ppm. En las siguientes zonas el contenido del metal baja progresivamente hasta llegar a la zona 5, en la cual se tiene el valor más bajo de concentración reportado en el suelo, correspondiente a 0.03 ppm. En la cercanía al cátodo el contenido de zinc nuevamente se incrementa hasta un valor de 0.56 ppm.

Una vez realizado el tratamiento se ha conseguido remover alrededor del 74% de la concentración inicial de zinc en las regiones intermedias de la celda. Las zonas cercanas a los electrodos reportan enriquecimiento de zinc, especialmente en las proximidades del ánodo, donde se alcanzan 2.43 ppm. Este valor es incluso más alto que la concentración inicial. El

segundo valor en concentración es el reportado en las proximidades del cátodo, donde se tiene 0.56 ppm. Se puede decir entonces que el zinc se concentra alrededor de 4 veces más en las cercanías del ánodo, que en las del cátodo.

Si consideramos la concentración promedio de zinc que se tiene en la parte intermedia de la celda de 0.3 ppm, valor que corresponde a 6 280 mg/Kg, este valor es todavía alto para ser comparable a la dictada por la EPA (220 mg/Kg), pero este contenido disminuye paulatinamente con el incremento del tiempo de tratamiento, hasta cumplir con los límites señalados.

3.6. Definición del proceso de remediación

De los ensayos anteriores se determina que el tratamiento con pozos brinda una mayor eficiencia en la remoción de metales pesados (70% “con pozos” y 60% “sin pozos”) y que el sulfato ferroso es el agente humectante del suelo que brinda los mejores resultados en el tratamiento (74 – 77% de remoción de Cu y Zn). Además se establece el pH de trabajo en cada pozo, a partir del monitoreo continuo de las soluciones catódica y anódica y la velocidad de enriquecimiento en el ánodo, lugar donde se concentra más del 98 % de los metales estudiados.

Se debe señalar que el pH en los pozos llega a valores extremos de 3 para el pozo anódico y de 13 para el pozo catódico. El posterior diseño debe considerar la restitución de soluciones frescas una vez que se hayan alcanzado estos valores. Se ha llegado a determinar que cada 6 horas se deberían cambiar las soluciones para facilitar la movilidad de los iones durante el proceso.

En este contexto, el sistema propuesto constará básicamente de un arreglo de electrodos de grafito, los cuales se diseñaron como varillas delgadas de $\frac{3}{4}$ de pulgada y 1 metro de longitud, con una fuente de poder de 1 Kw capaz de liberar 100 V en cada arreglo, como equipos principales. Adicionalmente se contempla la adquisición de tubería, válvulas y tanques de almacenamiento para soluciones catódicas y anódicas frescas y gastadas. A nivel piloto se requerirán 4 tanques reservorios de PVC (250 L) para el almacenamiento de las soluciones frescas y gastadas, 4 bombas de $\frac{1}{2}$ HP y tuberías de 1 pulgada de PVC para el transporte de soluciones.

En la tabla 1 se presentan los parámetros de diseño obtenidos del sistema de remediación electrocinético de relaves mineros. El principal parámetro de dimensionamiento corresponde al espaciamiento entre los electrodos de diferente polaridad, este valor se obtuvo por la igualación de la derivada parcial del costo total (costo de fabricación y de instalación de los electrodos/costo de la energía eléctrica/costo de las soluciones humectante/costos de mantenimiento) respecto a la longitud.

Una estimación del espacio óptimo entre los electrodos que minimice el costo total del proceso de remediación es una

función de las propiedades del suelo contaminado (velocidad de transporte de las especies bajo un campo eléctrico) y de la intensidad de campo requerido [12]

La distancia entre los electrodos de la misma polaridad se toma como aproximadamente un tercio de la distancia de los electrodos de diferente polaridad. La intensidad de campo eléctrico y la diferencia de potencial quedan expresados en función de la distancia óptima y de las propiedades del suelo [12].

Finalmente, es importante señalar que el número de electrodos dependerá del área a descontaminar dada la flexibilidad del sistema de electrorremediación, en el que se contempla un sistema de funcionamiento móvil.

Tabla 1. Parámetros de diseño para el dimensionamiento del sistema de electroremediación

PARÁMETRO DE DISEÑO	UNIDADES	VALOR
Distancia entre los electrodos de diferente polaridad	m	5
Distancia entre los electrodos de la misma polaridad	m	1.75
Intensidad de campo eléctrico	V/m	9.6
Diferencia de potencial	V	50
Número de electrodos	-	6 (3 ánodos//3 cátodos)

Como producto principal del proceso se tendrán soluciones enriquecidas con metales pesados, principalmente zinc y cobre dadas las características del relave estudiado. Estas soluciones serán bombeadas a los tanques reservorios donde se les dará el siguiente tratamiento: para el manejo de las soluciones anódicas enriquecidas con zinc y cobre (más del 95% del enriquecimiento se da en esta zona) se propone un tratamiento con agentes modificadores de pH (cal) para conseguir la precipitación de las especies metálicas en forma de óxidos e hidróxidos. Así también se contempla la adición de ácido sulfúrico para la neutralización de la solución catódica.

Las soluciones tratadas pueden ser recirculadas al proceso mientras que los lodos generados pueden ser estabilizados con la adición de cemento y arena previamente a su disposición final.

4. CONCLUSIONES

Los ensayos de remediación electrocinética, a escala de laboratorio, pueden ser realizados en una celda de vidrio de al menos 24 cm de largo, 8 de ancho y 10 cm de altura, con 2000 cm³ capacidad. La celda debe presentar una forma alargada en su eje longitudinal para favorecer el flujo unidireccional a lo largo de la misma. A través de la celda se dispondrán soportes de vidrio para la sujeción de los

electrodos de grafito (0.5 cm de espesor, 8 cm x 10 cm de superficie).

La remediación electrocinética aplicada a suelos de matriz andesítica, a escala laboratorio, considerando dos variantes del proceso: a) con soluciones donadores de iones en los pozos anódico y catódico (denominada “con pozos”) y b) con inmersión directa de electrodos en el suelo acondicionado (denominada “sin pozos”), ha permitido determinar que se logra una mayor movilidad de las especies al aplicar la modalidad “con pozos” ya que en este caso se tiene un “agente acarreador” que mejora la eficiencia del proceso pues las soluciones donadoras de iones juegan un papel fundamental para propiciar el movimiento de las especies.

Los ensayos de remediación electrocinética con el uso de tres diferentes agentes humectantes: sulfato ferroso, sulfato de sodio y ácido acético (0.1 M), permitió seleccionar el sulfato ferroso como el agente humectante que favorece el tratamiento de depuración del suelo.

El relave minero sulfurado presenta concentraciones iniciales de 7600 mg/kg de cobre y 25 600 mg/kg de zinc, estos valores sobrepasan en 76 veces (cobre) y 116 (zinc) los valores límites establecidos por la EPA; por remediación electrocinética se ha conseguido remover, en las regiones intermedias de la celda, alrededor del 95 % del cobre y el 74 % de la concentración inicial de zinc.

Para tratar 50 toneladas de relave minero, el sistema propuesto constará básicamente de 3 arreglos de electrodos separados 5 m entre electrodos de diferente polaridad y 1,75 metros para electrodos de la misma polaridad. Los pozos de tratamiento constan de tubería perforada de PVC de 8 pulgadas donde se introducen barras de grafito de ¾ de pulgada y 1 metro de altura.

El ciclo de operación dura 6 horas, periódicamente se reemplazan las soluciones saturadas por soluciones frescas de sulfato de sodio (0.1 M) y de sulfato de amonio (0.1 M), de esta forma se asegura la continuidad del tratamiento. Las soluciones enriquecidas se tratan por neutralización para que puedan retornar al proceso, economizando el requerimiento de agua.

REFERENCIAS

- [1] Ortiz, B.; Sanz, J.; Dorado M. y Villar S. Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Informe de vigilancia técnico. Madrid, España, 2007.
- [2] Galán, E. y Romero A. (2008). Contaminación de suelos por metales pesados. Revista de la sociedad española de mineralogía. 10. pp 48-60.
- [3] Pazos, M.; Sanromán, M. y Cameselle, C. Improvement in electrokinetic remediation of heavy metal spiked kaolin with the polarity Exchange technique. *Chemosphere*, 62(5), 817-822.

- Universidad de Alcalá del Círculo de Innovación en tecnologías Medioambientales y Energía (CITME), 2006.
- [4] Molina, G.; Palestina, V. y Piedras, J. Recuperación electrocinética de hidrocarburos sorbidos en suelos contaminados. Proyecto terminal previo a la obtención del Título de Ingeniero Químico, Universidad Autónoma Metropolitana. México D.F. México, 2004.
 - [5] Acar, Y. y Alshwabkeh, A. (1993). Principles of electrokinetics remediation. *Environmental Science and Technology*. 27(13). pp. 2638-2647
 - [6] Mulligan, C.; Yong, R. y Gibbs, B.; (2001) Remediation technologies for metal-contaminated soils: a review. *Engineering Geology*. 60. pp 193-207
 - [7] Mattson, E. y Lindgren, E. Electrokinetics: An Innovative Technology for In-situ remediation of Heavy Metals. In *Situ Remediation Technology Development Integrated Program*. United States. Department of Energy. Office of Technology Development. 235-345, 1994. [Online]. Available: <http://info.ngwa.org/gwol/pdf/940160234>.
 - [8] Page, M. y Page, C. (2002). Electroremediation of contained soils. *Journal of Environment Engineering*. 128. pp. 208-211
 - [9] United States Environmental Protection Agency. Method 1311. Toxicity characteristic leaching procedure. 1992 Available: <http://www.epa.gov/wastes.../hazard/test methods/sw846/pdfs/1311.pdf>.
 - [10] Rodríguez, R. y García, A. Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente. Publicaciones del Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Medio Ambiente N°11, Madrid, p.381. 2006.
 - [11] Belmonte F.; Romero A.; Alonso F.; Moreno J. y Rojo S. (2010). Afección de suelos agrícolas por metales pesados en áreas limítrofes mineras del suroeste de España. *Papeles de Geografía Universidad de Murcia*. (51-52). pp. 49-51
 - [12] Alshwabkeh, N. Yeung, A. y Bricka M. (1999). Practical Aspects of In-situ electrokinetic extraction. *Journal of Environmental Engineering*. 125 (1). p. 27-31

Descontaminación de fenoles en el efluente de una refinería ecuatoriana, mediante el uso de ozono y combinaciones con peróxido de hidrógeno

Muñoz F.*; Paredes A.*

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144; e-mail: florinella.munoz@epn.edu.ec)

Resumen: Este estudio describe una alternativa para degradar fenoles bajo concentraciones de 0.15 mg L^{-1} en efluentes provenientes de una refinería ecuatoriana. Se utilizaron dos tipos de sistemas de oxidación avanzada, Ozono (O_3) y Ozono/Peróxido de Hidrógeno ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) como los principales conductores del proceso de degradación. Se realizaron pruebas de ozonificación a diferentes valores de pH. El mejor resultado de este proceso de oxidación se obtuvo para muestras con pH 8.5. Para este caso específico, la concentración de fenoles se redujo de 4 ppm a 0.03 ppm con una dosis de 2.5 g h^{-1} de O_3 durante un min de tratamiento. La demanda de ozono fue de 34.2 mg L^{-1} , equivalentes, en este proceso a 8.7 mg de O_3 por cada mg de fenol removido. Se estudió un proceso similar con diferentes relaciones de $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{O}_3]$ (i.e. 0.11, 0.22 y 0.49). El análisis de este tratamiento fue determinar si existían diferencias con el uso de ozono solamente y si se podía mejorar la eficiencia de dicho proceso. Los experimentos llevados a cabo con la combinación $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ no exhibieron diferencias en relación con los resultados obtenidos solo con O_3 . En los dos casos, la toxicidad de las muestras del efluente se redujo.

Palabras clave: Ozono · ozono/peróxido de hidrógeno · remoción de fenoles · efluente · refinería

Abstract: This study describes an alternative that aims to degrade phenols below concentrations of 0.15 mg L^{-1} contained in effluents from an oil refinery located in Ecuador. Ozone (O_3) and Ozone/Hydrogen peroxide ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) were used as the main drivers of the degradation process. Water samples with different pH values were oxidized with O_3 . The best outcome, from this oxidation process was obtained for samples with pH 8.5. For this specific case, the phenols concentration reduced from 4 ppm to 0.03 ppm by using an O_3 dose of 2.5 g h^{-1} during 1 min. The demand of ozone during the process was 34.2 mg L^{-1} , which was equivalent to 8.7 mg of O_3 per each mg of removed Phenol. A similar process was carried out with three different rates of $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{O}_3]$ (i.e. 0.11, 0.22, and 0.49). This treatment allowed to establish the differences with the use only with ozone and if it was possible to improve the process performance. The experiments with $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ did not exhibit any improvement in the phenol degradation rate. The toxicity of the effluent samples decreased by the application of both, O_3 and $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$.

Keywords: Ozone · ozone/hydrogen peroxide · phenols removal · wastewater · refinery

1. INTRODUCCIÓN

La explotación petrolera y sus industrias producen efluentes con altos contenidos de contaminantes tóxicos como fenoles. Específicamente, los procesos de refinación son fuentes continuas de estos contaminantes [12,21].

Los fenoles son alcoholes aromáticos capaces de generar otros compuestos substituidos. En un sistema acuático, clorofenoles, nitrofenoles, catecoles y clorocatecoles, metilfenoles, alquilfenoles, bisfenoles y aminofenoles tienen importancia ambiental [15]. Algunos de estos fenoles son disruptores endócrinos [5]. El tipo de sustitución cambia su comportamiento químico y toxicológico. Algunos estudios

establecen que la toxicidad de los fenoles está relacionada con dos aspectos: la hidrofobicidad, que puede afectar la especificidad de las reacciones de los compuestos en las células, y la posición del sustituyente [15].

De acuerdo con el criterio de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos, los fenoles son compuestos altamente tóxicos [10] y muchos de ellos se encuentran en la Lista de Contaminantes Prioritarios [11]. Los fenoles pueden lixiviarse a las aguas subterráneas y son tóxicos para los peces, también a bajas concentraciones [17]. Algunos estudios muestran que consumir agua contaminada con fenoles ocasiona náusea, diarrea y dolor de cabeza, más frecuente en los humanos. Otros estudios realizados en animales evidencian daños en los sistemas gastrointestinales, circulatorios y respiratorios y otras afecciones a los riñones e hígado [3,11].

Esta obra fue financiada por la Escuela Politécnica Nacional en el marco del Proyecto Semilla PIS-10-37.

Debido a la toxicidad de estos compuestos, los tratamientos biológicos tradicionales no son eficientes para la remoción de estos contaminantes [9,12].

En la refinería estudiada, el proceso físico primario y el tratamiento biológico aplicados, no reducen la concentración de fenoles a valores que se encuentren dentro de los estándares nacionales (0.15 mg L^{-1}) [19].

Por tanto, esta investigación analiza el uso de Procesos de Oxidación Avanzada (POA's), los cuales involucran la generación de radicales $\cdot\text{OH}$, oxidantes más reactivos que los convencionales [1,7,9, 22,24]. La aplicación de ozono (O_3) y la combinación de ozono/peróxido de hidrógeno ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) están calificadas como POA's, porque el O_3 en condiciones de pH alcalino puede conducir a la formación de radicales $\cdot\text{OH}$ y la combinación $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ es también una fuente de estos

radicales y puede mejorar los resultados obtenidos con O_3 solamente [10,14,18].

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Descripción de los sitios de muestreo

En este trabajo se usaron efluentes provenientes de una refinería en Ecuador. Esta empresa tiene dos unidades de refinación R-1 y R-2, con similar capacidad y sistema de operación. Cada unidad posee una planta de tratamiento de efluentes (PTAR). Los procesos principales en cada PTAR se muestran en la Fig. 1.

Ambas plantas emplean procesos similares, pero la PTAR para R-2 incluye un proceso de floculación.

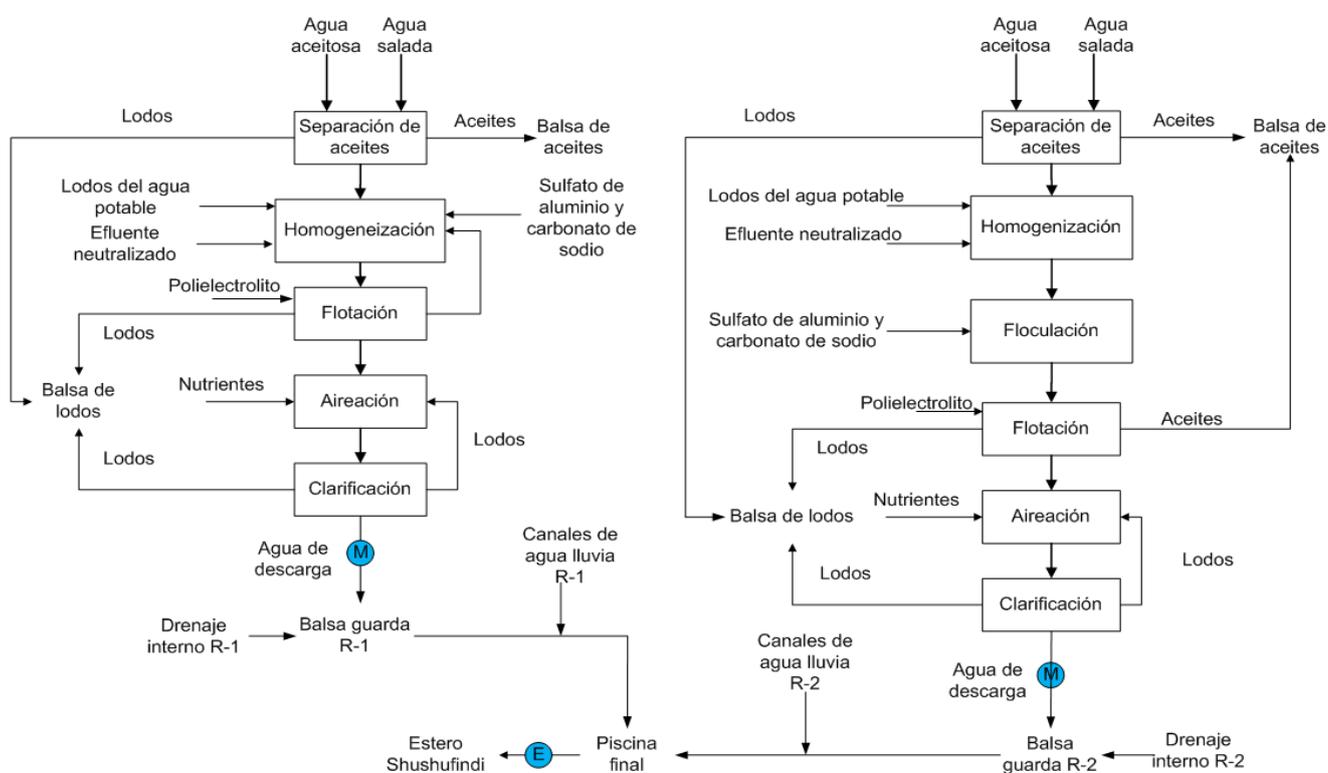


Figura 1. Principales procesos en la planta de tratamiento de aguas residuales en cada unidad de refinería

2.2 Métodos

Muestreo de aguas y caracterización

Sobre la base de la descripción de los procesos de cada planta de tratamiento, se estableció que los puntos de muestreo, en ambos casos, fueran las descargas posteriores a la clarificación. Se realizaron tres muestreos en tres meses diferentes, para establecer un diagnóstico del funcionamiento de la planta de tratamiento. En cada caso, se tomó una muestra compuesta, con la mezcla del agua de descarga de ambos clarificadores.

La caracterización del agua incluyó mediciones "in situ" de pH. Estas muestras fueron acidificadas con ácido fosfórico y refrigerado (4°C) hasta la realización de los análisis de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y fenoles en el laboratorio, el mismo día. Estas determinaciones fueron efectuadas de acuerdo con las metodologías estándar, a través de análisis espectrofotométricos [2].

En las muestras tratadas, que mostraron la mayor degradación de fenol, se llevaron a cabo análisis de Carbón Orgánico Total (COT), en un detector infrarrojo SHIMADZU, con el método estándar [2].

También se evaluó la toxicidad para los tratamientos que arrojaron los mejores resultados de remoción de fenoles. Esta determinación se realizó en un equipo digital Microtox con *Thiobacillus* Gram negativo, como el microorganismo de referencia para las pruebas.

Descripción del sistema de tratamiento

Los tratamientos con O_3 y la combinación O_3/H_2O_2 fueron desarrollados en un sistema bajo las conexiones esquemáticas mostradas en la Fig. 2.

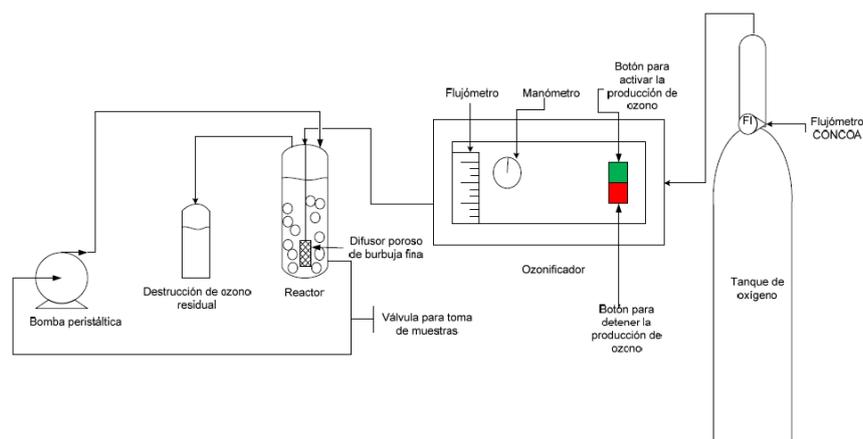


Figura 2. Esquema del sistema a escala de laboratorio para tratar fenoles con O_3 y O_3/H_2O_2

Adicionalmente, se incorporó una solución de yoduro de potasio (KI) 2% en un frasco lavador, a la salida del gas, para destruir el ozono residual en la fase gaseosa.

Debido al contenido surfactante, se adicionó a la muestra un agente antiespumante para evitar la formación de espuma en el reactor por efecto de la inyección del gas ozono.

Tratamiento con Ozono

Para el tratamiento con ozono de las muestras tomadas de la refinería, se probaron cuatro valores de pH: 5.50, 7.00, 8.00 y 8.50. Estos valores se fijaron con el uso de soluciones de ácido clorhídrico (HCl) 1 N (BDH Chemicals) o hidróxido de sodio (NaOH) 1 N (Baker). Las muestras de agua fueron tomadas a 0.25, 0.60, 1.00 y 1.50 min de iniciado el tratamiento y los experimentos fueron repetidos por tres ocasiones.

En todas las muestras, se midieron los valores de pH y contenido de fenoles. Para el mejor tratamiento, en el que se obtuvo la mayor remoción de fenol, se determinaron los valores de DQO y COT.

Tratamiento con O_3/H_2O_2

Para el tratamiento con O_3/H_2O_2 a pH 8.5, se utilizaron tres relaciones molares $[H_2O_2]/[O_3]$: 0.11, 0.22 y 0.49 M. Estas relaciones fueron establecidas de acuerdo con resultados experimentales de otros estudios [13,14]. Adicionalmente, se realizaron pruebas a dos valores de pH: 5.0 y 7.0 para la relación 0.11 de $[H_2O_2]/[O_3]$. En todas las experimentaciones,

Para la producción de ozono, se trabajó con oxígeno industrial en un ozonificador BMT 802M Philaqua con una producción de 2.5 g h^{-1} , a un flujo de oxígeno de 0.6 L min^{-1} . Los tratamientos se llevaron a cabo, a contraflujo, en un reactor de borosilicato de 270 mL. Se mantuvo un reflujo de 205 mL min^{-1} mediante una bomba peristáltica Fisher, Modelo 3389, durante el tiempo de tratamiento. El ozono fue inyectado en el agua, a través de un difusor cerámico poroso.

las muestras fueron tomadas en tres tiempos diferentes: 0.25, 0.60 y 1.00 min, luego de iniciado el tratamiento.

Como en el caso de los tratamientos con ozono, se evaluaron los valores de pH y contenido de fenoles en las muestras finales y también se midieron DQO y COT para la condición que mostró la mayor remoción de fenoles.

El análisis estadístico de todos los datos fue realizado con el programa Statgraphics [23].

Evaluación de toxicidad de las muestras

Se realizaron evaluaciones de toxicidad de las muestras tratadas, que presentaron los mejores resultados, tanto en el caso de la aplicación de O_3 , como en el caso de la aplicación de O_3/H_2O_2 . Las mediciones se realizaron en el equipo digital MICROTOX y la bacteria seleccionada para el estudio fue *Thiobacillus* Gram negativo, puesto que es de fácil manipulación, se la encuentra en la flora común del suelo y en un lodo activado. En el equipo MICROTOX se cuantificó la reducción de ferricianuro y se expresó la toxicidad de la muestra como el cociente de inhibición metabólica: MIQ [20].

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de las muestras de agua

La caracterización de las muestras tomadas de los clarificadores en la refinería se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de las muestras de agua de los clarificadores en la refinería

Parámetro	Límite establecido*	Promedio
[Fenol] (ppm)	< 0.15	3.99 ± 0.08
pH	5 < pH < 9	4.01 ± 0.22
DQO (mg L ⁻¹)	< 120	32.67 ± 3.51

* Ministerio de Energía y Minas del Ecuador, 2001

Estos resultados muestran la baja capacidad de los tratamientos tradicionales para remover fenoles. Los valores reportados son más altos que los establecidos por los estándares nacionales, los cuales permiten un contenido de fenoles máximo de 0.15 mg L⁻¹, para efluentes de la industria petrolera [19].

También el pH es demasiado bajo. Posiblemente, algunos compuestos ácidos en las corrientes de la refinería son responsables por estos resultados. Solamente el valor de DQO se encuentra dentro del estándar establecido.

Tratamientos con ozono

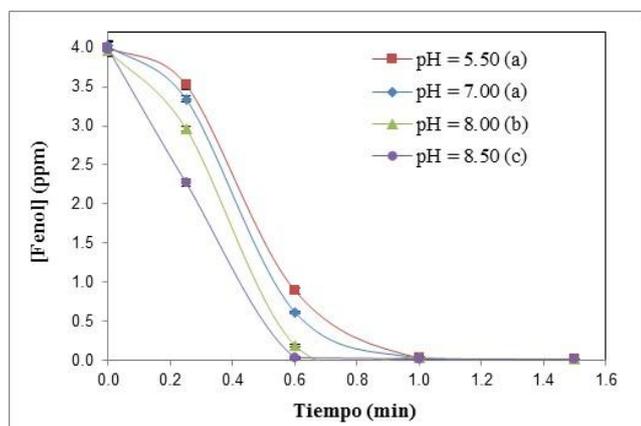
Los resultados de la degradación de fenoles a diferentes valores de pH, se muestran en la Tabla 2 y en la Fig.3.

El análisis estadístico muestra un efecto significativo del cambio del pH en la cinética de la degradación de fenol.

El mejor pH para la remoción de fenoles fue 8.5. Estos resultados son estadísticamente diferentes a los correspondientes a valores de pH menores ($p = 0,05$). Solamente entre los valores de pH 5.5 y 7.0, no se observaron diferencias estadísticas ($p = 0,05$).

Tabla 2. Concentración de fenoles por el tratamiento con ozono a diferentes valores de pH en muestras de agua de la PTAR en una refinería en Ecuador

pH inicial	5.50		7.00		8.00		8.50	
	[Fenol] (ppm)	Remoción de Fenol (%)						
0.00	4.00±0.09	0.00	4.02±0.06	0.00	3.96±0.06	0.00	3.98±0.09	0.00
0.25	3.53±0.06	11.88	3.34±0.04	16.84	2.96±0.04	25.19	2.27±0.04	42.93
0.60	0.89±0.04	77.71	0.62±0.01	84.67	0.19±0.01	95.14	0.03±0.01	99.16
1.00	0.03±0.00	99.25	0.03±0.00	99.32	0.04±0.01	99.12	0.02±0.00	99.56
1.50	0.02±0.00	99.63	0.01±0.00	99.96	0.02±0.00	99.62	0.01±0.00	99.77
pH final	4.91		6.04		6.98		7.20	

**Figura 3.** Remoción de fenoles en los efluentes de la PTAR de una refinería en Ecuador, tratados con O₃ a diferentes valores de pH

La velocidad de remoción de fenoles mejoró al elevar el pH durante el tratamiento con ozono. Estos resultados muestran el efecto de los radicales [•]OH en la reacción con fenol, puesto que se conoce que a valores de pH ácidos, el ozono reacciona de forma molecular y a valores de pH alcalinos reacciona a través de la formación de radicales [•]OH [4,6].

El pH se acidifica durante el tratamiento con ozono, debido a la formación de ácidos orgánicos como el mucónico, oxálico o fórmico, medidos en otros estudios [12].

La caracterización de COT y DQO para el mejor tratamiento a pH 8.5 se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Medidas de COT y DQO de un efluente de la refinería, tratado con ozono a pH = 8.5 durante 0.6 min

Parámetro	Valor
COT ₀ (mg L ⁻¹)	18.6
COT _f (mg L ⁻¹)	15.9
% reducción de COT	14.5
DQO ₀ (mg L ⁻¹)	31.0
DQO _f (mg L ⁻¹)	44.0
[O ₃] _c /[fenol] (mg O ₃)(mg fenol) ⁻¹	8.7
[O ₃] _c /COT _f (mg O ₃)(mg COT removidos) ⁻¹	12.7

El consumo de ozono fue de 34.2 mg ozono L⁻¹, equivalente 8.7 (mg ozono) (mg fenol degradado)⁻¹ y este valor corresponde a una relación molar de 14.1 moles de ozono por mol de fenol, mucho mayor que el encontrado en otros estudios, en los cuales se determinaron relaciones de 2.5:1 [16] o 1.3:1 o hasta 1:1 [12]. Estos resultados están relacionados con el hecho de que en los estudios presentados se trabajó con soluciones puras de fenol, mientras que en este

estudio, las muestras correspondían a aguas residuales reales con cargas contaminantes adicionales.

El tratamiento provocó, aparentemente, un incremento en los valores de DQO. Sin embargo, se debe considerar que H_2O_2 es un producto de las reacciones de ozono, que causa interferencias en las lecturas de DQO con el método tradicional de oxidación con dicromato y que, probablemente, es el responsable del aparente incremento del valor de este parámetro [8].

Tratamiento O_3/H_2O_2

En el caso del tratamiento de efluentes con O_3/H_2O_2 a diferentes relaciones $[H_2O_2]/[O_3]$ a pH = 8.5, fue observado un comportamiento similar en la remoción de fenoles, al obtenido en el tratamiento solamente con ozono. Las mejores condiciones fueron encontradas para el experimento, en el cual no se añadió H_2O_2 . Esto se puede ver en la Fig. 4.

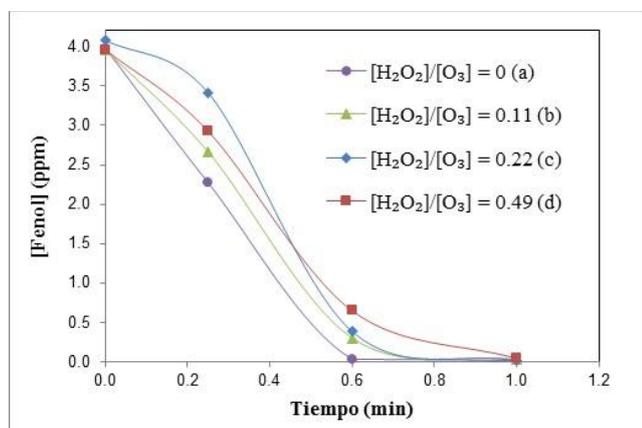


Figura 4. Remoción de fenoles en el efluente de una PTAR de una refinería de Ecuador, tratados con O_3/H_2O_2 a diferentes relaciones $[H_2O_2]/[O_3]$

Cuando se utilizó una relación molar $[H_2O_2]/[O_3]$ de 0.5, que corresponde al valor recomendado en bibliografía, no mejoró la remoción de fenol respecto al tratamiento que utiliza solamente O_3 . La alcalinidad del agua podría haber influenciado en el efecto de la adición de H_2O_2 , puesto que los iones bicarbonatos y carbonatos, que pueden encontrarse en este tipo de aguas, atrapan a los radicales $\cdot OH$ y no permiten su reacción con los otros sustratos presentes en el efluente [18].

Los resultados de las pruebas a valores de pH de 5.5 y 7.0, a $[H_2O_2]/[O_3] = 0.11$ no muestran diferencias estadísticas con los valores obtenidos por el tratamiento solo con O_3 a las mismas condiciones.

Los resultados de toxicidad, en los cuales se evaluaron los cocientes de inhibición metabólica (MIQ) del *Thiobacillus* Gram negativo en las muestras tratadas con O_3 y con la combinación O_3/H_2O_2 que arrojaron los mejores resultados de remoción de fenoles, se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Cociente de inhibición metabólica (MIQ) del *Thiobacillus* Gram negativo en las muestras del efluente de una refinería ecuatoriana tratadas con O_3 y O_3/H_2O_2 a pH = 8.50 durante 1 min

Proceso	O_3	O_3/H_2O_2
	MIQ	
Inicial	16.9	19.5
Final	12.9	10.2
Remoción	23.7 %	47.7 %

Los resultados de la Tabla 4, muestran que los tratamientos desarrollados determinaron descensos en los niveles de toxicidad en 23.7% con el uso de O_3 y 47.7 % cuando se probó la combinación O_3/H_2O_2 .

4. CONCLUSIONES

La remoción de fenol en muestras de efluentes de la PTAR en una refinería con el uso de O_3 fue más eficiente a valores de pH alcalinos. Los mejores resultados se obtuvieron a pH 8.5.

Los resultados de remoción de fenoles de muestras de efluentes de la PTAR en una refinería en Ecuador, tratados en un proceso en el cual se utilizó la combinación O_3/H_2O_2 , a diferentes valores de pH, no mostraron diferencias estadísticas significativas comparados con los obtenidos al aplicar solamente O_3 bajo las mismas condiciones de operación y pH.

Un consumo de ozono de $34.2 \text{ mg } O_3 \text{ L}^{-1}$ fue suficiente para reducir la concentración de fenol de 4 ppm a 0.03 ppm. La materia orgánica, evaluada como COT, en muestras del efluente de la PTAR de una refinería en Ecuador, se redujo en 14.5% por el tratamiento con O_3 .

La toxicidad de los efluentes fue reducida con el uso de O_3 y O_3/H_2O_2 .

5. RECOMENDACIONES

Desarrollar una investigación para determinar el efecto de la geometría del reactor de ozonificación sobre la eficiencia de la transferencia de ozono hacia el agua a tratar con el uso de difusores porosos de burbuja fina.

Realizar un estudio para comparar la eficiencia de la transferencia de ozono/agua con el uso de difusores porosos de burbujas en relación con el uso de venturi.

REFERENCIAS

- [1] A. Vogelpohl. (2006) Applications of AOP's in wastewater treatment. 4th International Conference on Oxidation Technologies for Water

- and Wastewater Treatment, Cambridge University Technology and Enterprise Club.
- [2] APHA, AWWA, WEF Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF Standard Method 6420, 2005
- [3] ATSDR Toxicological Profile for Phenol, ASTDR, 2008.
- [4] B. Langlais, D. Reckhow, D. Brink, *Ozone in Water Treatment: Application and Engineering*. London, UK: Lewis Publishers, 1991.
- [5] C. Baird, M. Cann, *Environmental Chemistry*. New York, USA: W H Freeman & Co, 2005.
- [6] C. Gottschalk, J. Libra y A. Saupe, *Ozonation of Water and Waste Water: A Practical Guide to Understanding Ozone and its Applications*. Berlín, Germany: Wiley-VCH, 2010.
- [7] C. Von Sonntag. (2006) The basis of oxidants in water treatment. Part A: OH radical reactions. 4th International Conference on Oxidation Technologies for Water and Wastewater Treatment, Cambridge University Technology and Enterprise Club.
- [8] E. Lee, H. Lee, Y. Kim, K. Sohn, K. Lee. (2011). Hydrogen peroxide interference in chemical oxygen demand during ozone based advanced oxidation of anaerobically digested livestock wastewater. *Int J Environ Sci Tech* [Online]. 8, pp. 381-388. Disponible en: <http://link.springer.com/article/10.1007%2FBF03326225>.
- [9] E. Siedlecka, P. Stepnowski. (2005). Phenols degradation by Fenton Reaction in the presence of Chlorides and Sulfates. *Polish Journal of Environmental Studies* [Online]. 14, pp. 823-828. Disponible en: <http://www.pjoes.com/pdf/14.6/823-828.pdf>.
- [10] EPA Guidance Manual, Alternative Disinfectants and Oxidants, US EPA 815-R-99-014, 1999.
- [11] EPA Priority pollutants, US EPA 33 U.S.C. §1251, 2013.
- [12] J. Forero, J. Duque, F. Ríos y J. Díaz. (2001). Ozone for phenol treatment in industrial wastewater. *Ciencia, Tecnología y Futuro* [Online]. 2(2), pp. 17-26. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?pid=S0122-53832001000100002&script=sci_arttext.
- [13] J. Forero, O. Ortiz y F. Ríos. (2005). Aplicación de Procesos de Oxidación Avanzada como Tratamiento de Fenol en Aguas Residuales Industriales de Refinería. *Ciencia, Tecnología y Futuro* [Online]. 3(1), pp. 97-109. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/ctyf/v3n1/v3n1a08.pdf>.
- [14] J. L. Acero y U. Von Gunten. (2001). Characterization of oxidation processes: Ozonation and the AOP O₃/H₂O₂. *Journal American Water Works Association* [Online]. 93(10), pp. 90-100. Disponible en: <http://www.environmental-expert.com/articles/characterization-of-oxidation-processes-ozonation-and-the-aop-o3-h2o2-55726>.
- [15] J. Michalowicz, W. Duda. (2007). Phenols: Sources and Toxicity. *Polish J of Environ Stud* [Online]. 16, pp. 347-362. Disponible en: <http://www.pjoes.com/pdf/16.3/347-362.pdf>.
- [16] M. Gurol y R. Vatista. (1987). Oxidation of phenol by Ozone and Ozone + UV Radiation: A Comparative Study. *Water Research* [Online]. 21(8), pp. 895-900. Disponible en: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135487800064>.
- [17] N. Gad y A. Saad. (2008). Effect of Environmental Pollution by Phenol on Some Physiological Parameters of *Oreochromis niloticus*. *Global Veterinaria* [Online]. 2 (6), pp. 312-319. Disponible en: [http://www.idosi.org/gv/gv2\(6\)08/4.pdf](http://www.idosi.org/gv/gv2(6)08/4.pdf).
- [18] N. Shammass, L. Wang, "Ozonation", en *Physicochemical treatment processes*, 1st ed., vol. 3, L. Wang, Y. Hung, N. Shammass, Ed New Jersey: Humana Press Inc, 2005, pp. 315-355.
- [19] Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador, Ministerio de Energía y Minas de Ecuador Decreto 1215, 2001.
- [20] Scitox (2010). Applications Note 001. [Online] Disponible en: <http://www.Scitox.com/Application%20Note%20T001.pdf>
- [21] S. Ishak, A. Malakahmad, M. Isa. (2012). Refinery wastewater biological treatment: A short review. *Journal of Scientific & Industrial Research* [Online]. 71(4), pp. 251-256. Disponible en: [http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/13753/1/JSIR%2071\(4\)%20251-256.pdf](http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/13753/1/JSIR%2071(4)%20251-256.pdf).
- [22] S. Kommineni, J. Zoeckler, A. Stocking, S. Liang, A. Flores, M. Kavanaugh, "Advanced Oxidation Processes", in *Treatment Technologies for Removal of Methyl Tertiary Butyl Ether (MTBE) from Drinking Water*, 2nd ed., Melin G, Ed Québec, CA: Center for Groundwater Restoration and Protection National Water Research Institute, 2000, pp. 109-199.
- [23] StatPoint Technologies, Inc. (2012). Statgraphics Centurion XVI. StatPoint Technologies, Inc., Warrenton VA, USA.
- [24] W. Lafi, Z. Al-Qodah. (2006). Combined advanced oxidation and biological treatment processes for the removal of pesticides from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* [Online]. 137, pp. 489-497. Disponible en: <http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41013937.pdf>.

Diseño de una Planta de Saponificación para el Aprovechamiento del Aceite Vegetal de Desecho

Bombón N.*; Albuja M.**

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Quito, Ecuador
e-mail: nahita_b@hotmail.es

** Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Quito, Ecuador
e-mail: marcelo.albuja@epn.edu.ec

Resumen: Se estableció un muestreo aleatorio estratificado para la recolección del aceite vegetal de desecho (AVD), su caracterización se realizó a través de propiedades químicas como acidez, índice de acidez, porcentaje de impurezas insolubles e índice de saponificación. La purificación del AVD consistió en un lavado del mismo con solución de salmuera y blanqueo del aceite con solución de peróxido de hidrógeno, para posteriormente realizar filtraciones para reducir las impurezas insolubles en el aceite. Posterior a la purificación del AVD, se cuantificó las mejoras en las características químicas del aceite. Una evaluación de la reacción de saponificación se realizó a través de un diseño experimental factorial 3^2 , variando diferentes temperaturas de reacción y porcentajes de aceite de palma que conforma la mezcla de aceite a saponificar, encontrándose que las mejores condiciones de reacción de saponificación de la mezcla aceite vegetal purificado y aceite de palma es de 75 °C y 15 % de aceite de palma, debido a que se obtiene un mayor rendimiento y el producto obtenido cumple con la norma INEN 839 (1981). Finalmente se cumplió el objetivo del proyecto, el diseño de la planta, con las mejores condiciones de reacción, se realizó un balance de masa para una producción de 208 800 jabones/año. Se diseñaron los equipos y su diagrama de flujo respectivo. Se analizó la rentabilidad del proyecto a través de los indicadores económicos valor actual neto (VAN) y tasa interna de retorno (TIR).

Palabras clave: Aceite vegetal de desecho, purificación de aceite vegetal, saponificación, diseño de planta, evaluación de la rentabilidad.

Abstract: Stratified random sampling for the collection of waste vegetable oil (WVO) was established, characterization was performed by chemical properties such as acidity, acid value, percentage of insoluble impurities and saponification value. WVO purification consisted in washing with brine solution and oil bleaching hydrogen peroxide solution, then filtration to reduce insoluble impurities in the oil. Purified WVO was characterized to quantify improvements in the chemical characteristics of the oil. An evaluation of the saponification reaction was performed using a 3^2 factorial experimental design, varying reaction temperatures and different percentages of palm oil forming the oil mixture to be saponified. The best conditions for the saponification reaction was 15 % palm oil at 75 °C. The product complies with INEN 839 (1981). Finally the project objective was met; design of the plant, with the best reaction condition, mass balance was performed by calculating the plant has a production of 208 800 soaps / year. Equipment's were designed and it respectively flowchart. Project profitability was analyzed using net present value (NPV) and internal rate of return (IRR).

Keywords: Waste vegetable oil, purification of vegetable oil, saponification, plant design, assessment of profitability.

1. INTRODUCCIÓN

Los avances tecnológicos y el aumento de la población han producido un cambio en la forma de vida, por lo cual la alimentación en la actualidad ha cambiado a tal punto que la mayoría depende de la comida rápida y frituras, aumentando el uso de los aceites comestibles.

El consumo de aceite vegetal aumentó rápidamente, en un 3,5 %, casi dos veces más que la población mundial, la cual aumentó en 1,6 % entre los años 1980 y 2000 [1], por consiguiente aumentó la generación de aceite vegetal de

desecho. Se estima que más de 10 millones de toneladas de aceite vegetal de desecho se generan en el mundo cada año.

Los aceites vegetales de desecho, son aquellos que han sido utilizados en los procesos de cocción en restaurantes, comedores colectivos, industrias alimenticias, etc. El aceite vegetal que se vierte en las fuentes de agua proviene principalmente de las industrias, mientras que la segunda fuente más importante de este contaminante proviene de las casas [10].

Un restaurante puede llegar a originar 50 litros o más al mes de AVD; por cada litro de aceite comestible usado que es

vertido indiscriminadamente se contamina alrededor de 1000 litros de agua [13,14].

El aceite debido a su densidad menor que la del agua y al tratarse de sustancias no polares de naturaleza hidrófoba, flotan en la superficie del agua, formando una capa de aceite, lo que provoca problemas de contaminación como: reducción de penetración de la luz hacia la fase acuosa, obstaculiza la transferencia de oxígeno de la atmósfera al medio acuático, incrementa el crecimiento de microorganismos, disminuye la cantidad de oxígeno disuelto en el fondo del agua, dificulta la vida de los peces y demás seres acuáticos provocando una alteración en el ecosistema [1, 15].

Durante el proceso de fritura el aceite presenta un gran número de reacciones químicas complejas, por lo que el aceite empieza a degradarse; es de suma importancia la purificación del AVD para eliminar los potenciales contaminantes del mismo y así obtener un producto de suficiente calidad como para ser fuente de materias primas en procesos de transformación que permitan obtener nuevos productos.

La falta de una legislación específica para los aceites procedentes de usos alimenticios, junto con el hecho de que la población en general produce los aceites vegetales de desecho, provoca que la mayor parte de éstos tengan como destino la red de alcantarillas.

Según el INEC (2010) el 73,14 % de la población no trata el AVD y lo descarga al desagüe con las debidas consecuencias como malos olores, suciedad, sirve como alimento de ratas, cucarachas y otros insectos, obstrucciones en las alcantarillas, además produce una interferencia con el tratamiento aeróbico biológico que recibe el agua en las diferentes plantas de tratamiento debido a problemas de sabor, olor desagradable y turbidez necesitando métodos más eficaces para su tratamiento, generando un incremento en los costos de tratamiento, es por esto que surge la necesidad de plantear una alternativa para el aprovechamiento de aceites vegetales de desecho como materias primas en la elaboración de jabones para así contribuir al medio ambiente minimizando los vertidos incontrolados de los mismos [1, 11].

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Muestreo y caracterización del AVD

El tipo de muestreo empleado para la recolección de AVD y las características del mismo se presentan a continuación.

2.1.1 Muestreo del aceite vegetal de desecho

Para el muestreo del aceite vegetal de desecho que se empleó como materia prima de este proyecto, se utilizó un muestreo aleatorio estratificado. Se estratificó la población de 6 984

locales comerciales de comida rápida que se encuentran en el Municipio de Quito, a los locales comerciales que se encuentran en el sector de La Mariscal en Quito con una muestra probabilística estratificada de 23 locales comerciales de comida rápida del sector antes mencionado.

Como primer punto se determinó el tamaño de la muestra sin ajustar, con el mismo se calculó el tamaño de la muestra probabilística. Posteriormente se obtuvo una fracción constante dividiendo la muestra probabilística para la población, dicha fracción se multiplicó con el número de locales comerciales de comida rápida que se encuentran en el sector de la mariscal, 210 locales, obteniéndose así la muestra probabilística estratificada. En la Tabla 1 se presenta el muestreo aleatorio estratificado que se empleó para la recolección del AVD.

Tabla 1 Muestra probabilística estratificada de locales comerciales de comida rápida

Muestra sin ajustar	900
Muestra probabilística	797
Fracción constante	0,11
Locales comerciales de comida rápida	210
Muestra probabilística estratificada	23

2.1.2 Caracterización del AVD

Se recolectó 500 mL de cada local comercial, teniéndose así un volumen total de aceite vegetal de desecho de 11,5 L, el cual se caracterizó a través del índice de acidez y acidez de acuerdo a la norma ISO 660 (2003), el método empleado fue el de etanol caliente con indicador; el índice de saponificación se determinó de acuerdo a la norma INEN 40 (1973) y el contenido de impurezas insolubles de acuerdo a la norma INEN 180 (1999).

2.2. Purificación del aceite vegetal de desecho

Los 11,5 L de AVD recolectado, se calentó a 90 °C y se lavó con solución de salmuera caliente que contenía 5% de NaCl, en una proporción de aceite vegetal de desecho con respecto a solución de salmuera de 10:1. Dicha mezcla se agitó a una velocidad de 60 rpm durante 60 min. Después, la mezcla se dejó en reposo durante 8 horas con el fin de separar la mezcla en dos fases [8].

La fase inferior compuesta por solución de salmuera e impurezas se separó de la fase superior obteniéndose así el aceite vegetal purificado. 40 g de Sulfito de sodio anhidro se añadió para capturar las trazas de humedad del aceite vegetal de desecho y se filtró [8]. Posteriormente se determinó el porcentaje de impurezas insolubles en el aceite vegetal de acuerdo a la norma INEN 180 (1999).

Para el blanqueo del AVD primero se determinó la cantidad de solución de peróxido de hidrógeno al 2% a emplearse, se realizó pruebas con proporciones de aceite con respecto de solución de peróxido de hidrógeno de 1:0,5, 1:0,75, 1:1, 1:1,25, 1:1,5, 1:1,75 y 1:2.

Para determinar la mejor proporción se calentó el aceite a 70 °C y se blanqueó con la solución de peróxido de hidrógeno al 2%. La muestra se agitó a una velocidad de 80 rpm durante 30 min, manteniéndose la temperatura a 70 °C, finalmente el aceite se filtró [8].

2.3. Caracterización química del aceite vegetal purificado

Se caracterizó el aceite vegetal purificado, a través de análisis químicos como índice de acidez y acidez de acuerdo a la norma ISO 660 (2003), el método empleado fue el de etanol caliente con indicador, el índice de saponificación se determinó de acuerdo a la norma INEN 40 (1973) y el contenido de impurezas insolubles de acuerdo a la norma INEN 180 (1999).

2.4. Evaluación del proceso de saponificación del AVD purificado

Para el desarrollo de este estudio se empleó un diseño experimental 3^2 , de dos variables: temperatura de reacción y porcentaje de aceite de palma. Cada factor tuvo tres niveles, para la temperatura 75 °C, 90 °C y 105 °C; mientras que el porcentaje de aceite de palma varió en 15%, 25% y 35%, dichos porcentajes fueron obtenidos de pruebas preliminares, obteniéndose así un producto que cumpla con norma. El experimento se realizó por triplicado y en cada repetición se determinó, rendimiento, materia insoluble en agua de acuerdo a la norma INEN 816 (1982), alcalinidad libre de acuerdo a INEN 821 (1982), % de humedad de acuerdo a INEN 818 (1982), acidez libre de acuerdo a INEN 822 (1982).

Para saponificar el aceite vegetal purificado se prepararon 100 mL de solución saponificante al 30% de hidróxido de sodio, para asegurar una saponificación completa se utilizó un 3 % de exceso de hidróxido de sodio [8,12]. A 200 g de una mezcla de aceites (aceite vegetal de desecho purificado – aceite de palma), se añadieron los 100 mL de solución saponificante gradualmente y se agitó en un periodo de 2 horas, se realizó este procedimiento a 75 °C, 90 °C y 105 °C variando los diferentes porcentajes de aceite de palma de 15%, 25% y 35%. Posteriormente se añadieron 200 mL de solución de salmuera al 8% de NaCl sobre la superficie de la pasta de jabón durante su ebullición para separar el agua de glicerol en la parte inferior, al mismo tiempo, la masa saponificada empezó a flotar en la superficie; el agua con glicerol se eliminó, finalmente la pasta de jabón se lavó con 200 mL de agua destilada caliente para reducir el exceso de hidróxido de sodio, cloruro de sodio y cualquier impureza que se encontró en la pasta de jabón, posteriormente la pasta se colocó en un molde y se dejó secar [8].

Para determinar las mejores condiciones de reacción de saponificación de aceite vegetal purificado: temperatura de reacción y porcentaje de aceite de palma, se determinó el rendimiento de la reacción, la materia insoluble en agua, la alcalinidad libre, el porcentaje de humedad y la acidez libre del producto obtenido; dichos valores se analizaron en el programa estadístico Statgraphics.

Antes de adoptar las conclusiones del análisis de varianza, se verificó la adecuación del modelo del diseño experimental empleado, a través de la normalidad, la independencia y la homocedasticidad para cada una de las variables de salida.

El programa estadístico Statgraphics, sirvió para realizar gráficos de medias para cada variable de salida, a su vez se obtuvo las tablas de mínimos cuadrados medios, para de esta manera obtener los valores exactos correspondientes, determinando así las mejores condiciones de reacción, evaluando las variables de salida en cada nivel de temperatura y porcentaje de aceite de palma y comparando los valores de las variables de salida con los valores máximos permisibles según la norma INEN 839 (1981).

2.5. Diseño de la planta a escala piloto

Se definió la capacidad a procesar de aceite vegetal de desecho en un año, fijándose el tamaño de la planta en función del número de locales comerciales de comida rápida que componen la muestra probabilística estratificada (23 locales) y la producción mensual de aceite vegetal de desecho de cada local comercial (160 L/mes). Teniéndose así la capacidad a procesar de aceite vegetal de desecho de 43 200 L/año, trabajando 8 horas diarias durante 360 días al año.

Se diseñaron los equipos que conformarán la planta; como primer punto se diseñó el tanque de almacenamiento de AVD con una capacidad de 150 L para el cual se determinó el diámetro, altura, material de construcción, se dimensionó una tapa bridada y cóncava estándar, se calculó el espesor del tanque y de la tapa de acuerdo al código ASME, así como la superficie del cilindro, superficie de la tapa y superficie total; el mismo procedimiento se realizó para el tanque de almacenamiento de aceite de palma de capacidad de 80 L.

Para separar las impurezas que contenía el aceite, se diseñó un filtro, se definió el tipo de filtro más adecuado de acuerdo al contenido de sólidos en el aceite, características de funcionamiento y flujo másico, finalmente se seleccionó un filtro que se encuentre en el mercado y que cumpla con los requerimientos de la planta.

Para el tanque de lavado del AVD con solución de salmuera de 160 L de capacidad se determinó el diámetro, altura, material de construcción, se dimensionó una tapa bridada y cóncava estándar, se calculó el espesor del tanque y de la tapa de acuerdo al código ASME, así como la superficie del cilindro, superficie de la tapa y superficie total. Para la agitación se seleccionó el mejor tipo de agitador y se determinaron las dimensiones del mismo, así como el material de construcción, y potencia. Para el calentamiento en el tanque, se determinó el calor necesario para calentar el

AVD a 90 °C. El mismo procedimiento se realizó para el tanque de blanqueo del AVD con solución de peróxido de hidrógeno y para el tanque de saponificación.

Para el tanque de solución de salmuera de 20 L de capacidad se determinó el diámetro, altura, material de construcción, se dimensionó una tapa bridada y cóncava estándar, se calculó el espesor del tanque y de la tapa de acuerdo al código ASME, así como la superficie del cilindro, superficie de la tapa y superficie total. Para la agitación se determinaron las dimensiones de un agitador de hélice de tres paletas, así como el material de construcción, y potencia. El mismo procedimiento se realizó para el tanque de la solución de peróxido de hidrógeno de 150 L de capacidad y para el tanque de solución de hidróxido de sodio de 100 L de capacidad.

Con las dimensiones y materiales de construcción de los tanques y de los agitadores, se seleccionaron los tanques y agitadores que se encuentran en el mercado y se ajustan a los datos del diseño antes determinados.

Para el acabado del producto se seleccionaron de los equipos ofertados en el mercado, aquellos que se ajusten a las necesidades de la planta; un atomizador para el secado del jabón; un compresor para homogenizar y compactar el producto; una cortadora y una empaquetadora. La selección de los equipos se realizó de acuerdo a los flujos máxicos del proceso. Finalmente se diseñaron las tuberías de la planta, se determinó el diámetro de las mismas, el cual depende fundamentalmente de las condiciones del proceso, como caudal, velocidad y presión del fluido. De acuerdo a los diámetros calculados se seleccionaron las tuberías nominales.

2.6. Evaluación de la rentabilidad del proyecto

Para el cálculo de los indicadores económicos, valor actual neto (VAN) y tasa de interés de retorno (TIR), se calculó el capital de inversión fijo, el capital de inversión de trabajo y así determinar la inversión total, para con este determinar los indicadores económicos antes mencionados.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Características del AVD

Después de la recolección de los 11,5 L de aceite vegetal de desecho se procedió a su caracterización, para determinar químicamente las características en las cuales se encontraba este desecho. El aceite recolectado fue únicamente aceite de palma. Los resultados de la caracterización química del AVD se observan a continuación.

Las propiedades químicas del AVD se presentan en las Tablas 2, 3, 4, 5.

Tabla 2 Índice de acidez de aceite vegetal de desecho

	Índice de acidez 1 (mg/g)	Índice de acidez 2 (mg/g)
	4,64	4,66
Índice de acidez promedio (mg/g)	4,65	

Tabla 3 Porcentaje de Acidez del AVD

	Acidez 1 (%)	Acidez 2 (%)
	2,11	2,13
Acidez promedio (%)	2,12	

De acuerdo a la norma ecuatoriana INEN 2 421:2009 el porcentaje de acidez máximo del aceite de palma que se comercializa en el Ecuador es de 0,1%, mientras que el porcentaje de acidez que se determinó en el aceite de palma de desecho es del 2,12%, de manera que la acidez del aceite se incrementó debido a la presencia de agua en el proceso de fritura ya que da lugar a la formación de ácidos grasos libres.

Tabla 4 Contenido de Impurezas insolubles del AVD

	Impurezas insolubles 1 (%)	Impurezas insolubles 2 (%)
	2,98	3,02
Promedio de impurezas insolubles (%)	3	

Para impurezas insolubles la norma ecuatoriana INEN 2 421:2009 establece que el porcentaje máximo permisible en el aceite de palma que se destina al consumo humano es de 0,05%, mientras que el porcentaje de impurezas insolubles que se determinó en el aceite de palma de desecho fue del 3%, de manera que el porcentaje de impurezas insolubles del aceite de palma que se caracterizó en este estudio tiene 60 veces más impurezas insolubles que el aceite de palma sin usar, debido a la descomposición de los alimentos y a la presencia de materiales particulados que son utilizados en la apanadura de los alimentos.

Tabla 5 Índice de Saponificación del AVD

	Índice de Saponificación 1 (mg KOH/g aceite)	Índice de Saponificación 2 (mg KOH/g aceite)
	221,04	219,32
Índice de saponificación promedio (mg KOH/g aceite)	220,18	

El índice de saponificación en el aceite de palma que se destina al consumo humano en la norma ecuatoriana INEN 2 421:2009 establece un valor para el índice de saponificación máximo de 199 mg KOH/ g aceite, mientras que el índice de saponificación que se determinó en el aceite de palma de desecho fue de 220,18 mg KOH/ g aceite de manera que el índice de saponificación del aceite se incrementó en aproximadamente 10%, este incremento se debe a la formación de ácidos grasos libres que se forman durante el proceso de fritura debido a la reacción de hidrólisis, de esta manera se da una ruptura de las cadenas de ácidos grasos que conforman el aceite y por lo tanto se tiene cadenas más cortas de ácidos grasos.

3.2. Purificación del AVD

Para el blanqueo del AVD se determinó la cantidad de solución de peróxido de hidrógeno al 2% con la cual se obtiene el aceite vegetal purificado con un color más claro, alcanzando la mejor proporción de aceite vegetal de desecho con respecto de solución de peróxido de hidrógeno al 2% de 1:1. El AVD y el aceite después del lavado con solución de salmuera y el blanqueo con solución de peróxido de hidrógeno (aceite vegetal purificado) se pueden observar en la Figura 1.



Figura 1 AVDy aceite vegetal de desecho purificado

3.3. Características químicas del aceite vegetal purificado

Tabla 6 Índice de acidez de aceite vegetal de desecho purificado

	Índice de acidez 1 (mg/g)	Índice de acidez 2 (mg/g)
	4,28	4,32
Índice de acidez promedio (mg/g)	4,3	

El índice de acidez del aceite vegetal purificado presenta una disminución del 7,53% con respecto al AVD, esta disminución se debe a la disminución de los ácidos grasos libres presentes en el aceite vegetal de desecho. La acidez está directamente relacionada con el índice de acidez del aceite, debido a que este representa el número de miligramos de hidróxido de potasio requerido para neutralizar los ácidos grasos libres presentes en un gramo de aceite, por lo que el porcentaje de disminución de acidez del aceite vegetal purificado con respecto al aceite vegetal de desecho es igual

al porcentaje de disminución del índice de acidez del aceite vegetal purificado con respecto al AVD.

Tabla 7 Porcentaje de Acidez de aceite vegetal de desecho purificado

	Acidez 1 (%)	Acidez 2 (%)
	1,95	1,97
Acidez promedio (%)	1,96	

La acidez del aceite vegetal purificado presenta una reducción del 7,54% con respecto al aceite vegetal de desecho, esta disminución se debe a la solubilidad de los ácidos grasos libres en la solución de salmuera que se empleó para eliminar las impurezas insolubles del aceite.

Tabla 8 Contenido de Impurezas insolubles de aceite vegetal de desecho purificado

	Impurezas insolubles 1 (%)	Impurezas insolubles 2 (%)
	1,41	1,37
Promedio de impurezas insolubles (%)	1,39	

Debido al lavado del aceite vegetal de desecho con solución de salmuera al 5% de NaCl, se obtuvo una disminución del 53,67% del contenido de impurezas insolubles en el aceite, la disminución se debe a la solubilidad de dichas impurezas en la solución de salmuera y también a la doble filtración del aceite que son realizadas en el proceso de purificación del aceite vegetal de desecho, una es realizada después del lavado del aceite con solución de salmuera y la otra después del blanqueo del aceite con la solución de peróxido de hidrógeno al 2%.

Tabla 9 Índice de Saponificación de aceite vegetal de desecho purificado

	Índice de Saponificación 1 (mg KOH/g aceite)	Índice de Saponificación 2 (mg KOH/g aceite)
	214,40	215,71
Índice de saponificación promedio (mg KOH/g aceite)	215,06	

El índice de saponificación del aceite vegetal purificado presenta una disminución del 2,33% con respecto al aceite vegetal de desecho, esta disminución se debe a la presencia de un porcentaje más alto de cadenas de ácidos grasos más grandes debido a que un pequeño porcentaje de ácidos grasos

libres fueron eliminados, el pequeño porcentaje de reducción del índice de saponificación tiene sentido debido a que el porcentaje de reducción de ácidos grasos también fue pequeño.

3.4. Evaluación del proceso de saponificación del aceite vegetal de desecho purificado

Los resultados obtenidos en el laboratorio de las variables de salida se muestran en las Tablas 10, 11, 12, 13 y 14; cada tratamiento se realizó por triplicado.

3.4.1 Método estadístico para la determinación de las mejores condiciones de reacción de saponificación de aceite vegetal purificado

3.4.1.1 Tablas de análisis de varianza de las variables de salida

Se realizó tablas de análisis de varianza para cada una de las variables de salida con un grado de confianza del 95%, para de esta manera determinar si es estadísticamente significativo el factor temperatura y factor porcentaje de aceite de palma y su interacción en las variables de salida del experimento.

Tabla 10 Rendimiento obtenido en la reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Aceite de Palma (%)	Temperatura (°C)								
	75 °C			90 °C			105 °C		
15%	138	111	125,5	126	149,5	148	134	129,5	129,5
25%	126	133	128,5	146	139	145,5	130,8	144	127
35%	130	127,5	163,5	126,5	146,5	128,5	153	137,5	131

Tabla 11 Materia insoluble en agua del jabón obtenido en la reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Aceite de Palma (%)	Temperatura (°C)								
	75 °C			90 °C			105 °C		
15%	0,34	0,35	0,30	0,97	1,98	2,85	0,13	2,27	0,50
25%	1,98	1,61	0,17	1,57	3,90	3,71	5,00	3,80	3,60
35%	1,55	1,26	2,16	1,92	3,21	0,14	1,22	1,89	3,80

Tabla 12 Alcalinidad libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Aceite de Palma (%)	Temperatura (°C)								
	75 °C			90 °C			105 °C		
15%	0	0	0	0	2,30	0,24	1,5	0	0
25%	0	0	0	0,12	0,19	0	0,16	2,60	0
35%	0	0	0,19	0	1,21	0,08	2,78	0,04	0

Tabla 13 Acidez libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Aceite de Palma (%)	Temperatura (°C)								
	75 °C			90 °C			105 °C		
15%	0,36	0,30	0,18	0,26	0	0	0	0,2	0,25
25%	0,26	0,29	0,34	0	0	2,14	0	0	0,11
35%	0,11	0,11	0	0,21	0	0	0	0	0,33

Tabla 14 Humedad del jabón obtenido en la reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Aceite de Palma (%)	Temperatura (°C)								
	75 °C			90 °C			105 °C		
15%	27,68	12,90	10,60	19,00	23,02	13,04	13,60	14,23	15,20
25%	16,91	19,44	6,53	29,40	8,42	9,30	10,11	19,62	11,04
35%	10,00	16,24	30,00	17,89	12,23	10,70	26,61	33,30	14,65

La temperatura de reacción, el porcentaje de aceite de palma y su interacción no influyó en el rendimiento de la reacción, así como en la acidez libre, alcalinidad libre y humedad del jabón, mientras que en la materia insoluble si influyó la temperatura de reacción y porcentaje de aceite de palma pero no su interacción.

3.4.1.2 Determinación de las mejores condiciones de reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma

Para determinar las mejores condiciones de reacción de saponificación de la mezcla de aceite vegetal purificado y aceite de palma, se construyeron las tablas de mínimos cuadrados medios y las gráficas de medianas para las variables de salida; rendimiento, materia insoluble en agua, alcalinidad libre, acidez libre y humedad del jabón. A continuación se presentan los gráficos de medias para cada una de las variables de salida.

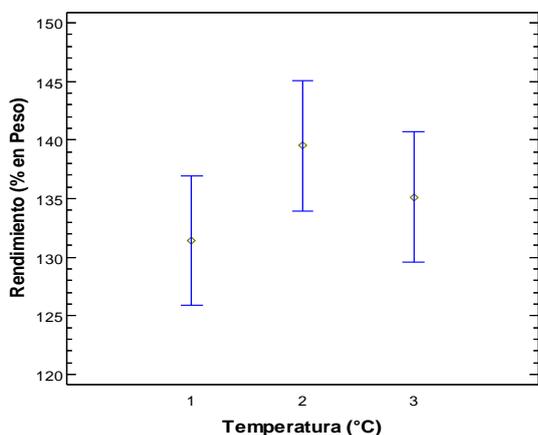


Figura 2 Medias del rendimiento alcanzado en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de temperatura

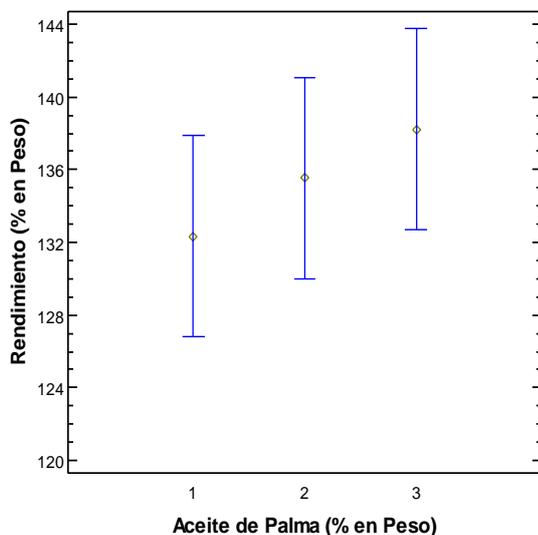


Figura 3 Medias del rendimiento alcanzado en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de % de aceite de palma

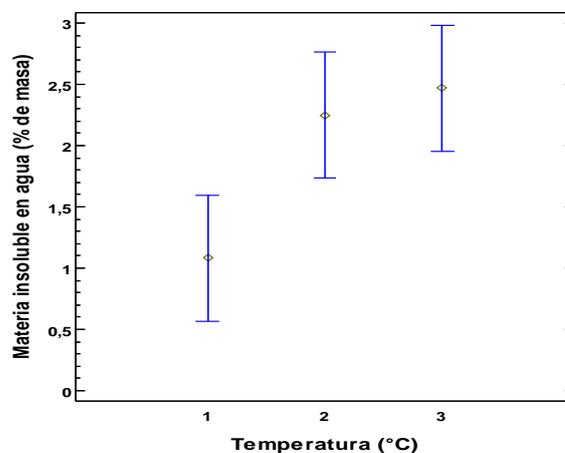


Figura 4 Medias de la materia insoluble en agua del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de temperatura

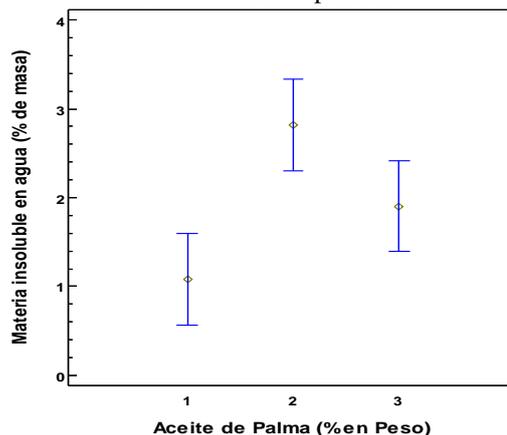


Figura 5 Medias de la materia insoluble en agua del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de % de aceite de palma

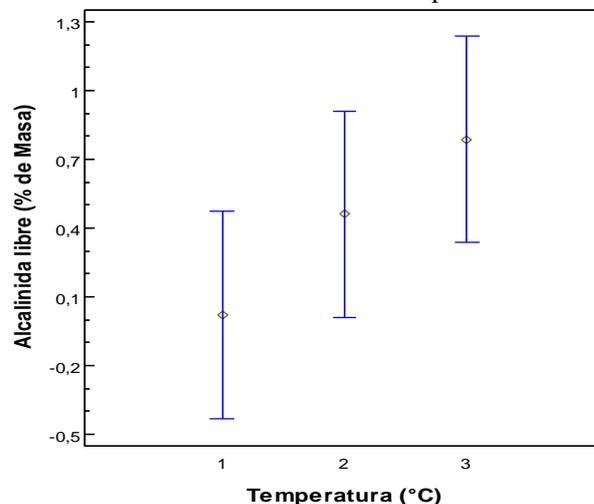


Figura 6 Medias de la alcalinidad libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de temperatura

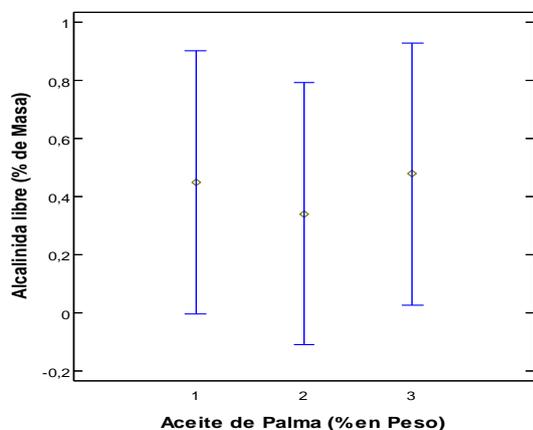


Figura 7 Medias de la alcalinidad libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de % de aceite de palma

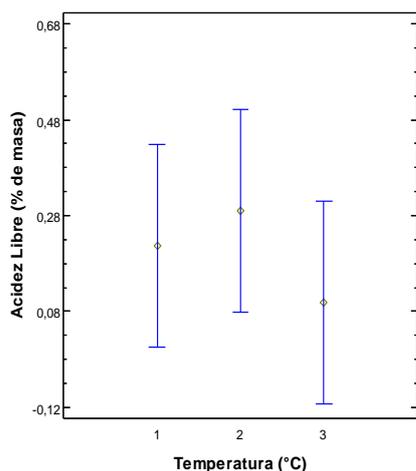


Figura 8 Medias de la acidez libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de temperatura

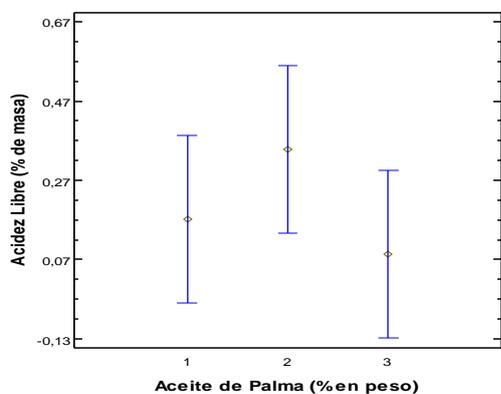


Figura 9 Medias de la acidez libre del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de % de aceite de palma

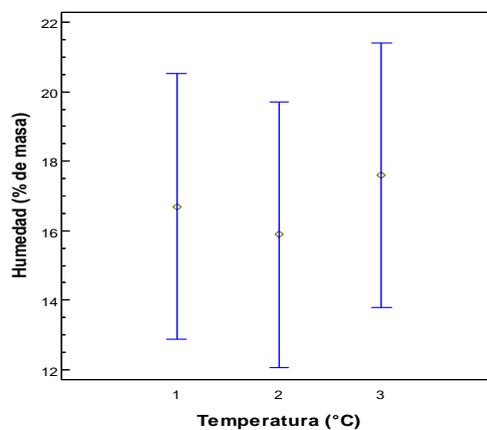


Figura 10 Medias de la humedad del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de temperatura

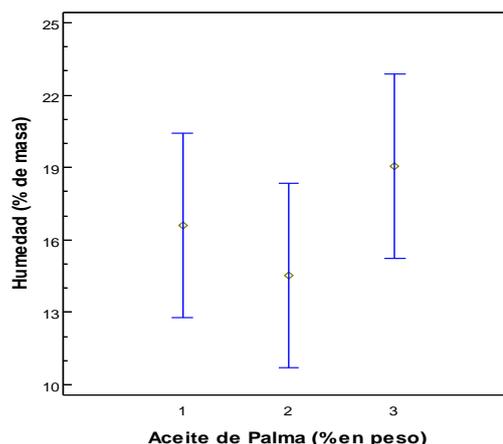


Figura 11 Medias de la humedad del jabón obtenido en la reacción de saponificación para cada uno de los niveles de % de aceite de palma

Las mejores condiciones para la reacción de saponificación es de 75 °C y 15 % de aceite de palma, mayor rendimiento se obtiene a 90 °C y 35% pero como se observa en la Figuras 2 y 3 los tratamientos de temperatura y porcentaje de aceite de palma son estadísticamente iguales, por lo que da igual rendimiento a cualquier temperatura y porcentaje de aceite de palma.

A 75 °C y 15% de aceite de palma se tiene un valor de materia insoluble en agua que cumple con la norma INEN 839 (1981), para la alcalinidad libre se tiene que a 75 °C se obtuvo un valor que se encuentra dentro del valor máximo establecido por dicha norma; mientras que a los diferentes porcentajes de aceite de palma se obtuvieron valores mayores al máximo establecido por la norma antes mencionada.

Para la acidez libre y humedad se tiene que a todos los niveles de temperatura y porcentaje de aceite de palma se encuentran dentro de los valores máximos establecidos por la norma. En la figura 12 se presenta el diagrama de flujo.

4. CONCLUSIONES

5.

El tipo de muestreo que se empleó para la recolección de AVD en este estudio, fue aleatorio estratificado, cuya muestra representativa fue de 23 locales comerciales de comida rápida.

Al comparar ciertas características del aceite de palma que se comercializa en el Ecuador con el aceite de palma de desecho se determinó que la acidez del aceite se incrementó aproximadamente 21 veces más debido al uso por un tiempo prolongado del aceite en la cocción de alimentos, así también que el contenido de impurezas insolubles es 60 veces mayor y que el índice de saponificación del aceite se incrementó en aproximadamente 10 %.

Para el blanqueo del AVD se determinó que la mejor proporción de aceite vegetal de desecho con respecto a la solución de peróxido de hidrógeno es de 1:1.

El aceite vegetal purificado presentó en sus características químicas una disminución del 7,53 % en la acidez e índice de acidez, 53,67 % en el contenido de impurezas insolubles y 2,33 % en el índice de saponificación con respecto al aceite vegetal de desecho.

La temperatura de reacción, el porcentaje de aceite de palma y su interacción no influyó en el rendimiento de la reacción, así como en la acidez libre, alcalinidad libre y humedad del jabón, mientras que en la materia insoluble si influyó la temperatura de reacción y porcentaje de aceite de palma pero no su interacción.

Las mejores condiciones de reacción de saponificación de aceite vegetal purificado fueron de 75 °C y 15% de aceite de palma, debido a que se obtiene un mayor rendimiento y el producto obtenido cumple con la norma INEN 839 (1981).

Al procesar 43 200 L/año de AVD se produce 208 800 jabones de 250 g/año.

Al procesar 43 200 L/año de AVD se produce 4 057 L/año de glicerina como subproducto de la reacción de saponificación.

Para este proyecto se determinó un valor actual neto (VAN) de \$ -70 208,44 y la tasa interna de retorno (TIR) es de 4,76 %.

REFERENCIAS

[1] A. O. Alade, A. T. Jameely S. A. Muyubi. (2011, Aug). Removal of Oil and Grease as Emerging Pollutants of Concern (Epc) in Wastewater Stream, IJUM Engineering Journal, 12(4), pp. 161-169.

[2] Aceites y grasas vegetales y animales. Determinación del contenido de impurezas insolubles, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 180. 1999.

[3] Agentes Tensoactivos. Determinación de Acidez Libre, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 822. 1982.

[4] Agentes Tensoactivos. Determinación de Alcalinidad Libre, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 821. 1982.

[5] Agentes Tensoactivos. Determinación de Humedad y Materia Volátil, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 818. 1982.

[6] Agentes Tensoactivos. Jabón en barra Requisitos, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 816. 1982.

[7] Agentes Tensoactivos. Determinación de Materia Insoluble en Agua, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 839. 1981.

[8] A. Y. Girgis (2004, Enero). The utilization of discarded oil from potato chip factories in toilet soap making. Grasas y Aceites, 55(3), pp. 264-272.

[9] Animal and vegetable fats and oils. Determination of acid value and acidity, International Organization for Standardization ISO 660. 2003.

[10] G. Pérez. (2007). Química Un Enfoque Constructivista. (1ra. Ed.) [Online]. Available: <http://books.google.com.ec/books?id=bWViMVfoGk0C&pg=PA79&dq=contaminaci%C3%B3n+por+aceite+de+cocina&hl=es-419&sa=X&ei=IA3mUZqoMpK-4APOrHgDA&ved=0CD4Q6AEwAw#v=onepage&q=contaminaci%C3%B3n%20por%20aceite%20de%20cocina&f=false>

[11] Instituto Nacional de Estadísticas y Censos INEC. (2010). Ecuador en cifras, Ecuador. Recuperado de <http://www.ecuadorencifras.com/cifras-inec/distribucionResiduos.html#>

[12] J. N. Fuentes y V. M. Núñez, "Evaluación del efecto del Aceite de Coroba en la elaboración de jabón cosmético", Proyecto de titulación previo a la obtención de título de Ingeniero Químico no publicado, Universidad de Oriente Núcleo de Anzoátegui, Barcelona, Venezuela, 2010.

[13] M. D. López. (2012). Gestión de aceites vegetales y grasas de origen animal usadas en la ciudad de Neuquén, Neuquén, Argentina. Recuperado de <http://www.google.com.ec/url?sa=t&rct=j&q=Gesti%C3%B3n+de+aceites+vegetales+y+grasas+de+origen+animal+usados+en+la+ciudad>.

[14] M. D. Ruiz. (2006). No frías el Medio Ambiente, Páginas de información ambiental, (24), pp. 10-13.

[15] X. Elías. (2012, Oct.). Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora. (2da. Ed.) [Online]. Available: http://books.google.com.ec/books?id=8yWSZEBQsXgC&pg=PA128&lpg=PA128&dq=descargar+gratis+RECICLAJE+DE+RESIDUOS++INDUSTRIALES+Residuos+s%C3%B3lidos+urbanos+y+fangos+de+depuradora&source=bl&ots=m1Y10oMc-1&sig=fs0q__ERsXwYIDFm9QD3GEJJgrE&hl=es419&sa=X&ei=dRMwUeX_Aojo9Ash5oCYDQ&ved=0CFYQ6AEwBw#v=onepage&q=descargar%20gratis%20RECICLAJE%20DE%20RESIDUOS%20%20INDUSTRIALES%20Residuos%20s%C3%B3lidos%20urbanos%20y%20fangos%20de%20depuradora&f=false

[16] Grasas y Aceites comestibles. Determinación del Índice de saponificación, Instituto Ecuatoriano de Normalización INEN 40. 1973.

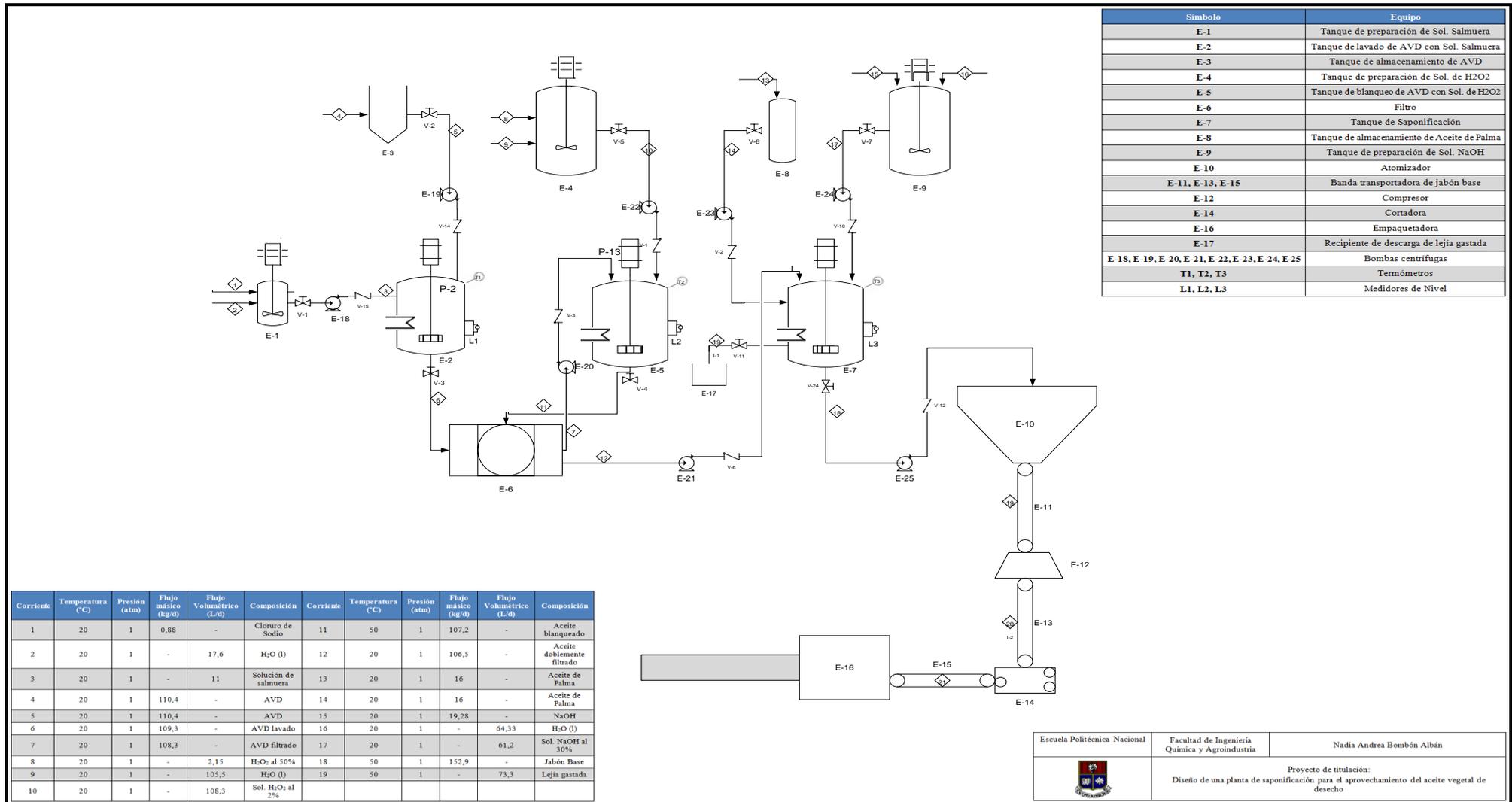


Figura 12 Diagrama de flujo de la planta de saponificación a escala piloto

Escalado Del Tamaño De Pellet Obtenido En La Fermentación Sumergida De Sacarosa Con *Aspergillus Niger*, Desde Un Reactor De 2 L Hasta Uno De 14 L, Con El Coeficiente $K_L A$ De Transferencia De Masa Constante

Pérez G.*; Guerra G.**

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144; e-mail: gaby_77v@hotmail.com)

** Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144; e-mail: gasteaux@hotmail.com).

Resumen: Hoy en día la fermentación sumergida con *Aspergillus niger*, que se basa en la formación de pellets, constituye uno de los métodos más importantes para obtener ácido cítrico. En el presente trabajo se comprobó que la morfología de los pellets, que puede controlarse optimizando la composición del medio, el pH, el tamaño del inóculo, y la velocidad de agitación, es determinante en la productividad de la fermentación. Por esto se abordó el estudio de la influencia de estas variables, en dos partes. La primera parte de la investigación, se realizó en Erlenmeyers de 500 ml, donde se comprobó que el medio para obtener el mayor número de pellets de menor diámetro correspondió a la siguiente composición: Sacarosa, 150g/L; NH_4NO_3 , 2,40 g/L; KH_2PO_4 , 0,919 g/L; pH de 6,5; inóculo de $(4,20 \pm 0,55) \cdot 10^6$ esporas. La segunda parte de la investigación consistió en un análisis de la influencia de la velocidad de agitación sobre la estabilidad, compactación, número y diámetro de pellets, que se llevó a cabo en un biorreactor modelo MAP-002 Brunswick de 2 litros, donde se determinó que la velocidad óptima para llevar a cabo el escalado a partir del reactor de 2 litros fue de 600 rpm. Con las variables de operación así establecidas, se obtuvo un protocolo para el escalado del diámetro del pellet desde la escala de 2 hasta 14 litros, con base en los resultados experimentales obtenidos en el reactor de 2 litros, a una tasa de aireación de 0,7 vvm. Para estimar la velocidad de agitación en la escala superior se formuló un modelo matemático, y se realizó la simulación digital respectiva, manteniendo constante el valor del coeficiente volumétrico de transferencia de masa de la escala menor, que correspondió a $1,95 \times 10^{-2} s^{-1}$.

Los resultados de la simulación digital indicaron que la velocidad de agitación en la escala mayor debía ser una función continua del tiempo, lo que habría necesitado de un esquema de control de velocidad a set-point variable, del que no se disponía, por lo que se debió recurrir a un esquema manual de control por valores constantes escalonados. Las variables de operación así estimadas permitieron escalar el tamaño del pellet obtenido en la escala de 2 litros al agitar en la escala de 14 litros en un rango de entre 420 hasta 380 rpm con lo que pudo validar el modelo de escalado..

Palabras claves: Fermentación sumergida; *Aspergillus niger*; crecimiento en pellet; escalado; coeficiente volumétrico de transferencia de masa.

Abstract: Nowadays *Aspergillus niger* submerged fermentation is one of the most important processes used to synthesize citric acid. This type of fermentation is based on the formation of pellets, and on its morphology. The morphology of the pellet has a strong impact on the productivity of the acid. Proper values of medium composition, pH, size of inoculum and stirring speed can influence productivity. For this reason the influences of these variables were studied in the context of this project, in two parts. At first, an analysis of the above-mentioned variables was carried out, excepting stirring speed, in Erlenmeyer flasks, establishing a medium comprised of 150g/L of Sucrose; 2,40 g/L of NH_4NO_3 , and 0,919 g/L of KH_2PO_4 , with an adjusted pH value of 6,5 inoculated with $(4,20 \pm 0,55) \cdot 10^6$ spores obtained the greatest amount of pellets with the smallest diameter. Afterwards, an analysis of the influence of stirring speed on the stability, compaction, number and diameter of pellets was carried out in a 2-liter Brunswick bioreactor model MAP-002 allowing the determination of the optimal stirring velocity for scaling between 2 and 4 liters as 600 rpm. With the operating variables thus determined, and on the basis of the experimental results obtained in the 2 liter reactor, a scaling process of the diameter of the pellet from the 2 to the 14 liter reactor it was carried out, in the 2 liter reactor at a stirring speed of 600 rpm and an aeration rate of 0.7 vvm. To determinate the stirring speed for the 14 liter scale, a mathematical model was developed, and a simulation was carried out at the a constant volumetric coefficient of mass transfer value of $1,95 \times 10^{-2} s^{-1}$, obtained in the experiments carried out at the 2 liter reactor. The digital simulation results showed that the stirring speed that should be used in the 14 liter reactor was a function of time, a matter which –given the fact that no variable set-point stirring speed

controller was available- had to be resolved by manually increasing the agitation speed stepwise. The operating variables thus estimated allowed to scale the pellet size obtained in the 2 liter scale by means of stirring the fermentation at the 14 liter scale in a range from 380 to 420 rpm, obtaining a successful scaling process.

Key words: *Submerged fermentation; Aspergillus niger; pellet's growth; scaling up; volumetric coefficient of mass transfer*

1. INTRODUCCIÓN

La fermentación cítrica mediante *Aspergillus niger* en medio sumergido es una de las fermentaciones más importantes, ya permite satisfacer el 80 % de la demanda mundial de ácido cítrico, que se emplea en la industria alimenticia, farmacéutica, de plásticos, y cosméticos, entre otras.^{[10] [17] [21]}

Por este motivo, esta fermentación se ha convertido en objeto de muchas investigaciones. Sin embargo, existe muy poca información sobre la influencia de la velocidad de agitación y la transferencia de oxígeno en el crecimiento del pellet, que es donde se produce dicho ácido^[15]

La escasez de publicaciones respecto a la fermentación sumergida se debe a que el proceso de formación del pellet resulta en un aumento de la viscosidad del medio, y en una transformación de su comportamiento reológico de newtoniano a no newtoniano; y a que este cambio afecta el valor del coeficiente volumétrico de transferencia de masa, que al ser el criterio de escalado debe mantenerse constante durante el proceso.^[24]

Para controlar el proceso fermentativo es necesario conocer los mecanismos de formación y de mantenimiento de la morfología del pellet, que pueden controlarse por medio del ajuste de diversos factores como son la velocidad de agitación, el pH, la composición del medio de cultivo y el inóculo^{[6] [1]}

A pesar de que el ácido cítrico se usa extensamente en el Ecuador, este no lo produce teniendo que importarlo de varios países como Alemania, Brasil, Colombia, China, Estados Unidos y Uruguay.^[2]

Desde el año 2008 hasta el 2011, Ecuador ha importado 11 641,87 Ton de ácido con un costo total de 13 422 608 dólares, observándose un incremento del 13,46% en la masa importada.^[2] Por esta razón se considera pertinente realizar un estudio que permita obtener las mejores condiciones para escalar el tamaño del pellet entre dos bioreactores de 2 y 14 L, estudio preliminar que permitiría, una vez conocido el comportamiento reológico y definido el modelo de escalado, ajustar o encontrar las condiciones óptimas para la generación de ácido cítrico.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales

La sacarosa, NH_4NO_3 y KH_2PO_4 empleados para el medio de fermentación fueron de calidad analítica. El agua se destiló antes de su utilización.

El hongo *Aspergillus Niger* empleado se obtuvo del Laboratorio de Bioprocesos de la Escuela Politécnica Nacional.

La formación de espuma se controló mediante un agente antiespumante estéril, constituido por una emulsión de silicona 20% v/v.

2.2. Métodos

Según Madigan, *et al*, el proceso de fermentación está directamente relacionado con la composición del medio de cultivo, su pH y la magnitud del inóculo. Por este motivo, en el presente estudio se evaluó la influencia que tienen dichas variables en la formación y morfología del pellet.^[18]

2.2.1. Diseño del experimento

Para analizar la influencia de distintos medios de cultivo en la formación y crecimiento del pellet del *Aspergillus niger* se emplearon tres sustratos, cuya composición se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición de los sustratos empleados para la generación del pellet en el proceso de fermentación sumergida con *Aspergillus niger*

Sustancia	Concentración (g/l)		
	Cadavid ^[5] Medio 1	De Argáez ^[7] Medio 2	Prescott ^[22] Medio 3
Sacarosa	190	150	140
NH_4NO_3	2,3	2,40	2,23
MgSO_4	0,3	-----	-----
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	-----	-----	0,23
KH_2PO_4	1,0	0,919	-----
K_2HPO_4	-----	-----	1,0

Antes de la fermentación tanto los medios de crecimiento microbiano como los equipos empleados fueron esterilizados a 121°C y 20,0 psig durante 20 minutos en un autoclave automático marca BOYN, modelo LDZX-75KBS

Con los medios de la tabla 1 se realizaron 54 experimentos con pruebas por duplicado, en Erlenmeyers de 500 mL con

150 mL de medio para cada prueba y de 48 horas de duración. Cada medio se manejó a 3 niveles de pH (5,8; 6,0 y 6,5) y a 6 niveles de esporas inoculadas ($6,26 \pm 0,74 \cdot 10^7$; $5,25 \pm 0,64 \cdot 10^7$; $4,29 \pm 0,51 \cdot 10^7$; $6,26 \pm 0,85 \cdot 10^6$; $5,36 \pm 0,50 \cdot 10^6$; $4,20 \pm 0,55 \cdot 10^6$ esporas), con un factor de respuesta cuantitativo de número y diámetro de los pellets obtenidos, y de la concentración de biomasa; y con un factor de respuesta cualitativo correspondiente a la homogeneidad y apariencia del pellet.

Cada experimento se realizó en un shaker marca Thermo con baño termostático incorporado, a $28,0 \pm 0,1^\circ\text{C}$. El movimiento longitudinal que el shaker imprimió a los Erlenmeyers, a su vez, se convirtió en un movimiento rotacional del fluido contenido en ellos, equivalente a 160 rpm. Estos experimentos se realizaron con el objeto de determinar la mejor combinación de entre las 54 utilizadas, para emplearla en los experimentos en el reactor de 2 L. Para obtener los factores de respuesta mencionados, se siguieron los siguientes procedimientos:

a) *Determinación de los parámetros físicos del microorganismo*

➤ *Número de pellets*

Para determinar el número de pellets se tomó una alícuota que varió desde 3 mL hasta 10 mL de medio, dependiendo de la abundancia de pellets en el sistema. Esta alícuota se diluyó con agua destilada a fin de facilitar el conteo del número de pellets y el resultado se reportó como número de pellets/mL.

➤ *Biomasa*

Para determinar la biomasa producida se filtraron y secaron las muestras en una estufa marca BOEKEL modelo 132000 a 105°C durante 2 horas, según el método de Haq y Daud descrito por Ali, *et al.*, con lo que se obtuvo el peso de biomasa en base seca.^[1]

➤ *Diámetro del pellet*

Antes de secar las muestras y después de filtrarlas se determinó el diámetro del pellet con un calibrador digital marca Buffalo Tools.

b) *Análisis cualitativo de los pellets*

Para determinar la homogeneidad y apariencia de los pellets se tomó una alícuota de 30 mL del Erlenmeyer, y en ella se observaron las diferencias significativas de tamaño y de forma de los pellets, así como la cantidad de hifas en su contorno y en el medio de cultivo.

c) *Selección de las condiciones de operación*

Para seleccionar las condiciones con las cuales se llevarían a cabo las fermentaciones en los reactores de 2 y 14 litros, se

individualizaron las combinaciones que obtuvieron resultados cualitativos que se consideraron satisfactorios. Luego se condensaron las combinaciones que obtuvieron los menores diámetros de pellet, el mayor número de pellets; y, por último, la mayor cantidad de biomasa. De estos resultados, se tomó el que presentaba buenas características tanto cualitativas como cuantitativas.

2.2.2. *Selección del método de inoculación en el reactor de 2 litros*

Utilizando el medio, el pH y la concentración de esporas que obtuvieron las mejores características del pellet se inoculó el reactor de 2 litros de dos formas alternativas.

La primera forma de inocular consistió en determinar la cantidad de pellets que existirían en el reactor de 2 litros en caso de tener igual crecimiento que en los Erlenmeyers. Para esto se multiplicó el volumen de operación del reactor por el número de pellets/mL obtenidos en los Erlenmeyers. De esta cantidad de pellets se tomó el 5% según lo recomendado por De Argáez y se lo inoculó en el reactor de 2 litros.^[7]

La segunda forma de inocular consistió en colocar directamente en el medio de cultivo el número de esporas con el cual se obtuvieron los mejores resultados de pellet en los 54 experimentos y sus paralelas realizados en los Erlenmeyers.

En ambos casos el proceso de fermentación se llevó a cabo durante 8 días, que es el tiempo recomendado para que se produzca el máximo crecimiento del pellet.^{[13][14]}

La fermentación se llevó a cabo en un microfermentador marca New Brunswick y durante este proceso se controló tanto la temperatura a $28,0^\circ\text{C} \pm 0,1^\circ\text{C}$ como el nivel de espuma mediante la adición de 1 mL/h de antiespumante y la aireación se mantuvo a 0,7 vvm^[11]

2.2.3. *Influencia de la agitación en el tamaño del pellet en el reactor de 2 litros*

A fin de determinar la influencia de la velocidad de agitación en el tamaño y estructura del pellet se trabajó con dos niveles de agitación en el reactor de 2 litros.

El primer nivel según lo recomendado por Byung-Hwan *et al.*, y Ola Gomaa, se empleó con el fin de no alterar la estructura esférica del pellet por su extremada fragilidad y correspondió a velocidades de agitación bajas de 60, 100, 120 y 140 rpm.^{[4] [10]}

El segundo nivel abarcó niveles de agitación altos de 500, 600, 700 y 800 rpm, debido a la recomendación de Tought, *et al.*, en el sentido de que estos niveles darían mejores propiedades al pellet.^[24]

En cada uno de estos niveles se determinaron los parámetros físicos del microorganismo 2 veces por día.

2.2.4. *Proceso de generación de biomasa en los reactores de 2 y 14 litros*

Para las fermentaciones en los reactores de 2 y 14 litros a partir de las cuales se obtuvieron los datos que se emplearon en el proceso de escalado se inoculó únicamente con el método que en el reactor de 2 litros permitió obtener los mejores pellets y se trabajó con el nivel de agitación que permitió obtener pellets estables.

En cada una de estas fermentaciones se determinó tanto la concentración como la densidad de la biomasa, el número y diámetro de los pellets, la densidad del sustrato, la viscosidad aparente del medio, el esfuerzo cortante, el índice de consistencia (K) y el índice de comportamiento del fluido (n). Además, se determinó el rendimiento microbiano en función del azúcar consumido y la velocidad específica de crecimiento.

2.2.5. *Influencia de la agitación en la transferencia de masa*

Para determinar la influencia entre la agitación y la transferencia de masa, se midió el coeficiente de transferencia de masa $k_L a$ con el nivel de agitación que permitió obtener pellets estables en el reactor de 2 litros. Para esto, se evaluó la concentración de oxígeno disuelto en el medio de cultivo mediante el método dinámico de Taguchi y Humphrey^[24], teniendo en cuenta que debido a los requerimientos del *Aspergillus niger* las concentraciones de oxígeno disuelto en el medio no podrían ser inferiores al 40% de la concentración de saturación.^[11]

2.2.6. *Formulación del modelo matemático empleado en el escalado*

A fin de obtener un modelo matemático que relacione la potencia transferida al medio por unidad de volumen, la velocidad superficial del aire y la viscosidad aparente del medio, se empleó la ecuación (1) dada por Linden^[16] y manejada en el escalado realizado por Guerra, Izurieta y Páez.^[12]

$$k_L a = b * \left(\frac{P_g}{V_m} \right)^c * V_s^e * \mu_a^f \quad (1)$$

La velocidad superficial del aire se calculó como el cociente entre el flujo volumétrico de aireación y el área transversal del reactor. Con el fin de calcular los coeficientes b, c, e y f de la ecuación (1), se realizó una gráfica de $k_L a$ versus $\frac{P_g}{V} * V_s * \mu_a$ y los valores deseados se procesaron mediante el paquete estadístico Statgraphics® Centurion XV.

La velocidad de agitación está relacionada con la potencia por unidad de volumen que se transfiere al reactor tanto en el sistema aireado como en el no aireado, que se obtiene cuando se ha cerrado el suministro de aire, lo que se describe mediante la ecuación (2).^{[18][20][23]}

$$\frac{P_g}{P} = 0,1 * \left(\frac{g * W * V^{2/3}}{N^2 * d^4} \right)^{0,2} * \left(\frac{N * V}{Q} \right)^{0,25} \quad (2)$$

Para el escalado, los parámetros $k_L a$, V_s y μ_a de la ecuación (1) fueron los que se obtuvieron del reactor de 2 litros, mientras que los exponentes b, c, e y f que actúan sobre dichos parámetros fueron los obtenidos del reactor de 14 litros. La relación entre la ecuación (1) y (2) permitió determinar la dependencia que existe entre el coeficiente $k_L a$ del reactor de 2 litros y la velocidad de agitación del reactor de 14 litros. A fin de relacionar el crecimiento microbiano con la velocidad de agitación, se llevó a cabo una simulación digital del proceso mediante el programa Visual Basic Applications de MS Excel™, cuyo algoritmo de simulación, se presenta en la fig. 1.

2.2.7. *Determinación de la variación entre los datos experimentales y los obtenidos mediante la simulación digital*

Para determinar el grado de significación de las variaciones entre los datos experimentales de diámetro de pellet y de concentración de biomasa, y los resultados de la simulación digital, se construyó el estimador chi cuadrado (valor calculado) de acuerdo a lo indicado por Espallargas.^[9] Para esto se empleó la ecuación (3).

$$\sigma_D^2 = \frac{(D_s - D_{Exp})^2}{D_{Exp}} ; \sigma_X^2 = \frac{(X_s - X_{Exp})^2}{X_{Exp}} \quad (3)$$

El valor de este estimador se comparó con los grados de libertad (valor esperado) del conjunto en estudio. Como el valor calculado del estimador fue menor al valor esperado se pudo deducir que la desviación entre los datos experimentales y los calculados mediante la simulación no fue significativa y que la simulación representaba adecuadamente el experimento.

2.2.8. *Verificación de la idoneidad de los parámetros de escalado obtenidos del modelo matemático*

Para verificar la idoneidad del escalado, se realizó una fermentación en el reactor de 2 litros con la velocidad de agitación a partir de la cual se llevó a cabo el escalado, y otra, en el reactor de 14 litros, a la velocidad de agitación obtenida de la simulación. Durante estas fermentaciones, que duraron 8 días se determinaron los parámetros físicos del microorganismo y el coeficiente $k_L a$.

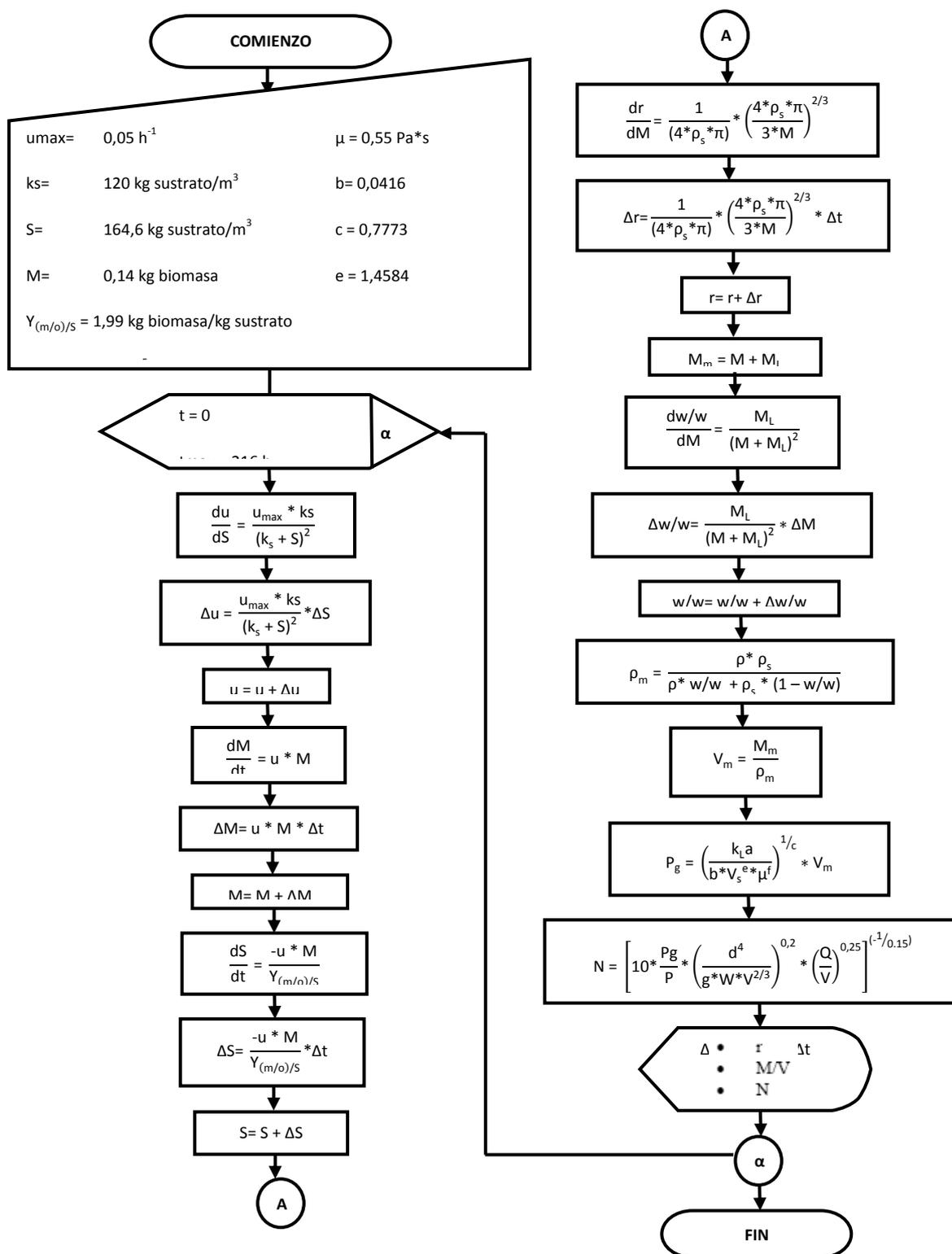


Figura 2. Algoritmo de simulación para el proceso de fermentación sumergida con *Aspergillus niger*

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Selección del mejor medio de cultivo para el crecimiento del pellet

En las experimentaciones se pudo observar que, en general, a mayor número de pellets mayor fue el nivel de homogeneidad en la distribución de sus diámetros, se tuvo menor cantidad de hifas en el contorno de los pellets y mayor compactación de los mismos.

La combinación de medio, pH y concentración de esporas que permitió obtener buenas características tanto cualitativas como cuantitativas del pellet se obtuvo al trabajar con el Medio 2, a pH 6,5 y con $4,20 \pm 0,55 \cdot 10^6$ esporas de inóculo.

3.2. Selección del método de inoculación

La inoculación en el reactor con los pellets ya formados, que aquí se consigna como primer método de inoculación, obtuvo pellets amorfos y poco estables durante la fermentación, mientras que al inocular directamente las esporas de *Aspergillus niger* se obtuvieron pellets pequeños, esféricos y compactos, y menor cantidad de hifas libres, en el medio de cultivo y alrededor del pellet, como se observa en la microfotografía de la Figura 3. Sin embargo, al aplicar este método se pudo notar que la biomasa se pegó en las paredes del reactor.

Al analizar los pros y contras de cada uno de los métodos que se ensayaron, se escogió la inoculación directa de esporas (segundo método), porque se obtuvieron pellets estables y esféricos, que son los que se requieren para realizar el escalado.

La conveniencia de estas características se basó en que, según Linden, la transferencia de masa que ocurre en una partícula esférica de consistencia compacta es más predecible que la que ocurre en una partícula amorfa.^[16] Además, la esfericidad del pellet fue un parámetro empleado en la simulación del proceso de escalado.

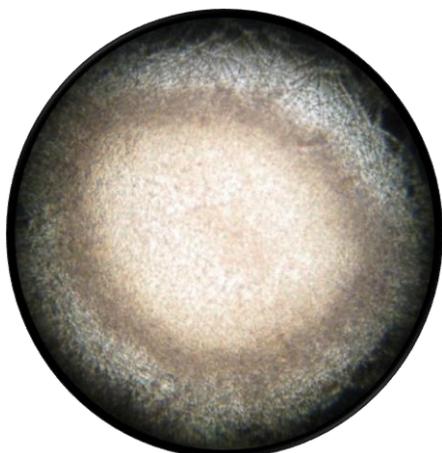


Figura 3. Pellet obtenido con el segundo método de inoculación a los 8 días de fermentación a 600 rpm, observado con un aumento 10X en un microscopio óptico

3.3. Influencia de la agitación en el tamaño del pellet

En las fermentaciones que se llevaron a cabo a velocidades de agitación de 60, 100, 120 y 140 rpm se obtuvieron pellets de baja estabilidad lo que produjo que, en su mayoría, los pellets se depositaran en el fondo del reactor después del primer día de fermentación. Se

piensa que esto pudo deberse a que los pellets eran demasiado grandes, lo que concordando con lo manifestado por Tought, y Prosser, habría impedido una correcta transferencia de oxígeno y nutrientes desde el medio hasta el centro del pellet, generando la muerte microbiana y la formación del sedimento mencionado, compuesto por pellets de mohos muertos e hifas.^[24] Esta presencia de hifas libres en el medio según Baron *et al.* y Paul *et al.*, estaría asociada a la baja agitación, que no permitió que las hifas formen pellets.^{[3][20]}

Por otro lado, en las fermentaciones realizadas a 500, 600, 700 y 800 rpm se obtuvieron pellets esféricos y estables durante los 8 días del proceso fermentativo y no se obtuvo sedimentos. Por estas razones, en los experimentos referentes al escalado se decidió trabajar únicamente con las velocidades de agitación de 500, 600, 700 y 800 rpm.

3.4. Proceso de generación de biomasa para el escalado

El mayor rendimiento microbiano en función del azúcar consumido en el reactor de 2 litros se obtuvo con una velocidad de agitación de 600 rpm, y correspondió a 1,99 kg biomasa/ kg azúcares consumidos.

Como a esta velocidad de agitación se obtuvo también el menor tamaño y mayor número de pellets, y la mayor compactación de pellet, el proceso de escalado del reactor de 2 litros al de 14 litros se realizó a partir de esta velocidad de agitación.

El esfuerzo cortante determinado en cada reactor en función de la concentración de biomasa se presenta en la fig. 3 y fig. 4, respectivamente.

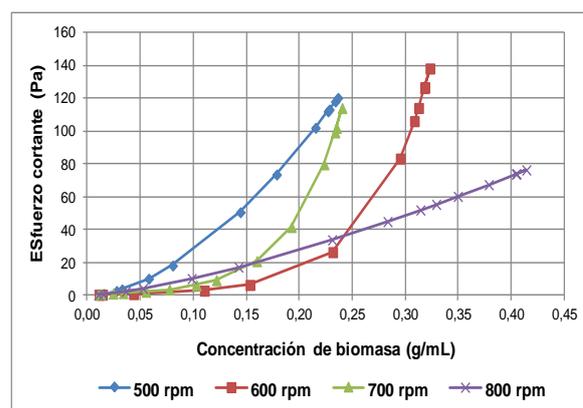


Figura 4. Efecto de la concentración de biomasa sobre el esfuerzo cortante en el reactor de 2 litros

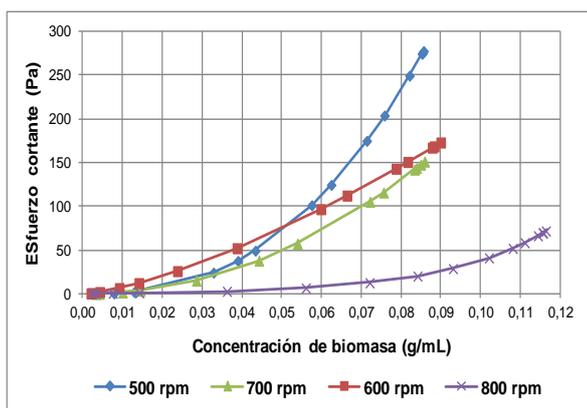


Figura 5. Efecto de la concentración de biomasa sobre el esfuerzo cortante en el reactor de 14 litros

Se puede notar que el esfuerzo cortante no resultó ser una función de la velocidad de agitación directamente, sino que fue influenciado mayormente por la viscosidad aparente del medio, la misma que se debió a la estabilidad microbiana alcanzada a una determinada velocidad de agitación. En todos los casos el esfuerzo cortante fue mayor para el reactor de 14 litros.

3.5. Influencia de la agitación en la transferencia de masa

El coeficiente volumétrico de transferencia de masa presentó disminuciones que se ajustaron a curvas potenciales y exponenciales en los dos reactores, como se observa en la fig. 5 y fig. 6, lo que indica que el coeficiente de transferencia de masa disminuyó fuertemente a medida que se incrementa el tiempo de fermentación.

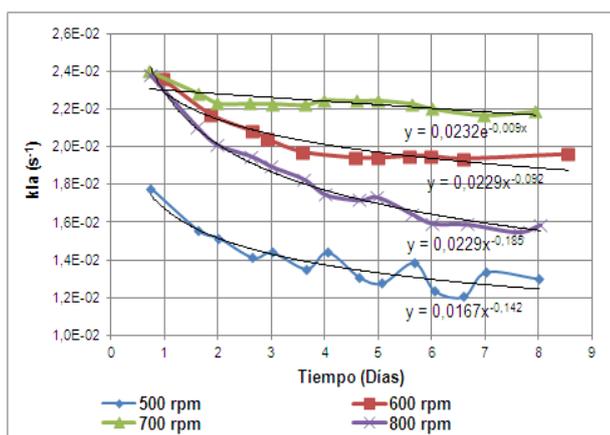


Figura 6. Variación del coeficiente volumétrico de transferencia de masa k_La durante el proceso fermentativo en el reactor de 2 litros

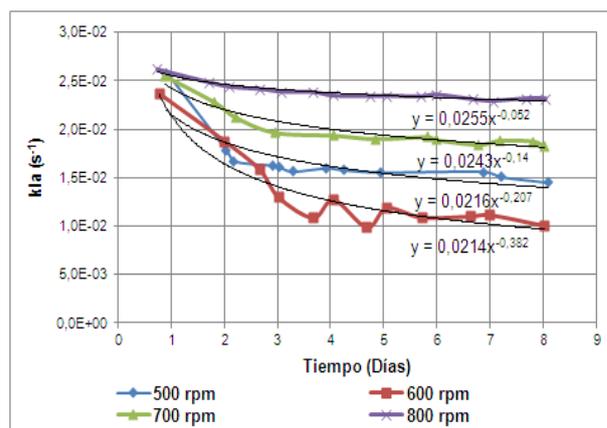


Figura 7. Variación del coeficiente volumétrico de transferencia de masa k_La durante el proceso fermentativo en el reactor de 14 litros

3.6. Modelo matemático empleado en el escalado

Los coeficientes de escalado obtenidos mediante la regresión multinominal se presentan en la Tabla 2, donde se nota que el mayor coeficiente en las dos escalas es el coeficiente e , que como se observa en la ecuación (1) es el que actúa sobre la velocidad superficial del aire. Esto indica que en las dos escalas la aireación del sistema tiene mayor incidencia sobre el coeficiente volumétrico de transferencia de masa k_La , en comparación con los otros parámetros de escalado (potencia por unidad de volumen y viscosidad).

Tabla 2. Coeficientes de escalado para las dos escalas

Coefficientes de escalado	Reactor de 2 litros	Reactor de 14 litros
b	0,163626	0,041587
c	0,430364	0,777313
e	1,067322	1,458381
f	-0,169224	-0,118656

El coeficiente f , que es el que actúa sobre la viscosidad aparente, es negativo en ambos casos, lo que indica que la viscosidad tiene un efecto adverso sobre la transferencia de oxígeno al medio.

3.6.1. Resultados obtenidos de la simulación digital

El modelo matemático y la simulación digital permitieron estimar la velocidad de agitación que debía emplearse en la escala de 14 litros, para escalar el diámetro del pellet y por ende la concentración de biomasa desde el reactor de 2 litros al reactor de 14 litros.

En la fig. 7 se presentan los resultados de la simulación de la velocidad de agitación en el rango de 415 rpm a 387 rpm en función del tiempo. Se nota que la variación de concentración de biomasa con el tiempo es opuesta a la tendencia de la variación de la velocidad de agitación,

lo que corrobora la influencia de la misma en el crecimiento microbiano.

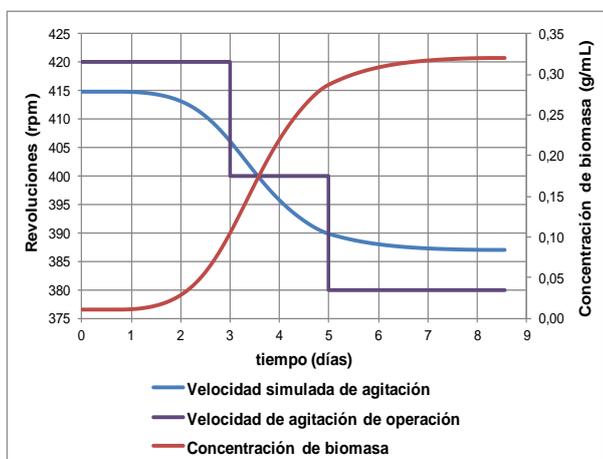


Figura 8. Velocidad simulada de agitación, velocidad de agitación de operación y concentración de biomasa obtenida de la simulación digital

Como indicó anteriormente, en este estudio no se reprodujo el perfil de velocidades descrito por la simulación, sino que se realizó un ajuste manual de dicha velocidad, escalonado, como se puede observar en el trazo morado de la fig. 7.

3.6.2. Determinación de la variación entre los datos experimentales y los obtenidos en la simulación digital

Los resultados de la significación de la variación entre los datos experimentales del diámetro de pellet y la concentración de biomasa y sus respectivos valores simulados se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Estimador de comparación entre el diámetro y la concentración experimental con el diámetro y la concentración obtenidos de la simulación, respectivamente

Parámetros comparados	Estimador	
	Valor esperado (Grados de libertad)	Valor calculado (Chi cuadrado)
Diámetro experimental- Diámetro de la simulación	11	0,432
Concentración experimental- Concentración de la simulación	11	0,156

Se observa que el valor calculado del estimador para cada caso es cercano a cero y mucho menor que el esperado, por lo que se infiere que los valores obtenidos experimentalmente y mediante la simulación pertenecen a un mismo conjunto. Por este motivo, se considera que la simulación es adecuada para el escalado.

3.7. Verificación de la idoneidad de los parámetros de escalado obtenidos del modelo matemático

En la tabla 4 se presentan los resultados obtenidos para realizar el proceso de escalado del reactor de 2 a 14 litros.

Tabla 4. Condiciones para el escalado en el reactor de 14 litros

Parámetros	Valor	Unidades
Velocidad de agitación	420-380	rpm
Coefficiente volumétrico de transferencia de masa $k_L a$	$1,95 \cdot 10^{-2}$	s^{-1}
Flujo volumétrico de aire	0,7	vvm

En la fig. 8, se presentan los resultados obtenidos del proceso de validación para el diámetro del pellet durante el proceso fermentativo en los reactores de 2 y 14 litros. Se aprecia que el diámetro del pellet varía con el tiempo de manera idéntica en las dos escalas con desviaciones que son despreciables, y que llega a un valor de $0,957 \pm 0,006$ mm al séptimo día de fermentación. Lo que indica que el proceso de escalado empleado es adecuado.

En la fig. 9, se presentan los resultados obtenidos del proceso de validación para la concentración de biomasa durante el proceso fermentativo en los reactores de 2 y 14 litros. Se observa que la concentración de biomasa varía con el tiempo de la fermentación de manera idéntica, con desviaciones que son despreciables, y que llega a un valor estable de $0,319 \pm 0,001$ g/mL a partir del 5,5 día.

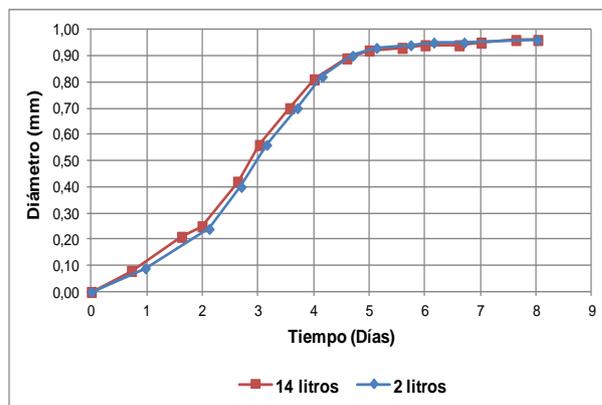


Figura 9. Incremento del diámetro de pellet a lo largo del proceso fermentativo en el reactor de 2 y 14 litros

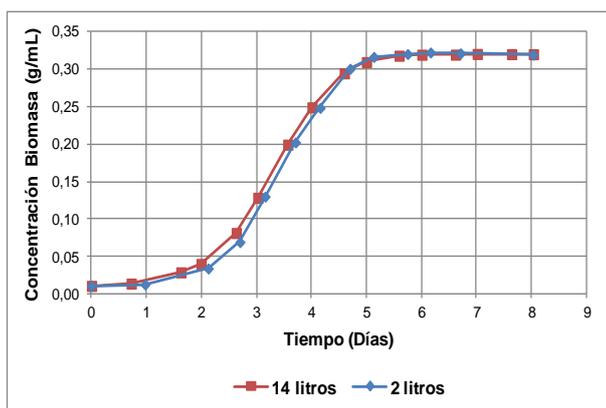


Figura 10. Incremento de la concentración de biomasa a lo largo del proceso fermentativo en el reactor de 2 y 14 litros

En la fig. 10, se presentan los resultados obtenidos del proceso de validación para el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno durante el proceso fermentativo en los reactores de 2 y 14 litros. Se nota que la variación del coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno en el reactor de 14 litros es la misma que se da en el reactor de 2 litros, con pequeñas desviaciones que no repercuten en el valor general de dicho coeficiente.

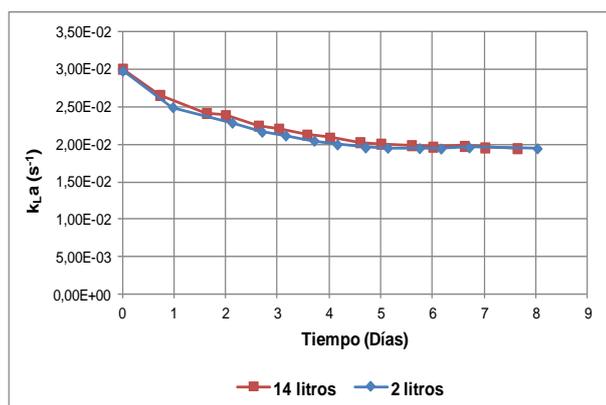


Figura 11. Variación del coeficiente volumétrico de transferencia de masa a lo largo del proceso fermentativo en el reactor de 2 y 14 litros

4. CONCLUSIONES

El mejor medio de cultivo para el crecimiento del pellet estuvo constituido por la siguiente composición: 150g/L de Sacarosa, 2,40 de NH_4NO_3 y 0,919 de KH_2PO_4 .

Las variables de operación que permitieron obtener en los erlenmeyers el mayor número de pellets con el menor diámetro y la mayor concentración de biomasa fueron las siguientes: pH 6,5; $(4,20 \pm 0,55) \cdot 10^6$ esporas.

Se obtuvo una mejor estabilidad del pellet al inocular directamente el reactor con las esporas de *Aspergillus niger*

Velocidades de agitación de 60, 100, 120 y 140 rpm no permitieron realizar el proceso de fermentación debido a la no formación o mala formación del pellet.

La velocidad de agitación que permitió realizar el proceso de escalado a partir del reactor de 2 litros fue de 600 rpm.

El diámetro de pellet a partir del cual se realizó el escalado del reactor de 2 litros al de 14 litros fue de 0,96 mm.

El mayor valor de la constante cinética, así como también el mayor rendimiento de la biomasa producida en función del azúcar consumido en el reactor de 2 litros se obtuvo a 600 rpm.

El mantenimiento del valor del coeficiente volumétrico de transferencia de masa en $1,95 \cdot 10^{-2} \text{ s}^{-1}$, constituyó un adecuado criterio de escalado.

El rango de velocidad de agitación implementado para el escalado que fue de 420 a 380 rpm, fue adecuado.

ABREVIATURAS

b,c,e,f	Constantes propias de cada sistema
con	Concentración en peso de la biomasa en el medio de cultivo, kg biomasa/kg de mezcla
d	Diámetro del agitador, m
D_{Exp}	Diámetro de pellet obtenido mediante la experimentación, mm
$\frac{dM}{dt}$	Tasa de incremento de biomasa en el tiempo, kg biomasa/s
$\frac{dS}{dt}$	Variación del consumo del sustrato en un corto intervalo de tiempo, kg sustrato/s
D_s	Diámetro de pellet obtenido mediante simulación digital, mm
g	Gravedad, m/s^2
k_{La}	Coefficiente volumétrico de transferencia de masa, s^{-1}
K_s	Constante biológica del microorganismo, kg sustrato/ m^3
M	Biomasa, kg de biomasa seca
M_L	Masa del medio de cultivo, kg de medio
M_m	Masa de la mezcla biomasa – medio de cultivo, Kg
N	Velocidad de agitación, rpm
P	Potencia sin aireación, kW
P_g	Potencia entregada al sistema por el motor mientras se suministra aireación al medio, kW
$\frac{P_g}{V_m}$	Potencia por unidad de volumen en un sistema aireado, kW/m^3
Q	Flujo volumétrico del aire, m^3/s
r	Radio del pellet, m
S	Concentración de sustrato, kg sustrato/ m^3
u	Velocidad específica de crecimiento microbiano, s^{-1}
u_{max}	Constante cinética de crecimiento microbiano, s^{-1}
V	Volumen operativo del fermentador, m^3
V_m	Volumen de la mezcla biomasa – medio de cultivo, m^3
V_s	Velocidad superficial, m/s
W	Ancho de la paleta del agitador, m
X_{Exp}	Concentración de biomasa obtenida mediante la experimentación, kg de biomasa seca/ m^3 de medio
X_s	Concentración de biomasa obtenida mediante simulación digital, kg de biomasa seca/ m^3 de medio
$Y_{(m/o)S}$	Rendimiento del microorganismo en función a los azúcares consumidos, kg biomasa seca/kg sustrato consumido

ρ	Densidad del sustrato, kg de sustrato/m ³ de mezcla
ρ_m	Densidad de la mezcla biomasa – medio de cultivo, kg mezcla/m ³
ρ_s	Densidad de la biomasa, kg de biomasa seca/m ³ de mezcla
σ_D^2	Estimador chi cuadrado del diámetro de pellet
σ_X^2	Estimador chi cuadrado de la concentración de biomasa
μ_a	Viscosidad aparente del medio, Pa*s

REFERENCIAS

- [1] S. Ali, Ikram-ul-Haq., J. Iqbal y M. Qadeer. (2003). The kinetic basis of the role of Ca⁺⁺ ions for higher yield of citric acid in a repeated-batch cultivation system. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 19(8), 817-823.
- [2] Banco Central Del Ecuador, 2012, *Base de datos estadísticos de comercio exterior del Banco Central*, Dirección General de Estudios, Dirección de Estadística Económica.
- [3] G. Baron y R. Lejeune (1988). Modeling the Exponential Growth of Filamentous Fungi During Batch Cultivation. *Biotechnology and bioengineering*, 60(2), 169-179.
- [4] Byung-Hwan Um y T. R. Hanley (2008). A CFD model for predicting the flow patterns of viscous fluids in a bioreactor under various operating conditions. *Korean J. Chem. Eng*, 25(5), 1094-1102.
- [5] A. Cadavid (2006). Caracterización de una cepa nativa de *Aspergillus niger* y evaluación de la producción de ácido cítrico. *Revista Universidad Eafit*(128), 33.
- [6] M. Chávez, O. González, G. Sánchez, M. Luz, G. Rodríguez, A. Elezar y E. Silva (2005). Mathematical description of bikaverin production in a fluidized bed bioreactor. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 21(5), 683-688.
- [7] E. De Argáez. "Fermentación cítrica de melaza de caña". Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico, Dept. Alimentos, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 1969.
- [8] P. M. Doran, "Principios de ingeniería de los bioprocesos". Zaragoza, España: Acirbia, p. 159, 1998.
- [9] D. Espallargas, "Estadística Matemática. En: Selección de guías de estudio: Contabilidad y finanzas". Cuba: Editorial Universitaria, 2011, pp. 92-93.
- [10] T.O. Femi-Ola, J.O. Oluyeye, A.O. Gbadebo (2009). Citric Acid production from pineapple waste. *Continental Journal Microbiology*, 3, 1-5.
- [11] J. Garrido, R. Gómez y I. J. Schnabel. (1988). Factores que afectan la producción de ácido cítrico en cultivo sumergido por *Aspergillus niger* 110. *Interferón y Biotecnología*, 5(1), pp. 18-30.
- [12] G. Guerra, B. Izurieta y M. Páez. (2011). Escalado de la producción industrial de levadura de panificación usando dos reactores modelo y un bio-reactor prototipo. *Revista Politécnica*, 30(1), pp. 1-9.
- [13] I. Henao, M. Correa y G. Marín. (2006). Evaluación de métodos de conservación para *Aspergillus Niger* con actividad enzimática amilolítica. *Red Universitas Scientiarum*, 11(2), pp. 51-60.
- [14] G. Jangnow y D. Wolfgang. "Biotecnología - Introducción con experimentos modelos". Stuttgart, Alemania: Ferdinand Enke Verlag, 1991, p. 92.
- [15] K. Kirimura, S. Yusa y S. Rugsaseel (1999). Amylose-like polysaccharide accumulation and hyphal cell-surface structure in relation to citric acid production by *Aspergillus niger* in shake culture. *Appl. Microbiology Biotechnology*(52), 421-428.
- [16] J. Linden, M. Matthey y B. Kristiansen. (2002). "Citric Acid Biotechnology". Londres, Inglaterra: Taylor & Francis Ltd, 2002, pp. 3, 69-74, 170, 422.
- [17] C. López, A. Zuluaga, S. Herrera y I. Medina (2006). Producción de ácido cítrico con *Aspergillus niger* NRRL 2270 a partir de suero de leche. *DYNA*, 1(150), pp. 39-57.
- [18] M. T. Madigan, J. M. Martinko y J. Parker. "Brock, Biología de los microorganismos" 10ª ed. Madrid, España: Pearson Prentice Hall, 2003, pp. 142-158.
- [19] M. Ola Gomma y A. Heba El Bialy (2009). Pellet Morphology, Broth Rheology and Statin Production in Submerged Fermentation of *P. citrinum*. *Global Journal of Biotechnology & Biochemistry*, 4(2), pp. 75-83.
- [20] E. L. Paul, V. A. Atiemo-Obeng y S. M. Kresta "Handbook of Industrial Mixing : Science and Practice". Hoboken, USA: John Wiley & Sons, Incorporated, 2004, pp. 1081, 1125.
- [21] L. Prescott, J. Harley y D. Klein, "Microbiología" 5ta ed. Madrid, España: McGraw-Hill-Interamericana, 2004, pp. 1091-1092.
- [22] S. Prescott, "Microbiología Industrial". Madrid, España: Aguilar, 1960, p. 563.
- [23] P. Stanbury "Principles of fermentation technology". Gran Bretaña: Butterworth Heinemann, 1995, p. 259.
- [24] A. Tought y J. Prosser (1996). Experimental verification of a mathematical model for pelleted growth of *Streptomyces coelicolor* A3(2) in submerged batch culture. *Microbiology*, 142, pp. 639-648.

Regeneración de Arcillas de Blanqueo Empleadas en la Decoloración de Aceites Vegetales Comestibles

Haro C.; De la Torre E; Aragón C.; Guevara A.

Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Metalurgia Extractiva
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2236562; e-mail: alicia.guevara@epn.edu.ec)

Resumen: En el Ecuador se generan alrededor de 6 toneladas diarias de residuos de arcillas que se emplean en el proceso de decoloración de aceites vegetales comestibles. Ya que este material constituye un peligroso pasivo ambiental, se presenta a continuación una alternativa para su recuperación. Se partió de la caracterización física, química y mineralógica de las tierras de blanqueo. Se ensayaron dos métodos de regeneración: a) Extracción soxhlet con acetona y posterior calcinación a diferentes temperaturas (400 - 600 °C) y tiempos (30 - 180 min). b) Prensado hidráulico con placas a 75°C, 100 atm de presión y posterior lavado con vapor de agua saturado (1.5 bares) por 4 h. Las tierras de blanqueo analizadas están compuestas principalmente por montmorillonita, paligorskita, cuarzo y restos fósiles de estructura amorfa. Para la primera alternativa, la arcilla recuperada presentó una máxima eficiencia en el blanqueo de aceite de palma del 98%; mientras en el segundo caso se alcanzó un porcentaje de blanqueo del 80%. Adicionalmente se determinó el diagrama de flujo más adaptable a la industria aceitera para una planta de recuperación de arcillas usadas de 10 toneladas por día de capacidad. Se definieron los equipos requeridos y se obtuvo el análisis económico preliminar para la instalación del proyecto.

Palabras clave: Arcilla de blanqueo; extracción soxhlet; vapor de agua saturado.

Abstract: In Ecuador, 6 tons/day of waste clays are generated in the bleaching process of edible vegetable oil. Since, these residues are considered a hazardous environmental liability, it is presented an alternative to recovery them. First, physical, chemical and mineralogical characterization of these clays was done. Two regeneration methods were evaluated: a) Soxhlet extraction using acetone followed by calcination at different temperatures (400-600°C) and times (30-180 min). b) Hydraulic pressing with plates at 75°C, 100 atm and washing with saturated steam (1.5 bars) for 4 h. Fuller's earth are composed of montmorillonite, palygorskite, quartz and fossil remains of amorphous structure. In the first alternative, the recovery clay presented a maximum efficiency in palm oil's bleaching of 98%. While in the second case, it was obtained a bleaching percent of 80%. It was also determined the most adaptable flow diagram for the vegetable oil industry. The capacity of the clay's recovery plant was 10 tons/day. Equipment requirements were defined and economic analysis necessary to run the project was finally obtained.

Keywords: Bleaching clays; soxhlet extraction; saturated steam.

4

1. INTRODUCCIÓN

Las principales etapas de la refinación de aceites vegetales comestibles son: desgomado, neutralización, blanqueo y desodorización. La decoloración o blanqueo de aceites comestibles se realiza con arcillas naturales o activadas con ácido. [1]

Arcillas de blanqueo, tierras de blanqueo y tierras del batán (fuller's earth) son los términos empleados para nombrar a ciertas arcillas minerales que son usadas para clarificar y reducir (mediante purificación por adsorción) el color intenso

de las grasas y aceites. Debido a las propiedades físico – químicas de las tierras de blanqueo (principalmente su gran superficie específica y porosidad), estas adsorben pigmentos de color (compuestos carotenoides), fosfolípidos procedentes del proceso de desgomado, metales, productos primarios (peróxidos e hidroperóxidos) y secundarios (aldehídos y cetonas) de oxidación, reteniendo además aceite sobre un 30%. Aunque existen 7 grupos principales de arcillas y por lo menos 33 arcillas minerales específicas, únicamente la montmorillonita cálcica (algunas veces llamada bentonita cálcica) y una mezcla particular que ocurre naturalmente de montmorillonita cálcica y atapulgita (paligorskita), llamada hormita, desempeñan un papel importante como arcillas de blanqueo comerciales. [2] y [3]

Las tierras decolorantes usadas en su mayoría son

La presente investigación contó con el auspicio financiero del Proyecto Semilla PIS 02-2010, Tratamiento de efluentes industriales por métodos no convencionales, que se ejecutó en el Departamento de Metalurgia Extractiva.

depositadas como residuos. Anualmente en el mundo, cerca de 100 mil toneladas de grasas y aceites se desechan junto con las tierras de blanqueo. A más de ser un contaminante ambiental, este residuo es peligroso ya que el aceite contenido presenta riesgo de explosión [4]

La presencia de compuestos tóxicos, como aldehídos y cetonas adsorbidos en el residuo, es perjudicial para el suelo y los seres vivos. Así también, con el tiempo, las tierras de blanqueo usadas desprenden olores nocivos que contaminan el medio ambiente y propician la generación de vectores portadores de enfermedades. [5]

En el Ecuador, alrededor de 600 toneladas por día de aceite crudo de palma son refinadas en las industrias aceiteras para elaborar aceite vegetal comestible y una gama de subproductos con aplicaciones alimenticias e industriales. Se emplea entre el 1 y el 2% de arcilla de blanqueo por tonelada de aceite procesado, es decir se alcanzan alrededor de 6 toneladas diarias de tierras decolorantes usadas [6]

Existen varias alternativas de tratamiento de este desecho, en algunos casos, se recupera la arcilla de blanqueo y en otros se recupera el aceite retenido. En general, reutilizar el aceite con fines comestibles resulta difícil de lograr a causa de su oxidación [2]

Entre las principales metodologías de recuperación de tierras de blanqueo tenemos las siguientes:

- Extracción del aceite contenido con solventes orgánicos como percloroetileno o hexano.
- Calcinación directa del material a temperaturas > 600°C.
- Extracción acuosa con carbonato de sodio.
- Extracción con CO₂ supercrítico. [2]

Con la mayoría técnicas de recuperación se obtiene un producto que, al ser reutilizado, tiene una eficiencia en la decoloración de aceite sobre el 80%.

En el presente trabajo se ofrece una alternativa de tratamiento de este material y se ensayan dos alternativas: a) extracción con solvente seguida de un proceso de calcinación de la arcilla de blanqueo recuperada y b) prensado hidráulico y tratamiento posterior con agua caliente y con vapor de agua. Se establece el método más adaptable a la industria aceitera y se realiza un análisis económico preliminar de la planta de recuperación (10 ton/día) de arcillas de blanqueo usadas.

2. METODOLOGÍA

En el estudio se utilizaron dos tipos de materiales:

i) Arcilla comercial natural (Pure Flo B80) que fue empleada como material de referencia y que tiene capacidad de adsorber pigmentos carotenoides, fosfolípidos del proceso de desgomado, trazas de metales, entre otras impurezas y además retiene una gran cantidad de aceite luego de su uso [2]

ii) Arcilla de blanqueo usada proveniente de una planta de refinación de aceite de palma ubicada en la provincia de Esmeraldas.

Se empleó adicionalmente aceite crudo de palma para la verificación posterior de la capacidad de decoloración de la arcilla recuperada. A continuación se presenta un resumen de la metodología experimental empleada.

2.1 Caracterización física, química y mineralógica de muestras de arcilla de blanqueo pura y usada

En la caracterización física se determinaron propiedades como la densidad por métodos gravimétricos. Material volátil, cenizas, carbón fijo, que se obtuvieron al calcar la tierra usada a 950°C, en una mufla eléctrica (Lindberg/Blue M) durante 7 min y 2 h respectivamente. La humedad se calculó por gravimetría luego de secar el material en la mufla a 110°C por 2 h.

El porcentaje de aceite retenido en la arcilla usada se determinó gracias a una extracción con acetona en un equipo soxhlet (Selecta).

Para la caracterización química se analizó la concentración de elementos como Si, Fe, Al, Ca, Mg, Na por disgregación ácida y absorción atómica (AAAnalyst 300), además se usó microscopía electrónica (Tescan-Vega) con microanalizador de rayos X (Bruker).

La determinación de las fases mineralógicas presentes se realizó por difracción de rayos X (D8 Advance). La estructura del material adsorbente puro se obtuvo por microscopía electrónica de barrido.

2.2 Ensayos de separación de aceite presente en la arcilla de blanqueo usada por extracción con solvente y posterior calcinación de la arcilla de blanqueo recuperada

Durante el proceso de extracción, se pesaron 10 g de muestra y se colocaron en un cartucho de celulosa. Se registró el peso del balón de 250 mL y se añadieron 130 mL de acetona. Cuando el solvente contenido en el cuerpo del extractor se presentó libre residuos de aceite (alrededor 6 horas), se retiró el cartucho y se recuperó el solvente. Posteriormente la muestra se secó a 110°C durante 4 horas.

Las pruebas de calcinación del material desaceitado se llevaron a cabo en una mufla eléctrica (Lindberg/Blue M) a diferentes temperaturas (400, 500, 550 y 600°C) y tiempos (0.5, 1, 1.5, 2, 2.5 y 3 h). En el proceso se emplearon 10 g de arcilla (recuperada por extracción por solvente) colocados en una capsula de porcelana.

Una vez realizados estos ensayos, cada una de las muestras obtenidas (arcillas recuperadas) a las diferentes temperaturas y tiempos de operación señalados, se evaluó la eficiencia en el blanqueo de aceite de palma, como se explica en la sección 2.4.

2.3 Ensayos de prensado hidráulico para la arcilla de blanqueo usada y tratamiento posterior de la arcilla de blanqueo recuperada con agua caliente y con vapor de agua

La segunda alternativa de tratamiento consistió en prensar 100 g de arcilla usada en la prensa hidráulica (Wickert and Sohne) con temperatura de las placas de 75°C, con el objetivo de extraer el aceite retenido. Se ensayaron dos variantes de tratamiento, las cuales se detallan a continuación:

i) Tratamiento con agua: La arcilla una vez prensada se lavó con agua caliente a 85°C durante diferentes tiempos (2, 4, 5 y 6 h) con agitación de la mezcla de 100 RPM. A continuación, se decantó y se recuperó el material para un secado en una estufa a 110°C durante 4 horas. Finalmente, se pulverizó la tierra tratada durante 1 minuto (equipo Bleuler-Mill).

ii) Tratamiento con vapor de agua: Se realizó en un sistema abierto a la atmósfera a una temperatura de 92°C y con vapor saturado a una presión de 1.5 bares en autoclave (Webeco), Se ensayaron diferentes tiempo de proceso (2, 4, 5 y 6 h).

2.4 Evaluación de la eficiencia en la decoloración de aceite crudo de palma al emplear la arcilla de blanqueo recuperada

Una vez obtenidas las arcillas recuperadas por los métodos descritos, se determinó la eficiencia en el blanqueo de aceite palma y se la comparó con respecto a la eficiencia de la arcilla pura. Adicionalmente, se midieron las capacidades de intercambio catiónico (CEC) y las superficies específicas, que son propiedades que caracterizan a las tierras decolorantes.

Los ensayos de blanqueo de aceite de palma se realizaron a 110°C con 100 g de aceite crudo de palma y 1 g de arcilla recuperada colocados en un kitasato de 250 mL, provisto de un termómetro y una bomba de vacío. El aceite decolorado fue filtrado y se determinó la absorbancia con un espectrofotómetro UV-VIS (Hitachi), para ello, se colocó una pequeña cantidad de una mezcla de 1 g de aceite blanqueado aforado con hexano a 10 mL en una celda fotométrica de 1 cm. El porcentaje o eficiencia de blanqueo se determinó con la siguiente ecuación:

$$PB = \frac{A_c - A_r}{A_c - A_p} \times 100 \tag{1}$$

Donde:

PB = % de blanqueo de aceite de palma.

A_c = Absorbancia medida en el aceite crudo

A_r = Absorbancia medida en el aceite blanqueado con arcilla recuperada.

A_p = Absorbancia medida en el aceite blanqueado con arcilla pura.

La capacidad de intercambio catiónico se determinó mediante la técnica de la Natural Resources Conservation Service [7] y [8]. La superficie específica se encontró con el método de higrscopicidad. [9]

Al igual que con la tierra usada y la tierra pura, se realizó la caracterización física, química y mineralógica de las arcillas recuperadas.

2.5 Definición del diagrama de flujo del proceso, dimensionamiento de equipos y evaluación económica preliminar

Mediante criterios de selección (porcentaje de blanqueo, capacidad de intercambio catiónico, superficie específica) se definió la técnica de tratamiento que presentó las mejores condiciones para la recuperación de las arcillas usadas y en este contexto se diseñó conceptualmente la planta de recuperación para estos materiales. Adicionalmente, se consideró la factibilidad industrial de la implementación y los costos de inversión.

La definición del diagrama de flujo del proceso de tratamiento de las arcillas de blanqueo usadas se realizó para una planta de 10 ton/día de capacidad.

Se realizó el balance de masa, energía y el diagrama de flujo de la planta y se definió la capacidad de los equipos. Gracias a estos parámetros, se evaluó la factibilidad económica del proyecto mediante índices financieros como el TIR (tasa interna de retorno), el VAN (Valor actual neto) y la relación beneficio/costo.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Caracterización física, química y mineralógica de muestras de arcilla de blanqueo pura y de arcilla de blanqueo usada

Las arcillas de blanqueo poseen valores elevados de superficie específica y porosidad, propiedades que le confieren una gran capacidad de adsorción. En la Tabla 1 se muestra que la tierra decolorante usada presenta mayor densidad y contiene 48.8 % de material volátil, el cual está compuesto de aceite retenido (38.1%) e impurezas adsorbidas del aceite (10.7%).

Tabla 1. Caracterización física de la arcilla de blanqueo pura y usada

Análisis realizado	Arcilla de blanqueo usada	Arcilla de blanqueo pura
Humedad	10.2 %	11.9 %
Material volátil*	48.8 %	8.9 %
Cenizas	40.4 %	78.7 %
Carbón fijo	0.44%	0.36%
Densidad aparente	0.737 g/mL	0.512 g/mL
Aceite retenido*	38.1 %	No aplica
pH	4.5	7.1
Superficie específica	No aplica	531.8 m ² /g
CEC	No aplica	72.1 meq Na/100 g

* Valor expresado en base seca;

CEC = Capacidad de intercambio catiónico

Según Taylor [2] y O'Brien [3], las impurezas son restos de fosfolípidos del proceso de desgomado, carotenoides y trazas de metales. Para el caso de la arcilla de blanqueo pura se

determinó 8.9 % de volátiles que podrían ser compuestos orgánicos adheridos a la tierra. Por esta razón adicionalmente los contenidos de cenizas son superiores (78,7%) en la arcilla pura

Para el pH, se obtuvieron valores de 4.6 y 7.1 para la arcilla de blanqueo usada y para la arcilla de blanqueo pura, respectivamente, esto se debe a la presencia de aceite retenido en la tierra usada que le confiere un pH ácido (4.6), mientras que el pH de la arcilla pura es neutro puesto que este es un material adsorbente natural.

3.1.2 Caracterización química de muestras de arcilla de blanqueo pura y de arcilla de blanqueo usada

En la Tabla 2 se puede observar que existe una alta concentración de carbono en la tierra de blanqueo usada (63.2%) que se debe a la gran cantidad de aceite retenido e impurezas del aceite como los fosfolípidos.

Adicionalmente se puede apreciar que la arcilla de blanqueo es rica en Al, Fe, Mg, K y Ca, con concentraciones de 10.5 %, 6.5 %, 4.3 %, 1.4 % y 0.8 % respectivamente. La elevada concentración de aluminio se debe a que este catión conforma la estructura octaédrica de la montmorillonita, así como también el hierro y el magnesio. Los iones metálicos alcalinos (Na y K) y alcalino térreos (Mg y Ca) están en el espacio interlaminar de estas arcillas de blanqueo. [10] [11] y [12]

Tabla 2 Análisis químico de la arcilla de blanqueo pura y usada

Elemento	Valor obtenido (%)	
	Arcilla de blanqueo usada	Arcilla de blanqueo pura
C	63.2	< 0.01
Si	12.6	35.5
Al	3.9	10.5
Fe	2.4	6.5
K	< 0.01	1.4
Mg	1.7	4.3
Na	0.4	0.1
Ca	0.6	0.8

En la Figura 1 se presentan las imágenes obtenidas por microscopía electrónica de barrido de la estructura de la muestra de arcilla pura con 4000 a 1000 aumentos.

En la Figura 1(a) se evidencian poros con disposiciones ordenadas que dan muestra de la estructura cristalina de la arcilla de blanqueo. En la figura 1(b) se nota la presencia de granos dispersos de material amorfo en la arcilla pura. En la figura 1(c) se pueden apreciar fósiles de seres inertes (material amorfo) que podrían provenir de la descomposición de microorganismos (hongos y bacterias) que se agrupan en y dentro de la superficie del suelo debido a que la arcilla es rica en iones, agua y materia orgánica. En la figura 1(d) se muestra que la tierra absorbente se encuentra constituida de capas o láminas superpuestas. Esta estructura confiere las características especiales de las arcillas de blanqueo empleadas [13] y [14]

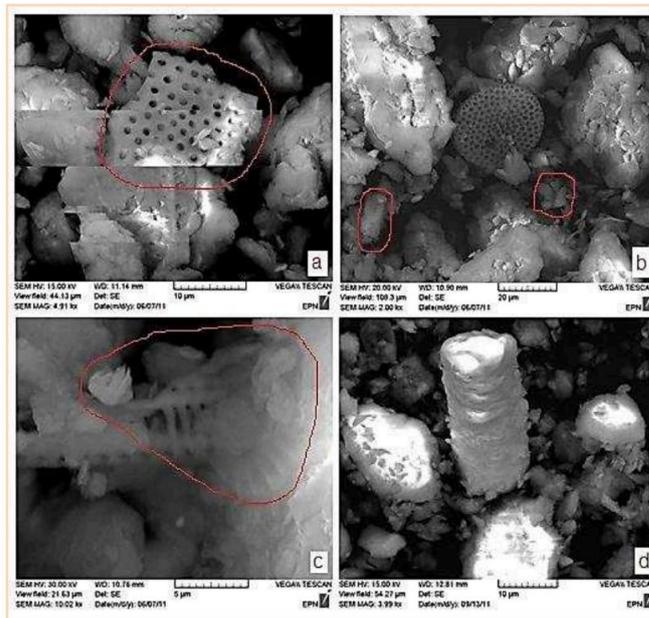


Figura 1. Imágenes de la estructura de la arcilla de blanqueo pura mediante microscopía electrónica de barrido

Del resultado mineralógico se destaca que dos arcillas minerales están presentes en concentraciones elevadas, estas son: montmorillonita (37%), paligorskita (26%) y cuarzo (10%). Además la microscopía electrónica confirma la presencia de materiales amorfos (restos fósiles).

3.2 Ensayos de separación de aceite presente en la arcilla de blanqueo usada por extracción con solvente y posterior calcinación de la arcilla de blanqueo recuperada

3.2.1 Ensayos de separación de aceite presente en la arcilla de blanqueo usada por extracción con solvente

La tierra decolorante pura utilizada en el proceso de blanqueo de aceite de palma tiene un color blanco hueso como se aprecia en la imagen de la tabla 3. Al finalizar el proceso de blanqueo y luego de la filtración de la suspensión aceite-arcilla, el desecho que es de coloración café con zonas negras contiene 48.3% de aceite retenido en base húmeda.

Como se aprecia en la tabla 3, después de la limpieza de la arcilla de blanqueo usada con acetona se recupera la tierra que adquiere una coloración café claro. Por otro lado, el aceite extraído tiene una coloración oscura que evidencia una oxidación de la grasa, ya que el aceite de palma tiene un color rojo anaranjado intenso debido a su gran contenido de pigmentos carotenoides [3].

Tabla 3. Comparación del aceite extraído por solvente y la arcilla recuperada de los ensayos de separación de aceite con la tierra pura, la tierra usada y el aceite de palma

Nombre	Descripción	Observaciones
Arcilla de blanqueo pura 	Producto empleado en el proceso de decoloración de aceite de palma.	Tiene una textura harinosa. Es de color blanco hueso.
Arcilla de blanqueo usada 	Residuo arcilloso del proceso de blanqueo de aceite de palma.	Tiene una textura grasosa. Es de color café con zonas oscuras
Aceite de palma 	Aceite extraído del mesocarpio de la fruta de la palma <i>Elaeis Guineensis</i>	Tiene una textura viscosa. Es de coloración rojo anaranjado intenso.
Aceite de palma recuperado con solvente 	Aceite de palma extraído con acetona de la arcilla de blanqueo usada.	Tiene una textura viscosa. Es de color negro.

3.2.2 Calcinación posterior de la arcilla de blanqueo recuperada de la extracción con solvente

Tabla 4. Arcillas calcinadas después de los ensayos de separación de aceite de la tierra usada por extracción con solvente

Nombre	Observaciones
Arcilla calcinada (T = 400°C; t = 2 h) 	Tiene una textura harinosa. Es de coloración negra.
Arcilla calcinada (T = 550°C; t = 1,5 h) 	Tiene una textura harinosa. Es de coloración gris
Arcilla calcinada (T = 600°C; t = 3 h) 	Tiene una textura harinosa. Es de coloración amarillenta.

En la tabla 4 se observa que la tierra decolorante recuperada de la extracción con solvente se aclara a medida que se incrementa la temperatura de calcinación. Si se trabaja a 400°C durante 2 h se pasa de una coloración café a una

coloración negra. A 550°C durante 1.5 h el material se hace más claro y ahora su color es gris. Finalmente, si se eleva la temperatura a 600°C por 3 h, la arcilla adsorbente adquiere una coloración amarillenta. Estos cambios de color se deben a que la arcilla de blanqueo con el calentamiento pierde los compuestos volátiles que no se eliminan de la extracción con acetona y cambia su coloración parda.

3.3 Ensayos de prensado hidráulico para la arcilla de blanqueo usada y tratamiento posterior de la arcilla de blanqueo recuperada con agua caliente y con vapor de agua

Se logra extraer el 30.9 % de aceite presente en la arcilla de blanqueo usada mediante una prensa hidráulica (temperatura de las placas = 75°C) a una presión de 100 atm.

El agua caliente al igual que el vapor de agua consigue separar el aceite retenido y las impurezas de la arcilla, mientras que con vapor de agua en un sistema abierto a la atmósfera no se obtienen buenos resultados. Podemos apreciar en la tabla 5 que con vapor de agua a presión (Ps = 1.5 bares) durante 4 horas se elimina más aceite e impurezas que con agua caliente a 85°C por 5 horas, ya que la arcilla recuperada tiene 8.1 % y 11.3 % de aceite remanente respectivamente. Si se vuelve a tratar la tierra con vapor de agua en un autoclave durante 4 horas, se aprecia en la tabla 5 que se consigue bajar el contenido de aceite hasta un 6.5 %.

Tabla 5. Resultados del tratamiento de la arcilla prensada con agua caliente y con vapor de agua para diferentes tiempos

Tipo de tratamiento aplicado a la arcilla prensada	Aceite remanente* (%)			
	2 h	4 h	5 h	6 h
Con agua caliente (T = 85°C; 100 RPM)	13.5	11.4	11.3	11.3
Con vapor de agua (Ps = 1.5 bar; Ts = 111°C)	9.6	8.1	8.1	8.1
Re-extracción con vapor (Ps = 1,5 bar; Ts = 111°C)	6.5	6.5	6.5	6.5

* Porcentaje determinado por extracción Soxhlet

Al realizar este ensayo de prensado hidráulico se extrajo aceite de palma sin impurezas de coloración amarillenta, esto se puede apreciar en la tabla 6, lo cual evidencia una disminución del contenido de carotenos que posiblemente se encuentran retenidos en la torta de arcilla recuperada, al igual que los demás compuestos adsorbidos en el proceso de blanqueo (fosfolípidos, trazas de metales, aldehídos, cetonas, etc). [2]

Se evidencia también en la tabla 6 que el producto recuperado del tratamiento con vapor de agua saturado realizado a la arcilla prensada tiene una coloración café claro. La tonalidad de la arcilla muestra la remoción de materia orgánica conseguida con el tratamiento aplicado.

Tabla 6. Arcilla prensada y tratada con vapor de agua a presión en autoclave y aceite recuperado del prensado hidráulico (Ps = 1,5 bares; Ts = 111°C)

Descripción		Observaciones
	Arcilla tratada con vapor de agua saturado luego del prensado hidráulico de la arcilla usada.	Textura harinosa. Coloración café claro.
	Aceite extraído de la arcilla de blanqueo usada mediante una prensa hidráulica.	Textura viscosa. Coloración amarillenta.

3.3 Evaluación de la eficiencia en la decoloración de aceite crudo de palma al emplear arcilla de blanqueo recuperada

En la figura 2 se muestra que la mayor eficiencia en el blanqueo de aceite se logra con la arcilla calcinada a 550°C durante 1.5 h (98.04 %). A 500°C durante 30 min se obtiene un porcentaje alto (97.92%). A 400°C la arcilla calcinada no ofrece una buena decoloración de aceite, ya que se obtiene en promedio el 80% de eficiencia. Finalmente, a 600°C el porcentaje de blanqueo se reduce a valores inferiores del 80%.

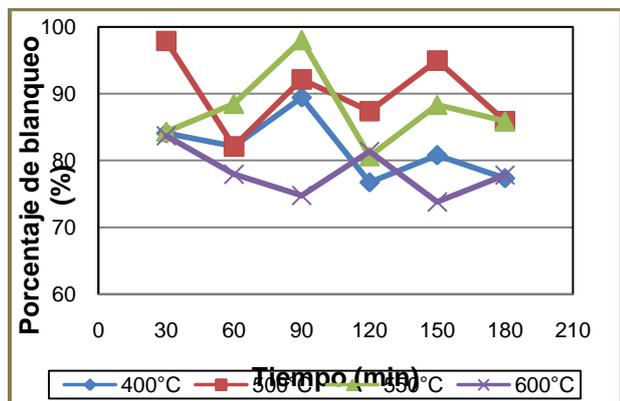


Figura 2. Porcentaje de blanqueo obtenido con arcillas calcinadas a distintos tiempos de proceso

Con la arcilla prensada y tratada con vapor de agua a presión en autoclave (Ps = 1.5 bares; t = 4 h) se obtiene una eficiencia en la decoloración de aceite de palma del 80.3 %. Por otra parte, si se realiza una re-extracción adicional se incrementa el porcentaje de blanqueo hasta alcanzar el 86.5 %.

Del mismo modo que con la arcilla pura, se realizó la caracterización física de las arcillas recuperadas. Con la arcilla calcinada a 550°C durante 1.5 h se consiguió la máxima eficiencia en la decoloración de aceite de palma (98.0 %), debido a que este material recuperado es el que tiene menos material volátil (6.5 %) en comparación a la arcilla obtenida del tratamiento con vapor de agua saturado que contiene 25.5 %, como se puede observar en la tabla 7.

Se realizó una re-extracción del material tratado con vapor de agua y se consiguió eliminar más impurezas hasta obtener 24.2 % de volátiles, es decir se redujo el 1.2 %.

Tabla 7. Caracterización física de las arcillas de blanqueo recuperadas

Parámetro	Método de tratamiento	
	Extracción de aceite por solvente y posterior calcinación T = 550°C t = 1.5 h	Prensado hidráulico y limpieza con vapor de agua saturado Ps = 1,5 bares t = 4 h
% de blanqueo de aceite de palma	98.04	80.36
% de material volátil	6.49	25.50
Superficie específica [m ² /g]	467.07	226.67
Capacidad de intercambio catiónico (CEC) [meq Na/100g]	58.70	38.41

Con arcilla calcinada a 550°C durante 4 horas se consigue un valor de área superficial del 467.07 m²/g, muy cercano al que tiene la tierra decolorante pura (531.8 m²/g); en cambio, la tierra recuperada con vapor de agua saturado ofrece una superficie específica de 226.6 m²/g (casi el 50% de la arcilla pura). De igual forma la capacidad de intercambio catiónico en la arcilla calcinada (58.70 meq Na/100g) se encuentra más cercana al valor de la arcilla pura (72.10 meq Na/100 g), mientras en la arcilla prensada solo alcanza un valor de 38.41 meq Na/100 g. Es necesario resaltar que la adsorción de aceite no solo se da en la superficie de la arcilla sino también en el espacio interlamilar donde se encuentran los cationes de cambio. En conjunto, estas dos propiedades corroboran el porcentaje de blanqueo del aceite de palma en las diferentes arcillas regeneradas.

3.4. Definición del diagrama de flujo del proceso, dimensionamiento de equipos y evaluación económica preliminar

Las operaciones unitarias principales para la recuperación de este desecho serían: prensado hidráulico del material para recuperar 30.9 % de aceite, extracción de aceite residual e impurezas con vapor de agua en un autoclave, decantación de aceite e impurezas, filtrado de la suspensión arcilla/agua, secado y pulverizado del material recuperado. Esto se aprecia en la figura 3 (Apéndice A).

Este procedimiento es adaptable a la industria aceitera ecuatoriana, ya que se requiere de menor inversión y la planta no sería tan compleja en comparación con el método de extracción por solvente y calcinación. En la tabla 8 se presentan las características de los equipos requeridos en la planta de una capacidad de 10 toneladas por día que corresponden al desecho arcilloso que generan las industrias ecuatorianas de refinación de aceite de palma, considerando un factor de sobredimensionamiento del 30%.

Tabla 8. Resultados del dimensionamiento de los equipos requeridos en la planta de recuperación de arcillas

Nombre del equipo	Capacidad requerida	Condiciones de operación
Prensa hidráulica de platos laterales	10 ton/día	Presión = 100 atm
Autoclave	9.36 m ³	Presión del vapor = 4 bares Tiempo = 4 h
Decantador	27.06 m ³	Tiempo de residencia = 30 min
Filtro prensa	2 ton/h	Sólidos = 30%
Estufa de secado	9.37 m ³	Temperatura = 120°C Tiempo = 4 h
Pulverizador	500 kg/h	Tamaño de partícula < 45 um

Se necesitan de USD 256 457.94 para la puesta en marcha del negocio, con lo que se compraría el terreno, la maquinaria, se construiría el galpón fabril y las oficinas de la planta de tratamiento de tierras de blanqueo usadas. Por otro lado, para un año de producción se obtiene una utilidad anual de USD 97 786.35, para un precio de venta del producto (arcilla recuperada) de 0.25 USD/kg. El costo de la arcilla pura es de 0.25 USD/kg. [6]. Finalmente, se determinaron los siguientes índices financieros del proyecto de inversión: tasa interna de retorno (TIR = 31.5 %), valor actual neto (VAN = USD 274 239.79) y la relación beneficio/costo (B/C=1.41)

4. CONCLUSIONES

- Se determinó que la arcilla de blanqueo natural tiene silicio (35.6%), aluminio (10.5%), hierro (6.5%), magnesio (4.4%), potasio (1.4%), calcio (0.9%) y sodio (0.1%) y que las fases mineralógicas principales son montmorillonita 37%, paligorskita 26% y cuarzo 10%, además, este adsorbente contiene cantidades menores (aproximadamente 10%) de restos fósiles de estructura amorfa.
- Se pudo recuperar el 31% del aceite contenido en la arcilla usada con una prensa hidráulica de placas calientes a 75°C y a una presión de 100 atm. Este aceite, debido a sus características (amarillo claro, bajo contenido de carotenos, fosfolípidos, aldehydos, entre otros.) puede continuar el proceso de refinación industrial, mientras que el aceite recuperado con acetona (48%) probablemente no puede continuar el proceso de refinación, debido a sus características físico-químicas (coloración negra por oxidación de grasas y residuos de acetona).
- La arcilla recuperada por extracción soxhlet con acetona que fue posteriormente calcinada a 550°C durante 1.5 h en una mufla eléctrica, permitió obtener un porcentaje de blanqueo de aceite de palma del 98% al ser reutilizada.
- La arcilla prensada y lavada con vapor de agua saturado a 1.5 bares de presión durante 4 horas reutilizada para el blanqueo de aceite, ofreció una eficiencia de decoloración del 80%, esto debido a que la arcilla recuperada

por este método contiene 8% de aceite remanente, sin embargo, al realizar una re-extracción se aumentó el porcentaje de blanqueo hasta un 87% y se redujo el contenido de aceite a un 6%.

5. Para la implementación de la planta de recuperación de arcillas usadas con una capacidad de 10 toneladas por día, se determinó una inversión inicial del proyecto de USD 256.457,9. Se obtuvo una utilidad anual de USD 97 786,3 cuando se produce diariamente 5 100,17 kg de tierra decolorante recuperada y el producto se comercializa a 0,25 USD/kg.

6. El proyecto presenta índices financieros favorables para su implementación: VAN = USD 274 239,79, TIR = 31,50% y B/C = 1,41

7.

BIBLIOGRAFÍA

- Zahrani, A. y Daous, M., "Recycling of Spent Bleaching Clay and Oil Recovery", IChemE (Institution of Chemical Engineers), 78 (B), 2000 p.224.
- Taylor, D., "Bleaching", en Shahidi, F., "Bailey's Industrial Oil and Fat Products", Sexta edición, vol 6, Wiley-Interscience, New Jersey, USA, 2005 pp. 287-293, 302-308, 311, 312, 315, 316, 320-323.
- O'Brien, R., "Fats and Oils: Formulating and Processing for Applications", Tercera edición, CRC Press, USA, 2009, pp. 22, 44-78, 80, 85, 86, 103, 104.
- Lusas, E., "Animal and Vegetable Fats, Oils and Waxes en Riegel, E. y Kent, J., "Riegel's Handbook of Industrial Chemistry", décima edición, Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, USA, 2003 p. 290
- Hertrampf, J. y Piedad, F., "Handbook on Ingredients for Aquaculture Feeds", Kluwer Academy Publishers, Netherlands, 2000, p. 65.
- ANCUPA (Asociación nacional de cultivadores de palma africana), (2011, Julio), "Producción mundial de aceites y grasas", [Online]. Available: <http://www.ancupa.com/index.shtml?s=M&n=68&k=54&m=Archivos&pc=I---xx-xx-xx-xx1->
- UNLPam, (2011, Junio), "Capacidad de intercambio catiónico", [Online]. Available: <http://www.exactas.unlpam.edu.ar/academica/catedras/edafologia/practicos/cap%20de%20int%20cat.htm>.
- NRCS, (2011, Junio), "Soil Survey Laboratory Methods Manual", [Online]. Available: ftp://ftpfc.sc.egov.usda.gov/NSSC/Lab_Methods_M anual/SSIR42_2_004_view.pdf.
- Rosalén, M., "Mecanismo y velocidad de disolución de montmorillonita en soluciones de electrolitos inertes. Influencia del pH y la temperatura", Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Doctor en Ciencias de la Tierra, Universidad de Granada, Granada, España, 2004, pp. 44, 45.
- García, E. y Suárez, M., (2001, Junio), "Las arcillas: Propiedades y usos", [Online]. Available: <http://www.uclm.es/users/higueras/yymm/arcillas.htm>.
- Higueras, P. y Oyarzun, R., 2006, "Mineralogía y geoquímica ambiental: Introducción al curso", [Online]. Available: http://www.uclm.es/users/higueras/mga/Tema00_Intro.htm,
- Brigatti, M., Galán, E. y Theng, B., "Structures and Mineralogy of Clay Mineral", en Bergaya, F., Theng, B. y Lagaly, G., "Handbook of Clay Science", primera edición, volumen 1, Elsevier, Amsterdam, Países Bajos, 2006, pp. 19-21.
- Besoain, E., "Mineralogía de arcillas de suelos", IICA, San José, Costa Rica, 1985, p. 17.
- Tazaki, K., "Clays, Microorganism and Biomineralization", en Bergaya, F., Theng, B. y Lagaly, G., "Handbook of Clay Science", primera edición, volume 1, Elsevier, Amsterdam, Países Bajos, 2006 pp. 47, 48.

Apéndice A

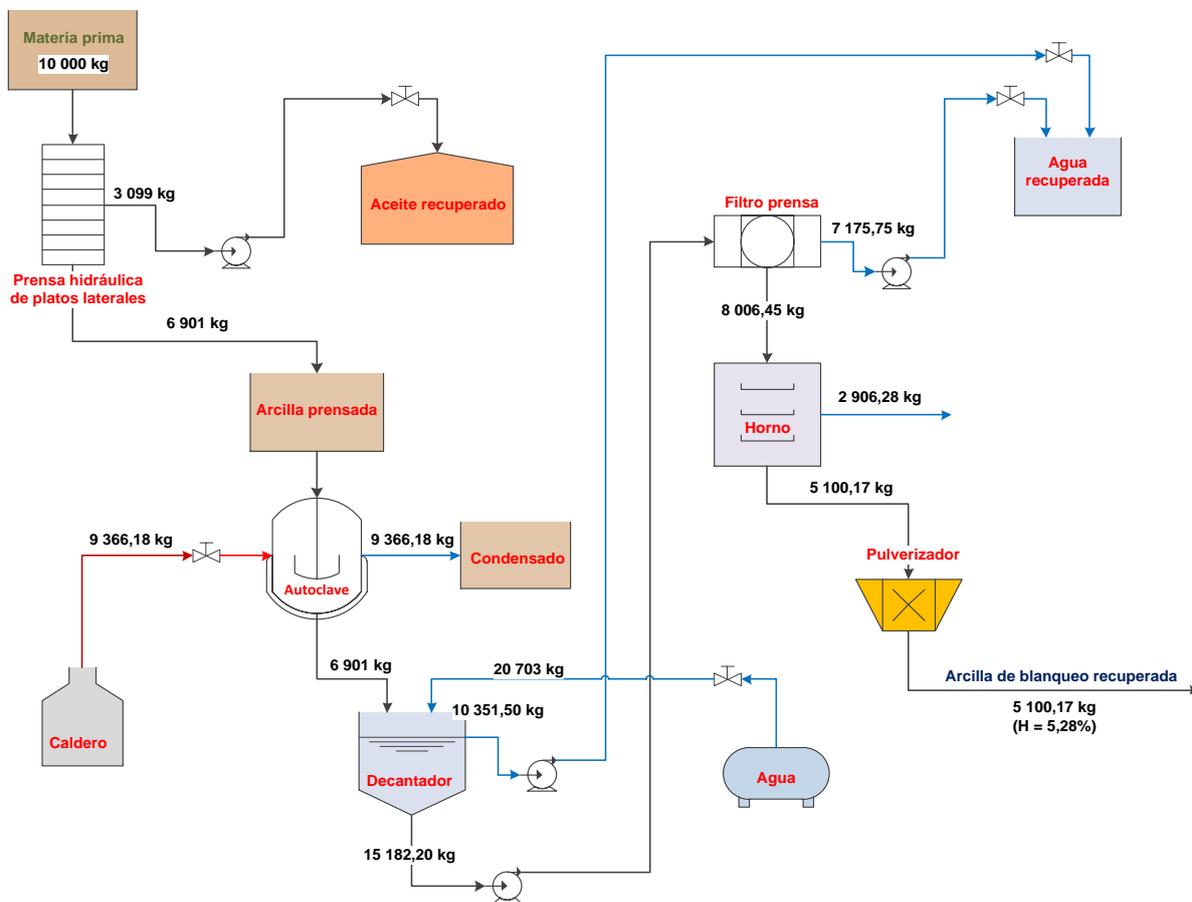


Figura 3 Diagrama de flujo y equipos del proceso

Estudio De Dos Tratamientos A Escala Piloto Para La Biodegradación De Suelos Contaminados Por Hidrocarburos Por El Método De Landfarming

Cabrera M.*; Montenegro L.**

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144; e-mail: marcelofabian_cabrerajara@yahoo.com)

**Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144; e-mail: lucia.montenegro@epn.edu.ec)

Resumen: Los derrames de petróleo en el Ecuador han ocurrido desde el momento de su extracción, a partir de los años 30. A lo largo del tiempo se han dado varios incidentes con la exploración, explotación, transporte y manejo del petróleo y sus derivados; en el 2004 se reportó el mayor número de derrames, 178 en total. Dada esta problemática ambiental se ha desarrollado el presente proyecto, en Incinerox (planta Shushufindi), a fin de analizar dos procedimientos a escala piloto para la biodegradación en suelos contaminados por hidrocarburos mediante el método de landfarming. Para esto se dispuso de un terreno de 200 m² dividido en dos partes donde se construyó dos cubetos de aproximadamente 20,0 m de largo, 2,5 m de ancho y 0,5 m de profundidad; a cada cubeto se le denominó hilera A y B. En estas hileras se desarrollaron los dos procedimientos: uno con el uso de bacterias comerciales (AWT – B350) destinadas para la hilera A, y otro con la estimulación de bacterias nativas para la hilera B. Para el primer caso, se siguieron las instrucciones de uso especificadas en la ficha técnica AWT, mientras que para el segundo caso se añadió: 4,2 % de cascarilla de arroz, 0,8 % de estiércol de ganado y 900 kg de abono orgánico elaborado con cascarilla de arroz y estiércol de ganado en una relación 2:1. La tierra contaminada tuvo una concentración de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) de 16230 ppm y se trató 10,20 y 12,70 toneladas de tierra en las hileras A y B, respectivamente. La biodegradación duró cuatro meses y durante este tiempo se monitorearon parámetros indispensables para la biodegradación, los cuales estuvieron dentro de los valores recomendados por Eweis et al. (1999). El pH del suelo estuvo entre 7,21 y 7,90, la temperatura ambiente entre 22 y 40 °C, la humedad relativa entre 20 y 98 %, la humedad del suelo entre 14,90 y 31,83 %, la concentración de microorganismos presentes en la tierra entre 4,03E+05 y 8,52E+05 ufc/g y la concentración de nutrientes (relación nitrógeno-fósforo-potasio óptima de 30,00:6,03:25,33. Además, se monitorearon las concentraciones de los contaminantes en el suelo, las mismas que cumplieron con la reglamentación que exige el RAOHE para uso industrial. En la hilera A se obtuvieron concentraciones de 3170 ppm de TPH, 0,433 ppm de cadmio, 17,0 ppm de níquel y 6,51 ppm de plomo; mientras que en la hilera B se obtuvieron concentraciones de 3736 ppm de TPH, 0,608 ppm de cadmio, 16,1 ppm de níquel y 11,80 ppm de plomo. Las bacterias que degradaron los hidrocarburos en los suelos contaminados fueron de los siguientes tipos: *Pseudomonas fluorescens* y *Bacillus cereus*. La disposición final que se dio para los suelos tratados fue de base para construcciones que se efectúan en INCINEROX. Por su parte, como consecuencia del proceso, se recolectaron 1325,10 litros de lixiviados de la hilera A con una concentración de TPH de 1,0 mg/L, mientras que para la hilera B se recolectaron 830,03 litros de lixiviados con una concentración de TPH de 0,4 mg/L. Con ello se dispuso que los lixiviados generados sean utilizados como material de construcción dentro de la empresa INCINEROX. El proceso desarrollado en la hilera A tuvo una inversión inicial de \$ 17885,10, mientras que la inversión en la hilera B fue de \$ 20738,31. Para ambos casos, se consideró un precio para el proceso de biodegradación de \$ 1,00 por kg de suelo a tratar para cada uno de los métodos antes mencionados con base en la inversión total generada. Con esto se obtuvo una tasa interna de retorno del 23,51% con una utilidad neta en operaciones de \$ 6448,11 en 5 años en la hilera A; y una tasa interna de retorno del 12,27% con una utilidad neta en operaciones de \$ 5791,42 en 5 años en la hilera B.

Palabras claves: Suelos contaminados, biodegradación por landfarming, hileras, hidrocarburos totales de petróleo, lixiviados, microorganismos, disposición final.

Abstract: Oil spills in Ecuador have occurred since the time of his removal from the 30s. Over time there have been several incidents with the exploration, exploitation, transport and oil or its derivatives handling; in 2004 it was reported the largest number of spills, 178 in total. Given these environmental problems has been developed the present draft, in Incinerox (Shushufindi), in order to analyze two procedures to pilot scale for the biodegradation in soil contaminated by hydrocarbons through the landfarming method. There was a field of 200 m² divided in two parts where it was built two rows of

approximately 20.0 m long, 2.5 m wide and 0.5 m depth; each one was called A row and B row. In these rows it developed the two procedures: one with the use of commercial bacteria (AWT - B350) designed to the A row, and another with the stimulation of native bacteria on the B row. In the first case, we followed the instructions of use specified in the AWT technical sheet, whereas in the second case was added: 4.2 per cent of rice husks, 0.8 % of livestock manure and 900 kg of compost prepared with rice husks and livestock manure in a ratio 2:1. The contaminated land had an initial concentration of total petroleum hydrocarbons (TPH) of 16230 ppm and us treatment 10.20 and 12.70 tons of land on A and B rows, respectively. The biodegradation lasted four months and during this time were monitored parameters essential to biodegradation, which were within the recommended values by Eweis et al. (1999). The land's pH was between 7.21 to 7.90, the ambient temperature between 22 to 40 °C, the relative humidity between 20 to 98 %, the land's moisture between 14.90 to 31.83 %, the concentration of microorganisms present in the soil between 4.03 and 8.52 E+05 E+05cfu/g and the concentration of nutrients (nitrogen-phosphorus-potassium) optimal 30.00:6.03:25.33. In addition, was evaluated the principal contaminants concentrations of the soil, the same that met the regulations requiring the RAOHE for industrial use. In the A row were obtained at concentrations of 3170 ppm TPH, cadmium 0.433 ppm, nickel 17.0 ppm and lead 6.51 ppm; while on the B row concentrations were obtained from 3736 ppm TPH, cadmium 0.608 ppm, nickel 16.1 ppm and lead 11.80 ppm. The bacteria that demeaned the hydrocarbons in the contaminated soils were of the following types: *Pseudomonas fluorescens* and *Bacillus cereus*. The final arrangement was given to the treated soils was basis for constructions that are carried out in INCINEROX. As a result of the process, we collected 1325.10 liters of leachates from the A row with 1.0 mg/L of TPH, whereas for the B row were collected 830.03 liters of leachates with 0.4 mg/L of TPH. With The leachates generated are used as construction material within the INCINEROX Company. The process developed in the A row to had an initial investment of \$ 17885.10, while the investment in the B row was \$20738.31. For both cases, it was considered a price for the biodegradation process of \$ 1.00 per each kilogram of trat soil to each of the above-mentioned methods based on the total investment generated. Was obtained 23.51 % to economic rate of return with a net profit from operations of \$ 6448.11 in 5 years in A row; and 12.27 % economic rate of return with a net profit in operations of \$ 791.42 5 in 5 years in B row.

Key words: Contaminated Soil, biodegradation by landfarming, rows, total petroleum hydrocarbons, leachates, microorganisms, final arrangement

1. INTRODUCCIÓN

En el Ecuador las actividades petroleras son consideradas como acciones de alto riesgo ambiental debido a que existe una contaminación de agua y suelo, por lo que es muy importante adoptar medidas necesarias para su adecuado manejo, así como también se deben desarrollar políticas y programas ambientales encaminados hacia una mejora continua en las operaciones y producción, con el fin de reducir los riesgos de contaminación así como un mejor manejo de residuos.^[25]

Como consecuencia de la problemática ambiental, el sector petrolero debe tomar conciencia de la necesidad de modificar sus procesos con el objetivo de reducir el uso de recursos naturales y disminuir la contaminación de los mismos. Uno de los métodos más utilizados para contrarrestar la contaminación ambiental, especialmente en suelos, es el biológico, debido a que constituye una de las técnicas más eficaces y económicas. Los contaminantes provenientes del petróleo son degradados fácilmente por la acción de microorganismos en condiciones adecuadas de oxígeno, nutrientes, temperatura, humedad y pH.^[23]

Debido a esta problemática y dada la creciente demanda para el tratamiento de suelos contaminados con petróleo, INCINEROX CIA LTDA., empresa ecuatoriana especializada en la gestión integral y tratamiento de desechos industriales, ha tomado la iniciativa de incursionar en el campo de remediación de suelos al utilizar microorganismos para el tratamiento de tierras contaminadas con petróleo y sus derivados. La empresa incinera los suelos contaminados por derrames de petróleo desde el 2001, pero debido a los altos costos de operación se ha propuesto realizar investigaciones sobre la factibilidad de implementar el proceso de biodegradación por el método de landfarming y las mejores condiciones de biodegradación de los hidrocarburos, con el fin de obtener suelos que se encuentren dentro de la normativa ambiental vigente y que sean aplicables para futuros procesos, para lo cual se desea implementar una planta piloto para el proceso de biodegradación con el uso de bacterias nativas y bacterias comerciales con nativas.

El presente proyecto pretende evaluar las condiciones para que en un futuro se pueda biodegradar una piscina de 1800 m³ ubicada en las instalaciones de INCINEROX de la ciudad de Shushufindi, la cual fue llenada durante los meses de septiembre, octubre y noviembre del 2010 con lodos

contaminados provenientes de diferentes pozos petroleros del Oriente Ecuatoriano, con las características detalladas en la Tabla 1.^[13]

Tabla 1. Características de los lodos contaminados con petróleo provenientes de diferentes campos con su respectivo análisis de TPH y metales pesados

Pozo	TPH (mg/kg)	Cadmio (mg/kg)	Níquel (mg/kg)	Plomo (mg/kg)
Yuca	534400	< 0,100	9,11	0,79
Cononaco	293600	0,100	19,10	68,90
Victoria	232000	0,227	86,70	77,90
Secoya 1	684800	< 0,100	7,42	< 0,50
Cuyabeno	266400	0,207	20,80	55,10
Cuyabeno VHR	287 200	0,195	47,90	301,00

Estos datos corresponden a los suelos contaminados que llegaron a la empresa Incinerox; sin embargo, durante varios años en todo el país se han suscitado derrames en el oriente ecuatoriano, que es donde se produce la mayor cantidad de incidentes, como por ejemplo el derrame en el 2008 en los límites de la Reserva Nacional Yasuni^[12] o en el 2010 en el Bloque 21, cerca a la ciudad del Tena^[18]. Además existe contaminación por petróleo en diversas partes del país como Esmeraldas, Ambato, Papallacta, Reventador, Quito, etc., especialmente por donde circula el crudo, es decir, por el Oleoducto de Crudos Pesados (OCP) y el Sistema de Oleoducto Transecuatoriano (SOTE).^[12]

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Materiales

Para la adecuación del terreno se utilizaron bacterias comerciales AWT – B350, cascarilla de arroz, estiércol de ganado, abono elaborado con cascarilla de arroz y estiércol, geomembrana para impermeabilización.

Todos los reactivos químicos utilizados fueron de grado analítico y el medio de crecimiento microbiano (Tripticasa Soy Agar) con los equipos empleados fueron esterilizados a 121°C y 20,0 psig durante 20 minutos en un autoclave.

Para los análisis físicos como tamaño de partícula, se necesitó una balanza digital, estufa, agitador mecánico y juego de tamices de diferentes tamaños de aberturas; mientras que para la densidad de partícula se utilizó una balanza analítica y una bomba de vacío. Para los análisis químicos como pH se necesitó un medidor de pH junto con soluciones Buffer.

Para el control de la biodegradación, en el contenido de aceites y grasas se utilizó un sistema de extracción Soxhlet, marca P-Selecta, mientras que para el perfil de TPH por cromatografía de gases se utilizó un cromatógrafo de gases, marca Varian Modelo 3 700, con columna empacada y con un detector de ionización de llama.

2.2. Métodos

2.2.1. Diseño de las hileras

En las bodegas de Incinerox, localizadas en el cantón Shushufindi, se dispuso de un terreno de 20 m de largo y 5 m de ancho, el cual fue dividido en dos partes aproximadamente iguales, cada una con 20,0 m de largo y 2,5 m de ancho, a las que se las denominó hilera A y B. La forma de las hileras es como se muestra en la fig. 1:

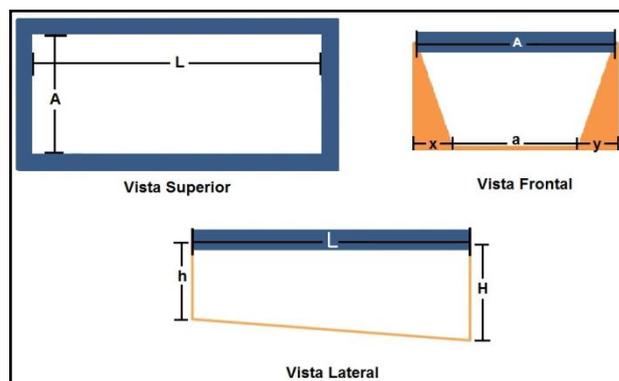


Figura 1. Diseño de las hileras para la biodegradación por el método de landfarming

La cantidad de tierra contaminada, que se obtuvo del análisis de densidad de partícula en la tierra con el volumen de cada una de las hileras, se colocó en ellas sin permitir que la altura de la misma sobrepasara los 50 cm con el objeto de mejorar su aireación al momento de la agitación.^[24, p.74] En la hilera A se llevó a cabo la biodegradación al emplear bacterias nativas y comerciales, mientras que en la hilera B únicamente se emplearon bacterias nativas.

2.2.2. Técnica de muestreo

El muestreo empleado se realizó sobre la base de la ficha técnica de Buduba.^[5] El fundamento de esta técnica se aplicó para realizar tres distintos conjuntos de análisis a diferentes etapas del proceso:

Antes de colocar la tierra en las hileras se analizó el tamaño de partícula, densidad relativa, nutrientes en la tierra y abono. Se tomó aleatoriamente ocho muestras de aproximadamente 0,5 kg cada una, se homogenizó y cuarteó según lo indicado en el Manual on test sieving methods.^[16] Con estas muestras también se analizó la concentración inicial de: aceites y grasas, metales pesados, TPH por infrarrojo y caracterización por cromatografía de gases.

Una vez colocada la tierra en las hileras se marcó aleatoriamente 4 puntos de muestreo en las mismas en forma de zigzag, para abarcar toda la hilera. En cada punto de muestreo se tomó aproximadamente 2 kg de tierra y para cada hoyo se homogenizó la muestra tomada y se cuarteó para obtener una muestra final a la que se realizaron análisis de humedad, pH, cuantificación de microorganismos. Para el resto de análisis de la concentración de aceites y grasas, concentración de TPH por infrarrojo, metales pesados y cromatografía de gases, se tomó una muestra de tierra de

aproximadamente 0,5 kg de cada hoyo y se homogenizó para obtener una muestra por cada hilera.

2.2.3. Análisis físicos, químicos y microbiológicos

El análisis de tamaño de partícula se basó en la norma ASTM D 2488 – 75, mientras que el análisis de densidad relativa se basó en la norma ASTM C 127 y el análisis de humedad en el suelo, como parte del control del proceso, estuvo basado en la norma EPA 160,3.

El análisis del pH del suelo estuvo basado en la norma ASTM D 2976-71. Los análisis de nutrientes como nitrógeno, fósforo y potasio en el suelo, se enviaron muestras al Laboratorio CICAM de la EPN.

Para identificar y cuantificar los microorganismos aerobios presentes en la tierra contaminada se envió una muestra al Laboratorio DISerLAB, de la PUCE, el cual se basó en el método de aislamiento en medios selectivos para la identificación de género y especie por pruebas bioquímicas.

2.2.4. Elaboración de abono natural

El abono natural empleado en la hilera B fue elaborado con cascarilla de arroz y estiércol de ganado en una proporción de 2:1. [2] Para la elaboración de este abono se colocó una geomembrana sobre una superficie plana para evitar que el suelo nativo absorbiera los nutrientes del abono; allí se colocó la cascarilla de arroz en forma de montículo. Posteriormente, se añadió el estiércol de ganado sobre la cascarilla de arroz, se añadió agua de manera paulatina y mezcló todo el material para una mejor distribución del estiércol. Una vez elaborado el abono se lo mantuvo tapado con un plástico transparente durante 2 meses para evitar que el agua de lluvia arrastre los nutrientes y las bacterias presentes. El ingreso de aire al abono se realizó a través de 5 mangueras de PVC ubicadas en varios puntos de tal manera que conecte el centro del montículo con el medio exterior, con esto se garantizó que el proceso de degradación sea aerobio. [2]

Durante el proceso de formación del abono se lo removió constantemente para mejorar la aireación y se adicionó agua para mantenerlo húmedo. Una vez transcurridos los 2 meses, se tomó una muestra de dicho abono y se envió al CICAM, donde se identificó el nitrógeno total. A fin de determinar la cantidad de abono que debería haber sido añadida a la hilera B para obtener la relación de NPK de 30:10:10 se realizó un balance de masa de dichos nutrientes. Para este balance se emplearon los resultados de los nutrientes de la tierra, cascarilla de arroz y abono obtenidos. Para estimar la cantidad de abono a añadir a la tierra se empleó el método de prueba y error.

2.2.5. Análisis de la biodegradación

El abono elaborado fue utilizado para mejorar las condiciones al suelo contaminado proveyendo de los nutrientes

necesarios, además, Montenegro recomienda que para mejorar la permeabilidad del suelo a tratar fue necesaria la adición de 4,2% en peso de cascarilla de arroz y 0,8 % en peso de estiércol de ganado. [17, p.74]

Durante todo el proceso que duró la biodegradación se removió la tierra 2 veces por semana para mejorar la aireación así como también se controló el ingreso de agua de lluvia, con esto se pudo ahorrar en el consumo de agua potable. Cada semana se recolectó lixiviado proveniente de la acumulación de agua y se lo colocó en tanques de plástico para su posterior análisis y disposición final. Para el análisis de la biodegradación en cada una de las hileras se siguieron los siguientes procedimientos:

Temperatura ambiente y humedad relativa

Con el fin de registrar las condiciones meteorológicas del ambiente en el cual se desarrollaron las bacterias encargadas de biodegradar el suelo contaminado, se midió la temperatura y la humedad relativa con un termohidrómetro. Las medidas de temperatura ambiente y de humedad relativa fueron tomadas cada hora, desde las 07:00 hasta las 18:00.

Siembra a profundidad para determinar el número de ufc

Este análisis se realizó al inicio y durante todo el proceso, con el fin de determinar la concentración de microorganismos y verificar que se encuentren sobre el valor mínimo recomendado por Eweis *et al.*, que es de $1,0E+05$ ufc/g. [8] Para ello se siguió lo descrito en el método de recuento de microorganismos viables totales.

Contenido de Aceites y grasas

Este análisis es importante para obtener una medida indirecta de la concentración de HC totales del petróleo; con base en la norma APHA 5520 B, se aplicó a dos muestras por hilera, tomadas cada 15 días durante el desarrollo del proyecto.

Concentración de TPH y metales pesados

Las muestras para este análisis fueron enviadas a “Laboratorios ANNCY, Control Ambiental de Aguas y Suelos”, los cuales se basaron en las normas EPA 418.1: PetroleumHydrocarbons (SpectrophotometricInfrared) para concentración de TPH y norma APHA 3120 B: InductivelyCoupled Plasma (ICP) Método para concentración de metales pesados como cadmio, níquel y plomo. Los resultados del análisis de concentración de TPH fueron los que limitaron el tiempo del proceso, puesto que la normativa ambiental vigente (RAOHE) se basa en este parámetro para considerar un suelo descontaminado, según el uso posterior.

Análisis del perfil de TPH

Con el fin de determinar el perfil de TPH para la caracterización cualitativa de las muestras y con base en el procedimiento descrito por Zambrano, se aplicó dicha técnica a tres tipos de muestras: Al inicio del proceso, luego de dos

meses de biodegradación y las muestras finales. ^[29] Las condiciones del cromatógrafo de gases fueron los descritos en la Tabla 2:

Tabla 2. Condiciones de operación del cromatógrafo de gases para determinar el perfil de TPH

Equipo o Parámetro	Especificación
Columna Empacada	OV 101 3% Chromosorb – W – AW, 6 ft x 1/8 in
Detector y gas portador	Ionización de llama y N ₂
Volumen de muestra	1 µL
T inicial de columna	120 °C
Razón de programación	8 °C/min
T final de columna	240 °C
T del inyector y detector	250 °C
Sensibilidad y P de entrada	32E-11, 17 psi

Además, se inyectó al cromatógrafo una muestra estándar conformada por la mezcla de tres HC: dodecano, tetradecano y hexadecano. Del cromatograma obtenido se determinó los tiempos de retención de cada uno de los picos, se calculó el logaritmo de estos valores y se procedió a graficar el logaritmo del tiempo de retención versus el número de carbono para obtener la curva de calibración. Esta curva permitió determinar cualitativamente los componentes de los cromatogramas de las muestras de suelos.

Análisis de lixiviados

Cada vez que se removía la tierra en tratamiento, se recogía del fondo de la misma cierta cantidad de lixiviados por cada hilera, los cuales eran almacenados en tanques de plástico con tapa para su posterior análisis en la concentración de TPH. Al final del proceso se mezclaron los lixiviados provenientes de la hilera A así como también los lixiviados de la hilera B, con el objetivo de homogenizar a cada uno de ellos para su cuantificación y toma de muestra. Las dos muestras obtenidas - una por la hilera A y una por la hilera B - fueron enviadas a “Laboratorios ANNCY” para el análisis de la concentración de TPH, el cual se basó en la norma EPA 418.1: PetroleumHydrocarbons (SpectrophotometricInfrared).

2.2.6. Análisis del costo – beneficio del proyecto

Con el fin de determinar el costo – beneficio de cada uno de los procesos de biodegradación, fue necesario tener varios parámetros previos, propios de cada proceso. Dichos parámetros son:

- ✓ Económicos, que incluye la inversión inicial, % de aportación al IESS de los trabajadores (11,15 %), duración de capital (4 meses) e impuesto a la renta sobre utilidades (45 %).
- ✓ De mantenimiento de maquinaria y equipos (5 %), construcciones (2 %) y reparaciones de maquinaria (2 %).

- ✓ De tasas de seguro de: transporte, maquinaria y equipo e inmuebles.
- ✓ De amortizaciones de: edificios, maquinaria y equipos, muebles de oficina y otros (5 % cada uno).

Luego se cuantificaron los costos que se tuvo para la ejecución de cada proceso de biodegradación; los cuales tuvieron un tiempo de duración de cuatro meses, pero se extrapoló a un año; estos costos son los generados por:

- ✓ Materia prima: Bacterias comerciales, estiércol de ganado y cascarilla de arroz.
- ✓ Reactivos adquiridos: Nutrient Agar, Tripticasa Soy Agar, ciclo hexanona.
- ✓ Análisis de laboratorio: Nutrientes, concentración de aceites y grasas, TPH, metales pesados, perfil de HC, identificación de bacterias, tamaño de partícula, densidad relativa, pH, conteo de microorganismos.
- ✓ Terreno y construcciones: Bodega, cuartos de alojamiento, oficinas.
- ✓ Equipos y muebles de oficina: escritorios, sillones, camas, estanterías y repisas, sillas, mesa de conferencia.
- ✓ Suministros como agua potable, luz eléctrica y tanques de gas
- ✓ Maquinaria y equipos empleados: geomembrana, palas, termohidrómetro, tanques de almacenamiento, fumigadora manual.
- ✓ Nómina de fuerza laboral: 2 obreros y jefe de proceso.

Para compensar todos los gastos generados en cada uno de los procesos de biodegradación, fue necesario el cobro por el tratamiento de los suelos. Para ello, se determinó un costo por cada kilogramo de tierra a biodegradar (el mismo para los dos procesos) y se determinó los ingresos percibidos por cuatrimestre y se extrapoló a un año por cada tipo de estudio realizado.

Con todos los valores establecidos, se realizó una matriz en MS Excel™ para cada uno de los procesos de biodegradación y con ello se determinó su factibilidad sobre la base de los parámetros TIR y VAN. Además se estimó el punto de equilibrio en cada uno de los tratamientos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Análisis físicos

3.1.1. Densidad de partícula

El valor de la densidad relativa obtenido fue de 1,62 + 0,10 Ton/m³. Con este valor y el volumen operacional de cada hilera (hilera A: 6,29 m³ e hilera B: 7,83 m³) fue posible determinar que la cantidad de tierra contaminada a tratar fue de 10,20 y 12,70 Ton en la hilera A y B, respectivamente, de esto se puede decir que con este proyecto fue posible biorremediar 22,90 Ton de suelos contaminados.

3.1.2. Tamaño de partícula

Del análisis granulométrico de la muestra inicial se obtuvo que el suelo estaba compuesto por grava, arena, limo y arcilla, en los porcentajes descritos en la Tabla 3.

Tabla 3. Análisis de tamaño de partícula de la tierra a procesar

Tipo de suelo	Tamiz ASTM	Promedio (%)	Porcentaje del Tipo de suelo ¹ (%)
Grava	3 in.	4,42	18,18 ± 0,81
	2 in.	2,45	
	1 in.	3,74	
	3/8 in.	4,31	
	N° 4	3,26	
Arena	N° 10	9,07	16,64 ± 1,06
	N° 40	7,57	
Limo	N° 60	14,06	30,16 ± 1,44
	N° 200	16,10	
Arcilla	< Malla N°200	35,02	35,02 ± 0,08

¹ $\bar{x} \pm \sigma$ (n = 2)

De los resultados presentados en la Tabla 3, el limo y la arcilla suman 65,18%, más de la mitad de la composición total del suelo a tratar; por lo que se puede decir que la tierra a biorremediar contenía en su mayoría partículas finas, lo que según Martín, García y Maza, permite considerar a esta tierra como un suelo cohesivo, con alta retención de agua y baja permeabilidad.^[10] Por esta razón fue necesaria la adición de cascarilla de arroz en la hilera B, para poder dar una textura más permeable al suelo. A la hilera A no fue necesaria la adición, puesto que el proveedor de las bacterias comerciales AWT – B350 expuso que dichas bacterias son capaces de trabajar sobre suelos relativamente húmedos.

3.1.3. Humedad del suelo

La fig. 2 muestra el porcentaje de humedad de las hileras a lo largo del tiempo que duró el proyecto, comparado con los valores mínimo y máximo que recomienda Eweis et al., para un adecuado desarrollo bacteriano en la biodegradación por el método de landfarming.^[8]

La humedad de la hilera A fue mayor que la de la hilera B, lo que se debió a la presencia de un 4,2 % de cascarilla de arroz en la hilera B, que actuó como agente permeabilizante, lo que evitó que al agua se quedara retenida en el suelo.

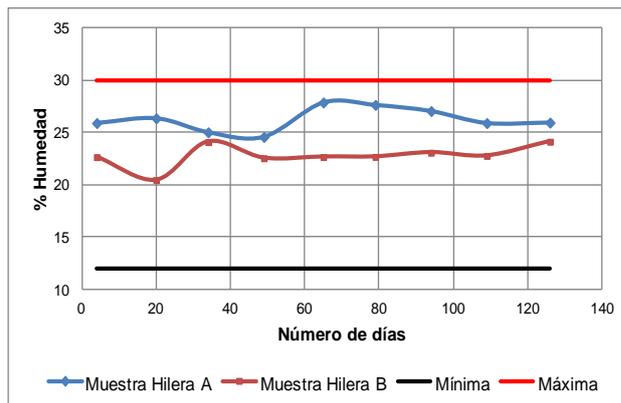


Figura 2. Humedad de la Tierra contaminada con hidrocarburos de las hileras A y B en función del tiempo comparadas con los valores mínimo y máximo

3.2. Análisis químicos

3.2.1. pH

Los resultados del pH para cada una de las muestras tomadas se presentan en la fig. 3, comparándolos con los valores mínimo (6,0) y máximo (8,0) recomendados por Eweis et al.^[8]

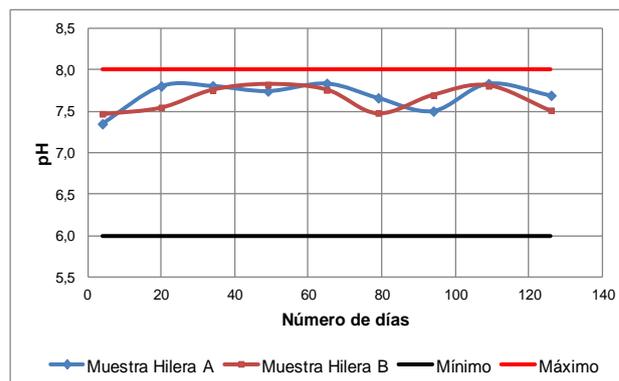


Figura 3. pH de la Tierra contaminada con hidrocarburos de las hileras A y B en función del tiempo comparadas con los valores mínimo y máximo

Como se puede observar, el pH tanto de la hilera A como de la hilera B se mantienen dentro del rango recomendado, por lo que no fue necesaria la adición de sustancias que regulen el pH del suelo.

3.2.2. Nutrientes

Con los resultados obtenidos por el CICAM de la EPN y con la cantidad de masa presente en cada una de las hileras se estimó la cantidad de nutrientes NPK, como se puede observar en la Tabla 4.

Con estos resultados se pudo determinar que la tierra contaminada poseía una relación de NPK de 3,20:0,01:10,00, por lo que dicha tierra tenía una deficiencia de nitrógeno y fósforo. Para compensar esta deficiencia, fue necesaria la elaboración de un abono para la hilera B, mientras que a la hilera A no se le hizo ninguna adición de nutrientes, puesto

las bacterias comerciales AWT – B350 ya venían provistas de los nutrientes para su desarrollo.

Tabla 4. Cuantificación de Nutrientes en cada una de las hileras

Parámetro	Hilera A	Hilera B
Masa de Suelo contaminado, kg	10198,044	12703,261
Masa de Nitrógeno, kg	11,258	14,023
Masa de Fósforo, kg	0,035	0,044
Masa de Potasio, kg	35,081	43,699

3.3. Análisis microbiológicos

Los resultados obtenidos del análisis de la muestra de tierra original realizado por el laboratorio DISerLAB de la Pontífice Universidad Católica del Ecuador indican que las bacterias nativas predominantes en el suelo fueron del tipo *Pseudomonas fluorescens* y *Bacillus cereus*. Este tipo de bacterias son las más importantes para el desarrollo de la biodegradación según lo descrito por Atlas y Chaineau,^{[4][7]}

3.3. Elaboración de abono natural

Para compensar la deficiencia de nutrientes del suelo se elaboró 900 kg de abono con 600 kg de cascarilla de arroz (66,41%) y 303,5 kg de estiércol de ganado (33,59 %). El nitrógeno total existente en este abono fue analizado por el CICAM y reportó un valor de 7565,10 mg/Kg. A fin de determinar la cantidad de abono que debería haber sido añadida a la hilera B para obtener la relación de NPK de 30:10:10 se realizó un balance de masa de estos nutrientes, estimando varias cantidades de abono a utilizar (método de prueba y error).

A mayor cantidad de abono utilizado, mayor es la relación NPK obtenida, al mantener constante la relación de nitrógeno en 30. Por lo tanto, no es posible determinar la cantidad óptima de abono ya que se obtendría una mayor relación de fósforo, pero la relación de potasio se incrementaría demasiado, es por eso que no existe una cantidad máxima de abono a utilizar para obtener las relaciones deseadas.

Se decidió utilizar todo el abono elaborado, es decir, los 900 kg, para evitar el desecho de abono elaborado; con ello, se pudo definir que la relación NPK para el suelo a tratar en la hilera B fue de 30,00:6.03:25,33. No se añadió mayor cantidad de fósforo debido a que el crecimiento microbiano se ve influido directamente por la cantidad de nitrógeno en el suelo, y el fósforo solo ayuda a que el nitrógeno sea absorbido de mejor manera por los organismos vivos presentes en los suelos.^[14]

3.3. Análisis de la biodegradación

3.3.1. Temperatura ambiente y humedad relativa

La fig. 4 indica la tendencia de la temperatura a lo largo del tiempo, comparándoles con el valor mínimo (20 °C), máximo (50 °C) y óptimo (30 °C) para su crecimiento, según lo recomendado por Eweis et al.^[8]

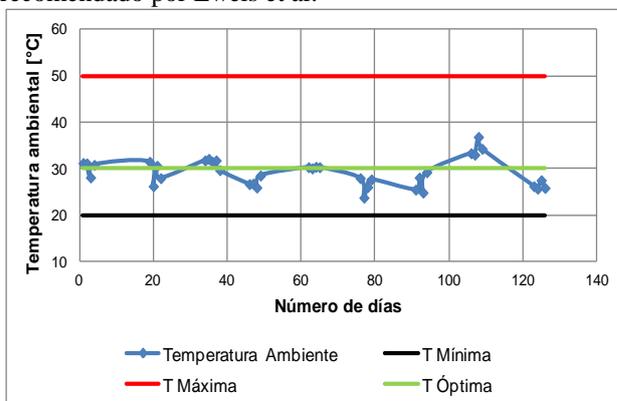


Figura 4. Monitoreo de la temperatura ambiente al compararla con los valores: mínimo, máximo y óptimo para su crecimiento

Como se puede observar, la temperatura ambiente monitoreada está cercana al valor óptimo de temperatura ambiente para crecimiento bacteriano; de igual manera, no se llega a los valores críticos para su crecimiento. Para ello, fue importante cubrir las hileras con la geomembrana por las noches, ya que de esta manera, además de haber evitado el ingreso de agua de lluvia nocturna, se evitó el descenso de la temperatura ambiente dentro de las hileras.

La fig. 5 indica la tendencia de la humedad relativa a lo largo del tiempo

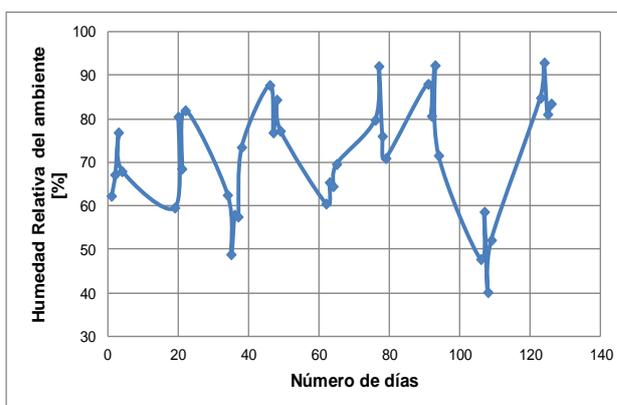


Figura 5. Medidas de humedad relativa en el lugar donde se desarrollan las bacterias

La humedad relativa del lugar es muy variada y presenta oscilaciones muy marcadas. No obstante, este es un parámetro que no influye directamente sobre el crecimiento de las bacterias, por lo cual no existen valores mínimos ni máximos recomendados para la biodegradación; pero es muy importante su evaluación ya que permite tener una idea de las precipitaciones que existieron en la zona donde se desarrolló el proyecto, tal y como se discutió anteriormente con el porcentaje de HR y la temperatura ambiente.

3.3.2. Siembra a profundidad para determinar el número de ufc

Este es uno de los parámetros más importantes a ser evaluados, ya que el crecimiento microbiano permitió determinar si era necesario añadir más nutrientes al suelo. Por tal motivo, este fue uno de los controles más estrictos que se tuvo durante el proceso, para que en función de estos resultados y del avance de la biodegradación, se tomen decisiones para la mejora del proceso.

Como se puede observar en la fig. 6, la concentración de bacterias de la hilera A fue superior a la concentración de las bacterias de la hilera B, lo que se debió a que en la hilera A se adicionaron bacterias comerciales. A pesar de que la concentración de las bacterias de la hilera B fue menor en comparación con la obtenida en la hilera A, esta estuvo muy por encima del valor límite recomendado por Eweis et al., en el que señala una cantidad mínima de $1,0E+05$ ufc/g.^[8]

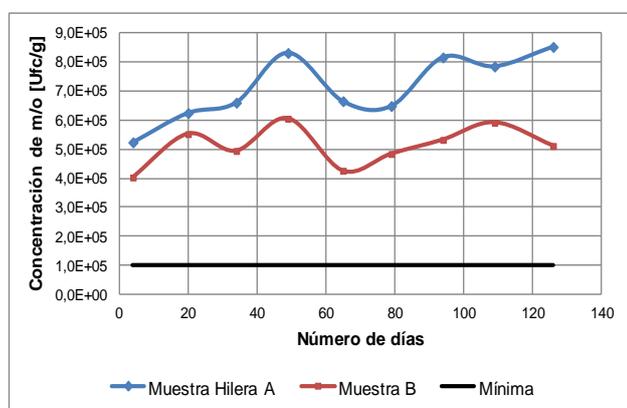


Figura 6. Concentración de microorganismos de las hileras A y B en función del tiempo y comparándolas con el valor mínimo requerido

3.3.3. Contenido de Aceites y grasas

Para una mejor visualización del decrecimiento en la C_{ag} de las muestras, se presenta la fig. 7.

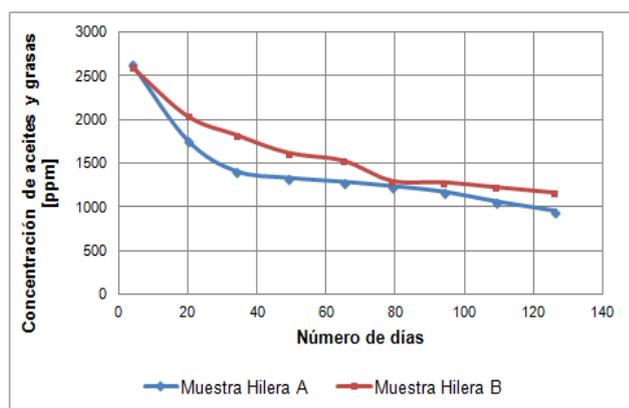


Figura 7. Concentración de Aceites y grasas de las hileras A y B en función del tiempo

El descenso en C_{ag} durante el proceso fue exponencial, es decir, aproximadamente hasta los 60 días de iniciado el proceso la disminución de la concentración fue importante y pasado este tiempo la variación fue pequeña.

Sin embargo, fue necesario monitorear este parámetro durante todo el proyecto ya que permitió determinar cuando el decrecimiento en dicha concentración sería poco significativo.

3.3.4. Concentración de TPH

La Tabla 5 muestra los valores de concentración de TPH en las muestras de las hileras A y B, comparándolos con los valores norma que regula el RAOHE en lo referido a un suelo industrial (mínimo 4000 ppm).

Tabla 5. Concentración de TPH para cada una de las muestras de las hileras A y B durante el proceso de biodegradación

Día	Concentración Hilera A (ppm)	Concentración Hilera B (ppm)	Valor Norma ¹
4	16230	16230	4000 ppm
65	5200	5220	
126	3170	3736	

¹ Según el RAOHE, en suelos para uso industrial

Cabe recalcar, que en ambas hileras se alcanzó valores inferiores a los límites permisibles para suelos industriales establecidos por la RAOHE, por lo que se puede decir que las bacterias nativas fueron aptas para la biodegradación del suelo y el uso de bacterias comerciales no es imprescindible.

3.3.5. Concentración de metales pesados

La concentración de los metales cadmio, níquel y plomo se analizaron únicamente al inicio del proceso y a los dos meses del mismo, ya que la concentración alcanzada de dichos metales en ambas hileras cumplió con la normativa que exige el RAOHE, tal y como se detalla en la Tabla 6.

Tabla 6. Resultados del análisis de cadmio, níquel y plomo en las muestras de suelo contaminado con hidrocarburos

Metal	Día	Concentración (ppm) – Muestra A	Concentración (ppm) – Muestra B	Valor Norma ¹ (ppm)
Cadmio	4	0,63	0,63	10
	65	0,433	0,608	
Níquel	4	16,9	16,9	100
	65	17	16,1	
Plomo	4	9,44	9,44	500
	65	6,51	11,8	

¹ Según el RAOHE, en suelos para uso industrial

Debido a los bajos porcentajes de disminución en la concentración de cadmio, plomo y níquel durante los dos meses de biodegradación, se puede decir que las bacterias presentes en la hilera B tuvieron dificultades para movilizar, volatilizar y/o solubilizar los metales pesados en los lixiviados, en comparación con las bacterias comerciales, a excepción de lo ocurrido con el níquel.

3.3.6. Análisis del perfil de TPH

Los cromatogramas obtenidos al inicio y al finalizar el proceso son los que se muestran a continuación:

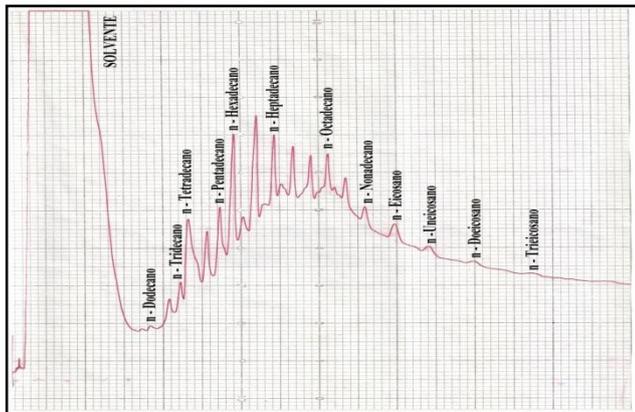


Figura 8. Cromatograma obtenido de la muestra inicial de tierra contaminada con hidrocarburos

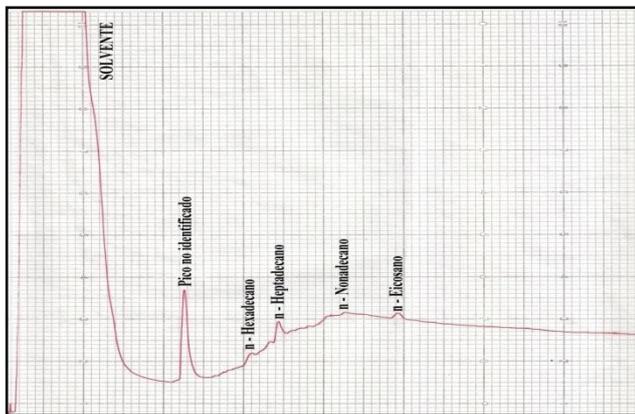


Figura 9. Cromatograma obtenido de la muestra de tierra contaminada con hidrocarburos de la hilera A a los 4 meses de proceso

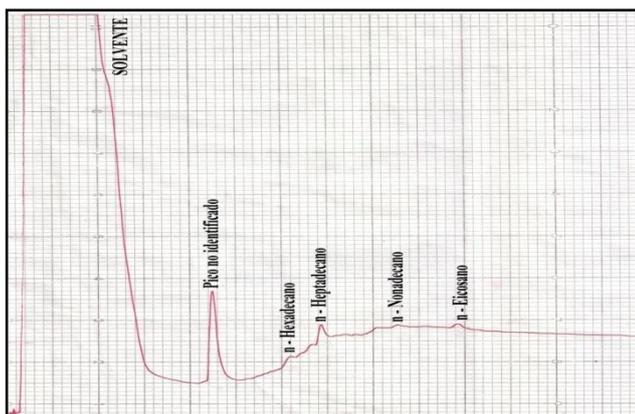


Figura 10. Cromatograma obtenido de la muestra de tierra contaminada con hidrocarburos de la hilera B a los 4 meses de proceso

La muestra inicial de la fig. 8 contiene una gran cantidad de cadenas lineales de HC identificados en la mayoría de los picos del cromatograma, las cadenas encontradas fueron desde n-dodecano (12 carbonos lineales) hasta n-tricosano (23 carbonos lineales). La tendencia de la línea base del cromatograma demuestra que existen una gran cantidad de

HC pesados, como son los de naturaleza alifática y aromática.

Las cadenas de hidrocarburos, n-Hexadecano, n-Heptadecano, n-Nonadecano y n-Eicosano son los que limitaron el proceso de biodegradación ya que tanto las bacterias AWT – B350 como las bacterias nativas no pudieron degradar por completo estas cadenas de HC. Además, como se observa en la fig. 9 y en la fig. 10, existe un pico no identificado, el cual probablemente corresponda a un HC aromático, ya que su altura es más elevada que los otros HC identificados, por lo que se descarta la posibilidad de que sea lineal.

3.3.7. Análisis de lixiviados

Al término del proceso se recolectaron en total 2155 litros de lixiviados provenientes de ambas hileras, a los cuales se realizó un análisis de TPH y cuyos resultados se muestran en la Tabla 7:

Tabla 7. Resultados finales de los lixiviados de las hileras A y B

Parámetro	Hilera A	Hilera B
Volumen (l)	1325,10	830,03
Concentración de TPH (mg/l)	1,0	0,4
Valor Norma ¹ (mg/l)	20	

¹ Según el RAOHE, en suelos para agua contaminada con HC en descarga a continente

Cabe señalar que no se analizó la concentración de metales pesados como cadmio, plomo y níquel en las muestras de lixiviado debido a que la concentración de estos metales en el suelo inicial estaban muy por debajo del límite que exige el RAOHE, por lo que no existía el peligro de que al disminuir la concentración de estos metales en el suelo se contaminara el agua con valores no permisibles.

3.3. Disposición final

Sobre la base de los resultados presentados en la Tabla 5 de la concentración de TPH de las muestras de suelos contaminados para los dos procesos, y dado a que para ambas hileras se cumplió con los valores que exige el RAOHE en lo referido a tierras contaminadas de uso industrial, se decidió colocar esta tierra como base para las diferentes construcciones que realiza INCINEROX en el lugar donde se desarrolló el proyecto. Para ello solo fue necesaria la extracción de la geomembrana que separaba el suelo nativo de las tierras contaminadas, y se niveló el suelo con la ayuda de una gallineta, el terreno quedó en condiciones para la elaboración de bodegas de material que recoge la empresa INCINEROX.

En la Tabla 7 se observa que la concentración de TPH de los lixiviados de las muestras de las hileras A y B, estaba muy por debajo del valor norma exigido por el RAOHE para agua contaminada con HC, por lo que a los 2155,13 litros de

lixiviado se empleó en las construcciones que se lleva a cabo en la empresa INCINEROX.

Cabe recalcar que tanto los suelos ya tratados por el método de landfarming como el agua proveniente de lixiviados del proceso, cumplen con las regulaciones que exige el RAOHE, por tanto, la disposición antes descrita fue solo una alternativa de solución que se dio a dicho material.

3.4. Análisis del costo – beneficio del proyecto

Sobre la base de la matriz en MS Excel™ con los costos de cada uno de los parámetros indicados anteriormente, se tiene la Tabla 8 que muestra los diferentes costos anuales que genera tratar una cierta cantidad de tierra contaminada en la hilera A (con un costo fijo anual de \$ 11993,49), mientras que la Tabla 9 muestra las cantidades de suelo por tratar en la hilera B (con un costo fijo anual de \$ 11978,74):

Tabla 8. Valores para determinar el punto de equilibrio económico del proceso en la hilera A

Masa de tierra por descontaminar al año(kg)	Costos variables (\$)	Costos totales (\$)	Ingresos (\$)
0,00	0,00	11993,49	0,00
6118,83	1159,36	13152,85	6118,83
12237,65	2318,72	14312,21	12237,65
24475,30	4637,44	16630,93	24475,30
30594,13	5796,80	17790,29	30594,13

Tabla 9. Valores para determinar el punto de equilibrio económico del proceso en la hilera B

Masa de tierra por descontaminar al año(kg)	Costos variables (\$)	Costos totales (\$)	Ingresos (\$)
0	0,00	11978,74	0,00
7621,96	2904,24	14882,97	7621,96
22865,87	8712,71	20691,45	22865,87
30487,83	11616,95	23595,69	30487,83
38109,78	14521,18	26499,92	38109,78

Los puntos de equilibrio obtenidos se muestran en la fig. 11 y la fig. 12.

El punto de equilibrio se da cuando los costos totales igualan a los ingresos; en la fig. 11 se puede observar que esto ocurre al tratar 15000 kg de tierra contaminada en la hilera A y generan ingresos por \$ 15000,00. En la fig. 12, el punto de equilibrio se da al tratar 19400 kg de tierra contaminada en la hilera B y generan ingresos de \$ 19400,00.

Además de esto, en el proceso de la hilera A se tiene un flujo de capital luego de los impuestos de \$ 6448,11 al año, con una tasa interna de retorno del 23,51%. Por su parte, en el tratamiento en la hilera B, se tiene un flujo de capital luego de los impuestos de \$ 5791,42 anuales, con una tasa interna de retorno del 12,27. Por tal motivo, el tratamiento de

biodegradación al usar bacterias comerciales (AWT – B350) es más rentable que el uso de las bacterias nativas con la adición del abono como fuente de nutrientes.

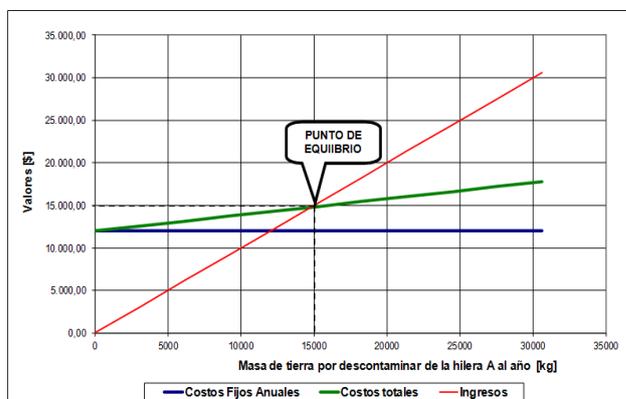


Figura 11. Punto de equilibrio del proceso de biodegradación en la hilera A

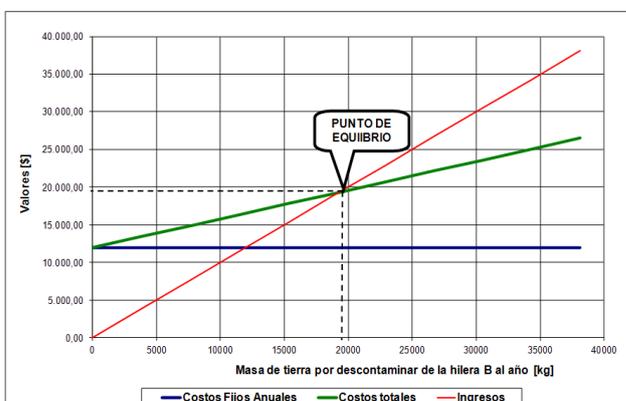


Figura 12. Punto de equilibrio del proceso de biodegradación en la hilera B

Finalmente, en la Tabla 10 se presentan los valores de la utilidad neta anual para la hilera A y en la Tabla 11 se indica la utilidad neta generada en la hilera B:

Tabla 10. Utilidad neta anual generada en el proceso de la hilera A

Designación	Valor (\$)	Porcentaje sobre ventas (%)
<u>Ventas</u>	30594,13	100,00
(-) Costos de producción	18870,29	61,68
Utilidad bruta por ventas	11723,84	38,32
Utilidad neta por ventas	11723,84	38,32
Utilidad bruta en operaciones	11723,84	38,32
(-) Impuesto a la renta	5275,73	17,24
Utilidad neta en operaciones	6448,11	21,08

Como se puede observar en la Tabla 10, el proceso de biodegradación usando bacterias comerciales (AWT – B350) genera una utilidad neta anual de \$ 6448,11, que equivale al 21,08 % del total de las ventas, es decir, de los ingresos obtenidos por biodegradar la tierra contaminada con hidrocarburos. Mientras tanto, como se muestra en la Tabla 11, la biodegradación usando bacterias nativas y el abono elaborado genera una utilidad neta anual de \$ 5791,42,

equivalente al 15,20 % del total de las ventas generadas al usar este tipo de proceso.

Tabla 11. Utilidad neta anual generada en el proceso de la hilera B

Designación	Valor (\$)	Porcentaje sobre ventas (%)
Ventas	38109,78	100,00
(-) Costos de producción	27579,92	72,37
Utilidad bruta por ventas	10529,86	27,63
Utilidad neta por ventas	10529,86	27,63
Utilidad bruta en operaciones	10529,86	27,63
(-) Impuesto a la renta	4738,44	12,43
Utilidad neta en operaciones	5791,42	15,20

4. CONCLUSIONES

La tierra con la que se trabajó contuvo 64,85 % de partículas finas (limo y arcilla), por lo que se la consideró como un suelo cohesivo, con alta retención de agua y baja permeabilidad. El 35,15 % restante correspondió a partículas gruesas provenientes de grava y arena.

En la hilera A se biodegradó 10,20 Ton de tierra contaminada con hidrocarburos al usar las bacterias comerciales AWT – B350, mientras que en la hilera B se logró tratar 12,70 Ton, al usar un abono orgánico elaborado con cascarilla de arroz y estiércol de ganado.

La humedad del suelo se mantuvo en los rangos establecidos para una biodegradación por el método de landfarming (entre 12 y 30 %), y fue más notoria la humedad de la hilera A, puesto que para este proceso no se colocó un agente esponjante como cascarilla de arroz, por recomendación del proveedor.

El pH de la tierra proveniente de las muestras de las hileras A y B se mantuvieron entre 6,0 y 8,0; por lo tanto, el proceso se desarrolló bajo las condiciones recomendadas para la biodegradación por el método de landfarming y no fue necesaria la adición de sustancias que permitan regular el pH hasta dichos valores.

La tierra contaminada tuvo una relación NPK de: 3,20:0,01:10,00, por tal motivo, fue necesaria la adición a la hilera B de 900 kg de abono, hecho con 534 kg de cascarilla de arroz y 102 kg de estiércol de ganado, con lo que se llegó a obtener una relación NPK de 30,00:6,03; 25,33; además no fue necesaria la adición de fósforo a la tierra de esta hilera puesto que las bacterias se desarrollaron con normalidad. A la tierra de la hilera A no fue necesaria ninguna adición de nutrientes, puesto que el proveedor de las bacterias comerciales AWT – B350 indicó que dichas bacterias se desarrollan bajo cualquier condición de suelo.

Las principales bacterias presentes en las muestras de tierra fueron del tipo *Pseudomonas fluorescens* y *Bacillus cereus*,

este tipo de m/o fueron las principales fuentes de biodegradación, ya que además la tierra presentó alto contenido de hongos y levaduras, que se evidenció al momento de la siembra para la identificación de ufc/g.

Tanto en la hilera A como en la hilera B, la concentración de bacterias presentes estuvieron sobre los valores recomendados para la biodegradación por el método de landfarming (1,0E+05 ufc/g). Por tal motivo, por un lado se comprueba experimentalmente la eficiencia de las bacterias comerciales AWT – B350, ya que se adaptaron fácilmente al medio en las que se mantuvieron; y por otro lado, no fue necesaria la adición de mayor cantidad de nutrientes en la hilera B, ya que las bacterias presentes en dicha hilera se desarrollaron con normalidad, aunque su concentración fue menor que en la hilera A.

Se cumplió con el objetivo de biodegradar los suelos contaminados con hidrocarburos desde 16230 ppm de TPH hasta valores que cumplan lo que exige el RAOHE que es 4000 ppm para suelos industriales, tanto en la hilera A (3170 ppm) como en la hilera B (3736 ppm).

La muestra original presentó 16 cadenas de hidrocarburos lineales diferentes, se inició en dodecano (12 carbonos) hasta tricosano (23 carbonos). Conforme avanzó el proceso de biodegradación, algunas de las cadenas desaparecieron por completo y otras llegaron a disminuir en su concentración, se llegó a tener al final del proceso solo 4 cadenas de hidrocarburos lineales diferentes: n-Hexadecano, n-Heptadecano, n-Nonadecano y n-Eicosano.

Las muestras de la hilera A y B cumplen desde un inicio con la normativa ambiental que exige el RAOHE para suelos contaminados con hidrocarburos para uso industrial en la concentración de los siguientes metales pesados: cadmio, plomo y níquel. Por tal motivo, las muestras tomadas a la mitad del proceso también lo cumplen y como consecuencia no se analizó la concentración de los metales antes mencionados al final del proceso. Tanto en la tierra de la hilera A como de la hilera B, existió variación en la concentración de los metales pesados: cadmio, plomo y níquel a lo largo del proceso de biodegradación. Esta variación se debió a la movilidad existente en la tierra, a la volatilización a la atmósfera y/o al arrastre en los lixiviados debido a que pueden generarse sales solubles en agua.

Se recolectaron 1325,10 litros de lixiviados de la hilera A con una concentración de TPH de 1,0 mg/l, mientras que para la hilera B se recolectaron 830,03 litros de lixiviados con una concentración de TPH de 0,4 mg/l. Con ello se dispuso que los lixiviados generados sean utilizados como material de construcción.

Dada las concentraciones de TPH de los suelos contaminados por HC y de los lixiviados de los procesos desarrollados en las hileras A y B, los cuales cumplen con las regulaciones que exige el RAOHE, la disposición que se dio para los suelos y el agua fue de base para construcciones que se

efectúan en las instalaciones de INCINEROX, ésta solo una alternativa ya que se pudo dar cualquier solución para los materiales antes mencionados.

Se ha considerado un precio para el proceso de biodegradación por el método de landfarming, tanto en la hilera A como en la hilera B, de \$ 1,00 por cada kg de suelo a tratar. Con ello, para el análisis económico del proceso en la hilera A, se obtiene una tasa interna de retorno del 25,51 % y una utilidad neta en operaciones de \$ 6448,11 anuales; mientras que para la hilera B se tiene una tasa interna de retorno del 12,27 % con una utilidad neta en operaciones de \$ 5791,42 anuales.

ABREVIATURAS

σ:	Desviación estándar
APHA:	American Public Health Association
ASTM:	American Section of the International Association for Testing Materials
AWT:	Andean Water Treatment
AyG:	Aceites y grasas
Cag:	Concentración de aceites y grasas
CICAM:	Centro de Investigaciones y Control Ambiental
EPA:	Environmental Protection Agency
EPN:	Escuela Politécnica Nacional
HC:	Hidrocarburos
HR:	Humedad Relativa
m/o:	Microorganismo
NPK:	Nitrógeno – Fósforo – Potasio
OCP:	Oleoducto de crudos pesados
pH:	Potencial de hidrógeno
PUCE:	Pontífice Universidad Católica del Ecuador
RAOHE:	Reglamento Sustitutivo al Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador
SOTE:	Sistema de Oleoducto Transecuatoriano
T:	Temperatura
TIR:	Tasa Interna de Retorno
TPH:	Total Petroleum Hydrocarbons
ufc:	Unidades formadoras de colonias
VAN:	Valor Actual Neto

REFERENCIAS

- [1] M. Albán, M. Barragán, R. Bedón, R. Crespo, H. Echeverría, M. Hidalgo, G. Muñoz y S. Suárez, (2011). Ecuador Ambiental 1996-2011 – Un recorrido propositivo. *Centro Ecuatoriano de Derecho Ambiental* (1), pp.1-138.
- [2] J. A. Alfonso y E. B. Posadas, (2010). Elaboración de abono orgánico. Recuperado de <http://www.gotaverde.org/userfiles/file/D17i%20-%20FHIA%20Manual%20Elaboracion%20de%20abono%20organico%20a%20partir%20de%20cascarrilla%20de%20pinon.pdf> (Diciembre, 2010).
- [3] B. Alloway, “The Mobilization of Trace Elements in Soils”. París: INRA, 1995 pp. 285-298.
- [4] R. Atlas y R. Bartha, “Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental”. Madrid: Pearson Educación, 2002, p. 677.
- [5] C. Buduba. (2004). Muestreo de suelos, criterios básicos. *Patagonia Forestal* (1), pp.9-12.
- [6] M. Buesa. (1981). Bacillus cereus: epidemiología, patogenicidad y patogenia. *Revista Cubana de Medicina Tropical*. 33(2), pp. 121-127.
- [7] C. Chaineau, H. Morel y J. Oudot. (1995). Microbial degradation in soil and water microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings. *Env. Sci. Technol.* 29(3), pp. 1615-1621.
- [8] D. Chang, S. Ergas, E. Schroeder y J. Eweis, “Principios de Biorrecuperación”. Madrid: McGrawHill, 1999, pp. 34-253.
- [9] M. Evans y J. Fuchs. (1988). Persistence of oiling in musselbeds after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research*, 51(2), pp. 167-190.
- [10] F. M. García, V. J. Martín, y A. J. Maza, “Ingeniería de ríos: Origen y propiedades de los sedimentos”, 2da ed., Barcelona, España: UPC, 2006, p.328.
- [11] J. Govan y V. Deretic. (1996). Microbial pathogenesis in cystic fibrosis: mucoid Pseudomonas aeruginosa and Burkholderia cepacia. *Microbiol. Rev.* 60(1), pp. 539-574.
- [12] W. Guaranda, (2010). Acciones judiciales por derrames de petróleo. Recuperado de http://www.inredh.org/index.php?option=com_content&view=article&id=151%3Aac.pdf (Abril, 2013).
- [13] Incinerox Cia. Ltda. (2010). *Datos de tierras contaminadas por hidrocarburos*. Departamento Comercial Incinerox Cia. Ltda.
- [14] J. P. Irañeta, A. C. Malumbres, L. M. Sánchez, J. F. Torrecilla y E. M. Díaz, (2010). Abonos: Tipos y usos. Recuperado de <http://www.navarraagraria.com/n185/arvulne3.pdf> (Febrero, 2011).
- [15] M. T. Madigan, J. M. Martinko y J. Parker, “Brock, Biología de los microorganismos”, 10a ed., Madrid, España: Pearson Prentice Hall, 2003.
- [16] Manual on test sieving methods, 4ta ed., ASTM, West Conshohocken, Estados Unidos de Norte América, 1998, pp. 1-7.
- [17] L. Montenegro, “Tratamiento de derrames de petróleo en suelos”, Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera Química, Dept. Ing. Química, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 1996.
- [18] T. Molina y L. Robles, (2012). Quinto derrame de hidrocarburos en Ecuador en el 2012. Recuperado de <http://www.oilwatch.org/doc/paises/ecuador/ecuadorderrames2012.pdf> (Abril, 2013).
- [19] G. Noboa (2001). *Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador*. Capítulo XII – Límites permisibles, Art. 86 – Parámetros, Anexo 2, Tabla 6, Decreto No. 1215, publicado en el Registro Oficial No. 265.
- [20] R. Novo, “Manual de Microbiología Agrícola”. La Habana, Cuba, 2003.
- [21] Partition-Gravimetric Method, APHA 5520 B, 1997.
- [22] Residue, Total (Gravimetric, Dried at 103-105°C), EPA, 1999.
- [23] E. Riser, “Bioremediation of petroleum contaminated sites”, 1ra ed., Washington D. C., Estados Unidos: C.K. SMOLEY, 1992, pp.1-9.
- [24] S. Romero, “Propuesta de desarrollo del agroturismo para uso de suelos biorremediados, en el Campo Sacha, provincia de Sucumbíos, por Pepda-Petroproducción”, Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera Agroindustrial, Dpt. Alimentos, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 2010.
- [25] W. Schmidt, (2005). Suelos contaminados con hidrocarburos: la biorremediación como una solución ecológicamente compatible. Recuperado de <http://www.uhu.es/masteria/master/material/405.pdf> (Octubre, 2010).
- [26] Standard Practice for Description and Identification of Soils (Visual-Manual Procedure), ASTM D2488 - 09a, 2009.
- [27] Standard Test Method for pH of Peat Materials, ASTM D2976 – 71, 2004.
- [28] Standard Test Method for Density, Relative Density (Specific Gravity), and Absorption of Coarse Aggregate, ASTM C127 – 12, 2012.
- [29] M. Zambrano, “Tratamiento biológico de los lodos depositados en los tanques de almacenamiento de combustibles en el terminal El Beaterio”. Proyecto de titulación previo a la obtención del título de Ingeniera Química, Dept. Ing. Química, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 2002.

Diseño De Un Sistema De Tratamiento De Los Lixiviados Generados Por La Disposición No Controlada De Polvo De Acería Sobre Suelo

Ruiz M.*; Guevara A.*; De la Torre E.*

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Quito, Ecuador
e-mail: magaruhi@yahoo.es; alicia.guevara@epn.edu.ec; ernesto.delatorre@epn.edu.ec

Resumen: El presente trabajo aborda el diseño de un sistema de tratamiento de los lixiviados generados por la disposición no controlada de polvo de acería sobre suelo agrícola. Para esto, se colocaron 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo en columnas de vidrio de 6 cm de diámetro y 75 cm de altura; los sistemas se irrigaron con flujos constantes de agua de 0.15 mL/h equivalentes a la precipitación promedio anual de la serranía ecuatoriana. A fin de evitar el efecto pared y garantizar una distribución uniforme del agua en toda la sección transversal, se colocó tela de lana de vidrio sobre el sólido. Los lixiviados generados se recolectaron cada tres días durante cuatro meses y se caracterizaron por espectrofotometría de absorción atómica, encontrándose que presentaban concentraciones de cromo mayores a 0.5 mg/L, límite especificado por el TULAS para las descargas líquidas a agua dulce. A continuación los efluentes se estabilizaron con cemento y cal en relaciones líquido/sólido de 0.4, 0.5 y 0.6, hallándose que las dos primeras entregan un producto que cumple con la humedad recomendada de 10 % para su confinamiento en rellenos sanitarios. Finalmente, con base en los resultados obtenidos, se diseñó un sistema de tratamiento de 2 m³ mensuales de líquido, proponiéndose el siguiente proceso: mezcla del lixiviado en relaciones líquido/sólido de 0.5 respecto al cemento y 2.0 respecto a la cal; moldeo y compactación de la mezcla; curado y secado de los bloques cada tres días; y transporte de los bloques al relleno sanitario. Para esto, se requiere una inversión inicial de US\$ 38 782.00 y un capital de operación mensual de US\$ 803.48.

Palabras clave: lixiviado, suelo, polvo de acería, contaminación

Abstract: This paper addresses the design of a treatment system for leachate generated by the uncontrolled disposal of steel dust on agricultural land. For the development of the methodology presented in this manuscript, columns of glass (6 cm diameter), where were placed 15 cm of steel dust on 50 cm of soil, were installed. The columns were irrigated with constant fluxes of water equivalent to the average precipitations of the Ecuadorian Highland region (0.15 mL/h). To avoid the "wall effect", fiberglass (6 cm diameter, 0.8 mm thickness) was located on the solid in order to distribute the water uniformly throughout the transversal section. Leachates were collected every three days during four months and characterized by atomic absorption spectrophotometry. Thus, it was found that the effluents exceeded the maximum permitted concentration of chromium and arsenic in Ecuador for may be discharged into freshwater bodies. Subsequently, the effluent was stabilized with cement and lime in liquid/solid ratios of 0.4, 0.5 and 0.6; the liquid/solid ratios of 0.4 and 0.5 allow obtaining blocks that meet the recommended moisture to be confined in landfills (10 %). Finally, a treatment system of 2m³/month capacity was designed based on the results. Thereby, the following process was proposed: mixing of the leachate in liquid/solid ratios of 0.5 and 2.0 relative to cement and lime respectively, molding and compacting of the mixture, curing and drying of the blocks every three days and transportation of the blocks to the landfill. This system requires an initial investment of US\$ 38 782.00 and an operating costs of US\$ 803.48 monthly.

Keywords: leachate, soil, steel dust, pollution, stabilization

1. INTRODUCCIÓN

La demanda nacional y mundial de acero aumenta a un ritmo importante, especialmente a causa del crecimiento de las economías emergentes [1]. La Asociación Mundial del Acero [2] reportó para el 2012 una producción mundial de 1 518 millones de toneladas, pese a la crisis económica de la Unión Europea que afectó gravemente al sector de la construcción. [1]

La tasa de generación de polvos residuales de acería se estima entre 12 y 14 kg de polvo por tonelada de acero manufacturada [3], lo que se traduce en una producción de más de 17 millones de toneladas de este desecho con base en la cifra señalada para el 2012 por la Asociación

Mundial del Acero[2]. En Ecuador, Acería del Ecuador C.A. [4] reporta 1 000 t anuales de este residuo, mientras que en Novacero S.A. se obtienen 3 200 t de polvo de acería al año. [5]

El polvo de acería es un residuo tóxico con alto contenido de metales pesados y tendencia a generar lixiviados de elevada alcalinidad. Varios autores lo definen como un residuo peligroso y alertan sobre la posibilidad de percolación de sus elementos pesados desde las capas superiores del suelo hasta acuíferos subterráneos.

Consecuentemente, la disposición en el suelo de este desecho peligroso amenaza no sólo con la contaminación de éste sino también del agua. [6]

En Lasso, una región agrícola ecuatoriana, el polvo de acería que se genera en determinadas plantas de reciclaje de chatarra se dispone como relleno en quebradas, lo cual constituye una práctica inadecuada debido a la probable lixiviación de los metales pesados por el agua de lluvia o por los ácidos generados por los microorganismos presentes en el suelo, ocasionando percolación de los mismos hasta alcanzar el manto freático de la zona. [3] Adicionalmente, el desecho está expuesto al aire libre, de modo que fácilmente puede ser transportado por el viento hasta la superficie de los suelos cultivables del área.

La normativa ambiental vigente en Ecuador controla con severidad las prácticas de la industria siderúrgica y establece sanciones muy fuertes a las empresas que, por sus operaciones, provoquen daños al entorno. La Constitución política de Ecuador indica en el artículo 396 que “cada uno de los actores de los procesos de producción, distribución, comercialización y uso de bienes o servicios asumirá la responsabilidad directa de prevenir cualquier impacto ambiental, de mitigar y reparar los daños que ha causado, y de mantener un sistema de control ambiental permanente.” [7]. Por lo tanto, el diseño de un sistema de tratamiento de los desechos líquidos generados por la disposición no controlada de polvo de acería sobre suelo agrícola aporta con una solución a esta inadecuada práctica de la industria del acero.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de la metodología se procedió con la recolección y caracterización de muestras de suelo y polvo de acería; ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo; y la estabilización de éstos con cemento Portland y cal.

A. *Recolección y caracterización de las muestras de suelo y polvo de acería*

Se recolectó una muestra representativa de 5 kg de polvo de acería y, en la zona agrícola aledaña Cuchitingue, 50 kg de suelo cultivable no afectado. Las muestras obtenidas se caracterizaron física y químicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad real y aparente, porosidad, humedad, pH, conductividad y granulometría, además del contenido total de: Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb y Zn por absorción atómica. Además se desarrolló una prueba toxicológica TCLP sobre el polvo de acería con base en la metodología EPA 1311.

B. *Ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola*

Para evaluar el riesgo de contaminación del suelo y del medio hídrico debido a la percolación de los elementos que componen el polvo de acería, se procedió con ensayos en columna. Para ello se dispusieron tres columnas de vidrio de 6 cm de diámetro y 75 cm de altura a modo de lisímetros de drenaje. En la base de los lisímetros se colocó 5 cm de material filtrante (granito, malla 4 - 6) que permitió el paso del líquido percolado hacia el espacio colector. El espacio colector se conformó de un embudo que conectó la parte más baja de la columna con un vaso de precipitación de 250 mL, mientras que en la cámara de drenaje se colocó 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo. Las columnas se sometieron a flujos constantes de agua potable de 0.15 mL/h equivalentes a la precipitación media anual de Latacunga igual a 455 mm [8].

Como resultado de la percolación del líquido a través de las capas de polvo y suelo en las columnas se obtuvieron lixiviados sobre los cuales se determinaron el caudal, el pH y la concentración de Ag, Al, As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Hg, Ni, Pb, Si, V, Zn y carbono orgánico total. Los datos obtenidos para cada parámetro se analizaron con el método ADEVA en el programa StatGraphics.

C. *Estabilización de los lixiviados con cemento Portland y cal*

Para estabilizar los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo se los estabilizó en distintas cantidades (80mL, 100mL y 120 mL de agua) con 160 g de cemento Portland y 40 g de cal, siendo el lixiviado el agente de fraguado de la mezcla.

Los sólidos estabilizados se caracterizaron física y químicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad aparente, humedad, pH y conductividad. Adicionalmente se desarrolló una prueba toxicológica TCLP (EPA 1311) y un ensayo de resistencia a la compresión (INEN 1485), a fin de comprobar si los bloques pueden ser depositados en celdas de confinamiento superficiales.

D. *Diseño del sistema propuesto para el tratamiento de los lixiviados*

Determinados el caudal promedio de los lixiviados y la mejor formulación para la estabilización de los efluentes con cemento y cal, se diseñó el sistema de tratamiento y se dimensionaron los equipos necesarios para la encapsulación del lixiviado. Dado que el flujo de agua potable irrigada a los

lisímetros fue teóricamente igual a la tasa de precipitación de la región cuyo suelo se empleó en la presente investigación, se asumió que el caudal de descarga de los lixiviados en las columnas es el mismo en el área de transferencia que le corresponde, de modo que la capacidad del sistema de tratamiento se determinó mediante un escalado con áreas, resultando igual a 2 m³/mes.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Caracterización del suelo y del polvo de acería

Las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola cultivable y del polvo de acería originales se exponen a continuación, en la **Tabla 5**.

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas iniciales del suelo agrícola y el polvo de acería

Propiedad	Unidad	Suelo	Polvo
Densidad aparente	g/mL	0.8	0.9
Densidad real	g/mL	1.8	2.5
Porosidad	%	52.9	62.8
Humedad	%	8.1	3.6
pH	-	6.9	12.7
Conductividad	µS/cm	235	344
Tamaño de partícula d50	µm	112.3	94.0

Con base en la información presentada en la **Tabla 5**, se comprueba que el polvo de acería es un residuo sólido peligroso, pues al menos el 50% de las partículas que lo componen tienen un diámetro inferior a 100 µm, siendo perjudiciales para la salud humana porque pueden causar daños al sistema respiratorio. El pH del suelo agrícola lo clasifica como neutro y la conductividad como normal, mientras que el polvo de acería resulta excesivamente alcalino y ligeramente salino.

En la **Tabla 6** se presenta la composición del suelo agrícola, determinada por espectrofotometría de absorción atómica al inicio y final de los ensayos en columna.

Tabla 6. Composición elemental inicial y final del suelo agrícola

Elemento	Unidades	Concentración	
		Muestra inicial	Muestra final
Na	%	43.7	40.2
Ca	%	14.2	13.5
K	%	11.0	10.9
Al	%	6.2	6.1
Fe	%	2.7	2.6
K	%	11.0	10.7
Pb	mg/kg	315.5	235.1
Zn	mg/kg	313.9	384.9
Cr	mg/kg	89.6	106.9
Cu	mg/kg	78.0	41.6

De los elementos acumulados en el complejo del suelo agrícola, el sodio es el que manifiesta en la mayor proporción, seguido del calcio, potasio y aluminio. El plomo, zinc, cromo y cobre, al contrario, se presentan en

concentraciones traza. Sin embargo, se evidencia la incorporación de cromo y zinc al suelo agrícola afectado con polvo de acería, y una dilución del resto de elementos indicados. Esto demuestra que el polvo de acería aporta con una importante cantidad de cromo y zinc al suelo.

En la **Tabla 7** se anota en seguida la composición elemental del polvo de acería antes y después del desarrollo de los ensayos en columna, determinada por espectrofotometría de absorción atómica. Los datos tabulados evidencian que éste es un residuo peligroso a causa de la presencia de elementos pesados como zinc, plomo y cadmio. La especie más concentrada es el zinc, un metal con baja solubilidad en el acero y la escoria fundida. Sin embargo, el polvo de acería es un desecho rico en zinc aún después de la percolación del agua potable.

Tabla 7. Composición elemental inicial y final del polvo de acería

Elemento	Unidades	Concentración	
		Muestra inicial	Muestra final
Zn	%	16.4	15.6
Fe	%	9.8	8.7
Cd	%	0.8	0.4
Pb	mg/kg	124.1	106.3

A continuación se presenta la **Tabla 8**, en la que se exponen los resultados obtenidos para la caracterización toxicológica de la muestra de polvo de acería inicial. En ésta se advierte que, en el marco de la normativa EPA 1311, con la que se determina la toxicidad de residuos industriales, la concentración de cadmio y plomo supera el máximo permisible en 11 y 39 veces respectivamente, de modo que el polvo de acería se clasifica como un residuo tóxico.

Tabla 8. Caracterización toxicológica del polvo de acería conforme al método EPA 1311

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)	Límite máximo permisible (mg/L)*
Pb	195.0	5.0
Cd	11.00	1.00
As	0.7	5.0
Ni	0.4	2.0
Ba	0.2	100.0
Fe	0.1	30.0
Cr	0.1	5.0

*Fuente: Environmental Protection Agency, 2003 [9]

B. Caracterización química de los lixiviados generados por el polvo de acería percolados a través de suelo agrícola

A continuación se representa gráficamente, en la **Figura 12**, el perfil en el tiempo de los metales pesados que superaron los límites máximos establecidas por la normativa ecuatoriana TULAS, Libro VI, Anexo 1, titulado "Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Agua", para la descarga de efluentes a cuerpos de agua dulce. Éstos corresponden al cromo y al arsénico, cuya concentración es mayor a 0.5 y 0.1 mg/L respectivamente [10] en determinados puntos.

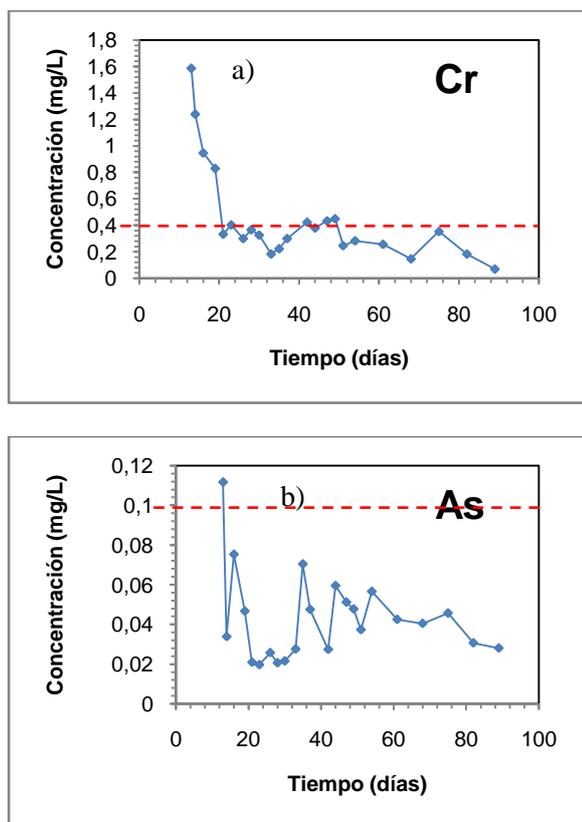


Figura 12. Concentración de a) Cr y b) As en los lixiviados en función del tiempo

Enfrentando los valores representados en la Figura 12 a la normativa ecuatoriana TULAS (Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes: Recurso Agua), se advierte que el cromo supera el límite máximo establecido, y en una proporción hasta tres veces mayor, durante los primeros 19 días de ensayo, de modo que los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo agrícola no podrían ser descargados a cuerpos de agua dulce. Se advierte lo mismo para el arsénico, sólo que éste supera el valor máximo de 0.1 mg/L en un único punto al inicio del ensayo. Cabe indicar que respecto al resto de elementos analizados, la concentración máxima establecida no se supera durante el período de cuatro meses de los ensayos en columna.

En la Figura13 se representa a continuación el contenido de carbón orgánico de los lixiviados en el tiempo. En ésta se advierte que el contenido de carbón orgánico de los lixiviados se mantiene prácticamente constante, lo cual sugiere que la deficiente aireación del suelo agrícola impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación.

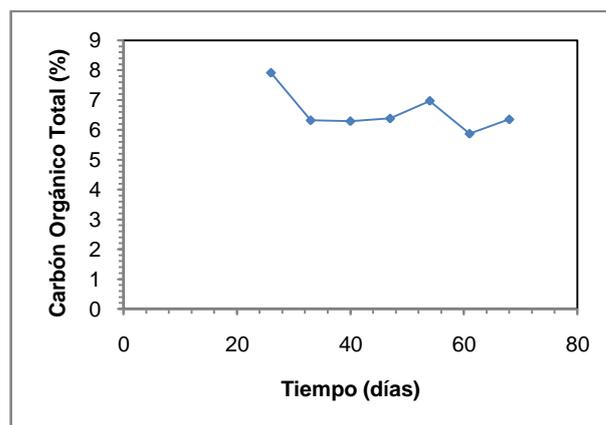


Figura13. Carbono orgánico total de los lixiviados en función del tiempo

En la Figura14 se representa el pH de los lixiviados en función del tiempo y el límite máximo establecido en por la normativa TULAS para el pH de los efluentes descargados a cuerpos de agua dulce.

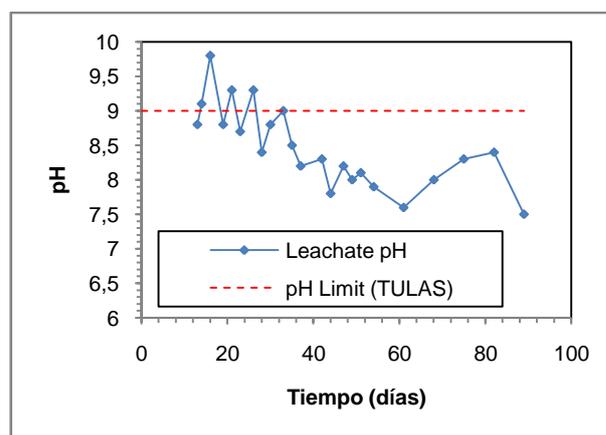


Figura14. pH de los lixiviados en función del tiempo

En la Figura14 se advierte que durante los primeros 30 días los lixiviados superaron el límite establecido para el pH de los efluentes descargados a los cuerpos de agua dulce, igual a 9 en la normativa TULAS [10], pero posteriormente el pH no sobrepasó el límite. Asimismo, se nota que el pH de los lixiviados no supera el valor de 11, lo cual explica la baja tasa de disolución de elementos como el plomo (soluble en rangos de pH de 12 a 13). Sin embargo, se observa una tendencia a la baja de esta propiedad con el tiempo, lo que implica una acidificación de los líquidos y por tanto una mayor tasa de disolución de los elementos cuya solubilidad aumenta con la disminución del pH.

C. Estabilización por encapsulación de los lixiviados

Los resultados de la estabilización de los lixiviados con cemento y cal se presentan a continuación, en la Tabla9. Éstos se refieren a la densidad, humedad, pH, conductividad y

resistencia a la compresión de los sólidos estabilizados con las distintas formulaciones.

Tabla9. Propiedades físicas y químicas de los sólidos estabilizados

Propiedad	Unidad	L/S = 0.4*	L/S = 0.5*	L/S = 0.6*	Límite**
Densidad	g/mL	0.57	0.57	0.62	–
Humedad	%	5.44	8.15	11.33	<10
pH	–	7.65	7.72	8.47	4 – 13
Conductividad	μS/cm	307	294	288	<100 000
Resistencia a la compresión	kPa	964.91	771.60	584.42	>50

*L/S = masa de líquido/masa de sólido

**Fuente: Ruiz, 2003 [11]

Como se observa en la Tabla9, el sólido estabilizado con una relación L/S igual a 0.6 no cumple con el límite establecido para la humedad, aunque no se advierte ningún problema respecto a los otros parámetros. En cambio, las propiedades de los sólidos obtenidos con las relaciones L/S igual a 0.4 y 0.5 satisfacen los límites fijados para todas las propiedades. En la **Tabla10** se exponen los resultados registrados para la caracterización toxicológica de los sólidos estabilizados. Además se incluyen los límites de toxicidad de metales lixiviados mediante la metodología EPA 1311, a fin de determinar si las muestras ensayadas se consideran tóxicas.

Tabla10. Caracterización toxicológica de los sólidos estabilizados conforme al método EPA 1311

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)			Límite máximo permisible (mg/L) **
	L/S = 0.4*	L/S = 0.5*	L/S = 0.6*	
As	0.0495	0.0986	0.0062	5.0
Cd	<0.01	<0.01	<0.01	1.0
Cr	0.03	0.38	0.48	5.0
Fe	8.27	1.48	7.77	30.0
Ni	<0.01	<0.01	<0.01	2.0
Pb	<0.10	<0.10	<0.10	5.0
Se	0.04	0.05	0.02	1.0

*L/S = masa de líquido/masa de sólido

**Fuente: Environmental Protection Agency, 2003 [9]

Con base en la metodología EPA 1311 y la información tabulada en la Tabla10, se infiere que los sólidos obtenidos a partir de la estabilización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola no pueden ser considerados tóxicos.

En conclusión, la mejor formulación para la estabilización por encapsulación de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo corresponde a la relación L/S igual a 0.4.

D. Sistema propuesto para el tratamiento de los lixiviados

Considerando el caudal promedio de descarga de los efluentes obtenidos en las columnas, igual a 0.09 mL/h, y la tasa de producción del polvo de acería en la empresa de

reciclaje de chatarra, igual a 9 t/día [5], se estima que la tasa de generación de los lixiviados en el área total de suelo afectado por la deposición de polvo de acería es 2 m³/mes. Además, la mejor formulación para la estabilización por encapsulación de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo agrícola corresponde a una relación líquido/sólido igual a 0.4. Por lo tanto, las materias primas necesarias para el tratamiento son 4 t de cemento Portland y 1 t de cal.

El proceso que se propone inicia con la recolección de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo, los cuales se almacenarán en un tanque de 2.1 m³. Ulteriormente, el primer día de cada mes, el líquido recogido se mezclará durante 4 min con el cemento y la cal en la máquina mezcladora DasWell, modelo JZR350DW, con un motor eléctrico de 9.7 kW y una bomba de 0.75 kW de potencia [12].

Posteriormente la pulpa se conducirá hacia la máquina de vibro-compactación Menegotti, modelo MBM-3, con una potencia instalada de 2 HP [13]. En ésta, los moldes irán llenándose con la mezcla durante 30 s, el barredor automático retirará el exceso de material sobre los moldes y la prensa compactará la mezcla. Entonces los bloques de sólido estabilizado caerán sobre un tablero situado debajo de la máquina de vibro-compactación y se secarán a temperatura ambiente durante 3 días hasta ser llevados al relleno sanitario para su disposición en celdas de confinamiento.

En cuanto a la recolección de los lixiviados, se pueden construir drenes de recolección como el que se presenta en la Figura 15.

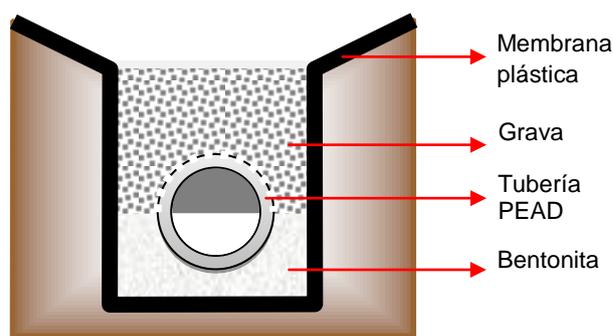


Figura 15. Sistema de recolección de lixiviados
Fuente: Sánchez, González, Morales, Pineda, & Semadeni, 2003[14]

Los drenes de recolección consistirán en tuberías de polietileno de alta densidad ranuradas hasta la mitad de su diámetro. La parte ciega de la tubería se ubicará hacia abajo, y se cubrirá con bentonita, mientras que la parte superior agujereada se empacará con grava. El piso de la instalación se revestirá con geomembranas de polietileno de alta densidad de 2.5 mm de espesor y tendrá una pendiente de 1 %. [11]

En la Figura16 se presenta a continuación el diagrama de bloques del sistema propuesto para el tratamiento de los

lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo.

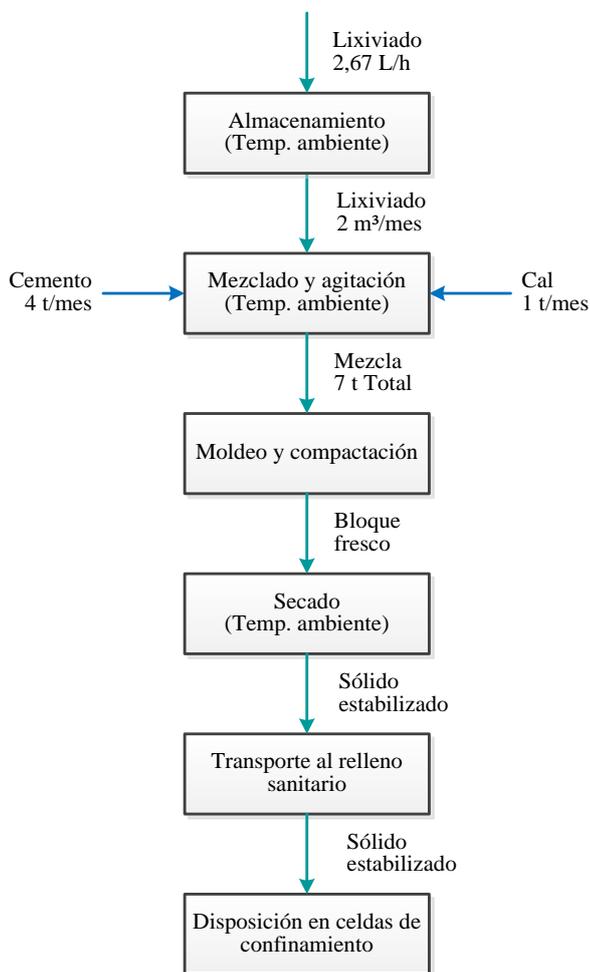


Figura16. Diagrama de bloques del sistema propuesto para el tratamiento de los lixiviados

E. Evaluación económica del sistema propuesto

A continuación se presenta, en la **Tabla11**, la inversión requerida para la construcción y puesta en marcha de la planta de tratamiento. Dado que las muestras de polvo de acería y de suelo agrícola ensayadas en el presente proyecto corresponden al sector de Lasso, Cotopaxi, se va a considerar el importe de un predio en esa región en el cálculo de la inversión en terrenos.

Tabla11. Estimación de la inversión fija

Inversión fija	Valor (US\$)
Terreno	6 300.00
Construcciones	10 500.00
Maquinaria y equipos	12 282.00
Otros activos	9 700.00
Total	38 782.00

En la **Tabla12** se especifica el capital de operación que se requiere para la estabilización de los lixiviados, asumiendo que la planta responsable de los efluentes dispone del personal necesario para el desarrollo del proceso. Éste se estima en US\$ 803.48 para 2 m³ de lixiviado producido mensualmente.

Tabla12. Estimación de la inversión mensual en materiales directos

Material	Cantidad	Unidad	Valor (US\$/unidad)	Inversión (US\$/mes)
Cemento	4	t/mes	152.80	611.20
Cal	1	t/mes	160.00	160.00
Agua	11.8	m3/mes	0.31	3.66
Diésel	31.4	gal/mes	0.91	28.57
Electricidad	0.7091	kWh/mes	0.07	0.05
Total				803.48

Si bien el objeto del sistema propuesto en la presente investigación no es la producción de un bien o servicio sino la remediación de un pasivo ambiental, la industria que lo implemente no percibirá ingresos como tal sino que se evitará el pago de multas por infracciones ambientales. En Ecuador, el incumplimiento de las normas técnicas ambientales se castiga con una multa de entre 20 y 200 salarios básicos unificados [10] en función del nivel y tiempo de la infracción, además de la restauración del recurso natural afectado. Entonces, dado que desde 2013 el salario básico en Ecuador es igual a US\$ 318.00 [15], el importe que se dejaría de pagar si se efectúa el tratamiento de los lixiviados generados por el polvo de acería es mínimo US\$ 6360.00 por auditoría.

4. CONCLUSIONES

Los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola no cumplen con los límites establecidos por la normativa ecuatoriana TULAS para su descarga a cuerpos de agua dulce, debido a su concentración de cromo (mayor a 0.5 mg/L). La estabilización de los mismos con cemento y cal en una relación L/S igual a 0.4 es una alternativa efectiva para la obtención de bloques que pueden ser dispuestos en rellenos sanitarios.

Para el tratamiento mensual de 2 m³ del lixiviado generado por polvo de acería y percolado a través de suelo se propone el siguiente proceso: 1) recolección y almacenamiento del lixiviado por un mes, 2) mezcla del lixiviado con 4 t de cemento y 1 t de cal durante 4 min, 3) moldeo y compactación de la mezcla por 30 s, 4) secado de los bloques al ambiente durante 3 días, y 5) transporte de los bloques estabilizados al relleno sanitario. La construcción y puesta en marcha de la planta de tratamiento requiere una inversión fija de US\$ 38 782.00 y un capital de operación de US\$ 803.48 mensual. De este modo se evitarán las multas debidas al incumplimiento de la normativa ambiental, que en Ecuador corresponden a mínimo US\$ 6360.00 en cada auditoría.

REFERENCIAS

- [1] Gerdau S.A., «Demanda mundial de acero tocará récord el 2012,» 2011. [En línea]. Available: <http://www.gerdau.cl/demanda-mundial-de-acero-tocara-record-el-2012/>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [2] Asociación Mundial del Acero, «Crude steel production,» 2012. [En línea]. Available: <http://www.worldsteel.org/statistics/crude-steel-production.html>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [3] D. Sandoval, «Remediación por lixiviación dinámica de polvos de acería usando disoluciones de ácidos orgánicos,» Sartenejas, Colombia, 2010.
- [4] Acería del Ecuador C.A., «Tratamiento de humos,» 2011. [En línea]. Available: http://www.adelca.com/sitio/esp/reciclaje_emisiondegases.php. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [5] E. Alvarez, «Hasta el humo se reutiliza,» 2010. [En línea]. Available: <http://www.vistazo.com/ea/especiales/imprimir.php?Vistazo.com&id=4376>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [6] L. Señas, P. Maiza, S. Marfil y J. Valea, «Impacto ambiental producido por morteros cementicios con polvos de acería,» *Revista Ciencia e Ingeniería*, vol. 24, n° 3, pp. 47-53, 2003.
- [7] Asamblea Nacional de Ecuador, «Constitución de Ecuador,» 2008. [En línea]. Available: <http://www.asambleanacional.gov.ec/documentos/Constitucion-2008.pdf>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [8] Instituto Geográfico Militar, «Carta Topográfica: Latacunga,» 2006. [En línea]. Available: http://www.igm.gob.ec/cms/files/cartabase/enie/ENIEII_I_E4.htm. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [9] Environmental Protection Agency, «Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure,» 2003. [En línea]. Available: <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1311.pdf>. [Último acceso: 13 febrero 2013].
- [10] Ministerio del Ambiente de Ecuador, «Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso agua,» 2003. [En línea]. Available: http://www.efficacitas.com/efficacitas_es/assets/Anexo%201.pdf. [Último acceso: 19 February 2013].
- [11] U. Ruiz, «Recomendaciones técnicas generales para el diseño y construcción de celdas de confinamiento y rellenos sanitarios,» 2003. [En línea]. Available: <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/Materiales%20y%20Actividades%20Riesgosas/sitioscontaminados>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [12] Daswell Maquinaria Co. Ltda., «Introducción de Mezcladora de concreto con motor diesel,» 2012. [En línea]. Available: <http://www.mezcladora-de-concreto.es/product/p12.html>. [Último acceso: 25 octubre 2013].
- [13] Ingeniería VDM Ltda., «Máquina para bloques MBM - 3,» 2008. [En línea]. Available: <http://www.vdm.cl/Productos/Bloqueras.html>. [Último acceso: 23 octubre 2013].
- [14] J. Sánchez, R. González, R. Morales, L. Pineda y I. Semadeni, Manejo de residuos industriales, México D.F.: Ciencias tecnológicas, 2003.
- [15] Ministerio de Relaciones Laborales de Ecuador, «Tablas de incremento para la remuneración mínima sectorial y tarifas 2013,» 2013. [En línea]. Available: <http://www.relacioneslaborales.gob.ec/tablas-de-incremento-para-la-remuneracion-minima-sectorial-y-tarifas/>. [Último acceso: 29 noviembre 2013].

Evaluación De Los Procesos Físicos Y Químicos Desarrollados En Suelo Agrícola Afectado Por El Depósito De Polvo De Acería

Ruiz M.*; Guevara A.*; De la Torre E.*

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria, Quito, Ecuador
e-mail: magaruhi@yahoo.es; alicia.guevara@epn.edu.ec; ernesto.delatorre@epn.edu.ec

Resumen: El presente trabajo aborda la evaluación de los procesos físicos y químicos desarrollados en suelo agrícola afectado por el depósito de polvo de acería. Para esto se procedió con ensayos en columna en tres unidades experimentales: 1) 50 cm de suelo, 2) 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo, y 3) 15 cm de polvo de acería; los sistemas se irrigaron con flujos constantes de agua de 0.15 mL/h equivalentes a la precipitación anual de la serranía ecuatoriana. Los lixiviados generados se recolectaron cada tres días durante cuatro meses y se caracterizaron por espectrofotometría de absorción atómica, cuantificándose en los primeros 13, 14, 16 y 19 días concentraciones de cromo de 1.6, 1.2, 0.9 y 0.8 mg/L respectivamente, mayores al límite especificado por el TULAS para las descargas líquidas a agua dulce (0.5 mg/L). Finalizados los ensayos en columna se determinó la composición química elemental del suelo agrícola afectado y del polvo de acería, hallándose que el primero se enriquece en metales como cromo, hierro, cobre y níquel sin alcanzarse valores anómalos que mantiene prácticamente constante su contenido de zinc debido a la interacción con el desecho. Adicionalmente se encontró que la deficiente aireación del suelo agrícola a causa de la capa de polvo de acería impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación. De este modo se concluye que el depósito de polvo de acería sobre suelo agrícola induce a la acumulación de metales pesados y de materia orgánica en el sistema.

Palabras clave: lixiviado, suelo, polvo de acería, contaminación, percolación

Abstract: This paper addresses the evaluation of chemical and physical processes in agricultural soil affected by steel dust. For the development of the methodology presented in this manuscript, glass columns (6 cm diameter), where were placed: 1) 50 cm of soil, 2) 15 cm of steel dust on 50 cm of soil, and 3) 15 cm of steel dust, were installed. The columns were irrigated with constant fluxes of water equivalent to the average precipitations of the Ecuadorian Highland region (0.15 mL/h). Leachates were collected every three days during four months and characterized by atomic absorption spectrophotometry. Thus, it was found that the effluents exceeded the maximum permitted chromium concentration in Ecuador for discharge into freshwater bodies (0.5 mg/L). Affected agricultural soil and steel dust were characterized finding that the concentrations of heavy metals in soil, such as chromium, iron, copper and nickel, increases without reaching anomalous values and that soil zinc content remains practically constant due to interaction with the scrap. Additionally, it was found that poor ventilation of affected agricultural soil prevented the solubilization of the organic fraction in water percolation. Hence, it was concluded that the presence of steel dust on agricultural soil induces the accumulation of heavy metals and organic matter in the system.

Keywords: leachate, soil, steel dust, pollution, stabilization, percolation

1. INTRODUCCIÓN

La demanda nacional y mundial de acero aumenta a un ritmo importante, especialmente por causa del crecimiento de las economías emergentes [1]. La Asociación Mundial del Acero [2] reportó para el 2012 una producción mundial de 1 518 millones de toneladas, pese a la crisis económica de la Unión Europea que afectó gravemente al sector de la construcción.

La tasa de generación de polvos residuales de acería se estima entre 12 y 14 kg de polvo por tonelada de acero manufacturada [3], lo que se traduce en una producción de más de 17 millones de toneladas de este desecho de acuerdo con la Asociación Mundial del Acero [2] para el 2012. En Ecuador, Acería del Ecuador C.A. [4] reporta 1 000 toneladas anuales de este residuo, mientras que en la empresa Novacero S.A. se obtienen 3 200 toneladas de

polvo de acería al año (Alvarez, Hasta el humo se reutiliza 2010).

El polvo de acería es un residuo tóxico con un alto contenido de metales pesados y con tendencia a generar lixiviados de elevada alcalinidad. Varios autores lo definen como un residuo peligroso y alertan sobre la posibilidad de percolación de sus elementos desde las capas superiores del suelo para contaminar el agua subterránea. Consecuentemente, la disposición en el suelo de este desecho peligroso amenaza con la contaminación de éste y del agua al percolar metales pesados cuya facilidad de lixiviación es relativamente elevada. [6]

En Lasso, una región agrícola ecuatoriana, el polvo de acería que se genera en determinadas plantas de reciclaje de chatarra se dispone como relleno en quebradas, lo cual constituye una práctica inadecuada debido a la probable lixiviación de los metales pesados por el agua de lluvia o a

causa de los ácidos generados por los microorganismos presentes en el suelo, ocasionando la percolación de los mismos hasta alcanzar el manto freático de la zona. [3] Adicionalmente, el desecho está expuesto al aire libre, de modo que fácilmente puede ser transportado por el viento hasta la superficie de los suelos agrícolas del área.

La normativa ambiental vigente en Ecuador controla con severidad las prácticas de la industria siderúrgica y establece sanciones muy fuertes a las empresas que provoquen daños al entorno. La Constitución política de Ecuador indica, en el artículo 396, que “cada uno de los actores de los procesos de producción, distribución, comercialización y uso de bienes o servicios asumirá la responsabilidad directa de prevenir cualquier impacto ambiental, de mitigar y reparar los daños que ha causado, y de mantener un sistema de control ambiental permanente.”. [7]

Por las razones expuestas, el presente artículo es de gran interés para la comprensión de las consecuencias de la disposición de polvo de acería sobre suelo y la concientización respecto a esta inadecuada práctica ambiental. Asimismo, la información presentada en este manuscrito será de utilidad para la selección de métodos de tratamiento.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Con la metodología que se describe a continuación se pretende cuantificar la influencia del polvo de acería sobre las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola y de la solución de suelo. Con este objetivo: 1) se recolectaron y caracterizaron muestras de suelo agrícola y polvo de acería; 2) se realizaron ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo; y finalmente 3) se comparó el material no percolado con el resultante del proceso en columna.

A. *Recolección y caracterización de las muestras de suelo agrícola y polvo de acería*

Se recolectó una muestra representativa de 5 kg de polvo de acería y, en la zona agrícola aledaña de Cuchitingue (parroquia de Aláquez en Latacunga, Cotopaxi), 50 kg de suelo no afectado, empleándose en ambos casos el método de muestreo aleatorio simple. Las muestras obtenidas se caracterizaron física, química y mineralógicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad real y aparente, porosidad, humedad, pH, conductividad y granulometría, además del contenido total de: Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb y Zn por absorción atómica (equipo Perkin Elmer AAnalyst 300), y la concentración de materia orgánica en el suelo agrícola por el método estandarizado de Walkley - Black. El análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X en el equipo BrukerD8Advance en muestras de suelo y polvo de acería. También se desarrolló una prueba toxicológica TCLP sobre el polvo de acería, siguiéndose la metodología EPA 1311.

B. *Ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados*

generados por polvo de acería y percolados a través de suelo

Para evaluar el riesgo de contaminación del suelo y del medio hídrico debido a la percolación de los elementos que componen el polvo de acería, se realizaron ensayos en columna. Para ello se dispusieron cinco columnas de vidrio de 6 cm de diámetro y 75 cm de altura a modo de lisímetros de drenaje. En la base de los lisímetros se colocó 5 cm de material filtrante (granito, malla 4 - 6) que permitió el paso del líquido percolado hacia el espacio colector. El espacio colector se conformó de un embudo que conectó la parte más baja de la columna con un vaso de precipitación de 250 mL, mientras que en la cámara de drenaje se colocaron las siguientes capas de forma sucesiva:

- **Columna 1:** 50 cm de suelo
- **Columnas 2, 3, 4:** 50 cm de suelo y 15 cm de polvo
- **Columna 5:** 15 cm de polvo de acería

Las columnas se sometieron a flujos constantes de agua potable de 0.15 mL/h, a fin de simular la precipitación media anual de Latacunga de 455 mm (Instituto Geográfico Militar 2006). A fin de evitar el efecto pared y garantizar una distribución uniforme del líquido en toda la sección transversal, se colocó tela de lana de vidrio en el punto de irrigación del agua.

Como resultado de la percolación del líquido a través de las capas de polvo y suelo en las columnas se obtuvieron lixiviados sobre los cuales se determinaron el caudal, el pH y el contenido de carbono orgánico total (equipo Shimadzu TOC 5000 A). Además se cuantificaron los elementos contemplados en el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria (TULAS) para el control de descargas líquidas a cuerpos de agua dulce: Ag, Al, As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Hg, Ni, Pb, Si, V, Zn.

Los datos obtenidos se analizaron estadísticamente con el método ADEVA en el programa StatGraphics.

C. *Evaluación de los cambios físicos y químicos que se producen en el suelo afectado con polvo de acería*

Finalizado el período definido para los ensayos en columna (cuatro meses), se caracterizaron el suelo agrícola afectado y el polvo de acería, determinándose en cada unidad experimental las propiedades siguientes: pH, conductividad y composición química.

El polvo de acería resultante de los ensayos en columna se analizó en el microscopio petrográfico Leica y en el microscopio electrónico de barrido Tescan Vega de Bruker. Para efectos de comparación, se desarrolló el mismo análisis sobre el polvo de acería original. Para esto, porciones de cada muestra (<0,1 mg) se colocaron en portamuestras previamente esterilizados con alcohol antiséptico 70% v/v .

Así, se obtuvo información que permitió identificar las diferencias entre el material no percolado con el resultante del proceso en columna, además de la influencia del polvo de acería sobre las propiedades del suelo agrícola.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Caracterización del suelo agrícola y el polvo de acería

Las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola cultivable y del polvo de acería originales se exponen en la **Tabla 5**.

Tabla 13. Propiedades físicas y químicas del suelo agrícola y del polvo de acería originales

Propiedad	Unidad	Suelo	Polvo
Densidad aparente	g/mL	0.8	0.9
Densidad real	g/mL	1.8	2.5
Porosidad	%	52.9	62.8
Humedad	%	8.1	3.6
pH	-	6.9	12.7
Conductividad	µS/cm	235	344
Contenido de materia orgánica	%	10.9	-
Tamaño de partícula d80	µm	524.4	145.5
Tamaño de partícula d50	µm	112.3	94.0

Con base en la información presentada en la **Tabla 5**, se comprueba que el polvo de acería es un residuo sólido peligroso, pues al menos el 50% de las partículas que lo componen tienen un diámetro inferior a 100 µm, siendo particularmente perjudiciales para la salud humana porque pueden causar daños al sistema respiratorio, no sólo por su capacidad de adherirse al tejido pulmonar, sino también por su alto contenido de metales pesados, el cual se analizará más adelante. Adicionalmente, el tamaño de grano promedio del polvo de acería demuestra la facilidad con la que las partículas que conforman este residuo son arrastradas por el viento, permanecen en el aire y viajan lejos. Por lo tanto, es muy probable que el polvo de acería cubra un área extensa alrededor del foco de emisión.

El suelo agrícola se clasifica como neutro de acuerdo a su pH y como normal por su conductividad, mientras que el polvo de acería es excesivamente alcalino y ligeramente salino. Por lo tanto, de acuerdo con los principios de transferencia de masa, con el tiempo es muy probable una transferencia desde el residuo hacia el suelo hasta alcanzar el equilibrio en el sistema. Esto implica una progresiva alcalinización del suelo y su consecuente disminución de la capacidad de infiltración, además de la formación de carbonato de calcio, el cual hace que el suelo se hinche. [9] La densidad real del suelo agrícola (1.8g/mL) expone la presencia de una concentración importante de materia orgánica, cuya densidad es 1.3 g/mL [9]. Esto se comprueba experimentalmente con el dato reportado e igual a 10.9 %. En cuanto a la densidad aparente de la muestra, cuyo valor es menor a 1 g/mL, permite afirmar que el suelo es de textura fina. La porosidad del suelo agrícola analizado está entre 30 % y 60 %, lo que ratifica que el suelo es de textura fina al acercarse al límite máximo de este rango (60 %). [9] Al respecto, Dorronsoro [10] indica que suelos de textura fina son propensos a la erosión, y presentan una baja capacidad de retención de agua y de suministro de nutrientes, y una alta capacidad de adsorción de moléculas polares e iónicas. [9, 10, 11]

A continuación se muestran, en la **Tabla 14**, el pH y la conductividad del suelo agrícola afectado y del polvo de acería, finalizados los ensayos en columna.

Tabla 14. pH y conductividad del suelo agrícola y del polvo de acería finalizados los ensayos en columna

Sistema	pH		Conductividad (µS/cm)	
	Suelo	Polvo	Suelo	Polvo
Suelo agrícola solo	6.4	-	241.7	-
Suelo con polvo de acería	7.0	11.3	232.4	339.8
Polvo de acería solo	-	11.5	-	333.7

Comparando los resultados presentados en la **Tabla 5** con los expuestos en la **Tabla 14**, no se advierte un cambio significativo en el pH y la conductividad del suelo y del polvo de acería obtenidos después de los ensayos en columna. De manera general se puede observar que el pH del suelo agrícola afectado aumentó mientras que el correspondiente al polvo de acería disminuyó, lo cual indica la ganancia de sales en el primero y la pérdida de las mismas en el segundo. Sin embargo, en los sistemas en los que únicamente se tuvo suelo agrícola y polvo de acería, el pH efectivamente disminuyó debido a la pérdida de sales en estos agregados.

Debe notarse que, tanto para el pH como para la conductividad, las diferencias entre el suelo y el polvo iniciales con los resultantes de los procesos en columna son pequeñas, lo que indica una baja disolución de las sales que les proporcionan el carácter básico. Sin embargo, el pH es una función logarítmica de la concentración de hidronios en el sistema, de modo que cambios pequeños de pH implican variaciones mayores respecto a su contenido. En la **Tabla 6** se presenta la composición del suelo agrícola determinada por espectrofotometría de absorción atómica al inicio y final de los ensayos en columna.

Tabla 15. Composición elemental inicial y final del suelo agrícola

Elemento	Unidad	Concentración		
		Muestra inicial	Muestra final	
			Suelo solo	Suelo afectado con polvo de acería
Al	%	6,2	6,1	6,1
Ca	%	14,2	13,4	13,5
Cr	mg/kg	89,6	60,7	106,9
Cu	mg/kg	78,0	34,4	41,6
Fe	%	2,7	2,6	2,7
K	%	11,0	10,7	10,9
Mg	%	2,6	2,5	2,5
Na	%	43,7	41,9	40,2
Pb	mg/kg	315,5	239,4	235,1
Zn	mg/kg	313,9	255,6	284,9

De los elementos acumulados en el complejo del suelo agrícola no afectado, el sodio es el que se manifiesta en mayor proporción, seguido del calcio, potasio y aluminio. Esta relación se mantiene para las muestras de suelo resultantes de los procesos en columna. En cambio, el cromo, cobre, plomo y zinc se presentan en concentraciones traza, aunque se repara en la incorporación de cromo al suelo agrícola afectado por el polvo de acería.

La concentración de todos los elementos considerados es menor en el suelo solo sometido a los ensayos en columna

respecto a la muestra de suelo inicial, lo cual demuestra el desarrollo de una elusión de estas especies en el agua. Respecto a las otras unidades experimentales, la concentración de los elementos aluminio, hierro, magnesio, calcio y potasio presentan prácticamente el mismo valor para el suelo inicial y el resultante de los procesos en columna.

La concentración de aluminio disminuye debido a la alimentación de agua al sistema. En este caso es probable que las cargas negativas se hayan equilibrado con los iones aluminio, lo cual explicaría la acidificación del suelo.

La concentración de hierro en las muestras de suelo sometidas a los ensayos en columna es ligeramente menor respecto a la muestra sin afectar. La mayor variación se registró entre la muestra de suelo inicial y la correspondiente a la unidad experimental conformada únicamente por suelo agrícola. Esto se debe a que el polvo de acería es un sólido rico en especies de hierro, el cual se trasladó desde el residuo de las acerías hacia el suelo afectado por el mismo.

La concentración de potasio en las muestras de suelo sometidas a los ensayos en columna es menor respecto a la muestra sin afectar. Como lo expone Cepeda [11], los hidrógenos del agua tienden a intercambiarse con los cationes potasio, y el potasio que resulta de este proceso es bastante soluble, de modo que puede desalojarse en el líquido de drenaje o absorberse en la porción coloidal del suelo. En este caso, la composición química de los lixiviados a presentarse más adelante confirma que el potasio hidrolizado se disolvió en el fluido de drenaje.

Igualmente, respecto al magnesio y calcio, muy probablemente la hidrólisis actuó sobre el suelo agrícola y estos elementos se disolvieron en el agua de irrigación, disminuyendo su concentración en el sólido.

En la Tabla 7 se presenta la composición elemental del polvo de acería antes y después del desarrollo de los ensayos en columna. Los datos presentados comprueban que el polvo de acería es un residuo peligroso a causa de la presencia de elementos pesados tales como zinc, plomo y cadmio. La especie más concentrada es el zinc, un metal con baja solubilidad en el acero y la escoria fundida. Sin embargo, el polvo de acería es un desecho rico en zinc aún después de la percolación del agua potable.

Tabla 16. Composición elemental inicial y final del polvo de acería

Elemento	Unidad	Concentración		
		Muestra inicial	Muestra final	
			Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
Cd	%	0,8	0,4	0,3
Fe	%	9,8	8,7	9,5
Pb	mg/kg	124,1	106,3	112,4
Zn	%	16,4	15,6	16,2

En cuanto a las diferencias entre el polvo de acería inicial con el resultante de los procesos en columna, se aprecia que la concentración de todos los elementos presentados en la Tabla 7 disminuyó a causa de la percolación, lo cual está de acuerdo con la disminución del pH de este residuo. En la Tabla 17 se presenta la composición mineralógica de la muestra de suelo original. Se puede advertir que la

estructura química de la fase sólida del suelo agrícola, determinada por su mineralogía, es rica en silicatos. De éstos, una fracción importante (7 %) le corresponde a la arcilla caolinita, un silicato que en este caso conforma la fracción activa del suelo. Como Cepeda [11] lo menciona, la capacidad de fijación de la caolinita respecto a los cationes calcio, magnesio, potasio y sodio es baja, favoreciendo la rápida lixiviación de estos elementos, lo cual corrobora a la información que se presenta más adelante.

Tabla 17. Composición mineralógica del suelo agrícola inicial

Mineral	Contenido (%)
Grupo plagioclasas	82.0
Caolinita	7.0
Cummingtonita	7.0
Magnetita	2.0
Cuarzo	2.0

En la Tabla 18 se detalla la composición mineralógica del polvo de acería antes de los ensayos en columna. Se observa que el óxido de zinc en forma de zincita es el mineral más abundante en el polvo de acería ensayado. Por lo tanto, el ser este mineral relativamente insoluble en agua, no se espera una alta concentración de zinc en los lixiviados resultantes de los ensayos en columna.

Tabla 18. Composición mineralógica del polvo de acería inicial

Mineral	Contenido inicial (%)
Zincita	40.0
Maghemita	33.0
Periclasas	8.0
Hematita	6.0
Magnetita	5.0
Cuarzo	4.0
Plagioclasas	4.0

Los resultados obtenidos para la caracterización toxicológica del polvo de acería inicial se tabulan en la Tabla 8. En ésta se muestra que la concentración de cadmio y plomo supera el máximo permisible en 11 y 39 veces respectivamente, de modo que el polvo de acería se clasifica como un residuo tóxico y peligroso.

Tabla 19. Caracterización toxicológica del polvo de acería conforme al método EPA 1311

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)	Límite máximo permisible (mg/L)*
As	0.7	5.0
Ba	0.2	100.0
Cd	11.0	1.0
Cr	0.1	5.0
Fe	0.1	30.0
Hg	<0.0001	0.2
Ni	0.4	2.0
Ag	0.0	5.0
Pb	195.0	5.0
Se	0.1	1.0

*Fuente: Environmental Protection Agency, 2003 (EPA 2003)

B. Caracterización química de los lixiviados generados por una capa de polvo de acería percolados a través de suelo agrícola

En la **Figura 14** se representa el pH de los lixiviados en función del tiempo. Como se puede notar, éste parámetro no supera el valor de 10, lo cual justificaría una baja disolución de elementos solubles a pHs mayores en los agregados sólidos; tal es el caso del plomo, el cual es muy soluble en rangos de pH de 12 a 13. Sin embargo, se observa una tendencia a la baja de esta propiedad con el tiempo, lo que implicaría una acidificación de los líquidos y por lo tanto una mayor tasa de disolución de los elementos cuya solubilidad aumenta con la disminución del pH. Asimismo, en los primeros 37 días el pH de los lixiviados generados en el sistema con suelo agrícola y polvo de acería solos tendió a ser más bajo que el del sistema constituido por suelo agrícola afectado con polvo de acería, mientras que a partir de este tiempo esta propiedad empezó a tener aproximadamente el mismo valor en todas las unidades experimentales. Esto demuestra un efecto sinérgico para esta propiedad como resultado de la interacción entre el suelo y el residuo hasta que se llegue a un equilibrio.

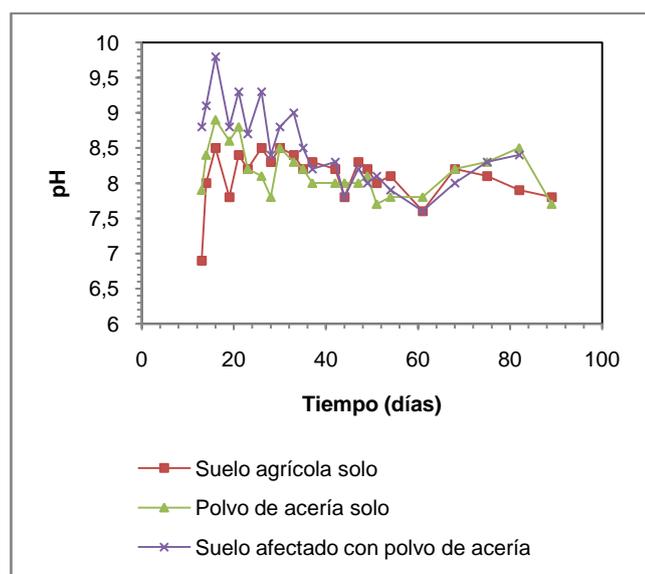


Figura 17. pH de los lixiviados en función del tiempo

En la **Figura 13** se representa el contenido de carbón orgánico de los lixiviados en el tiempo. En la gráfica se observa que el contenido de carbón orgánico de los lixiviados obtenidos en el lisímetro con suelo agrícola y polvo de acería se mantiene prácticamente constante, y es mucho menor al registrado en los lixiviados de la columna con únicamente suelo agrícola. Esto sugiere que la deficiente aireación del suelo agrícola impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación. Por tanto, el polvo de acería no sólo induce a la acumulación de metales pesados en el suelo, sino también de materia orgánica.

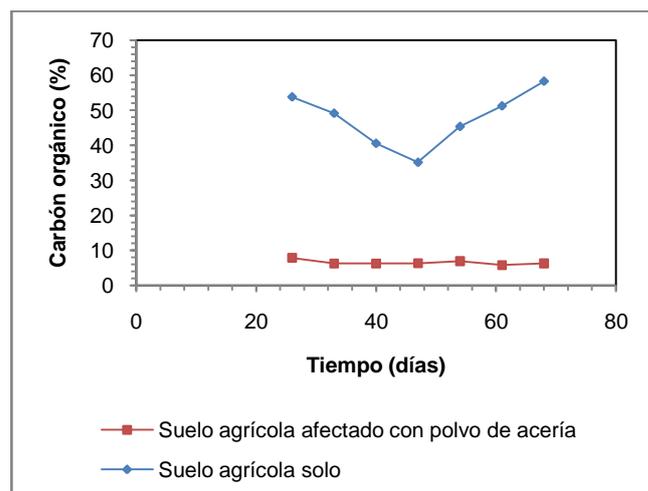


Figura 18. Carbón orgánico total de los lixiviados en función del tiempo

El perfil de concentración de los micronutrientes del suelo (Ca, K, Na y Mg) se presenta en la **Figura 19**.

Con base en las figuras anteriores, se determina una variación considerable de la concentración de calcio y potasio en el sistema correspondiente al suelo agrícola afectado con polvo de acería, a diferencia de las demás unidades experimentales, donde se mantiene su valor. Kass [13] subraya que las pérdidas de calcio y potasio son normales, el primero en menor grado que el segundo, debido a la lixiviación por el agua de percolación, a la absorción en el complejo coloidal y/o a la precipitación de compuestos de estos elementos.

La concentración de sodio presenta una variación considerable en la unidad experimental conformada por suelo agrícola con polvo de acería durante los primeros 16 días. Posteriormente, ésta tiende a variar en un rango de concentraciones más estrecho, lo que implica que las pérdidas de este macronutriente debido a la elusión se atenúan con el tiempo en el suelo afectado con el desecho de acería.

La concentración de magnesio, a diferencia de los tres elementos analizados previamente, varía importantemente en la unidad experimental conformada por sólo suelo agrícola, mientras que su valor fluctúa entre 0 y 10 mg/L para los sistemas restantes. Esto se traduce en altas pérdidas de este micronutriente por parte del suelo debido a la disposición inadecuada de polvo de acería.

A continuación se representa gráficamente, en la **Figura 20**, la concentración de los metales pesados en el tiempo. En esta gráfica se distingue que la concentración de hierro es variable en las unidades experimentales conformadas sólo por suelo agrícola y por únicamente por polvo de acería, mientras que en el sistema correspondiente a suelo contaminado con polvo de acería la concentración de hierro tiende a mantenerse constante con el tiempo. Como lo destaca Cepeda [11], los cationes hierro favorecen la acidez del suelo, pues tienden a interactuar con los iones hidroxilo para formar compuestos insolubles, lo que implica un aumento de la concentración de este metal en el agua de percolación. Al respecto, efectivamente, los

valores reportados para el pH demuestran una alcalinización del suelo cuando éste está afectado con polvo de acería.

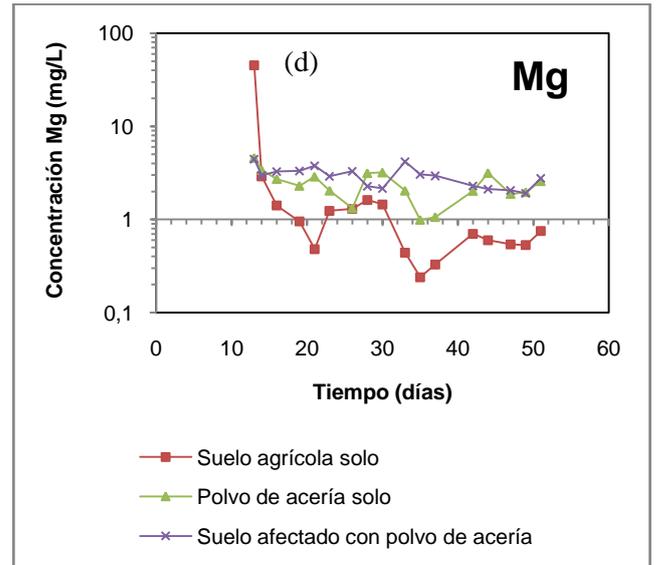
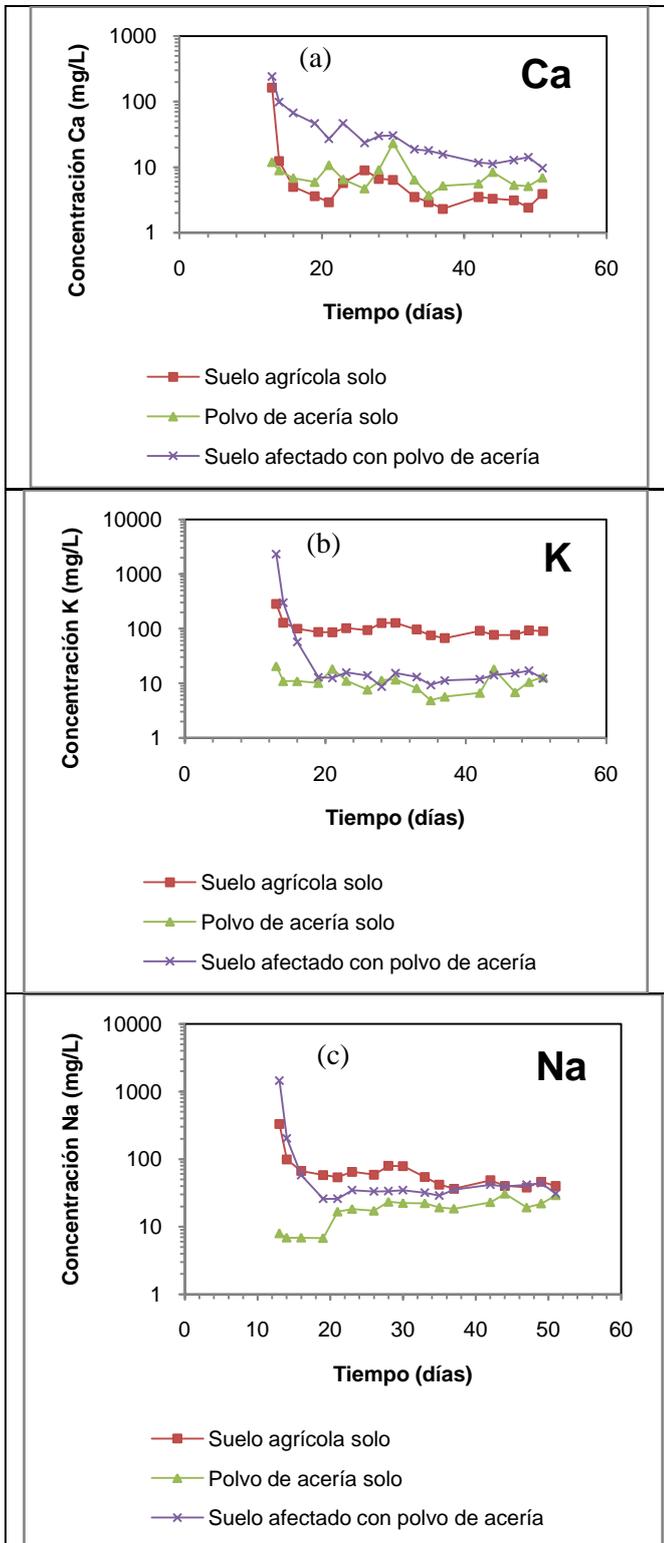


Figura 19. Concentración de los macronutrientes a) Ca, b) K, c) Na y d) Mg en los lixiviados en función del tiempo (Continuación)

Como se observa en la Figura 20, la concentración de cromo en las soluciones recogidas en el sistema compuesto por suelo agrícola y polvo de acería supera el valor de 0.1 mg/L, que corresponde, según Albert [14], al límite máximo establecido por la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional de Estados Unidos para el agua de consumo humano. Por lo tanto, es evidente la contaminación del líquido lixiviado a causa del polvo de acería, y el riesgo de afectación de las aguas subterráneas. En lo que se refiere al zinc, se advierte que su concentración tiende a ser menor a 0.4 mg/L, excepto para un punto perteneciente a la unidad experimental de sólo polvo de acería. Empero, los resultados demuestran que los elementos considerados no se disuelven a una tasa constante, de modo que un pico de concentración es posible. Además, ni siquiera dicho máximo supera el límite establecido por la normativa TULAS para la descarga a cuerpos de agua, por lo cual el zinc no representa un problema en los efluentes líquidos obtenidos en la presente investigación.

Respecto a la legislación ecuatoriana, al comparar los valores representados en las figuras anteriores con la normativa TULAS (Libro VI, Anexo 1: "Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso Agua"), se determina que el lixiviado cumple con lo requerido para poder ser descargado a cuerpos de agua dulce en el sistema conformado exclusivamente por suelo agrícola. En cambio, en la unidad en la que se dispuso únicamente polvo de acería, la concentración de arsénico en los lixiviados supera los límites permisibles en los primeros 16 días de experimentación, siendo aceptable luego de este tiempo.

Figura 19. Concentración de los macronutrientes a) Ca, b) K, c) Na y d) Mg en los lixiviados en función del tiempo

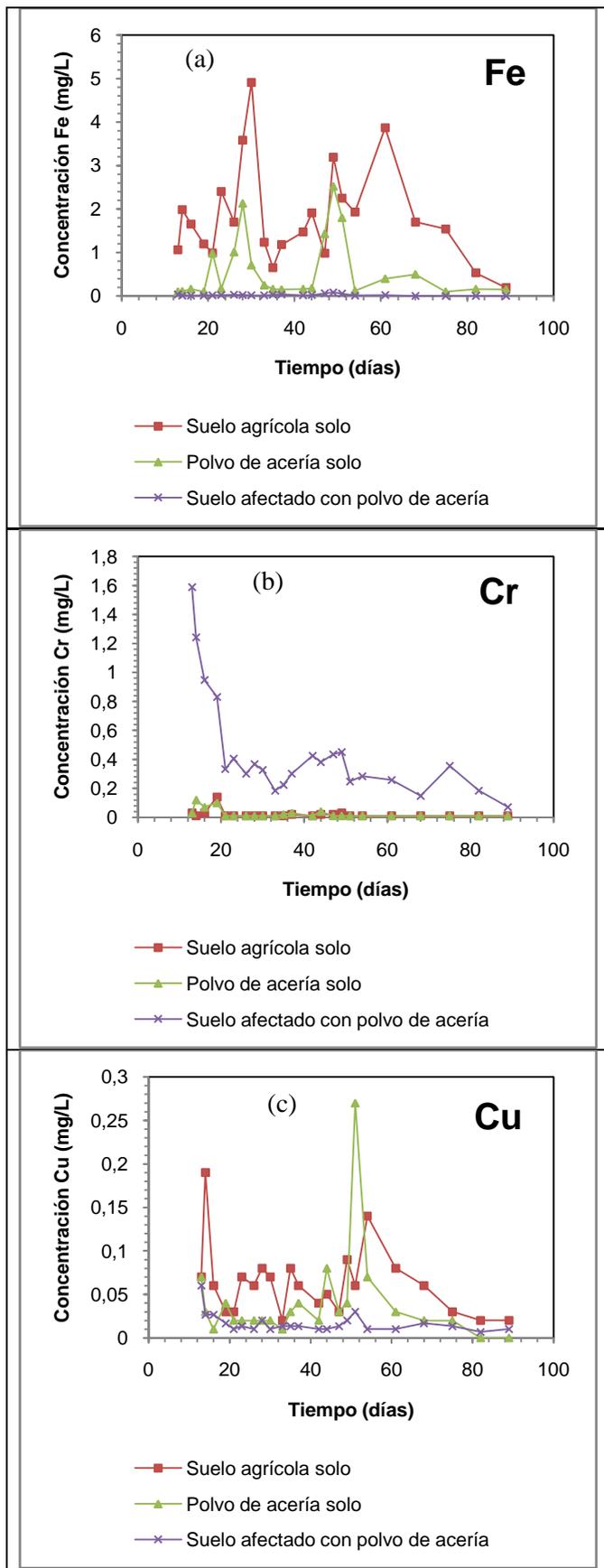


Figura 20. Concentración de los metales pesados a) Fe, b) Cr, c) Cu, d) Zn, e) As y f) Ni en los lixiviados en función del tiempo

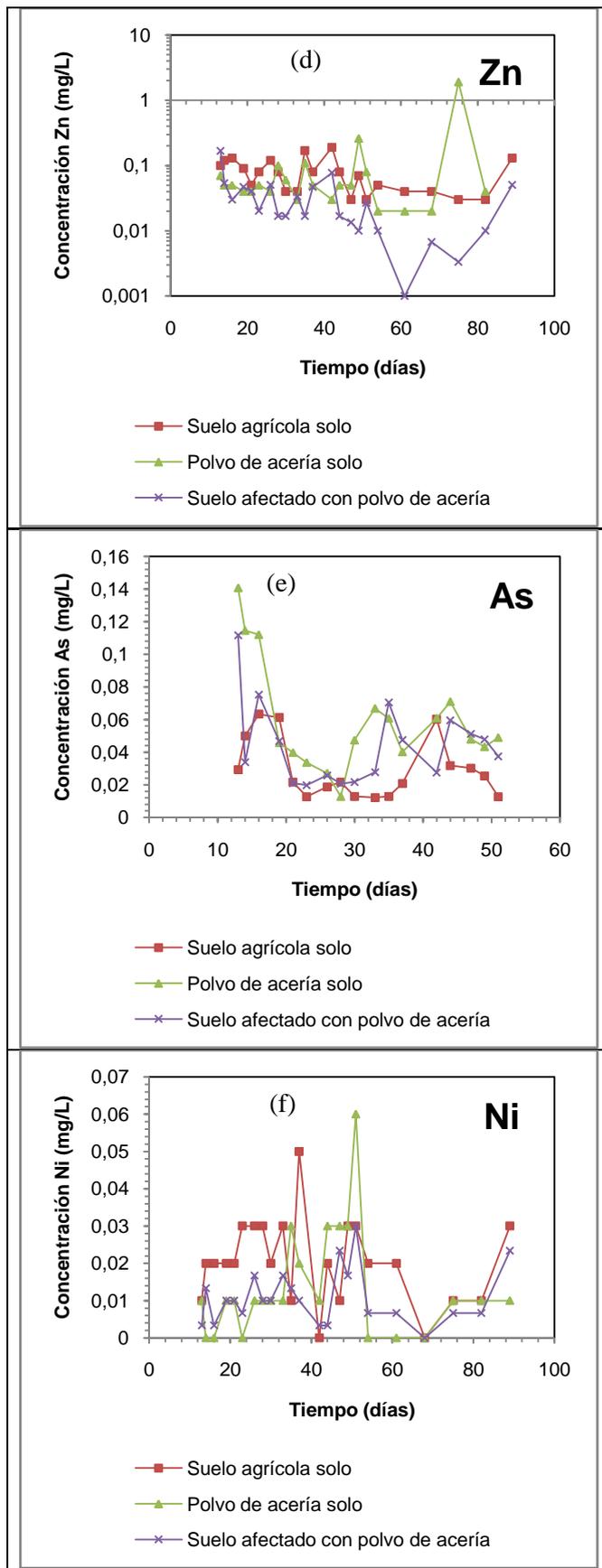


Figura 20. Concentración de los metales pesados a) Fe, b) Cr, c) Cu, d) Zn, e) As y f) Ni en los lixiviados en función del tiempo (Continuación)

Respecto a las lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola, el cromo supera el límite máximo establecido de 0.5 mg/L, y en una proporción hasta tres veces mayor, durante los primeros 19 días de ensayo, de modo que los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo no podrían ser descargados a cuerpos de agua dulce. Se observa lo mismo para el arsénico, sólo que éste supera el valor máximo de 0.1 mg/L en un único punto al inicio del ensayo. Respecto al resto de metales, la concentración máxima establecida no se excede durante el período de cuatro meses de ensayos. [15]

En este punto se anota que los lixiviados generados por polvo de acería irrespetan la normativa TULAS en menor medida respecto a los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola. Esto posiblemente se deba a que la movilidad de los cationes en un agregado sólido disminuye a medida que aumenta el pH, y el polvo de acería se clasifica como altamente alcalino. Sin embargo, aun cuando el único elemento conflictivo es el arsénico, los lixiviados generados por el polvo de acería con cumplen con los requisitos para ser descargados a cuerpos de agua dulce según la normativa TULAS.

Así se comprueba que la percolación de agua da lugar a lixiviaciones abundantes de metales alcalinos y alcalinotérreos, como sodio, potasio, calcio y magnesio. Este fenómeno puede ser atribuido a reacciones de hidrólisis entre los minerales del suelo y el agua alimentada al sistema. Entonces, dado que los elementos separados no pueden ser usados por las plantas, se desalojan en el agua de drenaje.

Adicionalmente, como lo demostró la caracterización mineralógica del suelo agrícola analizado, la parte activa inorgánica de este sistema está conformada básicamente por la arcilla caolinita, cuya capacidad de fijación de calcio, magnesio, potasio y sodio es baja según la literatura [11]. Esto también explica la relativamente alta razón de lixiviación de estos elementos.

Finalmente, los resultados obtenidos para la tasa de disolución de los metales silicio, aluminio, sodio, potasio, calcio, magnesio, hierro, cromo, cobre, zinc, arsénico, mercurio, níquel, plata y plomo en las distintas unidades experimentales se exponen a continuación, en la **Tabla 20**.

En la **Tabla 20** se demuestra que la tasa de disolución de los metales silicio, aluminio, zinc, níquel, plata y plomo es menor en los sistemas de suelo agrícola afectado con polvo de acería respecto a los sistemas con únicamente suelo agrícola y polvo de acería. En todos los casos, la tasa de disolución de los elementos químicos es menor en la unidad experimental con sólo polvo de acería respecto a la columna con solamente suelo agrícola, excepto para el caso del zinc, cuya tasa de disolución es mayor en la columna con polvo de acería. Esto se debe básicamente a la importante concentración de zinc en la muestra de polvo de acería, el cual no tiene la posibilidad de fijarse en el suelo agrícola así como la tiene el elemento en las unidades experimentales de suelo afectado con polvo.

Tabla 20. Tasa de disolución promedio de Si, Al, Na, K, Ca, Mg, Fe, Cr, Cu, Zn, As, Hg, Ni, Ag y Pb en los lixiviados

Tasa de disolución (µg/día)	Unidad experimental		
	Suelo agrícola solo	Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
Si	22,207	5,478	19,510
Al	2,437	0,477	0,583
Na	166,667	244,910	18,994
K	257,482	324,100	9,789
Ca	20,580	73,834	3,357
Mg	7,232	4,682	2,988
Fe	3,371	-1,039	0,129
Cr	0,035	0,923	0,033
Cu	0,109	-0,007	0,036
Zn	0,177	0,050	0,226
As	0,070	0,088	0,102
Hg	-0,002	-0,002	-0,002
Ni	0,028	0,006	0,010
Ag	0,015	0,010	0,000
Pb	0,244	0,203	0,168

La tasa de disolución más alta le corresponde al potasio, seguido del sodio. Thompson y Troeh [16] indican que el potasio es un elemento difícil de lavar cuando éste se ha liberado en la solución de suelo, mientras que con el sodio no se desarrolla una fijación de ninguna clase y es retenido en los puntos de intercambio catiónico con menor intensidad que el potasio, por lo cual se lava con mayor facilidad. El análisis mineralógico del suelo agrícola ensayado reveló la presencia de caolinita, la cual, según Thompson y Troeh [16], no permite la fijación del potasio en su red, además de que esta arcilla no ofrece muchos puntos de almacenamiento para los cationes, entre éstos el potasio. Así, al estar la parte activa del suelo agrícola conformada por caolinita, el potasio no se retuvo con mucha intensidad y se eliminó en el agua de percolación.

La tasa de disolución de los metales cobre y hierro es negativa en las unidades experimentales de suelo agrícola afectado con polvo de acería, y positiva en las conformadas con sólo suelo y polvo. Esto implica que el agua potable alimentada al suelo afectado deposita hierro y cobre en el sistema en lugar de enriquecerse con estos elementos. Esto posiblemente se deba a la mala aireación del suelo a consecuencia de la capa de polvo de acería, la cual aumenta la solubilidad de muchos minerales [17]. Cepeda [11] resalta también la escasa solubilidad del hierro en medios muy alcalinos, de modo que el alto pH del polvo de acería pudo influir en el agua de percolación, y por tanto en la disolución de este metal en el lixiviado.

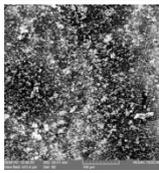
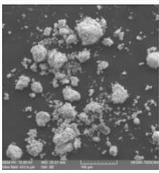
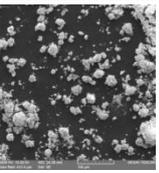
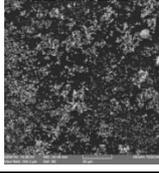
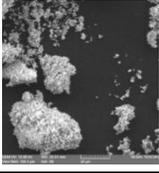
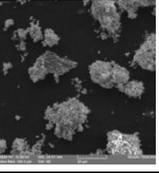
La tasa de disolución del mercurio es negativa en todos los casos, lo que implica que el agua potable entrega a todos los sistemas especies de este metal. Sin embargo, la razón con la que crece la concentración del metal mercurio en los agregados sólidos es bastante pequeña, la menor de todas las registradas, por lo que la preocupación del alcance de las concentraciones anómalas no tiene cabida.

C. Evaluación de los cambios morfológicos que se producen en el polvo de acería por la percolación

Tal como se indica en la metodología, se procedió con el análisis de las muestras de polvo de acería antes y después de los ensayos en columna por microscopía óptica. Sin

embargo, debido al tamaño de grano de las muestras, no se observaron diferencias significativas, no así en el caso de la microcopia electrónica. A continuación se presenta, en la Tabla 21, la caracterización morfológica del polvo de acería antes y después del desarrollo de los ensayos en columna por microscopía electrónica de barrido.

Tabla 21. Micrografías del polvo acería inicial y final por microscopía electrónica de barrido con microanalizador de rayos X

Número de aumentos	Polvo de acería inicial	Polvo de acería final	
		Suelo afectado con polvo de acería	Polvo de acería solo
500 X			
2 000 X			

Como se puede notar, el polvo de acería resultante de los procesos en columna presenta una mayor capacidad de aglomeración y compactación respecto a la muestra inicial, la cual se conforma de partículas realmente finas independientes unas de otras. Asimismo, si se comparan las imágenes correspondientes a los polvos de acería finales, se advierte que aquel que estuvo en contacto con el suelo agrícola muestra una capacidad superior de aglomeración y compactación respecto al desecho solo, pese a que las muestras fueron preparadas de la misma manera.

En la Figura 21 se expone la micrografía del polvo de acería inicial por microscopía electrónica de barrido a 5 000 aumentos. En ésta se evidencia, además de la baja capacidad de aglomeración de los corpúsculos en el desecho, que la mayoría de partículas tiene un tamaño inferior a 1 µm en la porción de sólido analizada. Esto explica la limitada identificación de características propias de las muestras analizadas en el microscopio petrográfico, cuya capacidad es apenas 500 aumentos.

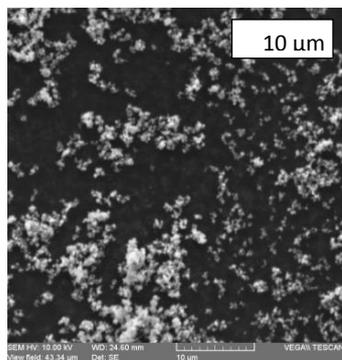


Figura 21. Micrografía del polvo acería inicial por microscopía electrónica de barrido con microanalizador de rayos X (5 000 X, 10 µm)

4. CONCLUSIONES

La composición química del suelo de la zona Cuchitingue, clasificado como agrícola por su contenido de materia orgánica (11 %), neutro respecto al pH y normal debido a la conductividad, se ve afectada por la disposición inadecuada de polvo de acería tóxico, excesivamente alcalino y ligeramente salino sobre su superficie, especialmente respecto al cromo, cuya concentración aumentó debido a una transferencia desde el residuo de acería hacia el suelo.

El polvo de acería que se deposita en la zona agrícola Cuchitingue (Lasso, Cotopaxi) es un residuo peligroso y tóxico, debido a su alto contenido de los metales pesados zinc, hierro y cadmio, a su tamaño de partícula d50 igual a 94 µm, y a la concentración de cadmio y plomo en el extracto lixiviado del test TCLPEPA 1311.

La percolación no cambió significativamente el pH y la conductividad del suelo agrícola afectado con polvo de acería, por lo menos durante los cuatro primeros meses de ensayo. Asimismo, no produjo cambios significativos en la composición química del suelo y del polvo de acería solos. Sin embargo, en el suelo agrícola contaminado con polvo de acería se desarrolló un enriquecimiento de cromo y cobre por parte del suelo, y una pérdida de aluminio, calcio, hierro, potasio, magnesio, sodio y zinc. En cuanto al polvo de acería, se redujo la concentración de cadmio, hierro, plomo y zinc.

El pH de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola tendió a disminuir con el tiempo durante los cuatro meses de ensayo, mientras que el contenido de carbón orgánico total se mantuvo constante en el suelo agrícola afectado con polvo de acería y aumentó en el sistema con sólo suelo, debido a la deficiente aireación del suelo que impidió la solubilización de la fracción orgánica en el agua de percolación.

El agua que percola a través de suelo agrícola y de polvo de acería solos cumple con los requerimientos establecidos por la normativa ecuatoriana TULAS para ser descargada a cuerpos de agua dulce, al contrario de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola, cuyo contenido de cromo y arsénico los convierte en potencialmente peligrosos al ser superiores a 0.5 mg/L y 0.1 mg/L respectivamente.

La tasa de disolución del silicio, aluminio, zinc, níquel, plata y plomo es menor cuando agua percola a través de suelo agrícola afectado con polvo de acería que cuando percola a través de suelo agrícola o de polvo de acería solos. En cuanto al cobre y al hierro, su razón de disolución es negativa cuando la percolación se desarrolla a través de suelo agrícola afectado con polvo de acería, y positiva a través de suelo agrícola y polvo de acería solos. Esto demuestra que el agua alimentada al suelo afectado deposita hierro y cobre en el sistema, en lugar de enriquecerse con estos elementos, debido a la mala aireación del suelo a consecuencia de la capa de polvo.

Consecuentemente, la inadecuada disposición de polvo de acería sobre suelo agrícola da lugar a la acumulación de metales pesados y de materia orgánica en este importante recurso natural.

5. REFERENCIAS

- [1] Gerdau S.A., «Demanda mundial de acero tocará récord el 2012,» 2011. [En línea]. Available: <http://www.gerdau.cl/demanda-mundial-de-acero-tocara-record-el-2012/>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [2] Asociación Mundial del Acero, «Crude steel production,» 2012. [En línea]. Available: <http://www.worldsteel.org/statistics/crude-steel-production.html>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [3] D. Sandoval, «Remediación por lixiviación dinámica de polvos de acería usando disoluciones de ácidos orgánicos,» Sartenejas, Colombia, 2010.
- [4] Acería del Ecuador C.A., «Tratamiento de humos,» 2011. [En línea]. Available: http://www.adelca.com/sitio/esp/reciclaje_emisionde_gases.php. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [5] E. Alvarez, «Hasta el humo se reutiliza,» 2010. [En línea]. Available: <http://www.vistazo.com/ea/especiales/imprimir.php?Vistazo.com&id=4376>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [6] L. Señas, P. Maiza, S. Marfil y J. Valea, «Impacto ambiental producido por morteros cementicios con polvos de acería,» *Revista Ciencia e Ingeniería*, vol. 24, n° 3, pp. 47-53, 2003.
- [7] Asamblea Nacional de Ecuador, «Constitución de Ecuador,» 2008. [En línea]. Available: <http://www.asambleanacional.gov.ec/documentos/Constitucion-2008.pdf>. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [8] Instituto Geográfico Militar, «Carta Topográfica: Latacunga,» 2006. [En línea]. Available: http://www.igm.gob.ec/cms/files/cartabase/enie/ENI_EIII_E4.htm. [Último acceso: 20 noviembre 2012].
- [9] M. Soriano, J. Sancho, A. Verdú, J. Giner y V. Pons, *Prácticas de diagnóstico y fertilidad de suelos*, Valencia: Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia, 2004.
- [10] C. Dorronsoro, «Evaluación de Suelos,» 2013. [En línea]. Available: http://edafologia.ugr.es/evaluacion/tema1/4caractgen_e.htm. [Último acceso: 31 octubre 2013].
- [11] J. Cepeda, *Química de suelos*, Segunda ed., México D.F: Editorial Trillas S.A., 1991.
- [12] E. P. A. EPA, «Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure,» 2003. [En línea]. Available: <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1311.pdf>. [Último acceso: 13 febrero 2013].
- [13] D. Kass, *Fertilidad de suelos*, San José: Editorial de la Universidad Estatal a Distancia, 1998, p. 272.
- [14] L. Albert, *Curso básico de toxicología ambiental*, México D.F: Noriega Editores, 1988.
- [15] Ministerio del Ambiente de Ecuador, «Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso agua,» 2003. [En línea]. Available: http://www.efficacitas.com/efficacitas_es/assets/Anexo%201.pdf. [Último acceso: 19 febrero 2013].
- [16] L. Thompson y F. Troeh, *Los suelos y su fertilidad*, Cuarta ed., Madrid: Editorial Reverté, 1988.
- [17] F. Narro, *Física de suelos*, México D.F.: Editorial Trillas S.A., 1994.

Comparación de Métodos de Tratamiento de los Lixiviados Generados por la Disposición No Controlada De Polvo de Acería Sobre Suelo Agrícola

Ruiz G.*, De la Torre E.*, Guevara A.*

*Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Metalurgia Extractiva,
Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2236562, e-mail: alicia.guevara@epn.edu.ec)

Resumen: En este trabajo se presenta la evaluación de la contaminación generada por la presencia de polvo de acería (considerado residuo peligroso Clase I por la EPA), depositado directamente sobre suelo agrícola y alternativas para el tratamiento de los lixiviados generados. Con este fin, para la obtención de los lixiviados se instalaron columnas de vidrio de 6 cm de diámetro, en las que se colocó una capa de 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo. Las columnas se irrigaron con flujos constantes de 0.15 mL/h de agua para simular la precipitación promedio de la serranía ecuatoriana. Muestras de los lixiviados generados se recolectaron periódicamente durante cuatro meses para determinar la concentración de metales pesados, encontrándose que su contenido de cromo y arsénico superaba el límite máximo permitido por la normativa TULAS para su descarga a cuerpos de agua dulce. Posteriormente se evaluaron las siguientes alternativas de depuración del efluente: i) estabilización del lixiviado con cemento Portland y cal, ii) depuración mediante procesos combinados de fitorremediación y adsorción, y iii) recuperación de zinc con electrólisis previo al tratamiento del lixiviado con métodos convencionales. La evaluación económica preliminar de la aplicación de estos procesos resultó en costos de operación de US\$ 401.7, 0.4 y 11.8 por metro cúbico de lixiviado tratado, respectivamente.

Palabras clave: lixiviado, suelo, polvo de acería, contaminación

Abstract: This paper addresses the evaluation of the pollution generated by the presence of steel dust (considered hazardous waste Class I by the EPA) deposited directly on an agricultural soil and treatment alternatives for decontamination. For this purpose, in order to obtain leachates, glass columns (6 cm diameter), where were placed 15 cm of steel dust on 50 cm of soil, were installed. The columns were irrigated with constant fluxes of water equivalents to the average precipitations of the Ecuadorian Highland region (0.15 mL/h). Samples of the generated leachates were recollected weekly during four months to determinate the heavy metals content. Thereby, it was found that the effluents exceeded the maximum permitted concentration of chromium and arsenic in Ecuador for may be discharged into freshwater bodies. Afterwards, the following depuration methods of the obtained liquid were employed: i) stabilization of the polluted leachate with Portland cement and lime, ii) depuration of the contaminated liquid with a combination of the phytoremediation and adsorption processes, and iii) recuperation of attractive metals with electrolysis previous the leachate treatment for conventional methods. The preliminary economic evaluation of each procedure resulted in operating costs of \$401.7, \$0.4 and \$11.8 respectively.

Keywords: leachate, soil, steel dust, pollution, stabilization

.La presente investigación contó con el auspicio financiero del proyecto PIS - 38 - 2012: "Remediación de los suelos contaminados con metales pesados como Cu, Zn, Cr, Pb, Cd, Hg usando métodos electrocinéticos", que se ejecutó en el Departamento de Metalurgia Extractiva de la Escuela Politécnica Nacional.

1. INTRODUCCIÓN

En el proceso de fusión y afino de acero se generan cenizas volantes y residuos sólidos que se denominan polvos de acería. Este material contiene principalmente hierro, zinc y plomo y un tamaño de partícula inferior a 40 micras, por esta razón es catalogado como residuo peligroso Clase I en la EPA. Actualmente los polvos de acería no se disponen de forma controlada o evitando el contacto directo con el suelo. En Lasso, una región agrícola ecuatoriana, por ejemplo, el polvo de acería que se genera en las plantas de reciclaje de chatarra se dispone como relleno en quebradas, lo cual constituye una práctica inadecuada, debido a la probable lixiviación de los metales pesados por el agua de lluvia o por los ácidos generados o por los microorganismos presentes en el suelo, ocasionando percolación de los mismos hasta alcanzar el manto freático de la zona. [1] Además el desecho está expuesto al aire libre, y es transportado por el viento hasta la superficie de los suelos cultivables del área.

La oxidación ambiental de los metales expuestos a la intemperie da lugar a la disolución de los mismos y a la acidificación del suelo, mientras que el movimiento del material no consolidado afecta aguas superficiales y subterráneas. La contaminación del suelo con metales pesados es una de las problemáticas más grave, pues éstos son tóxicos, generalmente persisten en el medio natural durante décadas y su eliminación es sumamente difícil a consecuencia de su fuerte retención en los puntos de intercambio de este sistema. [2,3,4].

En general, el polvo de acería es un residuo tóxico, debido a su alto contenido de metales pesados y a su tendencia a generar *lixiviados* de elevada alcalinidad. Consecuentemente la disposición de este desecho peligroso sobre el suelo amenaza con la contaminación de éste y la del agua. [5]. Se denomina lixiviado al líquido resultante de la percolación de un fluido a través de cualquier material permeable, arrastrando gran cantidad de los compuestos presentes en el sólido que atraviesa [6]. Normalmente el agua que entra en contacto con un residuo sólido peligroso recoge una importante cantidad de los componentes que lo conforman, quedando muy contaminada. [7].

Existen algunas alternativas de tratamiento de este tipo de lixiviados que contienen metales pesados, entre las cuales se pueden citar las siguientes:

- i) la técnica de fitorremediación, que emplea plantas para remover, transferir, estabilizar, concentrar, convertir y degradar contaminantes. [8],
- ii) la encapsulación de los contaminantes en una matriz sólida, que es una de las prácticas más empleadas para el tratamiento de residuos sólidos potencialmente peligrosos a disponerse en rellenos sanitarios [9]. Esta alternativa es la más difundida en nuestro país, pues se considera una de las más económicas y sencillas de aplicar

- iii) la valorización de lixiviados afectados con polvo de acería para la recuperación de metales valiosos como el plomo y el zinc también es una opción interesante. Entre los tratamientos que se pueden aplicar para este fin están los métodos electroquímicos, los cuales aprovechan los procesos de óxido - reducción para que la especie de interés se deposite en cátodos que posteriormente se someterán a procesos pirometalúrgicos de fusión. [10,11]

En el presente trabajo se busca evaluar la aplicación de los métodos convencionales y no convencionales señalados, para el tratamiento de los lixiviados generados por polvo de acería que son percolados a través de suelo agrícola a causa de la distribución no controlada de estos residuos peligrosos, una vez que el problema ambiental de contaminación a causa de la presencia de dichos lixiviados lamentablemente está dado. Además se determina la alternativa con mayor factibilidad de aplicación industrial con base en los costos de cada tratamiento.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para el desarrollo de la metodología se procedió con la recolección y caracterización de muestras de suelo y polvo de acería. Se realizan ensayos en columna para la producción, recolección y caracterización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo; y la estabilización de éstos con cemento Portland y cal. Adicionalmente se compararon las alternativas de tratamiento de estos lixiviados desde el punto de vista económico.

A. *Recolección y caracterización de las muestras de suelo y polvo de acería*

Se recolectó una muestra representativa de 15 kg de polvo de acería (residuo industrial) y 50 kg de suelo no afectado por contaminación industrial en la zona agrícola aldeaña Cuchitingue-Latacunga, empleándose en ambos casos el método de muestreo aleatorio simple. Las muestras obtenidas se caracterizaron física, química y mineralógicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad real y aparente, porosidad, humedad, pH, conductividad, poder retentivo de agua y granulometría, además del contenido total de: Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Pb y Zn por absorción atómica (equipo Perkin Elmer AAnalyst 300) y la concentración de materia orgánica en el suelo agrícola por el método estandarizado de Walkley - Black. El análisis mineralógico se efectuó por difracción de rayos X (equipo Bruker D8 Advance) en muestras de suelo y polvo de acería. Además se desarrolló una prueba toxicológica TCLP sobre el polvo de acería con base en la metodología EPA 1311.

B. Ensayos en columna para la producción de los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través del suelo agrícola a nivel de laboratorio

Con el objetivo de obtener lixiviados de polvo de acería, para evaluar el riesgo de contaminación del suelo debido a la percolación de los elementos que componen dicho polvo se procedió a realizar ensayos en columna.

Para ello se dispusieron a modo de lisímetros de drenaje a nivel de laboratorio tres columnas de vidrio de 6 cm de diámetro y 75 cm de altura, diseñadas para recuperar 400 mL de la solución de suelo cada tres días, correspondientes al 25 % de la humedad del suelo cada 9 h según lo definido por Zapata (2002). [12]

En la base de los lisímetros se colocó 5 cm de material filtrante (granito, malla 4 - 6) que permitió el paso del líquido percolado hacia el espacio colector. El espacio colector se conformó de un embudo que conectó la parte más baja de la columna con un vaso de precipitación de 250 mL, mientras que en la cámara de drenaje se colocó 15 cm de polvo de acería sobre 50 cm de suelo. Las columnas se sometieron a flujos constantes de agua potable de 0.15 mL/h, equivalentes a la precipitación media anual de Latacunga de 455 mm. [13]

Como resultado de la percolación del líquido a través de las capas de polvo y suelo en las columnas se obtuvieron lixiviados sobre los cuales se determinaron el caudal, el pH y la concentración de Ag, Al, As, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Hg, Ni, Pb, Si, V, Zn y carbono orgánico total. Los datos obtenidos para cada parámetro se analizaron con el método ADEVA en el programa StatGraphics.

Se debe señalar que el objetivo de este ensayo fue únicamente obtener lixiviados percolados, que serán caracterizados y tratados con fines de depuración, en este caso no se profundiza en el estudio del transporte de fluidos al interior de las columnas, ya que no es el fin de este estudio.

C. Estabilización de los lixiviados con cemento Portland y cal

Para estabilizar los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo se los estabilizó en distintas cantidades (80 mL, 100 mL y 120 mL de agua) con 160 g de cemento Portland y 40 g de cal, siendo el lixiviado el agente de fraguado de la mezcla.

Los sólidos estabilizados se caracterizaron física y químicamente, determinándose las siguientes propiedades: densidad aparente, humedad, pH y conductividad. Adicionalmente se desarrolló una prueba toxicológica TCLP bajo el método EPA 1311 y un ensayo de resistencia a la compresión INEN 1485 sobre los bloques, a fin de determinar si éstos pueden ser depositados en celdas de confinamiento superficiales.

D. Comparación de métodos no convencionales de tratamiento de lixiviados

Sobre la base del caudal promedio de los lixiviados obtenidos, se definió el diagrama de tratamiento de dichos lixiviados por estabilización con cemento y cal y se lo evaluó económicamente a fin de definir el costo de operación del sistema con esta alternativa.

Adicionalmente los resultados obtenidos se comparan con otras alternativas de tratamiento como:

- Depuración del lixiviado con fitorremediación y adsorción.
- Valorización del polvo de acería mediante la recuperación de zinc por electrólisis previo al tratamiento del lixiviado por métodos convencionales (precipitación, filtración, adsorción).

De este modo, se dispone de herramientas para la comparación y la definición de la mejor opción de manejo ambiental de los lixiviados generados considerando el punto de vista operativo y la evaluación económica de implementación de las tres alternativas propuestas: estabilización del lixiviado, depuración por fitorremediación y adsorción y recuperación de zinc previo al tratamiento del lixiviado con métodos convencionales.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Caracterización física y química del suelo agrícola y el polvo de acería a nivel de laboratorio

Las propiedades físicas y químicas del suelo agrícola y del polvo de acería originales se exponen en la **Tabla 22**, donde comprueba que el polvo de acería utilizado es un residuo sólido peligroso, pues al menos el 50 % de las partículas que lo componen tienen un diámetro inferior a 100 µm.

Las propiedades del suelo lo clasifican como agrícola por su contenido de materia orgánica (10.9 %), neutro de acuerdo al pH y normal respecto a la conductividad, mientras que el polvo de acería resulta excesivamente alcalino y ligeramente salino. Asimismo, se advierte que el polvo de acería es 1,3 veces más denso que el suelo agrícola, lo que da lugar a la formación de una capa estable de polvo de acería en la interface de los sólidos.

Tabla 22. Propiedades físicas y químicas iniciales del suelo agrícola y el polvo de acería

Propiedad	Unidad	Suelo	Polvo
Densidad aparente	g/mL	0.8	0.9
Densidad real	g/mL	1.8	2.5
Porosidad	%	52.9	62.8
Humedad	%	8.1	3.6
pH	-	6.9	12.7
Conductividad	µS/cm	235	344
Contenido de materia orgánica	%	10.9	-
Tamaño de partícula d50	µm	112.3	94.0

Cuchitingue se ubica en la parroquia Aláquez de Latacunga, en la zona del páramo [14] y por lo tanto, el suelo empleado en el presente trabajo presenta las características de los suelos de páramo de Ecuador, esto es:

estructura estable con alta porosidad (53 %), densidad aparente baja menor a 0.9 y humedad alta (8 %) y permanente [15] Así, juegan un papel importante en la captación de agua primaria, la misma que se distribuye a la población. [16].

En la Tabla6 se presenta la composición del suelo agrícola, determinada por digestión acida combinada con espectrofotometría de absorción atómica, al inicio y final de los ensayos en columna.

De los elementos acumulados en el complejo del suelo agrícola, el sodio es el que manifiesta en mayor proporción, seguido del calcio, potasio y aluminio. El plomo, zinc, cromo y cobre, al contrario, se presentan en concentraciones traza, pero se evidencia la incorporación de cromo y zinc al suelo agrícola afectado con polvo de acería. En consecuencia, el polvo de acería aporta al suelo una significativa cantidad de cromo y zinc.

Tabla23.Composición elemental inicial y final del suelo agrícola

Elemento	Unidades	Concentración	
		Muestra inicial	Muestra final
Na	%	43.7	40.2
Ca	%	14.2	13.5
K	%	11.0	10.9
Al	%	6.2	6.1
Pb	mg/kg	315.5	235.1
Zn	mg/kg	313.9	384.9
Cr	mg/kg	89.6	106.9
Cu	mg/kg	78.0	41.6

En la Tabla7 se presenta la composición elemental del polvo de acería antes y después de los ensayos en columna, determinada por digestión ácida y espectrofotometría de absorción atómica.

Tabla24.Composición elemental inicial y final del polvo de acería

Elemento	Unidades	Concentración	
		Muestra inicial	Muestra final
Zn	%	16.4	15.6
Fe	%	9.8	8.7
Cd	%	0.8	0.4
Pb	mg/kg	124.1	106.3

Con base en la composición química del polvo de acería, se comprueba que éste es un residuo peligroso a causa de la presencia de elementos pesados tales como zinc, plomo y cadmio. La especie más abundante es el zinc, un metal con baja solubilidad en el acero y la escoria fundida. Sin embargo, el polvo de acería es un desecho rico en zinc aún después de la percolación del agua potable.

En todos los casos, en la muestra final, se observa una disminución de la concentración de los elementos analizados, lo que indica una disolución parcial y la consecuente contaminación a los suelos que tengan contacto directo con estos materiales.

En la Tabla 17 se expone la composición mineralógica de la muestra de suelo original.

Tabla25.Composición mineralógica inicial del suelo agrícola

Mineral	Formula	Contenido (%)
Grupo plagioclasas	(Na,Ca)Al(Si,Al)Si ₂ O ₈	82.0
Caolinita	Al ₂ (Si ₂ O ₅)(OH) ₄	7.0
Cummingtonita	(Mg,Fe) ₇ Si ₈ O ₂₂ (OH) ₂	7.0
Magnetita	Fe ₃ O ₄	2.0
Cuarzo	SiO ₂	2.0

La estructura química de la fase sólida del suelo agrícola, determinada por su mineralogía, es rica en silicatos. De éstos, una fracción importante (7%) le corresponde a la arcilla caolinita, un silicato de aluminio que en este caso conforma la fracción activa del suelo, adicionalmente se destaca la presencia de cummingtonita y magnetita.

En la Tabla 18 se detalla la composición mineralógica del polvo de acería antes de los ensayos en columna. Se observa que el óxido de zinc en forma de zincita es el mineral más abundante en el polvo de acería ensayado. Entonces, dado que este mineral es relativamente insoluble en agua, no se espera una alta concentración de zinc en los lixiviados resultantes de los ensayos en columna a corto término, los demás minerales en general no presentan alta solubilidad en agua.

En este caso, la toxicidad de este material estará principalmente asociada a la presencia de elementos en traza como Cr, Cd, Pb, Cu, entre otros.

Tabla26.Composición mineralógica inicial del polvo de acería

Mineral	Formula	Contenido inicial (%)
Zincita	ZnO	40.0
Maghemita	Fe ₂ O ₃	33.0
Periclasas	MgO	8.0
Hematita	Fe ₂ O ₃	6.0
Magnetita	Fe ₃ O ₄	5.0
Cuarzo	SiO ₂	4.0
Plagioclasas	(Na,Ca)Al(Si,Al)Si ₂ O ₈	4.0

A continuación en la Tabla8 se presentan los resultados obtenidos para la caracterización toxicológica (prueba TCLP) de la muestra de polvo de acería inicial. En el marco de la normativa EPA 1311, se puede observar que la concentración de cadmio y plomo supera el máximo permisible en 11 y 39 veces respectivamente, de modo que el polvo de acería se clasifica como un residuo tóxico y peligroso que no puede ser depositado libremente sobre el suelo como actualmente sucede. Los elementos como el As, Ba, Cr, Fe, Hg, Ni, Ag y Se se encuentran bajo el límite máximo permisible.

Tabla27.Caracterización toxicológica del polvo de acería conforme al método EPA 1311 [17]

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)	Límite máximo permisible (mg/L)
As	0.7	5.0
Ba	0.2	100.0
Cd	11.0	1.0
Cr	0.1	5.0
Fe	0.1	30.0

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)	Límite máximo permisible (mg/L)
Hg	<0.0001	0.2
Ni	0.4	2.0
Ag	<0.01	5.0
Pb	195.0	5.0
Se	0.1	1.0

* Fuente: (EPA 2003)

B. Caracterización química de los lixiviados generados por una capa de polvo de acería percolados a través de suelo agrícola

En la Figura 1 se presentan los cambios en la concentración (mg/L) de los metales pesados Cr, As y Zn obtenidos a través del tiempo en los ensayos realizados en columnas durante 90 días.

En cada gráfica se puede verificar que la concentración de los elementos analizados en el lixiviado es variable a lo largo del tiempo y que los valores más altos se obtienen al inicio del proceso de percolación, aunque la disolución continúa a lo largo del tiempo.

Si se comparan los valores representados en la Figura 19 con los de la normativa ecuatoriana TULAS (Libro VI, Anexo 1: “Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso Agua”), se advierte que el cromo supera el límite máximo establecido de 0.5 mg/L y en una proporción hasta tres veces mayor, durante los primeros 19 días de ensayo, de modo que los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través de suelo no podrían ser descargados directamente a los cuerpos de agua dulce.

Para el caso del arsénico sucede algo similar. Éste supera el valor máximo (0.1 mg/L) al inicio del ensayo y posteriormente su disolución continúa, pero los valores reportados para el análisis del lixiviado no superan el límite mencionado. Respecto al resto de metales pesados como hierro, cobre, níquel, entre otros, la concentración máxima obtenida no se sobrepasa el límite permisible establecido durante el período de cuatro meses en los que se realizaron los ensayos en columna [18]

En la Figura 23 se representa la variación del pH de los lixiviados en función del tiempo del ensayo, además del límite máximo establecido por la normativa TULAS para este parámetro en el caso de efluentes descargados a cuerpos de agua dulce.

En la Figura 23 se advierte que los lixiviados superaron el límite establecido para el pH durante los primeros 30 días, a partir de las cuales este parámetro no sobrepasó el límite máximo. Asimismo, se observa que el pH de los lixiviados no supera el valor de 11, lo cual explica la baja tasa de disolución de elementos como el plomo, el cual es muy soluble en rangos de pH de 12 a 13. Sin embargo, se advierte una tendencia a la baja de esta propiedad con el tiempo, lo que implica una acidificación de los líquidos y

por tanto una mayor tasa de disolución de los elementos cuya solubilidad aumenta con la disminución del pH.

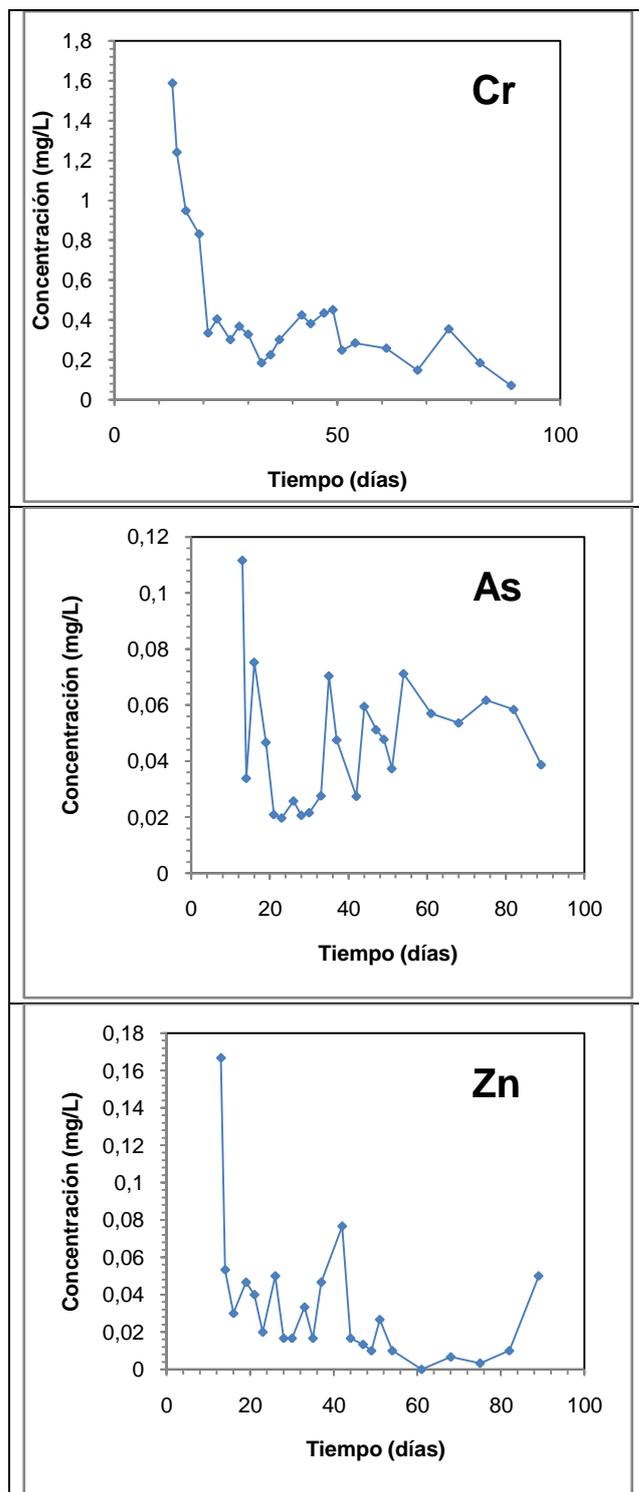


Figura 22. Concentraciones de Cr, As y Zn en los lixiviados generados a partir de polvos de acería en función del tiempo

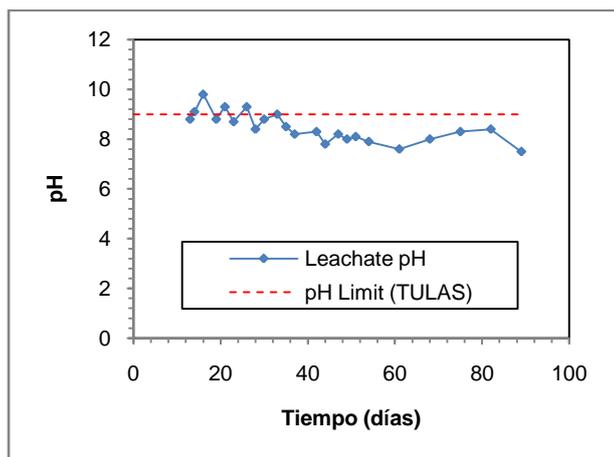


Figura 23. pH de los lixiviados en función del tiempo

C. Estabilización por encapsulación de los lixiviados

Uno de los métodos de tratamiento de los lixiviados de polvos de acería percolados a través del suelo que se propone en este trabajo es la estabilización. En este caso el lixiviado se usa como líquido de fraguado y se mezcla con cemento y cal en distintas proporciones (sección 2.3).

Los resultados de estos ensayos de estabilización de los lixiviados con cemento y cal se presentan en la Tabla9. Los parámetros analizados este caso son: densidad, humedad, pH, conductividad y resistencia a la compresión de los sólidos estabilizados, que son evaluados sobre un sólido antes de su disposición final en rellenos sanitarios.

Tabla28. Propiedades físicas y químicas de los sólidos estabilizados [19]

Propiedad	Unidad	L/S = 0.4	L/S = 0.5	L/S = 0.6	Límite*
Densidad	g/mL	0.57	0.57	0.62	-
Humedad	%	5.4	8.1	11.3	<10
pH	-	7.6	7.7	8.4	4 - 13
Conductividad	µS/cm	307	294	288	<100 000
Resistencia a la compresión	kPa	964.9	771.6	584.4	>50

*Fuente: (Ruiz, 2003)

L/S representa la relación líquido (lixiviado) y sólido (cemento y cal)

Como se observa en la Tabla9, el sólido estabilizado con una relación L/S igual a 0.6 no cumple con el límite establecido para la humedad, aunque no se advierte ningún problema respecto a los otros parámetros. En cambio, las propiedades de los sólidos obtenidos con las relaciones L/S igual a 0.4 y 0.5 satisfacen los límites fijados para todas las propiedades, de modo que cumplirían los requerimientos para ser depositados en celdas de confinamiento.

En la Tabla10 se exponen los resultados registrados para la caracterización toxicológica de los sólidos estabilizados. Además se incluyen los límites de toxicidad de metales lixiviados mediante la metodología EPA 1311, a fin de determinar si las muestras ensayadas se consideran tóxicas.

Tabla29. Caracterización toxicológica de los sólidos estabilizados conforme al método EPA 1311 [17]

Elemento	Concentración del extracto lixiviado (mg/L)			Límite máximo permisible (mg/L)*
	L/S = 0.4	L/S = 0.5	L/S = 0.6	
As	0.0495	0.0986	0.0062	5.0
Cd	<0.01	<0.01	<0.01	1.0
Cr	0.03	0.38	0.48	5.0
Fe	8.27	1.48	7.77	30.0
Ni	<0.01	<0.01	<0.01	2.0
Pb	<0.10	<0.10	<0.10	5.0
Se	0.04	0.05	0.02	1.0

* Fuente: (EPA 2003)

Con base en la metodología EPA 1311 y la información tabulada en la Tabla10, se infiere que los sólidos obtenidos a partir de la estabilización de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través de suelo agrícola no pueden ser considerados tóxicos, ya que su concentración en todos los casos es menor a la máxima permisible.

En conclusión, la mejor formulación para la estabilización por encapsulación de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo corresponde a la relación L/S igual a 0.4.

D. Sistema propuesto para el tratamiento de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo

Considerando el caudal promedio de descarga de los efluentes obtenidos en las unidades experimentales, igual a 0.09 mL/h, y la tasa de producción del polvo de acería en la empresa de reciclaje de chatarra, igual a 9 t/día [20], se estima que la tasa producción de los lixiviados en el área total de suelo afectado por la deposición de polvo de acería es 2 m³/mes. De este modo, las materias primas necesarias para el tratamiento son 4 toneladas de cemento Portland y 1 tonelada de cal.

El proceso de estabilización que se propone inicia con la recolección de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo, los cuales se almacenarán en un tanque de 2.1 m³. Posteriormente, el primer día de cada mes, el líquido recogido se mezclará durante 4 min con el cemento y la cal en una máquina mezcladora.

Posteriormente la pulpa se conducirá hacia una máquina de vibro-compactación. En ésta, los moldes irán llenándose con la mezcla durante 30 s, un barredor automático retirará el exceso de material sobre los moldes y una prensa compactará la mezcla. Entonces los bloques de sólido estabilizado caerán sobre un tablero situado debajo de la máquina de vibro-compactación y se secarán a temperatura ambiente, para finalmente ser llevados al relleno sanitario para su disposición final, una vez que se tiene la seguridad de que no liberarán metales pesados al ambiente.

E. Evaluación económica del sistema propuesto y comparación con métodos alternativos

A continuación en la Tabla12 se presenta el capital de operación que se requiere para la estabilización de los lixiviados, asumiendo que la planta responsable de los efluentes dispone de todos los activos y personal necesario para el desarrollo del proceso.

Tabla30. Estimación de la inversión mensual en materiales directos

Material	Cantidad	Unidad	Valor unitario (US\$)	Inversión mensual (US\$)
Cemento	4	t/mes	152.80	611.20
Cal	1	t/mes	160.00	160.00
Agua	11.8	m3/mes	0.31	3.66
Diésel	31.4	gal/mes	0.91	28.57
Electricidad	0.7091	kWh/mes	0.07	0.05
Total para 2 m³/mes				803.48

El tratamiento con esta alternativa costaría US\$ 401.74/m³, pero presenta como ventajas que la tecnología necesaria para la estabilización de un efluente con cemento y cal es relativamente simple, sea adecuada en poco espacio y el personal encargado del proceso no precisa capacitación especial ni un control del tratamiento por largos períodos.

Adicionalmente, la alternativa de tratamiento de lixiviados por estabilización se contrastará con las siguientes alternativas: depuración de lixiviados por métodos no convencionales, propuesta por Guanoluisa (2012) y recuperación de zinc por electrólisis previo al tratamiento del efluente con métodos convencionales, desarrollada por De la Torre, Guevara y Espinoza (2013). [10,21]

Guanoluisa (2012) propone un sistema de tratamiento de lixiviados por fitorremediación y adsorción en carbón activado, con los cuales se logra reducir la concentración de metales pesados y de materia orgánica hasta valores aceptados por la ordenanza 213 del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito (MDMQ).El proceso consta de un sistema de humedales artificiales con flujo subsuperficial vertical con pasto elefante (material vegetativo) y grava (sustrato inerte)y una columna de carbón activado para la depuración final. Esta alternativa implica costos de operación de US\$ 0.36por m³ de lixiviado. [21]

De la Torre, Guevara y Espinoza (2013) proponen la recuperación de zinc del lixiviado por medio de una electrólisis con ánodos de plomo y cátodos de aluminio a pH entre 4 y 5 con 400 A/m² durante 8 h, y una fusión del zinc catódico con cloruro de amonio a 450 °C durante 2 h. Bajo estas condiciones se logra recuperar el 71 % del metal en forma de zinc con 99 % de pureza, a un costo de operación de US\$ 11.84 por m³de líquido tratado según los cálculos hechos por Ricaurte (2013). [10,22]

En la Tabla31 se resumen los costos que implica el tratamiento de los lixiviados generados por el polvo de acería y percolados a través del suelo, por las tres técnicas de depuración consideradas en este trabajo. Además se

listan los residuos que se generan con cada uno de los tratamientos propuestos.

Tabla31.Costo de los métodos de tratamiento del lixiviado [10,21]

Método	Costo (US\$/m³)	Residuo
Estabilización del lixiviado por encapsulación	401.7	Ninguno que requiera tratamiento adicional
Depuración del lixiviado mediante fitorremediación y adsorción*	0.4	Lodo residual a tratar
Recuperación de zinc por electrocoagulación y fusión**	11.8	Lodo residual a tratar

* Fuente: (Guanoluisa, 2012)

** Fuente: (De la Torre, Guevara, & Espinoza, 2013)

De acuerdo a los costos de la Tabla31, se observa que la estabilización de los lixiviados con cemento y cal es la alternativa más costosa, comparada con las técnicas alternativas citadas en este trabajo. Sin embargo en varias ocasiones se recurre a la estabilización como la mejor alternativa de tratamiento debido a la facilidad de implementación y porque una vez terminado el proceso no se dispone de residuos remanentes a tratar.

En el caso de los lixiviados generados por polvo de acería depositado sobre suelo agrícola, el contenido de zinc (0.03 mg/L en promedio) es muy bajo para la aplicación de la alterativa de recuperación propuesta por De la Torre, Guevara y Espinoza (2013).

El menor costo se obtiene en el caso del tratamiento por fitorremediación y adsorción con carbón activado propuesto por Guanoluisa (2012), aunque no están considerados los costos adicionales que involucra el tratamiento de los lodos residuales.

4. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se demostró mediante ensayos realizados a períodos cortos de tiempo (3-4 meses) que la disposición no controlada de polvo de acería sobre suelo agrícola afecta a éste último con la incorporación de metales pesados como Zn, Cr, As, entre otros. Se espera por tanto que a periodos superiores de tiempo (meses o años, como ocurre realmente) los niveles de contaminación sean aún más elevados. Por tanto los polvos de acería no deben ser dispuestos en contacto directo con el suelo como sucede actualmente y los suelos ya afectados deberán ser tratados para su depuración.

Los lixiviados generados por polvo de acería y percolados a través de suelo no cumplen con los límites establecidos por la normativa ecuatoriana TULAS para su descarga a cuerpos de agua dulce, debido a su concentración de cromo (mayor a 0.5 mg/L) y arsénico (mayor a 0,1 mg/L).Además presentan una concentración promedio de zinc de 0.03 mg/L

La estabilización de lixiviados con cemento y cal en una relación L/S igual a 0.4 es una alternativa costosa (US\$ 401.7/m³) para la obtención de bloques que pueden ser

dispuestos en rellenos sanitarios. Aunque su implementación sea sencilla, estos valores indican que se deben buscar alternativas para el tratamiento de los lixiviados contaminados con metales pesados generado por la disposición no controlada de residuos peligrosos sobre suelos agrícolas.

Una vez que los lixiviados generados por la disposición no controlada de polvos de acería están presentes, se plantea como una alternativa de tratamiento para su depuración el uso de la fitoremediación y la adsorción con carbón activado, sin embargo dadas las características de los lixiviados analizados la solución real debe iniciar por la prohibición del contacto de estos materiales directamente con el suelo.

5. REFERENCIAS

- [1]. Sandoval, D. (2010). *Remediación por lixiviación dinámica de polvos de acería usando disoluciones de ácidos orgánicos*. (Proyecto de Titulación previo a la obtención del título de Ingeniero de Materiales), Universidad Simón Bolívar, Sartenejas, Colombia.
- [2]. Colin, B. (2001). *Environmental Chemistry* (Segunda ed.). Nueva York, Estados Unidos: W.H. Freeman and Company.
- [3]. Thompson, L., & Troeh, F. (1988). *Los suelos y su fertilidad* (Cuarta ed.). Madrid, España: Editorial Reverté.
- [4]. Bautista, F. (1999). *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados*. Mérida, Yucatán, México: Editorial de la Universidad Autónoma de Yucatán.
- [5]. Señas, L., Maiza, P., Marfil, S., & Valea, J. (2003). Impacto ambiental producido por morteros cementicios con polvos de acería. *Revista Ciencia e Ingeniería*, 24(3), 47-53.
- [6]. Fernández, A. (2006). *Contaminación por lixiviados*. Recuperado el 8 de agosto de 2012, de http://www.consumer.es/web/es/medio_ambiente/urbanismo/2006/10/13/156373.php
- [7]. Giraldo, E. (2003). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios. Avances recientes. *Revista de ingeniería Unandes*, 14(8), 44-55.
- [8]. Navarro, J., Aguilar, I., & López, J. (2007). Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Revista científica de ecología y medio ambiente Ecosistemas*, 16(2), 10-25.
- [9]. Doménech, X. (1995). *Química del suelo El impacto de los contaminantes* (Tercera ed.). Madrid, España: Miraguano Ediciones.
- [10]. De la Torre, E., Guevara, A., & Espinoza, C. (Julio de 2013). Valorización de polvos de acería mediante recuperación de zinc por lixiviación y electrólisis. *Revista Politécnica*, 32(1), 51-56.
- [11]. Elías, X. (2012). *Tecnologías aplicables al tratamiento de residuos*. Madrid, España: Ediciones Díaz de Santis.
- [12]. Zapata, R. (2002). *La solución del suelo*. Recuperado el 20 de junio de 2012, de <http://www.bdigital.unal.edu.co/1650/2/rauldarroza-patahernandez.20022.pdf>
- [13]. Instituto Geográfico Militar. (2006). *Carta Topográfica: Latacunga*. Recuperado el 20 de noviembre de 2012, de http://www.igm.gob.ec/cms/files/cartabase/enie/ENIEIII_E4.htm
- [14]. Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial Rural de "Alaquez". (2011). *Datos generales de la parroquia "Aláquez"*. Recuperado el 9 de septiembre de 2014, de http://www.alaquez.gob.ec/index.php?option=com_content&view=article&id=81:datos-generales&Itemid=211
- [15]. Mena, P., Josse, C., & Medina, G. (2000). *Los suelos del Páramo*. Quito, Ecuador: Editorial Abya Yala.
- [16]. Farley, K., Kelly, E., & Hofstede, R. (2004). Soil organic Carbon and water retention after conversion of grasslands to Pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems*(7), 729-739.
- [17]. EPA, E. P. (2003). *Method 1311: Toxicity Characteristic Leaching Procedure*. Recuperado el 13 de febrero de 2013, de <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/1311.pdf>
- [18]. Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2003). *Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes Recurso agua*. Recuperado el 19 de febrero de 2013, de http://www.eficacitas.com/eficacitas_es/assets/Anexo%201.pdf
- [19]. Ruiz, U. (2003). *Recomendaciones técnicas generales para el diseño y construcción de celdas de confinamiento y rellenos sanitarios*. Recuperado el 20 de noviembre de 2012, de <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/Materiales%20y%20Actividades%20Riesgosas/sitioscontaminados>
- [20]. Alvarez, E. (2010). *Hasta el humo se reutiliza*. Recuperado el 20 de noviembre de 2012, de <http://www.vistazo.com/ea/especiales/imprimir.php?Vistazo.com&id=4376>
- [21]. Guanoluisa, L. (2012). *Diseño de un sistema de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario El Inga mediante electrocoagulación y fitoremediación*. (Proyecto de Titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico), Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.
- [22]. Ricaurte, J. (2013). *Diseño de una planta para valorizar los residuos de polvos de acería*. (Proyecto de Titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Químico), Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador.

Fatigue Behavior and Associated Binder Deformation Mechanisms in WC-Co Cemented Carbides

Valle V.*; Tarragó J.M. **; Llanes L. **

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Química y Agroindustria
Quito, Ecuador (e-mail: vladimir.valle@epn.edu.ec)

** Universitat Politècnica de Catalunya, Departament de Ciència del Materials i Enginyeria Metal·lúrgica, ETSEIB
Barcelona, Spain

Resumen: La integridad mecánica de carburos cementados WC-Co ha sido estudiada por medio del análisis del crecimiento subcrítico de grietas y de la resistencia a la degradación por cargas cíclicas. La investigación se llevó a cabo en tres grados de metales duros con diferente contenido de aglutinante y/o tamaño de grano, mediante el análisis del crecimiento de grietas por fatiga y ensayos de resistencia a la fatiga a temperatura ambiente. Los resultados de resistencia a fatiga fueron comparados con datos experimentales de tenacidad de fractura y resistencia a la flexión. Bajo cargas cíclicas y dentro del contexto de la mecánica de la fatiga se puede determinar el umbral de propagación de grietas por fatiga como la tenacidad de fractura efectiva. Adicionalmente, se encontró que la aglomeración de granos gruesos y granos anormalmente gruesos constituyen los defectos críticos presentes en estos tipos de metal duro. Los resultados de EBSD sugieren que la transformación martensítica de la fase de cobalto (de fcc a hcp) no está asociada exclusivamente a la carga cíclica aplicada, sino que probablemente puede ser inducida por procedimientos de desbaste de las superficies expuestas. Desde la perspectiva de los micromecanismos de fatiga, dicha deformación se encuentra claramente localizada dentro de la fase aglutinante.

Palabras clave: Crecimiento de grietas por fatiga, Límite de fatiga, Carburos cementados.

Abstract: The mechanical integrity of WC-Co hardmetals has been studied by the occurrence of subcritical crack growth and strength degradation under cycling loading. The investigation is conducted on three WC-Co hardmetals grades with different binder content and/or grain size by assessing fatigue crack growth (FCG) behavior and fatigue life tests at room temperature. Experimental fatigue results are compared to fracture toughness and flexural strength data. An analysis of the results within a fatigue mechanics context permits to corroborate FCG threshold as the effective fracture toughness under cyclic loading. Critical defects are evidenced to be agglomerates of coarse grains and abnormally coarse grains. EBSD mapping on stable propagated cracks has been accomplished to characterize the crack-microstructure interactions within the cobalt phase. EBSD results suggest that martensitic transformation of cobalt phase (from fcc to hcp) is not exclusively associated with cyclic loading, as it had been postulated in the literature. On the other hand, it seems to be induced by rough grinding of the exposed surfaces. From the perspective of fatigue micromechanisms, they are clearly localized within the binder phase.

Keywords: Fatigue crack growth, Fatigue limit, Cemented carbides.

5

1. INTRODUCTION

Hard materials are generally subjected to complex combinations of stress states and environmental conditions; therefore, fracture and fatigue analysis has been considered important features in lifetime and reliability characterization [10]. Within this context, fracture of cemented carbides has been rationalized through the Linear Elastic Fracture Mechanics (LEFM). Extensive literature specifies that materials design optimization may be accomplished by the means of fracture mechanics approach, taking into account the interaction of applied stress, fracture toughness and flaw

size. Furthermore, several studies have permitted to understand that fracture process, from a microstructural view, is commonly associated with position, orientation, size and nature of the defects in materials. Hence, the presence of these parameters within material turns into propagation of cracks in an either stable or unstable mode [2]. In the case of cemented carbides aspects such as size, nature, and interaction of the phases are additional parameters to consider in the fracture process. Particularly, binder phase region in WC-Co hardmetals, despite of its relatively small size, is the responsible for providing high toughness values to the composite material. Thus, the cobalt mean free path, and the constraint imposed by surrounding carbides grains, are generally considered important factors affecting the strength and ductility of the binder phase [8].

Extensive information shows that unstable fracture in WC-Co cemented carbide is characterized by local plasticity in the cobalt-rich binder phase, which is known as “dimples” and “ridges” due to their distinctive geometry [9]. Such features result from plastic deformation that the predominantly face center cubic cobalt (Co-fcc) undergoes during fracture. Hong and Gurland [5] observed that the required energy for propagation of the intergranular or transgranular cleavage cracks in tungsten carbides (WC) is considered to be greatly smaller than the energy necessary by the plastic deformation and ductile rupture of the binder. Consequently, it means that the plastic deformation of the binder contributes the major energy consumption process during crack propagation for cemented carbides.

On the other hand, under cyclic loads it has been evidenced that fatigue fracture surfaces of WC-Co exhibit different microstructural aspect/features as compared to those seen in unstable fracture surfaces [3]. Moreover, stress and strain fluctuations during fatigue induce to different deformation mechanisms in these materials. Then, phase transformation of cobalt binder phase has been postulated to occur as a consequence of high stresses during cycling loads and/or high accumulated deformations. According to Erling et al. [3], stable fracture in hardmetal surfaces present “step-like” features due to combination of cleavage microcracks. In this case, cracks appear to follow crystallographic planes within a length scale given by the binder mean free path [3].

During fatigue crack growth, plastic deformation of cobalt binder has been observed ahead of the crack tip. It has been found that this deformation may be limited by boundaries between cobalt grains, and at the same time, that accumulated deformation may affect the progress and path taken by subcritical crack growth. Taking into account this argument, there is a direct relationship between WC-Co hardmetals fatigue sensitivity and binder thickness [10]. Additionally, there is a substantial decrease of the crack tip shielding effect owing to reduction in ductility of the ligaments behind the crack tip leading to a reduced in fatigue resistance of hardmetals [11].

Regarding fatigue crack growth (FCG) kinetics, rates for hardmetals usually show strong dependence on maximum stress intensity factor (K_{max}). Furthermore, K_{max} values for fatigue process are considerably lower than those of fracture toughness [7]. Even though it is known that mechanical properties of these alloys are critically dependent on the physical metallurgy of binder phase region, at the present time there are few studies dealing with deformation mechanisms of the binder phase in WC-Co hardmetals during fatigue process. Indeed, literature related to allotropic transformation of cobalt-rich phase as well as their crystallographic changes is limited [8].

2. EXPERIMENTAL PROCEDURE

2.1 Materials

The hardmetals used in this investigation were three WC-Co commercial grades namely, CoMM, CoMC and CoHM. They were supplied by Sandvik Hard Materials Company as prismatic bars of rectangular shapes with the following dimensions: 45 mm × 10 mm × 5 mm and 45 mm × 4 mm × 3 mm. Chemical composition of these samples was determined by Energy Dispersive X-ray Spectroscopy (EDS) in previous studies. Corresponding data are provided in Table 1.

Table 1: Generic microstructure and chemical composition of studied materials

Grade	Binder Content	Grain size	Element content (wt. %)			
			W	Co	C	Cr
CoMM	Medium	Medium	83.2	10.9	5.44	0.36
CoMC	Medium	Coarse	83.9	10.6	5.48	-
CoHM	High	Medium	76.5	18.6	5.00	-

In the same way, microstructural characterization and mechanical properties were evaluated previously. Experimental values are presented in Tables 2 and 3.

Table 2: Microstructural characteristics of the hardmetal grades investigated

Grade	Binder content (wt. %)	Mean grain size (µm)	Contiguity	Mean free path (µm)
CoMM	11.4 ± 0.44	1.12 ± 0.71	0.39 ± 0.05	0.44 ± 0.28
CoMC	10.6 ± 0.10	2.45 ± 1.37	0.37 ± 0.03	0.82 ± 0.46
CoHM	18.6 ± 0.48	1.15 ± 0.92	0.38 ± 0.05	0.77 ± 0.63

Table 3: Microstructural characteristics of the hardmetal grades investigated

Grade	Hardness, HV30 (GPa)	Young modulus (GPa)	Weibull stress, (MPa)	Weibull modulus, m	SEPNB Fracture toughness, (MPa m ^{1/2})
CoMM	12.8 ± 0.1	582 ± 1	3149	36	14.2 ± 0.2
CoMC	11.4 ± 0.2	595 ± 1	2522	35	17.6 ± 0.6
CoHM	10.5*	537 ± 1	2926	44	16.6 ± 0.6

*variability associated with this value was lower than 0.1

2.2 Assessment of fatigue behavior

2.2.1 Sample preparation

Fatigue crack growth threshold (K_{th}) was evaluated for the three grades using single edge notched beam rectangular samples of dimensions 45 mm × 10 mm × 5 mm. In doing so, a 3 mm depth notch was introduced by means of electron discharge machining (EDM) in six samples per grade. After that, notch tip radius was reduced by sharpening the notch root with a blade impregnated with diamond paste. V-notches were made with tip diameter between 15 µm – 25 µm.

2.1.2 Fatigue crack growth development

The fatigue crack growth process was accomplished in a resonant testing machine with sinusoidal alternating bending loads at room temperature. Testing was conducted under four-point bending with inner and outer spans of 20 and 40 mm respectively. The crack growth was recorded by optical microscopy in a confocal scanning laser microscope Olympus OLS3100/OL3000. Crack length was assessed by removing the sample from the testing fixture in each step.

The first stage consisted on introducing a pre-crack in the sample by inverse four-point bending test (edge notched subjected to compressive nominal stress) at a load ratio of $R=0.1$. Crack propagation process was carried out under four-point bending test and in this case, crack propagation was conducted by cycling tensile stresses employing R values of 0.1 and 0.5 at 150 Hz approximately.

Stable crack extension was monitored in situ and fatigue crack growth was subsequently determined following a direct-measurement method. Crack growth thresholds, defined at crack growth rates of 10^{-9} m/cycle, were attained following an incremental loading sequence steps. Finally, fatigue sensitivity (δ_f) was calculated in terms of fatigue crack growth threshold and the fracture toughness, according equation (1).

$$\delta_f = 1 - \frac{K_{th}}{K_{Ic}} \quad (1)$$

Several failed specimens were subjected to fractographic examination under scanning electron microscopy (SEM).

2.1.3 Fatigue limit determination

The experimental fatigue limit was performed only for CoMM and CoMC grades. Fatigue limit testing was carried out using rectangular bars of dimensions 45 mm × 4 mm × 3 mm. The edges of tested specimens were first slightly chamfered in order to reduce the presence of stress raisers and possible fracture origins. Afterwards, samples were diamond ground and polished to mirror-like finish on the surface which was later subjected to the maximum stress in bending.

Ten samples per grade were tested under four-point bending with inner and outer spans of 20 and 40 mm, respectively. The fatigue limit distribution was determined at 10^6 cycles, following the staircase or up-and-down method, at load ratio of 0.1 and employing a resonant testing machine (working frequencies of about 125Hz). Finally, fatigue sensitivity (δ_f) was calculated in terms of fatigue limit and the fracture stress, employing equation (2).

$$\delta_f = 1 - \frac{\sigma_f}{\sigma_R} \quad (2)$$

2.3 Metallographic sample preparation for image characterization

2.3.1 Cutting

Characterization of stable crack propagation was carried out using two segments: side face section and orthogonal section to the side face plane. In the case of orthogonal section to the side face plane, sample was cut transversely and afterwards it was ground until overpass the zone of residual stress. Figure 1 illustrates schemes of cut specimens.

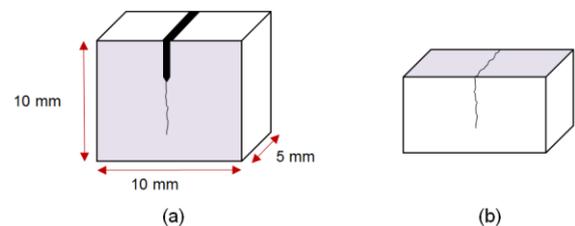


Figure 1: Scheme of samples for image characterization. Shaded segments represent (a) side face section, and (b) orthogonal section to the side face plane (transversal section).

2.3.2 Grinding, polishing and etching

Due to the absence of huge superficial irregularities, a fine grinding process with Magnetic discs MD-System Grinding Discs Struers was suitable enough.

Polishing procedures involved subsequent diamond polishing suspensions, as well as the use of silica colloidal suspension. In addition, an etching process was carried out using Murakami's reagent [15]. This solution was employed at room temperature and it was applied by immersion of the sample.

2.4 Image characterization

The image characterization conducted in this study involved two aspects. Initially, it was assessed from fractographic examination by field emission scanning electron microscopy (FE-SEM) of the failed samples produced by fatigue loading cycles. Additionally, electron backscatter diffraction (EBSD) analysis was conducted for no failed specimens. EBSD evaluation was focused only on CoMC grades because this grade exhibited relative higher mean free path than the other samples. Additionally, a roughness study was carried out by atomic force microscope (AFM), in order to optimize the polishing procedure for EBSD imaging.

2.4.1 Atomic force microscopy analysis

Based on polishing process accomplished in metallographic sample preparation, the surface roughness of five CoMC samples was measured by AFM working in tapping mode. AFM technique was used to evaluate the effect of the

colloidal silica polishing between 5 and 30 minutes and the action of Murakami’s solution as etching agent using different etching times.

Testing measurements were carried out in Dimension 3100 Microscope (Bruker). All the images and cross section profiles were processed with the WSxM software [6].

2.4.1 Electron backscatter diffraction analysis.

EBSD studies focused on stable propagated cracks. They were accomplished to characterize crack-microstructure interactions within the cobalt phase. Analysis were carried out on a JEOL 7001F scanning electron microscope equipped with a field emission and an orientation imaging microscopy (OIM) system developed by TSL. Sample was tilted at 70° relative to normal incidence of the electron beam. EBSD measurements were performed with a step size of 0.03 μm, an acceleration voltage of 20 KV, beam currents up to 20 nA and working distance of 10 mm. Automatic analysis software Channel 5 (HKL technology) was used to provide indexing of the crystallographic orientation of the tested sample.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Assessment of fatigue crack growth threshold

FCG threshold (K_{th}) determination involved tracing of the crack growth by optical microscopy. The attained results from fatigue crack growth testing (crack growth per cycle) permitted to obtain the fatigue crack growth threshold. It was calculated based on the trend exhibit by the dependence of crack growth rates as a function of maximum stress intensity factor K_{max} . The corresponding plots for CoMC, CoMM and CoHM grades are presented in Figures 2 and 3.

Paris-Erdogan equation constants as well as fatigue crack growth threshold values are presented in Tables 4 and 5. Considering obtained results, it is evident that K_{th} values are lower than those corresponding to fracture toughness. Additionally, K_{th} values are observed to rise with increasing R.

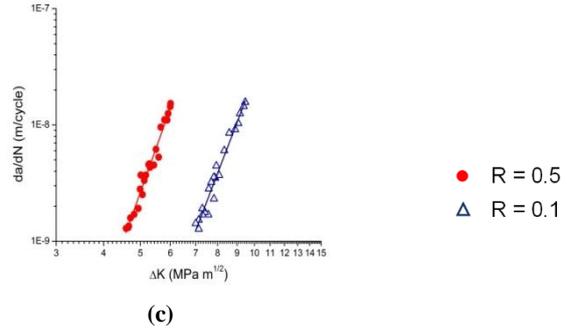


Figure 2: Fatigue crack growth rate as a function of ΔK (a) CoMM, (b) CoMC, and (c) CoHM.

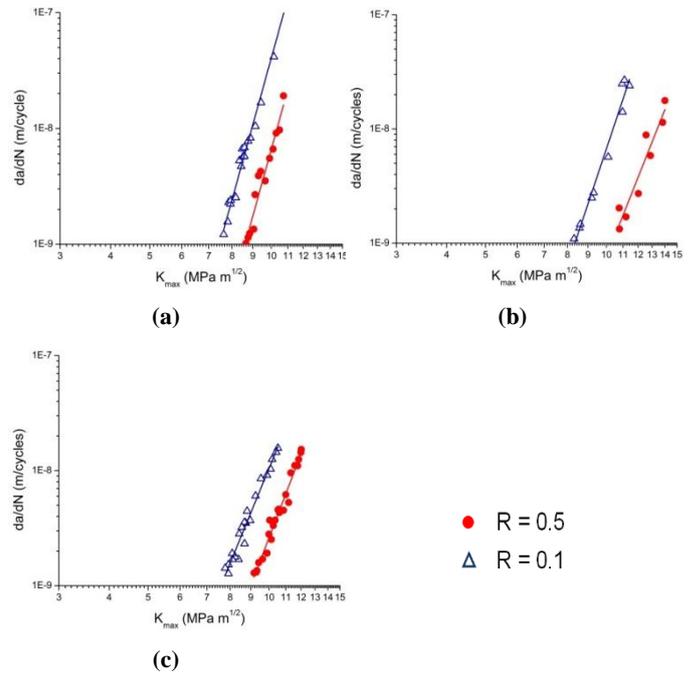


Figure 3: Fatigue crack growth rate as a function of K_{max} (a) CoMM, (b) CoMC, and (c) CoHM.

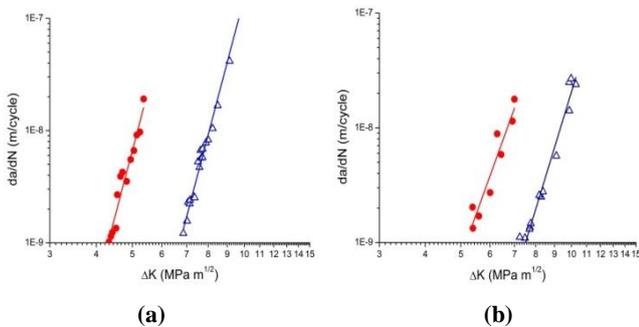


Table 4: Summary of the experimental fatigue crack growth data at R=0.1

Grade	C	m	K_{th} (MPa m ^{1/2})	$1 - \frac{K_{th}}{K_{Ic}}$
CoMM	4.62×10^{-20}	12.40	7.50	0.47
CoMC	1.41×10^{-19}	10.67	8.38	0.51
CoHM	2.67×10^{-17}	8.60	7.61	0.56

Table 5: Summary of the experimental fatigue crack growth data at R=0.5

Grade	C	m	K_{th} (MPa m ^{1/2})	$1 - \frac{K_{th}}{K_{Ic}}$
CoMM	1.06×10^{-20}	12.6	8.60	0.39
CoMC	4.01×10^{-19}	9.23	10.4	0.46
CoHM	1.66×10^{-18}	9.20	9.10	0.47

Considering CoMM grade as the reference material, the variation in grain size (CoMM→CoMC) and binder content (CoMM→CoHM) led to increase the fatigue crack growth threshold values. In addition, load ratio variation (R=0.1 → R=0.5) produced an intensification of this tendency.

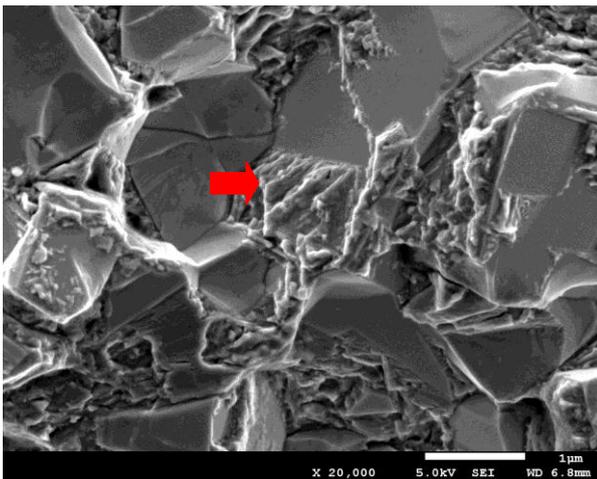
Otherwise, fatigue sensitivity exhibits similar values for the three grades. These results suggest that fatigue sensitivity does not exhibit a significantly dependence of binder content and grain size, at least with the experimental samples here studied. Additionally, in the tested samples the increase load ratio from 0.1 to 0.5 yields lower fatigue sensitivity values

3.1.1 Fatigue crack growth fractography

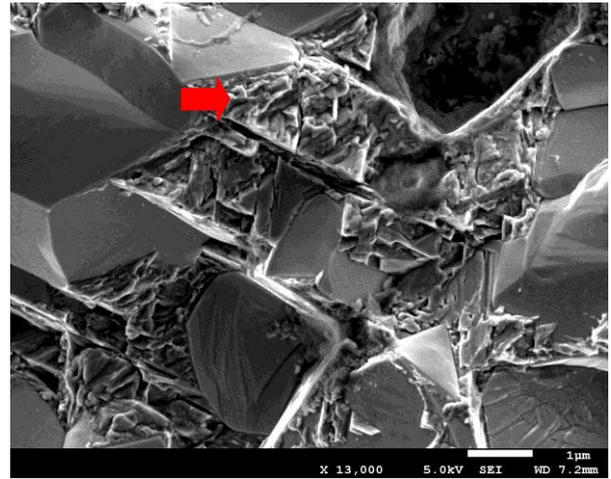
In all cases, the fractography analyses in the flexural strength tests showed surface with agglomerate of coarse grains and abnormally coarse grains as typical fracture initiation sites.

On the other hand, Figure 4 shows deformation micromechanism under fatigue experimented by CoMM and CoMC grades. Regarding cobalt binder phase, fractography image exhibits microstructural evidence of fatigue crack morphologies, which may be describe mainly as “step-like” features (see red arrows). The fatigue crack surfaces of tested samples appear to follow crystallographic planes since steps are nearly parallel. Additionally, it may be consider that fatigue crack growth occurs predominantly by single shear in the direction of primary slip system.

According to Suresh [12] this single step mechanism leading to a “zig-zag” crack path, is known as microscopic stage I of the fatigue crack growth. In agreement with previous works [7], as it may be inferred from these results, premature fracture by fatigue crack growth is produced by the intrinsic fatigue susceptibility of the constrained cobalt binder phase.



(a)



(b)

Figure 4: SEM micrograph showing fractographic features associated with stable crack growth of (a) CoMM grade, and (b) CoMC grade.

3.2 Fatigue limit

The fatigue limit value for the studied hardmetals was assessed taking into account statistical analysis as well as dispersion measurements. After statistical analysis of experimental data obtained by staircase method, mean value for the fatigue limit was determined. Both experimental and observed values together with fatigue sensitivity are presented in Table 6.

Table 6: Fatigue limit data for studied WC-Co hardmetals

Grade	R=0.1		
	Predicted fatigue limit (MPa)	Observed fatigue limit (MPa)	Fatigue Sensitivity $1 - \frac{\sigma_f}{\sigma_R}$
CoMM	1629	1603 ± 134	0.48
CoMC	1171	1246 ± 116	0.50

The comparison between predicted and observed fatigue limits suggests that there is no significant difference between their values. Moreover, fatigue sensitivity obtained by staircase methodology is quite similar to those obtained from the ratios determined from FCG threshold and fracture toughness.

In accordance with literature reports [7] [13] [14], the FCG threshold–fatigue limit correlation evaluated within a LEFM framework permits to predict fatigue limit values directly from the ratio K_{th}/K_{Ic} . Such estimation is based on the consideration that the large cracks and small natural flaws exhibit similar FCG behavior as well as the subcritical growth of preexisting defects is the dominant stage of fatigue life behavior. Thus, FCG threshold can be considered as the effective toughness under cycling loading.

3.3 AFM results

AFM analysis conducted in this study has been a strategic tool in order to evaluate sample preparation process. Figure 5

presents 3D-image and a plot of height as a function of width profile for all the samples observed by AFM. Roughness profiles presented in this figure reveal that Murakami's reagent produces a heterogeneous attack of tungsten carbides. Furthermore, overall AFM results suggest that etching has been produced in preferential areas of tungsten carbides grains, depending on the crystallographic orientation. As it is reported by Haller [4] the various components of the WC phase microstructure i.e. α -phase: WC, γ -phase: mixed carbides (TiC, TaC, NbC, WC), η -phase: $\text{Co}_3\text{W}_3\text{C}(\text{M}_6\text{C})$, $\text{Co}_6\text{W}_6\text{C}(\text{M}_{12}\text{C})$ and di-tungsten carbide: W_2C have different reaction rates with Murakami's reagent because the difference between their crystalline microstructures leading to different hardness values. It has been found that normally α -phase requires longer times than the other phases [1]. Considering this criteria, 8 minutes etching using Murakami's reagent probably is not enough to obtain flat surfaces. (See S5 in Figure 5(a))

3.3 EBSD results

The phase image Figures 6 and 7 register the presence of both Co-fcc and Co-hcp mainly in the side face section. It must be noticed that their coexistence is not located exclusively near crack trajectory. In addition, indexing data presented in Table 7 exhibits different values of cobalt phases between side face and transversal sections. A possible cause for this behavior may be the stresses generated during machining and/or rough grinding processes.

However, another parameter to take into account is the plastic deformation which could be produced during fatigue crack growth process. Within this context, the extent of near-tip plasticity may influence the cobalt phase transformation (from fcc \rightarrow hcp). Thus, indexed quantity differences observed in present results may also be related with variation of plastic zone between transversal and face side sections.

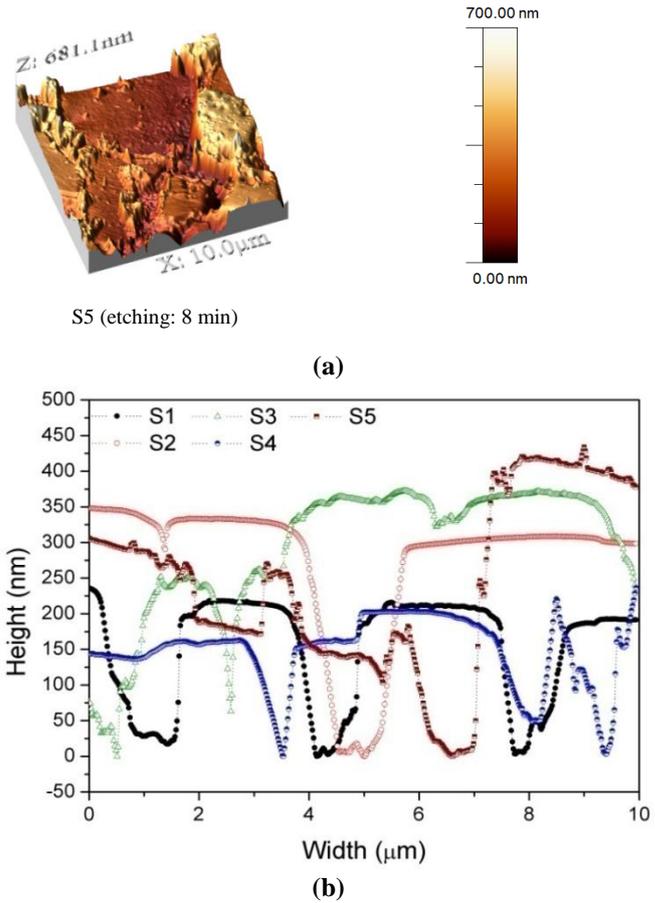


Figure 5: (a) AFM-3D images of roughness analysis (b) AFM topographic surface analysis expressed by roughness profiles.

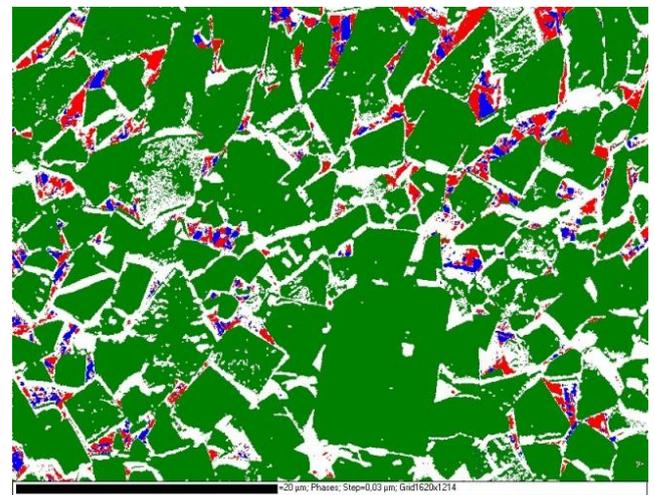
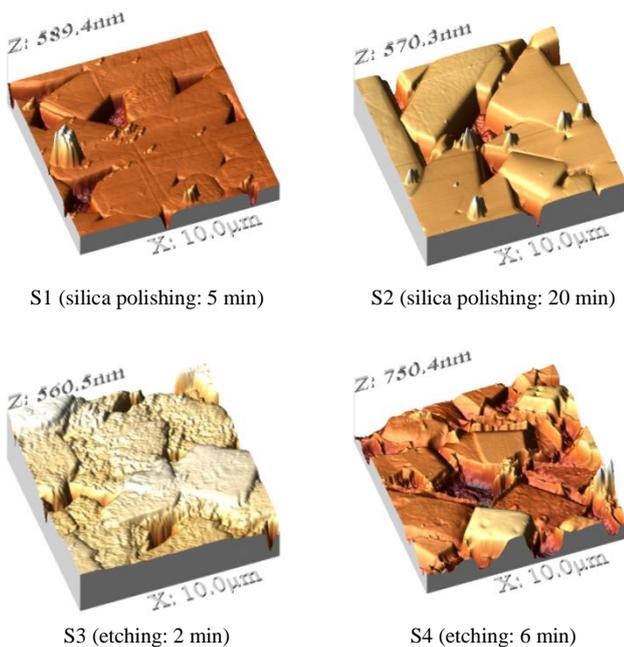


Figure 6: EBSD results of CoMC grade (side face section) showing different phases. Legend: green- WC; red - Co fcc; blue - Co hcp.

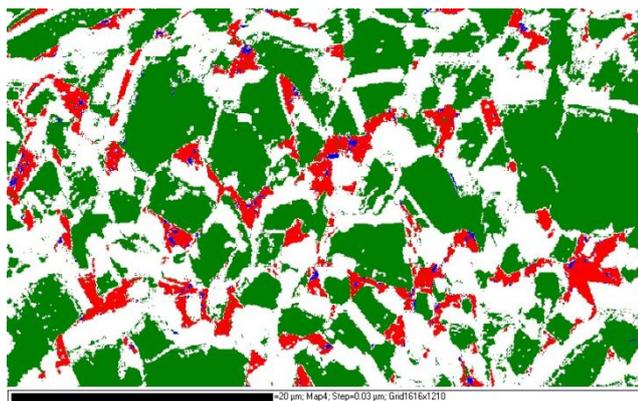


Figure 7: EBSD results of CoMC grade (transversal section) showing different phases. Legend: green- WC; red - Co fcc; blue - Co hcp.

Table 7: EBSD indexing data for CoMC grade.

Phase	Indexed quantity (%)	
	Side face section	Transversal section
WC	70.2	32.9
Cobalt-fcc	2.55	6.23
Cobalt-hcp	1.42	0.50
Non-indexing	25.8	60.4

The morphologies observed in fatigue crack fractography (see Figure 4) suggest that the presence of crystallographic planes is related with martensitic transformation within the binder phase. The scarce indexed cobalt-hcp on transversal section and the increase of cobalt-fcc suggest that side faces surfaces of samples experienced fcc→hcp phase transformation.

Therefore, as mentioned above it may be deemed that both sections are found in stage I of the fatigue crack growth and consequently plastic zone deformation surrounding the crack tip are confined to distances lower than the mean free path (λ_{Co}). Nevertheless, the extent of the plastic zone (r_p) in side face section is probably higher than the r_p of the transversal section because there exist a higher stress constriction of the binder in the transversal section.

4. CONCLUSIONS

Analysis of FCG behavior within a fatigue mechanics framework permits to corroborate FCG threshold as the effective fracture toughness under cyclic loading. Attained results confirm that fatigue threshold (K_{th}) values occur at values considerably lower than those of fracture toughness.

Fatigue characteristics of studied samples have been assessed by FCG threshold–fatigue limit correlation. It is found that the FCG threshold-based approach exhibit an excellent concordance between estimated and experimentally determined fatigue limit values. Furthermore, CoMM grade exhibits the lowest fatigue sensitivity, followed by CoMC and CoHM.

[17] FE-SEM fractographic evaluation points out both agglomerate of coarse grains and abnormally coarse grains as critical defects. Additionally, fractographic analyses corroborate that cycling loading fracture surfaces are characterized by “step-like” features which are produced by local plastic deformation of cobalt binder phase.

Effective metallographic sample preparation for EBSD imaging is still a difficult challenge in the assessment of cobalt binder phase in WC-Co hardmetals. In this sense, an appropriated polishing protocol has been defined. However, WC etching process needs to be studied in more detail, with particular emphasis on the etching time influence of Murakami’s reagent.

[18] EBSD results suggest that martensitic transformation of Co binder phase (fcc→hcp) is not exclusively associated with cycling loading, as it had been postulated in the literature. On the other hand, it seems to be induced by rough grinding of the exposed surfaces. From the perspective of fatigue micromechanisms, they are clearly localized within the binder phase, although specific nature (slip/twinning) of the crystallographic-like path observed may not be defined at this research stage.

REFERENCES

- [1] ASM International-The Materials Information Society, Tool Materials, J. R. Davis, Ed., p. 501, 1995.
- [2] D. Coureaux, "Comportamiento mecánico de carburos cementados WC-Co: Influencia de la microestructura en la resistencia a la fractura, la sensibilidad a la fatiga y la tolerancia al daño inducido bajo solicitaciones de contacto", Tesis Doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España, 2012.
- [3] G. Erling, S. Kursawe, S. Luyckx and H. G. Sockel, "Stable and unstable fracture surface features in WC-Co," *Journal of Materials Science Letters*, 19 (2000) 437-438.
- [4] M. N. Haller, "Metallography and Microstructures of Cemented Carbides," in *Metallography and Microstructures*, vol. 9, ASM Handbook American Society of Metals, pp. 273-278, 1985.
- [5] J. Hong and J. Gurland, "A study of the Fracture Process of WC-Co Alloys," in *Science of Hard Materials*, Providence, Springer US, (1983) 649-669.
- [6] I. Horcas, J. Fernández, J. Gómez-Rodríguez, J. Colchero, A. Gómez-Herrero and A. Baro, "WSxM software," *Rev. Sci. Instrum.*, 2007.
- [7] L. LLanes, Y. Torres and M. Anglada, "On the fatigue crack growth behavior of WC-Co cemented carbides: kinetics description, microstructural effects and fatigue sensitivity," *Acta Materialia*, 50 (2002) 2381-2393.
- [8] K. P. Mingard, B. Roebuck, J. Marshall and G. Sweetman, "Some aspects of the structure of cobalt and nickel binder phases in hardmetals," *Acta Materialia*, 59 (2011) 2277-2290
- [9] K. P. Mingard, H. G. Jones, M. G. Gee, B. Roebuck and J. W. Nunn, "In situ observation of crack growth in a WC-Co hardmetal and characterisation of crack growth morphologies by EBSD," *International Journal of Refractory Metals and Hard Materials*, 36 (2013) 136-142.

- [10] B. Roebuck and E. A. Almond, "Deformation and fracture processes and the physical metallurgy of WC-Co hardmetals," *International Materials Reviews*, 33 (1988) 90-110.
- [11] U. Schleinkofer, H.-G. Sockel, K. Gorting and W. Heinrich, "Fatigue of hard metals and cermets," *Materials Science and Engineering: A*, 209 (1996) 313-317.
- [12] S. Suresh, *Fatigue of Materials*, Second ed., New York: Cambridge University Press, 2004.
- [13] Y. Torres, M. Anglada and L. Llanes, "Fatigue mechanics of WC-Co cemented carbides," *International Journal of Refractory Metals and Hard Materials*, 19 (2001) 341-348
- [14] Y. Torres, S. Rodríguez, A. Mateo, M. Anglada and L. Llanes, "Fatigue behavior of powder metallurgy high-speed steels: fatigue limit prediction using a crack growth threshold-based approach," *Materials Science and Engineering: A*, 387-389 (2004) 501-504
- [15] G. Vander Voort, *Metallography, principles and practice*, Ohio: ASTM International, 2004

Desarrollo de interfaces de integración CAD-CAM a través del sistema de manufactura virtual para el aprendizaje asistido por computadora de la programación y manejo de controladores de máquinas CNC

Orejuela J.*; Aguinaga A.**; Llulluna F.***

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Mecánica, Quito, Ecuador
e-mail: pepejoseo@yahoo.com

**Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Mecánica, Quito, Ecuador
e-mail: alvaro.aguinaga@epn.edu.ec

***Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Mecánica, Quito, Ecuador
e-mail: fredy.llulluna @outlook.com

Resumen: El presente proyecto tiene como objetivo aplicar las interfaces desarrolladas en los softwares de diseño CAD-CAM (Master CAM y BobCAD/CAM); a través del sistema de manufactura virtual para sistematizar el aprendizaje y enseñanza asistido por computadora para el manejo de máquinas CNC y de paneles de control. Además, se ofrece a la comunidad la oportunidad de recrear eventos que tomarían más tiempo de preparación y, muy posiblemente, estarían fuera del alcance económico de estudiantes y docentes. Los tópicos revisados se han seleccionado para facilitar el aprendizaje del proceso para la realización de la interfaz gráfica en lenguaje de programación ISO. Los controladores a utilizar son el FANUCOI-MC para Centros de Mecanizado, y el controlador FANUCOI-T para centros de Torneado, a su vez, se realizará una aplicación para centro de torneado utilizando el controlador GSK 980TD.

Palabras clave: realidad virtual, controladores virtuales, CAD-CAM, realidad aumentada, touchscreen.

Abstract: This project aims to implement the interfaces developed in the CAD-CAM software design (Master CAM and BobCAD/CAM); using the virtual manufacturing system for the systematic teaching and learning for the computer-aided management of CNC machines and control panels. In addition, the community is offered the opportunity to recreate events that would take longer to prepare and quite possibly be out of reach for students and teachers. Topics reviewed have been selected to facilitate the learning process for the realization of the graphical interface ISO programming language. The controllers used are FANUCOI-MC for machining centers and FANUCOI-T driver for turning centers. The application for turning center was performed using GSK 980TD driver.

Keywords: virtual reality, virtual driver, CAD-CAM, augmented reality, touch monitor.

1. INTRODUCCIÓN

El término manufactura virtual (MV) es reciente y su aceptación ha sido difícil, en comparación con el prototipado virtual. Sin embargo, diversos investigadores han publicado trabajos que muestran resultados satisfactorios sobre el tema.

Manufactura virtual puede ser entendida como un sistema donde los modelos de objetos de manufactura, procesos, actividades y principios se desarrollan en un entorno basado en computador para incrementar uno o más atributos del proceso de manufactura.

Manufactura virtual puede ser descrita como un modelo simulado de la configuración actual de manufactura, que puede o no existir. Esta mantiene toda la información relacionada tanto en control como en gestión, además de los datos específicos del producto. Es posible tener parte de la planta de manufactura real y otra parte virtual.

Manufactura virtual puede ser simulada con el uso de modelos computacionales y simulaciones de procesos de manufactura para asistir en el diseño y producción de productos manufacturados.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Explicación del Paradigma

La industria moderna tiene ventajas y facilidades gracias al uso del computador; así, si se tiene un número de oportunidades de generar una información, que luego de ser iterada hasta madurar, sirve para planear, cambiar, controlar o manejar un proceso específico, ver fig. 1, a esto se lo llama “Hacerlo en el computador”.

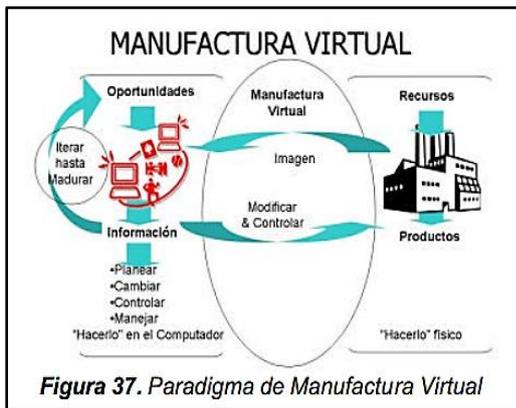


Figura 1. Noción fundamental de la manufactura virtual

Por ejemplo, se pretende realizar el modelo de una pieza utilizando el software CAD-CAM; la sola idea de la realización de la pieza es inútil si no se tiene claro qué es lo que se desea realizar con exactitud en el computador y en el software.

Entonces, la idea se transfiere al software CAD – CAM. En una primera etapa, el software muestra una imagen tridimensional del elemento que se desea realizar. Luego, el diseñador, a través de su experiencia, modifica la idea con la ayuda del software, hasta madurar en un punto de satisfacción. Paso seguido, se genera la rutina de mecanizado agregando toda una serie de parámetros de manufactura. Finalmente, se obtiene la materialización de los elementos en la industria, que es la que posee los recursos disponibles y para quien se genera el producto deseado, a esto se lo llama “Hacerlo físico”.

La Manufactura Virtual permite la combinación de las ventajas de ambos ambientes, el diseñador tiene la facilidad de probar el mecanizado de la pieza en el mismo espacio donde la diseña. Así, el diseño y mecanizado virtual de la pieza que se está creando se puede realizar en el computador con las fases intermedias como posicionamiento y reglaje.

2.2 Antecedente importante

En cuanto al origen de la realidad virtual, la mayoría de las personas tiene la falsa idea de que la realidad virtual es un nuevo concepto, sin embargo, este concepto fue ya introducido en el año de 1965 por Iván Sutherland a través de la publicación de su artículo "The ultimate display", en el cual se describía ya el concepto de realidad virtual:

“La pantalla es una ventana a través de la cual se puede ver un mundo virtual. El desafío es hacer que el mundo parezca real, actúe real, suene real, se sienta real”

2.3 Aplicaciones de la investigación

El proyecto de investigación se basará en el concepto general de realidad virtual de Sutherland y se lo aplicará en la Integración CAD-CAM para el manejo de controladores de máquinas CNC a fin de que proporcione un entendimiento y entrenamiento más real mediante la realidad aumentada.

2.4 Realidad virtual y la enseñanza en ingeniería

La aplicación de la Realidad Virtual en el ámbito de la enseñanza en ingeniería se enmarca dentro del concepto conocido como Enseñanza Asistida por Computador (CBL, *ComputerBasedLearning*), cuyo objetivo es flexibilizar la instrucción práctica o entrenamiento de los estudiantes a fin de que sean libres de aprender en forma individual y en el momento que sea. En la fig. 2 (a) se observa un ejemplo de un mecanizado real con una herramienta frontal y un desbaste al contorno; y en la fig. 2. (b), una pieza mecanizada virtualmente con los mismos parámetros que la original.

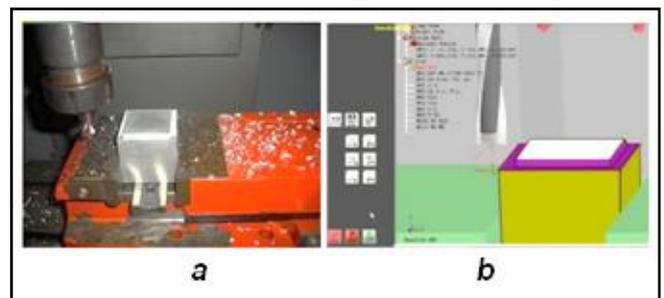


Figura 2. (a) Mecanizado Real y (b) Mecanizado Virtual

3. MÉTODOS Y PROCEDIMIENTOS

3.1. Interfaz de los sistemas CAD – CAM – CNC

En la actualidad, existen varios programas de diseño CAD – CAM – CNC, que permiten al usuario, ya sea estudiante, trabajador o empresa, una fácil y rápida simulación acerca del proceso de fabricación que se va a requerir para realizar algún producto. Lo fundamental, es adquirir el software adecuado con todas las herramientas disponibles que no restrinjan la realización del mismo.

3.2.3.2. Determinar las interfaces CAD – CAM

En la fig. 3 se observan los niveles de inicio de los softwares CAD (líneas rojas entrecortadas) que permiten diseñar una pieza, los mismos pueden ser visualizados en 2D o en 3D. Los archivos pueden guardarse mediante extensiones DXF, IGES, entre otros. El software CAM tiene la capacidad de traducir las extensiones de los archivos CAD haciendo uso de su interfaz gráfica de comunicación.

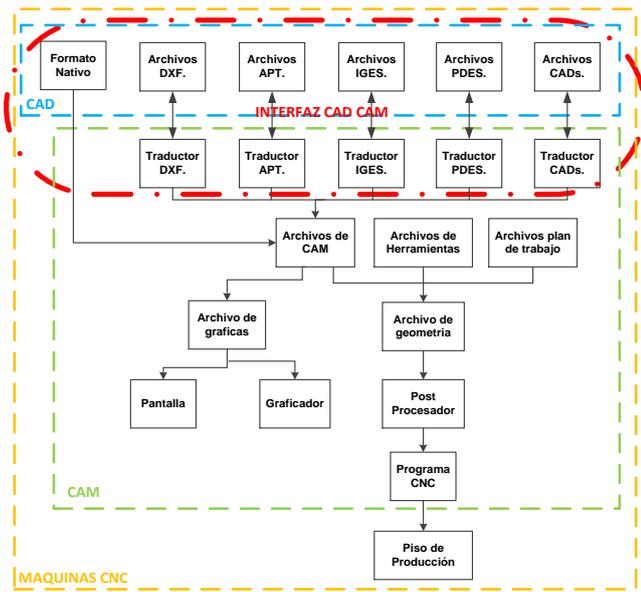


Figura 3. Interfaz CAD – CAM

3.3. Determinar las interfaces CAM – CNC

La fig. 4 muestra el software CAM que permite simular las trayectorias de mecanizado (G y M) de lenguaje ISO mediante la interfaz de comunicación a los controladores de las maquinas CNC, a este proceso se llama Post Procesador. Hay que señalar que cada máquina CNC, según su fabricante, necesita de un sistema de comunicación diferente.

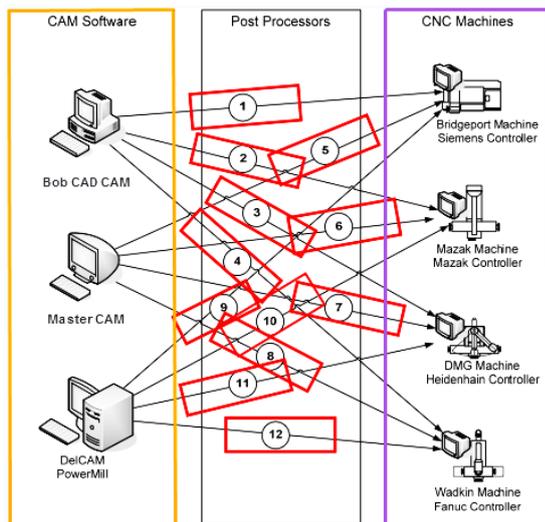


Figura 4. Interfaz de comunicación CAM – CNC

3.4. Tipos de controladores CNC

Actualmente, existen 52 tipos de controladores CNC y alrededor de 120 paneles de operación de diferentes fabricantes como son: FANUC, FAGOR, SIEMENS, HAAS,

GSK, MITSUBISHI, DASEN, HAINDEHAIN, WA, MAZAK, GREAT, SANYING, RENHE, SKY, JNC, entre otros. La fig. 5 presenta los tres controladores que se van a utilizar en la investigación:

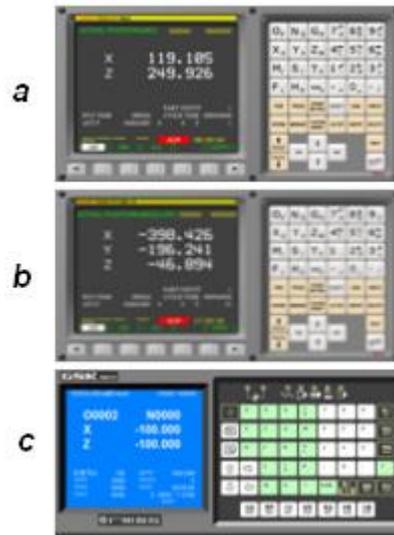


Figura 5. Tipo de controladores: a) FANUCOI-T b) FANUCOI - MC c) GSK 980TD

3.5 Selección del software de diseño CAD – CAM

Para el respectivo análisis y selección del mejor software de diseño CAD – CAM se considerarán los paquetes computacionales Master CAM, BobCAD-CAM, NX y EdgeCAM, ver tabla 1.

Tabla 1. Alternativas de software CAD – CAM

ALTERNATIVAS	SOFTWARE
A	Master CAM
B	BobCAD-CAM
C	NX
D	EdgeCAM

En orden de prioridad, las alternativas B y A son las mejores, tal y como se muestra en la tabla 2; en consecuencia, se utiliza:

- BobCAD-CAM
- Máster CAM

Estos softwares de diseño son los empleados para realizar guías de aplicación en centros de mecanizado y torneado.

Tabla 2. Selección de alternativas

CRITERIO / ALTERNATIVAS	MODELADO GEOMÉTRICO	POST PROCESADORES	FACILIDAD DE MANEJO	PEDAGÓGICO	CÓDIGO ISO	Σ	PRIORIDAD
A	0,06	0,05	0,06	0,09	0,06	0,32	2
B	0,07	0,05	0,07	0,09	0,06	0,34	1
C	0,06	0,04	0,06	0,07	0,06	0,30	3
D	0,05	0,04	0,06	0,07	0,04	0,27	4

3.6. Selección de software para manejo de máquinas y controladores CNC virtuales

En la tabla 3 se presentan las alternativas de software para el manejo de controladores CNC virtuales:

Tabla 3. Alternativas de Software CNC

ALTERNATIVAS	SOFTWARE
A	CNC Simulator
B	MACH 3
C	SSCNC

La tabla 4 visualiza la selección de la mejor alternativa, en este caso la alternativa C, que corresponde al software Swansoft SSCNC, paquete computacional que se empleará para desarrollar el proyecto de investigación para controladores FANUCOI – MC, FANUCOI – T y GSK 980TD (solo centro de torneado).

Tabla 4. Resultados de Software CNC

CRITERIO / ALTERNATIVAS	HERRAMIENTAS CAD-CAM-CNC	PEDAGÓGICO	APLICACIÓN DE INGENIERÍA	FACILIDAD DE MANEJO	MANUFACURA VIRTUAL	Σ	PRIORIDAD
A	0,09	0,05	0,06	0,05	0,08	0,33	3
B	0,11	0,07	0,06	0,07	0,08	0,38	2
C	0,11	0,08	0,08	0,08	0,15	0,49	1

4. RESULTADOS

4.1. Aplicación del software SSCNC, mediante el uso de interfaces desarrolladas en los programas CAD-CAM.

Una vez desarrollados los diseños en los softwares Master CAM y Bob CAD-CAM generamos los códigos (G y M) en lenguaje ISO, esto nos permite realizar la interfaz a los controladores virtuales CNC (FANUCOI – MC, FANUCOI – T y GSK 980TD) mediante las extensiones “.cnc, .nc, .txt.”.

El software SSCNC requiere ser configurado como una operación de mecanizado CNC real. Es decir, a pesar de ser una simulación, el operador debe: especificar las dimensiones de la pieza, seleccionar las herramientas en el ATC, el tipo de abrazaderas, así como el offset de cada herramienta, ubicar el cero de la pieza, etc. Esto le permite al usuario recrear casi

totalmente un entorno real de mecanizado y conseguir un entrenamiento óptimo en la tarea.

4.2. Post proceso de interfaces

Los softwares CAM desarrollan ciclos de mecanizado mediante la Norma 6983, universal para la programación CNC. Una vez obtenido el código de programación en lenguaje ISO en los softwares CAM, éste se debe post procesar (cambiar, agregar, quitar) debido a que no todos los CAM tienen interfaces para cada máquina; en este caso, se debe utilizar la programación para el controlador FANUC OIT, FANUCOIM y GSK 980TD.

4.3. Análisis del software Máster CAM para centro de mecanizado FANUCOI-MC

En las figuras 6, 7, 8, 9 y 10 se observa el diseño de la pieza, trayectorias de mecanizado y la generación de los códigos en lenguaje ISO mediante las extensiones .cnc, .txt, .cn, en este caso, las extensiones son la interfaz del CAM al CNC.

Antes de realizar la interfaz a los controladores, ésta se debe post procesar para el correspondiente controlador que se utilice. El manejo del controlador se lo realiza mediante realidad aumentada y por inmersión de los periféricos de salida y entrada, con esto se da una sensación de interactividad con lo real en un entorno virtual.

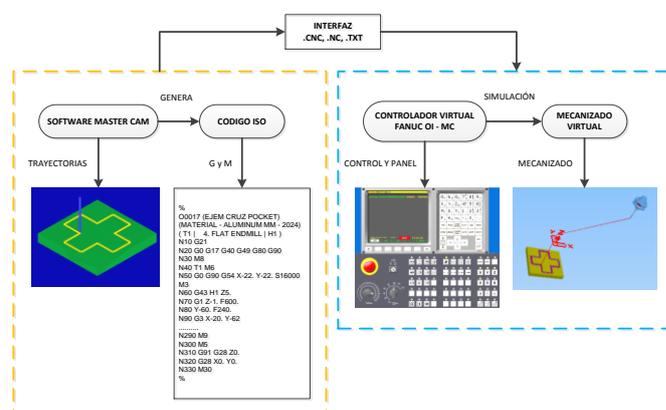


Figura 6. Centro de mecanizado en el software Máster CAM

4.4. Análisis del software Bob CAD-CAM para centro de mecanizado FANUCOI-MC

Se debe tener en cuenta los ejes y las coordenadas de trabajo, en este caso utilizamos los ejes X, Y, Z. Además, se debe cambiar el encabezado para el manejo del controlador FANUCOI-MC.

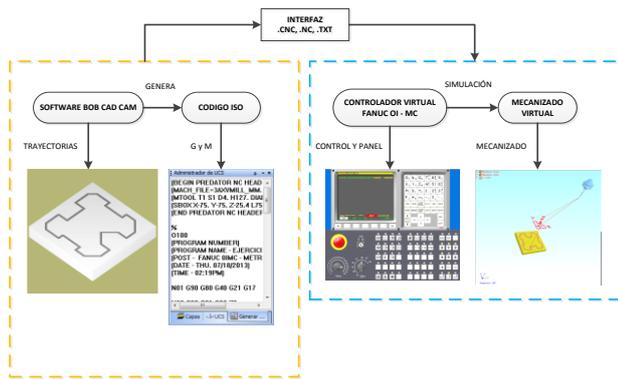


Figura 7. Centro de mecanizado en el software Bob CAD CAM

4.5. Análisis del software Máster CAM-CAM centro de torneado FANUCOI-T

Si las trayectorias desarrolladas en el software CAM son adecuadas, se debe post procesar el encabezado.

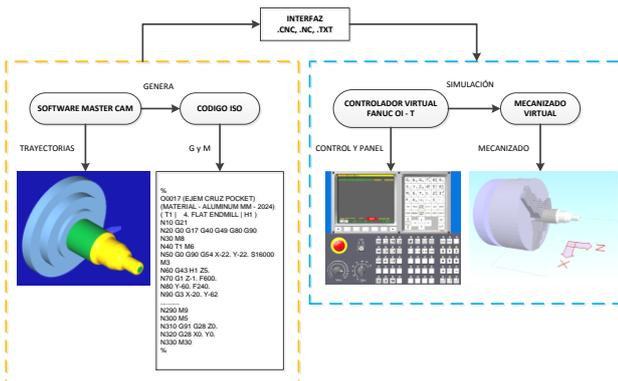


Figura 8. Centro de torneado en el software Máster CAM

4.6. Análisis del software Bob CAD-CAM centro de torneado para FANUCOI-T

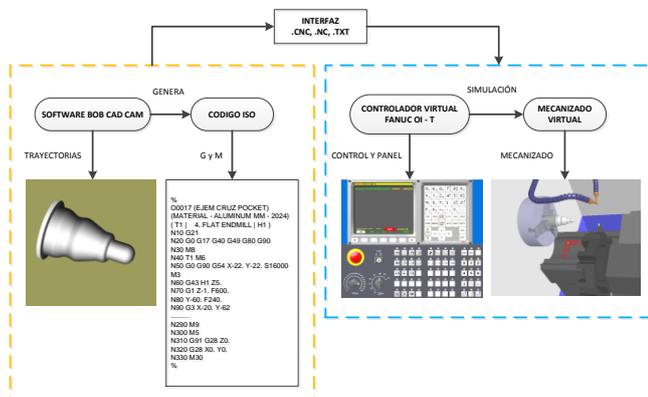


Figura 9. Centro de torneado software Bob CAD CAM

4.7 Análisis de software Bob CAD-CAM centro de torneado para GSK 980 TD

Si en el controlador GSK 980TD se determinó la eliminación del encabezado, el control en la pantalla de programación interna estará como predefinido.

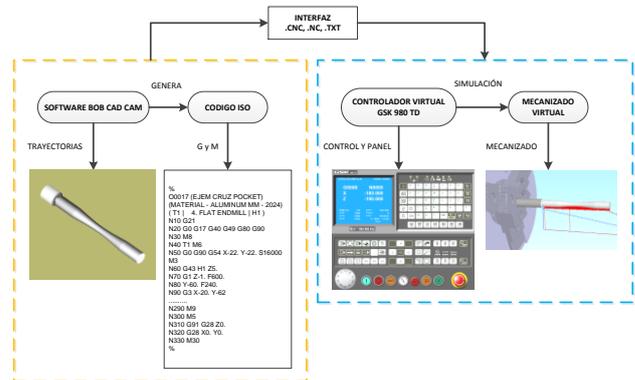


Figura 10. Centro de torneado software Bob CAD CAM

5. APLICACIÓN DE MONITORES DUALES Y PANELES TÁCTILES

Mediante el uso de paneles táctiles y monitores duales (touch) se logra una sensación de simulación realista (realidad aumentada) con lo que el usuario podrá aplicar los conocimientos adquiridos sin ningún riesgo para las personas y maquinaria, ver fig. 11.

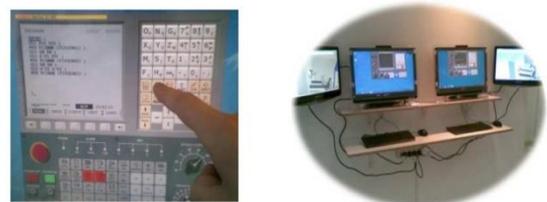


Figura 11. Monitores duales y paneles táctiles

6. CONCLUSIONES

La aplicación de la Realidad Virtual en el ámbito de la enseñanza en ingeniería se enmarca dentro del concepto conocido como Enseñanza Asistida por Computador (CBL, Computer-Based Learning), cuyo objetivo es flexibilizar la instrucción práctica o entrenamiento de los estudiantes, a fin de que sean libres de aprender en forma individual y en el momento que sea, es decir, aprender haciendo.

Hoy en día existe una motivación por parte de investigadores en todo el mundo para desarrollar nuevas herramientas que

logren integrar en su totalidad el concepto de manufactura en computador, en el presente proyecto de investigación se lo ha realizado.

Se pretende que la manufactura virtual sea aplicada a nivel de ingeniería y postgrado como un nuevo Proceso de Manufactura, puesto que hoy en día es conocida como una forma de educación virtual, es decir manejar virtualmente lo que en una máquina real no se puede, debido a los altos costos de adquisición y por la falta de centros de capacitación en el Ecuador.

Se realizó la aplicación para el controlador **GSK 980TD**; pero es importante tener presente que únicamente el encabezado **G18 G21 G40** se debe post procesar. Adicionalmente, se debe tener en cuenta el desplazamiento de los ejes al momento de enviar a prototipar.

Para la realización de la investigación se utilizaron diferentes softwares de diseño CAD - CAM y un software de simulación CNC, lográndose los objetivos buscados: el diseño, códigos(G y M) en lenguaje ISO, la interfaz a los controladores y el manejo de los controladores de las máquinas CNC virtuales.

Para la aplicación en la educación es necesario adquirir el mejor software CAD – CAM que facilite su aplicación sin ninguna restricción o costo (post procesadores), como lo aplica BOB CAD CAM.

Mediante el uso de paneles táctiles y monitores duales se logra una sensación de simulación realista (realidad aumentada) con lo que el usuario podrá aplicar los conocimientos adquiridos sin ningún riesgo para las personas y maquinaria.

REFERENCIAS

- [1] G.O.Young, "Synthetic structures of industrial plastics," in *Plastics*, 2nd ed., vol. 3, J. Peters, Ed. New York: McGraw-Hill, 1964, pp. 15–64.
- [2] [8] L. CASEY LARIJANI, "Realidad Virtual", McGraw-Hill, 1994. Pág. 161. Álvarez M. Gabriel, "Modelado Geométrico por Computadora", DEPI, UNAM, 1990.
- [3] JON PEDDIE, edit. Mc Graw Hill, USA, 1992, pág. 185, 235. Realidad Virtual "Aplicaciones Prácticas en los Negocios y la Industria". Dimitris N. Chorafas & Heinrich Steinmann, edit. Prentice Hall, México, 1996, pág. 20–296
- [4] SHUKLA, C., VÁZQUEZ, M. Y CHEN, F.: "Virtual manufacturing: an overview" En: 19th international conference on computers and industrial engineering, Vol. 31, No. 1, pp. 79 – 82, 1996.
- [5] MARINOV, V.: "A generic virtual machining process". En: The third world congress on intelligent manufacturing process and systems, Cambridge, MA, June 28 – 30, 2000.
- [6] W.K.Chen, *Linear Networks and Systems*. Belmont, CA: Wadsworth, 1993, pp. 123–135.
- [7] [11] R. MEJÍA, "Tecnología Aplicada a Los Procesos de Manufactura", Universidad Autónoma de México, Editorial FCA, México, 2000.

- [8] [10] LUCET L. GENEVIÈVE, Espinosa J. Daniel, "IXTLI, un espacio para el aprendizaje y descubrimiento asistidos por la realidad virtual", Mensaje Bioquímico, Vol. XXVIII. Depto. Bioquímica, Fac. Medicina, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Universitaria, México, DF, México, 2004.
- [9] ARCELIA EDITH UGARTE JAIME. "Aplicaciones De La Realidad Virtual". [Citado mayo 15 2003]. Disponible en Internet en: [En línea], <http://dgep.posgrado.unam.mx/ppcpys/ciberland/articulo/articulo-aplicaciones-realidad-virtual.htm>. Sutherland IE (1965). The Ultimate Display, Proceedings IFIP Congress 1965.
- [10] LIN, E., MINIS, I., NAU, D. Y REGLI, W.: Contribution to Virtual Manufacturing Background Research. University of Maryland [En línea], <http://www.isr.umd.edu/Labs/CIM/vm/report/report.html>
- [11] JOSEP BUISÁN FERRER, Desarrollo virtual de Productos, agosto 2006 / [En línea], http://www.simul21.com_versiónespañol/reducción de precios.
- [12] LIN, E., MINIS, I., NAU, D. Y REGLI, W.: Contribution to Virtual Manufacturing Background Research. University of Maryland [En línea], <http://www.isr.umd.edu/Labs/CIM/vm/report/report.html>
- [13] [9] CARDONA QUIROZ, Jesús David. Desarrollo de entornos virtuales mediante RUP. Trabajo de grado (Master en Ingeniería de Software). Universidad Pontificia de Salamanca. [En línea], http://www.iadis.net/dl/final_uploads/200508C045.pdf

Caracterización y cálculo de la cantidad de barros generados en el tratamiento de aguas arsenicales por el método Arcis-UNR

Crisanto, T* Aguinaga, A**

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Mecánica

Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144 ext. 2410; e-mail: tania.crisanto@epn.edu.ec, taniacrisanto@hotmail.com)

**Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería Mecánica

Quito, Ecuador (Tel: 593-2-2507-144 ext. 2400; e-mail: alvaro.aguinaga@epn.edu.ec)

Resumen: El presente trabajo se enfoca en la caracterización de los barros generados por la tecnología de abatimiento de arsénico, ArcIS-UNR, en la planta de potabilización de agua en la ciudad de Lezama, República de Argentina, mediante el ensayo Toxicity Characteristic Lechate Procedure TCLP, cuyos resultados son comparados con los límites legales permitidos en la Legislación Argentina. Se compara con los resultados obtenidos en el año 2010 y 2011 con los ensayos realizados en el 2012, llegándose a la conclusión de que el arsénico removido del agua y contenido en los residuos, cambia su movilización, pues en el último año se comporta como un residuo peligroso, mientras que en los anteriores no. Se calculó la cantidad de lodos generados mediante la fórmula empírica de Corwell y posteriormente se comparó con la cantidad real de lodos obtenidos, presentando un error del 8,5%.

Palabras clave: Arsénico, barros arsenicales, cantidad de barros, tecnología ArcIS-UNR, caracterización de barros.

Abstract: This work focuses on the characterization of the sludge generated by the arsenic abatement technology, Arcis-UNR in the water purification plant in the small town Lezama, Republic of Argentina, by testing Lechate Procedure Toxicity Characteristic TCLP, the results are compared to the legal limits allowed in Argentina Legislation. Compared with the results obtained in 2010 and 2011 tests conducted in 2012, and concluded that arsenic removed from the water contained in waste, change their mobilization, as in the last year it behaves like a hazardous waste, while in the above no. The amount of sludge generated was calculated from the empirical formula of Corwell and subsequently compared with the actual amount of sludge obtained, introducing an error of 8.5%

Key words: arsenic, arsenical sludge, amount of sludge, technology Arcis-UNR, characterization of sludge.

6

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal de todo Gobierno Nacional o Seccional, es dotar a su población de agua apta para el consumo humano, razón por la cual, se han desarrollado varias técnicas para cumplir con este objetivo.

Se conoce que en varias regiones de la República de Argentina, las fuentes subterráneas de agua contienen arsénico (As) y otros químicos.

La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) sitúa al As inorgánico en su clasificación más alta de sustancias cancerígenas (Grupo I) y el Grupo de Evaluación del Cáncer de la Environmental Protection Agency de los Estados Unidos (USEPA), lo coloca en el grupo A por su potencia para producir cáncer, que corresponde a la categoría más elevada para los productos químicos generadores de cáncer.

Una de las enfermedades más comunes que se desarrollan por la ingesta de agua o alimentos con As, es el HACRE o Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico. Esta enfermedad se caracteriza por presentar lesiones en la piel y

alteraciones sistémicas cancerosas y no cancerosas tales como hiperpigmentación e hiperqueratosis de las palmas de las manos y de las plantas de los pies, afección al sistema nervioso, irritación del aparato respiratorio y tracto gastrointestinal, anemia, desórdenes en el hígado, enfermedades vasculares e inclusive diabetes mellitus y cáncer de piel, pulmón y vejiga [16], [17].

Por lo expuesto anteriormente, resulta de vital importancia la remoción del As de las fuentes de agua para conferirles las características de potabilidad que garanticen que su consumo sea apto para la población. Con este fin, se han desarrollado técnicas de abatimiento del As, dentro de ellas se tiene la coagulación-floculación-adsorción-filtración, la cual ha sido base para el desarrollo de un proceso modificado y mejorado denominado ArcIS-UNR, el cual realiza el tratamiento de aguas subterráneas con presencia de As y fluoruros. Este método resulta particularmente aplicable para tratar aguas con As que posean bajos contenidos de sales totales.

El método ArcIS-UNR, como cualquier proceso genera residuos, lo que evidencia la necesidad de avanzar en el tema de tratamiento y disposición final de los barros, y es precisamente donde se centra ésta investigación

Para la caracterización de los barros generados, se trabajó en la planta de Agua Potable de Lezama, República Argentina.

El Partido de Lezama se encuentra ubicado a dos horas vía terrestre de Buenos Aires, Capital Federal, y posee una planta de remoción de As que sirve a una población de 5000 habitantes.

El límite máximo permitido de ciertas sustancias depende de la legislación del país donde se realice la investigación. En el caso específico del As, la Ley Ecuatoriana en el Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ministerio del Ambiente, TULAS, establece para el agua de bebida el límite máximo permitido de contenido de As es 0,05 mg/L mientras que el Instituto Ecuatoriano de Normalización lo establece en 0,01 mg/L. En la República Argentina, el Artículo 982 del Código Alimentario Argentino (CAA), establece para el agua de bebida el límite máximo de contenido de As en 0,01 mg/L.

Con el fin de determinar si un residuo es peligroso o no, se debe aplicar el Toxicity Characteristic Lechate Procedure TCLP, cuyo valor máximo permitido es de 100 veces el valor para el agua de bebida establecido en la norma.

Para el análisis de suelos, la Ley Nacional Argentina de Residuos Peligrosos 24051 en su Decreto 831/93, en el Anexo II, Tabla 9, desglosa los niveles guía de calidad suelos para diferentes usos, estableciendo para el uso agrícola como límite el valor de 20 mg/Kg, mientras que en la Legislación Ecuatoriana, el valor máximo permitido para ese mismo uso es de 12 mg/Kg.

2. CARACTERIZACIÓN DE LOS RESIDUOS GENERADOS POR EL ABATIMIENTO DE ARSÉNICO EN LA PLANTA DE AGUA POTABLE DE LEZAMA

En la planta de potabilización de Agua de Lezama, el abatimiento del As, se lo hace a través del proceso ArcCIS-UNR que es un proceso de coagulación-floculación seguido de una doble etapa de filtración. Este método resultó particularmente aplicable para tratar aguas arsenicales con bajos contenidos de sales totales, casos en los que compitió favorablemente con los procesos de ósmosis inversa, que requiere alta inversión de operación y mantenimiento. Este proceso utiliza como coagulante al policloruro de aluminio, PAC, que es un polímero inorgánico de Al de uso creciente en el campo de la potabilización de agua y posee las características que se describen en la **Tabla 1**

Tabla 1. Características PAC

Característica	Valor	Unidad
Cl	7,8 – 8,6	%
Al ₂ O ₃	18 – 23	%
Basicidad	81 – 84	%
Densidad	1,33 – 1,35	Kg/m ³

Fuente: Ingallinella, 2000

Los filtros deben ser sometidos a un proceso de lavado, pues es el sitio donde el As va a ser retenido. Las aguas de este

lavado son enviadas hacia una pileta o piscina de recuperación de efluentes para su recirculación.

El proceso de abatimiento del As del agua, se esquematiza en la **Figura 1**.

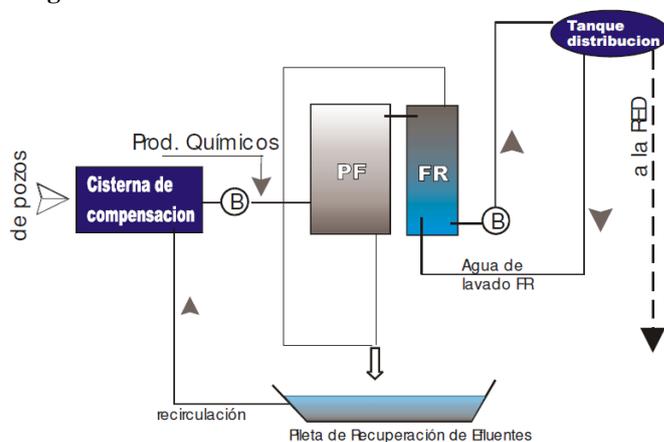


Figura 1. Esquema del proceso ArcCIS-UNR.

Fuente: Ingallinella, 2000.

Los residuos de la coagulación/floculación, incluyendo el proceso ArcCIS-UNR, son generados principalmente en los decantadores y/o en los filtros, cuya concentración de As es directamente proporcional al volumen de agua tratada, volumen de agua usada en el lavado de filtros, dosis de agente coagulante y eficiencia alcanzada en la remoción. Estos barros contiene principalmente Fe (H₂AsO₄)₃ o Al (H₂AsO₄)₃, dependiendo si el coagulante usado son sales de hierro o de aluminio [31]

2.1. Caracterización de los barros

2.1.1 Determinación de humedad

La determinación de la humedad se realizó sobre barros de la playa de secado con una permanencia de 10 semanas y en los barros del sitio de disposición final. Los resultados se detallan en la **Tabla 2**.

Tabla 2. Porcentaje de humedad en los barros

LUGAR	HUMEDAD (%)
Playa de secado	88
Disposición final	39

2.1.2 Contenido de As en el percolado de la playa de secado.

En diferentes fechas se tomaron tres muestras del agua de percolado de la playa de secado, en el punto que la conecta con la pileta de recuperación. Las tres muestras se analizaron para conocer el contenido de As y Al, mediante el método del dietilditiocarbato de plata. Los valores presentaron escasa variabilidad y el promedio consta en la **Tabla 3**.

Tabla 3. Resultados del análisis de percolado de la playa de secado.

	PARÁMETRO ANALIZADO	
	As total (mgAs/L)	Al (mgAl/L)
2.1.3 Promedio	0,02	0,04

Contenido de As en los barros de playa de secado y disposición final.

Entre los años 2010 y 2011, se tomaron muestras de la playa de secado y se envió a dos laboratorios diferentes; en estas muestras se determinó el contenido de As total y además se aplicó el test TCLP. En el año 2012, se tomó una muestra de los barros de la playa de secado con 10 semanas de deshidratación y otra del sitio de disposición final. Cada muestra fue enviada al laboratorio, para la realización del TCLP sobre As.

Los resultados obtenidos en los tres años se encuentran resumidos en la **Tabla 4**.

Como se observa, en los años 2010 y 2011, en primera instancia, los barros cumplen con el valor límite de lixiviación establecido por el CAA de la República Argentina correspondiente a 1 mgAs/L, en tanto en el año 2012, los barros no cumplen con dicho límite. En lo referente al contenido de As total en el barro, en primera instancia, éstos cumplen con el valor límite para uso agrícola establecido por el Decreto 831/93 de la Ley Nacional Argentina de Residuos Peligrosos 24051, que es de 20 mgAs/Kg suelo.

También es apreciable que todos los laboratorios donde se realizaron los análisis de las muestras, utilizaron distintas técnicas para el lixiviado y para la detección del As, por lo que, se hace complicado una conclusión categórica sobre el cumplimiento de éstas con la normativa local vigente. Es necesario unificar las metodologías de análisis, para con ello facilitar las decisiones sobre el tratamiento y disposición final de los barros.

2.1.4 Contenido de As en el suelo del sitio de disposición final

En los análisis del suelo subyacente al depósito final de barros destinado por la Planta de Dotación de Agua Potable de Ledesma se estableció que el mismo no se encontraba contaminado con As a pesar de que estos barros eran depositados directamente en el suelo sin ningún tipo de construcción especial para el efecto. El análisis de estos barros fue prioritario pues éstos estuvieron sometidos a variaciones climáticas por lo que la probabilidad de formación de lixiviados era alta.

Las pruebas de lixiviado se realizaron sobre:

playa de secado en los años 2010, 2011 y 2012.

FECHA	TIPO DE MUESTRA	U	LAB. ANALÍTICO	TÉCNICA		RESULT	LÍM
				PARA LIXIVIADO	PARA As		
24/05/2010	Contenido de As en el lixiviado del barro extraído de la playa de secado	mgAs/L	Laboratorio de Ingeniería Sanitaria Universidad Nacional de la Plata	SM-3500-As B	Dietildiot iocar-bamato de plata	0,010	1
12/04/2011			C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	0,041	
25/06/2012			Induser	EPA 1310B	EPA3015 A/ 6010C	3,90 1,27*	
24/05/2010	Contenido de As total en el barro	mgAs/Kg	Laboratorio de Ingeniería Sanitaria Universidad Nacional de la Plata	SM-3500-As B	Digestión Método 3050 Dietildiot iocar-bamato de plata	2,00	20
12/04/2011			C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	4,58	

* Muestra tomada del sitio de disposición final

- El barro acopiado durante aproximadamente un año y medio.
- Porción de suelo subyacente al acopio, de profundidad comprendida entre 0 y 30 cm.
- Porción de suelo subyacente al acopio de profundidad comprendida entre 30 y 60 cm.
- Blanco de suelo extraído de una zona del predio alejado de la zona de acopio y/o probable escurrimiento superficial.

La **Figura 2** esquematiza las profundidades de las cuales fueron tomadas las muestras para el análisis de lixiviación sobre As.

Se enviaron a laboratorio muestras de suelo obtenidas a 30 y 60 cm de profundidad, además de un blanco para analizar el contenido de As en el suelo y el lixiviado de As.

El blanco de muestra o testigo es una muestra que no es sometida a tratamiento o no es invadida por la sustancia a estudiar y contra la que se va a comparar los resultados de las demás muestras tratadas o contaminadas.

Los resultados se resumen en la **Tabla 5** y **Tabla 6**. Las muestras fueron obtenidas en diferentes fechas.

Al realizar la comparación con los valores de contenido de As total en el lixiviado, con lo establecido por el CAA, en su Artículo 982 sobre *calidad de agua de bebida*, el cual se aplica para límites en el ensayo de lixiviado, se puede observar que, en primera instancia, todas las muestras cumplen el límite establecido de 1mgAs/L.

Figura 2. Profundidades para la toma de muestras en el sitio de disposición final.

Tabla 4. Resultados del análisis del contenido de As en barros de



Al igual que en los análisis realizados para los barros de la playa de secado, se observa que los laboratorios donde realizaron los análisis de las muestras, utilizaron distintas técnicas para el lixiviado, por lo que llegar a una conclusión categórica es complicado. Es necesario unificar las metodologías de análisis, para con ello saber a ciencia cierta si el suelo circundante el sitio de disposición final está afectado o no con As.

En el contenido de As sobre el sólido, se observa que en ningún caso supera el valor legal establecido por la República Argentina para terreno agrícola, por el Decreto 831/93 de la Ley Nacional 24051 de residuos peligrosos, en el Anexo II, Tabla 9, que es de 20 mgAs/Kg. Se eligió como comparable este uso de suelo por el tipo de zona donde se encuentra emplazada la Planta de Potabilización de Lezama.

Las muestras fueron llevadas a un mismo laboratorio, y analizadas con una misma técnica, por lo que se podría decir que el contenido de As en suelo circundante al lugar designado para la disposición final de los barros deshidratados, está bajo el límite máximo permitido

3. CÁLCULO TEÓRICO DE LA CANTIDAD DE BARROS GENERADOS

Para el cálculo de la cantidad de barros generados en la planta de dotación de agua potable de Lezama, se realizó una adaptación de la fórmula empírica propuesta por Corwell (1999) aplicada al PAC 18, que es el coagulante usado en este ensayo y cuyo contenido de Al₂O₃ es de 18%. La fórmula es la siguiente:

$$S = Q(0,467Al + SS + A) \quad (1)$$

Donde:

S = cantidad de barro producido (Kg/día)

Q = caudal de la planta (m³/día)

Al = dosis de aluminio seco (mg/L)

SS = sólidos suspendidos en el agua cruda (mg/L)

A = químicos adicionales añadidos, como son polímeros, arcilla o carbón activado en polvo (mg/L).

Tabla 5. Resultados del análisis de TCLP sobre las muestras de suelo años 2010 y 2011

TIPO DE MUESTRA	U	MATRIZ	FECHA	LAB. ANALÍTICO	TÉCNICA		RESULT.	LÍM.
					PARA LIXIVIADO	PARA As		
Contenido de As en el lixiviado las muestras de suelo del sitio de disposición final	mgAs/L	Blanco	19/10/2010	Laboratorio de Ingeniería Sanitaria Universidad Nacional de la Plata	SM-3500-As B	Dietildiotiocarbamato de plata	0,01	1
			12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	0,038	
	Suelo 0 -30 cm	19/10/2010	Laboratorio de Ingeniería Sanitaria Universidad Nacional de la Plata	SM-3500-As B	Dietildiotiocarbamato de plata	0,140		
		12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	0,045		
Suelo 30 -60 cm	12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	0,048			

Fuente: Cooperativa de Provisión de Agua Potable de Lezama

En la ecuación (1), la dosis del coagulante está expresada como Al, por lo que hay que convertir la dosis de PAC a dosis de Al, mediante la ecuación (2)

$$D_{AL} = \frac{\text{Peso Al}}{\text{Peso Al}_2\text{O}_3} \times \text{dosis PAC} \quad (2)$$

La dosis de PAC usada en el ensayo fue de 113 mg/L.

Entonces se tiene que:

$$D_{AL} = \frac{54}{102} \times 113 = 59,82 \frac{mg}{L}$$

Como no se añade ningún polímero adicional A= 0, la cantidad de sólidos suspendidos en este tipo de agua es de aproximadamente 5 mg/L y el caudal de la planta es de 960 y m³/día, entonces la cantidad de barro teórica generada en la planta es:

Tabla 6. Resultados del análisis de contenido de As sobre las muestras de suelo años 2010 y 2011

TIPO DE MUESTRA	U	MATRIZ	FECHA	LAB.	TÉCNICA		RESULT.	LÍM.
					PARA LIXIVIADO	PARA As		
Contenido de As total en el suelo	mgAs/Kg	Blanco	12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	1,80	20
		Suelo 0 -30 cm	12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	1,73	
		Suelo 30 -60 cm	12/04/2011	C&D Laboratorio	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	EPA SW 846 M 7061A - EAA GH	1,90	

Fuente: Cooperativa de Provisión de Agua Potable de Lezama

$$S = 960 \frac{m^3}{día} (0,467 \times 59,82 + 5) \frac{mg}{L}$$

$$S = 31,62 \approx 32 \frac{Kg}{día}$$

4. MEDICIÓN DE LA CANTIDAD DE BARROS GENERADOS

Las mediciones de la cantidad de barro generado se realizaron a la semana 10 de la deshidratación. Se midió la altura que había llegado el barro y se estimó un factor de ocupación volumétrica, pues como se observa en la **Figura 3**, el barro no ocupa todo el volumen de la playa ya que está fraccionado.

La playa de secado tiene 13,5 m de largo, 5,50 m de ancho y la altura de barros medida es de 0,30 m. Al calcular el volumen en base seca, se lo afectará por el factor de ocupación volumétrica, estimado en 0,85

$$V = l \times a \times h \times \eta \quad (3)$$

$$V = 18,934 m^3$$

$$V_{diario} = \frac{18,934 m^3}{9 \text{ semanas} \times 7 \text{ días}}$$

$$V_{diario} = 0,300 \frac{m^3}{día}$$



Figura 3. Playas de secado de barros

Se realizó la determinación de la densidad de los barros a la semana 10 mediante la fórmula 4

$$\rho = \frac{(W_L - W_V) Kg}{(l \times a \times h) m^3} \quad (4)$$

Donde:

- $W_L = 4,685 Kg$
- $W_V = 0,5 Kg$
- $L = 0,225$
- $A = 0,16$
- $H = 0,12$

Por tanto: $\rho = 968,75 \frac{Kg}{m^3}$

También se conoce que la humedad del barro a la semana 10 es de 88%, y mediante la ecuación 5 se calcula la cantidad real de barros generados por día.

$$S = V_{diario \text{ barros}} \times \rho \times \left[1 - \left(\frac{hum}{100} \right) \right] \frac{Kg}{día} \quad (5)$$

$$S = 0,300 \frac{m^3}{día} \times 968,75 \frac{Kg}{m^3} \left[1 - \frac{88}{100} \right] \frac{Kg}{día}$$

$$S = 34,88 \approx 35 \frac{Kg}{día}$$

Comparando los resultados obtenidos, se puede apreciar que la diferencia entre el valor real vs el teórico corresponde al **8,5%**.

5. DISCUSIÓN SOBRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

La fórmula provista por Cornwell et al, para el cálculo teórico de la cantidad de barros generados fue utilizada para determinar la cantidad de barros generados. Se comparó el resultado teórico obtenido por la fórmula empírica de Cornwell, con la generación real de barros obteniéndose un error del 8,5%, con lo cual la ecuación empírica permite tener un criterio bastante aproximado de la generación real de barros, convirtiéndose en una herramienta útil para el diseño de playas de secado en el tratamiento de barros, así como para su manejo y disposición final.

Uno de los criterios provistos por la bibliografía y las leyes locales vigentes para discriminar entre residuos peligrosos y no peligrosos, son los resultados del TCLP sobre As y el contenido de As total sobre el barro. En el caso analizado, los barros obtenidos como producto del abatimiento del As en la Planta de Agua Potable de Lezama, con la tecnología ArcIS-UNR, son variables. En el 2010 y 2011 cumplían con lo estipulado en el CAA y el Decreto 831/93 de la Ley Nacional Argentina 24051, por lo que se los calificó como residuos no peligrosos, mientras que en el análisis realizado en el 2012 no cumplen con la normativa vigente.

Los ensayos en los años 2010, 2011 y 2012, fueron realizados por diferentes laboratorios y con diferentes técnicas de detección de As y de realización del TCLP, es por ello, que se sugiere que los laboratorios se estandaricen en las metodologías aplicadas, por ejemplo, usar las Normas IRAM. Por todo lo expuesto anteriormente se concluye que se deben realizar *monitoreos sistemáticos de los barros generados*, que servirán para establecer la metodología para la detección de As y de lixiviado así como el procedimiento de tratamiento y disposición final de los mismos.

6. CONCLUSIONES

Los ensayos de lixiviación aplicados sobre las muestras de lodos mostraron que la movilidad de los contaminantes es variable con el tiempo, por ello se debe aplicar un plan de monitoreo permanente de los residuos generados en la planta para asegurar que el contenido de contaminantes, especialmente de As en el residuo esté por debajo de los límites máximos permisibles por las normas ambientales empleadas en este estudio.

La determinación del contenido de As en los residuos generados en la planta debe realizarse empleando la misma técnica analítica, de lo contrario no se puede establecer una comparación real de los resultados obtenidos de los mismos. La fórmula empírica de Cornwell es una herramienta analítica factible de ser aplicada para la estimación de la cantidad de barros generados, pues el error generado respecto a la cantidad real de barros obtenidos fue del 8,5%.

REFERENCIAS

- [1] ADAMS, C. FORD, D. ECKENFELDER, W. Development of Design and Operational Criteria for Wastewater Treatment. CBI publishing, Estados Unidos, 1981.
- [2] AMBROSOLIO, Silvina. Problemática del arsénico en el agua subterránea. OPDS 2007. [Fecha de consulta 18 de enero de 2012]. [En línea] Disponible <http://www.slideshare.net/profesoradoquimica/arsnico-ppoint-ing-ambrosolio-opds-chacabuco>.
- [3] BARROSO, Marcelo. Gerenciamento de Resíduos Gerados no Tratamento de Água. Engenharia Ambiental- UNIR, Abril/2009 [fecha de consulta: 15 de maio de 2012] [En línea] Disponible http://www.engenhariaambiental.unir.br/admin/prof/arq/Apostila_Aula_GerenciamentoLodoETA.doc
- [4] BUNDSCHUH, Jochen, [et al]. Distribución del Arsénico en las Regiones Ibérica e Iberoamericana. Buenos Aires. Editado por CYTED, 2003.
- [5] CASTRO DE ESPARZA, María Luisa. Tratamiento de lodos, post remoción de arsénico en el agua de bebida en Iberoamérica. Curso/Taller Remoción de Arsénico en Aguas Sede IATA. Red IBEROARSEN de CYTED. Valencia-España, 2008.
- [6] CASTRO DE ESPARZA, María Luisa. Remoción del arsénico en el agua para bebida y bioremediación de suelos. International Congress: Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America. México DF, Junio 2006.
- [7] CASTRO MUÑOZ, Guillermina. Problemática del arsénico en agua potable. Tecnologías de abatimiento. Junio 2011.
- [8] CHENG, Robert, et al. Enhanced Coagulation for Arsenic Removal. JAWWA, 86:9:79, 1994.
- [9] CHWIRKA, J. Residuals Generation, Handling and Disposal. In Arsenic Treatment Options and Residuals Handling Issues. Draft Final Report. AWWA, Denver, 1999.
- [10] CHWIRKA, J., COLVIN, C., GOMEZ, J., MUELLER P. Arsenic removal from drinking water using the coagulation/microfiltration process. J. Am. Water Works Assoc., 96 págs. 106-114, 2000.
- [11] CLIFFORD, Dennis, and LIN, C. Arsenic (III) and Arsenic (V) Removal from Drinking Water in San Ysidro, New Mexico. Cincinnati OH, USEPA, 1991.
- [12] CÓDIGO ALIMENTARIO NACIONAL, Anexo 1, Artículo 982, Resolución Conjunta SPR y RS y SAGP y A No 68/2007 y 196/2007
- [13] CORNWELL, David. Water Treatment Plant Residuals Management. In Water Quality and Treatment. Edited by Raymond Letterman. New York, McGraw-Hill, Inc. 1999.
- [14] DE LUCA, Marcela, Apuntes de clase residuos peligrosos. Maestría en Ingeniería Ambiental UTN. Buenos Aires, 2010
- [15] DE SOUZA, [et al]. Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estaços de tratamento de água. Rede Cooperativa de Pesquisas. Rio de Janeiro 1999.
- [16] DEL RAZO, [et al]. Arsenic levels in cooked food and assessment of adult dietary intake of arsenic in the Region Lagunera, Mexico. Mexico 2002
- [17] DEL RAZO, [et al]. Studies on the mechanisms of arsenic-induced self tolerance developed in liver epithelial cells through continuous low-level arsenite exposure, 2000
- [18] DOE, Peter. Water Treatment Plant Waste Management. Chapter of Water Quality Treatment de la AWWA, 1999.
- [19] DURÁN, Jorge. Apuntes de clase Aguas y Aguas Residuales. Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Tecnológica Nacional. Escuela de Posgrados. 2011.
- [20] FERNÁNDEZ-CIRELLI, Alicia. Seminario de Tecnologías de Remoción de Arsénico en Agua, Centro de estudios Transdisciplinarios del Agua Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Octubre 2011
- [21] INGALLINELLA, Ana María. Experiencias en Argentina con plantas basadas en Procesos de Coagulación-Adsorción. Curso/Taller Remoción de Arsénico en Aguas Sede IATA. Red IBEROARSEN de CYTED. Valencia-España, 2008.
- [22] INGALLINELLA, Ana María. Remoción de arsénico y flúor mediante coagulación con cloruro de polialuminio y doble filtración. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Rosario, 2006.

- [23] LEIST, M. CASEY, R.J. and CARIDI D. The management of arsenic wastes: problems and prospects. Victoria, Australia. Febrero, 2000
- [24] LEY DE RESIDUOS ESPECIALES Y PELIGROSOS 11720. Publicada el 22 de abril de 1997.
- [25] LITTER, Marta, [et al]. Tecnologías económicas para el abatimiento de arsénico en aguas. CYTED, red Iberoarsen. Argentina, 2010.
- [26] MACPHEE, M., CHARLES, G. y CORNWELL, D. Treatment of Arsenic Residuals from Drinking Water Removal Processes. Environmental Engineering & Technology, Inc. Newport News, Va23606. EPA/600/R-01/033. Junio 2001.
- [27] METCALF & EDDY. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera edición Volumen II. McGraw-Hill, Madrid-España, 1995.
- [28] MINISTERIO DE AMBIENTE DEL ECUADOR, Texto Unificado de Legislación Ambiental Secundaria del Ecuador, Libro VI, Anexo I y Anexo II,
- [29] RESOLUCIÓN 97/01 Reglamento para el Manejo Sustentable de Barros Generados en Plantas de Tratamiento de Efluentes Líquidos.
- [30] RIHM, A., ARELLANO, J. y SANCHA, M. Uso de test de lixiviación para caracterización de residuos del área minera y reflexiones sobre gestión de residuos peligrosos en América Latina. Universidad de Chile, División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente y Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA). Noviembre 1998.
- [31] SANCHA, A.M. Estudio de caso: Contaminación por arsénico Chile y su impacto en el ecosistema y la salud humana
- [32] SANDOVAL, Luciano y JAUREGUI, Luis. Tratamiento de residuos de arsénico provenientes del tratamiento del agua. Primera Parte. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 2007.
- [33] SHAFIQUZZAMAN, Md., AZAM, S., NAKAJIMA, J. and HAMIDUL BARI, Q. Arsenic leaching characteristics of the sludges from iron based removal process. Science Direct. Junio 2010.
- [34] SULLIVAN, C., TYRER, M., CHEESEMAN, C. and GRAHAM, N. Disposal of water treatment wastes containing arsenic- A review. Science Direct. Febrero, 2010
- [35] WHO, 2005. Towards a More Effective Operational Response Arsenic Contamination of Groundwater in South and East Asian Countries Volume I: Policy Report Environment and Social Unit South Asia Region Water and Sanitation - WSP Report No. 31303, 46 págs. 106-114
- [36] USEPA, Design Manual Dewatering Municipal Wastewater Sludges. Center for Environmental Research Information. Cincinnati, 1987. [Fecha de consulta 5 de Julio de 2012]. [En línea]. Disponible <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/300045WA.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1986%20Thru%201990&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&ToCEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A\ZYFILES\INDEX%20DATA\86THRU90\TXT\0000001\300045WA.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=hl-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r85g16/r85g16/x150y150g16/i500&Display=plf&DefSeekPage=x&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=74#>

Plan Agregado de Producción Mediante el Uso de un Algoritmo de Programación Lineal: Un caso de Estudio para la Pequeña Industria

Reyes J.*; Molina C.**

*Universidad Técnica de Ambato, Facultad de Ingeniería en Sistemas, Electrónica e Industrial
e-mail: johnpreyes@uta.edu.ec

** Universidad Técnica de Ambato, Facultad de Ingeniería en Sistemas, Electrónica e Industrial
e-mail: carlos_molina7@hotmail.es

Resumen: Las industrias de manufactura buscan la forma de planificar su producción eficientemente con la finalidad de optimizar sus recursos, para ello se cuenta con varias técnicas de planeación y herramientas informáticas, tanto con el método de solución tradicional, como con el de programación lineal. El estudio de caso presentado corresponde al tipo de empresas del sector curtidor de cuero, realizado en la empresa Ecuatoriana de Curtidos Salazar en la cual se aplicó una planeación agregada de producción comparando la solución de tres modelos de planes tradicionales con el modelo de programación lineal desarrollado por de Hansmann, F. y Hess, y que se ha resuelto mediante la herramienta de optimización Lingo. Los resultados generan la conclusión que el método de programación lineal es más eficiente ya que optimiza los costos en relación a la solución tradicional de los modelos relacionados a la fuerza de trabajo, inventario y demanda, manteniendo un fuerza laboral constante, contrataciones, despidos eventuales y con variación de inventario en temporadas altas de demanda.

Palabras clave: Plan Agregado de Producción, Programación Lineal, Lingo, curtiembre.

Abstract: The manufacturing industries are seeking ways to efficiently plan their production in order to optimize their resources, for it has several planning techniques and tools, both traditional solution method, as the linear programming. The case study presented is the type of business the leather tanning industry, conducted in the Ecuadorian company Curtidos Salazar in which an aggregate production planning solution was applied comparing the three models of traditional plans with linear programming model developed by Hansmann, F. and Hess, which has been solved by the Lingo optimization tool. The results generate the conclusion that the linear programming method is more efficient because it optimizes the costs in relation to the traditional solution of the models related to the workforce, inventory and demand, maintaining a steady workforce, recruitment, temporary layoffs and with variation of inventory for peak periods of demand.

Keywords: Aggregate Production Plan, Linear Programming, Lingo, tannery.

1. INTRODUCCIÓN

Desde la segunda guerra mundial, donde las empresas marcaron una notable revolución industrial[1], se desarrollaron diferentes técnicas con el objetivo de: disminuir costos de producción, mejorar el nivel de vida de los trabajadores y para continuar cada vez más con su respectivo mejoramiento continuo, para con esto apuntar a un considerable crecimiento económico; es ahí donde intervienen los padres de la Ingeniería Industrial Edward Deming, Henry Fayol, entre otros[2], quienes desarrollaron los primeros métodos que permitieron cumplir con las expectativas de cada empresa.

Artículo recibido el 12 de febrero, 2014; revisado 30 de agosto, 2014. Este artículo se ha redactado como producto de la tesis de Ingeniería Industrial titulada "Plan Agregado de Producción para el Mejoramiento de la Productividad de la Empresa Ecuatoriana de Curtidos S.A.". Autor para correspondencia: Naranjillas 0267 y Av. Guaytambos, Ambato. Teléfono (593)2461211.

Las empresas ecuatorianas no son muy indiferentes a estas técnicas, pues desde un taller industrial hasta una curtiduría, necesitan métodos adecuados para optimizar la producción y mejorar al máximo su productividad, ya que en un mercado tan competitivo como lo este, se tiene que renovar constantemente la oferta de productos y su respectiva forma de hacerlo.

La empresa Ecuatoriana de Curtidos Salazar S.A., con más de 30 años de funcionamiento, es una empresa dedicada a la elaboración de distintas clases de cueros a partir de la piel bovina; el cual cuenta también, con la capacidad suficiente de vender sus productos de óptima calidad en el mercado nacional e internacional. En los últimos años ha venido presentando un descenso económico, y por eso busca constantemente mejorar cada uno de sus procesos de producción, tal como se estipula, en las normas de gestión de calidad, donde la organización debe planificar y desarrollar los procesos necesarios para la realización del producto [3][4]. Considerando que esta empresa está ubicada en la zona central del Ecuador, donde existen más de 30 curtidurías, hace que esta se enfrente a un mercado

competitivo, es por ello que tiene la necesidad de aplicar nuevas técnicas de producción, apoyándose de novedosas tecnologías, y así favorecer el crecimiento económico de la misma.

La producción se viene planificando de acuerdo a los pedidos, cuyo problema es la falta de tiempo para armar una estrategia adecuada que permita reducir los costos de fabricación; así como también la inadecuada preparación de un sistema de inventario, que permita saber la cantidad de veces que es favorable la adquisición de materia prima en el año para estar preparados ante pedidos intempestivos, lo que significa un gran incremento de los costos producción.

El presente trabajo pretende comparar el mejor método de planeación agregada de producción que optimice los recursos empresariales de una empresa del sector curtidor de cuero; para ello se utilizan tres modelos tradicionales de solución y el de programación lineal desarrollado por Hansmann, F. y Hess[5][6], apoyándose del software de optimización Lingo 10. Además de esto, se debe contar con la ayuda del pronóstico de la demanda y los costos de producción más importantes que intervienen directamente en la producción.

Este artículo presenta una revisión de la literatura más relevante relacionada a la planeación de producción y programación lineal, seguido se muestra la metodología que se utilizó en la empresa curtidora motivo del estudio para realizar la planeación de su producción y finalmente se desarrolla el modelo matemático, aplicado a la elaboración del cuero donde se presentan los resultados.

2. REVISIÓN DE LA LITERATURA

Varias empresas a nivel mundial, han optado tomar la decisión de trabajar con nuevos métodos o técnicas de solución relacionadas a la planeación de producción, las cuales permiten dar una alternativa de solución para mejorar cada uno de los procesos y con esto aumentar cada vez más la productividad, esto a través de la reducción o minimización de cada uno de los costos de producción. Existen empresas que lo realizan con nuevas tecnologías apoyadas de maquinarias novedosas como los robots[7], sin embargo, otras ocupan otro tipo de tecnologías para aplicar nuevas técnicas que le permitan aumentar cada uno de los niveles de producción[8], y los rendimientos que posee cada proceso dentro de una empresa, y así planificar de forma adecuada la producción

La planeación agregada[4], permite minimizar cada uno de los recursos más importantes: producción, inventario y mano de obra, considerados factores importantes que intervienen en la producción. Dicha técnica permite calcular el plan de producción más adecuado o más conveniente, para un futuro determinado, y con la ayuda del pronóstico de la demanda.

Tal como señala Gonzales [9], el objetivo de la planeación agregada consiste en minimizar los costos para el periodo de planeación, mediante la combinación de los recursos adecuados en términos generales o globales.

La finalidad principal de la planificación agregada es determinar la combinación de ritmos de producción, mano de obra y niveles de existencia [10], que minimice costos y logre satisfacer la demanda prevista.

Existen varias formas de realizar un plan agregado de producción, utilizando el método tradicional o el método de programación lineal [11]El método tradicional consiste en armar una tabla que verticalmente muestre los cálculos de trabajadores y costos de producción, y que horizontalmente enseñe el periodo de planeación a los que se ejecuta el plan.

Los tres métodos tradicionales que se ocuparon para compararlos con el método de programación lineal [4] [11] son: fuerza de trabajo constante con variación de inventario e inventario agotado, fuerza de trabajo variable y fuerza de trabajo constante con variación de inventario y horas extras.

La programación lineal, es una herramienta para resolver problemas de optimización, aplicada a la planeación de producción su objetivo es el de minimizar al máximo los costos que intervienen en la producción desde la publicidad, transporte, inventario y mano de obra, mediante la ayuda de software. En el caso de estudio se ha escogido Lingo 10 [12], ya que presenta una plataforma perfecta para resolver eficientemente problemas de optimización lineales, enteros y no lineales.

En casos del sector productor de madera se ha establecido al modelo de Fuerza laboral constante e inventario ajustado a la producción como el más óptimo [13], sin embargo no se ha comprado con algún algoritmo de optimización.

3. METODOLOGÍA

3.1 Análisis del método actual

Actualmente la empresa Ecuatoriana de Curtidos Salazar S.A. viene trabajando con el modelo de producción bajo pedido, en donde la empresa elabora el producto cada vez que los clientes lo soliciten, lo que hace que no se planifique adecuadamente la producción y por ende que los costos de elaboración del producto sean elevados.

3.2 Propuesta del nuevo método

La empresa cuenta con cuatro procesos importantes para la elaboración del cuero: Pelambre, Curtido, Teñido y Acabado. Dicho lo anterior, debe considerarse a esta empresa como un caso especial, ya que para el estudio de un plan agregado de producción, se necesita conocer: el pronóstico de la demanda, estándar de mano de obra en que se realiza un producto y los costos básicos de producción; pero, el proceso de Pelambre y Curtido realiza productos para consumo interno y externo de la empresa, cuya unidad es la piel (piel bovina entera); mientras que el proceso de Teñido y Acabado, realiza solo producción para consumo interno de la empresa, donde su unidad es la banda (piel bovina dividida en dos partes). Una vez expuesta la forma en que trabajan estos cuatro procesos, en donde el proceso de Pelambre y Curtido produce casi el doble de lo que elabora el proceso de Teñido y Acabado además que ambos procesos trabajan con unidades distintas, se procede a dividir a la empresa en dos partes y a su vez realizar dos planes agregados de producción, uno para el proceso de pelambre y curtido, y otro para el proceso de teñido y acabado.

3.3 Implementación

3.3.1 Pronóstico de la demanda

Para obtener el pronóstico de la demanda de los 12 meses del año 2013, se utiliza como punto de partida la producción realizada en los años 2011 y 2012, a los cuales se les aplica el método de regresión lineal, dando como resultado una línea recta tendencia; además, se obtiene el índice de estacionalidad, el cual muestra las temporadas de altas y bajas que tiene la producción de pieles durante todo el año.

3.3.2 Pronóstico en Pelambre Curtido y en Teñido Acabado

La Tabla 1 y Tabla 2 muestran la producción de pieles para el proceso de pelambre y curtido y para el proceso de teñido y acabado de los años 2011 y 2012. Con esta información se calcula el índice de estacionalidad mensual en cada proceso, con los cuales se va a determinar el pronóstico estacional para el año 2013. Para realizar el pronóstico se utiliza el método por cálculo de mínimos cuadrados, debido a que este presenta una buena exactitud en relación a la tendencia y estaciones de demanda.

Tabla 1: Producción de Pieles y Cálculo del Índice de Estacionalidad en pelambre y curtido

MES/AÑO	2011 (pieles)	2012 (pieles)	TOTAL	PROMEDIO	INDICE DE ESTACIONALIDAD (Promedio / Total)
1	1.751	4.174	5.925	2.963	0,64
2	4.002	4.495	8.497	4.249	0,92
3	3.070	3.791	6.861	3.431	0,74
4	3.782	2.664	6.446	3.223	0,70
5	3.649	5.117	8.766	4.383	0,95
6	4.250	7.691	11.941	5.971	1,29
7	4.788	8.072	12.860	6.430	1,39
8	6.015	6.066	12.081	6.041	1,30
9	6.035	5.831	11.866	5.933	1,28
10	3.877	6.633	10.510	5.255	1,13
11	3.602	6.029	9.631	4.816	1,04
12	1.168	4.667	5.835	2.918	0,63
TOTAL				55.610	
PROMEDIO				4.634	

Tabla 2: Producción de Bandas y Cálculo del Índice de Estacionalidad en teñido y acabado

MES/AÑO	2011 (bandas)	2012 (bandas)	TOTAL	PROMEDIO	INDICE DE ESTACIONALIDAD (Promedio / Total)
1	3.502	2.912	6.414	3.207	0,53
2	8.004	4.331	12.335	6.168	1,01
3	6.139	5.894	12.033	6.017	0,99
4	7.563	4.878	12.441	6.221	1,02
5	7.297	3.596	10.893	5.447	0,90
6	8.500	3.424	11.924	5.962	0,98
7	9.575	3.624	13.199	6.600	1,08
8	12.029	4.229	16.258	8.129	1,34
9	12.070	4.573	16.643	8.322	1,37
10	7.753	7.245	14.998	7.499	1,23
11	7.204	6.262	13.466	6.733	1,11
12	2.335	3.104	5.439	2.720	0,45
TOTAL				73.025	
PROMEDIO				6.085	

Con la ayuda de las ecuaciones (1), (2) y (3), se multiplica producción de bandas con el índice de estacionalidad, para encontrar el correspondiente pronóstico de la demanda para el año 2013, ver Tabla 3.

Tabla 3: Pronóstico en Pelambre Curtido y en Teñido Acabado

Meses/Procesos	Pronóstico Pelambre y Curtido-2013 (pieles)	Pronóstico teñido y Acabado-2013 (bandas)
1	3.821	2.069
2	5.591	3.766
3	4.577	3.519
4	4.405	3.449
5	6.080	2.886
6	8.394	2.973
7	9.194	3.088
8	8.738	3.598
9	8.741	3.441
10	7.838	2.875
11	7.325	2.401
12	4.505	895

Con los datos de producción de los años 2011 y 2012, se tiene como variable independiente (x) al número de los meses de los 2 años, y como variable dependiente (y) a la producción de pieles. Una vez realizado dicho cálculo se procede a utilizar las fórmulas de regresión lineal. Consulte "(1), (2) y (3)".

$$b = \frac{\sum x y - n \bar{x} \bar{y}}{\sum x^2 - n \bar{x}^2} \tag{1}$$

$$a = \bar{y} - b \bar{x} \tag{2}$$

$$y = a + bx \tag{3}$$

En la Figura 1, se tiene el resultado de la curva de producción en los procesos de pelambre curtido y de teñido acabado para el año 2013; además de sus temporadas altas y bajas de producción durante todo el año.

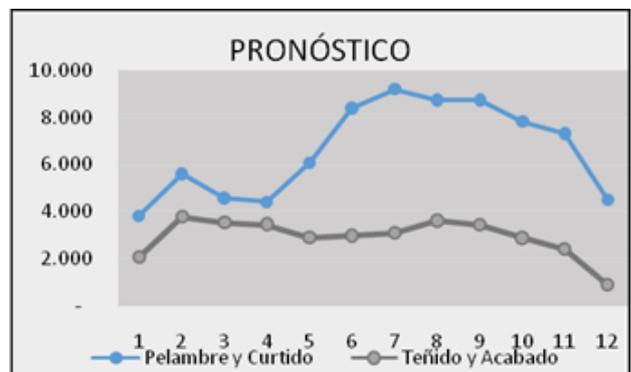


Figura 1. Pronóstico de Pieles y Bandas en Pelambre Curtido y Teñido Acabado

3.3.3 Estudio de tiempos

El tiempo promedio en que los trabajadores se demoran en realizar un producto con la mayor exactitud, viene calculado por la ecuación (4) de tiempo estándar (Ts), la cual está representada por el tiempo normal y la suma de suplementos (S) fijos, variables, por descanso y por contingencias personales que se le conceden a un trabajador para remediar alguna clase de retraso o demora en la elaboración del producto [11]. El tiempo normal es la multiplicación del

promedio de tiempo observado (P) por el factor de valoración del trabajador (Fv) en relación porcentual.

$$Ts = \left(P * \left(\frac{Fv}{100} \right) \right) * (1 + S) \tag{4}$$

Realizadas las observaciones de los tiempos y calculados los suplementos que se le toman a un trabajador con experiencia realizando cada actividad, se tiene que en los procesos de pelambre y curtido el tiempo estándar es de 0,54horas/unidad y para teñido y acabado es de 0,64horas/unidad.

4. DESARROLLO DEL MODELO

4.1 Modelo matemático

La solución de un plan agregado por el método tradicional [4], muestra los diferentes planes que se ejecutan en la empresa: fuerza de trabajo constante con variación de inventarios e inventario agotado (modelo 1), producción exacta con fuerza de trabajo variable (modelo 2) y fuerza de trabajo constante con variación de inventario y tiempo extra (modelo 3). Los resultados de los planes para el proceso de pelambre y curtido, y para el proceso de teñido y acabado se detallan en la Tabla 9.

Existen varios modelos de programación lineal para resolver distintos problemas de plan agregado [4], [6], [14]; sin embargo el modelo seleccionado para este caso de estudio, es el de Hansmann, F. y Hess [5], [6], [9], creado en 1960, ya que es el que más se acopla al problema real y sistema productivo de esta empresa curtidora debido al sector productivo al que esta representa, cuyas variables para establecer las funciones se definen en la Tabla 4.

Una vez definidas las variables, la función objetivo y restricciones del modelo de programación lineal a utilizar en Curtiduría Salazar se muestran en las ecuaciones (5), (6), (7) y (8).

Tabla 4: Definición de Variables

t =	Indica el número de periodos, t=1,2,...,T
C _t ^W =	Costo de un trabajador en el periodo t
C _t ^C =	Costo de contratar un trabajador en el periodo t
C _t ^D =	Costo de despedir a un trabajador en el periodo t
C _t ^I =	Costo de mantener una unidad en inventario en el periodo t
C _t ^F =	Costo del faltante de una unidad en el periodo t
P _t =	Número de unidades producidas en el periodo t
W _t =	Número de trabajadores en el periodo t
C _t =	Número de trabajadores contratados en el periodo t

D _t =	Pronóstico de la demanda en el periodo t
I _t =	Número de unidades en inventario en el periodo t
F _t =	Número de unidades faltantes en el periodo t
n _t =	Número de unidades que realiza un trabajador en el periodo t

Función Objetivo

$$\min = \sum_{t=1}^T (C_t^W * P_t + C_t^C * C_t + C_t^D * D_t + C_t^I * I_t + C_t^F * F_t) \tag{5}$$

Sujeta a:

Restricciones de producción

$$P_t \leq n_t * W_t ; \quad \forall 1 \leq t \leq T \tag{6}$$

Restricciones para trabajadores

$$W_t = W_{t-1} + C_t - D_t ; \quad \forall 1 \leq t \leq T \tag{7}$$

Restricciones de inventario

$$I_t - F_t = I_{t-1} - F_{t-1} + P_t - D_t ; \quad \forall 1 \leq t \leq T \tag{8}$$

4.2 Plan agregado en pelambre y curtido

El proceso de pelambre y curtido de la empresa Ecuatoriana de Curtidos Salazar, producen “wet blue” o piel bovina refinada, para consumo interno y consumo externo de la empresa, para ello se establece el tipo de producción apropiada para los 12 meses del año 2013 que optimice todos sus recursos y genere menos costos. Con una demanda con variación estacional, se establece trabajar inicialmente con 19 trabajadores, además se determina los costos de producción para el plan agregado, los que se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5: Costos de Producción en Pelambre y Curtido

Costo de contratación y capacitación	\$ 185,15 /trabajador
Costo de despido	\$ 111,27 /trabajador
Costo de un trabajador normal en el mes	\$ 475,94 /trabajador
Costo de mantenimiento del inventario	\$ 1,88 /piel
Costo marginal del inventario agotado	\$ 3,36 /piel

$$\min = 475.94 * \left(\sum_{t=1}^{12} W_t \right) + 185.15 * \left(\sum_{t=1}^{12} C_t \right) + 111.27 * \left(\sum_{t=1}^{12} D_t \right) + 1.88 * \left(\sum_{t=1}^{12} I_t \right) + 3.36 * \left(\sum_{t=1}^{12} F_t \right)$$

La función objetivo para el modelo de Pelambre y Curtido se la plantea a través de la ecuación (4) y utilizando para las constantes la información detallada en la Tabla 5.

Una vez planteada la función objetivo, se procede a diseñar cada una de las restricciones en base a las ecuaciones (6), (7) y (8), armadas dentro del programa Lingo 10.

En la Figura 2, se presenta la codificación del modelo matemático, donde primero se muestra la declaración de variables de tipo vectorial y matricial, posterior a ello se les asigna valores a las constantes del modelo y luego se plantea la función objetivo; las restricciones para conocer la producción, luego la del número de trabajadores y por último la del número de inventario total de cada mes se presentan al final.

Para llegar a la solución para el plan de producción de pelambre y curtido, Lingo realiza 455 interacciones y presenta un valor óptimo de \$ 143.609,60, ver Figura 5.

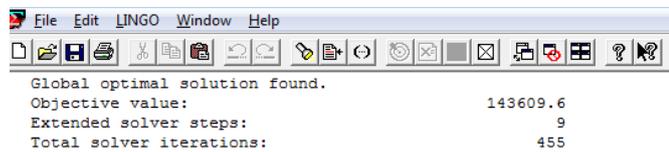


Figura 5. Respuesta Lingo 10 en Pelambre y Curtido

Tabla 6. Matriz resumen de resultados de Lingo10 en Pelambre y Curtido

Mes	Producción	Trabajadores	Contratación	Despido	Inventario	Faltantes
Enero	5.077	17	0	2	1.256	0
Febrero	4.335	17	0	0	0	0
Marzo	4.577	17	0	0	0	0
Abril	4.485	16	0	1	80	0
Mayo	6.000	20	4	0	0	0
Junio	8.394	33	13	0	0	0
Julio	9.194	31	0	2	0	0
Agosto	8.835	31	0	0	97	0
Septiembre	8.640	32	1	0	0	4
Octubre	7.877	27	0	5	35	0
Noviembre	7.290	27	0	0	0	0
Diciembre	4.517	16	0	11	0	0

La Tabla 6 resume los resultados entregados por el modelo matemático y Lingo 10, en la cual se tiene el número de unidades a producir en cada mes del año 2013, número de trabajadores necesarios a contratar, despedir y el nivel de inventario proyectado de existencias e inexistencias que la empresa puede tener durante todo el año.

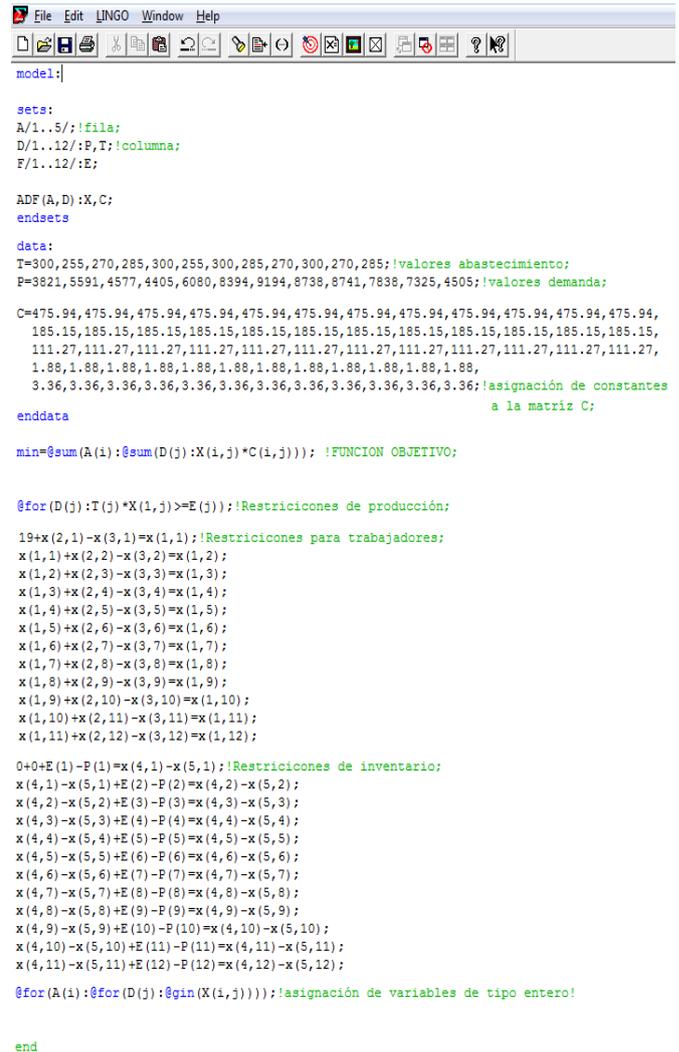


Figura 2. Código Lingo para pelambre y curtido

4.3 Plan Agregado en teñido y acabado

El proceso de teñido y acabado de la empresa Ecuatoriana de Curtidos Salazar, produce más de 30 diferentes tipos de cuero, en donde las operaciones para realizarlos son similares, para ello se establece el tipo de producción adecuada para los 12 meses del año 2013, que optimice todos sus recursos para generar menos costos. Con variación estacional pronunciada y determina trabajar inicialmente con 13 trabajadores, además se determina los costos de producción para el plan agregado, los que se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7: Costos de Producción en Teñido y Acabado

Costo de contratación y capacitación	\$ 185,15 /trabajador
Costo de despido	\$ 111,27 /trabajador
Costo de un trabajador normal en el mes	\$ 475,94 /trabajador
Costo de mantenimiento del inventario	\$ 2,55 /piel
Costo marginal del inventario agotado	\$ 2,96 /piel

La función objetivo para el modelo de Teñido y Acabado se la plantea a través de la ecuación (4) y utilizando para las constantes la información detallada en la Tabla 6.

$$\min = 475.94 * \left(\sum_{t=1}^{12} W_t\right) + 185.15 * \left(\sum_{t=1}^{12} C_t\right) + 111.27 * \left(\sum_{t=1}^{12} D_t\right) + 2.55 * \left(\sum_{t=1}^{12} I_t\right) + 2.96 * \left(\sum_{t=1}^{12} F_t\right)$$

Planteada ya la función objetivo, se realiza cada restricción, utilizando Lingo 10, de la misma manera que se muestra en el proceso de pelambre y curtido. Se diseña en orden: la restricción de la producción, número de trabajadores y por último el nivel de inventario.



Figura 3. Respuesta Lingo 10 en Teñido y Acabado

La Figura 3, muestra la respuesta obtenida por Lingo, pero esta vez para el proceso de teñido y acabado, en donde se observa el número de unidades a producir en cada mes, con el número de trabajadores necesarios para realizar dicha producción con los productos que pueden quedar en inventario.

Para llegar a la solución del plan de producción de Teñido y Acabado, Lingo realiza 5051 interacciones y presenta un valor óptimo de \$ 74.796,61, ver Figura 3.

La Tabla 8 resume los resultados entregados por el modelo matemático y Lingo 10, en la cual se tiene el número de unidades a producir en cada mes del año 2013, número de trabajadores necesarios a contratar, despedir y el nivel de inventario proyectado de existencias e inexistencias que la empresa puede tener durante todo el año.

Tabla 8. Respuesta Lingo 10 en Teñido y Acabado

Mes	Producción	Trabajadores	Contratación	Despido	Inventario	Faltantes
Enero	2.520	10	0	3	451	0
Febrero	3.315	15	5	0	0	0
Marzo	3.510	15	0	0	0	9
Abril	3.458	14	0	1	0	0
Mayo	3.120	12	0	2	234	0
Junio	2.652	12	0	0	0	87
Julio	3.120	12	0	0	0	55
Agosto	3.653	15	3	0	0	0
Septiembre	3.456	15	0	0	15	0
Octubre	2.860	11	0	4	0	0
Noviembre	2.340	10	0	1	0	61
Diciembre	968	4	0	6	0	0

5. RESULTADOS

En este proyecto se analizan dos pronósticos de la demanda, resueltos con el método de regresión lineal con índice de estacionalidad. Se enseña a detalle el costo de los planes agregados de producción para el proceso de pelambre y curtido, como también para el proceso de teñido y acabado, resueltos con el método de programación lineal, los cuales expresan como se debe administrar los recursos importantes que intervienen en dicha producción como él: número de trabajadores que se debe utilizar y el número de unidades que se deben producir con su respectivo inventario para almacenar.

Tabla 9: Costos totales de producción en cada plan agregado

Planes/Procesos		Proceso de Pelambre y Curtido	Proceso de Teñido y Acabado	Costo Total (USD)
PLANES TRADICIONALES	Plan Agregado de Producción: Modelo 1	\$ 151.106,60	\$ 77.595,47	\$ 228.702,07
	Plan Agregado de Producción: Modelo 2	\$ 141.341,07	\$ 81.426,49	\$ 222.767,56
	Plan Agregado de Producción: Modelo 3	\$ 144.116,24	\$ 74.349,60	\$ 218.465,84
PLAN CON PROGRAMACIÓN LINEAL	Plan Agregado de Producción: Modelo 4	\$ 143.609,60	\$ 74.796,61	\$ 218.406,21

En la Tabla 9, se enseñan los resultados finales, de los cuatro modelos de planes de producción conocidos como: fuerza de trabajo constante con variación de inventarios e inventario agotado con un valor de \$228.702,07, producción exacta con fuerza de trabajo variable con un precio de \$ 222.767,56 y fuerza de trabajo constante con variación de inventario y tiempo extra con un costo de \$ 218.465,84, en donde se comparan con el modelo 4 de programación lineal, el cual ha sido motivo de este estudio ya que da como resultado el valor económico más bajo con un valor de 218.406,21 USD ya que optimiza cada uno de los recursos que intervienen en la producción.

Se determina una fuerza laboral constante de 10 trabajadores, contrataciones y despidos eventuales entre 1 y 5 trabajadores, así como una variación de inventario en temporadas altas de demanda.

Los cálculos de cada uno de los diferentes modelos de planes de producción, en comparación con el método tradicional y con de programación lineal, permiten conocer cada una de las alternativas que la empresa puede utilizar para cumplir con determinada producción, en donde se puede comprobar la efectividad que tiene el emplear el modelo de programación lineal, el cual es una técnica sistemática e innovadora que mezcla cada una de las variables que intervienen en la producción, y que además optimiza detalle cada uno de los recursos que utiliza la empresa para elaborar un producto, para con esto reducir los costos que se tiene por cumplir con la producción.

6. CONCLUSIONES

Utilizando planeación agregada, se pudo conocer los beneficios de trabajar con técnicas científicas de optimización, que permiten predecir a detalle, la forma más adecuada con la que se debe trabajar dentro de una unidad productiva, ya que según el modelo utilizado de programación lineal desarrollado por Hansmann, F. y Hess[5], a diferencia de los otros modelos tradicionales, resultó el plan de producción más adecuado que la empresa debe utilizar para el año 2013, cuyo valor es de 218.406,21, el cual sirve para disminuir costos producción y así aumentar cada vez más su productividad, manteniendo una fuerza laboral permanente como parte de su política interna de responsabilidad empresarial, con contratación y despidos eventuales y con una variación de inventario en temporadas altas.

Finalmente, se pudo constatar a través en el caso de estudio, que el método de programación lineal, es una técnica sistemática e innovadora aplicable a curtiembres, la cual

permite combinar y minimizar al máximo, cada uno de los recursos más importantes que tiene la empresa objeto de estudio. De esta manera tomar la decisión más adecuada, en que se puede llevar a cabo la producción dentro de las empresas enfocadas a la industria curtidora de cuero en general, se recomienda que se considere el modelo aplicado en este trabajo ya que brinda una optimización de recursos sistemática superior a otros métodos de solución.

Se presenta una oportunidad de estudios posteriores sobre implementación y experimentación del modelo establecido en otras empresas del sector curtidor, con el objetivo generar mayores ventajas y ahorros económicos.

REFERENCIAS

- [1] A. Chandler, «Escala y diversificación,» *Revista de Economía Aplicada*, vol. 4, n° 12, pp. 167-170, 1996.
- [2] H. Pérez Rabionet, O. García Expósito, Y. Monteagudo y M. Caballero Lima, «Historia de la Ingeniería Industrial. Un acercamiento panorámico al tema en el mundo y en Cuba,» *Revista Estudiantil Nacional de Ingeniería y Arquitectura*, vol. 1, n° 2, p. 18, 2010.
- [3] Organización Internacional de normalización (ISO) 9001, «Requisitos para un Sistema de Gestión de la Calidad», Suiza, 2008.
- [4] C. Molina, «Plan Agregado de Producción para el mejoramiento de la productividad de la Empresa Ecuatoriana de Curtidos S.A.,» Tesis Ingeniería. Ambato, Universidad Técnica de Ambato, 2013.
- [5] F. Hanssmann y S. W. Hess, «A Linear Programming Approach to Production and Employment Scheduling,» *Management Science*, vol. 1, n° 1, pp. 46-51, 1960.
- [6] S. C. Graves, «Manufacturing Planning and Control,» *Massachusetts Institute of Technology*, pp. 9-11, November 1999.
- [7] L. Labourdette, «Más productividad, menos polución,» *Revista ABB*, vol. 2, n° 1, pp. 58-61, 2007.
- [8] M. Morris y H. Salazar, «Investigación De Operaciones Como Herramienta En Las Empresas Financieras Frente A La Complejidad,» *Revista Evaluación e Investigación*, vol. 7, n° 1, p. 71.82, 2013.
- [9] C. Guendez Fernandez, «Programación lineal e Ingeniería Industrial: una aproximación al estado del arte,» *Ingeniería Industrial, actualizada y nuevas tendencias*, vol. 2, n° 6, pp. 61-78, 2011.
- [10] M. D. Arango Serna, C. Vergara Rodríguez y H. Gaviria Montoya, «Modelización Difusa Para La Planificación Agregada De La Producción En Ambientes De Incertidumbre,» *Dyna*, vol. 77, n° 162, pp. 397-409, 2010.
- [11] R. Chase, F. R. Jacobs, N. J. Aquilano y R. T. Matus, *Administración de operaciones: producción y cadena de suministros*, México: McGraw-Hill, 2009..
- [12] LINDO Systems, Inc, *Optimization Modeling with LINGO*, Chicago, 2006.
- [13] R. del Solar, I. Chacón y M. Ponce, «Plan agregado de producción en barracas madereras,» *Maderas. Ciencia y tecnología*, vol. 10, n° 2, pp. 77-92, 2008.
- [14] A. C. A. L. Orlando Dante Boiteux, «La Planificación Agregada como Instrumento Integrador de las Áreas Funcionales de la Empresa: Estado del Arte y Perspectivas,» de *XI Congreso de Ingeniería de Organización*, Madrid, 2007.

Respuesta Transitoria de Parques Eólicos equipados con STATCOMs ante Huecos de Tensión

Ríos A.*; Guevara D.; Manzano S.

Universidad Técnica de Ambato, Facultad de Ingeniería en Sistemas, Electrónica e Industrial
Ambato, Tungurahua, Ecuador (Tel: 593-032-851894; e-mail: a.rios@uta.edu.ec)

* Investigador Prometeo

Resumen:

En este artículo se ha evaluado la respuesta transitoria y la capacidad de los parques eólicos de velocidad fija equipados con dispositivos electrónicos denominados STATCOM (Compensador Estático Síncrono) en mantener la continuidad de suministro ante huecos de tensión trifásicos. El objetivo de estos estudios es comprobar el efecto de los STATCOM en la capacidad de las turbinas y parques eólicos en cumplir los cada vez más exigentes requisitos de conexión de los operadores del sistema eléctrico.

Palabras clave: Turbinas eólicas, estabilidad transitoria, parques eólicos, integración en red, STATCOM.

Abstract: *In this paper has been evaluated the transient response and the ability of fixed wind turbines equipped with FACTS device named STATCOM (Static Synchronous Compensator) to maintain the continuity of supply against a three-phase voltage sags. The aim of these studies is to verify the effect of STATCOM in the ability of wind turbines and wind farms to fulfill the more demanding grid connection requirements of power systems operators.*

Keywords: Wind turbines, transient stability, wind parks, grid integration, STATCOM.

1. INTRODUCCIÓN

Los códigos de conexión a red de parques eólicos proponen requerimientos técnicos cada vez más exigentes en régimen permanente y transitorio. Los dispositivos electrónicos FACTS son ampliamente implementados en la integración de parques eólicos a la red eléctrica.

Diversos estudios han demostrado la capacidad de los dispositivos FACTS en mejorar la respuesta de los parques eólicos en régimen permanente y ante contingencias [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9].

La conexión del STATCOM en un parque eólico permite elaborar estrategias de generación/consumo de potencia reactiva en el punto de conexión a red y compensar pequeñas variaciones de tensión [10, 11]. En comparación con el STATCOM, la batería de condensadores presenta una respuesta muy lenta y no puede realizar un control exacto de tensión en el punto de conexión a red del parque eólico. No obstante, el coste del STATCOM es más caro que la batería de condensadores.

Asimismo, el empleo del STATCOM en los parques eólicos permite estabilizar las variaciones instantáneas de tensión ante la aparición de huecos de tensión. La rápida respuesta del STATCOM mejora la respuesta transitoria del parque eólico, evitando situaciones de colapso de tensión ante contingencias severas.

El empleo del STATCOM mejora la respuesta transitoria del parque eólico durante la perturbación más severa en un sistema eléctrico: un cortocircuito trifásico. El control de tensión se realiza inyectando potencia reactiva durante el hueco de tensión y en el momento de recuperación de la tensión, evitando la absorción de potencia reactiva del sistema eléctrico [12, 13, 14, 15, 16, 17].

En el presente artículo se evalúa la capacidad del parque eólico de velocidad fija de mantener la continuidad de suministro con ayuda de la conexión de STATCOMs y cumplir los requerimientos del código de conexión a red [18].

2. FUNDAMENTOS

2.1 Modelo dinámico del STATCOM

Un STATCOM es un dispositivo electrónico que puede generar o consumir potencia reactiva de forma controlada [19, 20, 21]. En la figura 1, se muestra el esquema simplificado de un STATCOM. El STATCOM consiste de una batería de condensadores, un convertidor electrónico, una reactancia de acoplamiento y un sistema de control asociado.

El sistema de control asociado establece las consignas de conmutación del convertidor electrónico, basado en una estrategia de modulación de ancho de pulso. El objetivo del sistema de control es mantener la tensión en el nudo al que se conecta el STATCOM, U_S , dentro del rango de funcionamiento normal, inyectando o absorbiendo corriente reactiva, I_{ST} . En este sentido, el STATCOM puede verse como una fuente controlada de tensión o de corriente.

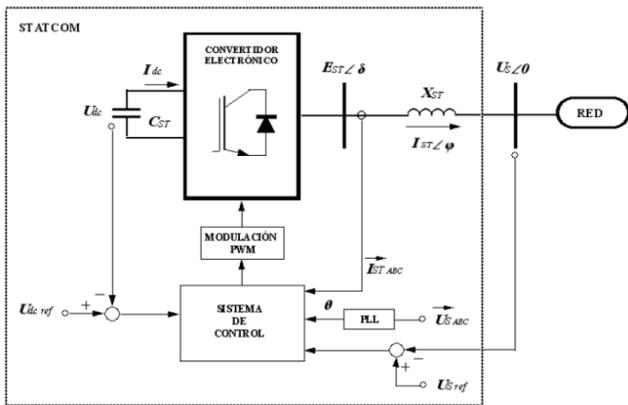


Figura 1. Esquema básico del dispositivo electrónico STATCOM

El principio de funcionamiento de un STATCOM se basa en que el inversor de tensión transforma la tensión en continua, aportada por la batería de condensadores, a un sistema trifásico de tensiones de amplitud, frecuencia y ángulo de fase controlables. Su comportamiento es análogo al de un compensador síncrono, pero sin inercia mecánica y, por tanto, con una respuesta más rápida.

La diferencia entre la tensión suministrada por el convertidor electrónico, E_{ST} , y la tensión en el nudo controlado, U_S , produce un intercambio de potencia activa y reactiva entre el STATCOM y la red eléctrica. Las siguientes expresiones que determina el intercambio de potencia activa, P_{ST} , y reactiva, Q_{ST} , entre el STATCOM y la red en un equivalente monofásico son:

$$P_{ST} = \frac{U_S \cdot E_{ST}}{X_{ST}} \sin \delta$$

$$Q_{ST} = \frac{U_S \cdot E_{ST} \cos \delta - U_S^2}{X_{ST}} \tag{1}$$

Donde X_{ST} es la reactancia de acoplamiento del STATCOM.

Si la tensión en bornes del convertidor electrónico es superior a la tensión del nudo controlado, $E_{ST} > U_S$, la corriente del STATCOM, \vec{I}_{ST} , presenta un desfase de 90° adelantada con respecto a la tensión \vec{E}_{ST} , figura 2a. En este caso, el STATCOM se comporta como un condensador y, por lo tanto, inyecta potencia reactiva al nudo controlado, $Q_{ST} > 0$.

Si por el contrario, la tensión en el punto de conexión es mayor que la tensión del convertidor electrónico, $E_{ST} < U_S$, la corriente del STATCOM, \vec{I}_{ST} , presenta un desfase de 90° retrasado con respecto a la tensión \vec{E}_{ST} , figura 2b. El STATCOM se comporta como una reactancia, que consume potencia reactiva, $Q_{ST} < 0$. Al no disponer de una fuente interna de energía, el STATCOM sólo puede intercambiar potencia reactiva.

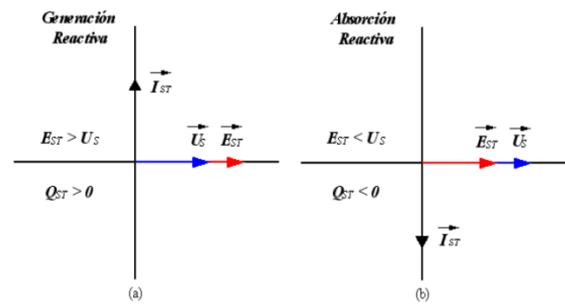


Figura 2. Diagrama vectorial del STATCOM: régimen capacitivo (a) y régimen inductivo (b).

Las pérdidas internas del STATCOM, que se producen en los semiconductores durante su funcionamiento, se compensan absorbiendo potencia desde la red eléctrica. Si se utilizará para este fin la energía almacenada en los condensadores del STATCOM, se reduciría la tensión en la etapa de continua.

Para evitar esta situación, se actúa sobre el ángulo de la tensión del convertidor electrónico, \vec{E}_{ST} , que se retrasa en un ángulo muy pequeño (del orden de $0,1^\circ$ a $0,2^\circ$) con relación a la tensión de la red, \vec{U}_S . De esta manera, el STATCOM absorbe una pequeña cantidad de potencia activa de la red para cubrir las pérdidas internas, manteniendo la tensión en la etapa de continua en el nivel de consigna. La absorción o generación de potencia activa se puede emplear para aumentar o reducir la tensión en la etapa de continua, lo que permite modificar la amplitud de la tensión de salida del convertidor electrónico, E_{ST} , y por tanto, la potencia reactiva generada o consumida por el STATCOM, Q_{ST} .

En la figura 3a, se muestra la característica de operación intensidad-tensión del STATCOM [22, 23]. Se observa que el STATCOM posee una pendiente de regulación, que oscila entre un valor máximo y un valor mínimo de la tensión, U_{Smax} y U_{Smin} . Esta pendiente determina la variación de intensidad reactiva en función de la variación de la tensión en el nudo controlado.

Además, el STATCOM es capaz de mantener la intensidad reactiva capacitiva e inductiva en su valor máximo independientemente de la tensión de la red. Asimismo, el STATCOM posee una capacidad adicional transitoria tanto en la región de funcionamiento capacitivo como inductivo. Estos dispositivos electrónicos, usualmente, poseen un tiempo transitorio de sobreintensidad muy corto, que depende de la máxima temperatura admisible por los semiconductores.

Por otro lado, en la figura 3b, se muestra la característica de operación tensión-potencia reactiva del STATCOM, se aprecia que su capacidad de absorber o generar potencia reactiva tiene una relación lineal con la tensión.

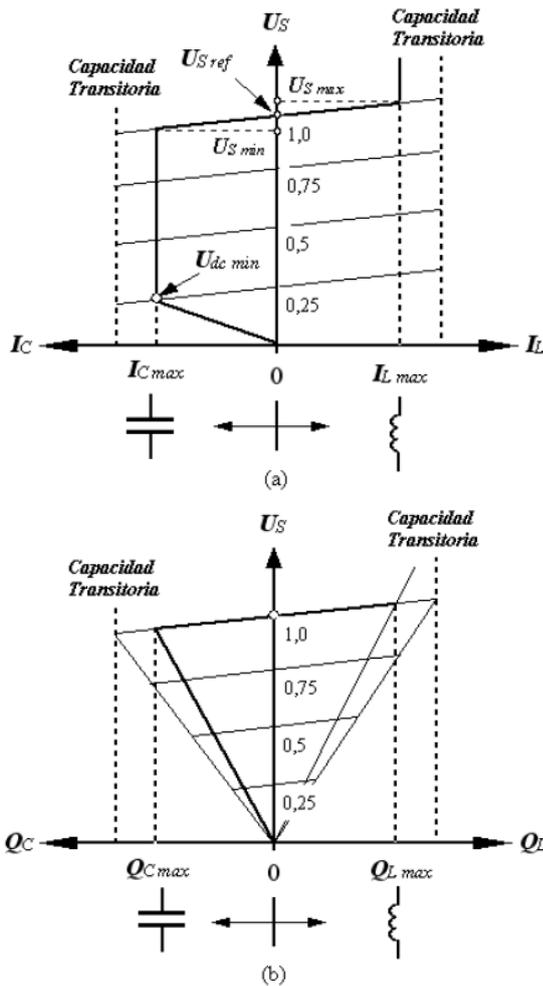


Figura 3. Curvas de operación del STATCOM: V-I tensión-intensidad (a) y Q-I potencia reactiva-intensidad (b).

Las ecuaciones diferenciales que describen el comportamiento dinámico del STATCOM en un sistema de referencia giratorio $dq0$, alineado con el vector espacial de tensión de la red, son las siguientes [19, 23]:

$$\begin{aligned} e_{STd} &= u_{sd} + R_{ST} \cdot i_{STd} + L_{STd} \frac{di_{STd}}{dt} - \omega_s \cdot L_{ST} \cdot i_{STq} \\ e_{STq} &= u_{sq} + R_{ST} \cdot i_{STq} + L_{STd} \frac{di_{STq}}{dt} - \omega_s \cdot L_{ST} \cdot i_{STd} \end{aligned} \quad (2)$$

Donde los subíndices d y q determinan la componente directa o en cuadratura de las magnitudes eléctricas de tensión e intensidad. Asimismo, $\vec{E}_{ST} = e_{STd} + je_{STq}$, es la tensión a la salida del convertidor electrónico; $\vec{U}_S = u_{sd} + ju_{sq}$ es la tensión en el nudo controlado de la red eléctrica; $\vec{I}_{ST} = i_{STd} + ji_{STq}$ es la intensidad que inyecta el STATCOM; R_{ST} y L_{ST} son la resistencia y la reactancia de acoplamiento a la red, respectivamente.

La ecuación dinámica que rige el comportamiento de la etapa de continua del STATCOM, despreciando las pérdidas en el condensador es:

$$I_{dc} = C_{ST} \frac{dU_{dc}}{dt} \quad (3)$$

Donde U_{dc} es la tensión del condensador, I_{dc} es la intensidad en el condensador y C_{ST} es la capacidad del condensador.

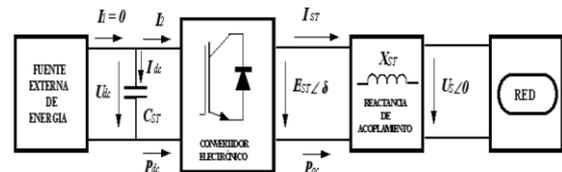


Figura 4. Diagrama de balance de potencia activa de un STATCOM.

La implementación práctica del modelo dinámico de la etapa de continua implica el cálculo de la tensión en el condensador, U_{dc} , en cualquier instante de tiempo. De la figura 4, se deduce que la intensidad que circula por el condensador es igual a:

$$I_{dc} = C_{ST} \frac{dU_{dc}}{dt} = I_1 - I_2 = -I_2 \quad (4)$$

Donde I_1 es la intensidad continua que entra a la etapa de continua, y que en el caso del STATCOM, al no disponer de fuente de energía externa, es igual a cero, $I_1 = 0$; I_2 es la intensidad que entra al convertidor electrónico. Las variaciones de la tensión del condensador se determinan en función de la energía almacenada en este elemento en forma de campo eléctrico. Si se multiplica ambos miembros de la expresión anterior por la tensión U_{dc} se obtiene:

$$C_{ST} \cdot U_{dc} \cdot \frac{dU_{dc}}{dt} = -U_{dc} \cdot I_2 \quad (5)$$

Si esta expresión se rescribe en términos de energía y de potencia se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{dW_C}{dt} = -P_{dc} \quad (6)$$

Donde $W_C = \frac{1}{2} C_{ST} \cdot U_{dc}^2$ es la energía almacenada en el condensador mientras que $P_{dc} = U_{dc} \cdot I_2$ es la potencia activa que intercambia el condensador con la red a través del convertidor electrónico. A partir de las expresiones anteriores, se calcula la tensión en la etapa de continua:

$$U_{dc} = U_{dc}(0) + \sqrt{\frac{2}{C_{ST}} \int_0^t \{-P_{dc}(t) dt\}} \quad (7)$$

Donde $U_{dc}(0)$ es la tensión inicial del condensador. El balance entre la potencia en la etapa de continua, P_{dc} , y la potencia en los terminales del convertidor electrónico, P_{ac} , se expresa con ayuda de la siguiente ecuación:

$$P_{dc} = P_{ac} = U_{dc} \cdot I_2 = \frac{3}{2} u_{sd} \cdot i_{STd} \quad (8)$$

De esta forma, se relaciona la tensión en la etapa de continua, U_{dc} , y la potencia activa instantánea intercambiada con la red eléctrica a través del convertidor electrónico, P_{ac} , expresada en un sistema de referencia giratorio dq0. Es importante indicar, que en el sistema de referencia elegido, la componente en cuadratura de la tensión, u_{sq} , tiene un valor nulo. Por tanto, existe una relación directa entre las componentes directas y en cuadratura de la corriente del STATCOM, i_{STd} y i_{STq} , y la potencia activa, P_{ST} , y la potencia reactiva, Q_{ST} , respectivamente, a transferir:

$$P_{ST} = \frac{3}{2} u_{sd} \cdot i_{STd} \tag{9}$$

$$Q_{ST} = \frac{-3}{2} u_{sd} \cdot i_{STq}$$

El sistema de control del STATCOM es el encargado de generar el sistema trifásico deseado a la salida del convertidor, \vec{E}_{STABC} , que determina la inyección o absorción de potencia reactiva necesaria para mantener la tensión en el nudo controlado, U_S , dentro sus valores de funcionamiento normal. En la figura 5 se muestra el diagrama de bloques del control del STATCOM. En esta figura, \vec{E}_{STABC} es el sistema de tensiones trifásicas a la salida del convertidor electrónico, \vec{I}_{STABC} es el sistema trifásico de intensidades que inyecta el STATCOM a la red eléctrica, U_S es la tensión en el nudo controlado y U_{dc} es la tensión de la etapa de continua en el condensador.

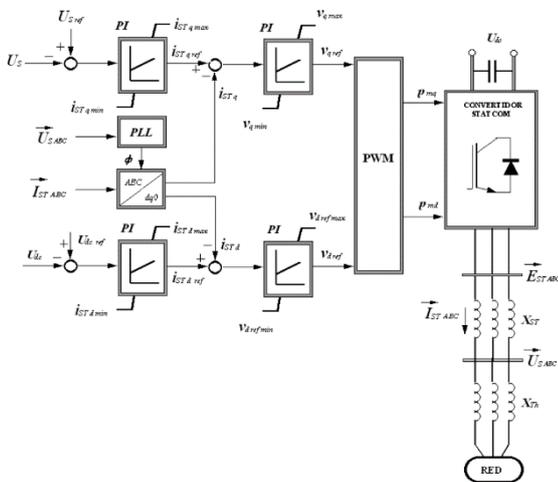


Figura 5. Diagrama de bloques de control del STATCOM implementado.

El sistema de control se implementa en un sistema de referencia síncrono dq0. Para la transformación del sistema de referencia abc al sistema de referencia síncrono dq0, se emplea un PLL (Phase Locked Loop) que proporciona el ángulo de giro φ .

El sistema de control actúa de la siguiente manera: la tensión en el nudo controlado, U_S , es continuamente comparada con la tensión de referencia, U_{Sref} , ante cualquier variación de la tensión controlada se enviará una señal de error al regulador PI de tensión alterna. Este regulador procesa la señal de error

y determina el valor de referencia de la componente en cuadratura de la intensidad, i_{STqref} , necesario para llevar el error de tensión a un valor igual a cero, es decir, provocar un intercambio de potencia reactiva entre el convertidor y la red.

Es importante indicar que este regulador limita los valores de la intensidad i_{STqref} en función de la temperatura admisible de los semiconductores. En la actualidad, algunos fabricantes diseñan dispositivos STATCOM con una capacidad de sobrecarga que puede oscilar entre -3 p.u. capacitiva y $+3$ p.u. inductiva durante 2 o 3 segundos [24].

Un segundo regulador PI de tensión es responsable de mantener constante la tensión en la etapa de continua del STATCOM. Ante cualquier variación de la tensión en el condensador, U_{dc} , se genera un error, que es procesado por el regulador, para proporcionar la señal de referencia de la componente directa de la intensidad, i_{STdref} .

Los valores de referencia obtenidos de la componente directa y en cuadratura de la intensidad, i_{STdref} e i_{STqref} , se comparan con las correspondientes componentes dq de la intensidad medida a la salida del convertidor electrónico, previamente transformados a un sistema de referencia síncrono dq0, i_{STd} e i_{STq} . El error resultante entre estas magnitudes genera una señal que es enviada a los reguladores de intensidad.

Finalmente, estos reguladores determinan las tensiones de referencia v_{dref} y v_{qref} , que son enviadas al generador de señales de modulación de ancho de pulso, PWM. Puesto que el índice de modulación de ancho de pulso es la variable de control del inversor de tensión, la salida del generador de señales son las componentes del índice de modulación, p_{md} y p_{mq} . Para realizar la modulación de tensión en el inversor, es necesario transformar los valores de referencia dq0 a un sistema de referencia abc, deshaciendo la transformada de Park. Realizada esta transformación, se determina los valores del sistema trifásico de tensiones deseado a la salida del convertidor electrónico, \vec{E}_{STABC} .

2. METODOLOGÍA

El estudio del impacto del STATCOM en la respuesta transitoria de un parque eólico equipado con turbinas eólicas de velocidad fija consiste en realizar los siguientes estudios:

- Analizar la influencia del STATCOM en la respuesta transitoria y en la continuidad de suministro del parque eólico tipo cuando se conecta un STATCOM de 2 MVA con capacidad de sobrecarga hasta tres veces su potencia nominal a cada turbina eólica del parque eólico. Este tipo de conexión se conoce como solución máquina, puesto que cada turbina eólica cuenta con un dispositivo de compensación de potencia reactiva.

En la figura 6 se muestra, de forma esquemática, la solución máquina para analizar la influencia del STATCOM en la respuesta transitoria del parque eólico.

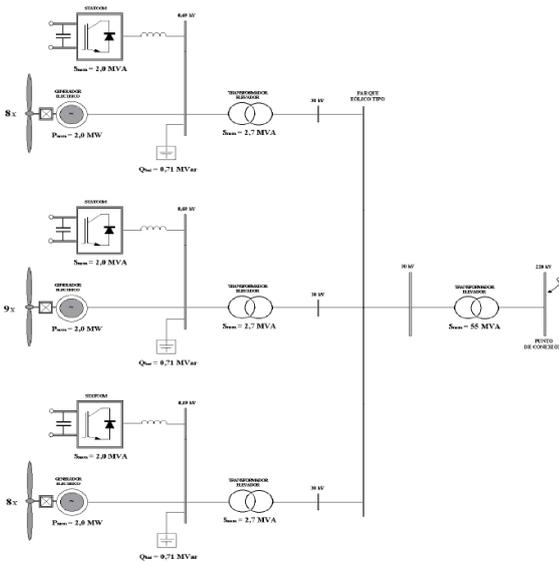


Figura 6. Conexión de un STATCOM a cada turbina de 2 MW de un parque eólico de 50 MW.

- Analizar la influencia del STATCOM en la respuesta transitoria y en la continuidad de suministro de un parque eólico tipo equipado con turbinas eólicas de velocidad fija cuando un STATCOM se conecta en el lado de media tensión de la subestación transformadora. Este tipo de conexión se denomina solución parque.

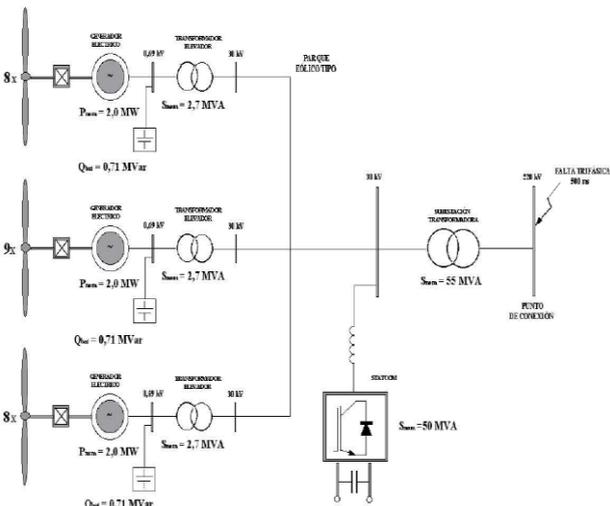


Figura 7. Conexión de un STATCOM en la subestación transformadora de un parque eólico de 50 MW.

El estudio propone comparar la influencia de un STATCOM de 100 MVA sin capacidad de sobrecarga y un STATCOM de 50 MVA con capacidad de sobrecarga de hasta tres veces su potencia nominal en la respuesta transitoria del parque eólico.

En la figura 7 se muestra, de forma esquemática, la solución a nivel parque propuesta para analizar la influencia del STATCOM.

El modelo dinámico del STATCOM y del parque eólico equipado con turbinas eólicas de velocidad fija se ha implementado en la plataforma informática DlgSILENT Power Factory. Todas las simulaciones del estudio se han realizado con la ayuda del software específico antes mencionado. El parque eólico de velocidad fija se compone de 25 turbinas eólicas de velocidad fija de 2 MW.

Para determinar si la turbina eólica o el parque eólico se mantienen conectados después de un cortocircuito, se utilizarán los siguientes criterios:

- Los sistemas de protección de la turbina no actúan durante el período de simulación y, por tanto, no desconectan la turbina eólica. Sin embargo, se verifica si los parámetros evaluados de la turbina, superan los valores umbrales de los diferentes sistemas de protección. En la tabla 1, se muestran los valores característicos de los sistemas de protección de las turbinas eólicas.
- Los intercambios de potencia activa y reactiva, tanto durante el período de duración del hueco de tensión como en el periodo de recuperación posterior al despeje de una falta trifásica o bifásica, se deberán encontrar dentro de unos límites predeterminados.

Tabla 1. Umbrales típicos de disparo de los sistemas de protección.

Sistema de Protección	Umbral, p.u.	Tiempo de retardo, s
Huecos de Tensión	<0,85 <0,2	1 Instantáneo
Sobrecorriente	>1,3 >3,0	0,5 0,05
Sobrevelocidad	>1,1	Instantáneo
Sobretensión	>1,1 >1,25 >1,4	5,0 1,0 Instantáneo

En relación a los consumos puntuales de energía y potencia (activa y reactiva) durante el hueco de tensión y el período inmediatamente posterior al despeje de la falta, se definen tres zonas claramente diferenciadas.

La zona A correspondería a los primeros 150 ms después del inicio del hueco de tensión, la zona B se define como el periodo desde los 150 ms hasta los 500 ms de duración del hueco mientras que la zona C corresponde a los 150 ms inmediatamente posteriores al despeje de la falta.

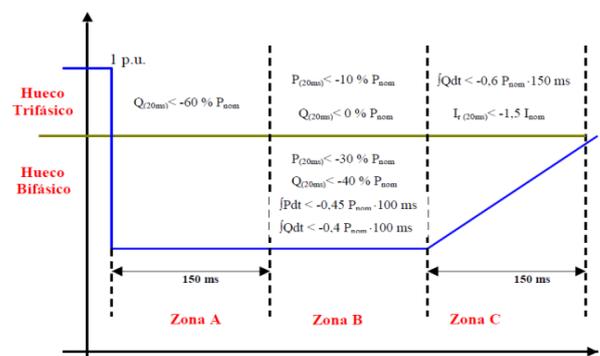


Figura 8: Zonas diferenciadas del hueco de tensión y límites de consumo de energía y potencia.

En la figura 8, se muestra de forma esquemática las zonas, diferenciadas de un hueco de tensión y los límites establecidos de consumos de energía y potencia (activa y reactiva) e intensidad reactiva de una instalación eólica ante un hueco bifásico y trifásico.

4. RESULTADOS

4.1 Solución Máquina

En las figuras 9 a 12 se presentan los resultados obtenidos para un parque eólico al aplicarse la solución máquina ante una falta trifásica de 500 ms y una tensión residual del 20% en el punto de conexión.

Se comparan la respuesta transitoria del parque para los siguientes casos: en un primer caso, las turbinas eólicas del parque eólico no disponen de STATCOM y en un segundo caso, a cada turbina eólica del parque eólico se conecta un STATCOM de 2 MVA con una capacidad de sobrecarga hasta tres veces su potencia nominal.

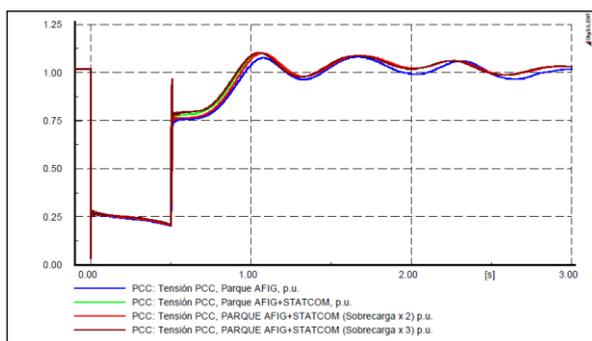


Figura 9: Impacto del STATCOM en la recuperación de tensión para un parque eólico con solución turbina.

En la figura 9 se muestra la influencia del STATCOM sobre la tensión en el punto de conexión. A medida que se incrementa la capacidad de sobrecarga del STATCOM, mejora significativamente la respuesta de tensión inmediatamente después del despeje de la falta, debido a la inyección de potencia reactiva en el momento de magnetización de los generadores asíncronos, reduciendo el consumo total de potencia reactiva del parque en ese instante.

Se observa de las figuras 9 y 10, que la tensión y potencia reactiva en el punto de conexión, en el caso de que las turbinas eólicas no dispongan de STATCOM y de conectar un STATCOM sin capacidad de sobrecarga, no recuperan sus valores anteriores a la falta mientras que en el caso de un STATCOM con capacidad de sobrecarga, si se recuperan.

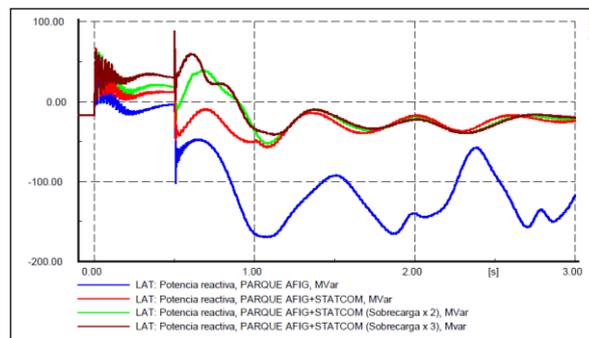


Figura 10: Influencia del STATCOM en un parque eólico con solución turbina sobre la potencia reactiva.

En la figura 11 se muestra la influencia del STATCOM sobre la respuesta transitoria de la velocidad de una turbina eólica del parque. Se observa que en el caso de no disponer de un STATCOM, la velocidad de giro presenta una respuesta inestable acompañada de grandes oscilaciones. Si a la turbina eólica se le conecta un STATCOM sin capacidad de sobrecarga, las oscilaciones de potencia se amortiguan lentamente. Finalmente, en el caso de conectar un STATCOM con capacidad de sobrecarga las oscilaciones de la velocidad de giro son rápidamente amortiguadas y alcanzan sus valores anteriores a la falta.

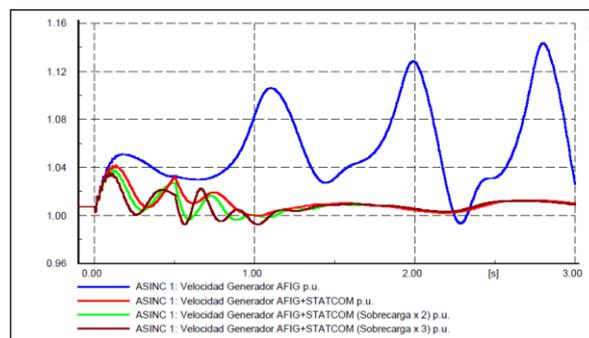


Figura 11: Influencia del STATCOM en un parque eólico con solución turbina sobre la velocidad de giro.

En la figura 12, se muestra la respuesta de la potencia activa del parque eólico. Al igual que en las figuras anteriormente analizadas, sólo cuando se conecta un STATCOM con capacidad de sobrecarga, la potencia activa recupera su valor anterior a la falta una vez despejada la misma. Asimismo, cuando las turbinas eólicas no se conectan en paralelo a un STATCOM o si el STATCOM no tiene capacidad de sobrecarga, la potencia activa del parque sufre grandes oscilaciones y no recupera su valor anterior a la falta.

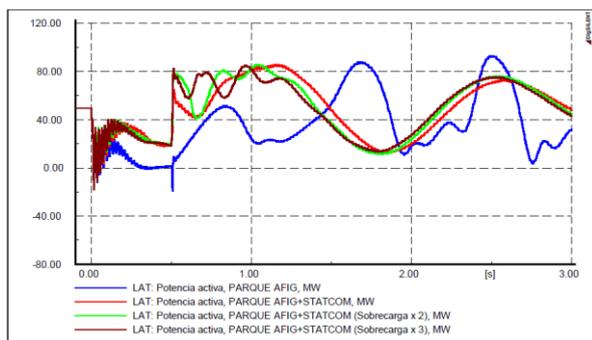


Figura 12: Influencia del STATCOM en un parque eólico con solución turbina sobre la potencia activa.

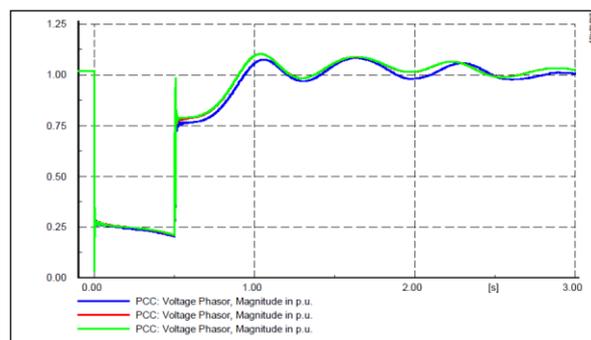


Figura 13: Influencia del STATCOM con solución parque eólico sobre la tensión en el punto de conexión.

Tabla 2: Consumo de energía y potencia (activa y reactiva) en el estudio con solución máquina.

Límites de consumo establecidos en el P.O. 12.3	Consumos de activa y reactiva		
	Falta trifásica		
	Zona A	Zona B	Zona C
	0,15s	0,328s	0,152s
Consumo neto de potencia activa, P_a	No limitado	<10% Pnom(20ms) 0,0/0,0/0,0/0,0%	No limitado
Consumo neto de potencia reactiva, Q_r	<60% Pnom (20ms) -10,1/0,0/0,0/0,0%	<0% Pnom (20ms) -28,4/0,0/0,0/0,0%	No limitado
Consumo neto energía activa, E_a	No limitado	No limitado	No limitado
Consumo neto energía reactiva, E_r	No limitado	No limitado	<60% Pnom(150ms) 6 <90ms p.u. 14,6/-74,0/0,0/0,0ms p.u.
Consumo neto intensidad reactiva, I_r	No limitado	No limitado	<150% Inom(20ms) 174,3/-106,5/-23,5/0,0%

De la tabla 2, se observa que un parque eólico de velocidad fija sin ningún dispositivo de compensación de potencia reactiva, no cumple los requisitos por consumo de potencia reactiva en la zona B y por consumo de energía reactiva e intensidad reactiva en la zona C. En el caso de conectar un STATCOM de 2 MVA en paralelo a cada turbina eólica, el parque cumple los requisitos por consumo de potencia reactiva en la zona B y por consumo de energía reactiva e intensidad reactiva en la zona C, valores en negrita de la tabla 2. Los resultados mostrados en la tabla 2 permiten deducir que a medida que se eleva la capacidad de sobrecarga del STATCOM, se reduce el consumo de energía e intensidad reactiva en la zona C.

4.2 Solución Parque

Un segundo estudio propone analizar la influencia sobre la respuesta transitoria del parque eólico cuando se aplica una solución parque. Se compara la influencia sobre un parque eólico con un STATCOM de 100 MVA sin capacidad de sobrecarga y de un STATCOM de 50 MVA con capacidad de sobrecarga de hasta 3 veces su potencia nominal. En la figura 13, se muestra la influencia del STATCOM en la tensión en el punto de conexión, se observa que el STATCOM de 50 MVA con capacidad de sobrecarga produce una mejora más significativa que el STATCOM de 100 MVA sin capacidad de sobrecarga. Además, se observa que sin dispositivos de compensación reactiva el parque eólico se desconectará al superar los valores máximos admisibles.

En la figura 14, se muestra la respuesta de la potencia reactiva del parque eólico. La inyección de potencia reactiva del STATCOM sin y con capacidad de sobrecarga, reduce el consumo de potencia reactiva y hace estable el funcionamiento del parque eólico, puesto que la potencia reactiva alcanza su valor anterior a la falta, una vez despejado el hueco de tensión.

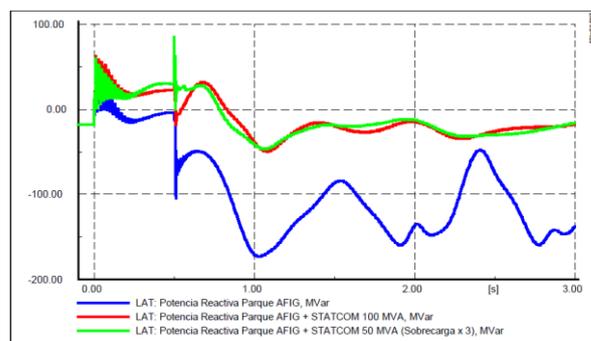


Figura 14: Influencia del STATCOM con solución parque en la potencia reactiva del parque eólico.

En la figura 15, se observa que la conexión de un STATCOM en el lado de media tensión de la subestación transformadora reduce las oscilaciones de la velocidad de giro y muestra una respuesta claramente amortiguada, alcanzando la velocidad de giro en algunos segundos el valor anterior a la falta.

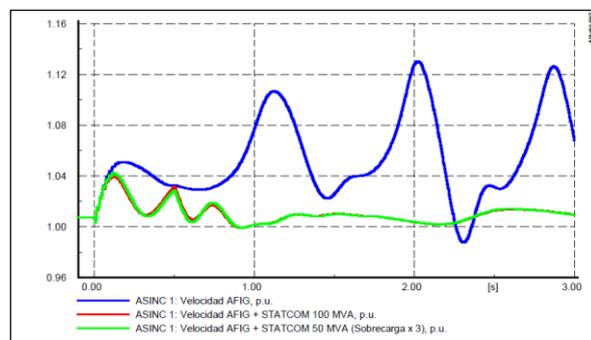


Figura 15: Influencia del STATCOM con solución parque en la velocidad de giro de la turbina eólica.

En la figura 16, se muestra la respuesta de la potencia activa del parque eólico. Sólo en el caso de la conexión de un

STATCOM, la respuesta de la potencia activa ante un hueco de tensión presenta una evolución claramente amortiguada.

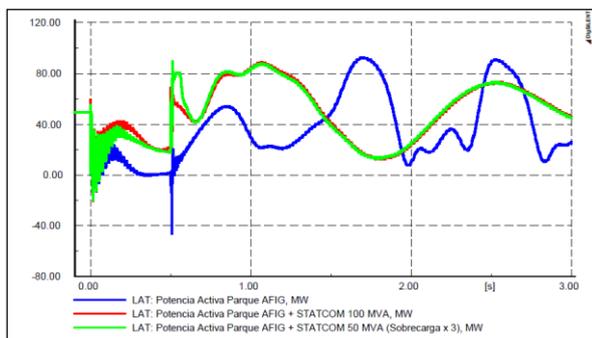


Figura 16: Influencia del STATCOM con solución parque en la potencia activa del parque eólico.

Finalmente, en la tabla 3 se comprueba si el parque eólico cumple las exigencias de consumo de potencia activa y reactiva, energía activa y reactiva e intensidad reactiva en las diferentes zonas de caracterización del hueco de tensión.

Tabla 3: Consumo de energía y potencia (activa y reactiva) de un parque eólico + STATCOM sobredimensionado ante un hueco de tensión trifásico.

Límites de consumo establecidos en el P.O. 12.3	Consumos de activa y reactiva		
	Falta trifásica		
	Zona A	Zona B	Zona C
	0,15s	0,328s	0,152s
Consumo neto de potencia activa, P_a	No limitado	<-10%Pnom(20ms) 0,0/0,0/0,0/0,0%	No limitado
Consumo neto de potencia reactiva, Q_r	<-60%Pnom(20ms) -10,1/0,0/0,0/0,0%	<0% Pnom (20ms) -28,4/0,0/0,0/0,0%	No limitado
Consumo neto energía activa, E_a	No limitado	No limitado	No limitado
Consumo neto energía reactiva, E_r	No limitado	No limitado	<60%Pnom(150ms) 0 <-90ms p.u. 14,6/-74,0/0,0/0,0ms p.u.
Consumo neto intensidad reactiva, I_r	No limitado	No limitado	<-150%Inom(20ms) 174,3/-106,5/-23,5/0,0%

De la tabla 3, se observa que un parque eólico de velocidad fija sin ningún dispositivo de compensación de potencia reactiva, no cumple los requisitos por consumo de potencia reactiva en la zona B y por consumo de energía reactiva e intensidad reactiva en la zona C.

Por otro lado, en el caso de conectar en el lado de media tensión de la subestación transformadora, un STATCOM de 100 MVA sin capacidad de sobrecarga o un STATCOM de 50 MVA con capacidad de sobrecarga de hasta tres veces su potencia nominal, el parque cumple los requisitos por consumo de potencia reactiva en la zona B y por consumo de energía reactiva e intensidad reactiva en la zona C, valores en negrita de la tabla 3.

5. CONCLUSIONES

En este artículo se ha demostrado que la conexión de STATCOMs mejora considerablemente la respuesta transitoria de los parques eólicos de velocidad fija así como su capacidad de mantener la continuidad de suministro ante huecos de tensión trifásicos.

Asimismo, se observa de los resultados obtenidos que la conexión de STATCOMs en el parque eólico, tanto en la solución máquina y como en la solución parque son técnicamente equivalentes, es decir, en ambos casos, se consigue que el parque eólico cumpla los criterios técnicos referentes a la capacidad de mantener la continuidad de suministro.

La elección de una u otra solución dependerá del coste económico que implica determinada solución técnica.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer a la Secretaria de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación, SENESCYT, por su especial apoyo en el desarrollo de la presente propuesta, gracias a la financiación del proyecto PROMETEO: “Estudio de viabilidad técnica y económica de la integración de energías renovables en la provincia de Tungurahua”.

REFERENCIAS

- [1] N. Dizdarevic, M. Majstrovic and G. Andersson, “Reactive Power Compensation of Wind Energy Conversion System by Using Unified Power Flow Controller”, International Journal of Energy Technology and Policy, 2005, Vol. 3 , No. 3.
- [2] B. Ronner, P. Maibach and T. Thurnherr, “Operational Experiences of STATCOMs for Wind Parks”, IET Renewable Power Generation, 2008.
- [3] S. Chaudhary, R. Teodorescu and P. Rodriguez, “Wind Farm Grid Integration using VSC based HVDC Transmission - an Overview”, IEEE Energy 2030 Atlanta, USA, 2008.
- [4] L. Qi, J. Langston and M. Steurer, “Applying a STATCOM for Stability Improvement to an existing Wind Farm with Fixed-Speed Induction Generators”, Power and Energy Society General Meeting Conversion and Delivery of Electrical Energy in the 21st Century, 2008.
- [5] A. Sode-Yome and N. Mithulananthan, “Comparison of Shunt Capacitor, SVC and STATCOM in Static Voltage Stability Margin Enhancement”, International Journal of Electrical Engineering Education, UMIST, 2004.
- [6] M. Aten, J. Martinez, and P. J. Cartwright, “Fault Recovery of a Wind Farm with Fixed Speed Induction Generators using a STATCOM,” Wind Engineering, Vol. 29, No. 4, PP. 365–375, 2005.
- [7] B.T. Ramakrishnarao, B. Eswararao, L. Narendra, K. Pravalika, “A Statcom-Control Scheme for Power Quality Improvement of Grid Connected Wind Energy System”, International Journal of Engineering Science and Innovative Technology (IJESIT) Volume 2, Issue 3, May 2013.
- [8] A. Ríos Villacorta, S. Arnaltes Gómez, J.L. Rodríguez Amenedo, “Improving Voltage Stability in a Wind Farm using SVC”, EWEC, London, United Kingdom. 22-25 November, 2004.
- [9] A. Ríos Villacorta, “Influence of the DVR in the Transient Response of Wind Park against Voltage Sags”, Revista I+i: Investigación Aplicada e Innovación. Revista de Investigación e Innovación Tecnológica de TECSUP, Vol. 7 N°1, 2013.
- [10] F. Díaz González, M. Martínez-Rojas, A. Sumper, O. Gomis-Bellmunt, L. Trilla, “Strategies for Reactive Power Control in Wind Farms with STATCOM”, EPE Wind Energy Chapter Symposium 2010, Stafford 2010.
- [11] R. Grunbaum, “Voltage Source Converters for Maintaining of Power Quality and Stability in Power Distribution”, European Conference on Power Electronics and Applications, 2005.
- [12] G. Elsady, Y. A. Mobarak, and A. R. Youssef, “STATCOM for Improved Dynamic Performance of Wind Farms in Power Grid”, Proceedings of the 14th International Middle East Power Systems Conference (MEPCON’10), Cairo University, Egypt, December 19-21, 2010.

- [13] M. S. El-Moursi, A.M. and Sharaf, "Novel STATCOM Controllers for Voltage Stabilization of Wind Energy Scheme", *International Journal of Global Energy Issues*, Vol. 26, 2006.
- [14] H. Gaztañaga, I. Etxeberria-Otadui, D. Ocasu and S. Bacha, "Real-Time Analysis of the Transient Response Improvement of Fixed-Speed Wind Farms by Using a Reduced-Scale STATCOM Prototype". *IEEE Transactions on Power Systems*, Vol. 22, No. 2, May 2007.
- [15] C. Han, A. Q. Huang, M. Baran, S. Bhattacharya, and W. Litzemberger, "STATCOM Impact Study on the Integration of a Large Wind Farm into a Weak Loop Power System," *IEEE Trans. Energy Conv.*, vol. 23, no. 1, pp. 226–232, Mar. 2008.
- [16] W. Jie, S. Wei, Y. Bing-Chao, "Improvement of Low Voltage Ride through Capability of Wind Farm using STATCOM. *Power System Protection and Control*. 2011.
- [17] C. Appala Narayana, D.V.N. Ananth, K.D. Syam Prasad, CH. Saibabu, S. Sai Kiran, T. Papi Naidu, "Application of STATCOM for Transient Stability Improvement and Performance Enhancement for a Wind Turbine Based Induction Generator", *International Journal of Soft Computing and Engineering IJSCE*, Vol. 2, Issue 6, January 2013.
- [18] Red Eléctrica de España, REE, Procedimiento Operativo 12.3: "Requisitos de Respuesta frente a Huecos de Tensión de las Instalaciones de Producción de Régimen Especial", Madrid, Octubre 2006.
- [19] C. A. Cañizares, "STATCOM Modelling for Voltage and Angle Stability Studies", *Electrical Power & Energy Systems* 25, 2003.
- [20] R. J. Davalos and J. M. Ramírez, "Características Funcionales del STATCOM", Segundo Congreso Bienal, Comité Nacional CIGRÉ, México, 13-15 Junio, 2001.
- [21] E. M. Adzic, S. U. Grabic and V.A. Katic, "Analysis and Control Design of STATCOM in Distribution Network Voltage Control Mode", Sixth International Symposium Nikola Tesla, October 18- 20, Belgrade, 2006.
- [22] CIGRÉ Working Group 14.19, "Static Synchronous Compensator (STATCOM)", Technical Report, CIGRÉ 1999.
- [23] R. Mohan Mathur and R. K. Varma, "Thyristor-Based FACTS Controllers for Electrical Transmission System", Springer, Berlin, 2006.
- [24] N. Reddy, "D-VAR and Super VAR Technology Presentation", Network Solutions of American Superconductor, STEP Group Meeting, San Diego, California, March 2004.

Cuasi-implicación estadística y determinación automática de clases de equivalencia en imágenes de resonancia magnética de cerebro

Pazmiño R.*; Pérez M. G. **; Andaluz V. H.**

*Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Riobamba, Ecuador
e-mail: rpazmino@epoch.edu.ec

** Universidad Técnica de Ambato, Ambato, Ecuador
e-mail: maria.espanya@gmail.com; victor_hugo0301@hotmail.com

Resumen: La técnica de cuasi-implicación estadística es muy útil para determinar relaciones de causa y efecto (con un número pequeño de excepciones). La aplicación del análisis jerárquico de similitudes, busca constituir particiones cada vez más finas, en el conjunto de variables, construidas de forma ascendente en árbol, mediante un criterio de similitud entre las mismas. Su objetivo es descubrir y estructurar en forma de reglas, un conjunto de datos a partir de la modelización estadística de la cuasi-implicación. En este trabajo se presenta una aplicación de esta técnica para encontrar grupos de equivalencia existente entre un conjunto completo de imágenes (groundTruth) de resonancia magnética de cerebro (T1-weighted). Los experimentos se han realizado con la serie de lonchas sin cráneo, segmentadas y binarizadas previamente. Los resultados muestran una robusta clasificación de las mismas agrupándolas según un mismo índice de implicación entre dos lonchas en forma cuasi-bicondicional. En cada grupo de similitud el método permite seleccionar a uno de los cortes como representante del grupo generando una lista de patrones los cuales resumen las características encontradas próximas al patrón. Para representar el grado de equivalencia se ha utilizado una probabilidad.

Palabras clave: Cuasi-implicación Estadística, Análisis Estadístico Implicativo, Equivalencia de Imágenes, Resonancia magnética del Cerebro, representación de imágenes.

Abstract: The quasi-implication statistical technique is very useful for determining cause and effect (with a few exceptions). The application of hierarchical analysis of similarities, seeks to build increasingly fine partitions in the set of variables, built from the bottom up in the tree, using a criterion of similarity between them. Their purpose is to discover and structure, in the form of rules, a set of data from statistical modeling of quasi-implication. An application of this technique is presented in this work to find groups of equivalence between a full set of Brain MRI (T1-weighted) images (ground Truth). Experiments have been performed with a number of slices without skull previously segmented and binarized. The results show a robust classification of the same grouping them with the same rate of engagement between two quasi-biconditional shaped slices. This method allows in each similarity group select one of the images as a representative of the group, generating a list of standards which outline features proximal to the pattern. To represent the degree of equivalence a probability has been used.

1. INTRODUCCIÓN

En didáctica de la matemática, el método de análisis estadístico implicativo (ASI) se desarrolla en correspondencia con los problemas encontrados y las cuestiones planteadas. Su objetivo principal contempla la estructuración de datos, interrelacionando sujetos y variables, la extracción de reglas inductivas entre las variables y, a partir de la contingencia de estas reglas, la explicación y en consecuencia una determinada previsión en distintos ámbitos: psicología, sociología, biología, etc. Es por ello que se crearon los conceptos de intensidad de implicación, cohesión de clases, implicación-inclusión, significación de niveles jerárquicos, contribución de variables suplementarias, etc. De la misma forma, al tratamiento de variables binarias (por ejemplo, descriptores, imágenes binarias), se añaden progresivamente los de variables modales, frecuencia les y,

recientemente, de variables-intervalo y variables difusas P. Orús et al. [1].

El propósito de este trabajo es determinar grupos de equivalencia (similitud) entre imágenes de lonchas de un *gold estándar* de resonancia magnética de Cerebro (T1-weighted), mediante el uso de los índices de implicación y el concepto de reducción basado en la cohesión propuestos por R. Gras y R. Couturier et al.[2], mediante la herramienta CHIC [2]. Además permitirá determinar si se puede aplicar el índice de implicación en la solución de problemas de clasificación y la similitud respecto a las características representadas mediante patrón de clase de un conjunto grande de datos generados por imágenes binarias de resonancia magnética de cerebro. En este estudio en particular se analiza los diferentes modos de representación para las distintas formas que tienen los cortes de las imágenes del cerebro. Más concretamente, el objetivo de este estudio es explorar y comparar la técnica en el contexto de las imágenes respecto a aplicaciones de otros campos como la didáctica matemática (DM).

La clasificación jerárquica, construida a partir del índice de similitud entre atributos o variables de Lerman (1981) [3], muestra relaciones simétricas (de proximidad o distancia) entre dichas variables o entre sujetos que las verifican; mientras que la clasificación implicativa, se basa en un índice estadístico que expresa la noción de cuasi-implicación entre variables del trabajo propuesto por Lerman et al., (1981) [4] y que mide esa intensidad de implicación, plasmándolo en un grafo implicativo (disimétrico), imagen de la relación de preorden parcial que se establece entre las variables o sujetos.

En didáctica es muy utilizado para estudiar e interpretar en términos de tipología y de proximidad o lejanía decreciente de los núcleos de variables, constituidos significativamente a ciertos niveles del árbol, oponiéndose a otros núcleos en esos niveles.

Generalmente los diferentes desarrollos se centran en la propuesta de un índice de implicación parcial para datos binarios Lerman et al. (2004) [5], Lallich et al. (2005) [6]. Además, esta noción se ha pretendido extenderla a la agrupación de una serie de lonchas de imágenes binarias de resonancia magnética de cerebro T1-weighted (morfológica o estructural) mediante la extracción y la representación según un grafo de reglas o según una jerarquía de meta-reglas; estructuras que apuntan a la significación de un todo no reducible a la suma de sus partes. Asimismo, el concepto de índice de implicación tradicional se ha extendido en esta investigación a similitud de dichas lonchas.

En la mayoría de trabajos propuestos en la literatura se utiliza el método de reducción R. Couturier et al. [2], mediante la herramienta CHIC [2] para disminuir el número de variables, pero en éste trabajo se ha hecho una adaptación para agrupar imágenes binarias y determinar un patrón.

En algunos trabajos, tal como el propuesto por L. Zamora et al. [7] muestra las posibles relaciones de similitud, implicación y cohesión entre el rendimiento académico de estudiantes provenientes de cursos preuniversitarios para ingresar a las carreras de Matemática y Ciencia de la Computación y su rendimiento en las asignaturas de matemáticas y de programación que reciben en el primer año de dichas carreras.

En los trabajos existentes en la literatura no se utilizan imágenes como variables por lo que su adecuación es uno de los aportes de éste trabajo.

2. ANÁLISIS IMPLICATIVO Y CUASI-IMPLICATIVO

2.1 Revisión de la literatura

El análisis estadístico implicativo (ASI) es un método de análisis no simétrico que permite la extracción y la estructuración del conocimiento en forma de normas y reglas generalizadas a partir de un conjunto de datos que interrelaciona una población de sujetos (u objetos) con un conjunto de variables. Su origen es la modelización

estadística de la *cuasi-implicación*: cuando la variable o la conjunción de variables "A" es observada en la población, entonces generalmente la variable "B" también es observada. Dichas variables pueden ser de distintos tipos: binario, modal, numérico, intervalo, difuso, etc.

A diferencia de los métodos de análisis simétricos basados, por ejemplo, en una distancia o en una correlación Lerman et al., (1981) [4], los conjuntos de reglas obtenidas pueden conducir a hipótesis de causalidad. Estos conjuntos se estructuran según diferentes características comunes complementarias (grafo implicativo, jerarquía orientada). La determinación cuantitativa de los sujetos o descriptores responsables de estas estructuras se determina por su contribución o su tipicidad. Para visualizar e interpretar los resultados, se suele utilizar la herramienta informática estadística Clasificación Jerárquica, Implicativa y Cohesiva (CHIC, en inglés *Classification Hiérarchique Implicative et Cohésive*), adaptada por (R. Gras, 1992) [8] a partir de los índices de proximidad o distancia Lerman (1981) [9]. CHIC v3.7, es una herramienta usada en muchos campos de la ciencia, actualmente es desarrollada por (Couturier et al., 2005[10], y Couturier et al., 2006 [2]) quienes la actualizan según vayan surgiendo nuevas necesidades tanto de conceptos como de algoritmos. A través de los gráficos (diagramas de árbol) que proporciona este programa se pueden obtener clases de equivalencia entre las variables que se tratan. Esta partición (representada gráficamente) del conjunto de los datos, permite obtener conclusiones acerca de la población tratada, tanto si se desea a nivel de clasificación por similitud o por la jerarquía según el grado de implicación entre dichas clases. Asimismo, el grafo implicativo que se obtiene, permite visualizar las relaciones de "cuasi-implicación" o implicación estadística que existe entre las variables (los criterios) según los sujetos que los cumplan y/o entre los sujetos o los objetos a partir de los criterios que los definen. Así en el libro de P. Orús et al. (2009)[1], R. Gras et al., (2007) [11], y R. Gras et al., (2009) [12], se refleja claramente el objetivo común de difundir el ASI a un mayor número de investigadores y potenciales usuarios en diversos ámbitos, tanto nacional como internacionalmente.

Por otro lado, el concepto de cuasi-implicación, eje central del ASI, relaja al de implicación, de modo que se trata de una regla que admite contraejemplos: "cuando un individuo presenta el rasgo A, entonces, generalmente, también presenta el rasgo B". La fuerza de la cuasi-implicación se mide al comparar el número de contraejemplos presentes, con los que aparecerían bajo una ausencia de relación estadística. Esta filosofía conduce a varias modelizaciones posibles, entre las que se puede describir una: si de n individuos muestreados, el rasgo A se presenta en n_a de ellos, y el rasgo B en n_b de ellos, entonces se podría asumir que: (1) la observación de un individuo que presenta el rasgo A ocurre con probabilidad n_a/n , y con independencia entre individuos, (2) la observación de un individuo que *no presenta* el rasgo B ocurre con probabilidad $(n-n_b)/n$, y con independencia entre individuos, y (3) la ausencia de relación estadística entre A y B conlleva a que la observación de un individuo

contraejemplo de $a \Rightarrow b$ (es decir que presenta el rasgo A y no presenta el rasgo B) ocurre con probabilidad $n_a(n-n_b)/n^2$ [13]. Así pues, el número aleatorio de contraejemplos a la regla $a \Rightarrow b$, que podemos denotar por N_{ab} , al muestrear n individuos bajo independencia, sigue el modelo binomial de parámetros n y $n_a(n-n_b)/n^2$. [13]

Por la importancia del tema, este campo se ha ido desarrollando durante los últimos 30 años, con contribuciones teóricas que han ampliado el ámbito de aplicación desde las variables binarias (de presencia/ausencia), como las tratadas en este trabajo, a variables de todo tipo (nominal, ordinal, escala, incluso difusas), pero en particular, el desarrollo del método jerárquico de agrupación de variables, al estilo de los árboles jerárquicos de clasificación del Análisis *Cluster*, que, a diferencia de éste, agrupa variables de forma no simétrica, pues se basa en la cuasi-implicación entre ellas. Se le ha llamado *Análisis de Cohesión*, y es muy útil como herramienta de Análisis Exploratorio, pues estructura las variables analizadas en "reglas de reglas" (como cuasi-corolarios a cuasi-teoremas) [13]. En el Apéndice A, se ilustra este concepto.

2.2 Formalización de las expresiones y las notaciones del método propuesto

En esta sección se describe la notación que se ha utilizado en éste trabajo para realizar los cálculos respectivos:

Sea $A \Rightarrow B$ una regla de asociación entre dos conjuntos de elementos A y B subconjuntos de un conjunto de datos I. Este valor mide la calidad de la regla en función del número de contraejemplos que se ven en la muestra.

Donde I_A representa los individuos descritos por la propiedad A, I_B representa los individuos descritos por la propiedad B, $\overline{I_B}$ representa los individuos no descritos por la propiedad B y $|I_B|$ representa la cardinalidad del conjunto I_B .

Por tanto, $I_{A \wedge B}$ representará a los individuos descritos por las propiedades A y B.

Mientras que $I_{A \wedge \overline{B}}$ representa los individuos descritos por las propiedades A y por no B, los cuales representan los contraejemplos de la regla $A \Rightarrow B$.

Por otro lado, la intensidad de la implicación de una regla está definida como el número de veces que la regla no se cumple por un pequeño número de contraejemplos. La intensidad de la implicación que aquí se denominará **ImpInt**, formalmente definida por (1):

$$\text{ImpInt}(A \Rightarrow B) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_q^\alpha e^{\frac{t^2}{2}} dt \tag{1}$$

Donde el límite inferior de integración q está dado por (2):

$$q = \frac{|I_{A \wedge \overline{B}}| - n \frac{|I_A| \cdot |\overline{I_B}|}{n^2}}{\sqrt{n \frac{|I_A| \cdot |\overline{I_B}|}{n^2} (1 - \frac{|I_A| \cdot |\overline{I_B}|}{n^2})}} \tag{2}$$

Este índice cumple funciones similares a las del ya conocido coeficiente de correlación.

Otro término que se empleará es el denominado Validez y que está dada por (3):

$$\text{Validez } (A \Rightarrow B) = \begin{cases} 1 - E(f_1)^2, & \text{si } f_1 \in [0; 0.5] \\ 0, & \text{si } f_1 \in]0.5; 1] \end{cases} \tag{3}$$

Donde, f_1 es igual a (4):

$$\frac{|I_{A \wedge \overline{B}}|}{I_A} \tag{4}$$

Y $E(f)$, representa a la función de entropía. Esta se incorpora para obtener resultados más acordes en muestras grandes.

La **Validez Global** de la regla está definida en (5):

$$\text{GloVal}(A \Rightarrow B) = [\text{Validez}(A \Rightarrow B) \cdot \text{Validez}(\neg B \Rightarrow \neg A)]^{\frac{1}{4}} \tag{5}$$

La **Utilidad** de una regla de asociación $A \Rightarrow B$ está definida como (6):

$$\text{Utilidad}(A \Rightarrow B) = \begin{cases} 1, & \text{si } |I_A \cap I_B| \geq \text{minsup} \\ 0, & \text{en otro caso} \end{cases} \tag{6}$$

Minsup, representa el mínimo número de individuos que necesita verificar la regla.

Para representar la relevancia de una regla se suele emplear el término **Relevancia** y está dada por (7):

$$\text{Relevancia}(A \Rightarrow B) = \text{Utilidad}(A \Rightarrow B) \cdot \sqrt{\text{ImpInt}(A \Rightarrow B) \cdot \text{GloVal}(A \Rightarrow B)} \tag{7}$$

Lógicamente dos variables A y B son equivalentes si y solo si $A \Rightarrow B$ y $B \Rightarrow A$, es decir la **cuasi-equivalencia** es medida por el coeficiente Quasi (A, B) definido por (8):

$$Quasi(A, B) = \sqrt{\text{Relevancia}(A \Rightarrow B) \cdot \text{Relevancia}(B \Rightarrow A)} \quad (8)$$

Es oportuno aclarar que no solo se puede trabajar con cuasi-equivalencias entre dos variables sino también con cuasi-equivalencias entre clases.

Así, una clase de cuasi-equivalencia de n variables A_1, A_2, \dots, A_n es medido por el coeficiente de **cuasi-equivalencia de la clase** definida en (9):

$$Quasiequivalencia\ la\ se(A) = \min \left\{ \begin{array}{l} Quasi(A_i, A_j), \\ \forall i = 1, 2, \dots, n-1; \\ \forall j = 1, 2, \dots, n \end{array} \right. \quad (9)$$

3. METODOLOGÍA

Luego del proceso de adquisición es necesario adecuar las imágenes de las lonchas de tal forma que presenten características comunes.

3.1. Paso 1

Los requisitos que deben cumplir son: estar en blanco y negro, ser del mismo tamaño en ancho y altura, estar en formato jpg.

El método permite trabajar con cualquier cantidad de imágenes y de cualquier tamaño. En los experimentos se ha utilizado 144 cortes de tamaño 181x217 píxeles cada uno.

A continuación se procede a realizar los pasos descritos anteriormente para calcular la cuasi-equivalencia de clases (Quasi equivalencia clase) entre las 144 lonchas de la imagen.

3.2. Paso 2

Extraer la información de los píxeles de la imagen y representarlos por variables dicotómicas. En este paso se obtuvo 144 variables con 39277 datos. En total 5655888 elementos que conforman la base de datos estadística. Para automatizar éste paso se desarrolló una nueva función que se ha implementado en el lenguaje estadístico R.

3.3. Paso 3

El Adecuar la base de datos estadística para poderla ingresar en el programa CHIC, para ello se utilizó libre *Office Calc*.

Seguidamente se calculó la **Quasi-equivalencia clase** y el representante de cada una de ellas. Para calcular las clases de similitud (equivalencia) entre clases de obtuvieron los parámetros definidos en el apartado 2.2

3.4. Paso 4

Graficar el árbol de Cohesión para estructurar y jerarquizar los datos, realizar el proceso de reducción, seleccionar los patrones y visualizar los resultados, para ello se utilizó el software de prueba CHIC v6.0 [11].

La descripción, detalles y resultados de cada uno de estos experimentos se describen en el apartado resultados experimentales.

4. RESULTADOS EXPERIMENTALES

Todos los experimentos fueron realizados con volúmenes simulados obtenidos del *BrainWeb* [14]. Este repositorio de imágenes es propiedad del *MacConnellBrainImaging Center del Instituto Neurológico* de Montreal, Canadá.

Las aplicaciones se realizaron en un computador Intel Core 2 CPU de velocidad 3 GHz y de memoria RAM 4 GB y sistema operativo Microsoft Windows XP Professional.

El tiempo de respuesta ha sido considerablemente pequeño considerando el gran volumen de datos a procesar, el cual se ha calculado utilizando la función *proc.time()* mediante el lenguaje estadístico R, obteniéndose los siguientes resultados: *usersystemelapsed* 33.15 7.16 53.63

Como se puede observar este proceso es de aproximadamente alrededor de medio minuto para los 5655888 elementos.

La similitud encontrada entre algunas clases se muestran en la Figura 1, Figura 2 y Figura 3, en donde se puede observar que cada nodo del grafo agrupa lonchas con características similares entre sí. El nombre que aparece a la izquierda de cada corte identifica la modalidad de la imagen y el número de orden en la serie del conjunto de lonchas (RMC133,...). Como se puede observar en cada una de las figuras, cada uno de estos grupos presenta características muy próximas a su patrón (clase 1, clase 2 y clase 3), en la que podemos afirmar que se ha obtenido una adecuada clasificación de similitud entre el grupo de lonchas de la imagen del cerebro.

Finalmente, el árbol cohesitivo generado por la herramienta se muestra en el Apéndice A. En el primer gráfico se muestra las relaciones de cohesión entre todos los datos de las tres clases estudiadas. Los niveles de cohesión más altos se muestran a continuación:

Nivel 1: RMC034 y RMC035 con cohesión 1

Nivel 2: RMC029 y RMC030 con cohesión 1

Nivel 3: Clase (RMC034 y RMC035) y RMC036 con cohesión 1

En las siguientes figuras se muestran las clases de equivalencia y sus respectivos representantes.

Clase 1:RMC133			
RMC128		RMC133	
RMC137		RMC132	
RMC136		RMC131	
RMC135		RMC130	
RMC134		RMC129	

Figura 1. Grupo de lonchas del representante de la clase RMC133

Clase 3: RMC033			
RMC030		RMC029	
RMC032		RMC031	
RMC034		RMC033	
RMC036		RMC035	
RMC038		RMC037	

Figura2. Grupo de lonchas del representante de la clase RMC033

Para determinar la calidad de los resultados se ha utilizado la técnica visual proporcionada por expertos en tratamiento de imágenes médicas de RM, para cada una de las aproximaciones.

En las clases representantes para las lonchas RMC133, RMC078 y RMC033 se puede observar que las mismas indican que los componentes de este grupo son las lonchas más próximas entre sí y son de similares características, tal como se puede observar en las Figura 1, 2 y 3.

Clase 2:RMC078			
RMC088		RMC087	
RMC092		RMC086	
RMC091		RMC085	
RMC090		RMC079	
RMC084		RMC078	
RMC083		RMC077	
RMC082		RMC076	
RMC081		RMC075	
RMC080		RMC069	
RMC074		RMC068	
RMC073		RMC067	
RMC072		RMC066	
RMC071		RMC065	

5. EVALUACIÓN DEL MÉTODO

RMC070		RMC064	
RMC063		RMC062	
RMC061		RMC060	
RMC089			

Figura3. Grupo de lonchas del representante de la clase RMC078

6. CONCLUSIONES Y TRABAJOS FUTUROS

Se presentan unos resultados preliminares de la técnica propuesta para la clasificación de un grupo de lonchas de una imagen de RM de cerebro en blanco y negro (binaria).

Puesto que el análisis de similaridad busca relaciones de equivalencia entre las variables que miden la presencia o ausencia de ciertos rasgos que se podría derivar diciendo que lo mismo ocurre cuando los individuos presentan simultáneamente los rasgos A y B.

Así, se puede observar que el método de reducción permite determinar en forma robusta grupos de similitud entre una serie de cortes.

El proceso se visualiza en forma de árbol o grafo que en algunas herramientas suele denominarse *dendrograma*.

Cada individuo puede contribuir a la formación de la clase si se cumple que coincide en la mayoría de variables de la clase, de tal manera que contribuya en mayor medida a la formación de la clase.

En el grafo cohesitivo se muestra la cohesión entre variables que miden la presencia o ausencia de ciertos rasgos. Relaciones que pueden interpretarse como implicativas, con la ventaja que se estructuran jerárquicamente como ocurre con los teoremas o colorarios.

En el futuro, se pretende extender el método a imágenes en color y particularmente para encontrar la similitud o correlación entre las regiones de interés de las imágenes segmentadas.

Podría ser una técnica ventajosa y rápida para binarizar, cuantificar y clasificar imágenes según el patrón encontrado.

Evaluar la similitud entre clases de una imagen segmentada es de suma importancia en el procesamiento y análisis digital de imágenes.

Entiéndase por procesamiento digital de imágenes la manipulación de una imagen a través de un computador, de modo que la entrada y la salida del proceso sean imágenes. Para comparar, en la disciplina de reconocimiento de patrones, la entrada del proceso es una imagen y la salida consiste en una clasificación o una descripción de la misma.

Estudiar, analizar y describir imágenes médicas a partir del procesamiento digital, constituye en la actualidad, una herramienta de trabajo, cuya precisión facilita al especialista la obtención de inferencias de valor diagnóstico y pronóstico de enfermedades, con el lógico beneficio para el paciente. Son muchas las técnicas de procesamiento y análisis digital empleadas en el campo de la medicina. Estas van desde el mejoramiento de contraste, la detección de contornos, hasta los más complejos sistemas de reconocimiento de patrones y reconstrucciones tridimensionales.

No obstante, tendremos que estudiar más detalladamente las potencialidades de esta técnica para aplicarla al campo del procesamiento y análisis de imágenes biomédicas.

7. AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen la colaboración de la Facultad de Ciencias y el Centro de Investigación y Asesoría en Estadística Informática y Matemática Aplicada de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, a la DIDEy a la Facultad de Sistemas, Electrónica e Industrial de la Universidad Técnica de Ambato.

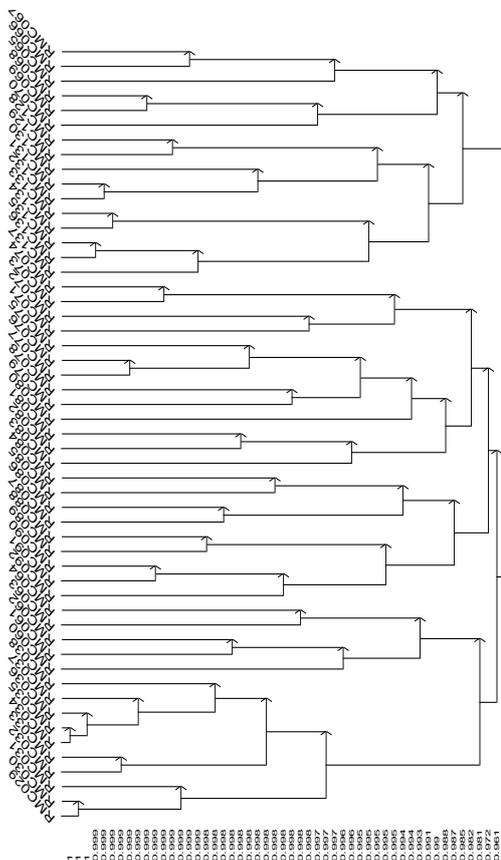
REFERENCIAS

- [1] P. Orús, L. Zamora, y P. Gregori. "Teoría y aplicaciones del Análisis Estadístico Implicativo." *Primera aproximación en lengua hispana*. Universitat Jaume I de Castellón y Universidad de Oriente de Santiago de Cuba. Castellón, 2009.
- [2] R. Couturier, A. Bodin, R. Gras, *Classification Hiérarchique Implicative et Cohésitive (CHIC v3.7)*. Guide d'utilisation, Ecole Polytechnique, Université, Nantes, 2006.
- [3] I.C. Lerman, (1981). *Classification et analyse ordinale des données*, Dunod, Paris, 1981
- [4] I.C. Lerman, R. Gras, et H. Rostam. *Elaboration et évaluation d'un indice d'implication pour des données binaires*, I et II, *Mathématiques et Sciences Humaines*, n° 74, pp. 5-35 et n° 75, pp. 5-47, 1981.
- [5] I.C. Lerman, et J. Azé. *Indice probabiliste discriminant (de vraisemblance du lien) d'une règle d'association en cas de "très grosses" données*, Mesures de qualité pour la fouille de données, RNTI-E-1, p. 69-94, 2004.
- [6] S. Lallich, P. Lenca, et B. Vaillant. *Variations autour de l'intensité d'implication*, 2005, Actes ASI 05, Université de Palerme.
- [7] L. Zamora M., P. Orús B., J. Díaz S., El Análisis Estadístico Implicativo, instrumento común de investigación en una experiencia de cooperación multidisciplinar: "Visualizar" una expresión de discontinuidad del rendimiento académico en estudiantes universitarios de Matemática y Computación usando análisis estadístico implicativo. *"Quaderni di Ricerca in Didattica (Mathematics)"*, n° 20 suppl 1, G.R.I.M. (Department of Mathematics, University of Palermo, Italy), A.S.I. 5 *Proceedings* 5-7, 2010.
- [8] R. Gras. L'analyse des données: une méthodologie de traitement de questions de didactique. *Recherche en Didactique des Mathématiques*, Vol. 12-1, 1992.
- [9] I.C. Lerman. *Classification et analyse ordinale des données*, Dunod, Paris, 1981.
- [10] R. Couturier, R. Gras, *CHIC: Traitement de données avec l'analyse implicative*, Extraction et Gestion des Connaissances, Vol. II, RNTI, Cépaduès, Paris, pp.679-684, 2005.
- [11] R. Gras, E. Suzuki, F. Guillet, and F. Spagnolo (Eds.), *Statistical Implicative Analysis: theory and applications* (Springer, 2007) Series: Studies in Computational Intelligence, Vol. 127.

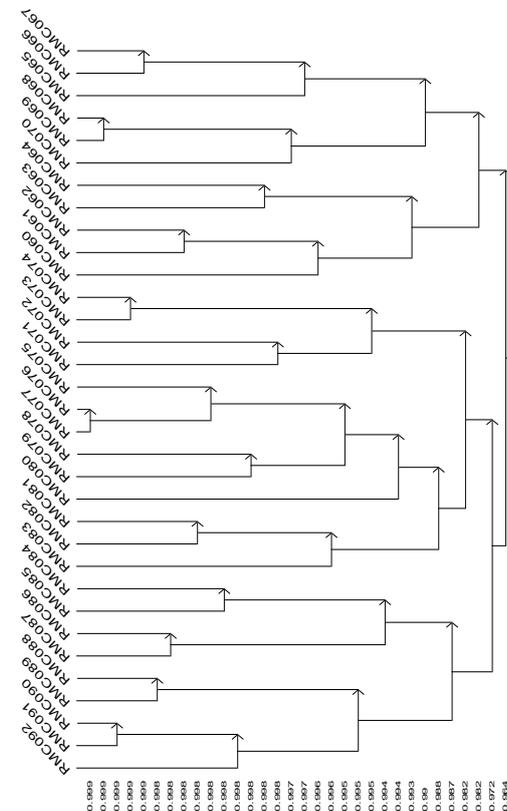
- [12] R. Gras, J.C. Régnier, Fabrice Guillet. *Analyse Statistique Implicative; une méthode d'analyse de données pour la recherche de causalités*, edit. Cépadués, 2009
- [13] P. Orús, L.Peydró y P.Gregori. El centro de recursos CRDM-Guy Brousseau y el análisis estadístico implicativo como herramienta en la formación de profesores, Universitat Jaume I de Castellón. [online]. Disponible en: <http://www.jvdiesproyco.es/documentos/ACTAS/2%20Comunicacion%2020.pdf>.
- [14] C. Cocosco, V. Kollokian, R.-S. Kwan, and A. Evans, "Brainweb: Online interface to a 3d MRI simulated brain database," *NeuroImage*, Vol. 5, pp. S425, 1997. [online]. Disponible en: <http://www.bic.mni.mcgill.ca/brainweb/>

Apéndice A

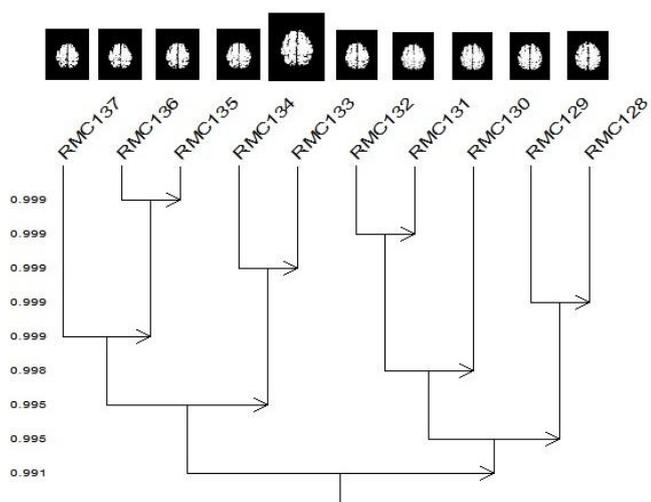
Árbol cohesivo de la serie completa de lonchas de la MRI del cerebro



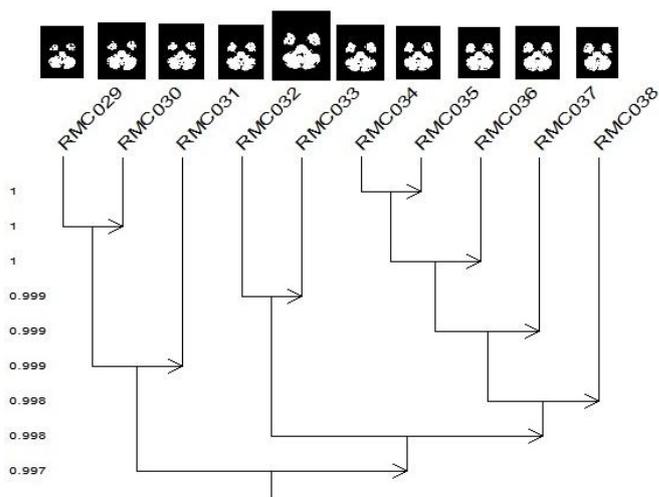
Árbol cohesivo de la serie de lonchas de la MRI del cerebro de la clase 3:



Árbol cohesivo de la serie de lonchas de la MRI del cerebro de la clase 1:



Árbol cohesivo de la serie de lonchas de la MRI del cerebro de la clase 2:



Yasuní-ITT

Mitología Oficial y Extracción Petrolera

-Una Cuestión Moral y de Principios-

Rosero A.*

**Escuela Politécnica Nacional, Departamento de Ciencias Sociales, Quito, Ecuador
e-mail: luis.rosero@epn.edu.ec*

Resumen: *Este artículo debate sobre los principales elementos que involucra la resolución de la explotación petrolera en el Yasuní, hogar de pueblos en aislamiento voluntario y reserva con una de las mayores biodiversidades del mundo. Desde la discusión sobre la noción misma de desarrollo, el carácter y la trayectoria del gobierno de la “revolución ciudadana”, los límites de la redistribución y el papel de la tecnología en un contexto de hegemonía del capital, para concluir en la necesidad de plantearse paradigmas alternativos y reivindicar los procesos democráticos de toma de decisiones.*

Palabras clave: *Yasuní, explotación petrolera, desarrollo, crisis de civilización, pobreza, tecnología, revolución ciudadana, hegemonía del capital, paradigma alternativo, consulta democrática.*

Abstract: *This article debates about the main elements that involve the resolution of oil exploitation in the Yasuní, home of voluntary isolation people and one of the greatest biodiversity reserve in the world. From the discussion of the notion of development, the character and the trajectory of the “citizen revolution” Government, the limits of redistribution and the role of technology in a context of capital hegemony, to conclude in the need of considering alternative paradigms and to go back to democratic decision making processes.*

Keywords: *Yasuni, oil exploitation, development, crisis of civilization, poverty, technology, citizen revolution, capital hegemony, alternative paradigm, democratic consultation.*

1. INTRODUCCIÓN

La decisión de explotar el petróleo en el Yasuní pone en el centro del debate la conveniencia de permanecer en el sendero de la modernización capitalista que apuesta a un “desarrollo” y a un “progreso” para el capital; la pertinencia de repetir hasta el cansancio la especialización primaria exportadora al altísimo costo de irrumpir en territorios de pueblos en aislamiento voluntario y en una Reserva de la Biósfera. Pone en cuestión el sentido mismo de la civilización hegemónica.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Desarrollo y patrón de reproducción

La categoría *desarrollo* ha devenido polisémica. Su primera acepción apuntaba a la reconstrucción con políticas de pleno empleo y a la reorganización de la economía mundial, tras la II Guerra [27]. La experiencia latinoamericana y la necesidad de las ex-colonias asiáticas y africanas ampliaron el significado en el sentido de la industrialización, la creación de infraestructura y la redistribución del ingreso [27]. La acepción que equipara el desarrollo al crecimiento económico, de inspiración keynesiana, pone énfasis en el papel del Estado y en la inversión, sin tomar en cuenta las

condiciones y las consecuencias de aquella, y concibe como objetivo alcanzar el “desarrollo” del capitalismo central [27]. La perspectiva que entiende el desarrollo como una sucesión de etapas (por ejemplo en Rostow), además del mecanicismo evidente y el reduccionismo de atribuir el atraso a una causa única, también plantea como ideal la sociedad industrial capitalista [27].

El pensamiento latinoamericano (de la CEPAL, por ejemplo), plantea la necesidad de las reformas estructurales, del cambio en el financiamiento externo y en el comercio exterior, y subraya el papel del Estado, a lo que habría que agregar que desarrollo y subdesarrollo son dos caras del mismo sistema y que el mayor problema es la superación de la dependencia [27]. Por ello, el desarrollo es emprender en un “proceso de cambio social”, como esquema intencionado inspirado en la realidad latinoamericana con la participación de los grupos sociales antes excluidos, que busca igualar las oportunidades, tanto nacional como internacionalmente [27].

Para Amartya Sen, el desarrollo es “un proceso de expansión de las libertades reales que disfrutaban los individuos...” [25]. Considera que la expansión de la libertad es por un lado, el fin primordial y por otro, el medio principal del desarrollo. Entre las libertades fundamentales están algunas capacidades elementales como evitar privaciones (la inanición, la desnutrición, la morbilidad evitable y la mortalidad prematura) o gozar de libertades relacionadas con la capacidad de leer, escribir y calcular, la participación política

y la libertad de expresión, etc. [25]. Sin embargo, se dejan de lado las estructuras (sociales, económicas) que están más allá de los individuos y que impiden el mismo desarrollo individual; no se toma en cuenta el tiempo ni la historia; está fuera de su horizonte visual la comunidad; y tampoco se percibe la relación con la naturaleza.

Por su parte, el Programa de la Naciones Unidas para el Desarrollo, sostiene que el objetivo básico del desarrollo es aumentar las libertades humanas en un proceso que puede expandir las capacidades personales, toda vez que amplía las alternativas disponibles para que la gente viva una vida plena y creativa [21]. Es decir, siguiendo a Amartya Sen, propone la noción de desarrollo humano que es más integral y multidimensional que el mero crecimiento económico.

En cualquier caso, la categoría desarrollo en general, no menciona a las muy concretas relaciones sociales de producción, donde se implementan los modelos, es más, hasta sirve para encubrirlos. Es decir, todas las perspectivas citadas al hablar de desarrollo en general, aluden al desarrollo del capitalismo o a un desarrollo de capacidades + libertades individuales, abstrayendo la estructura y las relaciones de producción. Por ello, a partir de la crítica de la economía política habría que introducir la noción de modelo de acumulación o patrón de reproducción del capital.

Un patrón de reproducción define que: “*el capital va estableciendo patrones de conducta en su reproducción en periodos históricos determinados*, ya sea porque privilegia determinadas ramas o sectores para la inversión, utiliza tecnologías y medios de producción específicos, explota de maneras diferentes o reproduce –redefiniendo– lo que ha hecho en la materia en otros momentos, produce determinados valores de uso y los destina hacia mercados –internos o externos– adecuados a sus necesidades, todo lo cual, *visto en su conjunto*, difiere de cómo realiza estos pasos o cómo se reproduce en otros periodos” [18]. En un momento histórico y en un lugar determinado, la producción capitalista reproduce la relación social capital/trabajo asalariado, y “*las formas que aquel asume, como medios de producción empleados, calificación de la mano de obra requerida, valores de uso en los que encarna el valor, y procesos, como las modalidades predominantes de explotación de la fuerza de trabajo, organización de la producción, tipos de mercados, etc. A su vez reproduce las relaciones de subordinación de las economías dependientes a los centros imperialistas y de transferencias de valor de las primeras a las segundas, bajo modalidades y formas históricas diversas...*” [19]. El patrón de reproducción implica la hegemonía de una fracción de la clase dominante que impone su proyecto [19].

2.2 Desarrollo sostenible

Con la expansión de la producción capitalista basada en el consumo de combustibles fósiles y con la producción extensiva de cereales y el desarrollo de la ganadería, se manifiestan una serie de problemas ambientales (contaminación, pérdida de la biodiversidad, cambio climático, etc.) y sociales (pobreza, desigualdad, entre otros) que, por la protesta social a fines de los 60 y principios de los

70, motivaron la búsqueda de un nuevo “modelo de desarrollo” que culminó en la primera Cumbre sobre Medio Ambiente y Desarrollo Humano en 1972.

En la Estrategia Mundial para la Conservación (1981), se establece que el *desarrollo sostenible* es la modificación de la biósfera y la aplicación de los recursos humanos, financieros, vivos e inanimados en aras de la satisfacción de las necesidades humanas y para mejorar la calidad de vida del hombre. El desarrollo será sostenible, si tiene en cuenta factores económicos, sociales y ecológicos, y deberá considerar la base de los recursos vivos e inanimados, y las desventajas e inconvenientes a corto y largo plazo de otros tipos de acción [7].

En 1983 se presenta el informe Brundtland, que sostiene que “está en las manos de la humanidad hacer que el desarrollo sea sostenible, es decir, asegurar que satisfaga las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las propias”, lo que depende de la tecnología y de la organización social y de “la capacidad de la biósfera de absorber los efectos”, pero las dos primeras “pueden ser ordenadas y mejoradas, de manera que abran el camino a una nueva era de crecimiento” [7].

En la segunda Estrategia para la Conservación de la Naturaleza (1991), se define al desarrollo sostenible como: “mejorar la calidad de vida humana, sin rebasar la capacidad de carga de los ecosistemas que las sustentan” y que una “economía sostenible” es el producto de este tipo de desarrollo [7].

2.3 Economía y medioambiente

La economía ambiental, o ecocapitalismo, es el nombre que adopta la economía neoclásica aplicada a cuestiones ecológicas. El objetivo es estimar el valor monetario de la externalidad ambiental para buscar su más eficiente internalización. La economía ambiental analiza sobre todo los precios (es crematística) y tiene una concepción metafísica de la realidad económica que funcionaría como un *perpetuum mobile* lubricado por el dinero [14].

Frente al ecocapitalismo se presenta la escuela de la economía ecológica que mira “al planeta Tierra como un sistema abierto a la entrada de energía solar”. Para esta corriente, la economía necesita “energía y materiales, y produce dos tipos de residuos: el calor disipado o energía degradada (Segunda Ley de la Termodinámica) y los residuos materiales”. En este sentido, “la naturaleza juega el doble papel de suministradora de recursos y receptora de residuos”, y a su vez brinda una serie de servicios para mantener la vida en el planeta [14].

En el marco de la economía ecológica, se abre una nueva discusión sobre el uso de los recursos naturales en los países periféricos, el extractivismo. Este se refiere a aquellas actividades que remueven grandes volúmenes de recursos naturales que no son procesados (o lo son limitadamente), sobre todo para la exportación. El extractivismo no se limita

a los minerales o al petróleo, también existe extractivismo agrario, forestal e inclusive pesquero [2].

El extractivismo ha sido un mecanismo de saqueo y apropiación colonial y neocolonial, que ha asumido diversos ropajes a lo largo del tiempo. Se ha forjado en la explotación de las materias primas indispensables para el desarrollo industrial y el bienestar de los países centrales [2].

2.4 Progreso

La idea de progreso es una noción filosófica central derivada del antropocentrismo que atraviesa el conjunto del proyecto de la modernidad, en especial capitalista. La idea de una tendencia intrínseca, inmanente, incluso teleológica, a avanzar, a mejorar las condiciones de vida y el bienestar (individual o colectivo), nada más que con el desarrollo de las fuerzas productivas está implícita o explícita en la teoría económica hegemónica (en sus distintas vertientes), justifica por sí mismo el quehacer científico-técnico aislado de su contexto histórico-estructural, etc. El progreso proviene de la generación de riqueza, del crecimiento económico (medido en el incremento del PIB), o de la acumulación de conocimientos traducidos en avances científicos y tecnológicos aplicados a la producción o a la vida cotidiana.

Precisamente la crítica de la economía política y, en general, las versiones contestatarias se salen de esa corriente dominante, por ejemplo al resaltar la importancia de las relaciones sociales de producción y de su interrelación con las fuerzas productivas. Y lo hacen hasta el punto de plantear la crítica a la noción misma de progreso, como fue el caso de la Escuela de Frankfurt, heredera de la tradición crítica del marxismo y enfrentada al hecho nazi-fascista y a la Guerra Mundial. Los límites y las contradicciones son señalados por Horkheimer y Adorno [3] [9] [10] y tal vez más claramente por Marcuse [13].

3. METODOLOGÍA

Se aborda el análisis con el instrumental desarrollado por la crítica de la economía política y su método dialéctico, histórico genético, que centralmente pretende recuperar el punto de vista de la totalidad.

El presente trabajo es un análisis explicativo. Las fuentes de información utilizadas fueron bibliográficas, publicaciones oficiales, órganos periódicos, información digitalizada, internet, etc. Lo principal del trabajo metodológico consistió en la revisión bibliográfica y en el análisis cualitativo.

4. MITOLOGÍA OFICIAL Y EXTRACCIÓN PETROLERA

El 15 de agosto de 2013, el presidente Correa finalmente decidió la explotación petrolera en el Yasuní⁹, dando marcha

⁹ El Parque Nacional Yasuní es uno de los lugares de mayor diversidad genética del planeta, pues por ejemplo tiene el mayor número de especies de árboles y arbustos por hectárea del mundo (664 especies) [22], y fue reconocido por la UNESCO desde 1989 como Reserva Mundial de la Biosfera. Además han sido registradas 2.500 especies de plantas, 200 mamíferos, 610 aves, 111 anfibios, 107 reptiles y 268 peces [22]. El ITT es

atrás a una de sus propuestas más emblemáticas. Cuando se dirigió al país para anunciar el fin de la iniciativa Yasuní-ITT, de dejar el petróleo bajo tierra, Rafael Correa hizo gala de su capacidad mediática, pero muy a su pesar la presentación radiografió su gobierno. Es que en una decisión de esa envergadura inevitablemente afloran las concepciones y los intereses profundos en juego.

Desde la forma...

El discurso oficial se dirige preferentemente a los jóvenes... porque se sabe que es el sector más sensible y con evidente capacidad de movilización.

Más aún, dirigirse a ellos para recomendarles que “no se dejen engañar” presupone que solo el Presidente dice la verdad, que la suya es “la Verdad” y que solo él no pretende “engañar”. Presupone, además, que al ser el representante del Estado ecuatoriano, automáticamente asume el interés general de la sociedad. Pero lo mínimo que hay que decir es que, como en cualquier Estado, el ecuatoriano también es un Estado de clase, por lo que sus representantes lo son del interés general de la clase que domina en esta sociedad. Es más, concretamente, la decisión tomada, obviamente, favorece a determinados sectores de dicha clase que, sintomáticamente, han salido a defenderla. Allí se han posicionado personas vinculadas a la industria petrolera, en especial transnacional, como los ex-ministros René Ortiz (del gobierno de Mahuad, quien firmó el oneroso contrato con la Oxy que le garantizaba al Estado apenas el 15% de participación), Fernando Santos (de la “larga y oscura noche neoliberal”, siempre haciendo lobby en favor de la privatización), Wilson Pástor (de este Gobierno, pero también de la “noche neoliberal”).

Peor aún, sostener con un tono compungido que como Presidente se ve obligado a tomar tal decisión muy a su pesar, es soslayar que desde el principio amenazó con el Plan B (la extracción del crudo) y que ya, desde hace tiempo, autorizó su estudio a Petroecuador.

...Hasta el fondo

4.1 El mito del Progreso

Se nos vuelve a prometer no solo superar la pobreza (hoy sí) sino financiar el “desarrollo”, apuntar al “buen vivir”, con el dinero del petróleo del Yasuní.

Periódicamente, a los ecuatorianos se nos ha hecho tal promesa. Hace 40 años, cuando recién comenzaba la extracción del petróleo en la Amazonia, ya se la hizo. La oferta del progreso y el “desarrollo”. Hoy, 40 años después, es claro dónde estamos: seguimos en la periferia del capitalismo; quizá con mejores carreteras y más infraestructura, a cambio de un gran impacto medioambiental y social en el Nororiente (como se verifica en el juicio contra

el tren petrolero compuesto por los campos Ishpingo, Tambococha y Tiputini, que interseca al Parque Nacional Yasuní y a la zona intangible donde viven pueblos en aislamiento voluntario.

Chevron) que incluyó el etnocidio de tetetes y sansahuaris. Pero, finalmente, no hemos superado nuestra condición básica. Este mismo gobierno de Rafael Correa hace unos años volvió a levantar el mito del progreso, a propósito de su afán por entregar la gran minería al capital transnacional. Sin embargo, la verdad es que el Ecuador no ha dejado de ser un país primario exportador y todas estas pretensiones gubernamentales (renegociación petrolera, minería a gran escala, nueva ronda petrolera en el Suroriente, explotación del Yasuní-ITT) no hacen sino ahondar ese carácter. Más allá de las declaraciones sobre el “buen vivir” o sobre el “cambio de la matriz productiva” o sobre migrar hacia ser “terciario exportadores”, lo que efectivamente se hace, solo reafirma nuestra ubicación básica en la división internacional del trabajo.

Quienes elaboran el mito del progreso para mercaderarlo a la población, evitan mencionar nuestra situación de país periférico y nuestro carácter primario exportador que provienen de nuestra inserción en el mercado mundial y de nuestra ubicación en la división internacional del trabajo, que a su vez derivan de nuestra historia, de nuestra estructura y de nuestro presente. Eluden reconocer que el “desarrollo” no es solo un acto de voluntad, ni resultado de una cultura determinada, ni de posesión de riquezas siquiera, sino que es un fenómeno histórico-mundial bajo condiciones que lo posibilitan, esto es, la hegemonía de un patrón de reproducción del capital determinado: países que se especializan en la producción industrial para el mercado mundial con base en las transformaciones revolucionarias (la revolución inglesa, la francesa, la independencia y la guerra civil norteamericana, la reforma Meiji y la reindustrialización de posguerra en Japón...) o en evoluciones pactadas por arriba (la vía “junker” de transición al capitalismo) y en las relaciones de fuerza que lo permiten (internamente y en su expansión hacia fuera); países con un complejo colonial fuente de materias primas y de trabajadores, y mercado para la producción (Gran Bretaña y algunos más); países con acceso a enormes recursos y con gran afluencia de capitales y fuerza de trabajo, que construyeron un sistema semicolonial (EEUU, por ejemplo)¹⁰. Pero fundamentalmente, además de las condiciones objetivas, sectores dominantes con un proyecto. Precisamente de lo que ha carecido históricamente el Ecuador, y menos aún emergerán en tiempos de globalización¹¹.

¹⁰ La experiencia histórica enseña que se requiere un proceso de acumulación autocentrado, la desconexión relativa del mercado mundial; más adelante, la reforma del agro, el proteccionismo, el control del poder político, la abierta intervención estatal. Esto junto con el control del conocimiento y los procedimientos tecnológicos y la maduración de una cultura burguesa empresarial. Es más, para cuajar puede demorar mucho e incluso necesitar de estímulos externos, a costa de genocidios y barbarie: en Europa tardó varios siglos y necesitó de América y el resto de colonias para acabar de cristalizar; en EEUU fue la migración de gente y capitales, y la conquista del territorio con enormes riquezas, la matanza de indígenas y la explotación de los esclavos, lo que aceleró el proceso; en Japón fue la reforma Meiji (con la abolición del feudalismo y el expansionismo volcado a Asia) que desató un proceso de modernización que ha combinado de manera original la imitación y la innovación, las tradiciones culturales y el espionaje industrial, el militarismo (hasta la II Guerra Mundial), las exportaciones y la inversión de capitales (más desarrolladas en la actualidad).

¹¹ Los procesos contemporáneos involucran nuevas complejidades. Así, las experiencias de desarrollo capitalista en el Sudeste de Asia en buena parte

Además, el mito presupone que lo deseable es seguir los pasos de los países hoy “desarrollados”. Eso es imposible no solo porque no existen las condiciones históricas sino porque no hay manera de generalizar el modelo de industrialización y el patrón de consumo asociado que les caracteriza, desconectados de la satisfacción de las necesidades mayoritarias y del mínimo respeto al entorno natural. Se necesitarían varios planetas Tierra para que todos tengamos el nivel de consumo que un estadounidense promedio. Pero incluso más allá, el “modo de vida americano” está lejos de ser el ideal a ser imitado, pues se basa en el capitalismo salvaje, depredador e imperialista; en el capitalismo explotador y excluyente, que siembra desigualdad y pobreza, y devasta la naturaleza; que requiere de la agresión y del saqueo para apropiarse de los recursos naturales; que se consolida en el consumismo hedonista e individualista.

Entonces, es imprescindible plantearse un paradigma alternativo. Puesto que tampoco es deseable copiar lo que está poniendo en peligro al planeta y condena a la pobreza y explotación a la mayoría. A ello se agrega el problema de la viabilidad real de tal trayectoria, peor aún al carecer de un proyecto de país, democrático e incluyente¹².

Asimismo, la promesa del progreso elude olímpicamente la profunda crisis de la civilización del capital en la que estamos inmersos. Oferta un ideal imposible de imitar y de realizar. Si bien la crisis de sobreproducción estalló a través de la crisis económico-financiera, también imprime su huella la crisis energética. Además, está la crisis de pobreza y desigualdad, de polarización planetaria. Y va más allá, hasta el conjunto de relaciones sociales bajo el influjo del capital: desde la esfera política con la crisis de la hegemonía global norteamericana, la crisis político-militar del imperio o la crisis de las formas “democráticas” de la dominación política; la crisis de las concepciones hegemónicas representada en la quiebra de la ideología neoliberal y su matriz neoclásica; hasta la crisis paradigmática que, atravesando todo lo anterior, se sintetiza con mucha claridad en la crisis del cambio climático. Por ello, desde la perspectiva del sistema internacional como totalidad, es evidente que todo apunta hacia la crisis de la civilización del capital.

Es decir, la promesa implícita en el mito del progreso no solo es poco realista (40 años de explotación petrolera lo demuestran) sino que no es factible (el “desarrollo” es un fenómeno histórico-universal que da cuenta de la hegemonía de un patrón de acumulación determinado) y pone en el centro una cuestión de principios: es imprescindible construir

fueron posibles por las condiciones de guerra fría, que no existen en la globalización neoliberal bajo la hegemonía unipolar norteamericana; además muchos casos se construyeron bajo férreas dictaduras para imponer el proyecto hegemónico vinculado al capital transnacional. Tampoco tenemos a nuestro haber un triunfo revolucionario como en China que abrió un proceso de desconexión y de construcción de un mercado interno que, en su degeneración burocrática, llevó a la restauración capitalista con cierto grado de autonomía, pero con gigantescos costos sociales y medioambientales.

¹² Para una discusión más profunda sobre el carácter del gobierno actual y de su proyecto, ver “«Revolución Ciudadana» y reconstrucción de hegemonía” [24].

otro paradigma, no solo de industrialización y de consumo, sino civilizatorio. El actual está en crisis.

4.2 *La explotación se hace para favorecer a los pobres: el mito de la redistribución*

La clase dominante necesitó reconstruir su hegemonía tras la profunda crisis del período anterior, signo de la cual fue el derrocamiento de tres gobiernos por movimientos masivos semi-insurreccionales. La “revolución ciudadana” consiste precisamente en el régimen necesario para restaurar el “consenso activo” de los dominados en un proceso complejo, donde se requirió incorporar (mediatizadas) algunas reivindicaciones democráticas y populares, refuncionalizadas al renovado horizonte histórico-cultural de la dominación. Esto incluyó desde la apropiación discursiva y simbólica hasta bonos de la pobreza y demás medidas para reafirmar el dominio de clase. Si bien se vio obligada a hacer concesiones, fue para evitar las transformaciones estructurales. Buscó cambiar el modelo para mantener el sistema. Es decir, cambiar algo para que no cambie nada. Es que en época de bonanza (por los altos precios de las materias primas), alcanza para todos, hasta para embaucar-subordinar a los sectores populares con bonos y subsidios.

El relato gubernamental que pretende justificar la explotación en el Yasuní, gira alrededor de la necesidad de recursos para superar la pobreza. Lo primero que se deduce del discurso presidencial es que todavía hay pobreza y que es un problema importante (contra la propaganda oficial previa que, al menos, la minimizaba). Sin embargo, si con más de 60 mil millones de dólares recibidos en 6 años del petróleo [4] no se eliminó la pobreza, ¿cómo van a hacerlo con 18 mil millones provenientes del ITT prorratedos al menos a 20 años hacia adelante, desde el inicio de la producción? Además, ¿qué garantiza que si antes no lo hicieron, hoy sí servirán a los pobres?

El gasto social es parte de las concesiones hechas al campo popular para reconstruir hegemonía. Pero esas concesiones se resignifican en el nuevo contexto. No superan el asistencialismo-clientelar ni el horizonte de clase. También han servido para dividir y cooptar, para subordinar. Se hicieron para legitimar el nuevo proyecto de dominación en curso, para cambiar algo sin que cambie nada. Es cierto que ha aumentado el volumen del gasto social en relación con los gobiernos neoliberales, pero sigue por debajo del que se hizo al inicio de los 80. Es cierto que han bajado los niveles de pobreza, aunque a un ritmo menor que en anteriores períodos similares y sobre la base de los gigantescos recursos del petróleo (un precio histórico). Entonces, incluso los logros sociales son insostenibles a largo plazo. Aunque hasta hace tres años no había reforma ni en salud ni en educación. Hoy lo adelantado sistematiza el interés del capital, en especial transnacional. Los bonos no superan las transferencias condicionadas, de origen bancomundialista. En salud, no existe modelo alternativo, peor alguno que apunte a la integralidad de la vida, a la prevención; lo más relevante es la inversión en infraestructura y equipos, aunque sin los especialistas requeridos y las formas de neo-privatización (por ejemplo, los convenios con el IESE), sin priorizar la

atención primaria. Predomina la visión crematística, no la de salud pública. En educación, la contrarreforma impuesta atiende a la necesidad del capital, en especial monopólico, no a la formación integral de seres humanos. Alumbrada desde un fundamentalismo del darwinismo social (que sobrevivan los más aptos), y atiborrada de una visión tecnocrática que intenta medirlo todo (para vigilar y castigar), finalmente se reduce a capacitar fuerza de trabajo adoctrinada en la sumisión para un mercado segmentado: bachilleres no calificados, abaratados; profesionales calificados solo para manipular tecnología; la investigación bajo el férreo control de quien la pague.

Por otro lado, es cierto que ahora llegan mayores recursos a los pobladores amazónicos (quienes protagonizaban la paradoja de vivir junto al petróleo y ser de los más pobres del país), que han mejorado sus condiciones pese a que hay despilfarro y demagogia, pero, también, dichas asignaciones no son suficientes para acabar con la pobreza. Sin embargo, tales dineros provienen de la reforma a la Ley de Hidrocarburos impulsada por el Gobierno actual que, en lugar de afectar las ganancias de las petroleras, redistribuyeron el 15% de utilidades de los trabajadores: 12% para las comunidades + 3% para los trabajadores; es decir, redistribuyeron lo que ya recibían los ecuatorianos. En cualquier caso, si se quería mejorar lo percibido por los pobladores, no se debía dejar de exigir más a las petroleras, lo que el Gobierno eludió.

Mas, si tanto importara el combate contra la pobreza, no tendría sentido concesionar las principales riquezas nacionales. Tampoco, empeñar el petróleo a China para endeudarse. Y peor aún, revivir contratos de concesión ya fenecidos legalmente (como fue el caso de Porta/Claro) con gran beneficio para la transnacional¹³. Buena parte de las principales riquezas del Ecuador está en manos (directa o indirectamente) del capital transnacional. El petróleo, con contratos renegociados en favor de las empresas transnacionales, con su comercialización intermediada por ellas y, para remate, en prenda por los préstamos chinos. La minería, las telefónicas, concesionadas. Y, por esa vía, el futuro que se nos ofrece es más de lo mismo: ahondar la reprimarización a través de la gran minería y la explotación del petróleo del Yasuní.

Más allá de los discursos, los grandes beneficiarios de la explotación petrolera han sido las compañías transnacionales y el capital interno (en especial monopólico) vía contratos, subsidios, cobro de intereses, venta de bienes y servicios, etc.¹⁴ Correa dice que está en contra de los banqueros. Sin

¹³ Para tener una idea de lo que esto significa hay que recordar que la telefonía móvil dejó USD 2.900 millones en rentabilidad (2009) (La Hora, 7/03/2010, B-1). El duopolio constituido por Claro y Movistar controla sobre el 97% del mercado, con contratos a 15 años plazo, en expansión gracias a las nuevas frecuencias entregadas para implementar las nuevas tecnologías. Resalta el contraste con la ganancia prometida por el petróleo del Yasuní, 18 mil millones: algo que se recuperaría en pocos años si no se hubiera entregado el mercado al duopolio mencionado.

¹⁴ Sin el petróleo hubiera sido imposible cubrir los mega-subsidios entregados al capital monopólico. La secretización de la deuda externa privada desde mediados de los 80 (1.300 millones solo por el diferencial

embargo, la banca ganó 393 millones de dólares el año 2011, como nunca antes [28]; y ganó 314 millones de dólares en el 2012 [28]. Pero esto ha venido sucediendo desde hace algunos años. Es decir, a contramano de las declaraciones, con el Gobierno actual, la banca indudablemente ha mejorado mucho sus utilidades. Es más, no solo la banca ha ganado, también el resto de grandes grupos son más prósperos. Según el SRI, en el 2006 los 42 grupos económicos tuvieron ingresos de 12.600 millones de dólares, es decir el 30,2% del PIB. Para el 2010 ya eran 75 los grupos económicos con ingresos de 25.400 millones de dólares, el 43,7% del PIB. Para el 2012, los 110 grupos económicos con ingresos de 40.049 millones representaban el 47,3% del PIB [26] [4].

Es decir, el gran capital sigue siendo hoy, en el segundo boom petrolero, el principal ganador del extractivismo, de la reprimarización. No las familias que reciben el Bono de la pobreza de 50 USD por mes, que además se usa como mecanismo clientelar, de sujeción política.

4.3 El mito de la tecnología

Se asegura que el uso de tecnologías de punta minimizará los impactos. Los tecnoburócratas intentan, como tributarios de la razón instrumental, con la mayor eficacia de los medios, eludir los fines [9]. Como intermediarios de la lógica del capital contemporáneo enarbolan la racionalidad crematística para justificar la intervención y la razón técnica para asegurar la asepsia de la misma. Como sacerdotes de la nueva fe levantan “la creencia en la omnipotencia de la tecnología”, que es la forma específica de la ideología dominante en el capitalismo tardío [12]¹⁵.

Hay que comenzar diciendo que no existen tecnologías perfectas. En toda intervención humana existen impactos y contingencias. Más aún en la industria petrolera, donde influyen un sinnúmero de factores imponderables y de riesgo, en todas sus fases. Hay que recordar que hace poco la British Petroleum (BP), la segunda petrolera más grande del mundo, decía que la tecnología para la producción de petróleo en aguas profundas era segura y conocida. Hasta que no fue así, porque no aplicaron todas las medidas de seguridad requeridas. La lógica crematística del capital se impuso para bajar los costos y producir más rápido. La plataforma “Deepwater Horizon” se incendió, se hundió y produjo el mayor derrame de la historia de EEUU (unos 4,9 millones de barriles expulsados al Golfo de México), a lo que se sumó el uso masivo de químicos dispersantes [29].

Ya en la práctica, aparecen otro tipo de problemas. Así, en el campo ITT hay que terminar de hacer la exploración más fina usando la sísmica 3D; es decir, colocar explosivos en los puntos de intersección de una cuadrícula para delimitar el yacimiento. Y esto, en medio del paraíso megadiverso... Después, se propone transportar la maquinaria y el personal

cambiarlo [1]) o el salvataje bancario de finales de los 90 (8.072 millones [6]).

¹⁵Pese a que “la tecnología no es buena ni mala, ni tampoco neutral” (Melvin Kranzberg [5]), los especialistas carentes de una visión contextual global abordan los problemas del sistema social con una óptica funcional, siendo su contraparte filosófica el neopositivismo [12].

vía helicóptero y/o fluvial; la perforación horizontal, que implica mayores volúmenes de materiales residuales según informan los técnicos; se va a movilizar la mezcla de crudo con agua y gas a las facilidades que están en el campo Edén-Yuturi, para allí procesarla.

Ahora bien, la sísmica implica realizar explosiones. Luego, la operación significa el trasiego, el ruido, la tala de bosque, abrir trochas, levantar campamentos, que van a impactar a la fauna y la flora y van a aumentar la presión sobre los pueblos en aislamiento voluntario. Además, el ingreso de los trabajadores petroleros y la población que suele acompañarlos para ofrecer servicios (prostitución, comida, bares, droga, violencia, etc.). El transporte implica tender tubería, bombas, caminos, etc. El procesamiento en Edén-Yuturi necesitará ampliar las instalaciones. Además que el petróleo extraído es pesado, que para su movimiento requiere mezclarse o calentarse, junto a millones de barriles de aguas de formación. Es decir, no se deben minimizar los impactos que se van a producir.

Incluso, suponiendo que todo lo dicho se consiguiera controlar, la operación petrolera implica riesgos ineludibles. En el Nororiente, por corrosión de la tubería (porque el Estado financia al mínimo a la empresa estatal), por malas prácticas, por accidentes (nunca posibles de excluir en cualquier actividad humana), por sismos, erupciones, etc., continuamente se producen derrames, algunos de ellos inevitables. ¿Qué sucedería con un derrame dentro del parque megadiverso? Además, los impactos son acumulativos y se los realizaba ya, desde la explotación en los bloques cercanos, la maderera, etc. La presión sobre los grupos en aislamiento voluntario puede llevar al etnocidio porque se invade sus territorios y se limitan sus fuentes alimenticias, lo que puede empujarlos a la confrontación violenta con otros grupos indígenas. La cosa no es tan simple como nos la pintan...

Por supuesto, existen tecnologías mejores y peores. Pero su utilización pasa por el filtro de la racionalidad del capital (que es de corto plazo), por el balance costo-beneficio que hace la empresa transnacional, como lo demuestra el mencionado caso de BP o las prácticas de la Texaco y otras petroleras en el Ecuador. En cuanto a las empresas estatales, están atravesadas por los juegos de intereses capitalistas que se posicionan políticamente: si antes, en la “noche neoliberal”, se les boicoteaba para favorecer la privatización hasta por ineficiencia, hoy se favorece las alianzas estratégicas con China o Venezuela, por ejemplo. Mas, los intereses del capital no solo se posicionan directamente. También en formas más indirectas, al convertirse en empresas operadoras, intermediarias, de servicios, etc., que van a ejercer ascendente sobre sus contrapartes estatales. De cualquier forma, tales “influencias” se concretan en la legislación, en los controles aligerados, en las garantías de rentabilidad, en las “asociaciones”, y demás, usando métodos que pueden ir desde la intimidación hasta la corrupción. Por todo ello, las empresas y las entidades de control estatales terminan en la órbita de la racionalidad del capital. Es decir, las tecnologías se adoptan según las necesidades del capital. Es ilusorio pretender que con la racionalidad técnica (parcial)

se puede confrontar la irracionalidad (general) del capitalismo tardío (ver [12]).

Solo el control de la sociedad, del conjunto de la población y de los directamente involucrados, ejercido organizadamente junto al de los trabajadores, puede servir de garantía contra la sed insaciable de ganancia del capital.

4.4 ¿Por qué el Yasuní-ITT?: los meandros de los mitos oficiales

*“Cuando se baja de la retórica a los hechos, se ve quién es quién”
(Rafael Correa – Frase que remata la campaña propagandística gubernamental)*

La lucha social de casi 30 años de resistencia frente al neoliberalismo, de las Huelgas Nacionales a los Levantamientos indígenas, pasando por un sinnúmero de formas de resistencia sectorial, local, regional, etc., impidió la aplicación salvaje del recetario neoliberal y los afanes autoritarios, creó un cierto protagonismo popular y un ambiente relativamente democrático. Uno de los productos de esa historia de lucha popular, aunque conjugado con los intereses dominantes y transfigurado por ellos, es el proceso actual. Este resultado se ubica en el contexto histórico específico. Como ya se mencionó, la clase dominante venía de una profunda crisis de hegemonía. Necesitaba superarla. Entonces, el papel histórico de la llamada “revolución ciudadana” es contribuir a la reconstrucción de hegemonía de la clase dominante: cambiar el modelo para mantener el sistema. Las concesiones hechas al campo popular (derechos y también promesas) fueron útiles para construir legitimidad al proyecto renovado de la dominación.

Parte de ellas fue el discurso “ecologista”, cuyo punto culminante fue la proclamación de los derechos de la Naturaleza en la Constitución. Y el impulso a la Iniciativa que pretendía dejar el crudo bajo tierra, que daba continuidad a la idea de la “moratoria petrolera” que algunos grupos ecologistas venían posicionando desde hace más de una década. Es decir, nadie puede declararse dueño de la misma. Además, que la Constitución garantista de derechos, hace rato ha sido y es criticada desde ese ángulo por el Gobierno, que exige todavía más derechos y poderes para sí y menos para los ciudadanos, olvidando lo elemental, pese a que tiene consagrado el hiperpresidencialismo y las “excepciones” que se han convertido en regla. En este ámbito el discurso oficial comete otro error básico: nadie (ni la Constitución) ha planteado los derechos de la Naturaleza *en oposición* a los derechos de las personas. Antes al contrario, se trataba siempre de ampliar el radio de los derechos hasta reconocérselos a la Naturaleza, sin menoscabar los de las personas. Mas, en toda esta deriva (y en facilitar los atajos que está usando el Gobierno), también influyó el reformismo y su fetichismo legalista que sembró esperanzas ilusorias, dejando de lado que las leyes expresan una correlación de fuerzas sociales. Entonces, hay que cambiar la realidad para cambiar las leyes y no esperar que al cambiar las leyes (incluso Constituciones) la realidad vaya a cambiar (ver [23]).

La Iniciativa Yasuní-ITT tuvo problemas desde el principio. Correa puso al frente a Roque Sevilla, empresario turístico, a nombre del capitalismo “verde”. Al mismo tiempo, mantuvo abierto el Plan de explotación petrolera restándole credibilidad a la Iniciativa. El discurso oficial giró alrededor de una visión economicista que ató la decisión de la Iniciativa al aporte en metálico del resto del mundo. Como si no se supiera que a los principales responsables del cambio climático (EEUU, China, UE, etc.) poco les importa este. Es más, soslayando la crisis mundial (y europea especialmente) que restaba posibilidades favorables, más aún con un Plan que se anunciaba persistentemente (en realidad parece que siempre fue el Plan A). Es decir, la Iniciativa con la atadura crematística nunca tuvo demasiadas opciones.

Todavía peor, dado que la tecnocracia es esclava de una episteme positivista, siempre se insistió en índices (aunque nunca cambien los fundamentos de lo existente), resultados, dinero. Desde su perspectiva empirista, prima el pragmatismo más pedestre inserto en el mundo de la pseudoconcreción (Kosik [11]), de la conciencia falseada que sistematiza la apariencia. Así, la ruptura de la armonía hombre-naturaleza se tamizó en términos mercantilistas. Asimismo, la posible irrupción en el parque megadiverso y el aumento del riesgo para los pueblos en aislamiento voluntario se decidió en términos de costo-beneficio a corto plazo. Pero, evidentemente, no todo es dinero...

Entonces, se terminó con la Iniciativa (se la remató) cuando se nombró a la jet-setter Yvonne Baki (ex-ministra de Lucio, ex-organizadora del Miss Universo que seguramente le fue muy rentable al igual que a su socio Donald Trump) como responsable de la misma. El capital transnacional no podía estar mejor representado. Ahí (si faltaran más pruebas) se transparentó la voluntad política realmente existente.

4.5 Los límites del modelo de la “revolución ciudadana” o los mitos en verde... limón

Lo que vino después solo fue cuestión de tiempo. Del tiempo político de Correa: esperar la reelección, ver qué pasa con la megaminería. El que la explotación minera se haya demorado por la caída de precios internacionales, pese a las reformas legales negociadas con los chinos en favor del capital transnacional, puso nuevas urgencias.

Sobre la base de la inserción subordinada en el mercado internacional, resultado de la especialización primario exportadora (más aún con la dolarización), el Gobierno ha mantenido intocada la estructura de la economía ecuatoriana, la matriz productiva heredada, y tampoco ha cambiado la política extractivista. Se sigue exportando el petróleo e importando derivados, sin industrializar nuestra materia prima. Más bien, se puso mayor énfasis en la intervención del Estado, pero en un contexto bajo la hegemonía reconstruida del capital monopólico. En una economía petrolera, el Estado es el principal actor económico. Además, es la estructura que efectivamente controla Correa y de la que obtiene legitimidad, la palanca para la acumulación de la fracción emergente en un proceso de modernización capitalista. En el

modelo implementado se combinan elementos neo-desarrollistas y de capitalismo de Estado (que propician la emergencia de nuevos sectores de burguesía), con continuidades neoliberales y con modificaciones institucionales, para apuntalar la modernización capitalista y la conformación de un nuevo bloque en el poder. Bajo la hegemonía del capital transnacional (chino, europeo, brasileño,...), en acuerdo (subordinante) con el capital monopólico tradicional interno, la fracción emergente hace su acumulación originaria desde el poder político.

Mientras los grandes recursos naturales son concesionados o explotados en asociación con el capital monopólico (en general transnacional) que maneja lo fundamental de la economía, las demandas de la mayoría de la población son incorporadas (resignificándolas) a la lógica del capital: son contratos (en infraestructura, en servicios, en consultorías, etc.), son concesiones (carreteras, puertos, aeropuertos, etc.), son privatizaciones (teléfonos, internet, etc.), son subsidios (condicionados o no), salarios, gasto público, que incrementan la demanda, que facilitan la circulación, que incentivan la producción, etc. Es decir, sin un cambio estructural que afecte al capital monopólico, que instaure el control social sobre la producción y la distribución, que construya el autogobierno de los/as trabajadores/as, la expansión del gasto estatal, el capitalismo de Estado, la reactivación de la economía, incluso su crecimiento, siempre inevitablemente terminan en provecho del capital. De allí que, cuando se agota el auge, cuando se estanca la economía, el capital reparte las cargas lo más desiguales posible. Y los primeros en ser afectados serán las grandes mayorías. Es un profundo error pretender que con subsidios y/o con gasto público y/o mejorando la distribución (que por cierto está determinada por el modo de producción, Marx [15]), etc., va a disminuir la desigualdad de forma permanente y sostenida, porque el capital genera y reproduce la desigualdad. Además, la intervención del Estado (Estado de clase) se hace para reactivar la economía *capitalista*; es decir, el Estado “debe satisfacer dos funciones básicas: acumulación y legitimación” [17] y el gasto estatal atiende a esas funciones. Por lo que el reformismo se revela como una forma de gestionar el interés dominante, y de encubrirlo¹⁶.

Pero hay más. Tal modelo que combina ruptura y continuidad respecto del neoliberalismo (incluso más continuidad que ruptura), expresa la hegemonía del capital monopólico (en especial, transnacional) bajo las nuevas condiciones¹⁷. Y es implementado por un régimen “bonapartista sui-géneris” precisamente por carecer de proyecto nacional, que “nace

como solución de compromiso al interior del capital monopólico y de control social sobre los sectores populares... [que] aparenta erigirse por sobre las contradicciones para arbitrar, y termina enredado en ellas” [24]. Es decir, tal modelo sintetiza la renuncia a construir el capitalismo nacional (ni siquiera eso), al ser portador del interés transnacional. Por lo tanto, la diferencia fundamental entre el gobierno “Nacionalista-Revolucionario” del Gral. Rodríguez Lara de inicios de los 70 (primer boom petrolero) y el actual, es que aquél sí tuvo un proyecto nacionalista, concretado especialmente en la defensa de las 200 millas de mar territorial (¡hoy enterrada con la firma de la Convemar!) y en la recuperación de la riqueza petrolera en contra del interés imperialista (nacionalizó el petróleo, creó una industria petrolera ecuatoriana, levantó la empresa estatal, entre otros logros), aunque sin prever los impactos. En contraste, el Gobierno actual expresa la hegemonía (reconstruida) del capital transnacional (chino, en especial) en asociación (subordinante) con el capital monopólico interno y con la fracción emergente (de la que sectores de la tecnoburocracia intentan formar parte) que hace su acumulación originaria desde el poder del Estado. Es decir, de afirmación nacional antiimperialista, solo la retórica.

Es que además, la modernización capitalista, que pone un nuevo bloque de clases en el poder y que posibilita la acumulación originaria de la fracción emergente, requiere de la contraparte autoritaria que lo viabilice. Es que el ejercicio de hegemonía es siempre una combinación de consenso y de coerción, esta última acentuada en un régimen bonapartista. Y el Gobierno actual así lo entendió desde el principio, desde Dayuma. Ha criminalizado la protesta social, ha enjuiciado por “sabotaje” y “terrorismo” a más de 200 dirigentes sociales, se ha cebado con colegiales por manifestarse (hasta encausarlos penalmente), además del manejo de la “seguridad” y la vigilancia, el proyecto “Libertador” que, como la legislación post-11/9, se planteó espiar a los ciudadanos, etc. El Gobierno pretende disciplinar a la sociedad para imponer su modelo con la pedagogía del miedo y la represión, en defensa del interés del capital. Se ha reprimido a los manifestantes contrarios al abandono de la Iniciativa Yasuní-ITT, se ha amenazado a los colegiales que se atrevan a expresarse con excluirlos de su establecimiento educativo en un claro atentado contra sus derechos humanos, se ha puesto cortapisas a los reportajes sobre el parque (permisos, garantías, controles,...), se ha agredido y se ha mentado sobre un cantautor irreverente,... Además del aluvión propagandístico.

El modelo económico cuyo dinamizador fundamental es el gasto estatal (en una estructura no modificada y en un Estado capitalista) es insostenible a largo plazo. Pese al gigantesco ingreso petrolero que ha batido récords históricos, bonos y gasto no son sostenibles. Al igual que el reparto para todos (con las asimetrías propias de una sociedad de clase), el empleo que se deriva, los bonos y subsidios, etc. La mediatización de las reivindicaciones populares, que se ha movido entre la concesión y la propaganda, tampoco puede ser indefinida. Finalmente, el modelo (y el Gobierno) está topando sus límites.

¹⁶Como reconoció el mismo Presidente Correa: “El modelo de acumulación no lo hemos podido cambiar drásticamente. Básicamente estamos haciendo mejor las cosas con el mismo modelo de acumulación, antes que cambiarlo, porque no es nuestro deseo perjudicar a los ricos, pero sí es nuestra intención tener una sociedad más justa y equitativa” [20].

¹⁷Mientras el coronel Lucio Gutiérrez, auto-proclamado “el mejor amigo de EEUU”, se declaró admirador de Taiwán e intentó los negocios con China, Rafael Correa pese a la retórica soberanista nos ha colocado en la órbita china y mira a Corea como un paradigma. Eso para no hablar de la hegemonía transnacional, de la ofensiva antilaboral, de la reprimarización, de privatizaciones, contratos y concesiones (petróleo, minería, telefónicas, seguros, EQ2, en la salud, en la educación, en universidades,...), de criminalización de la protesta social, del falso discurso de la “seguridad”, de la renovada alineación con el Plan Colombia, etc.

Indudablemente, el Gobierno se vio obligado a tomar la decisión de explotar el crudo (de una de las últimas regiones no invadidas) por el hambre voraz de recursos que padece. El gasto incontrolado, base de su gestión económica y de su reproducción política, imprescindible para sostener la acumulación de capital y los mecanismos clientelares, exige más y más financiamiento. Para defender su decisión, el Gobierno y sus portavoces dicen que se hace por el “interés nacional”, para atacar la pobreza y para solventar el cambio de la matriz productiva. Sobre lo primero, ya sabemos a qué atenernos. En cuanto a lo segundo, es la confesión de que en seis años poco o nada han avanzado, como el mismo Presidente reconoce. Que, al mantenerse intocada la estructura, la política económica solo podía redundar en ampliar la concentración de la riqueza y en sostener el carácter primario exportador.

Pero la necesidad de recursos para sostener el gasto no solo se ha cobrado la Iniciativa Yasuní-ITT, sino que está obligando al Gobierno a plantearse otras medidas. Desde el recorte del gasto burocrático (almuerzos, viáticos y demás), ampliar el acceso a los dineros del IESS, atacar conquistas laborales, hasta focalizar el subsidio a la gasolina o eliminar el del gas a cambio de cocinas de inducción (una nueva oportunidad para la acumulación). Es más, el petróleo del Yasuní puede servir para garantizar nuevos préstamos chinos.

Con la misma facilidad con que se impulsó la Iniciativa, hoy se defiende lo inverso. La propaganda hace una voltereta imposible, se niega lo que antes fueron los argumentos centrales para sostener la Iniciativa: los pueblos en aislamiento voluntario no existen en la zona, se los desaparece para justificar la explotación; los impactos medioambientales estarán bajo control, es más, gracias al petróleo se podrá preservar mejor la biodiversidad. Lo que antes no era bueno, ahora es lo deseable. No solo eso. De pronto hoy es imprescindible el petróleo del Yasuní, es lo que faltaba para progresar, para construir las carreteras, las escuelas, los hospitales, que nos faltan. La propaganda elabora la realidad a conveniencia. Se ofrece fondos para los municipios, las prefecturas, las parroquias, como si el dinero estuviera a la mano o viniera de golpe. O se amenaza con el apocalipsis si no se explota el petróleo... La clase dominante suele levantar el discurso del “interés nacional” para arropar los intereses propios.

4.6 Conclusión: Una perspectiva desmitificadora

*“O revolución socialista o caricatura de revolución”
(Ernesto Che Guevara)[8]*

El socialismo del siglo XXI devino en el capitalismo dependiente en el contexto de la globalización y la crisis internacional del capital. Es decir, el Gobierno actual solo es el proceso de reconstrucción hegemónica, por lo que no implica ningún cambio estructural. No hay revolución, ni siquiera “ciudadana”. Entonces, la explotación del petróleo del Yasuní es la continuación de la lógica gubernamental. Es la consecuencia de los mitos y premisas de esta “revolución” sin revolución, o como decía el Che, de esta “caricatura de revolución”.

La noción del “buen vivir” o *sumak kawsay* plantea otra manera de entender el mundo y las relaciones, otro modo de vida, otra civilización. Trasciende el “bienestar” neoclásico individualista al cual trata de reducirlo el discurso oficial. Va más allá del desarrollismo economicista y de la reprimarización. Plantea otra episteme, incomprendible para la tecno-burocracia atrapada en los límites de su conciencia “fetichizada” [16] (colonizada por el fetichismo mercantil, regida por la lógica de las cosas), prisionera en el mundo de la pseudoconcreción [11]. El *sumak kawsay* reivindica la primacía de la lógica de la vida (de las personas y la naturaleza) por sobre la lógica de la muerte (de la ganancia y las cosas, del capital).

El Gobierno nos convoca a profundizar un modelo neo-desarrollista, reprimarizador (extractivista), bajo la hegemonía del capital monopólico (en especial transnacional) indiscutida tras seis años en el poder, con continuidades neoliberales y con cambios apenas institucionales que lo han hecho factible. Es decir, a más de lo mismo. Además afectar el paraíso mega-diverso y poner en riesgo a los pueblos en aislamiento voluntario, ¿para qué?, ¿para reafirmar nuestra situación primario exportadora y periférica, de un capitalismo dependiente?, ¿a esos altísimos costos?... En estas condiciones, es preferible que el petróleo se quede bajo tierra.

Incluso más allá de lo dicho hasta aquí, todo el sacrificio (humano, medioambiental) y los riesgos que implica la explotación petrolera en el Yasuní, ¿para qué?, ¿para que gane el capital monopólico (en especial transnacional) como ha sido la experiencia histórica (en forma directa o indirecta)?, ¿para que en parte sea trofeo de saqueo o premio a la corrupción (como tantas veces ha pasado)?, ¿para que sea útil a la reproducción política y se lo malbarate en el clientelismo?, ¿para favorecer al capital chino?... En estas condiciones, es preferible que el petróleo se quede bajo tierra.

En una sociedad capitalista, donde no se ha producido un cambio estructural, donde la dominación de clase no ha sido afectada de manera fundamental, como es el caso de la sociedad ecuatoriana actual, la lógica de la ganancia rige la vida (económica, política, social, cultural, medioambiental,...) de tal sociedad. La explotación petrolera en el Yasuní no puede ser la excepción. Frente a la voracidad del capital es preferible que el crudo se quede bajo tierra. Pero no para que otros sectores (del capitalismo “verde”) aprovechen para mercantilizar la naturaleza o los pueblos, sino para darnos la oportunidad de construir un paradigma alternativo, para dar viabilidad a otro tipo de sociedad en un proceso de transformación estructural.

La decisión de explotar el petróleo del Yasuní debe ser tomada por el pueblo ecuatoriano en su conjunto, pese a los consabidos riesgos de demagogia, de utilización de las necesidades postergadas y de abuso propagandístico. No es lo óptimo, sin embargo, frente al control total de Correa de todos los poderes (y la aplanadora consiguiente), la consulta por lo menos abre un espacio de debate y educación política y ambiental. La oposición ética y la acción testimonial no son suficientes frente al poder absolutista, pero son necesarias y

pueden ser complementarias a los otros esfuerzos. No obstante, habría que ir más allá. Además, habría que exigir que la población directamente afectada tenga el derecho a participar en una consulta previa, vinculante, sobre la realización (o no) del proyecto, lo cual rebasa la legalidad existente. El resultado de una eventual consulta no exime de responsabilidad histórica a los impulsores de la explotación petrolera en el Yasuní, más aún cuando se han volcado al ofrecimiento fácil, clientelar y a la propaganda, que dejan ver los intereses crematísticos y politiqueros que los animan. Incluso, en el peor escenario, “vencerán, pero no convencerán” (Unamuno frente a la soldadesca franquista), porque “la mentira tiene patas cortas” y más temprano que tarde se devela. La propaganda no puede sustituir a la perspectiva histórica. Su efectividad se reduce al corto plazo. Se diluye con el paso de los días, al contrario de aquella visión histórico-estructural que gana en profundidad con el tiempo. Las formas han cambiado y son distintas (lo cual es importante), hoy predominan las formas y los métodos de la “democracia” mediática, de la manipulación heredera de Goebbels, mas el enfrentamiento fundamental sigue siendo contra el capital. “La historia es nuestra y la hacen los pueblos”, proclamó Allende frente al asalto fascista¹⁸.

En otro tipo de sociedad (en que predomine la lógica de la vida, de la satisfacción de las necesidades básicas, del respeto por el entorno natural), se acatarían todos los procesos democráticos requeridos para decidir la explotación de los recursos naturales, obligatoriamente hecha por la empresa estatal especializada bajo control social independiente (sobre la empresa y sobre el proceso) con la participación de las organizaciones populares y de los trabajadores, del pueblo en su conjunto actuando organizadamente, esto es, ejerciendo su autogobierno. Y con seguridad, en esas condiciones se evitaría una explotación que pusiese en riesgo a los pueblos en aislamiento voluntario y a la mega-biodiversidad. Pero, por supuesto, para garantizar que tal perspectiva sea efectiva en todo sentido, se requiere una transformación realmente

revolucionaria que supere las necesidades y los horizontes del capital.

REFERENCIAS

- [1] Acosta, Alberto, *La deuda eterna*, 4ª edición, Quito, Libresa, 1994, 397 pp.
- [2] Acosta, Alberto, *Extractivismo y neoextractivismo: dos caras de la misma maldición*, Quito, 2012, http://www.cronicon.net/paginas/Documentos/paq2/N_o.23.pdf.
- [3] Adorno, Theodor, *Educação e emancipação*, São Paulo, Editora Paz e Terra, 2011, 190 pp.
- [4] Banco Central del Ecuador, *Información Estadística Mensual*, varios números, Quito.
- [5] Castells, Manuel, *La era de la información. Volumen 1: La sociedad red*, 4ª edición, México, Siglo XXI eds., 2002, 590 pp.
- [6] Comisión Investigadora de la Crisis Económica Financiera, *Síntesis de los resultados de la Investigación*, Julio de 2007, 82 pp. (pdf).
- [7] Gudynas, Eduardo, *Ecología, Economía y Ética del Desarrollo Sostenible*, ILDIS – Ediciones Abya Yala, Quito, 2003, 182 pp.
- [8] Guevara, Ernesto, “Mensaje a los pueblos del mundo a través de la Tricontinental”, *Escritos y Discursos*, Ed. de Ciencias Sociales, La Habana, 1977a, t. 9, pp. 355-372.
- [9] Horkheimer, Max, *Crítica de la razón instrumental*, Editorial Sur, Buenos Aires, 1973, 199 pp.
- [10] Horkheimer, Max – Adorno, Theodor, *Dialéctica del Iluminismo*, 1944, en <http://www.marxists.org/espanol/adorno/1944-il.htm>
- [11] Kosik, Karel, *Dialéctica de lo concreto*, Décima edición, México, Editorial Grijalbo, 1984, 269 pp.
- [12] Mandel, Ernest, *El capitalismo tardío*, México, Ediciones Era, 1987, 576 pp.
- [13] Marcuse, Herbert, *El hombre unidimensional*, Novena edición, Barcelona, Ed. Seix Barral, 1972, 288 pp.
- [14] Martínez Alier, Joan et al., *Ecología y Política Ambiental*, Fondo de Cultura Económica, México, 2006, 499 pp.
- [15] Marx, Karl, *Líneas Fundamentales de la crítica de la economía política (Grundrisse)*, Barcelona, Editorial Crítica, 1977, 2 tomos, XLIII-586 pp.-552 pp.
- [16] Marx, Karl, *Manuscritos Económicos y Filosóficos de 1844*, "Obras Marx-Engels-Lenin", Moscú, Editorial Progreso, s.f., 152 pp.
- [17] O'Connor, James, *La crisis fiscal del Estado*, Barcelona, Ediciones Península, 1981, 348 pp.
- [18] Osorio, Jaime. Patrón de reproducción del capital, crisis y mundialización. En: *Seminário Internacional REGGEN: Alternativas Globalização*, 2005, en <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/ar/libros/reggen/p17.pdf>
- [19] Osorio, Jaime, *El patrón de reproducción desde el estudio del capital como unidad económica y Política*, s/f, en <http://std.iiec.unam.mx/system/files/Elpatrondereprod>

¹⁸El presidente Correa propuso la declaratoria de interés nacional, necesaria para explotar el petróleo en el Yasuní, yéndose flagrantemente en contra de lo que antes decía defender. Es más, sus ministros no se hicieron problema para forzar la realidad, por ejemplo cuando afirmaron que los pueblos en aislamiento voluntario ya no estaban por allí... La Asamblea (controlada por Alianza País) naturalmente aprobó la excepcionalidad. Finalmente, el Consejo Nacional Electoral (asimismo controlado por el gobernante) negó la posibilidad de la consulta popular sirviéndose de pretextos nimios y con subterfugios de forma (el tamaño de los formularios, el gramaje del papel, etc.) para anular alrededor de 500.000 registros. A esto se llegó tras una feroz campaña (mediática, de infiltración policial, de provocación, etc.) en contra del colectivo Yasunidos (que encabezó la recolección) y de confusión para el pueblo (los oficialistas se inventaron dos consultas paralelas con ese fin) que, sin embargo, apoyó masivamente la iniciativa contestataria. Como las encuestas adelantaban que, de realizarse la consulta, el gobierno tenía todas las de perder, simplemente se bloqueó la posibilidad. Cada vez es más claro que la “revolución ciudadana” es el medio para profundizar la modernización capitalista: el gobierno no solo adelantó las licitaciones para la explotación del ITT aun cuando todavía no se resolvía la iniciativa de consulta, sino que en Íntag imponía por la fuerza el ingreso de técnicos de la Empresa Nacional Minera para avanzar los estudios respectivos, amenazaba al pueblo Sarayaku por albergar a tres perseguidos políticos acusados de injuriar al Presidente y obtenía la sentencia de dos veedores de los contratos del hermano del Presidente que fueron llamados a esa labor por el mismo primer mandatario (El Comercio, 10/05/2014). La normalidad del capital se impone sin novedad...

ucción.pdf

- [20] Pérez, Orlando, "No hemos podido cambiar el modelo de acumulación" El desafío de Rafael Correa: entrevista tras cinco años de presidencia, <http://www.rebelion.org/noticia.php?id=143188>
- [21] PNUD, *Informe sobre Desarrollo Humano*, México, 2001, http://hdr.undp.org/sites/default/files/hdr_2001_es.pdf.
- [22] Rivadeneira-Roura, Cristina, "Parque Nacional Yasuni", en ECOLAP y Ministerio del Ambiente (MAE), 2007, *Guía del Patrimonio de Áreas Naturales Protegidas del Ecuador*, ECOFUND, FAN, DarwinNet, IGM, Quito, Ecuador.
- [23] Rosero, Andrés, *La Asamblea Nacional Constituyente en la perspectiva de construcción contra-hegemónica*, Quito, Ecuador Decide – Democracia Socialista, Agosto 2007, 12 pp.
- [24] Rosero, Andrés, "«Revolución Ciudadana» y reconstrucción de hegemonía" en Memorias del VII Seminario internacional Marx Vive, Universidad Nacional de Colombia, octubre de 2010, http://www.espaciocritico.com/sites/all/files/libros/mr_xvv7/Marx_vive-AL_en_disputa-12.pdf
- [25] Sen, Amartya, *Desarrollo y Libertad*, Bogotá, Editorial Planeta, 2000, 440 pp.
- [26] Servicio de Rentas Internas, <http://www.sri.gob.ec/web/guest>.
- [27] Sunkel, Osvaldo - Paz, Pedro, *El subdesarrollo latinoamericano y la teoría del desarrollo*, México, Siglo XXI, 1970, 385 pp.
- [28] Superintendencia de Bancos y Seguros, *Estudios y Análisis Técnicos y Reportes Financieros*, varios números, http://www.sbs.gob.ec/practg/sbs_index?vp_art_id=67&vp_tip=2.
- [29] VVAA, "Derrame de petróleo en el Golfo" en *National Geographic*, vol. 27 - Núm. 4, octubre de 2010, pp. 2-31.

Acerca De Una Versión Dinámica Del Problema De La Mochila

Silva B.*; Torres L.**

*Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ciencias, Quito, Ecuador
e-mail: bruno.silbas@gmail.com

**Escuela Politécnica Nacional, Centro de Modelización Matemática ModeMat, Quito, Ecuador
e-mail: luis.torres@epn.edu.ec

Resumen: El problema de la mochila (Knapsack Problem, KP) es un problema clásico de optimización combinatoria que ha sido ampliamente estudiado por más de un siglo (ver, por ejemplo [12] y las referencias allí citadas). Es uno de los problemas de programación lineal entera más simples; aparece como subproblema en otros problemas más complejos y tiene muchas aplicaciones prácticas como: el corte de material [6], la selección de inversiones de capital y portafolios financieros [10], la correcta administración de recursos de cómputo, del ancho de banda de una conexión, del espacio de almacenamiento en discos duros [14], etc. Variantes dinámicas de este problema han sido estudiadas por sus aplicaciones prácticas, aunque no en gran extensión y con pocos resultados obtenidos hasta el presente. La variante considerada en este artículo consiste en agregar una dimensión temporal (discreta) al problema clásico: a cada objeto se le asigna una duración, que indica el intervalo de tiempo que éste debe permanecer dentro de la mochila cada vez que es seleccionado. Se busca maximizar el valor total almacenado en la mochila dentro de un horizonte temporal T . Formulamos un modelo de programación lineal entera para este problema y presentamos un algoritmo de solución exacto basado en el esquema branch-and-bound. Adicionalmente, estudiamos su comportamiento y su desempeño computacional.

Palabras clave: problema de la mochila (knapsack problem), optimización dinámica, branch-and-bound, heurísticas primales.

Abstract: The Knapsack Problem (KP) is a classical combinatorial optimization problem that has been widely studied for more than a hundred years (see, for an example [12] and the references there in). It is one of the simplest linear integer programming problems and appears as a subproblem in other more complex problems. It has many practical applications in such diverse areas as cutting-stock [6]; investment selection in capital and financial portfolios [10]; the correct administration of a computer RAM memory, band-width of a connection, disk space [14], etc. Dynamic variants of this problem have been studied for their practical applications, although not in a wide extension and with few results reported up to the present. In this paper we consider a variant which consists in adding a (discrete) temporal dimension to the classic problem: duration is assigned to each object indicating the interval of time that it has to remain inside the knapsack whenever it is chosen. The objective is to maximize the total value stored in the knapsack within a certain temporal horizon T . We formulate an integer programming model for this problem and develop an exact solution algorithm based on the branch-and-bound scheme. Furthermore, we report results on its computational behavior and performance.

Keywords: knapsack problem, dynamic optimization, branch-and-bound, primal heuristics.

1. INTRODUCCIÓN

Dados una mochila con capacidad C y un conjunto de n objetos diferentes, con valores p_1, \dots, p_n y tamaños w_1, \dots, w_n , el problema clásico de la mochila (Knapsack Problem - KP) consiste en seleccionar un subconjunto de objetos (para almacenarlos en la mochila) cuya suma de tamaños no supere C y cuya suma de valores sea la mayor posible.

Introduciendo para cada objeto una variable binaria x_i , $1 \leq i \leq n$, que indique si el mismo debe ser incluido o no en la

selección, el problema puede formularse como un programa de optimización lineal entera:

$$(KP) = \begin{cases} \max \sum_{i=1}^n p_i x_i \\ \text{s.t.} \sum_{i=1}^n w_i x_i \leq C, \\ x_i \in \{0,1\}, \forall i \in \{1, \dots, n\} \end{cases}$$

El problema de la mochila es un problema clásico en la optimización combinatoria. Constituye uno de los problemas más simples de la programación lineal entera, aparece como subproblema en muchos otros problemas más complejos y tiene diversas aplicaciones prácticas. Diferentes técnicas de solución han sido abordadas durante las últimas décadas. En 1957, Dantzig [4] presentó un método eficiente para determinar la solución de la relajación continua del problema

(CKP), y por lo tanto, una cota superior para el problema discreto. En 1967, Kolesar propuso el primer algoritmo tipo branch-and-bound para KP. Durante los años 70's, los métodos tipo branch-and bound se desarrollaron más, gracias a lo cual fue posible resolver problemas con un gran número de variables. El algoritmo más conocido de este período se debe a Horowitz y Sahni [7]. En 1977 Martello y Toth [11] propusieron la primera cota superior que mejora el valor de la relajación continua CKP. En la década de los 80's los resultados tienen que ver con la solución de problemas de gran tamaño. Balas y Zemel [2] presentaron un nuevo enfoque para resolver el problema clasificando, en muchos casos, solo un subconjunto pequeño de las variables. Desde esta época en adelante se empezaron a estudiar variantes de este problema tales como su versión acotada, no-acotada y el problema de la mochila de elección múltiple. Martello y Toth publicaron en 1990 una revisión exhaustiva de los diferentes resultados teóricos y métodos de solución existentes hasta ese momento [12].

Desde el enfoque de la teoría de complejidad computacional, el problema de la mochila pertenece a la clase de problemas NP-difíciles (ver detalles de la definición de esta clase, por ejemplo, en [5, p. 247]), para los cuales suele asumirse que no existen algoritmos polinomiales de solución (a menos que $P=NP$). Para demostrar esto, basta notar que KP es una generalización del problema SUBSET-SUM (que es uno de los problemas NP-completos estándares [8]): dados un conjunto finito $A = \{a_1, \dots, a_n\}$ de números enteros, y un número $B \in \mathbf{Z}$, determinar si existe un subconjunto $A' \subseteq A$ que $\sum_{ai \in A'} ai = B$.

En efecto, puede verse que toda instancia de SUBSET-SUM puede transformarse en una instancia de KP con n objetos, cuyos pesos y valores están dados por $w_i = p_i = a_i$, y donde la capacidad de la mochila es igual a B . Por otra parte, puede considerarse a KP como uno de los problemas "más fáciles" dentro de la clase NP-difícil, pues existen para este problema esquemas de aproximación eficientes (PTAS [17] y FPTAS [9]).

El KP aparece en aplicaciones prácticas en procesos de toma de decisiones del mundo real, tales como la búsqueda de patrones de corte para materias primas que generen el menor desperdicio posible [6], la selección de inversiones de capital y portafolios financieros [10] y la optimización de recursos computacionales [14]. Se han estudiado algunas variantes dinámicas del problema de la mochila. Por ejemplo, Papastavrou [13] considera una situación en la cual los objetos arriban de acuerdo a un proceso de Poisson en el tiempo. Cada objeto tiene asociados una demanda de un recurso limitado y un valor. Cuando un objeto arriba, debe decidirse si el mismo es aceptado o rechazado. El objetivo es diseñar una estrategia óptima para maximizar el valor acumulado esperado, correspondiente a los objetos aceptados dentro de un horizonte de tiempo. En otro contexto, Bartlett et al. [3] consideran el problema de calendarizar la asignación de un recurso compartido para atender un conjunto de pedidos, cada uno de los cuales tiene un tiempo de inicio, un tiempo de finalización y un monto solicitado del recurso. Los

autores denotan a la variante del problema como problema temporal de la mochila (TKP, temporal knapsack problem).

En la variante dinámica que consideramos en este artículo, los n objetos tienen asociados, además de valores y tamaños, duraciones d_1, \dots, d_n . Esto significa que si el objeto i es agregado a la mochila en el tiempo t , el mismo permanecerá dentro de la misma hasta el tiempo $t + d_i - 1$.

El objetivo del problema es maximizar el valor total almacenado en la mochila dentro de un horizonte temporal. Presentamos un modelo de programación lineal entera para este problema, estudiamos cotas superiores, heurísticas primales y proponemos un algoritmo de solución basado en el esquema branch-and-bound. Finalmente, presentamos resultados comparativos del desempeño computacional de una implementación de nuestro algoritmo frente al solver SCIP [1] para problemas lineales enteros. Los resultados completos del presente trabajo han sido publicados en [16].

2. EL PROBLEMA KP-DUR

2.1 Modelo de programación entera

Como se señaló anteriormente, en esta variante del problema se tienen dados una mochila con capacidad C y un conjunto de n objetos los cuales tienen asociados valores p_1, \dots, p_n , tamaños w_1, \dots, w_n y duraciones d_1, \dots, d_n . El objetivo es maximizar el valor total almacenado en la mochila dentro de un intervalo de tiempo, el mismo que consideraremos discretizado en períodos $\{1, 2, \dots, T\}$. Si el objeto i ingresa en la mochila en el período $t \in \{1, \dots, T - d_i - 1\}$, permanecerá en la misma hasta el período $t + d_i + 1$. Asumimos que todos los parámetros C, T, p_i, w_i y d_i son enteros, y que un objeto puede ingresar más de una vez en la mochila.

Definimos variables binarias $x_{it}, i \in \{1, \dots, n\}, t \in \{1, \dots, T\}$, que nos indican si el objeto i ingresa en la mochila en el período t ; y variables binarias $z_{it}, i \in \{1, \dots, n\}, t \in \{1, \dots, T\}$, que nos indican si el objeto i se encuentra presente en la mochila en el período t . De esta manera, el problema puede formularse como el siguiente programa de optimización entera (KP-DUR*):

La función objetivo (1) mide el valor total de los objetos que ingresan en la mochila dentro del horizonte de tiempo $\{1, \dots, T\}$. Las restricciones (2) sirven para asegurar que en cada período la capacidad de la mochila sea respetada. La restricciones (3) impiden que un objeto ingrese en la mochila demasiado tarde, es decir, si su tiempo de permanencia previsto excede el horizonte de tiempo T . La restricciones (4) establecen que si un objeto i ingresa a la mochila, entonces este objeto permanece en la misma durante d_i unidades de tiempo.

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{máx} \sum_{i=1}^n \sum_t^T p_i x_{it} \quad (1) \\ \text{s. t} \sum_{i=1}^n w_i z_{it} \leq C, \forall t \in \{1, \dots, T\}, \quad (2) \\ x_{it} = 0, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{T - d_i + 2, \dots, T\} \quad (3) \\ x_{it} = 1 \Rightarrow z_{i,t+1} = 1, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall l \in \{0, \dots, d_i - 1\} \quad (4) \\ x_{it} = 1 \Rightarrow x_{i,t+1} = 0, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall l \in \{1, \dots, d_i - 1\} \quad (5) \\ z_{it} \leq \sum_{l=0}^{\min\{d_i-1, t-1\}} x_{i,t-l}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T\} \quad (6) \\ x_{it}, z_{it} \in \{0,1\}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{array} \right.$$

Las restricciones (5) aseguran que ningún objeto pueda volver a entrar en la mochila hasta que no haya salido de ella. Finalmente, las restricciones (6) expresan que un objeto no puede estar en la mochila en un período t sin haber ingresado a ésta en ninguno de los períodos anteriores $\{t, t-1, \dots, t-d_i+1\}$. Esta formulación del problema es simple y directa, pero no es adecuada para el desarrollo de algoritmos de solución. Entre otras dificultades, no todas las familias de restricciones son lineales, pues en el caso de (4) y (5) se trata de implicaciones lógicas. Por este motivo, hemos considerado una formulación alternativa, la misma que se describe a continuación.

Nuevamente, definimos variables binarias x_{it} , $i \in \{1, \dots, n\}$, $t \in \{1, \dots, T\}$, que nos indican si el objeto i ingresa en la mochila en el período t y variables binarias z_{it} , $i \in \{1, \dots, n\}$, $t \in \{1, \dots, T\}$, que nos indican si el objeto i está en la mochila en el período t . Además, introducimos variables binarias y_{it} , $i \in \{1, \dots, n\}$, $t \in \{1, \dots, T\}$, que nos indican si el objeto i sale de la mochila en el período t .

El modelo (KP-DUR) se formula de la siguiente manera:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{máx} \sum_{i=1}^n \sum_t^T p_i x_{it} \quad (7) \\ \text{s. t} \sum_{i=1}^n w_i z_{it} \leq C, \forall t \in \{1, \dots, T\}, \quad (8) \\ y_{it+d_i} = x_{it}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T - d_i\}, \quad (9) \\ x_{it} = 0, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{T - d_i + 2, \dots, T\}, \quad (10) \\ y_{it} = 0, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, d_i\} \quad (11) \\ z_{i1} = x_{i1}, \forall i \in \{1, \dots, n\} \quad (12) \\ z_{it} = z_{i,t-1} + x_{it} - y_{it}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{2, \dots, T\}, \quad (13) \\ x_{it}, y_{it}, z_{it} \in \{0,1\}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T\} \end{array} \right.$$

La función objetivo (7) mide el valor total de los objetos ingresados en la mochila dentro del horizonte de tiempo $\{1, \dots, T\}$. Las restricciones (8) sirven para asegurar que en cada período la capacidad de la mochila sea respetada, las restricciones (9) establecen que si el objeto i ingresa a la mochila, entonces este objeto debe salir de la misma luego de d_i unidades de tiempo. Las restricciones (10) impiden que un objeto ingrese en la mochila si su duración prevista excede el horizonte de tiempo T . De manera recíproca, las restricciones

(11) impiden que un objeto salga de la mochila en los di períodos iniciales ya que esto no tiene sentido práctico. Las restricciones (12) y (13) especifican la relación entre las variables z_{it} , x_{it} , y_{it} y pueden verse como restricciones de balance: si el objeto i entra en la mochila en el período t entonces el valor de z_{it} aumenta (con relación al valor de $z_{i,t-1}$). Si el objeto sale de la mochila, el valor de z_{it} disminuye. En todos los demás casos, el valor de z_{it} permanece inalterado.

En [16] se demuestra que las formulaciones KP-DUR y KP-DUR* son equivalentes entre sí. En adelante describiremos el esquema general de la demostración. Para los detalles (y las demostraciones de los lemas intermedios), referimos al lector al documento de la tesis. Notaremos como F_{IP} al conjunto de todas las soluciones factibles de un problema de optimización IP. Para los dos problemas anteriores, tenemos los conjuntos F_{KP-DUR^*} y F_{KP-DUR} , cuyas propiedades estudiaremos a continuación. Se establecen primero los siguientes resultados auxiliares para KP-DUR:

LEMA 1 ([16]). Sea $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$.
 $\forall i \in \{1, \dots, n\}, t \in \{1, \dots, T - d_i + 1\}$ si $x_{it} = 1 \Rightarrow z_{i,t+1} = 1, \forall l \in \{0, \dots, d_i - 1\}$.
 $\forall i \in \{1, \dots, n\}, t \in \{1, \dots, T - d_i + 1\}$ si $x_{it} = 1 \Rightarrow x_{i,t+1} = 0, \forall l \in \{0, \dots, d_i - 1\}$.

LEMA 2 ([16]). Sea $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$. Entonces
 $z_{it} \leq \sum_{l=0}^{\min\{d_i-1, t-1\}} x_{i,t-l}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T\}$

De los dos lemas anteriores podemos concluir el siguiente corolario.

COROLARIO 1. Si $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$, entonces $(x, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR^*}$. Además, notar que ambas soluciones alcanzan el mismo valor en la función objetivo

Para el sentido inverso de la equivalencia, requerimos de los siguientes resultados.

LEMA 3 ([16]). Sea $(x, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR^*}$. Entonces
 $z_{it} \leq \sum_{l=0}^{\min\{d_i-1, t-1\}} x_{i,t-l}, \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{1, \dots, T\}$

LEMA 4 ([16]). Sea $(x, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR^*}$. Definimos $y \in \{0,1\}^{n \times T}$ por medio de:
 $y_{it} = \begin{cases} 0, & \text{si } t = 1, \\ z_{i,t-1} + x_{it} - z_{it}, & \text{si } t \in \{2, \dots, T\} \end{cases}$

Entonces $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$. Notar además que los valores de las funciones objetivo para ambas soluciones coinciden

En el Corolario 1 y el Lema 4 hemos demostrado que PDUR y KP-DUR* son dos formulaciones equivalentes del mismo problema. Se tiene además el siguiente resultado para KP-DUR*, que emplearemos posteriormente.

LEMA 5 ([16]). Sea $(x, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR^*}$. Entonces

$$\sum_{i=1}^T z_{it} = d_i \sum_{i=1}^T x_{it}, \forall i \in \{1, \dots, n\}.$$

Del Lema 4 se sigue además que:

COROLARIO 2. Sea $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$. Entonces

$$\sum_{i=1}^T z_{it} = d_i \sum_{i=1}^T x_{it}, \forall i \in \{1, \dots, n\}.$$

2.2 Cotas superiores e inferiores

Presentamos a continuación dos formulaciones del problema clásico de la mochila que pueden emplearse para obtener cotas superiores al valor óptimo de KP-DUR.

$$(KP - CT) \left\{ \begin{array}{l} \text{máx} \sum_{i=1}^n p_i y_i \\ \text{s. t} \sum_{i=1}^n (w_i d_i) y_i \leq CT, \\ 0 \leq y_i \leq \left\lceil \frac{T}{d_i} \right\rceil, y_i \in \mathbb{N}, \forall i \in \{1, \dots, n\} \end{array} \right.$$

Este problema tiene la forma de una de las generalizaciones del problema clásico de la mochila, específicamente de la versión acotada BKP.

La capacidad de la mochila es igual a CT , el tamaño del objeto i es $w_i d_i$ y la cantidad disponible del mismo es $\left\lceil \frac{T}{d_i} \right\rceil$. Hemos demostrado que KP-CT puede verse como una relajación de KP-DUR:

LEMA 6 ([16]). Dada una función factible $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$, es posible definir una solución $\hat{y} \in \mathcal{F}_{KP-CT}$, tal que los valores objetivos de ambas soluciones coincidan.

Del teorema anterior concluimos que toda solución óptima de KP-CT es cota superior para KP-DUR. El siguiente problema tiene la forma de la versión clásica del problema de la mochila (KP):

$$(KP - PD) \left\{ \begin{array}{l} \text{máx} \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} x_i \\ \text{s. t} \sum_{i=1}^n w_i x_i \leq C, \\ x_i \in \{0,1\}, \forall i \in \{1, \dots, n\} \end{array} \right.$$

La relación entre KP-PD y KP-DUR está establecida en el

siguiente resultado.

LEMA 7 ([16]). Sea $(x, y, z) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$. y sean $\hat{x}^1, \dots, \hat{x}^T \in \{0,1\}^n$ definidos por $\hat{x}_i^t = z_{it}$, para todo $t \in \{1, \dots, T\}, i \in \{1, \dots, n\}$. Entonces $\hat{x}^t \in \mathcal{F}_{KP-PD}, \forall t \in \{1, \dots, T\}$.

En otras palabras, para cada período $t \in \{1, \dots, T\}$, la solución de KP-DUR restringida a t es una solución factible para KP-PD. Por otra parte, sean $(\bar{x}, \bar{y}, \bar{z}) \in \mathcal{F}_{KP-DUR}$ una solución óptima para una instancia de KP-DUR y $x^* \in \mathcal{F}_{KP-PD}$ una solución óptima para la instancia correspondiente de KP-PD. Tenemos entonces que para el valor objetivo de estas soluciones se cumple,

$$\begin{aligned} \sum_{i=1}^n \sum_{t=1}^T p_i \bar{x}_{it} &= \sum_{i=1}^n p_i \sum_{t=1}^T \bar{x}_{it} \\ \sum_{i=1}^n p_i \left(\frac{\sum_{t=1}^T \bar{z}_{it}}{d_i} \right), &\text{ por el corolario 2} \\ &= \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} \sum_{t=1}^T \bar{z}_{it}, \\ &= \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} \sum_{t=1}^T \hat{x}_i^t, \\ &\leq \sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} x_i^* = T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} x_i^* \end{aligned}$$

donde \hat{x}^t son las soluciones factibles para KP-PD definidas en el Lema 7. Por lo tanto, hemos demostrado el siguiente resultado:

LEMA 8 ([16]). Una solución óptima x^* de una instancia de KP - PD permite definir la siguiente cota superior para la instancia de KP - DUR:

$$\left\lceil T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} x_i^* \right\rceil$$

Además de la cota superior indicada en el Lema 8, una solución óptima x^* para KP-PD puede emplearse para definir una solución factible para KP-DUR, al repetir x^* de manera periódica dentro del horizonte de tiempo T , seleccionando cada objeto i para el cual $x_i^* = 1$, $\left\lceil \frac{T}{d_i} \right\rceil$ veces consecutivas, conforme se indica a continuación: Heurística Primal KP-PDH

- $\forall i \in \{1, \dots, n\}$, si $x_i^* = 1$, entonces fijar $T_i := \left\{ kd_i + 1 : 0 \leq k < \left\lceil \frac{T}{d_i} \right\rceil \right\}$
 $\hat{x}_{it} := 1, \quad \forall t \in T_i$
 $\hat{y}_{it+d_i} := 1, \quad \forall t \in T_i / \{T - d_i + 1\}$
 $\hat{z}_{it+l} := 1, \quad \forall t \in T_i, 0 \leq l \leq d_i$

2. Fijar $\hat{x}_{it} := \hat{y}_{it} = \hat{z}_{it} = 0$ en todos los demás casos.

Es fácil comprobar que $(\hat{x}, \hat{y}, \hat{z})$ es una solución factible para KP-DUR. Utilizaremos esta heurística primal dentro del esquema tipo branch-and-bound para la solución de KP-DUR que describimos en adelante.

2.3 Algoritmo KPD-BB

Tenemos todos los componentes necesarios para formular un esquema tipo branch-and-bound para KP-DUR. Emplearemos la heurística KP-PDH para construir una solución factible.

Luego de análisis computacionales preliminares, decidimos emplear el modelo KP-PD (por sobre el modelo KPCT) para el cálculo de cotas superiores durante la exploración del árbol de branch-and-bound. Esta decisión se tomó al evaluar la calidad de las cotas obtenidas frente al tiempo de cálculo necesario sobre varias instancias de prueba.

Por otra parte, el modelo KP-PD puede ser extendido de manera natural para incorporar restricciones adicionales que aparecen a partir de las decisiones de ramificación, como veremos más adelante. Las decisiones de ramificación (branching) consisten en forzar o prohibir que un objeto i ingrese a la mochila en un período t . Representaremos estas decisiones mediante ternas de la forma (i, t, k) donde:

$$k = \begin{cases} 1, & \text{si el objeto } i \text{ ingresa en la mochila en el} \\ & \text{período } t; \\ 0, & \text{caso contrario} \end{cases}$$

Cada nodo del árbol de búsqueda tiene asociada una lista de ternas que representan las decisiones tomadas previamente. Al iniciar el procesamiento del nodo, la información de esta lista se emplea para calcular, para cada período $t \in \{1, \dots, T\}$, el conjunto de objetos A^t que pueden ser seleccionados para ingresar en la mochila (a los que llamamos *objetos disponibles*), además de la capacidad residual de la misma \hat{C}_t . Se emplea luego una versión modificada del algoritmo de Horowitz-Sahni [7] para calcular una cota superior: se resuelven modelos KP-PD para T problemas clásicos de la mochila, cada uno sobre el conjunto A^t de objetos, y considerando una mochila con capacidad \hat{C}_t para $t \in \{1, \dots, T\}$. La suma de los valores óptimos sobre todos los períodos es una cota superior al valor óptimo de KP-DUR para el nodo actual. El algoritmo completo está descrito a continuación.

Sean:

$\hat{X} \in \{0,1\}^{n \times T}$ la matriz solución para el nodo actual;

$\hat{z} = \sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} \hat{x}_{it}$ el valor de la solución asociada a \hat{X}

$X \in \{0,1\}^{n \times T}$ la matriz con la mejor solución factible encontrada hasta el momento;

$z = \sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} x_{it}$ el valor de la mejor solución factible encontrada hasta el momento;

L la lista de ternas que representan las decisiones de ramificación tomadas

hasta llegar al nodo actual;

Q la cola de nodos por procesar, cada uno representado por su lista de ternas asociada;

$A \in \mathbf{Z}^{n \times T}$ la matriz de disponibilidad de objetos para el nodo actual;

$\hat{C}_t = C - \sum_{i: A_{it}=1} w_i$ capacidad residual de la mochila en el período t , para el nodo actual. Es importante señalar que los elementos de las matrices solución \hat{X}_{it} , X_{it} indican la presencia o no del objeto i dentro de la mochila en el período t . Es decir, corresponden realmente a las variables z_{it} del modelo KP-DUR.

Producere: KPD-BB

input: $n, C, T, (p), (w), (d)$;

output: $z, (X)$;

begin

1. [inicializar]
 1. $z := 0$;
 2. $\hat{z} := 0$;
 3. $X := 0$
 4. $\hat{X} := 0$
 5. $\hat{C}_t := C, \forall t \in \{1, \dots, T\}$
 - 6.
2. [calcular una solución factible empleando la heurística primal]
 7. encontrar una solución óptima \bar{x} de la instancia asociada KP-PD
 - 8.

$$z := \left[T \sum_{i=1}^n \left[\frac{T}{d_i} \right] p_i \bar{x}_i, \quad X_{it} := \begin{cases} \bar{x}_i & \text{si } t \leq \left[\frac{T}{d_i} \right] \\ 0 & \text{caso contrario} \end{cases}$$

3. [incluir en L algunas decisiones de ramificaciones forzadas por el modelo]
 9. agregar a L las ternas $(i, t, 0), \forall i \in \{1, \dots, n\}, \forall t \in \{T - d_i + 2, \dots, T\}$ forzadas por (10);
4. $Q := \{L\}$;
5. [lazo principal del esquema branch-and-bound]
 10. **while** $Q \neq \emptyset$ **do**
 11. retirar la primera lista L de Q ;
 6. [inicio del procesamiento de un nodo]
 12. obtener la matriz de disponibilidades A y las capacidades residuales \hat{C}_t a partir de las ternas de L ;
 7. [calcular la cota superior KP-PD]

for $t := 1$ **to** T **do**
begin

- encontrar una solución óptima \bar{x}^t de KP-PD con los objetos disponibles en cada columna A_t de A , empleando la capacidad residual \hat{C}_t

- almacenar \bar{x}^t en la columna t de la matriz solución para el nodo actual:

$$\hat{X}_{it} := \begin{cases} 1, & \text{si } A_{it} = 1 \text{ ó } \bar{x}_i^t = 1 \\ 0 & \text{caso contrario} \end{cases}$$

end;

end for;

$$\hat{z} := \sum_{t=1}^T \sum_{i=1}^n \frac{p_i}{d_i} \hat{X}_{it}$$

- [podado del árbol de búsqueda]
if $\hat{z} \leq z$ **end while;**
- [comprobar si la solución actual es factible]
if \hat{X} es factible para KP-DUR

begin

[actualizar la mejor solución obtenida hasta el momento]

$z := \hat{z}$;

$X_{it} := \hat{X}_{it}$, $\forall i \in \{1, \dots, n\}$, $\forall t \in \{1, \dots, T\}$;

end;

end while;

else

begin

[ramificación]

generar dos ternas nuevas $t_1 := (i, t, 1)$, $t_2 := (i, t, 0)$;

$L_1 := L \cup \{t_1\}$, $L_2 := L \cup \{t_2\}$;

agregar las dos nuevas listas L_1 , L_2 al inicio de la cola Q ;

end;

end while;

end.

El primer paso en el procesamiento de un nodo del árbol de búsqueda consiste en recuperar la lista asociada de ternas de ramificación y construir a partir de ésta una matriz de disponibilidades $A \in \{-1, -2, 0, 1\}^{n \times T}$ que identifica para cada objeto i en cada período t uno de cuatro posibles estados:

- *libre* ($A_{it} = -1$), si el objeto puede ser seleccionado para ingresar en la mochila;
- *posible* ($A_{it} = -2$), si el objeto no puede ingresar en la mochila en el período actual, pero puede estar presente en la misma debido a que podría ingresar en un período anterior;
- *presente* ($A_{it} = 1$), si el objeto forzosamente está presente en la mochila en el período actual, por alguna decisión de ramificación tomada previamente durante la exploración del árbol de búsqueda;
- *prohibido* ($A_{it} = 0$), si el objeto no puede estar en la mochila en el período actual.

El objeto i está disponible en el período t si $A_{it} \in \{-1, -2\}$.

El cambio de era protagonizado por el advenimiento de la Televisión Digital, evidencia las profundas transformaciones que esta nueva tecnología incorpora a la experiencia del usuario, ya que además de entretenerse con los contenidos que se difunden por las estaciones de televisión, éste tiene la posibilidad de interactuar con este medio de comunicación a través de diferentes aplicaciones y modalidades, revolucionando así, el modelo tradicional de mirar televisión. Actualmente, los estándares de transmisión de TV Digital adoptados a nivel mundial permiten el transporte ágil de grandes volúmenes de información, lo que propicia la disponibilidad de excesiva oferta televisiva en los hogares. Esta sobreoferta de alternativas de entretenimiento originará un escenario en el que el usuario se enfrente a una amplísima cantidad de programación disponible, que a pesar de contar

A partir de esta matriz, se construyen T instancias de KPPD, cada una de las cuales emplea los objetos disponibles en un período determinado. La capacidad de la mochila en cada instancia corresponde a la capacidad residual para el período correspondiente, luego de descontar el peso de los objetos presentes ($A_{it} = 1$):

$$\hat{C}_t := C - \sum_{i:A_{it}=1} w_i$$

Cada instancia de KP-PD se resuelve hasta la optimalidad empleando una versión modificada del algoritmo de Horowitz-Sahni. La matriz $\hat{X} \in \{0, 1\}^{n \times T}$ se construye usando como columnas las soluciones óptimas de las Instancias de KP-PD, además de la información de objetos presentes o prohibidos. Si el valor de la función objetivo para \hat{X} es inferior al valor de la mejor solución factible encontrada hasta el momento, la solución es desechada (poda del árbol).

Caso contrario, se verifica la factibilidad de \hat{X} . Si esta solución es factible, se actualiza la mejor solución $X := \hat{X}$, $z := \hat{z}$. Si \hat{X} no es factible, una ramificación tiene lugar y dos nuevas listas son agregadas a la cola Q . Para la ramificación hemos investigado tres posibles técnicas:

- La primera técnica de ramificación busca en las matrices A y en la solución actual \hat{X} el primer elemento libre que haya sido seleccionado por la cota superior:

13.

for $i := 1, \dots, n$ **do**

for $t := T, \dots, 1$ **do**

if $A_{it} = -1$ and $\hat{X}_{it} = 1$, **then**

$$\begin{cases} t_1 := (i, t, 1), \\ t_2 := (i, t, 0). \end{cases}$$

break;

- La segunda técnica de ramificación busca simplemente el primer objeto libre:

for $i := 1, \dots, n$ **do**

for $t := T, \dots, 1$ do
 if $A_{it} = -1$, then

$$\begin{cases} t_1 := (i, t, 1), \\ t_2 := (i, t, 0). \end{cases}$$

break;

La tercera técnica de ramificación ordena las filas de las matrices A y \hat{X} en sentido descendente de los valores de los objetos, siendo $i = 1$ la fila que corresponde al objeto de mayor valor e $i = n$ la fila asociada al de menor valor (originalmente, las filas están ordenadas descendentemente por la densidad p/wd de los objetos). Luego se procede como en la primera técnica.

En los tres casos, el elemento (i, t) seleccionado es empleado para construir dos ternas t_1, t_2 que representan las decisiones de forzar la entrada del objeto i en la mochila en el período t , o de prohibir su ingreso. Con estas ternas, se definen las nuevas listas $L1 := L \cup \{t_1\}$ y $L2 := L \cup \{t_2\}$, las mismas que se añaden a la cola Q de listas por procesar, y la iteración termina. El algoritmo termina cuando todas las listas de ternas pendientes en Q han sido procesadas, y devuelve como resultado el valor óptimo del problema.

Ejemplo 1. Veamos el funcionamiento general del esquema para la siguiente instancia de KP-DUR:

Se tiene una mochila con capacidad $C = 5$, y 4 objetos con las siguientes características:

valores (p_i) :	<table border="1"><tr><td>2</td><td>11</td><td>6</td><td>3</td></tr></table>	2	11	6	3
2	11	6	3		
pesos (w_i) :	<table border="1"><tr><td>1</td><td>4</td><td>4</td><td>2</td></tr></table>	1	4	4	2
1	4	4	2		
duraciones (d_i) :	<table border="1"><tr><td>2</td><td>3</td><td>2</td><td>3</td></tr></table>	2	3	2	3
2	3	2	3		

Se quiere maximizar el valor total almacenado en la mochila en un horizonte temporal $T = 4$, y los objetos están ordenados de acuerdo a sus densidades $\frac{p_1}{w_1d_1} > \frac{p_2}{w_2d_2} > \dots > \frac{p_4}{w_4d_4}$. La primera solución obtenida mediante la heurística primal viene dada por:

$$X = \begin{matrix} \begin{matrix} 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{matrix} \end{matrix}$$

donde X_{it} tiene el valor de 1 cuando el objeto $i \in \{1, \dots, 4\}$ está presente en la mochila en el período $t \in \{1, \dots, 4\}$. En este caso, la solución consiste en ingresar a la mochila el primer objeto en los tiempos $t = 1$ y $t = 3$, e ingresar el segundo objeto en el tiempo $t = 1$. El valor de esta solución inicial es $z = 2 + 2 + 11 = 15$. Se generan entonces las ternas forzadas por el modelo y se construye la lista inicial.

$$L := \{(1,4,0), (2,3,0), (2,4,0), (3,4,0), (4,3,0), (4,4,0)\}.$$

Luego entramos en el lazo principal del esquema branch and bound. A partir de L se construye la primera matriz de disponibilidades:

$$A = \begin{matrix} \begin{matrix} 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{matrix} \end{matrix}$$

Con la matriz A se construyen T instancias de KP-PD independientes, cada una con los objetos disponibles y la capacidad residual existente en cada período de tiempo. En este caso, para las 4 instancias todos los objetos están disponibles y la capacidad residual es la capacidad total de la mochila. Al resolver cada instancia empleando nuestra modificación del algoritmo de Horowitz-Sahni, la solución encontrada es:

$$\hat{X} = \begin{matrix} \begin{matrix} -1 & -2 & 1 & 1 \\ -1 & -1 & -2 & -2 \\ -1 & -1 & -1 & -2 \\ -1 & -1 & -2 & -2 \end{matrix} \end{matrix}$$

con un valor de $\hat{z} = 18$, que es mayor que el valor de la mejor solución z . Se comprueba entonces si esta solución es factible o no, en nuestro caso es infactible. Se procede a crear dos ternas de ramificación, empleando para este ejemplo la primera técnica de ramificación, que selecciona $i = 1, t = 3$ y $t1 := (1, 3, 1), t2 := (1, 3, 0)$. Con estas ternas se crean las nuevas listas $L1 = L \cup \{t1\}, L2 = L \cup \{t2\}$ y se las agrega al inicio de la cola Q , con lo que termina la primera iteración del lazo principal. En la segunda iteración, se retira la primera lista $L1$ de la cola, la matriz de disponibilidades obtenida a partir de ésta es:

$$A = \begin{matrix} \begin{matrix} -1 & -1 & -1 & -2 \\ -1 & -1 & -2 & -2 \\ -1 & -1 & -1 & -2 \\ -1 & -1 & -2 & -2 \end{matrix} \end{matrix}$$

Para esta nueva matriz de disponibilidades se crean las T instancias de KP-PD y se resuelve independientemente cada una de ellas. Las instancias para $t \in \{1, 2\}$ tienen nuevamente los cuatro objetos y toda la capacidad de la mochila disponibles. Para $t \in \{3, 4\}$, están disponibles los objetos 2, 3, 4 y la capacidad residual es $\widehat{C}_t = C - w_1 = 4$. Aun así, el resultado obtenido sigue siendo el mismo:

$$\hat{X} = \begin{matrix} \begin{matrix} 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{matrix} \end{matrix}$$

Nuevamente, tenemos que el valor \hat{z} es mayor que el de la solución actual z . Además, la solución es infactible y volvemos a generar dos nuevas ternas de ramificación $t3 := (1, 1, 1), t4 := (1, 1, 0)$, junto con las nuevas listas $L3 = L1$

$U\{t3\}$, $L4 = L1 \cup \{t4\}$, que son agregadas a la cola Q. Siete iteraciones más adelante, se llega a la solución factible:

$$\hat{X} = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

con un valor de $\hat{z} = 16$. Como este valor supera al de la mejor solución encontrada hasta el momento, se actualiza ésta última:

$$\hat{X} = \begin{bmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 \end{bmatrix}$$

Luego de 11 iteraciones, termina la exploración de todas las listas pendientes en Q, y se constata que esta solución es la solución óptima de la instancia.

3. RESULTADOS COMPUTACIONALES

3.1 Instancias de Prueba

Para analizar el desempeño práctico del algoritmo, se utilizaron instancias construidas mediante la modificación de un algoritmo de generación de instancias para la versión clásica de KP elaborado por David Pisinger [15]. Se realizaron cambios al mismo para que construya instancias para KP-DUR agregando duraciones a los objetos y un horizonte temporal T. El algoritmo de generación utilizados parámetros: un entero n que indica el número de objetos y un entero R en función del cual se definen todas las demás variables del problema. Este algoritmo genera tres tipos de instancias:

1. No correlacionadas, en las cuales $C = 3R$, $T = R$, y los valores, pesos y duraciones son generados independientemente simulando distribuciones uniformes de probabilidad:

$$\begin{aligned} p_j &\sim U_{[1,R]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ w_j &\sim U_{[1,R]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ d_j &\sim U_{[1,R]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}. \end{aligned}$$

2. Débilmente correlacionadas, en las cuales $C = 3R$, $T = [1.1R]$, y los valores, pesos y duraciones son generados como se indica a continuación:

$$\begin{aligned} p_j &\sim U_{[1,R]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ w_j &\sim U_{\left[p_j - \frac{R}{10}, p_j + \frac{R}{10}\right]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ d_j &\sim U_{\left[p_j - \frac{R}{10}, p_j + \frac{R}{10}\right]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}. \end{aligned}$$

3. Fuertemente correlacionadas, en las cuales $C = 3R$, $T = [2.1R]$, y los valores, pesos y duraciones se generan por medio de:

$$\begin{aligned} 14. \quad p_j &\sim U_{[1,R]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ w_j &\sim U_{\left[p_j + \frac{R}{10}\right]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}, \\ d_j &\sim U_{\left[2p_j + \frac{R}{10}\right]}, & \forall j \in \{1, \dots, n\}. \end{aligned}$$

Con este generador se construyeron 27 instancias de prueba para KP-DUR, las cuales se detallan en la Tabla 1.

		R				
		n	Tipo	10	20	50
Instancias	20	1		Instancia_1	Instancia_4	Instancia_7
		2		Instancia_2	Instancia_5	Instancia_8
		3		Instancia_3	Instancia_6	Instancia_9
	50	1		Instancia_10	Instancia_13	Instancia_16
		2		Instancia_11	Instancia_14	Instancia_17
		3		Instancia_12	Instancia_15	Instancia_18
	100	1		Instancia_19	Instancia_22	Instancia_25
		2		Instancia_20	Instancia_23	Instancia_26
		3		Instancia_21	Instancia_24	Instancia_27

Tabla 1. Instancias de prueba para KP-DUR.

3.2 Eficiencia computacional

El desempeño computacional de nuestro algoritmo KPDBB fue comparado sobre las instancias de prueba descritas anteriormente contra el desempeño de una implementación directa del modelo KP-DUR en el solver general para programas enteros SCIP, versión 2.1 [1]. Las pruebas computacionales se desarrollaron en una máquina con procesador AMD Athlon (tm) X2 Dual-Core QL-64 2.10 GHz con memoria RAM de 4.00 GB y un sistema operativo Windows 7 de 64 bits. El código fue compilado empleando el compilador GNU GCC versión 4.5.2. Discutiremos a continuación en más detalle algunas instancias relevantes. Un factor a considerar al analizar la calidad de una solución es la brecha de optimalidad (gap):

$$gap = \frac{cota\ superior - mejor\ solución\ alcanzada}{mejor\ solución\ alcanzada}$$

Reportamos aquí únicamente resultados obtenidos con KPDBB configurado para usar la primera heurística de ramificación, pues para ésta se presentó el mejor comportamiento en todas las instancias. Resultados más detallados se describen en [16]. El comportamiento de los algoritmos para la instancia 14 está detallado en la Figura 1. Esta instancia es del tipo débilmente correlacionada, con $n = 50$ y $R = 20$. Podemos notar que el valor de la cota superior KP-PD es de 596, encontrada en $t = 0$ y es muy cercano al valor de la cota obtenida por SCIP, cuyo valor es de 589 en $t = 1$ s. La primera solución factible encontrada mediante la

heurística primal tuvo un valor de 566 obtenida en el tiempo $t = 0s$ mientras que la primera solución factible encontrada por SCIP en el tiempo $t = 10s$ tiene un valor de 580. Dentro del período de 1 hora KPD-BB encontró una solución factible con un valor de 579, que es un 1% menor al valor 585 de la solución óptima encontrada por SCIP en $t = 260s$. El gap inicial de KPD-BB fue de 5%, y se redujo a 2% en un período de una hora.

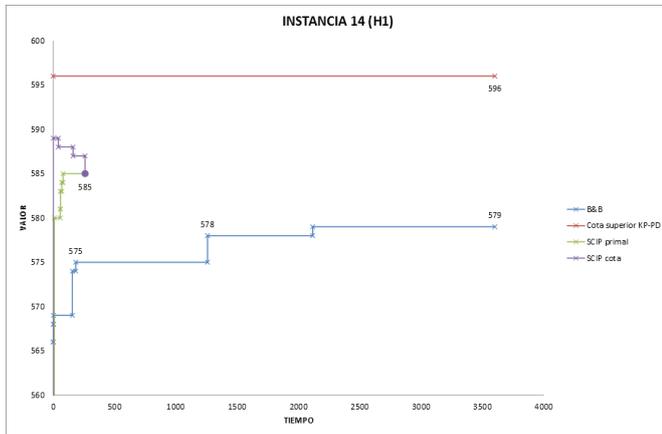


Figura 1. Comportamiento de los algoritmos para la instancia 14, heurística de ramificación 1.

En la Figura 2 se reportan los resultados obtenidos por los algoritmos SCIP y KPD-BB para la instancia 15. Esta instancia es del tipo fuertemente correlacionada con $n = 50$ y $R = 20$. Podemos observar que el valor de la cota superior KP-PD fue de 422 encontrada en $t = 0s$ que es un 2% mayor a la obtenida por SCIP, con un valor de 408 en $t = 6s$. La primera solución factible encontrada mediante la heurística primal tuvo un valor de 391 obtenida en el tiempo $t = 0s$ mientras que la primera solución factible encontrada por SCIP en el tiempo $t = 8s$ esta solución es un 1% menor que la solución óptima encontrada por el SCIP en $t = 20s$, de valor 403, que fue verificada como óptima en $t = 1124s$. Puede notarse que los primeros resultados obtenidos mediante la heurística prima y la cota superior de KPD-BB son competitivos con aquellos obtenidos por SCIP, tomando en cuenta su valor y su tiempo de cálculo tuvo un valor de 391. KPD-BB encontró una solución factible con un valor de 395 en el tiempo $t = 23s$ la misma que no pudo ser mejorada en todo el período de cálculo.

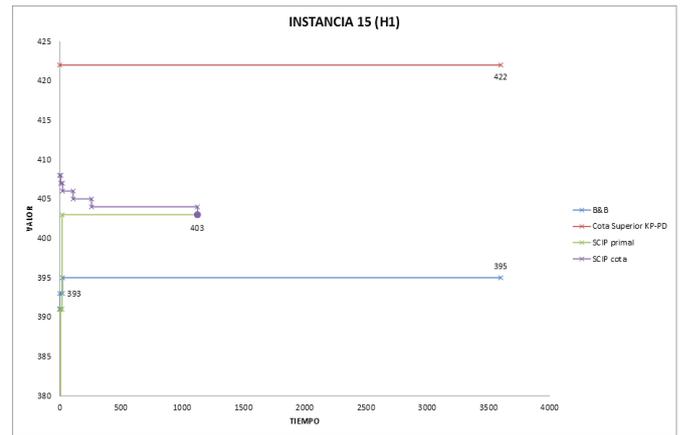


Figura 2. Comportamiento de los algoritmos para la instancia 15, heurística de ramificación 1.

Sin embargo, el esquema tiene problemas para “cubrir el último tramo” de la brecha de optimalidad (por lo general, menor al 5%). Esto puede deberse a la simetría de las soluciones factibles, la misma que fuerza a KPD-BB a desperdiciar tiempo de cálculo explorando soluciones de igual valor. Esto ocurre sobre todo en las instancias del tipo fuertemente correlacionadas. El gap inicial de KPD-BB fue de 7%, y se redujo a 6% en un período de una hora. En la Figura 3 se presentan los resultados para instancia 27, que es del tipo fuertemente correlacionada con $n = 100$ y $R = 50$. El valor de la cota superior KP-PD encontrada en $t = 0s$ es de 1491, que es menor al de la última cota obtenida por SCIP, cuyo valor es de 1493 en $t = 1411s$. La primera cota superior obtenida por SCIP tuvo un valor de 1504 en $t = 135s$.

La primera solución factible encontrada mediante la heurística primal tiene un valor de 1400 obtenida en el tiempo $t = 1s$ mientras que la primera solución factible encontrada por SCIP tiene un valor de 1400 en el tiempo $t = 1411s$. KPD-BB encontró una solución factible de mejor valor 1406 en $t = 47s$ y ésta no pudo ser mejorada dentro del tiempo de cálculo permitido. SCIP encontró una solución factible más durante todo el tiempo de cálculo permitido cuyo valor es de 1416, obtenida en $t = 2627s$. El gap inicial de KPD-BB fue de 6,5%, y se redujo a 6% en un período de una hora. Se corrobora nuevamente que para instancias de gran tamaño, KPD-BB encuentra de forma eficiente soluciones factibles y cotas superiores de valores similares a aquellas obtenidas por SCIP en un tiempo de cálculo considerablemente menor.

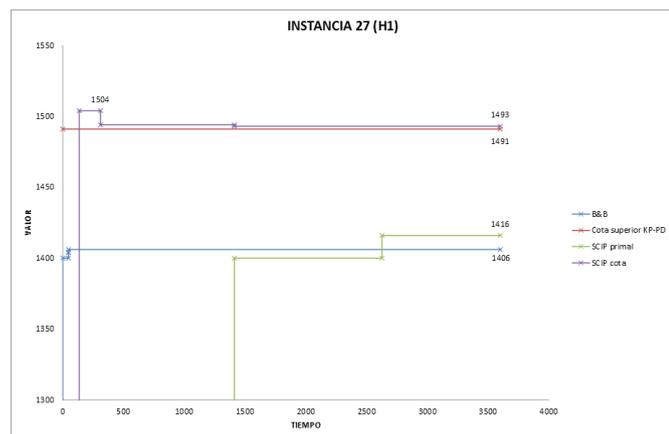


Figura 3. Comportamiento de los algoritmos para la instancia 27, heurística de ramificación 1.

La simetría de soluciones sigue demostrando ser un problema para el esquema planteado ya que no permite explorar el árbol de decisiones de manera más eficiente.

4. CONCLUSIONES

Hemos presentado un modelo de programación entera para una versión dinámica del problema de la mochila, en la cual los objetos tienen asociados tiempos de permanencia en la mochila y se busca maximizar el valor en la misma dentro de un horizonte de tiempo. Hemos propuesto un algoritmo de solución exacta para este problema de optimización combinatoria, basado en el esquema de branch-and-bound. Finalmente, hemos estudiado el rendimiento computacional de nuestro algoritmo KPDBB al comparar su desempeño sobre instancias de prueba contra el desempeño del solver lineal entero general SCIP. Los experimentos computacionales de la sección precedente permiten concluir que el esquema KPD-BB encuentra rápidamente cotas superiores y soluciones primales de un valor aceptable, pero que generalmente no consigue cerrar la brecha de optimalidad dentro de un tiempo de cálculo razonable. Por el contrario, SCIP es más eficiente reduciendo la brecha de optimalidad pero requiere de un mayor tiempo de cálculo para encontrar la primera solución factible, sobre todo en instancias grandes (por ejemplo, en las instancias 22 a la 27). De esta manera, nuestro esquema de solución KPD-BB es particularmente adecuado para situaciones donde el tiempo de cálculos es un factor crítico a considerar. Por ejemplo, para aplicaciones en tiempo real.

REFERENCIAS

[1] T. Achterberg. Scip: Solving constraint integer programs. *Mathematical Programming Computation*, 1(1):1–41, 2009. <http://mp.zib.de/index.php/MPC/artile/view/4>.

[2] E. Balas and E. Zemel. An algorithm for large zerooneknapsack problems. *Math. Oper. Res.*, 28(5):1130–1154, 1980.

[3] M. Bartlett, A. Frisch, Y. Hamadi, I. Miguel, S. Tarim, and C. Unsworth. The temporal knapsack problem and its solution. In R. Barták and M. Milano, editors, *Integration of AI and OR Techniques in*

Constraint Programming for Combinatorial Optimization Problems, volume 3524 of *Lecture Notes in Computer Science*, pages 34–48. Springer Berlin / Heidelberg, 2005.

[4] G. Dantzig. Discrete variable extremum problems. *Math. Oper. Res.*, 5(2):266–277, Apr. 1957.

[5] M. R. Garey and D. S. Johnson. *Computers and Intractability: A Guide to the Theory of NP-Completeness*. W.H. Freeman & Co., New York, NY, USA, 1979.

[6] P. Gilmore and R. Gomory. A linear programming approach to the cutting stock problem. *Math. Oper. Res.*, 9(6):849–859, Nov. 1961.

[7] E. Horowitz and S. Sahni. Computing partitions with applications to the knapsack problem. *J. ACM*, 21:277–292, April 1974.

[8] R. M. Karp. Reducibility among combinatorial problems. In R. E. Miller and J. W. Thatcher, editors, *Complexity of Computer Computations*, The IBM Research Symposia Series, pages 85–103. Plenum Press, New York, 1972.

[9] H. Kellerer and U. Pferschy. A new fully polynomial time approximation scheme for the knapsack problem. *J. Comb. Optim.*, 3(1):59–71, 1999.

[10] H. Kellerer, U. Pferschy, and D. Pisinger. *Knapsack Problems*. Springer, Germany, 2004.

[11] S. Martello and P. Toth. An upper bound for the zero-one knapsack problem and a branch and bound algorithm. *European Journal of Operational Research*, 1(3):169–175, May 1977.

[12] S. Martello and P. Toth. *Knapsack Problems: Algorithms and Computer Implementations*. Wiley, New York, NY, USA, 1990.

[13] J. D. Papastavrou, S. Rajagopalan, and A. J. Kleywegt. The dynamic and stochastic knapsack problem with deadlines. *Management Science*, 42:1706–1718, December 1996.

[14] R. Parra-Hernandez, D. Vanderster, and N. J. Dimopoulos. Resource management and knapsack formulations on the grid. In *Proceedings of the 5th IEEE/ACM International Workshop on Grid Computing, GRID '04*, pages 94–101, Washington, DC, USA, 2004. IEEE Computer Society.

[15] D. Pisinger. David pisinger's optimization codes. <http://www.diku.dk/~pisinger/odes.html>.

[16] B. Silva. Algoritmos de solución para una versión dinámica del problema de la mochila. Tesis de grado en Ingeniería Matemática, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 2014.

[17] V. V. Vazirani. *Approximation algorithms*. Springer, Berlin, 2001.



www.revistapolitecnica.epn.edu.ec

www.epn.edu.ec