

Sustentabilidad ambiental

Una visión interdisciplinaria de los DAAD-Alumni en México

Víctor Ávila Akerberg
Coordinador

Hablar de sustentabilidad en México y en cualquier otra parte del mundo requiere, sin duda, un enfoque interdisciplinario. El libro presenta una serie de estudios de sustentabilidad ambiental desarrollados por investigadores mexicanos que han tenido la oportunidad de hacer estancias de investigación, estudios de licenciatura, maestría o doctorado en diferentes universidades de Alemania, apoyados por el Servicio Alemán de Intercambio Académico (por sus siglas en alemán, DAAD Deutsche Akademische Austauschdienst). Los coautores del libro tienen vínculos con universidades en Alemania como las de Friburgo, Jena, Kiel, Stuttgart, Darmstadt, Paderborn, Heidelberg, Mainz, Hannover y Bonn, entre otras.

La obra aborda temas de educación y conciencia ambiental, a través de estudios sobre la sustentabilidad del maíz, la alimentación en niños y jóvenes y el programa de una nueva licenciatura en la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM); aspectos de biocatálisis, contaminación ambiental como factor inductor de enfermedades y una alternativa para el aprovechamiento de los residuos de camarón; huella hídrica y contaminación del agua en la industria alimentaria, el manejo del agua subterránea en ciudades, el uso de sistemas biológicos para la remediación de suelos contaminados y cenizas para la remoción de bióxido de carbono. En los últimos capítulos se desarrollan temas relacionados con el uso de los sistemas de información geográfica en exploración minera, la microbiota [explicar esto] del suelo como base de un proceso sustentable, y la importancia de los estudios geológicos para el cuidado de las áreas naturales protegidas.

Es un libro diverso que muestra diferentes temáticas y señala, de alguna manera, la influencia que todos los autores hemos recibido de Alemania por haber realizado alguna estancia académica en ese país.

Sustentabilidad ambiental. Una visión interdisciplinaria de los DAAD-Alumni en México

ISBN: 978-607-422-933-2



9 786074 229332



Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales
Universidad Autónoma del Estado de México

Sustentabilidad ambiental.

Una visión interdisciplinaria de los DAAD-Alumni en México

Dr. Víctor Ávila Akerberg
Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales.
Universidad Autónoma del Estado de México, México.



Sustentabilidad ambiental. Una visión interdisciplinaria de los DAAD-Alumni en México / Víctor Ávila Akerberg (coord.). --- Estado de México: Universidad Autónoma del Estado de México, 2018

ISBN: 9786074229332

210 p.:

1. Desarrollo sustentable
2. Servicio Alemán de Intercambio Académico I. Ávila-Akerberg, Víctor, coord.

Primera edición, 2018

Fotografía de portada: Víctor Ávila Akerberg

DR. © Universidad Autónoma del Estado de México
Av. Instituto Literario 100 Oriente, Colonia Centro, Código Postal 50000, Toluca de Lerdo
Estado de México
<http://www.uaemex.mx>

Diseño y cuidado editorial:
Ian Arcos, Kali Devi

Se prohíbe la reproducción total o parcial de esta obra por cualquier medio sin el consentimiento escrito de los titulares de los derechos.

Impreso en México • Printed in Mexico

El contenido y la originalidad de esta obra es responsabilidad exclusiva de los autores. Las opiniones expresadas en el mismo no representan ni reflejan necesariamente la de la editorial.

Financiado por el DAAD con fondos del Ministerio Federal de Relaciones Exteriores de la República Federal de Alemania (AA)



Deutscher Akademischer Austauschdienst
Servicio Alemán de Intercambio Académico

México y Alemania – socios fuertes en el campo de la cooperación científica

Si se analizan las relaciones de nuestros dos países en los últimos años, uno se da cuenta que la cooperación entre nuestros Estados ha crecido constantemente y en 2018 ha alcanzado un nivel sin precedentes.

En materia económica, México es ahora el principal socio de Alemania en Latinoamérica, tanto en lo referente a importaciones como exportaciones. El volumen total del comercio de Alemania con México ascendió en 2017 a más de 45 mil millones de euros. Pero particularmente los asentamientos de la industria alemana en México se han convertido en un factor sólido y al mismo tiempo dinámico de nuestra cooperación. En cifras: cerca de 2 mil empresas alemanas y más de 500 mil empleos.

El ámbito científico no se queda atrás. Casi 3 mil estudiantes mexicanos en universidades alemanas y 385 asociaciones científicas oficiales entre instituciones de educación superior de nuestros dos países lo demuestran. Especialmente la cantidad de estudiantes mexicanos en universidades alemanas – el segundo grupo más grande de estudiantes latinoamericanos en Alemania, después de los brasileños- permite ver que el interés por Alemania como destino académico ha aumentado impresionantemente en los años recientes y lo sigue haciendo.

Gran parte de la cooperación cada vez más intensa entre nuestros sistemas científicos y el creciente interés mutuo en la movilidad internacional de estudiantes y docentes ha sido gracias al Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD), el cual desde hace más de 15 años es representado en México por una Oficina Regional. Como actor importante en el panorama científico y bajo el lema “Cambio a través del intercambio”, impulsa con sus varios proyectos y programas a más de 1,200 estudiantes y científicos mexicanos y alemanes al año. A través del financiamiento a la movilidad científica mutua y a la internacionalización de las universidades de ambos países, el DAAD apoya el intercambio bilateral del conocimiento académico y cultural.

Un papel fundamental dentro de las actividades del DAAD tienen los más de 4 mil ex becarios del DAAD en México. Los ex becarios del DAAD que han regresado a México son un medio importante para nuestro trabajo multifacético en el país. Dado que nuestros Alumni conocen ambos sistemas de educación superior y, por lo general, mantienen una buena red de contactos con las universidades alemanas, ellos son importantes embajadores del DAAD y, simultáneamente, del sistema científico alemán en México. Por medio de las actividades de nuestros Alumni y los eventos organizados por ellos, nosotros, como DAAD, logramos mantener y desarrollar redes científicas entre Alemania y México. Con ello podemos, por un lado, seguir fortaleciendo la base estable de nuestra cooperación científica y, por otro lado, establecer nuevos puentes y vínculos entre ambos países.

Dr. Alexander Au
Director Regional México
Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD)

Contenido

Repensar la sustentabilidad desde la cultura del maíz nativo: género y masa crítica en el desarrollo de la Conciencia. Ivonne Vizcarra Bordi, Tanya M. González Martínez	1
Planeación curricular en el nivel de educación superior para moldear el desarrollo sustentable. El caso de la Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables de la UNAM. Yesenia A. León, Claudia Briones-Jurado	13
Análisis de la alimentación a través de educación ambiental en primarias, secundarias y preparatorias en dos municipios periurbanos a la Ciudad de México. Víctor D. Ávila Akerberg, Tanya M. González Martínez, Luis A. López Mathamba	25
Fronteras en la biocatálisis de alimentos. Carolina Peña-Montes	37
La contaminación ambiental como factor inductor de cáncer y diabetes. Fernando Flores Guzmán, José Misael Vicente Hernández Vázquez, Elba Carrasco Ramírez	51
Aprovechamiento de residuos de camarón para beneficio agrícola en Baja California: motivación, metodología, retos y proyecciones. Jhordan Ojeda González	67
Huella hídrica y contaminación de agua en la industria alimentaria, y el uso de membranas de filtración como un proceso sostenible para la disminución de impactos sobre el medio ambiente. María Guadalupe Sánchez Loredo	77
La trascendencia del agua subterránea en el desarrollo sostenible de las ciudades. René Alberto Dávila Pórcel	89
Sistemas biológicos para la remediación de ambientes contaminados con metales pesados. Isaías Balderas Rentería, Ángel Gabriel Alpuche Solís	113
Caracterización de cenizas para la remoción de CO₂. Rosa-Hilda Chávez, Roberto-Isaac Juárez-Vázquez, Javier Guadarrama	135
Sistema de Información Geográfica Ambiental para el Desarrollo Sustentable aplicable en regiones de Exploración Petrolera en México. Silvia Domínguez Parra	165
La microbiota del suelo de una plantación de pinos en el parque “La Marquesa”: la base de un bioproceso sustentable. Eduardo Rodríguez-Bustamante, Roberto Arreguín-Espinosa	183

Estudios geológicos para la defensa y preservación de áreas naturales: caso de estudio el Anticlinorio Huizachal-Peregina, Tamaulipas, México. 197
Sonia Alejandra Torres Sánchez, Víctor Hugo Caballero Ramírez, Darío Torres Sánchez

**Repensar la sustentabilidad desde la cultura del maíz
nativo: género y masa crítica en el desarrollo de la
conciencia.**

Ivonne Vizcarra Bordi

Tanya M. González Martínez

Introducción

En las últimas tres décadas convergen las preocupaciones mundiales por lograr un mundo sustentable, sin hambre, con equidad de género e inclusión social. Desde esa mirada, se han difundido varias nociones que parecen acomodarse al posicionamiento de las agendas políticas nacionales e internacionales en términos de seguridad alimentaria. Así, *sustentabilidad* es definida como la capacidad que tiene una sociedad para hacer uso consciente y responsable de sus recursos, sin agotarlos ni exceder su capacidad de renovación, y sin comprometer el acceso a estos por parte de las generaciones futuras (ONU, 1987). La definición de *hambre* que difunde la Organización Mundial de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2015) como sinónimo de *subalimentación crónica*; es decir, el estado con una duración de al menos un año, de incapacidad para adquirir alimentos suficientes, definido como un nivel de ingesta de alimentos insuficiente para satisfacer las necesidades de energía alimentaria; se propone seguir modelos de producción agroalimentarios. Este concepto está atado al de *progreso*, y sugieren cómo seguir sosteniendo el crecimiento económico sin que se someta a escrutinio el mecanismo para fortalecer al sistema capitalista como el principal motor de la degradación ambiental, generador de pobreza, de dependencia alimentaria y de mala nutrición. Si bien dichos problemas hacen llamado a una suerte de conciencia social, presenciamos un proceso acelerado de homogenización para mantener vivo el concepto de desarrollo, donde todo se incluye y se excluye a la vez (Murillo, 2004). En palabras de Esteva, se trata de un eufemismo más para disimular el desastre cotidiano y mundial (Esteva, 1997/Citado por Murillo, 2004:419-420). En otras palabras, se trata de que en nombre de todas las sociedades, sistemas de producción y ecosistemas, se les adjudican responsabilidades desde una sola mirada incluyente, globalizada y por lo tanto, con obligaciones para contribuir al desarrollo *sustentable* y eliminar con ello el *hambre*. Sin embargo, esta visión excluye todas las particularidades de los procesos locales de relacionarse con la naturaleza. Además, elimina las posibilidades de los pueblos de construir otro tipo de relaciones con sus medios para reproducirse culturalmente y con sus patrones inherentes de convivencia socioambiental. Aun cuando la equidad o *inclusión social* sea parte de esos discursos globales, la conciencia social en esos niveles discursivos es un concepto abstracto para la mayoría de las poblaciones, en términos de que se ignoran sus propios procesos de darse cuenta a través de la experiencia del convivio en el tiempo.

En ese mismo tenor, *la perspectiva de género*¹ que se ha vuelto obligatoria en las agendas de desarrollo sustentable y el *combate al hambre*, es tratada con esa mirada occidental e institucionalizada (Vizcarra, 2008), y deja fuera los conocimientos y experiencias de las relaciones de género que se gestan en la experiencia de *darse cuenta* de su reproducción social, sobre todo de los pueblos indígenas (Tibán, 2004), y su inserción a relaciones más amplias de producción, donde la naturaleza se concibe como un recurso manejable, rescatable y controlable; el *hambre* es la oportunidad de innovar biotecnologías a gran escala para aumentar los rendimientos agroalimentarios, y *género* aparece como una categoría subordinada a los intereses heteropatriarcales y capitalistas al concebirlas como sinónimo de mujeres vulnerables, pero a la vez agentes de desarrollo (Vizcarra y Rincón, 2015).

Ciertamente existe abundante literatura que contraviene estas concepciones promotoras de políticas de desarrollo, y reposiciona las posturas venidas desde los y las sujetos de los pueblos originarios (indígenas) (Galván *et al.*, 2016; Serrat, 2008; Tibán, 2004). Algunas de

1. La perspectiva de género es el enfoque político que se le ha dado a la equidad, comprendida como un conjunto de ideas, creencias y valores sociales en relación a la diferencia sexual, el género, la igualdad y la justicia en lo relativo a los comportamientos, las funciones, las oportunidades, la valoración y las relaciones entre hombres y mujeres (Emakunde, 1998 p.23).

ellas se basan en el reconocimiento de las desigualdades sociales que se han profundizado a través de la historia de los pueblos colonizados, de la naturaleza y de las mujeres, y otros, en las formas de resistir y coexistir a pesar de las transformaciones sociales. Sin embargo, pocas reparan en cómo estas y otras experiencias pueden potencialmente rescatarse para el desarrollo de la conciencia que promueva un cambio social que asegure nuevas relaciones de género, de producción y con la naturaleza.

Dentro de esa gran diversidad de sistemas locales reproducidos por pueblos indígenas, se encuentra la milpa en México, considerada como un sistema sustentable por su manejo agroecológico². En su acervo agrobiodiverso se encuentra el maíz nativo (*Zea mays*) como la principal fuente de alimentos para millones de personas en México, la mayoría campesinos e indígenas que sostienen la milpa no sólo porque implica producir maíz y sus cultivos asociados para autoconsumo (seguridad alimentaria), sino porque han establecido una relación de respeto y convivio con la tierra, las plantas, el maíz, los animales, el agua, el bosque, la selva, el llano, el sol, la luna, el cosmos, y con muchos más etcéteras que conforman la Cultura de Maíz.

No obstante, este sentido de pertenencia y de zona de refugio para seguir existiendo tiene dos lados que constantemente someten ese convivio a tensiones sociales e individuales. Por un lado, la milpa y la producción de maíz nativo –y sus 58 razas y más de 300 variedades (Ortega-Paczka, 2013)– son, en la actualidad, eje de debate sobre sus posibilidades o limitaciones de conservar la agrobiodiversidad (del maíz) frente a las amenazas del imperante cambio climático y, sobre todo, del sistema global agroalimentario, capitalista y neoliberal que está dañando la salud ambiental³ de amplios agro-ecosistemas (Horrigan et al., 2002) con los que interactúa la milpa (De Frece y Nigel, 2008); y por otro lado, es reconocido que dentro del sistema milpa no se tiene una relación solidaria entre hombres y mujeres, ni entre clases, ni edades, debido a que, por razones de violencia estructural⁴, las mujeres rurales, indígenas y jornaleras, sufren las desventajas en esas relaciones por demás patriarcales (sin derechos) (Vizcarra y Ramírez, 2010). Ello no quiere decir que, desde esas tensiones y desventajas, las mujeres queden desprovistas de procesos de desarrollo de conciencia, por lo contrario, aquí se sugiere que es a partir de esos procesos de lucha en la exclusión y en las desventajas, que se pueden rescatar sus experiencias femeninas para construir una *masa crítica*.

2. La milpa es un sistema complejo de policultivo en el que las mujeres y los hombres del campo asocian el maíz con el frijol (u otras leguminosas, que aportan al suelo abundantes cantidades de nitrógeno requerido por el maíz en su crecimiento), la calabaza, el chile, el tomate y, en zonas cálidas, diversos tubérculos. En ese espacio también cultivan plantas aromáticas, medicinales y ornamentales, algunas con propiedades repelentes de insectos plaga, y auspician una gran diversidad de quelites silvestres. Se han registrado hasta sesenta plantas útiles en una sola milpa, las cuales impiden el crecimiento de malezas, especialmente la calabaza, que con sus anchas hojas ayuda, además, a conservar la humedad del suelo. Otros rotan los cultivos según las necesidades de descanso y fertilidad del suelo. Existen tantas modalidades de milpas como culturas locales se definan (Marielle et al., 2012).

3. La Organización Mundial de la Salud (OMS) relaciona el mantenimiento de la salud con todos los factores físicos, químicos y biológicos externos de una persona (es decir, los factores ambientales) que podrían incidir en la salud humana y que, por tanto, es importante considerar en la prevención de enfermedades y en la creación de ambientes propicios para la salud (OMS, 2018). Habría que considerar también que los efectos del modo de vida de las poblaciones humanas y la forma de uso y explotación de los recursos naturales tienen un impacto directo sobre la salud del ecosistema y, por tanto, terminan incidiendo en esos factores ambientales que favorecen o no el mantenimiento de la salud.

4. La violencia estructural implica la consideración de ciertos mecanismos de ejercicio del poder como causantes de procesos excluyentes en los que les son privadas de una u otra manera las necesidades humanas básicas a las personas. Implica también reconocer que la pobreza, las desigualdades y la injusticia social no se producen únicamente por relaciones económicas, sino también a partir de la utilización de diversas formas de opresión política como la discriminación institucional o la legislación excluyente de ciertos grupos sociales, entre otras (La Parra y Tortosa, 2003).

El presente capítulo tiene el propósito de despertar la curiosidad en la formación de esa masa crítica, necesaria para promover una reflexión sobre la necesidad de repensar la sustentabilidad desde la conciencia femenina, lograda a través de tres etapas paulatinas y consecutivas de formación de masa crítica: subsistencia, colectividad, y empoderamiento (Vizcarra *et al.*, 2015), a la que podemos añadir una cuarta etapa, concebida como la *conciencia del cambio social trascendental*, propuesta por Vigil (2011).

Etapas de formación de masa crítica hacia la conciencia

Se entiende por masa crítica la cantidad última requerida de elementos obtenidos de experiencias colectivas e individuales, cuya agregación al resto que ya se había reunido, es suficiente para impulsar el cambio a la siguiente fase o etapa del desarrollo para lograr, en este caso, la conciencia que cambiará el estado actual de la humanidad, la que se presume en crisis de conciencias. Son cuatro etapas las que hasta ahora se han conceptualizado para desarrollar la masa crítica (véase Vizcarra *et al.*, 2015: 59-63): La primera o *de subsistencia*, se refiere a la ausencia de masa crítica por estar en una etapa de pre-conciencia o a una etapa de confusión, donde el o la *sujeto* (S) no emerge del *objeto* (O). El o la sujeto no se da cuenta de la realidad y vive a través de instintos, conductas reactivas y confusas, impulsos primarios y es fácil de controlar por otros sujetos. Es potencialmente S, pues éste-a sólo se define como tal cuando se da cuenta de la realidad (es decir, O) y la puede nombrar.

En la segunda etapa, llamada *colectividad*, surge el o la sujeto que transformará la experiencia en el inicio de la formación de la masa crítica. Sale del O y establece una relación con la realidad; sin embargo, ésta es dominante y sujeta la relación con S. Este tipo de relaciones se establecen a través de las emociones, es observador-a, aprende, imita, replica, respeta, conserva tradiciones y se subordina al O con obediencia para estar dentro de una colectividad.

Para pasar a una tercera etapa, de carácter *individual*, se requiere que se instale el conocimiento que S va adquiriendo en su experiencia para dominar a O. Es la conformación de la masa crítica esperada a través de una *conciencia individual*, basada en experiencias personales pero que las comparte colectivamente. Puede decirse que el razonamiento analítico es guiado por el intelecto, el cientifismo, la propia iniciativa y el empoderamiento, y crea mecanismos de control para dominar a la realidad y a otros sujetos con menor o igual nivel de conciencia. Los egos caracterizan esta etapa.

Ahora bien, se considera que una vez alcanzada la masa crítica se desarrolla la *conciencia plena*, la cual puede ser considerada como la etapa en la que culmina este proceso. En ese tenor, y una vez superados los egos, esta conciencia se define como la fuerza del servicio del cuidado con amor, la compasión, la empatía, la justicia y la igualdad llegan al posicionamiento del desapego entre S y O, se eleva la conciencia a un nivel de trascendencia donde otra realidad es posible, pues es el fin de las relaciones de dominación. Esa es la cuarta etapa, la de la conciencia del *cambio social trascendental*.

En el contexto de la *cultura del maíz nativo*, hemos definido, en síntesis, objeto y sujeto de la siguiente manera:

- *Objeto (O)* como la cultura de maíz, expresada como las diferentes realidades y momentos en que se vive y de lo que se puede dar cuenta el o la sujeto (por ejemplo: crianza

infantil, responsabilidad alimentaria, patriarcado, salud ambiental en riesgo, pérdida de la agrobiodiversidad, conservación del maíz, etcétera).

- El *sujeto (S)* lo constituyen las mujeres rurales, campesinas e indígenas que se dan cuenta de O: la realidad.

La *relación* que se establece entre S y O es la experiencia de vida, la acción de *darse cuenta de la realidad*. Por consiguiente, *conciencia plena* es la relación entre *sujeto y objeto* sin relaciones de poder uno sobre el otro (S-O).

Etapas de construcción de masa crítica femenina en relación con su experiencia con la cultura de maíz

Primera etapa: Subsistencia. Las mujeres que se encuentran en esta etapa aún no se dan cuenta de la cultura del maíz porque nacieron en ella y no pueden identificarla ni nombrarla. Son “las otras” invisibilidades en distintos procesos y escenarios: en políticas públicas, en estudios científicos y en los propios sistemas de producción. Desde la lógica de la dominación, la otredad resulta lo oprimido. Son mujeres a las que hemos relacionado mucho, etnográficamente, con sistemas de subsistencia. Viven excluidas por los hombres, donde no se les permite hablar en asambleas comunitarias, ni tomar decisiones importantes que afectan sus vidas y las de la comunidad; las discriminan de ciertas actividades y puestos de representación, no eligen con quién casarse, ni cuántos hijos tener, las intercambian fácilmente, y las restringen a los recursos y medios para subsistir. Por lo general sufren violencia estructural, cultural, patrimonial simbólica y de género, sin saberlo, porque su condición de mujer pobre e indígena está ampliamente naturalizada. Desde que nacen se les asignan roles femeninos idealizados para cada pueblo indígena y/o campesino. Pueden también, por la misma razón, encontrarse dentro de un rol que se repite como una condición *sine qua non* por ser mujer asociada con la capacidad de desarrollar la maternidad: nos referimos al *cuidado*. Ellas son las responsables directas de todo lo que concierne a la crianza infantil, muchas veces del cuidado de los animales que interactúan en el sistema de producción, de la milpa, del jardín, del huerto. Cuidan también del maíz que se cultiva o se intercambia, preparado como parte del alimento de base para su hogar (que, en muchas ocasiones, resulta ser el único alimento del día); por ello cuidan de la milpa replicando relaciones comunitarias para que éste no falte.

Pese al cuidado por asignación que ponen en la alimentación de los miembros de la familia, ellas suelen sufrir de desnutrición, y frecuentemente presentan enfermedades crónicas degenerativas, infecciosas y/o de obstrucción pulmonar (causada por los humos de fogones de leña con los que cocinan). Cuando su salud y la de su familia se ven coaccionadas, es cuando podemos decir que comienza el proceso de *darse cuenta*. En este sentido, el sufrimiento por enfermedad o muerte en las condiciones de subsistencia en las que viven las mujeres se convierte en el último elemento necesario para formar la primera masa crítica necesaria para pasar a una etapa de conciencia colectiva.

Segunda etapa: Colectividades. Las mujeres ya se dieron cuenta de que pertenecen a la cultura de maíz, aunque ésta pueda ser abrumadora pues constituye todas las dimensiones de su vida y le da sentido de pertenencia e identidad a la comunidad a la que se adscriben. El cuidado va más allá de criar y alimentar por asignación, donde el maíz cobra importancia por estar directamente relacionado con la subsistencia, les provee un significado más amplio que el de manutención, abarca un sentido de continuidad. La experiencia las ha hecho observadoras,

pero también emotivas. Por lo general sus experiencias son compartidas con otras mujeres que han pasado de igual manera por el mismo proceso, desarrollando así *compasión*⁵. Pero, si bien el aprendizaje forma parte de este proceso colectivo, aún no pueden desprenderse del sometimiento al que las sostiene la comunidad en la que viven. Son las que custodian la cultura en torno al maíz (en su ritualidad y en la cotidianidad), pero en una relación de dominadas. Se dan cuenta de la sumisión, pero no tienen elementos suficientes para salir de una relación de discriminación, exclusión y explotación, de hecho, ni siquiera se dan cuenta de ese otro objeto que las somete a desigualdades sociales.

Las emociones regulan las subjetividades en esta etapa. Tienen miedo de expresarse diferentes, de reclamar injusticia y de adquirir poderes. El miedo las domina a pesar de que se dan cuenta de todo ello, y prefieren vivir en un pacto colectivo femenino (consensuado en silencio), replicando el rol del cuidado, pero con el inicio de la compasión. La sumisión-obediencia puede deberse a la eficacia de los mecanismos de control que las dominan además del miedo, como pueden ser las religiones y las políticas de desarrollo social. Así, se perciben devotas y fieles, replican enseñanzas ajenas a la cultura indígena del maíz que inclusive sincretizan con naturalidad en sus prácticas cotidianas, tal como ocurre con la incorporación de elementos que definen el modo de vida urbano, moderno e industrializado. En esa (con) fusión, defienden el patriarcado colonizador que caracteriza esta etapa de la conciencia, donde el maíz se venera como un regalo de Dios (es decir, es sagrado) y creen fielmente que su mandato se traduce en castigo o permisión para obtener o no el grano, cosecha tras cosecha, según haya sido el comportamiento terrenal (según los cánones androcéntricos).

En otro escenario o conjugando el anterior, las políticas sociales de combate a la pobreza someten a las mujeres a una mirada institucional clientelar. Si no obedecen el contrato forzado, serán exhibidas en mecanismos de control gubernamental que resultan perversos. El miedo de perder apoyos las obliga a obedecer el mandato y reproducen ellas mismas los discursos de necesidad y pobreza para merecerse los apoyos. En este sentido, el conocimiento que se produce de ellas es objetivizado y falsamente visibilizado: son identificadas como población-objetivo beneficiaria de programas o, en el mejor de los casos, como custodias de la biodiversidad del maíz (Vizcarra *et al.*, 2013). Ambas externalidades van conformando una suma de experiencias con otros Objetos (realidades) de carácter individual y colectivo a la vez. Por ejemplo, algunas mujeres con mayores años de escolaridad y/o que van incursionando en el mercado laboral de las ciudades, atraen más elementos a la experiencia de vida para agregarlos a los ya acumulados por el proceso de asimilación de la cultura de maíz. Aunque en este periodo sus mentes están aún en la etapa de observación y aprendizaje a través de la repetición en la cotidianidad actuada, el elemento último esperado para consolidar la masa crítica que permita pasar a otro nivel de conciencia vendrá no sólo cuando noten que son objetivizadas por esas externalidades, sino también cuando vean amenazadas sus responsabilidades del cuidado de la familia, de su milpa y de su entorno ambiental y comunitario por factores que ellas no pueden controlar desde esa relación de subordinación.

5. La compasión es un sentimiento que mantiene el mundo en movimiento. Se refiere a esa consideración, benevolencia y tolerancia que, bien entendida, viene a corregir, por la vía del afecto, de la comprensión y del amor, tanto las injusticias como las insuficiencias de la justicia (Carosio, 2007). Bajo estos preceptos la compasión está relacionada con términos como la autoestima, la empatía, la simpatía o el altruismo, y es, por tanto, una motivación, no una emoción, que orienta la conducta humana. En este sentido cabe aclarar que la lástima o la pena, la indulgencia, la debilidad o el egoísmo no son compasión (García y Demarzo, 2015), y su confusión con ésta, podría generar crisis de conciencias.

Tercera etapa: empoderamiento. Las mujeres indígenas y campesinas que pertenecen a estas comunidades se convierten en S que dominan la relación la cultura de maíz como O a través del proceso del empoderamiento, obtenido de la mente observadora de la etapa anterior. Gracias a ello, en esta etapa pueden desarrollar una mente analítica, que las convierte también en activistas, al luchar desde lo individual a lo grupal y a niveles más amplios de movimientos sociales de resistencia (en términos de lucha). Son reflexivas y emplean su intelecto para criticar y autocriticarse. Son aquellas mujeres que se han atrevido a romper el orden social comandado por el grupo o comunidad a la que pertenecen. Se han instruido o tienen liderazgos aprendidos en relación con otros objetos como la educación, el trabajo remunerado, la migración y la asociación con otras mujeres. Conocen sus derechos, pueden hablar frente a las demás mujeres, ante los hombres y ante las autoridades de la comunidad, e inclusive son las que aprenden rápido a moverse en las esferas públicas para obtener lo que quieren o piensan que es justo. Adquieren capacidades que las someten al escrutinio de los hombres y de otras mujeres, lo que puede separarlas de la comunidad que se encuentra en un nivel de conciencia menor, pero, al final de cuentas, en muchas ocasiones son estas mujeres las que se convierten en el último elemento requerido (la masa crítica) y necesario para que otras mujeres –y a veces la comunidad entera– defiendan la igualdad de género. Ello es una condición sin la cual no defenderían el maíz, ni su territorio y la naturaleza asociada, ni la promoción de su pueblo libre de costumbres que someten a las mujeres en relaciones de poder y de violencia contra ellas. Por dar este gran paso, ellas pueden ser mal vistas por el pueblo, pues frecuentemente éste se siente amenazado en su identidad.

A través del conocimiento, aquellas-os empoderadas-os se dan cuenta de los perjuicios de verter agrotóxicos en la tierra, de la deforestación y de las malas prácticas de higiene y alimentación, del deterioro *per se* y, en consecuencia, de la disminución de salud (propia y del ambiente). Ellas expresan la nostalgia de la milpa *sustentable* y sus beneficios de distinta manera y emplean poderes que consideran razonables, para tratar de convencer a otros y otras de sanar su entorno ambiental y personal. Se adueñan de sus cuerpos y de los discursos, delegan responsabilidades femeninas y adquieren otras masculinas, impulsan acciones que desafían las costumbres y elaboran marcos analíticos para recuperar la salud ambiental cuyo deterioro amenaza la cultura de maíz. El proceso de legitimación de esos cambios es relativamente rápido cuando se defiende al maíz frente a las amenazas eminentes que provienen de ámbitos tan agresivos y perversos como la introducción de los maíces transgénicos. Su nivel analítico les permite emplear herramientas tradicionales (vestimenta, lengua y cocina) para defenderlo, pero al mismo tiempo el ego de *yo soy, tengo, necesito, quiero, deseo*, las separa de la esfera espiritual, por lo que éste puede ser el elemento requerido o masa crítica necesaria para alcanzar el punto que desencadene reacciones sociales, que a su vez les permitan elevarse al nivel más alto de conciencia, hacia la plenitud.

Ciertamente, no existe forma de llegar al final de las etapas para provocar dicho desencadenamiento sin haber pasado una etapa tras otra, pues es imposible tener una suma positiva de experiencias saltándose las. Por eso, las etapas son continuas y acumulativas, de tal manera que una vez logrando pasar a la siguiente fase, es imposible que se de marcha atrás a lo aprendido.

Conciencia femenina para repensar la sustentabilidad

A la conciencia plena, trascendental o espiritual, le corresponde la conciencia total de las mitologías ancestrales prehispánicas y mesoamericana que sostienen la cultura de maíz, con un especial énfasis en el *no sufrimiento* proveniente de la naturaleza y del inframundo, dual:

mitad femenino y mitad masculino, día y noche, lluvia y secas, frío y calor. Ahí donde S-O se consolidan en la unidad, de tal forma que desaparece cualquier relación entre ambos, en un acto de desapego, porque ya no se requiere que se dominen entre sí, y por ende, los egos son superados y los binarismos unificados.

Para llegar a este nivel de conciencia, las y los sujetos tendrían que haber pasado todas las etapas que le anteceden. Desde ese punto de vista la edad podría, por ejemplo, ser un factor que condicione el paso por las etapas; sin embargo, el camino se traza diferentemente para cada sujeto. Dependiendo de los contextos y las formas de relacionarse con otros objetos fuera de la cultura de maíz o de éste mismo pero que constituyen objetos menores, las mujeres llegan a desarrollar conciencia sobre la transformación de su condición. Por ejemplo, las mujeres no desarrollan esta conciencia sólo por haber sustituido la molienda en metate por molinos mecánicos y eléctricos, ni tampoco por haber sujetado a otras mujeres de niveles de conciencia menores al de ellas; el desarrollo de la conciencia se da, sobre todo, cuando las condiciones de igualdad de género –por las que ellas lucharon–, ya forman parte de su ser interior, es decir que se han dado cuenta de que la molienda no es la fuente de desigualdad de género, sino que la desigualdad la generan las formas subjetivas de relacionarse con el proceso de molienda. Ellas, al igual que las mujeres que han formado masa crítica *individualmente*, juegan un papel importante como último elemento –y tal vez precioso– y como contacto entre S y O para la formación de masa crítica. Escuchar sus consejos, asimilarlos y agregarlos a las experiencias existentes, resulta ser un modelo que impulsa la transformación de las personas (S) y el cambio de toda una colectividad a la etapa subsiguiente. Las mujeres indígenas y campesinas comandadas ahora por la sabiduría de la conciencia y ya no por la cultura de maíz, no se distinguen entre otras, precisamente porque sus mayores atributos son la humildad y el amor espiritual. Su mente maneja la multidimensionalidad y expresan una sensibilidad elevada ante los seres humanos y los no humanos. Debido a ello, tienen una gran responsabilidad ante la evolución de los que tienen atrás. Su capacidad humana responde con compasión ante el dolor y el sufrimiento de otros, ante el advenimiento de una nueva hija o hijo, ante las calamidades naturales y la violencia que sufren los seres humanos. Sabe que la experiencia no aprendida es fracaso, por eso comprenden con el amor incondicional que las experiencias son requeridas para el proceso de la emancipación del objeto y la evolución de la conciencia plena.

Es posible repensar la sustentabilidad de cualquier sociedad a través de la formación de masa crítica surgida de las experiencias de las mujeres en sus relaciones de género-ambiente con la cultura de maíz. Así, el desarrollo de conciencia tendrá una misión filosófica con una racionalidad que convenga a toda la humanidad y a la vida no humana del planeta. La Conciencia Femenina en este nivel puede ser el principio de la postulación de un nuevo paradigma de cambio social, con énfasis trascendental en las nuevas formas de la convivencia humana y con el ambiente. Se trata de comprender cómo se ha formado la masa crítica con base en las experiencias adquiridas en la asignación de género sobre el cuidado, para entonces extender el cuidado humano adquirido en ese trayecto, a la naturaleza no humana, pero viva (Vizcarra y Rincón, 2015). En este contexto, el cúmulo de experiencias son inherentemente imprescindibles para reconocer la *compasión* como elemento esencial para establecer nuevas relaciones que armonicen la diversidad y la complejidad de las necesidades humanas que se encuentran en etapas inferiores al desarrollo de la conciencia plena y trascendental. Las y los *sujetos en conciencia* comprenden a las otras y los otros que vienen en el camino, porque ellas y ellos ya lo han experimentado en su trayecto a la liberación de su relación con el objeto. La *compasión* aparece así, no como cohesión social, sino más allá de ello, e inclusive más allá de la empatía; es la expresión del *amor* que nos hace más sensibles y más humanos frente a las dificultades y los problemas de los demás y del planeta.

Algunas consideraciones finales

El reto para los estudios interdisciplinarios sobre ambiente y sustentabilidad para asegurar un futuro (sin hambre) para la humanidad no es sólo incluir la perspectiva de género como una cuestión de agenda institucionalizada, sino considerar que las relaciones de género, naturaleza, salud ambiental y culturas indígenas, no pueden entenderse al desplazar la importancia de la espiritualidad en el cuidado en su comprensión de totalidad (cuerpo, naturaleza, alma, mente), ni de la compasión que se genera a través de esas experiencias. Precisamente, dadas estas experiencias, la masa crítica femenina formada a través de la vida de las mujeres indígenas, campesinas o rurales –quienes pasan mayor tiempo en el campo por diversos fenómenos de la feminización del campo en México (véase Vizcarra, 2014)–, pueden proporcionar reflexiones valiosas no sólo a nivel local sobre la importancia de conservar la agrobiodiversidad en la cultura de maíz, sino, sobre todo, en la elaboración de marcos teóricos con nuevos paradigmas sobre el devenir de la humanidad y del planeta.

Referencias

Carosio, Alba (2007), "La ética feminista: Más allá de la justicia", *Revista Venezolana de Estudios de la Mujer*, 12(28), pp. 159-184.

De Frece, Annabel y Poole Nigel (2008), "Constructing Livelihoods in Rural Mexico: *Milpa* in Mayan Culture". *The Journal of Peasant Studies*, Vol. 35, Num. 2, pp. 335-352.

EMAKUNDE, (1998). *Guía metodológica para integrar la perspectiva de género en proyectos y programas de desarrollo*. Instituto Vasco de la Mujer, Vitoria. Ed. Emakunde.

Esteva, Gustavo (1997), "El mito del desarrollo sustentable, en *Ojarasca, La Jornada*, agosto, México.

FAO (2015), *El estado de la inseguridad alimentaria en el mundo 2015, Glosario*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Disponible en: <http://www.fao.org/hunger/glossary/es/>. Consultado el 2 de marzo de 2016.

García Campayo, Javier y Marcelo Demarzo (2015), *Mindfulness y compasión. La nueva revolución*. Barcelona: Ed. Siglantana, 277 pp.

Galván Martínez, Danaé; Fermán Almada, José Luis e Ileana Espejel (2016), "**¿Sustentabilidad comunitaria indígena? Un modelo integral,**" en *Sociedad y Ambiente*, año 4, núm. 11, julio-octubre, Ecosur, Chiapas, México, pp. 4-22.

Horrigan, Leo; Lawrence, Robert S. y Polly Walker (2002), "How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agricultura". *Environmental Health Perspectives*, Mayo; 110(5), pp. 445-456.

La Parra, Daniel y Tortosa Jose (2003). "Violencia estructural: una ilustración del concepto", en *Documentación Social*, 2003, núm. 131. Recuperado de <http://www.ugr.es/~fentrena/Violen.pdf>, Consultado 12 de enero 2008.

Marielle, Catherine; Díaz, Lucio; López-Alavez, Manuel y Adriana Alarcón (coords.) (2012), *Morral campesino. Hacia una agroecología comunitaria*. México: Grupo de Estudios Ambientales.

Murillo Licea, Daniel (2004), "Falacias del desarrollo sustentable: una crítica desde la metamorfosis conceptual", en *Economía, Sociedad y Territorio*, vol. IV, núm. 16, julio-diciembre, México: El Colegio Mexiquense, A.C, pp. 635-656

OMS (2017), *Salud Ambiental, definición*. Disponible en: http://www.who.int/topics/environmental_health/es/. Consultado el 26 de agosto de 2017.

ONU (1987), *Reporte Brundtland; Nuestro futuro en común*. ONU. Disponible en: <http://www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/42/427> en inglés). Consultado el 17 de abril de 2000.

Ortega Paczka, Rafael (2003), "La diversidad del maíz en México", en: Gustavo Esteva y Catherine Marielle, *Sin maíz no hay país*, México, Dirección General de Culturas Populares e Indígenas Conaculta.

Serrat, Olivier (2008), *The sustainable livelihoods approach*. Washington, DC: Asian Development Bank. Disponible en: <http://digitalcommons.ilr.cornell.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1207&context=intl>. Consultado el 14 de agosto de 2017.

Tibán Guala, Lourdes (2004), "Género y sustentabilidad: nuevos conceptos para el movimiento indígena", *Polis* [En línea], 9. Disponible en: <http://polis.revues.org/7284>. Consultado el 17 de septiembre de 2015.

Vigil Ávila, Gabriel (2011), *Las claves de la evolución de la Conciencia*. Pensamientos Contemporáneos, México.

Vizcarra B., Ivonne (2008), "Entre las desigualdades de género: un lugar para las mujeres pobres en la seguridad alimentaria y el combate al hambre", en *Alteridades UAM-X*, México Año 21; Num. 57; pp. 141-170.

Vizcarra B., Ivonne (comp.) (2014), *La feminización del campo mexicano en el Siglo XXI: localismos, transnacionalismos y protagonismos*. México: Editorial: Plaza y Valdés; UAEMex.

Vizcarra B., Ivonne y Ana Gabriela Rincón R. (2015), "Cuerpo, espíritu y naturaleza en los estudios de género y ambiente", en Zapata Matelo, Emma, Martínez Corona, Beatriz y M. R. Ayala (Coords.), *Contribuciones de los estudios de género al desarrollo rural* (pp.63-88.). México: COLPOS.

Vizcarra B., Ivonne; López M., Ignacio y Angélica Espinoza O. (2015), "Historias familiares de Aculco: mujeres y patriarcado. Propuesta metodológica para el estudio de la Conciencia" en Cuevas H., Ana Josefina (coord.) *Familias y relaciones patriarcales en el México contemporáneo*. Juan Pablos Editores/Universidad de Colima, México, pp. 55-82.

Vizcarra Bordi, Ivonne y Roque Ramírez (2010), "Políticas Sociales y violencia estructural en la vida cotidiana de las mujeres mazahuas", en Enríquez, Rocío y Susana Ortale (Coords). *Políticas Sociales, participación y género. Estudio de Programas Sociales en Latinoamérica*. ITESO, Universidad de Buenos Aires: Guadalajara, México; Buenos Aires, Argentina, pp.122-150.

Vizcarra B., Ivonne; Thomé O., Humberto y Ana Gabriela Rincón R. (2013), "Los maíces nativos en las estrategias alimentarias campesinas feminizadas frente al cambio climático: Debates biocientíficos y ecofeminismo crítico", en *Veredas: Cambio climático y desarrollo sustentable*. México, UAM-X. Núm. 2, pp. 48-55.

Planeación curricular en el nivel de educación superior para moldear el desarrollo sustentable. El caso de la Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables de la UNAM.

Yesenia A. León

Claudia Briones-Jurado

Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables
Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia
de la UNAM.

Educación para el Desarrollo Sustentable

La educación para el desarrollo sustentable (EDS) se ha convertido en un recurso en el que se desea confiar que, en algún momento, quizás paulatinamente, permitirá interiorizar en los individuos el a veces ambiguo concepto de sustentabilidad o de desarrollo sustentable.

De naturaleza intrínsecamente compleja, el concepto de desarrollo sustentable se ha ido moldeando conforme mejor se reconocen los cambios que se desean promover en nuestro planeta con el objetivo de lograr un cuidado duradero, y mejor administración, de los recursos naturales; de generar ámbitos sociales con organizaciones más tolerantes, incluyentes y que se sientan apreciadas por sus aportaciones a las actividades dirigidas al bienestar común; y con una estructura económica más horizontal. Si bien lo anterior se antoja utópico (y hace ya más de un siglo que no se cuenta con periodos extendidos de tranquilidad social o económica), se ha entrado en una renovada etapa en la que se aspira a una situación diferente de la ya conocida.

Promovido por múltiples eventos críticos observados en la naturaleza, economía y sociedad, el desarrollo sustentable es ese otro modo de pensar y hacer que ha alcanzado foros internacionales de gran importancia, y desde los cuales se ha tratado de alcanzar a los gobiernos y organizaciones civiles para permear las ideas, estrategias, acciones y análisis sobre el desarrollo sustentable. Trabajando en distintas direcciones, no es atípico que se apueste a la educación como un efectivo proceso para comprender, analizar y reconocer diversas problemáticas; para identificar posibles soluciones y diseñar estrategias de acción; pero, sobre todo, la educación es ahora una vía pacífica, de largo alcance, por la cual los educadores, bajo una estricta conducta ética, dan forma a los críticos analistas y a los ciudadanos comprometidos con la sociedad sobre quienes recaerán las futuras decisiones.

Una de las líneas de educación relacionada con la EDS que se ha integrado de manera más continua en los planes curriculares, en el último medio siglo, es la educación ambiental. En forma de cursos de *Ciencias Naturales*, *Biología*, o *Geografía*, se intenta inculcar a los estudiantes desde temprana edad una sensibilidad por el medio ambiente que los rodea. Los proyectos de educación ambiental, por ejemplo, en México iniciaron con el trabajo de organizaciones civiles que expresaron la necesidad de hacer sistemática la educación ambiental. Con la creación de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología en 1985 y con el apoyo de la Secretaría de Educación Pública y de la Secretaría de Salubridad y Asistencia, se creó en 1986 el primer Programa Nacional de Educación Ambiental, incorporando con él la educación ambiental en el nivel de educación básica. Con estos primeros pasos, se deseaba recuperar el terreno perdido en la relación entre las poblaciones y sus ecosistemas. Es así como el cuidado del medio ambiente se convirtió en parte de la agenda de política pública.

Si bien la educación ambiental ha estado presente en las distintas sociedades, en las distintas épocas (y es que la rica variedad de ecosistemas, y la dependencia del ser humano de ellas, ha motivado su cuidado por parte de las sociedades que los habitan), la EDS es un proyecto educativo que integra el contexto sociocultural de las comunidades y del cual se espera que aborde aspectos sociopolíticos como la igualdad, pobreza, democracia y calidad de vida. Debido a lo anterior, los objetivos de la EDS son de largo alcance, duraderos y requieren del trabajo correlacionado de los distintos niveles de organización de las sociedades.

En medio de resoluciones y discusiones organizadas en las reuniones de Estocolmo, 1972; Belgrado, 1975; Tbilisi, 1977 y Brasil, 1992, se han llevado a cabo un gran número de actividades en varias partes del mundo diseñadas específicamente para atender la necesidad de incorporar

el nuevo eje transversal del desarrollo sustentable en los programas educativos. Tan central se ha convertido el tema de educación, que la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) llamó a la década de 2005 a 2014, el *decenio de las naciones unidas para la educación para el desarrollo sostenible*.

El Decenio de las Naciones Unidas para la EDS (DEDS)

La UNESCO expresó como meta general del DEDS el “integrar los principios, valores y prácticas del Desarrollo Sostenible en todos los aspectos de la educación y el aprendizaje” [REF], trabajando para realizar las siguientes tareas:

Catalizar nuevas alianzas con el sector privado, los jóvenes y los medios de comunicación;

Fomentar el seguimiento y la evaluación;

Fomentar el desarrollo de una agenda de investigación y servir como un foro de investigaciones relativas a la EDS;

Servir como un foro para reunir a las distintas partes interesadas en el Decenio como, por ejemplo, los representantes de los Estados Miembros, multinacionales clave, instituciones religiosas, grupos de jóvenes, pueblos indígenas, etc.;

Compartir prácticas ejemplares de EDS;

Poner en relación a los Estados Miembros que ya han establecido planes de estudios, políticas, investigaciones, etc., sobre EDS con aquellos que están solicitando ayuda;

Convocar grupos de trabajo flexibles sobre asuntos específicos;

Cumplir con su misión estratégica en cuanto a la EDS.

Es importante reconocer que el desarrollo sustentable es la forma en que se ha reflexionado sobre nuestro planeta y nuestras prácticas sociales y personales, y de lo cual se concluye que son objetivos deseables y asequibles la creación de sociedades con individuos éticos, empoderados y satisfechos de su desarrollo a nivel personal, trabajando en colaboración con un alto compromiso hacia la tolerancia y equidad, siendo parte de un sistema social con instituciones incluyentes y transparentes, e igualmente disponen de una calidad de vida compatible con buenas prácticas de cuidado ambiental, que promueven la biodiversidad y los procesos ecológicos que apoyan la vida como la conocemos en nuestro planeta.

Dentro del marco para la implementación internacional de este proyecto se contempla el análisis de las bases conceptuales (sobre sustentabilidad y educación); el análisis del papel de los actores principales; y de la forma de evaluación y seguimiento del proyecto. Bajo el precepto de que la educación no es el único elemento responsable de un desarrollo sustentable, no deja de ser un proceso primordial en el desarrollo intelectual y emocional de los individuos, el cual pule las habilidades individuales de reflexión, crítica y respeto hacia los otros miembros del entorno. Por otra parte, la EDS no debe observarse como un proceso de formación individual, ya que se plantea una participación activa en la búsqueda e implementación de nuevas prácticas

sociales, dirigidas a un desarrollo sustentable, y entre las cuales se encuentran la práctica del respeto por la dignidad y los derechos humanos de todas las personas; la práctica del respeto por los derechos humanos de las generaciones futuras, y de un respeto intergeneracional; la práctica del respeto y cuidado de la gran comunidad de vida en toda su diversidad, lo cual significa la protección y restauración de los ecosistemas del planeta; la práctica del respeto por la diversidad cultural y el compromiso de construir una cultura de tolerancia, no violencia y paz, local y globalmente.

Al final del decenio 2005-2014, después de haberse llevado a cabo numerosos proyectos para implementar la EDS alrededor del mundo en los distintos niveles educativos, en educación formal e informal, sobresalieron los retos asociados a mantener una coherencia sistemática entre las políticas del sector educativo y los objetivos del desarrollo sustentable. Por ejemplo, mientras que el 66% de los estados miembros de la UNESCO informaron acerca de contar con un plan nacional de EDS, sólo el 29% de ellos incluyen a la EDS en sus documentos oficiales. La falta de reconocimiento oficial de la EDS entorpece la sistematización en la ejecución de los proyectos propuestos, así como su seguimiento y evaluación. Además, imposibilita la creación de organismos que regulen programas educativos de alta calidad con la EDS integrada y la formación de educadores preparados para abordar una nueva filosofía educativa. Durante y al final del DEEDS, la UNESCO produjo dos informes parciales, en 2009 y 2012, y un reporte final, en 2014.

En lo que respecta a México, la iniciativa nacional para la EDS quedó plasmada en el documento "Compromiso Nacional por la Década de la Educación para el Desarrollo Sustentable" firmado por el presidente de la República, Vicente Fox y por Alya Saada, representante de la UNESCO. Las instituciones encargadas de la iniciativa nacional fueron la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, el Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable y la Secretaría de Educación Pública. La principal estrategia de este compromiso se basó en la educación ambiental para la sustentabilidad, lo cual es insuficiente para alcanzar las metas planteadas. A la fecha de publicación de este trabajo, se consultaron algunos de los programas nacionales vigentes y enlistados en la siguiente página electrónica: <http://unesco4esd.crowdmap.com>.

En especial porque la EDS no debe obedecer a una superficial integración de una asignatura o de un tema transversal en los planes de estudio, sino que debe aspirar a formar ciudadanos con un intenso sentimiento de pertenencia a su comunidad, ciudad, país y planeta, de tal manera que, al sentirse identificado sea también consciente del cuidado de sus alrededores que le proveen de lo necesario para su pleno desarrollo humano. Los estudiantes formados a través de la EDS serán tolerantes, incluyentes, respetuosos y participativos de todos los procesos que les permitan trascender a través de renovados cambios sociales y culturales en beneficio de toda la humanidad.

La EDS ha dependido en gran parte de las instituciones políticas públicas, pero es crucial que las comunidades tomen la iniciativa y se empoderen a partir del trabajo colaborativo para lograr un desarrollo sustentable en distintos niveles. Desafortunadamente, muchas de las instituciones en nuestro contexto social están altamente desvirtuadas y carecen del voto de confianza de la población. Un objetivo concreto del desarrollo sustentable es el de capacitar a todas las personas para que tomen un papel activo en la conformación del desarrollo sustentable. Y será sólo a través de la educación que las habilidades requeridas se adquieran y se pongan en práctica para generar los procesos de transformación necesarios. Para que no

sólo se enseñe y se aprenda sobre sustentabilidad en las aulas, sino que en verdad se prepare a las personas para adecuar los valores y estructuras de las instituciones siempre que los objetivos del desarrollo sustentable así lo requieran.

Por otra parte, el modelo económico vigente requiere de un uso desmedido de recursos naturales, de una dinámica social extenuante y de una red física de comunicación a lo largo de grandes distancias. El impacto ambiental y social de lo anterior no es, hasta el momento, congruente con un desarrollo sustentable. Es por ello que el desarrollo sustentable ya no sólo es una idea fantástica de ciencia ficción, sino que se ha convertido en una cuestión de supervivencia.

La propuesta de la LCMS

Los Materiales y nuestro estilo de vida

En 1816, Christian Jürgensen Thomsen, arqueólogo danés, propuso la división de la historia humana primitiva en tres edades: La edad de piedra, la edad del bronce y la edad del hierro. Esta clasificación está relacionada con el conocimiento en el manejo de materiales que el hombre ha desarrollado y que más han resistido el paso del tiempo. Los materiales siguen marcando nuestro estilo de vida. Hasta antes de la Segunda Guerra Mundial la industria utilizaba entre 20 y 30 elementos de la tabla periódica y esto cambió radicalmente a mediados del siglo XX. Actualmente es impensable tener dispositivos electrónicos que no tengan alguno de los elementos, antes considerados "raros", como por ejemplo el europio, el niobio, cerio, entre otros. Es tan compleja la composición de los componentes de los autos, las computadoras, los teléfonos móviles, los aviones y otros artículos cotidianos, que es cada vez más difícil estudiar el impacto ambiental que tiene todo el ciclo de vida del material hasta que se desecha. El reciclado es un proceso que se practicaba de manera común desde la antigüedad. Posteriormente llegó una etapa en la cual se incentivó el consumo y con ello el desecho de los objetos por obsolescencia programada o por cambio de modas. Recientemente, con motivo de los severos problemas ambientales, se ha vuelto la mirada hacia el reciclaje, siendo ahora un proceso nada trivial.

Creación de la Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables

La propuesta de la Universidad Nacional Autónoma de México en sus campus León y Morelia de la Escuela Nacional de Estudios Superiores, tiene como directriz el impartir licenciaturas de alta pertinencia nacional en respuesta a los problemas económicos, sociales y de manejo de recursos naturales de nuestro país.

La naturaleza intrínsecamente interdisciplinaria de la ciencia e ingeniería de materiales es una característica de especial interés en una etapa de la evolución de la humanidad en la cual el conocimiento científico ha acompañado muy de cerca los eventos sociales más intensos de la edad moderna. Si bien el ejercicio interdisciplinar de este campo de investigación es originalmente instrumental; es decir, una vez que se concluye un proyecto, los participantes se retiran de la mesa de trabajo. La Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables (LCMS), por otra parte, busca consolidarse como una licenciatura a través de la cual se haga una reflexión sobre la complejidad de las interrelaciones entre la sociedad, la economía y el medio ambiente, motivada por la forma en que nos relacionamos con los diversos materiales en nuestra vida

cotidiana y para las grandes empresas relacionadas con la salud, la construcción y la tecnología de los alimentos de un país.

La LCMS se creó para aquellas personas interesadas en tener un buen manejo de las principales disciplinas científicas: Física, Química y Matemáticas; de su impacto en lo social, y de su influencia en la economía de las sociedades a través de la tecnología. Es por ello que el plan curricular incluye asignaturas de tres áreas del conocimiento: Ciencias Físico-Matemáticas y de las Ingenierías, Ciencias Químico Biológicas y de la Salud y Ciencias Sociales. A lo largo de ocho semestres, los estudiantes se relacionan con profesionales cuya dinámica de trabajo consiste en una constante comunicación con distintos sectores de la sociedad. Se cuenta con físicos trabajando en proyectos de vivienda sustentable; con químicos desarrollando una teoría epistemológica sobre el desarrollo sustentable; con ingenieros químicos y ambientales en contacto con instituciones públicas; e incluso con artistas visuales y gráficos interesados en los nuevos materiales con que puedan expresarse.

Durante los primeros cuatro semestres, los estudiantes se entrenan en las distintas disciplinas y en entender su papel en un contexto económico, político y social. Observan el alcance de los problemas y comienzan a visualizar posibles soluciones. A partir del quinto semestre, los estudiantes deben elegir una de dos áreas de profundización: Desarrollo Tecnológico o Mejoramiento Ambiental. La primera área de profundización se creó para aquellos interesados en adentrarse en la problemática energética. El área de Mejoramiento Ambiental está dirigida al estudio de los procesos químicos adecuados para proponer proyectos de remediación ambiental.

A partir de que se cubre el 50% de los créditos, los estudiantes pueden tener acceso al programa de movilidad estudiantil para hacer una estancia semestral en otras instituciones nacionales o internacionales. El idioma inglés se cursa durante los cuatro años de estudio y esto asegura que los estudiantes tienen un buen dominio del idioma al término de sus estudios. Se cuenta también con ocho formas de titulación, entre las cuales se incluye, además de la escritura de una tesis, la posibilidad de graduarse a través de realizar una estancia en la industria o en laboratorios de investigación.

El objetivo de esta licenciatura es que los estudiantes cuenten con las herramientas teóricas y metodológicas para manipular las propiedades de los materiales, investigar nuevos materiales y proponer soluciones en el área energética y del cuidado ambiental. También se espera que sean reflexivos y críticos de su entorno social y económico configurado por nuestro manejo de los materiales, e influyan en las decisiones de políticas públicas para alcanzar un desarrollo sustentable.

Plan de estudios de la LCMS

Primer semestre	Segundo semestre	Tercer semestre	Cuarto semestre
Laboratorio Interdisciplinario I	Laboratorio Interdisciplinario II	Ciencia de Materiales I	Ciencia de Materiales II
Matemáticas I	Matemáticas II	Matemáticas III	Matemáticas IV
Física I	Física II	Física III	Fisicoquímica
Fundamentos de Geología	Química Inorgánica	Laboratorio de Física III	Eco-Eficiencia
Química General	Química Orgánica	Probabilidad y Estadística	Algoritmos Computacionales y Programación
	Sociedad, Energía y Ambiente	Tecnología y Desarrollo Sustentable	Políticas Públicas y Legislación Ambiental
		Ciencia y Sociedad	Economía y Ambiente
		Introducción a la Sustentabilidad	

Plan de estudios de la LCMS

Quinto semestre	Sexto semestre	Séptimo semestre	Octavo semestre
Mecánica Cuántica	Microscopía y Espectroscopia	Taller Básico de Investigación	Taller Avanzado de Investigación
Electroquímica	Indicadores de Impacto Ambiental		
Desarrollo tecnológico	Desarrollo tecnológico		
Métodos Matemáticos	Semiconductores y Dispositivos Electrónicos		
Propiedades Electromagnéticas de los Materiales	Nanomateriales		
Mejoramiento Ambiental	Mejoramiento Ambiental		
Catálisis	Flujo de Materia y Energía		
Manejo Integral de Residuos Sólidos	Química Sustentable		

Esta licenciatura cuenta también con una opción técnica a la cual se puede acceder después del tercer semestre. Los Técnicos en el Análisis del Impacto Ambiental de los Materiales cursan un cuarto semestre las asignaturas indicadas en la siguiente tabla:

Cuarto semestre de la opción técnica en el análisis del impacto ambiental de los materiales			
Políticas públicas y legislación ambiental	Economía y ambiente	Eco-eficiencia	Manifestación del impacto ambiental de los materiales
Huella de carbono	Huella de agua	Ciclo de vida	Seminario integrador

Fortalecida por el apoyo de los investigadores de los diversos centros de investigación que conforman el campus Morelia de la UNAM, la LCMS se proyecta como una propuesta de la UNAM para participar directamente en las propuestas internacionales de educación para el desarrollo sustentable.

Perspectivas

La LCMS se ha convertido en una licenciatura de alta demanda por parte de los estudiantes que tienen vocación para las ciencias empíricas, pero que también tienen un alto sentido del cuidado del medio ambiente y de la implicación social y económica de la ciencia y la tecnología. Uno de los retos más grandes que tienen los egresados de esta licenciatura es decidir si es posible reciclar un desecho, debido a que cada vez se hacen más difíciles los procesos de separación por la composición de los materiales que se utilizan actualmente. El contexto en el cual se encuentran los estudiantes de la licenciatura es favorable porque en el mismo campus conviven con estudiantes que estudian licenciaturas como Geociencias, Ciencias Ambientales y Estudios Sociales y Gestión Local y, por lo tanto, se espera que se puedan consolidar grupos multidisciplinarios que aporten propuestas realistas e inteligentes para hacer frente a los problemas ambientales y sociales. Además del papel que tienen las ciencias empíricas en la formación de una sociedad sustentable, el estudio de la legislación ambiental es crucial porque todavía no se ha conformado un buen marco legal que considere los derechos de la naturaleza. También falta una discusión más profunda sobre el actual paradigma económico y si éste debería modificarse para adaptarse al hecho inevitable de que los recursos naturales son finitos y de que los procesos que llevamos a cabo en las extracciones y procesamiento de las materias primas son irreversibles. Los planes educativos de las licenciaturas que giran alrededor del objetivo de la sustentabilidad deben contemplar un eje principalmente técnico o uno, principalmente socioeconómico, bajo el entendido de que el problema es uno sólo: el de los recursos naturales y su explotación y la remediación ambiental. Además, se debe considerar que la educación no formal es tan importante como la formal, porque puede tener mayor alcance con la sociedad civil e impactar en los hábitos de consumo y en el comportamiento de respeto hacia la naturaleza. En suma, debemos mejorar el nivel de la discusión entre las diversas disciplinas para que las propuestas que de esto se deriven, impacten en la educación formal y no formal para la sustentabilidad.

Referencias

Bildung für Nachhaltige Entwicklung. (s. f.). Alemania: Bundesministerium für Bildung und Forschung. Recuperado de <http://www.bne-portal.de>

Comité Alemán ante la UNESCO. (2013.). *BNE-Positionspapier: Zukunftsstrategie 2015+*". Recuperado de <http://www.unesco.de/bildung/2013/uho-8-2013-bne-zukunftsstrategie.html>

Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia de la UNAM. (s. f.). *Informe Ejecutivo de la Licenciatura en Ciencia de Materiales Sustentables*. Recuperado de <http://www.enesmorelia.unam.mx/index.php/oferta-academica/licenciaturas/materiales-sustentables>

Grundmann, D. (2017). *Bildung für nachhaltige Entwicklung in Schulen verankern*. Alemania: Springer VS.

Naciones Unidas. (s. f.) Sustainable Development Goals. Recuperado de <http://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals>

Salgado, C y Tréllez, E. (2009). Políticas, estrategias y planes regionales, subregionales y nacionales en educación para el desarrollo sostenible y la educación ambiental en América Latina y el Caribe. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001819/181906S.pdf>

Terrón Amigón, E. (2004). La educación ambiental en la educación básica, un proyecto inconcluso. *Revista Latinoamericana de Estudios Educativos (México)*, XXXIV4to. trimestre, 107-164.

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2006). *Framework for the UN DESD International Implementation Scheme*. Francia. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001486/148650E.pdf>

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (s. f.). *El Decenio de las Naciones Unidas para la EDS*. Recuperado de <http://es.unesco.org/themes/educacion-desarrollo-sostenible/comprender-EDS/decenio-onu>

Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (s. f.). *Global Action Programme*. Recuperado de <http://unesco4esd.crowdmap.com>

Análisis de la alimentación a través de educación ambiental en primarias, secundarias y preparatorias en dos municipios periurbanos a la Ciudad de México.

**Víctor D. Ávila Akerberg
Tanya M. González Martínez
Luis A. López Mathamba**

Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales.
Universidad Autónoma del Estado de México, México.

Introducción

La educación ambiental se lleva a cabo porque su ausencia es un obstáculo para el desarrollo humano (Barraza & Walford, 2010), la preservación de la biodiversidad y específicamente en el desarrollo de hábitos alimenticios saludables (Ministerio de Salud, Mendoza, Argentina, 2017). Por lo que se busca estimular la capacidad reflexiva y de observación, para que los niños y jóvenes revaloren las opciones de alimentación tradicional y étnica de la región, para que esto se aplique en la vida cotidiana personal y familiar (Ministerio de Salud, Mendoza, Argentina, 2017). A causa de ello, desde el año 2013 se inició un programa de educación ambiental integral, en el que se imparten charlas enfocadas en la biodiversidad mexicana, la alimentación y salud, el uso responsable del agua y de aspectos culturales, a causa de ello se está escribiendo sobre la alimentación a través de la educación ambiental.

Las charlas sobre alimentación y salud son impartidas a estudiantes de municipios periurbanos a la Ciudad de México, considerando que están formando los hábitos que definirán su cotidianidad como adultos (Basile, 2010). Por lo que se busca fortalecer el conocimiento sobre la alimentación tradicional y étnica, salud alimentaria y su relación con la biodiversidad de la zona, los cuales son elementos que definen la identidad cultural (Setalaphruk & Leimar Price, 2007).

Las charlas se diseñaron para ser impartidas en las escuelas públicas que están dentro de la cuenca presa de Guadalupe (CPG), al noroeste de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, en este caso en particular para los municipios de Isidro Fabela y Jilotzingo, del Estado de México. Los tópicos tratados son: los alimentos obtenidos de la naturaleza, los alimentos procesados industrialmente y su aporte calórico, y la contaminación generada por el consumo de alimentos procesados industrialmente. El tema de la contaminación se incorporó debido a que los estudiantes de Isidro Fabela consideran que lo que menos les gusta de su comunidad es la basura en las calles (Ávila-Akerberg & González-Martínez, 2016).

Método

La CPG está al noroeste de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, tiene importancia natural y cultural, debido a que se ubica parcialmente dentro de la Sierra de las Cruces, el Parque Estatal Otomí-Mexica, y parte del Bosque de Agua (CONAGUA & CCPG, 2014). Dentro de la CPG se lleva a cabo el proyecto sobre educación ambiental integral dirigido a cinco municipios del Estado de México: Isidro Fabela, Jilotzingo, Nicolás Romero, Atizapán de Zaragoza y Cuautitlán Izcalli. Se está interactuando con estudiantes de establecimientos académicos públicos de primaria, secundaria y preparatoria. A partir del año 2013 se imparten charlas de educación ambiental sobre cinco temas: (i) biodiversidad local, (ii) la alimentación, la salud y la naturaleza, (iii) la cultura local y leyendas relacionadas a la naturaleza y (iv) la importancia del agua.

En este documento nos enfocamos en la charla sobre alimentación, salud y naturaleza, que se divide en tres subtemas: (a) alimentos locales obtenidos de la naturaleza (AN), (b) los alimentos procesados industrialmente y su aporte calórico (APC) y (c) la contaminación generada por la industrialización y el consumo de estos alimentos (ICA).

El subtema AN se inicia con la explicación sobre México como un país mega diverso y centro de origen de alimentos consumidos a nivel mundial. Luego la charla se centra en el cultivo de la milpa (maíz, chile, quelites, frijol, habas, calabaza, etc.), el consumo de la dieta mesoamericana

y el suministro de alimentos por la naturaleza, como los hongos silvestres comestibles y quelites. Se culmina con el aporte de macronutrientes, vitaminas, minerales, la importancia cultural y la carga de identidad que estos alimentos nos ofrecen.

En el subtema APC, resalta cómo es la estructura del plato del buen comer y la necesidad de agregar alimentos locales, el origen de las calorías de los alimentos procesados industrialmente; en donde se resalta que éstas son aportadas principalmente la adición de grasa, aceite y azúcar. De igual forma se menciona que el consumo frecuente de alimentos con alto contenido de azúcar, sal, grasa y aceite les generará problemas en su salud (Secretaría de Salud de México, 2010).

El subtema ICA nos permite hacer reflexión sobre el uso antropocéntrico de la naturaleza y la contaminación que se genera al procesar y consumir los alimentos. Para esto se muestra la huella ecológica e hídrica de los alimentos. Sobre todo, hacemos énfasis en el periodo de degradación de los empaques, y, se resalta que los desechos orgánicos de frutas y verduras se convierten en abono en menos de 6 meses. Con estos elementos se hace visible que alimentos procesados industrialmente tienen mayor consumo de energía, agua, y sus empaques son la basura de las calles.

También se hace un concurso de carteles (de diseño libre), donde los estudiantes expresan su opinión sobre los alimentos locales (la milpa, quelites y hongos silvestres comestibles), la contaminación generada por los alimentos procesados industrialmente y los problemas de salud asociados con el consumo de alimentos con alto contenido de azúcar, sal, grasa y aceite (Secretaría de Salud de México, 2010). Con esta actividad se fortalece la información compartida en la charla y se permeabiliza el mensaje a la familia del estudiante, generando un momento de meditación sobre los alimentos que comparten.

Como parte adicional a la charla y los carteles sobre educación ambiental, se les pide a los estudiantes que llenen un cuestionario sobre alimentación, salud y ambiente. El cuál estamos analizando, para conocer la opinión de los estudiantes y determinar cuánto saben sobre la naturaleza y los alimentos brindados por ella (Jaus, 2010). El propósito es analizar los resultados y que estos sean socializados en charlas de educación ambiental para todo público.

Al mismo tiempo, los cuestionarios aplicados a los estudiantes permiten conocer y analizar qué alimentos consumen y prefieren, cuántos estudiantes producen y recolectan alimentos, su consumo de refrescos y jugos procesados industrialmente, la cantidad de familiares adultos de los estudiantes que tienen diabetes y sobre peso.

La información que se expone a los estudiantes busca aumentar el consumo de verduras, frutas y comida casera, a través de la reducción del consumo de alimentos procesados industrialmente, de forma específica los que tienen un alto contenido de azúcar, sal, grasa y aceite. Esto es con el fin de fortalecer los patrones de alimentación saludable y la conservación de la biodiversidad de uso alimentario local y endémica de México.

Resultados y análisis

Se visitaron e impartieron charlas de educación ambiental en todos los centros educativos públicos a nivel primaria, secundaria y preparatoria de los municipios de Isidro Fabela y

Jilotzingo. Los cuestionarios fueron respondidos por un total de 2364 estudiantes (1178 de Isidro Fabela y 1189 de Jilotzingo), el 38.75% de primaria (563 de Isidro Fabela y 353 de Jilotzingo), 46.02% secundaria (365 de Isidro Fabela y 723 de Jilotzingo) y 15.23% preparatoria (250 de Isidro Fabela y 110 de Jilotzingo). Del total de estudiantes el 48.77% son de género masculino (557 de Isidro Fabela y 580 de Jilotzingo) y el 51.23% son de género femenino (605 de Isidro Fabela y 606 de Jilotzingo).

Para mejorar la comprensión de las respuestas de los estudiantes, éstas se asociaron en tres grupos: "producción y recolección de alimentos", "alimentación del día" y "alimentos y salud". Además, se obtuvieron correlaciones de preguntas existentes en los tres grupos.

Producción y recolección de alimentos

En este grupo están los resultados de la relación que los estudiantes tienen con la obtención de alimentos a través de la agricultura y la recolección de hongos silvestres comestibles y quelites. En donde podemos ver que el 57.8% de los estudiantes considera que sabe producir alimentos, el 1.6% lo sabe hacer en un nivel intermedio y el 40.1% no puede producir sus alimentos (el 0.5% no contestó).

Del total de estudiantes, el 37.9% respondió que sí les gusta sembrar la milpa, el 4.6% les gusta sembrar de forma intermedia y al 54.2% no les gusta (el 3.2% no contestó). Así mismo, el 52.8% del total de estudiantes identificó razones positivas para sembrar la milpa; diciendo que es una tradición (6.05%), les gusta aprender a producir sus alimentos (5.6%), que es una forma de obtener parte de su comida (10.03%), les gusta la naturaleza (8.5%), aporta beneficios a su salud (1.6%), es divertido (20.8%) y que ganan dinero al hacerlo (0.3%). A su vez, el 39.0% identificó razones negativas para no sembrar la milpa, diciendo que es cansado (8.1%), no saben hacerlo (11.9%), es aburrido (4.4%) y porque es una actividad que no les atrae (14.5%).

Del total de los estudiantes el 33.08% no tienen milpa y el 64.72% sí tienen milpa (el 2.20% no contestó). La milpa se considera un bien familiar y es cultivada por sus bisabuelos (0.25%), abuelos (21.15%), padres (13.24%), tíos (11.21%), en familia (14.68%), alguien externo a la familia (23.33%) y el 16.03% no contestó quien se hace cargo de la milpa.

Las plantas comestibles que se cultivan en las milpas familiares, según el 36.17% de estudiantes, tienen la presencia de: maíz (91.50%), haba (58.82%), árboles frutales (51.05%), quelites (38.69%), papa (37.06%), nopales (36.41%), avena (30.72%), calabaza (26.93%), moras (17.84%), maguey (10.07%) y el 34.71% formado por diversas hortalizas (acelga, apio, lechuga, perejil, rábano y zanahoria).

En Isidro Fabela y Jilotzingo se pueden obtener alimentos de la naturaleza, a través de la recolección, como hongos silvestres comestibles (HSC) que hay en los bosques y los quelites arvenses y/o ruderales. Para poder consumirlos estos alimentos es necesario conocer su temporada de colecta y los lugares específicos de distribución. Dicho lo anterior, el 65.19% de los estudiantes respondieron que sí recolectan HSC de forma frecuente en su respectiva temporada, el 3.98% lo hace con frecuencia media y el 29.36% no los recolecta (el 1.48% no contestó). En cambio, el 47.80% de los estudiantes sí recolectan quelites frecuentemente, en su respectiva temporada, el 1.65% los recolectan con frecuencia media y el 17.81% no los recolecta (32.74% no contestó).

Grupo 2. Alimentos cotidianos.

En este grupo se presentan los resultados de los tipos de alimentos que los estudiantes prefieren consumir, los que compran por ellos mismos en las tienditas locales y los que han consumido durante el desayuno, brindados por sus padres.

Los estudiantes han expresado que prefieren alimentarse principalmente con comida casera (64.64%), seguido de frutas y verduras (8.8%), la combinación de comida casera con frutas y verduras (8.12%) y con alimentos procesados (7.99%). Lo cual es contrastante, porque podemos ver que, como desayuno los padres les brindan principalmente alimentos procesados industrialmente (42.17%) y menos comida casera (17.17%), la combinación de alimentos procesados con comida casera (16.20%), alimentos procesados más frutas y verduras (6.94%), alimentos procesados más comida casera y frutas y verduras (2.96%), frutas y verduras (2.33%), comida casera con frutas y verduras (0.97%) y el 1.40% no contestó. Deseamos resaltar que el **9.86% de los estudiantes no había desayunado**, no conocemos los motivos. En definitiva, esta respuesta hace que la sección de alimentos que se pueden obtener de la naturaleza aumente su importancia.

La respuesta a la pregunta ¿De dónde vienen los alimentos que comes? Nos permite agrupar los alimentos en tres categorías, la primera es donde los alimentos vienen directamente de la naturaleza (6.01%), la segunda es donde hay manejo humano de la naturaleza (agropecuario, agricultura y pecuario) con un 39.39% y la tercera donde los alimentos vienen de la industria alimentaria y no se reconoce a la naturaleza (36.89%). Siendo notable que los estudiantes consideran que el origen de los alimentos es más antropocéntrico y no un servicio ambiental de suministro que nos da la naturaleza.

Así mismo, los estudiantes respondieron que la adquisición de sus alimentos es a través de su compra en tienditas (78.51%) y mercados locales (5.77%). Mientras que el 0.30% no necesitan comprarlos, asumiendo que ellos los producen o recolectan (el 1.52% no contestó). Es necesario aclarar que en las tiendas los estudiantes compran principalmente alimentos procesados listos para consumir o alimentos procesados para elaborar comida casera.

Se reconoce que los estudiantes no comen únicamente en un solo lugar, entre los lugares que comen u obtienen alimentos están: su casa (86.95%), en la casa y ventas de antojitos (5.73%), en la casa y escuela (5.01%), en la casa, ventas de antojitos y escuela (0.56%), en la tienda y la escuela (0.04%) y el 1.71% no respondió. Aunque el principal lugar de consumo de alimentos es la casa, esto no significa que coman alimentos con bajo contenido de azúcar, sal, grasa o aceite, porque ya vimos que el desayuno que los padres le brindan a los estudiantes son alimentos procesados industrialmente, en el 41.17% de los casos.

Todos los estudiantes consumen tortillas, pero el 84.86% las compra en las tortillerías locales, mientras que el 8.38% las elaboran en su casa y el 5.58% las compran o las elaboran (1.18% no contestó). Lo cual ponen el riesgo el conocimiento de la nixtamalización del maíz, ya que esta en manos de la industria, haciendo posible que los estudiantes no lo conozcan o no entiendan sus beneficios en la salud alimentaria.

En este párrafo estamos analizando el consumo de bebidas industrializadas, en donde podemos notar que el 76.73% de los estudiantes sí toman refresco, el 8.29% toma refresco ocasionalmente y el 14.09% no toma refresco (el 0.89% no contestó). De forma similar ocurre con los jugos, el 76.02% de los estudiantes sí los toman, el 3.38% los consume ocasionalmente y el 19.25% no los toma (el 1.35% no contestó). Con base en la información anterior, podemos

decir concretamente que los estudiantes que consumen frecuentemente refrescos toman menos de uno (17.81%), 1 (45.30%) o 2 (9.52%) al día (el 4.10% no respondió). Igualmente ocurre con el consumo de jugos, los estudiantes de consumo frecuente beben menos de uno (8.93%), 1 (42.34%) y 2 (12.35%) jugos al día (el 12.4 no contestó).

Además, se identificaron las preferencias de los refrescos y los jugos procesados industrialmente que los estudiantes prefieren consumir. Las marcas de refresco o sabores consumidos son: Coca cola (27.88%), Coca cola y otros (21.28%), Jarritos y de sabor (16.24%), de sabor (10.83%), todos los refrescos (8.33%) y el 15.44% no respondió. Mientras que las marcas o sabores de jugo consumidas son: Jumex (14.76%), Del Valle (14.38%), Boing (12.94%), Boing y Jumex (4.15%), refrescos de sabor (13.16%), otros 17.22% y el 23.39% no respondió. Algo interesante es que los niños piensan que un refresco con sabor artificial a fruta es sinónimo de un jugo de fruta procesado industrialmente.

El 98.56% de los estudiantes compran alimentos en las tienditas, adquiriendo alimentos procesados industrialmente listos para consumir (51.18%), canasta básica (6.73%), frutas y verduras (3.68%), alimentos procesados industrialmente listos para consumir, canasta básica y frutas y verduras (15.78%), alimentos procesados industrialmente listos para consumir y canasta básica (6.05%), canasta básica y frutas y verduras (1.95%) y el 13.19% no respondió.

Actividades físicas y salud

En este grupo se ve de forma cualitativa cuánta actividad física hacen los estudiantes, según cuánto caminan, si realizan algún deporte y si realizan ejercicio físico. Así mismo, conocer si sus familiares realizan alguna actividad física y si tienen diabetes.

Los estudiantes que consideran que caminan mucho son el 34.14%, los que caminan algo son el 43.40%, los que caminan poco son el 13.71% y el 1.99% considera que casi no camina (el 6.77% no contestó). En la actividad física relacionada con los deportes podemos ver que como mínimo el 77.37% de los jóvenes hacen deporte, sobresaliendo el fútbol (44.42%) y el básquetbol (6.18%). Ahora bien, el 13.32% no hace ningún deporte y el 9.15% no contestó. Por otro lado, al 86.94% de los estudiantes sí les gusta hacer ejercicio (que no es caminar o practicar deportes), al 8.44% les gusta hacer ejercicio de forma intermedia y al 3.37% no le gusta hacer ejercicio (1.24% no contestó).

A los estudiantes se les consultó sobre los adultos que forman su núcleo familiar y según su opinión se determinó que el 81.05% de los adultos sí se ejercitan. En contraste, el 51.18% de los estudiantes opinan que sus familiares adultos están gordos. Mas aún, el 50.68% de los estudiantes tienen familiares adultos con diabetes. Lo que indica la posibilidad de que las actividades físicas realizadas por los adultos son insuficientes para evitar el sobre peso u obesidad y las enfermedades causadas por el alto consumo de azúcar, sal, grasa y aceite.

Correlaciones¹

En esta sección nos enfocamos a analizar las correlaciones que tienen las respuestas brindadas por los estudiantes, que son sobre ellos mismos o sobre los adultos que forman su núcleo familiar.

1. El análisis de las correlaciones se hizo con base en (Minitab, 2017).

Correlación entre ¿qué has comido hoy? y ¿qué es lo que más te gusta comer?

La correlación es de +0.224. El signo positivo muestra que la relación entre lo que han comido y lo que les gusta comer se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. En cuanto al valor numérico podemos decir que es bajo, indicando que lo que han comido durante el día y lo que les gusta comer tiene una relación lineal débil. Esto se debe a que los estudiantes prefieren alimentarse con comida casera y los padres les brindan comida procesada industrialmente.

Correlación entre ¿recolectan hongos? Y ¿recolectan quelites?

La correlación es de +0.997. El resultado positivo alto muestra que la relación entre la recolección de hongos silvestres comestibles (HSC) y la recolección de quelites mueven en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es alto, indicando que la recolección HSC y la recolección de quelites tiene una relación lineal fuerte. Esto muestra que el gusto de la recolección de alimentos de los estudiantes es semejante entre los HSC y los quelites.

Correlación entre ¿tomas refresco? Y ¿tomas jugos procesados industrialmente?

La correlación es de +0.978. Indica que la relación entre el consumo de refresco y de jugos se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es alto, indicando que el consumo de refrescos y jugos tiene una relación lineal fuerte. Es una observación relevante, ya que ambas son bebidas con alto contenido de azúcar, lo cual puede provocar sobre peso, obesidad e incluso diabetes. Por esta razón es importante que los estudiantes conozcan los riesgos de salud al no ejercitarse y alimentarse con alimentos y bebidas procesadas industrialmente.

Correlación entre ¿cuántos refresco tomas al día? Y ¿cuánto jugo procesado industrialmente tomas al día?

La correlación es +0.936. Muestra que la relación entre la cantidad de refrescos que consumen por día y la cantidad de jugos procesados que consumen por día se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es alto, indicando que la cantidad de refrescos que consumen por día y la cantidad de jugos procesados que consumen por día tiene una relación lineal fuerte. Esto significa que los estudiantes que beben un refresco al día también están dispuestos a beben un jugo por día y viceversa. Esta situación es importante en el estilo de vida de los estudiantes, debido a que están consumiendo bebidas con azúcar, las cuales aumentan su riesgo de enfermedades como la diabetes.

Correlación entre ¿Quién en tu familia hace ejercicio? Y ¿Quién en tu familia está gordo?

La correlación es +0.452. Puede indicar que la relación entre los familiares que hacen ejercicio y los familiares que están gordos se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es medio, indicando que los familiares que hacen ejercicio y los familiares que están gordos tienen una relación lineal moderada. Esto fortalece la idea de que la actividad física que realizan los familiares adultos de los estudiantes cuestionados es insuficiente para evitar sobre peso u obesidad.

Correlación entre ¿Quién en tu familia hace ejercicio? Y ¿Quién en tu familia tiene diabetes?

La correlación es de +0.158. La relación entre los familiares que hacen ejercicio y los familiares que tienen diabetes se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es bajo, indicando que los familiares que hacen ejercicio y los familiares que tienen diabetes tiene una relación lineal débil.

Correlación entre ¿Quién en tu familia está gordo? Y ¿Quién en tu familia tiene diabetes?

La correlación es de +0.914. La relación entre los familiares que están gordos y los familiares que tienen diabetes se mueve en la misma dirección, en este caso ambas son crecientes. Así mismo, el valor numérico es alto, indicando que los familiares que están gordos y los familiares que tienen diabetes tiene una relación lineal fuerte. Al analizar este punto podemos divagar y decir que las causas son que los adultos se comen y bebe alimentos procesados industrialmente con alto contenido de azúcar, en especial los refrescos.

Conclusión

La charla de educación ambiental sobre alimentación, salud y ambiente se impartieron en centros educativos públicos de Isidro Fabela y Jilotzingo, lo que permitió conocer de forma cualitativa y cuantitativa la alimentación y actividad física de 2364 estudiantes de primaria, secundaria y preparatoria.

A través de los cuestionarios se pudo identificar que el 57.78% del total de estudiantes saben producir alimentos, al 42.65% les gusta sembrar o sembrar de forma intermedia (4.65%). Así mismo el 52.83% identificó siete razones positivas de sembrar la milpa, como ejemplo dijeron que es divertida (20.81%), disfrutan de la naturaleza (8.50%) y es una tradición (6.05%).

Se identificó que el 64.72% de los estudiantes tienen milpa y que es una actividad familiar, la cual es cultivada principalmente por sus padres (13.24%) y en familia (11.21). La presencia de las principales plantas comestibles en la milpa es: maíz (91.50%), haba (58.82%), árboles frutales 51.05%, quelites (38.69%), papa (37.06%) y nopales (36.41%). A pesar de esto, el 84.86% de los estudiantes consumen tortillas elaboradas en tortillerías locales, el 49.1% de los estudiantes tienen algún familiar adulto gordo y el 46.03% de los estudiantes tienen algún familiar adulto con diabetes.

Al ver estos resultados decidimos describir algunas acciones que pueden impactar en la salud alimentaria, siendo:

- Los estudiantes colectan hongos silvestres comestibles (65.19%) y quelites arvenses y ruderales (47.80%). Estas dos acciones tienen una correlación de 0.997. Esta actividad se debe de estimular, porque aumenta el conocimiento por la biodiversidad, los alimentos locales y se lleva a cabo a través de caminatas.
- El 42.17% de los estudiantes han desayunado alimentos procesados industrialmente, a pesar de que el 81.56% prefiere la comida casera y frutas y verduras. La situación seguirá así, a no ser que la charla de educación ambiental se brinde a los padres y sea enfocada en los daños en la salud que provocan los alimentos con alto contenido de azúcar, sal, grasa y aceite.

- El 85.02% y 79.40% de los estudiantes toman refrescos y jugos procesados, respectivamente. Además, el consumo de esas bebidas tiene una correlación de 0.978. Se debe agregar que, los estudiantes que beben como mínimo un refresco o jugo procesado son el 60.36% y el 60.95%, respectivamente. El consumo de esas bebidas afecta la salud alimentaria y la economía familiar de estos poblados rurales, lo cual se puede corregir bebiendo el agua potable de manantial que ya llega entubada a sus casas.
- El 81.05% de los familiares de los estudiantes hacen actividades físicas, el 51.18% y el 50.68% tienen diabetes. Lo cual es preocupante porque la correlación entre familiares gordos y con diabetes es de 0.914. Por el contrario, la correlación entre familiares que hacen actividades físicas y los familiares que tienen diabetes es de 0.158.

Bibliografía

Ávila-Akerberg, V., & González-Martínez, T. (2016). Participación social y educación ambiental para la consevación. Un estudio de caso con niños y jóvenes de una zona rural periurbana. *Teoría y Praxis*, 119-136. Recuperado el 27 de Agosto de 2016

Barraza, L., & Walford, R. A. (01 de Julio de 2010). Enviromental Education: A comparison between English and Mexican School children. *Enviromental Education Research*, 171-176. doi:10.1080/13504620220128239

Basile, C. G. (31 de Marzo de 2010). Enviromental Education as a Catalyst for Transfer of Learning in Young Children. *The Journal of Enviromental Education*, 21-27. doi:10.1080/00958960009598668

CONAGUA, & CCPG. (2014). *Programa Hídrico de Gran Visión de la Cuenca Presa Guadalupe*. Recuperado el 31 de Agosto de 2016, de Comisión Nacional del Agua / Comisión de la Cuenca presa de Guadalupe: <http://cuencapresaguadalupe.org/documentacion/programa-h%C3%ADdrico.html>

Jaus, H. H. (15 de Julio de 2010). The Development and Retention of Environmental attitudes in Elementary School Children. *The Journal of Enviromental Education*, 37-41. Recuperado el 02 de Septiembre de 2016, de <http://dx.doi.org/10.1080/00958964.1984.9942679>

Ministerio de Salud, Mendoza, Argentina. (9 de 10 de 2017). *Ministerio de Salud de Mendoza, Argentina*. Obtenido de http://salud.mendoza.gov.ar/wp-content/uploads/sites/16/2015/05/alimentacion_nutricion_saludable_aula.pdf

Minitab. (2 de Septiembre de 2017). *Support minitab*. Obtenido de <https://support.minitab.com/es-mx/minitab/18/help-and-how-to/statistics/basic-statistics/how-to/correlation/interpret-the-results/key-results/>

Secretaría de Salud de México. (Enero de 2010). *Acuerdo Nacional para la Salud Alimentaria. Estrategia contra el sobre peso y obesidad*. Obtenido de <http://www.promocion.salud.gob.mx/dgps/descargas1/programas/Acuerdo%20Original%20con%20creditos%2015%20feb%2010.pdf>

Setalaphruk, C., & Leimar Price, L. (2007). Children's traditional ecological knowledge of wild food resouces: a case study in a rural village in Northeast Thailand. *Journal of Etnobiology and Ethnomedicine*, 1-11. doi:10.1186/1746-4269-3-33

Fronteras en la biocatálisis de alimentos.

Carolina Peña-Montes

Laboratorio de Genética Aplicada. Unidad de Desarrollo e Investigación en Alimentos.
Instituto Tecnológico de Veracruz. Tecnológico Nacional de México.

Introducción

La biocatálisis es el proceso por el que se acelera la velocidad de una reacción química debido a la acción de un biocatalizador, para lograr una biotransformación en condiciones adecuadas definidas, con el objetivo de obtener un producto de utilidad en los diversos procesos industriales. Las enzimas son proteínas con actividad catalítica, es decir son biocatalizadores que aceleran las reacciones químicas. El uso empírico de enzimas en alimentos data de tiempos muy antiguos, siglos antes de que se descubriera que se trataba de proteínas con actividad catalítica; sin embargo, en los años sesenta del siglo pasado comienza a crecer el área de investigación y aplicación industrial de las enzimas en alimentos. Se sabe que los procesos enzimáticos en los alimentos son comunes en lo que respecta a productos frescos, procesados e incluso en prácticas culinarias. La diversidad, especificidad y capacidad catalítica de estas biomoléculas en ambientes diversos, las hacen una herramienta bioquímica importante en el procesamiento, conservación, desarrollo de alimentos y aprovechamiento de residuos; así mismo, tienen un papel relevante en la manufactura de materias primas de la industria alimentaria. En este capítulo, se presentan el uso de la biocatálisis en el área de alimentos, particularmente nos enfocaremos en las aplicaciones más recientes las cuales se han desarrollado en el contexto de una química sustentable.

Enzimas y su uso en la industria

Las enzimas son proteínas con actividad catalítica es decir que pueden acelerar reacciones necesarias para la célula, de manera eficiente y selectiva (Nelson y Cox, 2013). Estos biocatalizadores presentan velocidades de reacción en magnitudes de 10^6 - 10^{12} , mayores a las correspondientes a reacciones no catalizadas y varios órdenes de magnitud mayor a los presentados por las reacciones catalizadas por catalizadores químicos (Voet, 2011).

El uso de las enzimas en diferentes procesos industriales ha sido un elemento clave para su crecimiento y desarrollo. El tamaño global del mercado de enzimas en 2015 fue de 4500 millones de dólares y sigue teniendo un crecimiento significativo, el cual se prevé continuará al menos hasta 2023 dada su creciente aplicación en detergentes, productos farmacéuticos y en el sector de alimentos y bebidas (EnzymesMarketSize, Share & Trends, Global IndustryReport, 2024, 2017) (Figura 1).

Diversas empresas ofrecen enzimas que atienden numerosas aplicaciones, incluyendo agropecuarios, alimentos y bebidas, técnicos y farmacéuticos, bioenergía y hogar. A continuación, se citan algunas que dominan el mercado a nivel mundial: DSM, Novozymes, Danisco, DuPont Genencor, BASF, Enzimas Avanzadas, Enmex, LonzaGroup, AB Enzymes, Chr. Hansen, Roche y ADM.

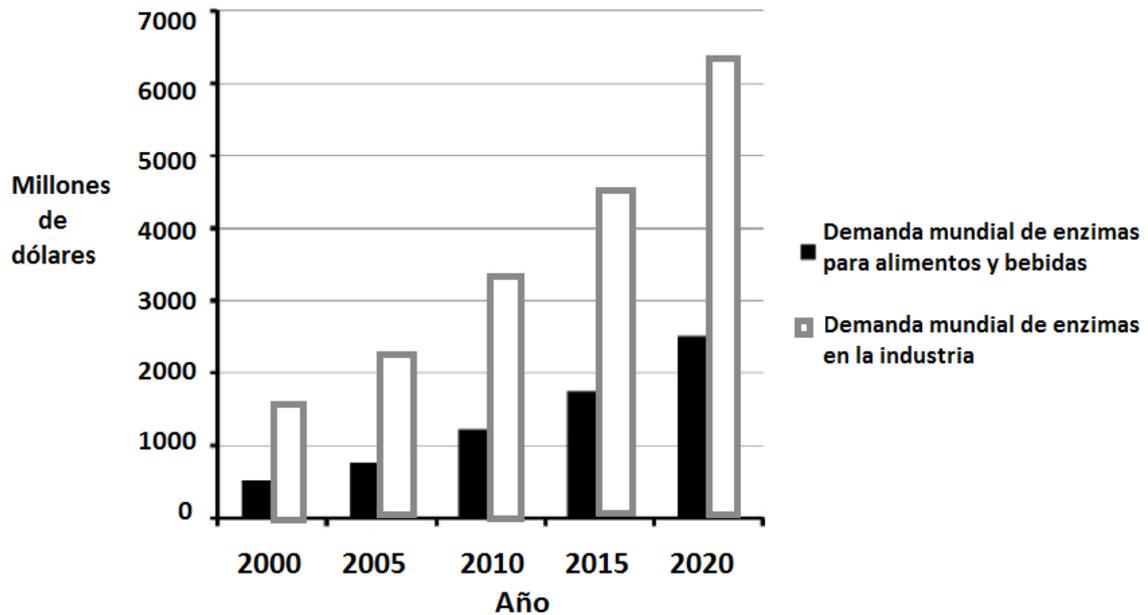


Figura 1. Demanda mundial de enzimas en la industria en millones de dólares. Adaptado de Samiret al., (2015).

Enzimas usadas en el sector de los alimentos

La industria alimentaria utiliza más de 55 diferentes productos enzimáticos en la elaboración de alimentos (Whitehurst, 2009). Las enzimas usadas en la industria de alimentos y bebidas representan el 40% de las enzimas que se producen a nivel global y también contribuyen de manera significativa a la industria de aditivos alimentarios (Enzymes Market Size, Share & Trends, Global Industry Report, 2014, 2017). Esto debido a que las enzimas pueden modificar y mejorar las propiedades funcionales, nutricionales y sensoriales de ingredientes y productos, por lo que las enzimas han encontrado aplicaciones en el procesamiento y producción de todo tipo de productos alimenticios (Whitehurst, 2009). En la producción de alimentos, las enzimas tienen una serie de ventajas:

Se utilizan como alternativas a la tecnología tradicional basada en productos químicos. Es decir, pueden sustituir a los productos químicos sintéticos en una amplia gama de procesos. Esto permite la reducción de los niveles de biodegradabilidad de los productos, generando procesos sustentables.

Son más específicas en su acción que los reactivos químicos, por lo que los procesos catalizados por enzimas tienen menos reacciones secundarias y subproductos (productos de desecho). El resultado son productos de mayor calidad y menos contaminación.

Pueden catalizar reacciones en condiciones muy suaves, lo que permite condiciones que no destruyen los atributos valiosos de los alimentos y los componentes de los mismos.

Permiten realizar procesos que de otro modo serían imposibles.

Las enzimas más utilizadas en la industria de alimentos son las carbohidrasas, proteasas y lipasas. Las carbohidrasas (xilanasas, amilasas, celulasas, invertasas, glucanasas, galactosidasas, hemicelulasas) son las enzimas más utilizadas en el área de alimentos y bebidas representando el 45% de las enzimas que se producen para este sector. Sin embargo, se prevé que la limitación de carbohidrasas para trabajar bajo un pH y temperatura controlados obstaculice el crecimiento del mercado. Las proteasas representan el 27.4% del mercado global en 2015 y se espera que muestre un crecimiento rentable a la luz de que ha aumentado el consumo mundial de proteínas, lo que se espera que aumente la demanda de proteasas en la industria alimentaria. Las lipasas también han tenido un crecimiento significativo sostenido por su creciente aplicación en productos alimenticios como queso, fermentación de yogur y pasteles (Peña-Montes y Quirasco, 2014).

El mercado de enzimas tiene una tendencia a obtener grandes ganancias en los próximos 10 años debido a su uso en procesamiento de alimentos, germinación en cervecías, predigestión de alimentos para bebés, clarificación de zumos de frutas, ablandamiento de carne, fabricación de queso y conversión de almidón en glucosa. De esta manera, los alimentos y bebidas son la mayor aplicación de enzimas industriales y se espera una tasa de crecimiento anual compuesto de 10.9% de 2016 a 2024, debido al aumento del ingreso disponible de los consumidores, junto con la creciente demanda de una dieta nutricional alta. Además, el uso creciente en la producción de azúcar, la industria láctea y el procesamiento de carne impulsará el crecimiento de la industria de enzimas durante los próximos ocho años (Enzymes Market Size, Share & Trends, Global Industry Report, 2024, 2017).

Enzimas como herramienta para el desarrollo de procesos sustentables en alimentos

El gran desafío que enfrentan las industrias químicas en este siglo XXI es la transición hacia una manufactura en el contexto de la química verde, se requieren procesos sostenibles que utilicen de manera eficiente las materias primas, eliminen los residuos y el uso de materiales tóxicos y peligrosos. Por tanto, es preciso un cambio de paradigma de conceptos tradicionales de eficiencia de procesos, centrados en el rendimiento a procesos sostenibles, lo cual representa un gran reto.

Adicionalmente, otro gran desafío para el siglo XXI, impulsado por la necesidad urgente de mitigar el cambio climático es la transición de una economía insostenible basada en los recursos fósiles-petróleo, carbón y gas, a una economía sostenible basada en la biomasa renovable. En este contexto, la valorización de la biomasa residual, actualmente incinerada es particularmente atractiva. Esta economía se basa en una investigación disciplinaria en la interfaz de la biotecnología e ingeniería química, centrándose en el desarrollo de tecnologías ecológicas, químico- y biocatalíticas para la conversión de residuos de biomasa en biocombustibles, químicos y biomateriales. La biocatálisis tiene muchos beneficios que ofrecer a este respecto. En primer lugar, el biocatalizador es derivado de biomasa renovable y es biodegradable. Permite también que los procesos se lleven a cabo en condiciones suaves y generalmente producen menos desperdicio y son más eficientes energéticamente que los convencionales (Sheldon, 2016). Gracias a los avances modernos en la biotecnología "a la medida" las enzimas pueden ser producidas a bajo costo y a gran escala (Peña-Montes y Farrés, 2008). No obstante, para la viabilidad de estos procesos generalmente es necesario recuperar y reutilizar la enzima y esto se puede lograr por inmovilización, permitiendo la separación del biocatalizador una vez utilizado por filtración o centrifugación.

En concordancia con lo anterior, dentro de la industria de los alimentos y bebidas, se han comenzado a desarrollar varias tecnologías. Las tres principales que han hecho uso de la biocatálisis para el desarrollo de procesos sustentables son:

Uso de residuos agroindustriales como sustrato para la producción de las enzimas.

Uso de enzimas para la obtención de compuestos bioactivos a partir de residuos agroindustriales.

Uso de enzimas para la generación de procesos que se lleven a cabo en condiciones suaves, que produzcan menos desperdicio y sean eficientes energéticamente.

Dado que los estudios de biocatálisis de alimentos en los últimos 5 años se han centrado en el uso de desechos agroindustriales y que adicionalmente el enfoque de este libro es la sustentabilidad, desarrollaremos en los siguientes temas los puntos 1 y 2 que están directamente relacionados con el uso de residuos agroindustriales.

La agroindustriase ha definido como una actividad que integra la producción primaria agrícola, pecuaria o forestal, el proceso de beneficio o transformación, así como la comercialización del producto, sin dejar de lado los aspectos de administración, mercadotecnia y financiamiento. Es decir, es una actividad económica que combina el proceso productivo agrícola con el industrial para generar alimentos o materias primas semielaboradas destinadas al mercado (Saval, 2012).

Los residuos agroindustriales se derivan de la transformación de un cultivo o producto animal por lo general por una empresa agrícola. Los residuos agroindustriales son de una gran variedad de tipos y su conversión a un producto de valor agregado depende de su origen. La clasificación más adecuada de estos residuos es de aquellos que son predominantemente secos y los que están húmedos (Nigam y Pandey, 2009).

Los residuos secos incluyen:

a) partes de los cultivos herbáceos que no se pueden utilizar en el procesamiento de alimentos, piensos o fibras.

b) residuos de campo y de cultivos de semillas, es decir los materiales que quedan de la cosecha y molienda. Se incluye paja o rastrojo de cebada, frijoles, avena, arroz, centeno y trigo, así como tallos de maíz, algodón, sorgo, soja y alfalfa, entre otros.

c) residuos de cultivos de frutos y nueces que incluyen desechos de podas de huertos. También cáscaras de frutas y nueces como almendras, cacahuete, manzanas, aguacates, cerezas, dátiles, higos, pomelos, uvas, limones, limas, aceitunas, naranjas, duraznos, peras, ciruelas, ciruelas pasas, y otras nueces.

d) residuos de cultivos vegetales que consisten principalmente en viñas y hojas que permanecen en el suelo después de la cosecha. Los tipos de cultivos de hortalizas incluyen plantas tales como alcachofas, espárragos, pepinos, lechuga, melón, patatas, calabaza y tomates.

e) residuos de cultivos de vivero, donde se incluyen las podas y recortes tomados de las plantas, de su crecimiento y de la preparación para el mercado. Hay más de 30 diferentes especies de cultivos de vivero (flores y plantas de ornato o comestibles) que se cultivan.

Los residuos húmedos son desechos que tienen un alto contenido de agua, estos incluyen:

a. Lechada animal

b. Estiércol de corral

c. Ensilaje de hierba. El ensilaje es la biomasa forrajera cosechada y fermentada para uso como forraje de invierno para el ganado y ovejas.

Los residuos agroindustriales por lo general se incineran para generar combustible en países desarrollados. Entre estos se encuentran residuos de cultivos, basura forestal, hierba y basura animal, siendo los residuos de cultivos los más usados en incineración (Nigam y Pandey, 2009). Sin embargo, recientemente se están utilizando en la generación de productos de alto valor agregado. A continuación, se muestran algunos ejemplos de estas tecnologías, aunque el punto número 1 se refiere a la producción de biocatalizadores para la industria de alimentos y bebidas.

Producción de enzimas a partir del uso de agroresiduos

La mayoría de las hidrolasas comercialmente disponibles se producen por fermentación sumergida de sistemas hospederos microbianos nativos ó heterólogos que sobreexpresan la enzima de interés. El uso de residuos agroindustriales es una estrategia para la reducción de los costos asociados con la formulación del medio de cultivo (Dhillon y Kaur, 2016). En los últimos años se ha evaluado el uso de residuos agroindustriales en bioprocesos fermentativos, tal es el caso de la pulpa y cáscara de café, la cáscara de yuca, bagazo de caña de azúcar, pulpa de remolacha azucarera, cáscara ó pulpa de manzana, melaza de caña de azúcar ó de soja, entre otros (Soccol y Vandenberghe, 2003).

La gran mayoría de los datos publicados de hidrolasas están relacionados con procesos de producción a escala de laboratorio. Un ejemplo es la producción de α -amilasa, donde se utiliza como fuente de nitrógeno al licor de maíz ó plumas de pollo y como fuente de carbono a melazas, bagazo de caña de azúcar, cáscaras de arroz, así como almidones de maíz, papa, trigo o arroz (Hussain *et al.* 2013). En el caso de las celulasas, se han evaluado varios residuos celulósicos, como bagazo de caña de azúcar, salvado de trigo, pulpa de papel, residuos de mazorca y de hojarasca de maíz (Singhania *et al.*, 2010).

Existen pocos reportes a nivel de planta piloto, los que se han realizado han sido para la producción de celulasas. Miettinen-Oinonen *et al.* (2004), reporta la producción de celulasas en un fermentador de 700 L donde se alcanzó una actividad de 1160 nkat/mL después de 72 h.

Por otro lado, también se han hecho estudios de producción de proteasas alcalinas a partir de desechos agrícolas por fermentación sumergida y en estado sólido. Dixit y Nigam (2014), realizaron una revisión exhaustiva de la producción de proteasas alcalinas de diversos subproductos agrícolas en los que se destacan los microorganismos utilizados para la producción de las enzimas, así como el proceso de producción. Se describe el uso de residuos de caseína, papa, salvado de trigo y arroz, semilla de algodón, harina de pescado, gelatina, hemoglobina y albumina y bagazo de caña de azúcar. Los microorganismos empleados pertenecen a los géneros *Bacillus*, *Streptomyces*, *Penicillium*, *Serratia*, *Saccharomyces*, *Aspergillus*, *Yarrowia* y *Salinivibrio*.

En la Tabla 1 se presentan algunos ejemplos de la producción de hidrolasas empleadas por la industria utilizando residuos o subproductos agroindustriales.

Tabla 1. Residuos agroindustriales utilizados para la producción de hidrolasas.

Celulasas									
Microrganismo	<i>Neurospora crassa</i>	<i>Melanocarpus albomyces</i>	<i>Penicillium janthinellum</i> Chaetomiu	<i>Chaetomium thermophilum</i> CT2	<i>Trichoderma reesei</i> Rut C-30	<i>Pleurotusostreatus</i>	<i>Aspergillus niger</i> NRRL 567	<i>Trichoderma harzianum</i>	
Residuo agroindustrial usado	Espiga de trigo	Celulosa	Bagazo de caña de azúcar	Celulosa	Salvado de trigo	Bagazo de caña de azúcar	Pulpa de manzana	Extracto de aceite de palma	
Amilasas									
Microrganismo	<i>Aspergillus flavus</i>	<i>Bacillus licheniformis</i> -NH1	<i>B. licheniformis</i>	<i>Aspergillus niger</i> UV60	<i>Aspergillus oryzae</i>	<i>Aspergillus oryzae</i>	<i>B. licheniformis</i>	<i>Bacillus</i> sp. PS-7	
Residuo agroindustrial usado	Torta desgrasada de Shorea robusta	Plumas de pollo	Salvado de trigo y perlas de almidón molido	Desechos alimentarios	Residuos de la extracción de aceite de coco	Harina de soya	Salvado de trigo	Salvado de trigo y soya	
Proteasas									
Microrganismo	<i>Bacillus</i> sp. SMIA-2	<i>Bacillus subtilis</i>	<i>Aspergillus oryzae</i>	<i>A. niger</i>	<i>A. oryzae</i> in	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> PseA	<i>Synergistes</i> sp.	<i>Rhizopus oligosporus</i> ACM 145F	
Residuo agroindustrial usado	Pectina de manzana y proteína de suero de leche y jarabe de maíz	Harina de soya	Cáscara de tomate y salvado de trigo	Plumas de pollo	Residuos de extracción de aceite de Jatropha	Residuos de extracción de aceite de Jatropha	Salvado de trigo	Salvado de arroz	
Lipasas									
Microrganismo	<i>Yarrowia lipolytica</i> M1	<i>Y. lipolytica</i> RO12	<i>Pseudomonas gessardii</i>	<i>Candida rugosa</i>	<i>P. chrysogenum</i>	<i>Penicillium</i> P74	<i>Penicillium restrictum</i>	<i>Bacillus altitudinis</i> AP-MSU	
Residuo agroindustrial usado	Aceite de oliva	Aguas residuales de extracción de aceite de oliva	Residuos de matadero	Aguas residuales de extracción de aceite de oliva	Desechos de grasa	Harina de soya	Matanza de aves de corral	Procesamiento de pescado	

Adaptado de Dhilton y Kaur, 2016.

Enzimas en la obtención de compuestos bioactivos a partir de agroresiduos

Los alimentos funcionales se definen como aquellos alimentos que además de su aporte nutricional, tienen un impacto benéfico comprobado científicamente en la salud. Dicho impacto es otorgado por la presencia de compuestos bioactivos, los cuales son moléculas con actividad biológica que cumplen funciones en el cuerpo que promueven la salud.

Los residuos agroindustriales son una fuente de compuestos bioactivos. Una de las aplicaciones que se le ha dado a este tipo de residuos es el pre-tratamiento, extracción y recuperación de compuestos bioactivos e ingredientes alimenticios como fibras dietéticas, pigmentos, pectinas, oligosacáridos, antioxidantes naturales (flavonoides, antocianinas), carotenoides, agentes aromatizantes y saborizantes, compuestos fenólicos, tocoferoles y vitaminas (Casas y Sandoval, 2014). En los últimos 5 años los ejemplos en este sentido son muchos, a continuación se mencionan algunos.

En una investigación reciente nuestro grupo de investigación ha evaluado el uso de los residuos de jamaica y camote morado para la obtención de antocianinas, las cuales son esterificadas con cutinasas. Se obtuvieron compuestos antioxidantes naturales liofilizados (antocianinas) de interés en el área de alimentos utilizando los ésteres de butilo del aceite de tiliapo, generados como donadores del grupo acilo. Estos nuevos compuestos pueden ser utilizados en matrices alimentarias lipídicas, además presentan una estabilidad mayor (Quiroz-Mercado *et al.*, 2017).

Otro grupo de investigación ha trabajado con los agroresiduos del procesamiento de arroz, los cuales han demostrado ser muy útiles para la obtención de compuestos bioactivos y por tanto para el desarrollo de alimentos funcionales. Para el procesamiento de agroresiduos de arroz se ha evaluado el potencial de utilizar la biocatálisis para la producción de productos industriales útiles y de alimentos funcionales (Akoh *et al.*, 2008). En estos desarrollos la tecnología enzimática recombinante, la ingeniería de proteínas y la inmovilización de enzimas son herramientas potentes que han ayudado a mejorar la actividad de enzimas, reducir el costo de la enzima a través de la producción a gran escala en un huésped heterólogo, aumentar su termoestabilidad, mejorar la estabilidad del pH, mejorar su productividad y, por lo tanto hacer que el proceso enzimático sea competitivo con el proceso químico involucrado en la hidrólisis del almidón y las conversiones. El contenido de proteína de arroz es bajo (6-10% en peso) en comparación con otros granos, pero la harina de arroz tiene un alto valor nutricional. El uso del proceso biocatalítico ayudó a producir derivados del almidón e hidrolizados con alto contenido en proteínas del arroz. Los productos de hidrolizado de almidón o los productos de fermentación incluyen jarabe de arroz con alto contenido de glucosa o maltosa, los cuales posteriormente pueden convertirse en jarabes de arroz altos en fructosa o trealosa. Los productos de alto valor agregado que se generan son la maltosa y la glucosa, así como sus derivados (trealosa y fructosa). Adicionalmente se generan productos derivados de la fermentación de glucosa como el vino de arroz.

Por otro lado, también se ha generado por biocatálisis harina de arroz alta en proteína, la cual se produjo a partir de residuos de arroz, dicha harina se puede usar para otras aplicaciones en alimentos funcionales.

Las principales ventajas de los procesos biocatalíticos que se desarrollaron en el caso del arroz fueron el acortamiento significativo del tiempo de fermentación, la reducción de la contaminación o residuos de fermentación, y la reducción de costos de producción (Akoh *et al.*, 2008).

Otro ejemplo interesante es el desarrollado por Pei y Schmidt (2016) con moras. Las moras son alimentos ricos en compuestos fenólicos. Estos compuestos son altamente bioactivos y a partir de ellos pueden desarrollarse nuevos nutracéuticos y productos farmacéuticos, así como aditivos alimentarios naturales de alto valor añadido. Lo anterior se deriva de que algunos compuestos fenólicos presentes en las moras tienen potencial para desarrollo de fármacos contra el cáncer (ácidos fenólicos, flavonoles, y flavanoles).

Para explotar todo el potencial de los compuestos fenólicos de bayas, se han desarrollado una serie de proyectos de investigación con el fin de identificar los compuestos bioactivos, esclarecer las vías metabólicas para la eventual producción adecuada a nivel comercial y la extracción a través de biocatálisis de estos compuestos bioactivos dado que las técnicas químicas que se utilizan actualmente utilizan altas temperaturas y solventes tóxicos. Un esfuerzo adicional en este sentido es la extracción de compuestos bioactivos a partir de residuos agroindustriales de moras (Holtung, 2014).

Por último, es importante mencionar como ejemplo los residuos del café, los cuales contienen muchos compuestos bioactivos importantes como el ácido clorogénico entre otros. Es claro que la industria del café libera grandes cantidades de subproductos a nivel internacional y México no es la excepción. En su mayoría, los subproductos derivados de la obtención del grano de café son considerados un residuo agroindustrial y representan un enorme problema ambiental, al menos para los países productores. Aún más, sabiendo que los procesos de biodegradación de los residuos de café requieren tiempos muy largos y considerando la gran demanda de cantidades de oxígeno que se requiere para degradar los residuos de café, el hecho de ser liberados directamente en el ambiente representa un alto riesgo para la flora y fauna presente en ese ecosistema (Wong-Pa *et al.*, 2009). Sin embargo, existen muy pocos desarrollos para el aprovechamiento de esos residuos y no existen reportes hasta la fecha donde se utilice la biocatálisis para este fin (Murthy y Naidu, 2012).

Tendencias

A través de los siglos las enzimas han servido para satisfacer nuestros paladares, así como para ayudar a mantener una buena salud. Ahora, con la creciente población, el cambio climático y el aumento de la demanda de alimentos, la producción industrial de alimentos ha adquirido la máxima importancia y por consecuencia el uso de enzimas en su producción. Mantener la calidad y los beneficios económicos para el fabricante y el consumidor simultáneamente es el aspecto más importante que considerar en el escenario actual.

La producción de enzimas, así como los costos de este proceso ha mejorado a partir del uso de las técnicas moleculares como la manipulación genética mediante tecnología de ADN recombinante, fusión de protoplastos, mutación y evolución dirigida; lo cual ha ampliado el uso de estos biocatalizadores en la industria de alimentos y bebidas e incluso ha permitido la generación de biocatalizadores hechos a la medida.

Adicionalmente, existe la necesidad de enzimas nuevas, mejoradas y/o versátiles para desarrollar nuevos procesos en la industria de alimentos y bebidas, sostenibles y económicamente competitivos. Referente a lo antes mencionado, el uso de extremozimas será relevante dado que estas enzimas de extremófilos presentan propiedades especiales que los convierten en recursos únicos y valiosos en la tecnología enzimática aplicada a alimentos.

Por otro lado, herramientas como la genómica funcional, proteómica y la metabolómica son esenciales para el descubrimiento de nuevas enzimas para aplicaciones alimentarias.

Aumentarán los desarrollos enfocados a la producción de enzimas o compuestos bioactivos a partir de agroresiduos.

Bibliografía

Akoh, C. C., Chang, S. W., Lee, G. C., y Shaw, J. F. (2008). Biocatalysis for the production of industrial products and functional foods from rice and other agricultural produce. *Journal of agricultural and food chemistry*, 56(22), 10445-10451.

Casas Godoy, L. y Sandoval Fabián G. (2014). Enzimas en la valorización de residuos agroindustriales. *Revista Digital Universitaria*. 15(12). Recuperado de: <http://www.revista.unam.mx/vol.15/num12/art95/>

Dhillon, G. S. y Kaur, S. (Eds.). (2016). *Agro-industrial Wastes as Feed stock for Enzyme Production: Apply and Exploit the Emerging and Valuable Use Options of Waste Biomass*. London: Academic Press.

Dixit S., y Nigam, V. K. (2014). Microbial production of alkaline proteases using agricultural by-products. *Int. J. Adv. Res.*, 2(6),407-412.

Enzymes Market Size, Share & Trends, Global Industry Report, 2024. (2017). Recuperado de: <http://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/enzymes-industry>

Holtung, L. (2014). Berry press-residue-a valuable source of polyphenols with potential health effects. (Trabajo de Tesis de Doctorado). Recuperado de: <https://www.duo.uio.no/bitstream/handle/10852/40470/1/PhD-Holtung-DUO.pdf>

Hussain, I., Siddique, F., Mahmood, M. S. y Ahmed, S. I. (2013). A review of the microbiological aspect of α -amylase production. *International Journal of Agriculture & Biology*, 15(5).

Miettinen-Oinonen, A. *et al.* (2004). Three cellulases from *Melanocarpus albomyces* for textile treatment at neutral pH. *Enzyme and Microbial Technology*, 34(3), 332-341.

Murthy, P. S. y Naidu, M. M. (2012). Recovery of phenolic antioxidants and functional compounds from coffee industry by-products. *Food and Bioprocess Technology*, 5(3), 897-903.

Nelson, D.L. y Cox, M.M. (2013). *Lehninger Principles of Biochemistry*. (6ta ed.) New York: W.H. Freeman Publishers.

Nigam, PSN. y Pandey, A. (2009). *Biotechnology for agro-industrial residues utilisation: utilization of agro-residues*. Springer Science & Business Media.

Peña-Montes, C. y Quirasco-Baruch M. (2014). "¿Enzimas en los alimentos? Bioquímica de lo comestible" *Revista Digital Universitaria*. 15(12). Recuperado de: <http://www.revista.unam.mx/vol.15/num12/art94/index.html>

Peña-Montes, C., & Gonzalez-Saravia, A. F. (2008). Evolución Dirigida en la generación de biocatalizadores: Biocatalizadores hechos a medida. *Revista Bio Tecnología, SMBB*. 12(2): 1-23.

Quiroz-Mercado RA, Farrés A, Navarro Ocaña A y Peña Montes C. (2017). Cutinasas recombinantes de *Aspergillus nidulans* inmovilizadas y su aplicación en la producción biocatalítica de compuestos de interés en alimentos. Recuperado de: <http://www.smbb.com.mx/memorias.php>

Samir AM et al. (2015). Enzymes in bakery: current and future trends. En Food Industry. Inthec. Recuperado de: <http://dx.doi.org/10.5772/53168>

Saval, S. (2012). Aprovechamiento de residuos agroindustriales: Pasado, presente y futuro. Bio Tecnología, 16(2), 14-46.

Sheldon, R. A. (2016). Engineering a more sustainable world through catalysis and green chemistry. Journal of The Royal Society Interface, 13(116), 20160087.

Singhania, R. R., Sukumaran, R. K., Patel, A. K., Larroche, C. y Pandey, A. (2010). Advancement and comparative profiles in the production technologies using solid-state and submerged fermentation for microbial cellulases. Enzyme and Microbial Technology, 46(7), 541-549.

Soccol, C. R. y Vandenberghe, L. P. (2003). Overview of applied solid-state fermentation in Brazil. Biochemical Engineering Journal, 13(2), 205-218.

Voet, D. y Voet, J. G. (2011). Biochemistry. (4ta ed.) New York: John Wiley & Sons Inc, 492-496.

Whitehurst, R.J. y Van oort, M. Enzymes in food technology. (2da ed.). New York: John Wiley & Sons.

Wong-Pa JE et al (2009). Alternativas actuales para el manejo sustentable de los residuos de la industria del café en México. AQM Revista de Divulgación Científica. Recuperado de: <http://www.posgradoeinvestigacion.uadec.mx/AQM/No.%2010/6.html>.

La contaminación ambiental como factor inductor de cáncer y diabetes.

Fernando Flores Guzmán

José Misael Vicente Hernández Vázquez

Laboratorio de Diferenciación Celular y Cáncer, FES Zaragoza, UNAM

Elba Carrasco Ramírez

Laboratorio de Malariología, Facultad de Medicina, UNAM

Resumen

La armoniosa función de la sociedad humana desde épocas remotas ha sido posible gracias al aporte de diversos materiales obtenidos de la naturaleza. La voraz explotación de los recursos naturales por el ser humano ha permitido el exitoso progreso de ciudades y centros urbanos, sitios en donde habita el grueso de la población humana, y favoreciendo así que alcancen un intenso desarrollo económico. Para ello, se requiere de una majestuosa movilidad humana y de materias primas procedentes de la naturaleza -tales como agua, derivados del petróleo y alimentos-, de lo contrario, las ciudades colapsarían debido a que son sistemas demasiado artificiales. La explosión demográfica en las ciudades ha llevado a una demanda cada vez mayor de recursos naturales, absorbiendo todo lo que se le pone enfrente. En los proyectos de desarrollo urbano en la ciudad de México, el beneficio económico parece siempre estar, lamentablemente, por encima de la utilidad social, ya que promueven el gradual deterioro ecológico, ignoran la conservación de las áreas verdes y de los monumentos históricos y culturales, ocasionando una caída en la calidad de vida de los ciudadanos, en vez de mejorarla. Además, el consumo creciente de alimentos con valor nutritivo pobre, ha forzado la producción industrial a gran escala de los mismos, generándose alimentos cada vez más dañinos. Aunado a ello, las actividades mineras, las fábricas y la industria automotriz, han conducido a una exagerada contaminación sin precedentes en nuestro planeta, produciendo residuos difíciles de reutilizar o reciclar; el impacto resultante es de tal magnitud que ya estamos viviendo una nueva era geológica que ha sido llamada *Antropoceno*, o la "edad de los humanos", marcada por la actividad industrial. En el presente ensayo, se discute la contaminación del suelo, agua y aire por la actividad industrial, como responsable de provocar cáncer y diabetes en los seres humanos. Las investigaciones encaminadas a demostrar el papel cancerígeno y diabetógeno de los compuestos químicos presentes en el agua potable, de los liberados en el aire por los automóviles de combustión interna y de la actividad industrial, podrán ayudar a mejorar tanto el proceso de purificación de agua para consumo animal y humano, y la producción de combustibles fósiles de uso intenso en la industria; como la eliminación de xenobióticos con potencial carcinógeno y diabetógeno en los productos de uso doméstico.

Introducción

México es uno de los países con mayor diversidad biológica en el mundo. Su privilegiada ubicación geográfica y topográfica genera condiciones geológicas, edafológicas y fisiográficas que han permitido una amplia diversidad de climas y de especies, traducido como riqueza en recursos bióticos y abióticos (CONABIO, 2017). Sin embargo, tales condiciones atraen el insaciable apetito de inversionistas que privilegian intereses meramente económicos para explotar los recursos naturales, ocasionando devastación y contaminación de ecosistemas, y fomentando o empeorando la pobreza de las poblaciones humanas donde se asientan. El rápido desarrollo del mundo ha acelerado la evolución de las zonas urbanas, aumentando con ello la contaminación ambiental (Villanueva *et al.*, 2013). La finalidad del desarrollo es proporcionar el bienestar social y económico; el objetivo de la conservación es, en cambio, mantener la capacidad de la Tierra para sostener este desarrollo y dar apoyo en la vida. La intensa actividad humana, dirige la era del Antropoceno hacia dos vertientes paralelas (Equihua-Zamora, 2016): la capacidad casi ilimitada de los seres humanos tanto para construir y crear, como su contraparte, de la misma magnitud, para destruir y aniquilar (Boada y Toledo, 2003). Las crecientes necesidades de la sociedad han obligado frecuentemente a los seres humanos a explotar los recursos sin demasiada prudencia. El costo es la generación de desastres tales como la erosión del suelo, la desertización, la deforestación, la degradación de los ecosistemas,

la extinción de las especies y la contaminación (Greenpeace, 2009). En la contaminación de los suelos, ésta puede ser removida a otro sitio o persistir como residual. Incluso después de muchos años, los contaminantes permanecen en el sitio como una amenaza latente en el suelo durante décadas y están sujetos a procesos de mezcla e incorporación en la biomasa.

Es bien sabido que si un país prioriza apropiadamente la educación básica para todos sus ciudadanos, enfocándose en valores éticos y cívicos, nutricionales, sexuales, académicos y ecológicos, el país en conjunto tendrá un desarrollo económico positivo sin impactar tan pronunciadamente su entorno natural. La base de toda sociedad es la educación procedente tanto del seno familiar, como de la academia (UNESCO, 2011). Sin esta simple ecuación, es difícil concebir que los seres humanos ejecuten sus pensamientos con los principios más elementales de convivencia, que les permita desarrollarse crítica e íntegramente en un objetivo común, sin el afán de aprovecharse de la desventaja de su semejante y pensar que son un ente supremo que tiene el derecho de servirse de la naturaleza sin reparo. El aumento de la población en las áreas urbanas ha privilegiado el crecimiento vertical de unidades habitacionales y centros comerciales, el incremento del parque vehicular, el reemplazo de áreas verdes y deportivos por modernas avenidas. Esto, aunado a la falta de programas de reutilización y reciclaje, y a la falta de conciencia han conducido hacia una notoria contaminación del agua, aire y suelo. Como país, es urgente hacer notar que las políticas en el cuidado de los parques nacionales, santuarios, y reservas de la biosfera deben estar siempre por encima de los intereses económicos; no obstante, estas áreas están constantemente sometidas a una indebida explotación. El abuso de la ignorancia, del poder político y del económico cuesta, y cuesta mucho, de hecho ya estamos pagando una costosa factura como especie humana. Nada justifica la destrucción de un ecosistema en el nombre del desarrollo económico; el precio que se está pagando es la pronunciada caída de la calidad de salud y calidad de vida, al menos en la Ciudad de México (Lemus, 2018).

Pese a que el capitalismo salvaje ha mostrado su más obscuro e insensible rostro, debe quedar claro que el crecimiento económico y la conservación de los ecosistemas no son antagónicos. El eje rector paralelo de desarrollo sostenible con la economía sostenible, puede emplearse como instrumento poderoso de un proceso humano evolutivo sostenible, sin comprometer la capacidad de las generaciones venideras para satisfacer sus necesidades. Con el desarrollo sostenible se busca la continuidad del progreso humano y se corrige el modelo de producción masiva y consumo inconsciente que origina numerosos problemas ambientales. De hecho, deriva en el compromiso de una ética de vivir en forma sostenible, dentro de los límites de capacidad de carga de los ecosistemas de la Tierra. Así pues, el desarrollo sostenible propone enfrentarse al aspecto más negligente y arriesgado de nuestro pensamiento económico actual: el dogma de la necesidad de crecimiento económico continuo (Boada y Toledo, 2003).

El punto medular de un ecosistema -incluso, uno tan artificial como la ciudad-, en términos de balance de energía y masa, ingreso y salida de recursos, es la capacidad de carga en un sistema, que no es otra cosa, que el tamaño máximo de población que el ambiente puede soportar indefinidamente en un periodo determinado, teniendo en cuenta el alimento, el agua, el hábitat, y otros elementos esenciales y disponibles en ese ambiente (Carabias, 1988). Una civilización industrial como la ciudad de México, ya ha rebasado los límites de tolerancia en varios aspectos (Vallejo *et al.*, 2003). El respirar aire limpio es igual de importante que beber agua limpia. Una persona necesita beber 2 litros de agua al día, logrando sobrevivir hasta tres semanas en caso de carecer de ella. En cambio, una persona respira 15,000 litros de aire por día y no puede sobrevivir 3 minutos sin aire. Desde el año de 1992 la ciudad de México ha sido

identificada por las Naciones Unidas como la urbe más contaminada del mundo. Se estima que el alto nivel de contaminación en la capital equivale a fumar 40 cigarros diarios (Hernández, 2017). Los contaminantes se asocian a 9,600 muertes cada año en la zona metropolitana del Valle de México, según el Instituto Nacional de Salud Pública (Chávez, 2016). Las condiciones geográficas y meteorológicas, un parque vehicular que aumenta al doble que la tasa de natalidad y el crecimiento desmedido de la mancha urbana tanto horizontal como vertical, completan el coctel de riesgos a la salud. La contaminación repercute en una menor calidad y esperanza de vida para los habitantes de esta megalópolis. Los efectos en la salud van desde dolores de cabeza e irritación de los ojos y la garganta hasta cáncer, complicaciones en el desarrollo fetal y enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Ubilla y Yohannessen, 2017). El problema con la calidad del aire no es solo crítico, sino crónico, la exposición prolongada a agentes contaminantes hace que algo que empieza como una cosa menor, en el largo plazo sea muy grave para el organismo (Aguilar-Méndez *et al.*, 2006). En la ciudad de México circulan diariamente unos cinco millones de automóviles. Está considerada la capital del país con la de mayor tráfico y una de las más contaminadas del mundo. El tráfico se ha convertido en algo insostenible en la ciudad. El índice de tráfico de TomTom (2017) considera que la capital mexicana es, actualmente, el peor sitio del mundo para desplazarse¹. Los habitantes de la ciudad de México son los que más sufren las consecuencias del tráfico en sus lentos desplazamientos. Según datos del Sistema Único Automatizado para la Vigilancia Epidemiológica (SUAVE), en 2016 se registraron 900,000 hospitalizaciones por enfermedades relacionadas con la contaminación como infecciones respiratorias, asma, y conjuntivitis en la zona metropolitana del Valle de México (Vallejo *et al.*, 2003; Ferrer y Escalante, 2009).

Es poco difundido que la contaminación del suelo, agua y aire procedente de la actividad industrial, es responsable en gran parte de provocar cáncer y diabetes en los seres humanos, ambos padecimientos son incurables en etapas avanzadas e inclusive mortales. Los factores que pueden originar cáncer son ocasionados por agentes físicos, químicos, o biológicos (Weinberg, 2014). Por otro lado, las razones principales del desarrollo de la diabetes *mellitus* han sido atribuidas a la obesidad, el sobrepeso y el síndrome metabólico, originadas por dietas abundantes en contenido de carbohidratos y alto consumo de alimentos industrializados, por los hábitos de sedentarismo y baja actividad física o deportiva, por el estrés que llega a modular el sistema endócrino en contra de la homeostasis del organismo, así como por predisposición genética (Guyton y Hall, 2016). Todos estos factores, considerados como clásicos, no logran aclarar totalmente la fisiopatología de la diabetes *mellitus*. A continuación se discute con más profundidad cómo la contaminación juega un papel preponderante en la iniciación de diversos tipos de cáncer, así como de la diabetes *mellitus*.

El cáncer

Con el propósito de entender la etiología del cáncer desde una perspectiva epidemiológica, se han sugerido varios modelos causales. La relación entre la exposición ocupacional y ambiental es esencial para determinar el origen de un cáncer. La exposición es una condición necesaria para la evolución de la enfermedad y el resultado final depende de la frecuencia,

1. La empresa holandesa TomTom, proveedora mundial de productos y servicios de navegación y geolocalización, posee el archivo de datos de trayectos automovilísticos más grande del mundo, a partir del cual realiza anualmente un Índice de Tráfico. Según el índice de 2017 (390 ciudades >800,000 habitantes en 48 países), en 2016 los habitantes de la Ciudad de México pasaron 59 minutos extra al día en el tráfico, lo que se traduce en traslados 66% más lentos. Esto posiciona a esta ciudad, por segundo año consecutivo, en la de mayor congestión vehicular del mundo (TomTom, 2017). Cabe resaltar que el tráfico se incrementó un 7% comparado con los datos de 2015.

intensidad, ruta, tiempo, estilo de vida y factores epigenéticos, es decir, la expresión o silenciamiento de genes para conformar así sus características físicas particulares (genotipo) y la susceptibilidad de desarrollar determinados padecimientos. (Torre *et al.*, 2015). Los factores inductores de cáncer pueden ser físicos, químicos o biológicos. Los principales factores físicos son la radiación ultravioleta (UV, sobre todo procedente por exposición prolongada al sol), el gas radón, la radiactividad y los rayos X. Entre los agentes químicos está el humo del tabaco, el arsénico, los asbestos, el benceno y el cadmio; en los alimentos, el benzoato de sodio usado frecuentemente como conservador. Entre los factores biológicos están los hereditarios como los oncogenes (ras, c-myc), las infecciones causadas por la bacteria *Helicobacter pylori*, en el cáncer gástrico; el virus del Papiloma humano (VPH), en el cáncer cervico-uterino y el virus de la hepatitis C, en cáncer hepático (Cummins y Tangney, 2013; Fernández-Herrera *et al.*, 2014).

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (OMS), 8.2 millones de personas mueren cada año de cáncer, lo que representa un 13% de todas las muertes en el mundo (Ferlay *et al.*, 2013). La OMS subraya que para el año 2030 los nuevos casos de cáncer aumentarán 70%, volviéndose prioridad el desarrollo de métodos de prevención de diagnóstico y tratamientos más eficaces contra este padecimiento. La OMS subraya que para el año 2030 los nuevos casos de cáncer aumentarán 70%, volviéndose prioridad desarrollar métodos de diagnóstico y tratamientos más eficaces contra este padecimiento. En el año 2016 la tercera causa de muerte en México fue el cáncer, siendo el cáncer de mama y cervico-uterino las primeras causas de muerte en la mujer, y el de próstata en el hombre (Secretaría de Salud, 2017). El cáncer infantil es la principal causa de muerte por enfermedad en mexicanos entre 5 y 14 años de edad, conforme a las cifras preliminares del año 2013 reportadas en el Sistema Estadístico Epidemiológico de las Defunciones (SEED) (Rivera-Luna *et al.*, 2015).

A menudo el cáncer es considerado como una de las enfermedades más agresivas y resistentes a diversos tratamientos, con una supervivencia global mediana de menos de un año (Chaffer y Weinberg 2011). Si el paciente se trata terapéuticamente a tiempo, aumenta significativamente el éxito de erradicar el tumor por cirugía o por terapias químicas, radiológicas o inmunológicas (Eggermont, 2012). Desafortunadamente, la manifestación clínica del cáncer muchas veces ocurre en etapas avanzadas de la enfermedad, e incluso cuando el paciente ya presenta metástasis, proceso que conlleva la diseminación del tumor primario a órganos distantes, a los cuales destruye y priva de nutrientes, por lo que la principal causa en el fracaso de terapias y muertes de pacientes con cáncer, es la metástasis (Talmadge y Fidler, 2010). El cáncer metastásico, se caracteriza por una marcada resistencia a las terapias convencionales, interpretándose por los médicos como resultados clínicos decepcionantes, debido a que con frecuencia el paciente recae, limitando así, la efectividad de los tratamientos. Los tratamientos contra el cáncer suelen ser ineficaces en pacientes terminales o con tumores avanzados. Las células metastásicas destruyen mecánicamente los tejidos de los órganos invadidos, exigen una alta demanda de nutrientes y oxígeno, y modulan bioquímica, hormonal, angiogénica² e inmunológicamente el microambiente que invaden. La resistencia a la quimio-, radio-, e inmunoterapia se ha atribuido a la presencia de células progenitoras cancerosas (CSC), un grupo de células tumorales que se mantienen en estado de latencia (“como durmientes”). Las células cancerosas “durmientes” son aquellas que se estacionan en la fase G₀ del ciclo celular y que podrían ser responsables de mantener la persistencia de la masa tumoral, por mínimo que sean en número, tanto en el tumor inicial, como en los tumores secundarios (cáncer metastásico). De esta manera, la persistencia residual de las células tumorales durmientes tras

2. La angiogénesis es el proceso fisiológico de formación de vasos sanguíneos nuevos a partir de los ya existentes. Es un fenómeno normal durante el desarrollo embrionario, el crecimiento y la cicatrización, pero también es característico de la transformación maligna de un tumor. Las células malignas o cancerosas son aquellas que han perdido el control en su forma de dividirse.

el tratamiento terapéutico antitumoral, hace que el paciente recaiga, al volver a aumentar con el tiempo, el número de células tumorales (Aguirre-Ghiso 2007). En las etapas tempranas de la transformación celular, dentro del proceso de carcinogénesis, descrito ordenadamente en etapas, la inmuno-vigilancia logra detectar y eliminar aquellas células tumorales nacientes; sin embargo, si surgen células tumorales con propiedades metabólicas diferentes, como productos de múltiples mutaciones, estas células tumorales pueden crear un microambiente inmunosupresor. Tales variaciones en las células tumorales, pueden convertirse en CSCs y debido a su potencial maligno, pueden participar activamente en inducir un estado inmunosupresor local, logrando evadir la inmuno-vigilancia y manteniéndose en un estado durmiente sin evidenciar su presencia (Ossowski y Aguirre-Ghiso 2010; Schreiber *et al.*, 2011). Sin embargo, si la carcinogénesis va más allá, estas células tumorales, entran en la fase de escape, que corresponde a la enfermedad clínicamente visible, es decir, síntomas tales como dolor intenso, fatiga y desnutrición. De esta manera, el control de la progresión tumoral depende en gran parte, de una respuesta inmune específica, reactiva contra las células tumorales para que eliminen cualquier tipo de cáncer que se genere (Visvader y Lindeman 2012).

Diabetes

De acuerdo a la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2016), 5 millones de personas mueren cada año de diabetes *mellitus*, con un estimado de 7.9% de todas las muertes en el mundo. La OMS enfatiza que para el año 2030, los nuevos casos de diabetes *mellitus* aumentarán un 50%, por lo que, al igual que en los casos del cáncer, es una prioridad mundial desarrollar métodos de prevención, diagnóstico y tratamientos más eficaces contra este padecimiento (Sociedad Americana de Diabetes, 2010). En México de acuerdo al INEGI, en el año 2016, la diabetes fue la tercera causa de muerte con un 15%, y hasta septiembre de 2016, fue la primera causa de muerte en adultos mayores de 60 años con un 17.1%. De acuerdo al Secretario de Salud, José Narro Robles, las muertes por diabetes *mellitus* en el año 2016 subieron 680% en tan sólo 35 años (Almazán, 2016). También es la primera causa de ceguera prevenible en el adulto en edad productiva, la primera causa de insuficiencia renal terminal, la primera causa de amputaciones no traumáticas y la principal causa de infartos al miocardio. En pacientes diabéticos, la primera causa de muerte es la enfermedad aterosclerótica, que se manifiesta con ataques al corazón y accidentes cerebro vasculares (embolias). Después de 15 a 20 años con la enfermedad, el 10% de los pacientes sufren graves limitaciones visuales y alrededor del 2% quedarán ciegos. Aunado a ello, la diabetes *mellitus* aumenta el riesgo de contraer tuberculosis. El panorama, no obstante a los anteriores datos, puede ser diferente y optimista si desde el diagnóstico o la aparición de los síntomas, se inicia un control adecuado de la enfermedad y de los otros factores que se asocian a un mayor riesgo cardiovascular (Moreno-Altamirano, 2001).

La diabetes *mellitus* es una enfermedad endocrino-metabólica crónica caracterizada por ciclos persistentes y elevados de concentración de azúcar en la sangre (hiperglucemia) con alteraciones en el metabolismo de los carbohidratos, grasas y proteínas (Neel y Sargis, 2011). Esto es peligroso porque mantener concentraciones de azúcar en la sangre se vuelve tóxico para el organismo. La fuente primaria de energía en los diversos procesos metabólicos, es la glucosa, la cual se convierte en la principal moneda energética del organismo: el ATP (Adenosina Trifosfato). Esta se obtiene esencialmente de la dieta, absorbiéndose en el intestino, a través del cual se incorpora hacia la sangre, para distribuirse a los tejidos y órganos del organismo. Después de la ingesta, la concentración de glucosa en sangre sube inmediatamente, de aproximadamente 120-140 mg/dL para bajar en dos horas a sus niveles basales de 80-100 mg/dL (Guyton y Hall, 2016). La glucosa es una molécula polar relativamente grande, la cual requiere de receptores especializados llamadas moléculas GLUT (transportadores de glucosa),

para ingresar de la sangre, al interior de cada una de los millones de células que constituyen los tejidos, órganos y sistemas del individuo, En las células musculares, hepáticas y adiposas, el receptor GLUT-4 se expresa estimulado por la insulina para permitir la entrada de la glucosa sanguínea al interior de dichas células por un proceso llamado difusión facilitada, hasta 20 veces más rápido (Barret *et al.*, 2013; Guyton y Hall, 2016). La insulina es una hormona que se produce en las células β de los islotes de Langerhans del páncreas, la cual se secreta al torrente sanguíneo cuando se detecta en la misma, hiperglucemia (niveles de glucosa sanguínea mayores de 120-140 mg/dL). Al llegar la insulina a las células musculares y adiposas, se une al receptor de insulina llamado IR. La activación del receptor de insulina estimula la fosfatidilinositol 3-cinasa (PI3K) que a la postre induce la expresión de moléculas GLUT sobre la membrana plasmática, para capturar glucosa, así como acelerar la formación y translocación de los endosomas hacia el interior de la célula para emplear la glucosa “capturada” como fuente de energía (Olivares Reyes y Arellano Plancarte, 2008). Debido a que la insulina favorece se exprese una elevada cantidad transportadores GLUT en la membrana externa de las diferentes células -principalmente las musculares y adiposas-, esto permite la entrada de grandes cantidades de glucosa a estos tejidos (Díaz Hernández y Burgos Herrera, 2002), lo que provoca, consecuentemente, que se alcance la concentración basal de glucosa en la sangre al cabo de dos horas. Dicho mecanismo de control metabólico para la glucosa requiere de mucha precisión, y se daña en la presencia recurrente de grandes cantidades de azúcar en sangre. Por eso, la diabetes se asocia con una deficiencia absoluta o relativa de la producción y/o de la acción de la insulina. Hay tres tipos principales de diabetes: tipo 1, tipo 2 y gestacional. La diabetes tipo 2 es la más común, y representa aproximadamente del 85% a 90% de todos los casos. Se relaciona con factores de riesgo modificables como la obesidad o el sobrepeso, la inactividad física, y las dietas con alto contenido calórico de bajo valor nutricional. Sin embargo, existen dos situaciones en las que el músculo consume mucha glucosa. Una de ellas es el ejercicio moderado e intenso. Para esta utilización de la glucosa no se necesitan grandes cantidades de insulina, porque las fibras musculares que se ejercitan se hacen permeables a la glucosa, aun en ausencia de insulina, por la simple contracción. De ahí que sea extremadamente recomendable hacer ejercicio con regularidad y, por supuesto, necesario lo practique un paciente con diabetes *mellitus* (Guyton y Hall, 2016).

La diabetes *mellitus* tipo 1 (DM1, también llamada insulino dependiente, juvenil o de inicio (en la infancia) se caracteriza por una producción deficiente o nula de insulina por el páncreas. Por lo tanto, los pacientes requieren la administración inyectable diaria de esta hormona para no presentar daño por toxicidad debido a la glucosa o por cetoacidosis (cuando las células no reciben glucosa, el cuerpo comienza a usar grasa como fuente de energía, lo que produce cetonas, las cuales se acumulan en la sangre, esto hace que su sangre sea más ácida. Son una señal de advertencia de que la diabetes puede estar fuera de control) y así poder sobrevivir varios años. La DM1 es una enfermedad autoinmune que resulta en la destrucción progresiva de las células β del páncreas por los anticuerpos secretados de células plasmáticas, contra múltiples proteínas citoplasmáticas del páncreas. Los síntomas en pacientes con DM1 consisten, entre otros, en excreción excesiva de orina (poliuria), sed (polidipsia), hambre constante (polifagia), pérdida de peso, trastornos visuales y cansancio. Estos síntomas pueden aparecer de forma súbita. La diabetes *mellitus* tipo 2 (DM2), también llamada no insulino dependiente, se caracteriza por no requerir de la insulina para prevenir la cetoacidosis (Liu *et al.*, 2014). Aunque la DM2 no es una enfermedad autoinmune, existe una carga genética importante asociada a su desarrollo. Sin embargo esos genes de susceptibilidad que predisponen al desarrollo de la DM2 todavía no han sido identificados en la mayoría de pacientes. Esto se debe a la heterogeneidad de los genes susceptibles a DM2. La obesidad es el factor de mayor riesgo que predispone un individuo a presentar diabetes tipo 2 (Meo *et al.*, 2015).

La diabetes *mellitus*, en general, es una enfermedad crónica incurable que afecta tanto a las poblaciones de naciones de primer mundo como aquellas en vías de desarrollo. Durante un tiempo, se caracterizó por afectar a personas adultas y adultos mayores, sin embargo, ha ido creciendo en las poblaciones de jóvenes y niños. Las razones principales del desarrollo de la enfermedad en todos estos grupos de pacientes, han sido atribuidas a la obesidad y sobrepeso, originadas por dietas abundantes en contenido de carbohidratos y alto consumo de alimentos industrializados, por los hábitos de sedentarismo y baja actividad física o deportiva, por el estrés que llega a modular el sistema endócrino, así como por predisposición genética. Todos estos factores no logran aclarar totalmente la fisiopatología de la diabetes *mellitus* tipo 2, lo que permitiría disponer de mejores métodos de diagnóstico, tratamientos e inclusive una cura; lo cual todavía no es posible. Por lo tanto, es indispensable considerar factores no clásicos como lo son los factores epigenéticos que, junto con los factores ambientales (Rodríguez-Weber, 2016) inducidos por xenobióticos (compuestos sintetizados por el ser humano, ajenos al organismo), podrían participar en la manifestación de la diabetes (Rajagopalan y Brook, 2012). Hasta al año 2017, no se ha establecido rotundamente qué otros factores participan en el desarrollo y progresión de la diabetes.

Entre los diversos contaminantes ambientales, varios estudios postulan la asociación del arsénico inorgánico (iAs) y del óxido de titanio (TiO_2) con toxicidad, disfunción celular y desarrollo del cáncer. En particular, la exposición al arsénico ha recibido mucha atención, por ser un metaloide (elemento químico de carácter metálico intermedio, es buen conductor de electricidad, como por ejemplo el silicio, el germanio y el boro) tóxico presente en el ambiente, ya existen evidencias de que el arsénico está involucrado en el desarrollo de DM2. Algunos estudios epidemiológicos efectuados en Bangladesh, Taiwán, México y Estados Unidos han demostrado un fuerte efecto diabetogénico (inductor de diabetes) del arsénico, principalmente contenido en agua potable contaminada, aunque algunas otras investigaciones mencionan que estos datos son todavía insuficientes para apoyar una asociación entre el arsénico y la DM2. Otros estudios en humanos respaldan una asociación entre el arsénico y diabetes en la población con niveles de agua potable de arsénico de 0.500 mg /l. Por lo tanto, los efectos pre-diabéticos causados por el iAs y su mecanismo de acciones en individuos normales son todavía poco claros. De esta manera, la influencia de iAs en el desarrollo de la diabetes en los individuos diabéticos requieren ser confirmados (Huang *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2014).

Recientemente, un grupo conjunto de investigación de la UNAM, el INSP, el IPN y la Universidad de Arizona, analizaron la secreción de insulina y la sensibilidad a insulina en sujetos expuestos a diferentes concentraciones de iAs encontradas en el agua potable extraída de los mantos freáticos de la región de La Laguna, Coahuila. Concluyeron que la exposición crónica a iAs reduce el funcionamiento normal de las células β pancreáticas, un importante factor de riesgo para desarrollar DM2 (Díaz-Villaseñor *et al.*, 2013). No se descarta que otros metales presentes en el agua potable y los liberados durante la combustión fósil de los automóviles y actividad industrial, también puedan estar involucrados como factores de desarrollo de la diabetes *mellitus* tipo 2. Por otra parte, en estudios *in vitro* utilizando líneas celulares de insulinoma (páncreas), se demostró que el arsénico inorgánico (iAs) altera varias vías en la señalización intracelular implicadas en la producción de insulina; así, el arsénico es capaz de inhibir la expresión y/o producción en las células beta pancreáticas (Bramswing *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2014). Se ha observado que la exposición de iAs genera especies reactivas de oxígeno (ROS) en las células beta, afectando la señalización negativa de la producción de insulina y disfunción de dichas células beta (Díaz-Villaseñor *et al.*, 2013).

Otro contaminante ambiental que ha llamado la atención son las nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) producidas en los procedimientos nanotecnológicos para diversas aplicaciones que incluyen su uso en fotocatalizadores, cosméticos y en varios productos farmacéuticos, debido a su alta estabilidad, anticorrosividad y propiedades catalíticas. Con respecto a estas partículas el Instituto Nacional para la Seguridad y Salud Ocupacional (NIOSH³) ha revisado los datos en seres humanos para evaluar la carcinogenicidad del TiO_2 e indica que, las exposiciones ocupacionales (principalmente por inhalación y contacto dérmico) a concentraciones bajas de TiO_2 generan un riesgo insignificante de cáncer de pulmón en los trabajadores; por lo tanto recomienda límites de exposición de 1.5 mg/m^3 para el TiO_2 fino y de 0.1 mg/m^3 para el TiO_2 ultrafino, como promedio ponderado tiempo-concentración (TWA) hasta 10 h/día por 40 h de trabajo por semana (Gutiérrez y Lizárraga, 2016). Como se describió anteriormente, el TiO_2 se utiliza en una variedad de productos a los que los consumidores pueden estar expuestos. El mayor consumo parece ocurrir en partes de las matrices sólidas (recubrimientos); por lo tanto, los materiales de nanocapas deben someterse a nuevas evaluaciones de emisiones. Cuando el TiO_2 se utiliza en productos líquidos, es probable que ésta sea una vía importante de exposición, mientras que la inhalación puede ser significativa si se utiliza por aspersión. Un estudio mostró que en la crema para la protección a la radiación solar, formulada en forma de aspersión, se detectó una concentración de liberación de 35 mg/m^3 de TiO_2 durante su uso, un valor que representa un evento de exposición aguda/a corto plazo. Por lo tanto, los productos de consumo utilizados durante períodos prolongados o reiterados podrían ser mucho más peligrosos de lo esperado (Huerta-García *et al.*, 2014; Montiel-Dávalos *et al.*, 2012).

El pulmón es el órgano mejor caracterizado en relación a los efectos tóxicos provocados por las nanopartículas de TiO_2 . Por ejemplo, la captación y distribución celular de las nanopartículas de TiO_2 ha sido comprobada en la línea celular pulmonar A549. Además, en macrófagos (células fagocíticas del sistema inmune, que destruyen diversos patógenos por endocitosis) alveolares pulmonares, las nanopartículas de TiO_2 inducen daño y disfunción en la ultraestructura membranal al incrementar la capacidad fagocítica y un aumento de la movilidad quimiotáctica de los macrófagos, los cuales podrían dañar el tejido pulmonar. Todos los efectos documentados bibliográficamente de las nanopartículas de TiO_2 , se asocian a los efectos adversos en células de mamíferos, tales como la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS), la producción de proteínas pro-inflamatorias (tales como la interleucina 1beta e interleucina 6), la disminución de la viabilidad y la proliferación celular, la inducción de la muerte celular programada (apoptosis), y la genotoxicidad (daño en el genoma). Las nanopartículas de TiO_2 se pueden traslocar a toda la región del tracto respiratorio y, por lo pequeño de su tamaño, pueden incorporarse fácilmente hacia el interior de las células y realizar la transcitosis (transporte transcelular mediante la formación de vesículas), cruzando células epiteliales y endoteliales, viajar por la circulación hemática (la sangre) y linfática (la linfa, el líquido que se excreta de los tejidos) y así alcanzar blancos tales como la médula ósea, los ganglios linfáticos, el bazo y el corazón (Huerta-García *et al.*, 2014; Montiel-Dávalos *et al.*, 2012).

Conclusiones

El dogma del crecimiento económico continuo, en donde no hay problema con el enriquecimiento continuo y se ignora la capacidad de carga de un ecosistema (es decir, el tamaño máximo de población que el ambiente puede soportar indefinidamente en un periodo determinado), refleja que la humanidad no puede apostar todas sus cartas sólo en la economía. La factura que se está pagando es la pronunciada caída de la calidad de salud y de vida. El

3. Agencia de investigación estadounidense, enfocada en el estudio de la seguridad de los trabajadores y su salud. Es parte del Centro de Control y Prevención de Enfermedades (CDC) del Departamento de Salud y Servicios Humanos.

cáncer y la diabetes, son sólo dos ejemplos de lo que ocasiona la contaminación. La edad del Antropoceno no debería quedar marcada en la historia de la Tierra como el declive de la humanidad. El eje rector paralelo de desarrollo y economía sostenibles, puede emplearse como instrumento poderoso de un proceso humano evolutivo sostenible, sin comprometer la capacidad de las generaciones venideras para satisfacer sus necesidades. Las investigaciones encaminadas a demostrar el papel diabetógeno de los compuestos químicos presentes en el agua potable, los liberados en el aire por los automóviles de combustión interna y de la actividad industrial, podrán sugerir mejoras en el proceso de purificación de agua para consumo humano, mejoras en la producción de combustibles fósiles de uso intenso en la industria, así como la eliminación de xenobióticos con potencial carcinógeno y diabetógeno en los productos de uso doméstico.

Bibliografía

Aguilar-Méndez S., Benítez-Lugo J.L. y Tafolla-Macklen, R. (2006). Problemas sociales, económicos y políticos de México. (1ª Ed.) México: UNAM.

Aguirre-Ghiso, J.A. (2007). Models, mechanisms and clinical evidence for cancer dormancy. *Nature Reviews Cancer* 7(11), 834-846.

Almazán, J. (14 de noviembre de 2016). Muertes por diabetes subieron 680% en 35 años: Narro. Milenio diario. Recuperado de: http://www.milenio.com/cultura/muertes_por_diabetes-narro-carrera-mexico_por_tu_salud_0_847715229.html

American Diabetes Association (2010). Diagnosis and Classification of Diabetes Mellitus. *Diabetes Care*. (33) Suppl. 1. 62-69.

Barret, K.E., Barman, S.M., Boitano, S., Brooks, H. (2013). *Ganong Fisiología Médica*. 24a Edición. McGraw-Hill. 750pp.

Boada, M. & Toledo, V.M. (2003). El planeta, nuestro cuerpo. La ecología, el ambientalismo y la crisis de la modernidad. (1ª Ed). México: Fondo de Cultura Económica.

Bramswig, N.C., Eeverett, L.J., Schug, J., Dorrel, C., Liu, WQ C., Luo, Y., Streeter, P.R. Naji, A., Grompe, M. & Kaestern, K. H. (2013). Epigenomic plasticity enables human pancreatic α to β cell reprogramming. *J. Clin Invest*. 123 (3), 1275-84

Catalán-Vázquez M, Riojas-Rodríguez H, Jarillo-Soto EC & Delgadillo-Gutiérrez HJ. (2009). Perception of health risks due to air pollution in adolescents in Mexico City. *Salud Pública Mex*; 51:148-154.

Chaffer CL, Weinberg RA (2011). A perspective on cancer cell metastasis. *Science* 331(6024), 1559-1564.

Chávez, V. (22 de abril de 2016), Mueren 20 mil personas al año por contaminación del aire: Instituto Nacional de Salud Pública. *El Financiero*. Revisado el 2 de febrero de 2018, en: <http://www.elfinanciero.com.mx/nacional/mueren-20-mil-personas-al-ano-por-contaminacion-del-aire-instituto-nacional-de-salud-publica.html>

CONABIO (Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2017). La diversidad biológica de México [sitio web]. Revisado el 2 de febrero de 2018, en: http://www.conabio.gob.mx/institucion/cooperacion_internacional/doctos/db_mexico.html

Cummins, J., Tangney, M. (2013). Bacteria and tumours: causative agents or opportunistic inhabitants? *Infectious Agents and Cancer*. 8:11.

Díaz Hernández, D. P. y Burgos Herrera, L. C. (2002). ¿Cómo se transporta la glucosa a través de la membrana celular? *IATREIA*, 15 (3) 179-189.

Díaz-Villaseñor A., Cruz, L., Cebrián, A., Hernández-Ramírez, R.U., Hiriart, M., García-Vargas, G., Bassol, S., Sordo, M., Gandolfi, A.J., Klimecki, W.T., López-Carillo, L., Cebrián, M. E. & Ostrosky-Wegman, P. (2013). Arsenic exposure and calpain-10 polymorphisms impair the function of pancreatic beta-cells in humans: a pilot study of risk factors for T2DM. *PLoS One*, 8(1) e51642.

Eggermont, A. M. (2012) Can immuno-oncology offer a truly pan-tumour approach to therapy? *Annals of oncology: official journal of the European Society for Medical Oncology / ESMO* 23 Suppl 8:viii53-viii57.

Equihua Zamora, M., Hernández Huerta, A., Pérez Maqueo, O., Benítez Badillo G. e Ibañez Bernal S. (2016). Cambio global: el Antropoceno. *Ciencia Ergo Sum*. 23 (1) 67-75.

Ferlay J, Soerjomataram I, Ervik M, Dikshit R, Eser S, Mathers C et al. GLOBOCAN 2012 v1.0, Cancer Incidence and Mortality Worldwide: IARC CancerBase No. 11, Lyon, France: Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer; 2013. Revisado el 2 de febrero de 2018, en: <http://globocan.iarc.fr>

Ferrer Carbonell J.A., Escalante Semerena R.I. (2009). Contaminación atmosférica y efectos sobre la salud en la Zona Metropolitana del Valle de México. *Economía Informa*. 360:22-39.

Fernández-Herrera, M.A. Sandoval-Ramírez, J., Sánchez-Sánchez, L., López-Muñoz, H. & Escobar-Sánchez, M. L. (2014) Probing the selective antitumor activity of 22-oxo-26-selenocyanocholestane derivatives. *Eur J Med Chem*. 74:451-60.

Gutiérrez A. F. & Lizárraga, H. 2016. Efectos sobre la salud en los trabajadores expuestos al dióxido de titanio. *Med Segur Trab. (internet)*. 62(242):79-95.

Guyton, Hall, J.E., (2016) *Medical Physiology (24th Edition)* USA: Elsevier.

Hernández, L. (23 de febrero de 2017), Respirar mala calidad del aire equivale a fumar 40 cigarros al día. *Excelsior*. Revisado el 2 de febrero de 2017, en: <http://www.excelsior.com.mx/comunidad/2017/02/23/1148229>

Huang, C.F., Chen, Y.W., Yang, C.Y., Tsai, K.S., Yang, R.S. & Liu, S.H. (2011). Arsenic and diabetes: current perspectives. *Kaohsiung J Med Sci*. (9):402-10.

Huerta-García E., Pérez-Arizti, J.A., Márquez-Ramírez, S. G., Delgado-Buenrostro, N. L., Chirino, Y. I., Iglesias, G. G. & López-Marure, R. (2014). Titanium dioxide nanoparticles induce strong oxidative stress and mitochondrial damage in glial cells. *Free Radic Biol Med*. 73:84-94.

Lemus J. Jesús (2018). *México a cielo abierto*. Grijalbo. 355 pp.

Liu S., Guo, X., Wu, B., Yu, H., Zhang, X. & Li M. (2014) Arsenic induces diabetic effects through beta-cell dysfunction and increased gluconeogenesis in mice. *Sci Rep*. 4,4:6894.

Meo, A.N., Memon, S. A., Sheikh, F.A., Rouq, A. Mahmood, Usmani., A. Hassan, S.A., Arain, S.A. (2015). Effect of environmental air pollution on type 2 diabetes mellitus S.A. *Eur Rev Med Phar Sci*. 19, 123-128.

Montiel-Dávalos, A., Ventura-Gallegos, J.L., Alfaró-Moreno, E., Soria-Castro, E., García-Latorre, E., Cabañas-Moreno, J. G., del Pilar Ramos-Godínez, M. & López-Marure, R. (2012). TiO₂ nanoparticles induce dysfunction and activation of human endothelial cells. *Chem Res Toxicol.* 16, 25(4):920-30.

Moreno- Altamirano, L. (2001). Epidemiología y diabetes. *Rev Fac Med UNAM.* .44:1

Neel, B.A and Sargis R.M. (2011). The Paradox of Progress: Environmental Disruption of Metabolism and the Diabetes Epidemic. *Diabetes.* 60(7): 1838–1848.

Olivares Reyes, J.A., Arellano Plancarte, A. (2008). Bases moleculares de las acciones de la Insulina. *REB* 27(1):9-18

Ossowski, L. & Aguirre-Ghiso, J. A. (2010). Dormancy of metastatic melanoma. *Pigment cell & melanoma research* 23(1), 41-56.

Organización Mundial de la Salud (2016) Informe Mundial sobre la diabetes.

Rajagopalan, S. & Brook, R. D. (2012) Air Pollution and Type 2 Diabetes Mechanistic Insights. 61, 3037-3045.

Rivera-Luna R, Cárdenas-Cardos, R., Olaya-Vargas, A., Shalkow-Klinovstein, J., Pérez-García, M., Pérez-González, O., Díaz-Jiménez, V. Amador-Zarco, A. & Melchor Vidal, Y. 2015. El niño de población abierta con cáncer en México. Consideraciones epidemiológicas. *An Med (Mex).* 60 (2): 91-97

Rodríguez-Weber F.L. (2016). Medio ambiente, contaminación y diabetes: ¿son especulaciones? *Med Int Méx.* 32(5):576-579.

Secretaría de Salud, 2017. Cáncer, tercera causa de muerte en México. Sitio web. <https://www.gob.mx/salud/prensa/318-cancer-tercera-causa-de-muerte-en-mexico>.

Schreiber, R.D., Old L.J. & Smyth, M. J. (2011) Cancer immunoediting: integrating immunity's roles in cancer suppression and promotion. *Science* 331(6024),1565-1570.

Talmadge, J.E. & Fidler I.J. (2010). AACR Centennial Series: The Biology of Cancer Metastasis: Historical Perspective. *Cancer Res*; 70(14), 5649–69. DOI: 10.1158/0008-5472.CAN-10-1040

TomTom (2017). The TomTom Traffic Index [sitio web]. Revisado el 2 de febrero de 2018 en: https://www.tomtom.com/en_gb/trafficindex/city/MEX

Torre, L.A., Bray. F., Siegel, R., Ferlay, J., Lortet-Treulent, J. & Jemal, A. (2015). Global Cancer Statistics, 2012. *Cancer J Clin.* 65,87–108.

Ubilla, C. & Yohannessen, K. 2017. Contaminación atmosférica. Efectos en la salud respiratoria en el niño. *Rev Med Clin Condes.*28(1):111-118.

UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación la Ciencia y la Cultura, 2011). La UNESCO y la Educación "Toda persona tiene el derecho a la educación. [sitio web]. Revisado el 22 de febrero del 2018. <http://unesdoc.unesco.org/images/0021/002127/212715s.pdf>

Vallejo, M., Jauregui-Renaud, K., Hermosillo, A. G., Márquez, M. F. y Cárdenas, M. 2003. Efectos de la contaminación atmosférica en la salud y su importancia en la Ciudad de México. *Gac. Med. Méx.* 139(1), 57-63.

Villanueva, C., Sevilla González, M. de la L. y Kross, R. D. (2013). La bioética medioambiental y el estrés oxidativo. *Escuela Nacional de Antropología e Historia.* 20 (58), 91-108.

Visvader, J. E. & Lindeman, G. J. (2012). Cancer stem cells: current status and evolving complexities. *Cell stem cell* 10(6), 717-728.

Wang, Z., York, N. W. Nichols, C. G. & Remedi, M. S. (2014). Pancreatic β cell dedifferentiation in diabetes and redifferentiation following insulin therapy. *Cell Metab.* 19(5), 872-82

Weinberg, R. (2014). *The Biology of Cancer, (2nd Edition) USA: Garland Science.* 797 pp.

**Aprovechamiento de residuos de camarón para
beneficio agrícola en Baja California: motivación,
metodología, retos y proyecciones.**

Jhordan Ojeda González
Universidad Autónoma de Baja California

Introducción

La contaminación ambiental, en todas sus formas, es un enemigo extremadamente difícil de combatir por tener una característica muy particular: sus efectos no son percibidos por la vista. Precisamente porque los efectos no se pueden ver, ni sentir, el ciudadano promedio no realiza acciones para contrarrestar su huella de impacto ambiental. Aunado a esto, se requiere mucho tiempo para poder ver los efectos de una decisión incida sobre el medio ambiente, por lo que rápidamente se pierde el interés dado que se piensa que no se está contribuyendo lo suficiente.

La desmotivación de las personas comienza cuando un trabajo de colaboración social se siente más como uno individual. Si bien es muy popular la idea del reciclaje, generalmente no se tienen datos estadísticos que informen realmente sobre la cantidad de residuos separados y destinados a reciclaje, y cuáles son las contribuciones de cada uno. El desconocimiento sobre si realmente hay un efecto positivo en la comunidad hace que el esfuerzo invertido no se sienta recompensado y se pierda el interés rápidamente.

Como Bioingeniero, considero que el cuidado del medio ambiente es primordial, y es por ello que he centrado mi trabajo en la búsqueda de maneras para remediar este problema. Durante esta búsqueda, he notado que este círculo vicioso de “incidencia – acción – desmotivación” se repite constantemente en cada periodo de campaña de reciclaje, no importa que tan bueno sea el argumento para motivar a las personas, solo es cuestión de tiempo (y muy corto) para que la gente pierda el interés y la campaña de reciclaje se quede ahí: en una acción momentánea sin que tenga trascendencia.

A raíz de esto es obvio que debemos centrarnos en crear una acción de reciclaje que perdure con el tiempo. Una acción que por sí misma, por su propia naturaleza, no dependa de la motivación voluntaria de los ciudadanos sino de la necesidad. Y mucho de esto puede ser posible al ofrecerle a la comunidad las facilidades para que su acción sea natural y sin que represente ninguna molestia.

Si algo aprendí en Alemania, particularmente de la universidad de Cottbus, donde realicé mis estudios de Ingeniería Biomédica, fue el máximo aprovechamiento de todos los recursos disponibles, a sabiendas de que no exista una escasez de ellos, ni una emergencia por encontrar una solución. En Alemania las acciones a favor de un desarrollo sustentable son claras, genuinas y auténticas. Esto lo puedes ver inclusive en todo el sistema que rodea a las personas día con día, con la recolección de basura, el transporte público y uso de bicicleta, los reglamentos de sanidad, entre otras cosas. En lugar de esperar a que el problema sea evidente, ellos son anticipados a que este se presente, algo que en ingeniería conocemos como mantenimiento preventivo y de lo cual se me hizo mucho énfasis en el transcurso de mi estadía en Cottbus.

Esta anticipación del problema, esta habilidad de ser visionarios del cuidado del entorno es lo que vuelve a Alemania un pueblo tan estable y de lo cual nosotros en México carecemos mucho, por estar siempre viviendo al límite de nuestras exigencias, pero nunca al límite de nuestra capacidad.

Derivado de este aprendizaje, encuentro una belleza particular en aquellas ideas que son preventivas y no son evidentes de la resolución de una problemática, así como de aquellas ideas que intentan sacar el máximo provecho de lo que ya tenemos. Por mi parte, entiendo a la sustentabilidad como la manera en que damos solución a un problema sin generar otro. Parte fundamental de la sustentabilidad radica en la eficiencia de procesos, sistemas y recursos. Un

ejemplo de esto es la reutilización de la cáscara de camarón, convirtiéndola en un producto útil como lo es el quitosano. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es establecer y discutir las consideraciones necesarias para la puesta en marcha de un proyecto de producción de quitosano a partir de residuos de camarón proveniente de negocios que los generen en la región de Baja California para fines comerciales.

El quitosano: producto orgánico de alto valor agrícola y científico

El quitosano es el segundo polisacárido más abundante en la tierra, un componente proveniente de algunos hongos y del exoesqueleto de insectos y crustáceos marinos, tales como el camarón y la langosta (Cocoletzi Hernández *et al.*, 2009). El quitosano ha sido de gran interés por sus aplicaciones médicas, de remediación y en la industria agrícola. Es un polímero natural, cuyas propiedades se asemejan a las de un hidrogel, teniendo un potencial uso como reemplazo de cartílago, la liberación controlada de fármacos e incluso como fungicida de muchos organismos patógenos para plantas (Ayala *et al.*, 2014).

Aunado a esto, se ha demostrado que el uso de quitosano promueve el desarrollo de algunas plantas de uso alimenticio. Esta actividad anti fúngica, sumado al hecho de ser un polímero natural y sus propiedades promotoras de crecimiento, han colocado al quitosano en un componente de gran interés para la industria agrícola, haciendo posible el desarrollo de fungicidas que no contaminan el ambiente y que incluso son benéficos para la planta (Enríquez-Guevara *et al.*, 2010).

Baja California es un estado rico en producción agrícola, así como en fauna marina. La venta extensiva de camarón en marisquerías del estado son una potencial fuente de residuos orgánicos, incluyendo la cáscara o exoesqueleto de camarón. Regularmente esta cáscara se tira y termina en el relleno sanitario, contribuyendo como fuente de origen de microorganismos no deseados.

En lugar de tirar la cáscara, se podría recuperar y utilizar para la producción de quitosano, para después transformarlo en fungicidas orgánicos, baratos y amigables con el ambiente. La extracción de quitosano a partir de cáscara de camarón es un proceso muy sencillo, que puede ser realizado por métodos químicos, que son baratos a pequeña escala, o biológicos, que resultan convenientes para grandes biorreactores.

La problemática de los pesticidas y fertilizantes, los cuales bien se sabe provocan un daño en el organismo, es bastante seria precisamente porque los efectos negativos no son notorios a corto plazo ni a simple vista. Tratar de luchar contra el exceso de uso de pesticidas es tan complicado como tratar de cambiar el hábito de las personas por consumir alimentos que bien se sabe son nocivos en exceso. Cambiar estos hábitos es difícil dado que no siempre la gente logra entender que, el hecho de que los efectos negativos no sean visibles no significa que no esté sucediendo un daño.

La idea de aprovechar un residuo de camarón en forma de quitosano es también sin duda, una de estas ideas que carecen de un impacto visible a corto plazo, ya que la acumulación de este residuo no ha representado un problema notorio por encima de otro tipo de residuos, y sus beneficios son más bien desconocidos o poco difundidos.

Antecedentes y justificación

Ciertamente, la idea de utilizar quitosano no es nueva. Ya se tiene bastante éxito en países como Chile y España, y en México actualmente hay alrededor de una docena de empresas que ya producen quitosano e incluso lo utilizan como fungicida (Velásquez, 2008). Sin embargo, la mayoría de estas empresas, por no decir que todas, se ubican en el sur del país. Únicamente se encuentra reportado un trabajo sobre quitosano en Baja California Sur, pero sin la visión aún de desarrollar un proyecto a nivel estatal para el abastecimiento de productos derivados de este componente (Castro-Cota, 2015).

La importancia de este proyecto radica en su aplicación en la región de Baja California, la cual es un ecosistema idóneo e incluso resulta sorprendente que no haya sucedido ya, tomando en cuenta el alto potencial de éxito que tiene por ser una de las regiones de México con mayor producción agrícola y extracción de camarones. Además, se evitan los costos de transporte tan elevados para nuestro estado.

El motivo principal de aprovechar la cáscara de camarón es generar un producto con múltiples usos a partir de un desecho que se dispone directamente en relleno sanitario. Esto podría crear una primera empresa en Baja California que genere un producto de uso agrícola basado en el quitosano, que tenga actividad fungicida, bactericida y promotora del crecimiento de cultivos de la región, beneficiando a gran parte del sector agrícola local y mitigando los efectos del daño al medio ambiente por el uso de pesticidas tradicionales.

Recientemente un estudio de mercado que realizamos en la región de Mexicali y Ensenada mostró el gran potencial que tiene este proyecto, por la necesidad de satisfacer la alta demanda de pesticidas y fertilizantes, así como una altísima generación de residuos de camarón por las marisquerías.

Metodología

La producción de quitosano implica 3 procesos clave: desprotenización, desmineralización y por último desacetilación. Primeramente, la cáscara de camarón pasará por un pretratamiento, lavándose exhaustivamente, pulverizándolo y tamizándolo hasta obtener pequeñas y uniformes partículas de cáscara de camarón limpias de otras impurezas. Llegados a este punto se puede comenzar con la desprotenización, que consiste en eliminar las proteínas que estén adheridas, seguido de la desmineralización, para terminar de remover sales y metales que estuvieran aún impregnados (Cocoletzi Hernández et al., 2009). Hasta este punto ya se ha obtenido quitina, pero para obtener quitosano es necesario remover los grupos acetilo del compuesto, siendo la desacetilación el proceso más importante que determinará la pureza del producto (Lopez Pacheco, 2013). A diferencia de la quitina, el quitosano es soluble en ácidos orgánicos, como el ácido cítrico, lo que le permite ser utilizado como fertilizante foliar (Nava Arenas, 2009).

Los tres procesos de la obtención de quitosano pueden ser llevados a cabo por 2 métodos: químico y biológico. El método químico utiliza ácidos y bases fuertes (HCL y NaOH), mientras que el método biológico utiliza microorganismos mantenidos en biorreactor que llevarán a cabo el proceso enzimático (Castro-Cota, 2015).

El método químico, aunque fácil de realizar, se sabe que puede ser perjudicial para el ambiente por los residuos de ácidos y bases que deja en el vertedero, siendo bastante laborioso

el tratamiento de estos residuos y por lo tanto caro para poder escalar a altas producciones. A diferencia del método químico, el método biológico es más amigable con el ambiente, y siguiendo un diseño adecuado, es mayormente factible su implementación a gran escala (Moreno et al., 2012). Sin embargo, tener éxito con este método de producción es mucho más complicado, dado que implica mayor control, ingeniería e inversión a largo plazo (Lopez Pacheco, 2013).

Estando nosotros comprometidos con el ambiente y la sustentabilidad, apostamos totalmente por el método biológico. Esto requerirá de una mayor planificación y de bioingenieros que puedan ayudar a diseñar un biorreactor a gran escala. En una investigación realizada por Nava (2009), se ha demostrado la eficiencia de producción de quitina desacetilasa de *Bacillus thuringiensis*, la cual trae como producto quitosano. A su vez, Guilera (2011) establece las bases para el diseño y construcción de un biorreactor para la producción de quitosano. Esta documentación, aunque no muy extensa, sugiere que es posible llevar a cabo el escalamiento del proceso bajo el método biológico. Por nuestra parte será necesario comenzar con un trabajo más elaborado y ambicioso para demostrar la escalabilidad a cantidades viables para los objetivos que nos proponemos.

Retos

A pesar de que en principio la idea de generar un producto de valor a partir de un desecho de otra industria puede sonar muy atractivo, su éxito no está asegurado, dado que aún hay muchos obstáculos a los que nos deberemos enfrentar:

Primeramente, existe una resistencia natural al cambio por parte de la industria tradicionalista. Las empresas agricultoras en Baja California confían ampliamente en los métodos que les han funcionado, por lo que cambiar la mentalidad de que no requieren utilizar un nuevo producto de origen orgánico podría ser complicado para ciertos agricultores apegados a los métodos tradicionales. No siendo así para los productores que exigen la más alta calidad, ya que el uso de productos de origen orgánico se está volviendo un atractivo para todas las industrias alimenticias. Esto podría jugar a nuestro favor para que las grandes empresas vean el beneficio de apostar por el quitosano de origen bajacaliforniano, aunque tampoco es algo seguro.

Otro gran problema al que nos podríamos enfrentar es el hecho de que actualmente el quitosano de origen animal no se utiliza en la industria del vino por la posible liberación de impurezas debido a las proteínas que no son eliminadas en la desprotenización, lo cual puede provocar a su vez reacciones alérgicas (Nguyen, 2012). Un primer reto en nuestra investigación será el cómo asegurar que esto no suceda, y convencer a los productores de vino que nuestro producto no traerá problemas a sus parcelas.

Por otro lado, si trabajar los detalles técnicos del quitosano ya es de por sí un reto, recolectarlo, que es el objetivo de este proyecto, es también una dificultad adicional. Para aprovechar el mercado ya existente de camarón, y por supuesto cumplir con la meta de reciclaje, la materia prima se obtendría de marisquerías y negocios similares donde se desechen exoesqueletos de camarón o langosta. Para esto se deberá de diseñar un sistema de recolección confiable, eficaz y permanente que asegure la total recepción de los residuos de camarón proveniente de estos negocios, que terminarán en nuestro biorreactor.

Esto es fundamental para el éxito de este proyecto, pues como se comentó inicialmente, la trascendencia de una campaña de reciclaje radica en gran parte de la facilidad con que el sistema

se adecua a la rutina de los usuarios. Por ello es importante idear una manera de obtener este residuo de la manera más amigable y natural posible, de manera que no signifique un esfuerzo mayor para el negocio que desecha el exoesqueleto.

Proyecciones a futuro

Este proyecto apenas está comenzando su planificación, por lo que requerirá mucho tiempo y esfuerzo para tener resultados. Aún tenemos un largo camino que recorrer, empezando por las investigaciones de viabilidad, establecer la red de contactos, los sistemas de recolección y las consideraciones económicas para su funcionamiento.

Esta investigación y su difusión beneficiarían a un gran número de compañías agrícolas en busca de alternativas más amigables para proteger sus cultivos de plagas, proveyendo un método más viable, y ecológico, mitigando el problema de los daños al medio ambiente por uso de fungicidas convencionales, con un producto de calidad y de origen baja californiano, incitando así la inversión por parte de las grandes empresas agricultoras de la región. Otra alternativa atractiva sería el de generar productos específicos para la promoción de crecimiento de ciertos tipos de plantas, algo que aún se puede lograr implementando quitosano por su versatilidad. Así, se tendrían opciones genéricas en un inicio, pero con el tiempo y la investigación se pueden eficientar según las necesidades específicas del tipo de cultivo.

Sin embargo, el sector agrícola no es el único que se podría ver beneficiado por esto. Existe un amplio potencial para trasladar gran parte de las investigaciones necesarias sobre la producción de quitosano y su control de calidad en las instituciones del estado, tales como el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) y el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO), quienes ya tienen una amplia experiencia trabajando con recursos marinos.

Para que el proyecto tenga un mayor alcance y no quede únicamente con el enfoque agrícola, será necesario mejorar la calidad del proceso, para así llegar a satisfacer el grado de pureza requerido por el sector médico. De tener la posibilidad de llegar a producir un quitosano de grado médico, se podría dar lugar a investigaciones en quitosano como transportador de fármacos, o su uso en la ingeniería de tejidos para el saneamiento de heridas y la elaboración de prótesis orgánicas. Tal es el caso de las prótesis de menisco, en las cuales ya se ha utilizado el quitosano como reemplazo de cartílago por su comportamiento como hidrogel (Sarem et al., 2013).

Conclusión

Generar un producto a partir de un desecho es siempre una idea muy atractiva, más en nuestros días cuando hay una necesidad por encontrar sustentabilidad a nivel local. El reciclaje está de moda y este tipo de proyectos siempre son muy bien vistos por la población. Pese a ello, su implementación no siempre es obvia ni sencilla: hay un gran número de consideraciones y retos a tomar en cuenta antes de comenzar. La resistencia al cambio, los estudios preliminares, la amabilidad de los sistemas de recolección, son algunos obstáculos a los que nos tenemos que enfrentar.

Sin embargo, considerando que Baja California tiene un gran potencial en materia de aprovechamiento de recursos que no está siendo explotado como se debería, es necesario realizar un esfuerzo en la implementación de este proyecto.

El alginato, es otro gran recurso marino del que disponemos y podemos hacer un buen uso en investigación, aplicaciones médicas, biotecnológicas y de biorremediación.

Es cuestión de cambiar la mentalidad, pasando de la búsqueda superficial de resolución de problemas, a ver por todos los beneficios que podemos obtener de implementar nuevas ideas con miras al desarrollo sostenible. Recordemos que la sustentabilidad es la apuesta por mantener nuestro futuro íntegro. No se trata de solventar nuestras necesidades próximas, sino de llevar al máximo nuestra capacidad de acción.

Referencias

Ayala, A., Colina, M., Molina, J., Vargas, J., Rincón, D., Medina, J., Rosales, L., Cárdenas, H. (2014). Evaluación de la actividad antifúngica del quitosano contra el hongo *Mycosphaerella Fijiensis Morelet* que produce Sigatoka negra que ataca el plátano. *Revista Iberoamericana de Polímeros* 15(6), 312-338.

Castro-Cota, Y. (2015). Extracción de quitina y quitosano a partir del exoesqueleto de langosta roja (*Panulirus interruptus*) (Trabajo fin de licenciatura).

Cocolezzi Hernández, H., Almanza Águila, E., Agustín Flores, O., Nava Viveros, E.L., Casellis Ramos, E. (2009). Obtención y caracterización de quitosano a partir de exoesqueletos de camarón. *Superficies y Vacío*, 22(3), 57-60.

Enríquez-Guevara, E. A., Aispuro-Hernández, E., Vargas-Arispuro, I., Martínez-Téllez, M.A. (2010). Oligosacarinas derivadas de pared celular: actividad biológica y participación en la respuesta de defensa de plantas. *Revista mexicana de fitopatología* 28(2), 144-155.

Guilera, R. J. (2001). Diseño de un biorreactor para la obtención de quitosano (Trabajo fin de licenciatura)

Lopez Pacheco, N. (2013). Extracción biotecnológica de quitina para la producción de quitosanos : caracterización y aplicación (Trabajo fin de doctorado).

Moreno, A., Cartaya, O., González-Peña, D., Reynaldo, I., Ramírez, M. A. (2012). Metodología factible para la obtención de quitosano con fines agrícolas. *Revista Iberoamericana de Polímeros* 13(2), 69-76.

Nava Arenas, I. (2009). Demostración de la actividad de quitina desacetilasa en *Bacillus thuringiensis* (Trabajo fin de maestría).

Nguyen, M. (2012). Characterization of allergenic and antimicrobial properties of Chitin and Chitosan and formulation of Chitosan-based edible film for instant food casing (Trabajo fin de doctorado).

Sarem, M., Moztafzadeh, F., Mozafari, M., Shastri, V.P. (2013). Optimization strategies on the structural modeling of gelatin/chitosan scaffolds to mimic human meniscus tissue. *Materials for Biological Applications* 33(8), 4777-4785.

Velásquez, C. L. (2008). Algunas potencialidades de la quitina y el quitosano para usos relacionados con la agricultura en Latinoamérica. *Revista UDO Agrícola* 8 (1), 1-22.

Huella hídrica y contaminación de agua en la industria alimentaria, y el uso de membranas de filtración como un proceso sostenible para la disminución de impactos sobre el medio ambiente.

María Guadalupe Sánchez Loredo
Instituto de Metalurgia/Facultad de Ingeniería
Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Introducción

La agricultura consume el 92 % del agua que se utiliza en todo el planeta (Hoekstra y Mekkonen, 2012). Producir un jitomate requiere 50 litros de agua, una copa de vino 110, una manzana 125, un vaso de leche requiere 250 litros, y la carne vacuna 15,400 L/kg. Así, en los Estados Unidos, la producción de carnes representa el 30 % de la huella hídrica de ese país. El agua requerida para producir los alimentos de la dieta típica de los norteamericanos (aproximadamente 3,785 litros por persona por día), es superior a la huella hídrica promedio, a nivel mundial, de 3,406.8 litros por persona por día, que incluye la dieta, uso casero, transporte, energía, y todo tipo de consumo (National Geographic). Adoptar una dieta vegetariana en un país industrializado reduciría el consumo de agua de una persona en un 36 %.

De acuerdo con el Atlas de la Carne Adendum México 2016, de la Heinrich Böll Stiftung (2017), el país ocupó en 2015, a nivel mundial, el 5to lugar como productor de aves, el 6to de carne de bovino y el 15to lugar como productor de carne de cerdo, donde 109.8 millones de hectáreas de tierras se destinan a la ganadería, y 761 mil personas trabajan en este sector. Aunque en el documento se reconoce que el consumo de carne tuvo su mayor incremento en el periodo de 1970 a 2013, donde la ingesta de productos cárnicos aumentó 40 kilogramos por persona, ya en el 2015 solo aumentó 2 kilogramos, llegando a los 65.1 kilogramos por persona.

Sin embargo, el costo ambiental que se ha pagado en el país por este aumento en el consumo es importante, ya que la demanda de agua para actividades agropecuarias aumenta, sobre todo en zonas más áridas. En México (Muñoz-Piña, INECC), el agua subterránea se asigna bajo la figura de concesión, donde el beneficiado puede utilizar sin costo una cantidad determinada de agua del acuífero, pero un gran problema es que, por desconocimiento o cuestiones políticas, las concesiones permiten extraer volúmenes mayores a los de recarga. Además de no tener que pagar por el agua, el sector agropecuario recibe tarifas eléctricas especiales para bombeo, lo cual tampoco ayuda a incentivar el ahorro de agua.

Pero no solo es importante la cantidad de agua que se requiere para producir los alimentos que consumimos, también los impactos ambientales por contaminación (emisión de gases de efecto invernadero, deforestación, contaminación de cuerpos de agua) son muy diferentes cuando la dieta es a base de plantas (de menor impacto) y cuando es omnívora (la de mayor impacto ambiental).

En México, la ganadería se ha desarrollado en las últimas décadas en sistemas de unidades de operación ganadera intensiva (Concentrated Animal Feeding Operations o CAFOs), particularmente para la cría de cerdos y aves (Sánchez-Loredo, 2013). La mayor parte de la crianza de reses se lleva a cabo aún bajo condiciones extensivas. Aunque existen estándares para limitar las emisiones a la atmósfera, cuerpos de agua y suelos, reduciendo el impacto ambiental, las autoridades y productores ignoran los efectos en el ambiente. Particularmente en el caso de las granjas de cerdos por dos razones principales: carencia de regulaciones específicas, y falta de incentivos económicos para cumplir con los estándares (Pérez-Espejo, 2006, 2006a). Otro problema es la falta de "internalización" de los costos ambientales (Pérez Espejo, 2001, 2006): gastos médicos y en remediación, pérdidas en ingresos por la desaparición de especies acuáticas, pérdida de biodiversidad, olores, y deterioro del paisaje por acumulación de desechos de las granjas en ríos, tributarios y caminos cercanos.

En la mayor parte de las granjas, donde miles de animales se encuentran hacinados, se producen grandes cantidades de desechos, el estiércol y la orina se envían a inmensas lagunas que pueden a menudo agrietarse y sufrir fugas, enviando microorganismos y otros contaminantes a las fuentes de abastecimiento de agua potable. El estiércol también se rocía

en campos de cultivo y es empleado como fertilizante, lo que introduce más contaminantes a las fuentes de agua. La contaminación por las granjas industriales es una amenaza para los humanos, la fauna acuática, y en general los ecosistemas. Los derrames pueden alcanzar los cuerpos de agua, y los gases se dispersan en el aire. Los trabajadores y los vecinos a las granjas están en riesgo debido a los gases emitidos por las lagunas de almacenamiento de desechos, o por la irrigación en los campos de cultivos donde se dispersa el estiércol. Las lagunas emiten gases tóxicos tales como amoníaco, sulfuro de hidrógeno, monóxido de carbono, cianuro de hidrógeno y metano (Tietz, 2007; Agricultural Waste Management Field Handbook, 2009).

El nitrógeno y el fósforo son los principales contaminantes que afectan la calidad del agua (Agricultural Waste Management Field Handbook, 2009). La Tabla 1 muestra la ingestión y excreción de ambos elementos por los animales de granja, donde se observa que la mayor parte del suministro es excretado. Aunque ambos elementos son esenciales para la vida, en cantidades excesivas generan problemas tales como:

- contaminación de agua potable
- crecimiento de algas tóxicas y no tóxicas
- cambio climático por emisión de gases de efecto invernadero (conversión de nitratos a óxido nitroso)
- acidificación de suelos y ecosistemas acuáticos
- cambios en sistemas costeros de pesca

El fósforo y el nitrógeno crean zonas muertas en zonas agua abajo, y la carencia de oxígeno mata la vida acuática. Los nitratos que se filtran desde lagunas de almacenamiento y campos irrigados hacia las aguas profundas incrementan el riesgo de enfermedades como el síndrome del niño azul (metemoglobinemia), que puede ser mortal. Niveles > 10 mg/L en agua (el valor estándar de la EPA), incrementan el riesgo a la salud en ancianos y niños menores de 5 años, y en personas enfermas (ewg.org). Altos niveles de nitratos en agua potable cerca de granjas de cerdos se han relacionado con abortos espontáneos y cáncer.

Tabla 1: Ingesta de nutrientes y excreción en diferentes especies animales, kg/año (De Wit et al., 1997); * Situaciones menos productivas

	Ingestión		Retención		Excreción		% N excretado en forma mineral
	N	P	N	P	N	P	
Vaca lechera	163.7	22.6	34.1	5.9	129.6	16.7	69
*	39.1	6.7	3.2	0.6	35.8	6.1	50
Cerda	46	11	14	3	32	8	73
*	18.3	5.4	3.2	0.7	15.1	4.7	64
Cerdos creciendo	20	3.9	6	1.3	14	2.5	78
*	9.8	2.9	2.7	0.6	7.1	2.3	59
Gallina ponedora	1.2	0.3	0.4	0.0	0.9	0.3	82
*	0.6	0.2	0.1	0.0	0.5	0.2	70
Pollo	1.1	0.2	0.5	0.1	0.6	0.1	83
*	0.4	0.1	0.1	0.0	0.3	0.1	60

El fósforo, por el contrario, no se considera tóxico, y normalmente es retenido por las partículas del suelo, y dependiendo del pH, se adsorbe en arcillas u óxidos, o bien, forma compuestos de baja solubilidad (fosfatos de hierro, aluminio y manganeso a valores de pH ácidos, y fosfato de calcio a $\text{pH} > 6$). Solo se considera contaminante cuando el estiércol se descarga directamente en cuerpos de agua (Agricultural Waste Management Field Handbook, 2009).

Los desechos de los animales también pueden contener trazas de sales y metales pesados, que al entrar en los cuerpos de agua se acumulan en sedimentos, contribuyendo a la contaminación de aguas tanto superficiales como profundas. Metales pesados y metaloides tales como el zinc, cobre, cobalto, hierro, manganeso y selenio se adicionan al alimento para mantener la salud de los animales y promover el crecimiento (Gupta *et al.*, 1997; Petersen *et al.*, 2007). Otros metales traza pueden estar también presentes como resultado de contaminaciones de los suplementos minerales (por ejemplo, algunas calizas adicionadas a los piensos de gallinas ponedoras pueden contener niveles importantes de cadmio).

Las especies metálicas solubles pueden ser absorbidas por plantas y organismos del suelo, y ser concentradas a través de la cadena alimenticia. Campos fertilizados con heces de aves durante tiempos largos mostraron concentraciones mayores de As, Cd, Zn, Cu y Mn en suelo que campos que no recibían estos desechos (Rutherford *et al.*, 2003). La salud humana puede también verse comprometida por la exposición a metales pesados, a través de enfermedades asociadas que incluyen cánceres, complicaciones vasculares promovidas por arsénico, disfunciones hepáticas, y pérdida de cabello y uñas por la exposición a selenio (Marks, 2001).

Uno de los contaminantes más peligrosos por ser altamente carcinogénico y tóxico, es el arsénico. Se encuentra en concentraciones entre 20 y 40 mg/kg en desechos de operaciones comerciales de pollos de engorda en los Estados Unidos y otros países debido a que el aditivo roxarsona (ácido 3-nitro-4-hidroxifenilarsónico), se utiliza como desparasitante (Jackson y Bertsch, 2001). Si los desechos se utilizan como fertilizantes, el arsénico se libera y contamina aguas superficiales y profundas, y podría ser absorbido por las plantas. Como solo unos pocos ppm de roxarsona permanecen en la carne de pollo, la mayor parte de este compuesto se excreta.

“A nivel mundial, el hecho de que se use mayor cantidad de antibióticos en animales saludables que en humanos enfermos es una causa de gran preocupación”, son las palabras de Margaret Chan, directora de la Organización Mundial de la Salud. Algunos estudios han relacionado el uso de antibióticos en la agricultura y las infecciones en humanos de microorganismos resistentes a los antibióticos. Particularmente los agentes antimicrobianos se adicionan a los piensos y al agua de los animales para promover el crecimiento. En 2010, 13.2 millones de kilogramos de microbicidas fueron vendidos a las industrias ganaderas de los Estados Unidos, el 80 % aproximadamente de todas las ventas de antibióticos (Dawood, 2012). Se dice que el 75 % de los antibióticos usados en el ganado no son absorbidos y metabolizados por los animales, y son excretados, representando un gran riesgo a la salud pública (Worldwatch.org, 2013).

Los animales de sangre caliente pueden contener innumerables microorganismos, que incluyen bacterias, virus, parásitos y hongos (Agricultural Waste Management Field Handbook, 2009), algunos de los cuales se consideran patógenos. Los desechos de los animales y el agua contaminada de las granjas pueden alojar más de 100 tipos de microorganismos patógenos, entre ellos salmonella, cryptosporidium, streptococci y girardia, y causar enfermedades tales

como gastroenteritis aguda, fiebres y daño renal (Tietz, 2007). En un estudio llevado a cabo por Cho y Kim (2000), se encontraron evidencias del impacto de las aguas residuales de la ganadería en los cambios en las comunidades bacterianas en aguas subterráneas, analizados por caracterización de sus secuencias de rDNA 16S.

Debido a los altos consumos de medicamentos en las granjas, y a su pobre degradabilidad al ser tratadas las aguas en las plantas de tratamiento (en el caso de que sean tratadas las aguas, lo cual no es siempre ocurre en países como México o los EUA), los agentes farmacéuticos no resultan eliminados por completo, y han sido detectados en aguas receptoras, entrando a la cadena alimenticia, y contribuyendo a la proliferación de microorganismos resistentes a los antibióticos. Se han encontrado genes resistentes a la tetraciclina y la sulfonamida en lagunas y aguas subterráneas cerca de granjas de cerdos (Chee-Sanford *et al.*, 2001). Se ha encontrado igualmente transferencia de antibióticos (como tetraciclina, clorotetraciclina, iso-clorotetraciclina, demeclociclina, y doxiciclina) del suelo a cereales, en áreas de gran actividad ganadera en Renania del Norte-Westfalia, Alemania (Freitag *et al.*, 2008). No se encontró una correlación entre la cantidad medicada y la detectada de tetraciclina en suelos y granos posiblemente debido a la movilización de los compuestos. También se ha encontrado transferencia de sustancias (enrofloxacina, tetraciclina, clorotetraciclina, sulfadiazina y monensina) a vegetales (Grote *et al.*, 2009), en plantas cultivadas por hidroponía, esto con la finalidad de obtener datos acerca de la absorción de residuos de antibióticos durante las prácticas agrícolas. Las más altas concentraciones de antibióticos se encontraron en las raíces (tetraciclina y clorotetraciclina ~10 mg/kg en repollo, ~20 mg/kg en puerro), enrofloxacina (~12 mg/kg en repollo), demostrando el gran potencial de algunos vegetales de acumular varios antibióticos de uso veterinario. El sulfametoxazol, un representante de la familia de las sulfonamidas, se usa ampliamente como antibiótico para humanos y animales de granja, y no se metaboliza completamente por lo que entra en el ambiente con las descargas de aguas residuales, en el estiércol y en la acuicultura (Cichocka *et al.*, 2015). Se detecta frecuentemente en las plantas de tratamiento de aguas, en aguas superficiales y profundas. Una vez liberado en el medio ambiente sufre diversos procesos de degradación, tales como biodegradación, reacciones químicas y fotodegradación.

Por otro lado, no solo la producción de alimentos de origen animal genera efluentes, sino también el procesamiento de materia vegetal, que igualmente puede impactar en la calidad de los cuerpos de agua donde se emiten las descargas, si no son previamente tratadas. Cada tipo de alimento (vegetales, frutas, carnes, pescado, lácteos, jugos, vino, cerveza), y cada tipo de procesamiento durante la producción, puede asociarse a diferentes efluentes y contaminantes. Se generan efluentes durante la limpieza de los alimentos, el cocimiento, el transporte o la limpieza de los equipos. La producción de aceite de oliva genera hasta 30 m³ de aguas residuales por tonelada de producto, con una demanda química de oxígeno (DQO) de 100,000 a 200,000 mg de O₂ por litro (Muro, 2012). La de cerveza 4.2 m³ de aguas residuales por tonelada de producto, con una DQO de 2,500 mg de O₂ por litro y biológica (DBO) de 1,800 mg de O₂ por litro. En la industria láctea, la producción de suero genera 90 m³ de aguas residuales por tonelada de producto, con una DQO de 65,000 mg de O₂ por litro y DBO de 42,000 mg de O₂ por litro.

La minimización del impacto ambiental de los efluentes de la industria alimenticia puede ser llevada a cabo por integración de modificaciones en el proceso interno de producción con soluciones de tipo "end-of-pipe", por lo general tratamientos primarios o secundarios que degradan los compuestos orgánicos. Sin embargo, los procesos de separación de membranas resultan particularmente apropiados para el tratamiento de aguas residuales de la industria

alimentaria, utilizados primariamente para reducir el volumen de agua residual mediante la recuperación de dos flujos: el permeado que contiene la mayor parte del volumen de agua (y que puede ser reutilizado en el proceso), y un concentrado que contiene los elementos retenidos, en mucho menor volumen (Muro, 2012). Una membrana es una barrera permeo selectiva que permite la transferencia de ciertos componentes de una solución, de un medio a otro y a través de ella, mientras que impide el paso de otros solutos. El tipo de membrana que se usa para el tratamiento de un efluente alimentario dependerá de las especies a separar. Las membranas pueden ser operadas en cuatro tipos diferentes de procesos: microfiltración (MF), ultrafiltración (UF), nanofiltración (NF) y ósmosis inversa (OR). Todos utilizan un gradiente de presión para promover la penetración de solutos a través de la membrana, y el tamaño del soluto es un criterio básico que define la permeación o el rechazo de una membrana (aunque en NF y RO la separación es a nivel molecular y la selectividad esta relacionada con la naturaleza química del soluto). La permeabilidad del disolvente (permeabilidad hidráulica en caso del agua), y la selectividad en la separación son propiedades importantes en la caracterización de una membrana.

Giacobbo y col. (2013) investigaron una serie de membranas de nanofiltración para la fraccionación de un efluente vinícola para la recuperación de polisacáridos de bajo peso molecular, así como de polifenoles, con la idea de dar una aplicación posterior a estos compuestos de atractivo valor comercial. Los coeficientes de rechazo de los polifenoles fueron en general más bajos que los de los polisacáridos. Baldasso y col. (2011) concentraron y purificaron proteínas de suero usando UF en asociación con diafiltración (DF) discontinua, cambiando el factor de concentración volumétrico (VCF), el volumen de agua en DF y el número de pasos de DF. Encontraron que el proceso de UF es adecuado para la producción de concentrados proteicos; en el mejor de los casos, la concentración de proteína obtenida fue mayor al 70% en peso en base seca. Igualmente, la industria de procesamiento de productos pesqueros se caracteriza por un consumo muy alto de agua, y por la producción de aguas residuales salinas, que por lo general se descargan sin tratamiento alguno al drenaje. Kuca y Szaniawska (2009) aplicaron la microfiltración usando una membrana cerámica al tratamiento de una salmuera industrial del procesamiento de pescados. Las pruebas fueron en modo de concentración, sin reciclado de permeado al tanque de alimentación. Se tuvo un alto rechazo a proteínas (81%), al DBO (72 %), y a DQO (60 %). Con un sistema modelo, estudiaron el ensuciamiento de la membrana y su influencia en el flujo permeado.

En tecnología de membranas, el fenómeno conocido como "fouling" (ensuciamiento) es un obstáculo mayor para la operación eficiente de los procesos y resulta en la reducción de la capacidad de la membrana. El decremento del flujo ocasionado por el fouling puede resultar por polarización por concentración, bloqueo de poros, o por la formación de una capa sólida en la superficie de la membrana. Entre los varios agentes que pueden promover el fouling, la materia orgánica es de las más relevantes. A pesar de que muchos autores han buscado minimizar el ensuciamiento de las membranas mejorando sus propiedades, optimizando las condiciones operacionales o haciendo pretratamientos de las soluciones de alimentación, el "fouling" es difícil de evitar. Algunos estudios (Costa, 2006) han confirmado que el fouling por materia orgánica está influenciado por las características de ésta (aromaticidad, carga, y configuración molecular), y que es también dependiente de las características de las membranas (tamaño de poro, carga, y rugosidad), y de la química de la solución (pH, fortaleza iónica, concentración de cationes divalentes). Particularmente el pH y la composición iónica de la solución de alimentación influyen las interacciones químicas entre el agente promotor del fouling y la membrana, y entre el agente y la capa de fouling.

Una posibilidad muy factible para la obtención de membranas con mayor resistencia al ensuciamiento en la industria alimentaria, es la introducción de nanopartículas en las membranas, que permitirían obtener materiales compósitos con una vida más larga. Las nanopartículas, si son exitosamente dispersadas en la matriz polimérica, modifican propiedades importantes en una membrana, como permeabilidad hidráulica, selectividad, resistencia y propiedades hidrofílicas. Figueiredo y col. (2015) encontraron que la incorporación de nanopartículas de plata dio lugar a un incremento en la permeabilidad hidráulica, el umbral de corte molecular (MWCO por sus siglas en inglés), y la actividad antibacterial (Figura 1, Figueiredo, 2016), lo cual permitiría extender la vida de la membrana en una aplicación industrial relacionada con productos alimenticios. La pérdida de nanopartículas durante el funcionamiento de las membranas fue prácticamente despreciable.

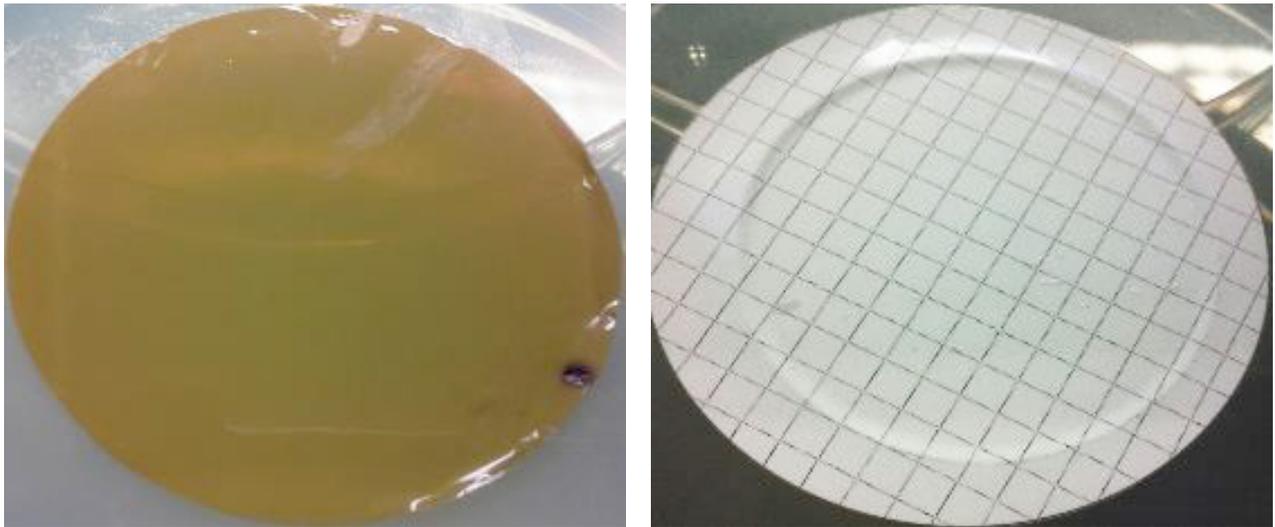


Figura 1. Prueba de crecimiento de E. Coli en membranas a) CA400-30Ag0.4 (0.4 % de nanopartículas de plata), y b) sin plata. La membrana de la izquierda no muestra crecimiento (Figueiredo, 2016).

Bibliografía

Agricultural Waste Management Field Handbook (2009). United States Department (www.vt.nrcs.usda.gov/technical/Engineering/AWMFH_VT.html)

Baldasso, C., Barros, T.C. & Tessaro, I.C. (2011). Concentration and purification of whey proteins by ultrafiltration, *Desalination* 278(1-3), 381-386

Chan, M. (2012). Recuperado de: who.int/dg/speeches/2012/amr_20120314/en/index.html

Chee-Sanford, J.C., Aminov, R.I., Krapac, I.J., Garrigues-Jeanjean, N. & Mackie, R.I. (2001). Occurrence and diversity of tetracycline resistance genes in lagoons and groundwater underlying two swine production facilities. *Appl. Environ. Microbiol.* 67(4), 1494-1502

Cho, J.-Ch. & Kim, S.J. (2000). Increase in bacterial community diversity in subsurface aquifers receiving livestock wastewater input. *Appl. Environ. Microbiol.* 66(3), 956-965

Cichocka, D., Birkigt, J., Gilevska, T., Ricken, B., Richnow, H.-H., Vione, D., Nijenhuis, I. & Corvini, P. F.-X. (2015). Carbon stable isotope analysis (CSIA) of sulfamethoxazole during biodegradation by *Microbacterium* sp. Strain BR1 and direct photolysis – a new approach to monitor environmental fate of pharmaceuticals, 15th EuChemMS International Conference on Chemistry and the Environment, 20-24/9, Leipzig, Germany.

Costa, A.R., de Pinho, M.N. & Elimelech, M. (2006). Mechanisms of colloidal natural organic matter fouling in ultrafiltration, *J. Membrane Sci.* 281, 716-725

Dawood, F.S., Iuliano, D., Reed, C., Meltzer, M.I., Shay, D.K., Cheng, P.-Y., Bandaranayake, D., Breiman, R.F., Brooks, W.A., Buchy, P., Feikin, D.R., Fowler, K.B., Gordon, A., Hien, N.T., Horby, P., Huang, Q.S., Katz, M.A., Krishnan, A., Lal, R., Montgomery, J.M. & Mølbak, K. (2012). Estimated global mortality associated with the first 12 months of 2009 pandemic influenza A H1N1 virus circulation: a modelling study. *The Lancet Infectious Diseases* 12(9), 687-695

De Wit, J., Van Keulen, H., Van Der Meer, H.G. & Nell, A.J. (1997). Animal manure: asset or liability? *World Animal Review* (FAO), 88, 30-37.

Figueiredo, A.S., Sánchez-Loredo, M.G., Maurício, A., Pereira, M.F.C., Minhalma, M. & de Pinho, M.N. (2015). Tailoring of structures and permeation properties of asymmetric nanocomposite cellulose acetate/silver membranes, *J. Appl. Polym. Sci.* 132(21), Special Issue: Microfiltration and Ultrafiltration Membrane Science and Technology, 41796 (11 p.)

Figueiredo, A.S. (2016). Asymmetric nanocomposite cellulose acetate/silver ultrafiltration membranes - Permeation performance and antibacterial effect., PhD., Instituto Superior Técnico, Lisboa, Portugal.

Freitag, M., Yolcu, D.H., Hayen, H., Betsche, T. & Grote, M. (2008). Screening zum Antibiotika-Transfer aus dem Boden in Getreide in Regionen Nordrhein-Westfalens mit großen Viehbeständen. *J. Verbr. Lebensm.* 3, 174-184

Giacobbo, A., Moura Bernardes, A. & de Pinho, M.N. (2013). Nanofiltration for the recovery of low molecular weight polysaccharides and polyphenols from winery effluents, *Sep. Sci. Technol.* 48(17), 2524-2530

Grote, M., Meriç, D.H., Langenkämper, G., Hayen, H., Betsche, T. & Freitag, M. (2009). Untersuchungen zum Transfer pharmakologisch wirksamer Substanzen aus der Nutztierhaltung in Porree und Weißkohl. *J. Verbr. Lebensm.* 4, 287–304

Gupta, G., Borowiec, J. & Okoh, J. (1997). Toxicity identification of poultry litter aqueous leachate. *Poult. Sci.* 76(10), 1364-1367

Hoekstra, A.Y., Mekonnen, M.M. (2012). The water footprint of humanity, *PNAS*, 109(9), 3232–3237.

Jackson, B. & Bertsch, P.M. (2001). Determination of arsenic speciation in poultry wastes by IC-ICP-MS. *Environ. Sci. Technol.* 35, 4868-4873

Kuca, M., Szaniawska, D. (2009). Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing, *Desalination* 241, 227-235

Marks, R. (2001). Cesspools of shame. How factory farm lagoons and sprayfields threaten environmental and public health, Natural Resources Defense Council and the Clean Water Network, July 2001.

Muñoz Piña, C., recuperado de http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgipea/subsidios_amb_neg el 27/6/2017.

Muro, C., Riera, F., Díaz, M. del C. (2012). Membrane separation process in wastewater treatment of food industry, Chapter 14, in: *Food industrial processes – methods and equipment*. Ed. by Benjamin Valdez. Intechweb.org. ISBN 978-953-307-905-9

mx.boell.org/es/atlas-de-la-carne, recuperado el 27/6/2017

Pérez Espejo, R. (2001). Producción porcina y contaminación de agua en La Piedad, Michoacán. *Rev. Int. Contam. Amb.* 17(1) 5-13

Pérez Espejo, R. (2006). Costs of the wastewater standard in pig production in Mexico. *Environment, Development and Sustainability* 8, 391–411

Pérez Espejo, R. (2006a). *Granjas porcinas y medio ambiente*, UNAM y Plaza y Valdés Editores.

Petersen, S.O., Sommer, S.G., Béline, F., Burton, C., Dach, J., Dourmad, J.Y., Leip, A., Misselbrook, T., Nicholson, F., Poulsen, H.D., Provolo, G., Sørensen, P., Vinnerås, B., Weiske, A., Bernal, M.P., Böhm, R., Juhász, C. & Mihelic, R. (2007). Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Sci.* 112, 180–191

Rutherford, D.W., Bednar, A.J., Garbarino, J.R., Needham, R., Staver, K.W. & Wershaw, R.L. (2003). Environmental fate of roxarsone in poultry litter. Part II. Mobility of arsenic in soils. *Environ. Sci. Technol.* 37, 1515-1520

Sánchez Loredó, M.G. (2013) Water contamination: A review of biological and chemical pollutants from livestock farm wastes. Mitteilungen des Forschungsinstituts Wasser und Umwelt der Universität Siegen, Heft 5

Tietz, J. (2007). Boss hog (rollingstone.com/news/story/21727641/boss_hog)

Worldwatch (2013). worldwatch.org/global-meat-production-and-consumption-continue-rise-1

www.nationalgeographic.com/environment/freshwater/water-conservation-tips/ recuperado el 27/6/2017

www.ewg.org/research/pouring-it/health-effects-nitrate-exposure, recuperado el 29/6/17

La trascendencia del agua subterránea en el desarrollo sostenible de las ciudades.

René Alberto Dávila Pórcel
Facultad de Ingeniería Civil
Universidad Autónoma de Nuevo León

Resumen

La explosión demográfica poblacional en las ciudades está relacionada con la expansión urbana, donde la creación de industrias y la aglomeración de humanos se da en áreas reducidas, estas actividades necesitan el abastecimiento de suficiente agua de buena calidad. El agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento en muchas ciudades de la Tierra e interactúa con la singular concentración de humanos que cada día vierten mayores volúmenes de efluentes industriales y aguas residuales contaminando el suelo, subsuelo y las fuentes de abastecimiento de agua potable. En este contexto, existe una interacción complicada entre los sistemas de flujo de agua subterránea y las edificaciones de las ciudades (infraestructura, procesos, actividades y desechos). Por lo cual, se requiere de estudios cada vez más complejos e integrales para hacer frente a esta problemática, que debe tomar en cuenta el aprovechamiento del agua, los procesos y mecanismos físicos, así como sus efectos asociados al medio ambiente y a la calidad química del agua (procesos contaminantes). Se resaltan las directrices y los modelos de gestión sostenible del agua subterránea en los medios urbanos destinados a la protección de la sociedad, del medio ambiente integral y del agua subterránea.

Palabras clave: *Hidrogeología, Ciudad, Recarga, Subsistencia, Contaminación, Gestión del Agua.*

1. Introducción

Hoy en día, existe una explosión demográfica en áreas urbanas debido a la excesiva concentración poblacional en mega ciudades (Custodio, 2004). Este insólito crecimiento poblacional en áreas territoriales reducidas y la expansión de las actividades industriales en las ciudades, originan el deterioro del agua subterránea en calidad y en cantidad (Grischek y Nestler, 1996). Los acuíferos ubicados en zonas urbanas que están afectados se convierten en un riesgo potencial para la salud pública de sus habitantes y para la infraestructura civil y sus cimentaciones (Al-Sefry y Sen, 2006). El agua subterránea es una importante fuente de agua potable para las ciudades, sin embargo puede convertirse en un foco de contaminación, también puede generar la subsidencia y colapso del terreno cuando es excesivamente explotada y de esta forma interactúa directamente con la infraestructura urbana de las ciudades (Llamas y Custodio, 2003).

El agua subterránea es un factor clave que tiene un rol central en el desarrollo socioeconómico de muchas ciudades alrededor del mundo. En muchos casos, los procesos constantes y acelerados de urbanización afecta la disponibilidad del agua subterránea y también la calidad de la misma que en determinado momento afecta de forma preponderante a la sociedad, el medio ambiente, el desarrollo económico y puede originar problemas político-sociales (Vázquez-Suñe *et al.*, 1999). Hoy en día el estudio del agua subterránea desempeña un importante papel en la provisión de agua, pero existen temas pendientes que permitan optimizar el uso y su adecuado procesamiento para reinsertarse al medio como: el desarrollo de sistemas separados que permitan la reutilización directa y generalizada y la optimización en el uso del recurso para aliviar la enorme presión depredatoria realizada por las grandes urbes sobre el territorio y sus recursos (Custodio, 2004).

Los países en desarrollo, tienen una creciente y constante demanda de agua en sus ciudades donde las cuestiones espacio-temporales que deben analizarse son: a) ciclo del agua relacionado al desarrollo de los procesos de urbanización; b) variaciones en los niveles del agua subterránea

y su interconexión con la actividad humana; c) procesos de contaminación de agua subterránea causados por la actividad antropogénica; d) el conocimiento del sistema de flujo subterráneo y la distribución de infraestructura urbana subterránea (Vázquez-Suñe *et al.*, 2005).

2. Interdependencia de las aguas subterráneas y la urbanización

2.1 Agua subterránea y desarrollo urbano

Las ciudades en su proceso de crecimiento requieren del suministro de agua, del saneamiento y del drenaje que son servicios clave para la urbanización, para el desarrollo económico y para la salud pública de sus habitantes (Al-Sefry y Sen, 2006; Foster *et al.*, 2001; Shen, 2008). En muchos lugares del mundo el agua subterránea, es casi siempre el primer recurso utilizado para abastecer agua, debido a que presenta importantes beneficios como ser: a) posee una excelente calidad natural; b) es una fuente segura de abastecimiento en época de sequía; c) provee agua para abastecimiento público y para la industria de forma independientemente; y d) la construcción de la infraestructura de explotación es económicamente atractiva. Estos beneficios contribuyen al desarrollo integral de los asentamientos humanos en ciudades (Foster *et al.*, 2001; Kuroda y Fukushi, 2008). La expansión del sector industrial que soporta el crecimiento urbano, incrementa el vertido de productos efluentes industriales y de diversas actividades urbanas que combinadas con la disposición de aguas servidas de origen doméstico como el uso de tanques sépticos, pozos negros o letrinas pueden llegar a deteriorar la calidad del agua subterránea (Foster *et al.*, 2001).

Por otra parte, la eliminación de desechos sólidos se hace mediante rellenos sanitarios o vertederos a cielo abierto, estos desechos producen lixiviados que pueden infiltrarse en el subsuelo lo cual puede tener un grave impacto en la calidad del agua subterránea reservada al abastecimiento de agua potable (Foster *et al.*, 2001). Los factores arriba descritos son algunas de las consecuencias del crecimiento poblacional y urbano, que actualmente es una realidad en los países en desarrollo donde las inmigraciones poblacionales inesperadas desde las zonas rurales a las urbanas incrementan la presión sobre el agua subterránea y los servicios municipales de una manera sin precedentes a lo largo de la historia de la humanidad (Ribeiro, 2002).

2.2. El proceso evolutivo de urbanización

Durante las últimas décadas, las tasas de crecimiento urbano y poblacional registradas en los países en desarrollo indican el mayor índice de crecimiento demográfico en todo el mundo a lo largo de la historia humana. Los asentamientos clandestinos ubicados en zonas marginales o en las periferias urbanas generan una expansión urbana muy rápida, esta situación se presenta porque personas entre el 30% al 60% de toda la población urbana tienen bajos recursos económicos, bajo este contexto, el agua subterránea es una variable clave para el desarrollo urbano (Foster *et al.*, 2001; Takisawa, 2008b). A lo largo de la historia, se pudieron identificar cuatro fases en la evolución urbana que son las que identifican cambios importantes a lo largo del tiempo y que presentan escenarios a los cuales la gran mayoría de las ciudades en los países en desarrollo y vías de desarrollo deben hacer frente, estas cuatro fases son (Shanahan, 2009; Shen, 2008):

Ciudad pre-industrial – uso de agua subterránea local: Sus habitantes perforan pozos poco profundos para autoabastecerse de agua. Después de utilizar el agua extraída esta se desecha por medio de “pozos negros” o “tanques sépticos” construídas en cada vivienda y que tienen poca profundidad (Figura 1).

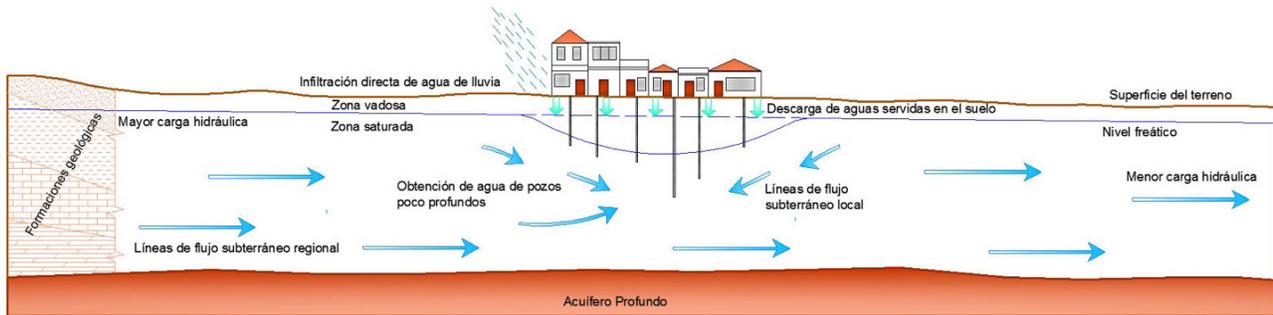


Figura 1. Esquema de la situación de una ciudad inicial (modificado de Foster et al., 2001; Lerner, 2004).

Ciudad industrial – descenso del nivel freático del agua subterránea: Etapa claramente identificada por el desarrollo industrial donde la necesidad de agua aumenta. En paralelo. Se mejora y consolida la infraestructura para la extracción masiva de agua subterránea, así como la construcción y expansión de los sistemas de suministro de agua potable y de alcantarillado. Debido a esta situación, se presentan importantes descensos del Nivel Freático (NF) en los acuíferos hasta el extremo en el que deben ser intervenidos como se muestra en la Figura 2. En muchos de los casos, se presenta subsidencia de terreno (ST), como consecuencia del drástico descenso del NF en el subsuelo de la ciudad lo que origina que se profundicen los pozos debido al abatimiento del agua; este contexto hace que los costos de bombeo se incrementen de forma considerable. Otra consecuencia es que la capacidad portante de los suelos sufra variaciones lo cual afecta las cimentaciones de la infraestructura civil de las ciudades; finalmente el descenso de agua subterránea de los acuíferos costeros debajo de las ciudades ubicadas en las zonas de playa hacen posible que se presente intrusión de agua salina generada por el agua de mar (Downing, 1993). Este complejo escenario, ha sido solucionado explotando fuentes de agua distantes al centro urbano complicando el transporte de agua desde las afueras de la ciudad.



Figura 2. El sistema bajo el auge de una ciudad industrializada (modificado de Foster et al., 2001; Lerner, 2004).

Ciudad post-industrial – recuperación de los niveles freáticos del agua subterránea: Esta fase se caracteriza por la recuperación de los niveles de agua subterránea a su condición natural. La ciudad experimenta una transición a una economía post-industrial, el suministro local de agua subterránea ya no es posible de realizar debido a la contaminación generada por

la industrial y por sus habitantes. Se tienen que explotar fuentes de abastecimiento desde zonas distantes donde se tenga buena calidad de agua (Figura 3). Como el agua subterránea deja de ser bombeada intensamente, asciende hasta recuperar su nivel natural afectando la infraestructura de edificios porque modifican la capacidad portante de los suelos, las mamposterías y el concreto están expuestos a un sistema de cargas distintos al de diseño y se presentan sub-presiones hidrostáticas, encharcamientos, expansión de suelos que interactúan con las cimentaciones de los edificios. Otro problema es la infiltración del agua subterránea en los alcantarillados poniendo en riesgo los sistemas de recolección de aguas servidas y en algunos casos colapsándola (Bassington, 1990; Johnson, 1994; Lerner, 2004).

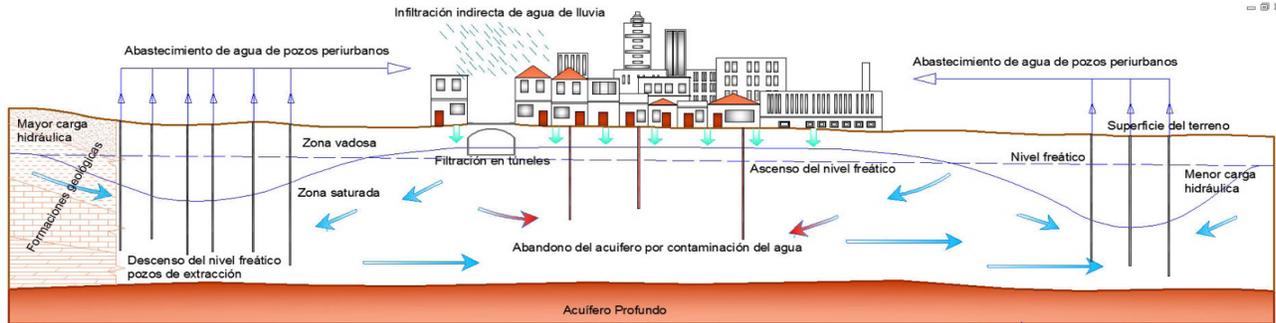


Figura 3. Ciudad postindustrial y su impacto sobre el agua subterránea (modificado de Foster et al., 2001; Lerner, 2004).

La ciudad del futuro adaptada al cambio climático y el acelerado crecimiento poblacional: Cada día la población mundial experimenta los efectos del cambio climático que afecta la cantidad y distribución del agua de recarga a los acuíferos. Estos cambios están caracterizados por la presencia de intensas lluvias en regiones altas y tropicales y menos precipitaciones para las latitudes subtropicales (IPCC, 2007). Debido a la alta concentración de humanos en las ciudades de todo el mundo, se necesitará proveer mayores volúmenes de agua y hacer frente a mayores problemas de contaminación en muchas ciudades. En este complejo contexto, el agua subterránea será más vulnerable y seguramente muy fuertemente explotada. En la Figura 4 se esquematiza el comportamiento del sistema hidrogeológico bajo las condiciones típicas de esta etapa (Shanahan, 2009).

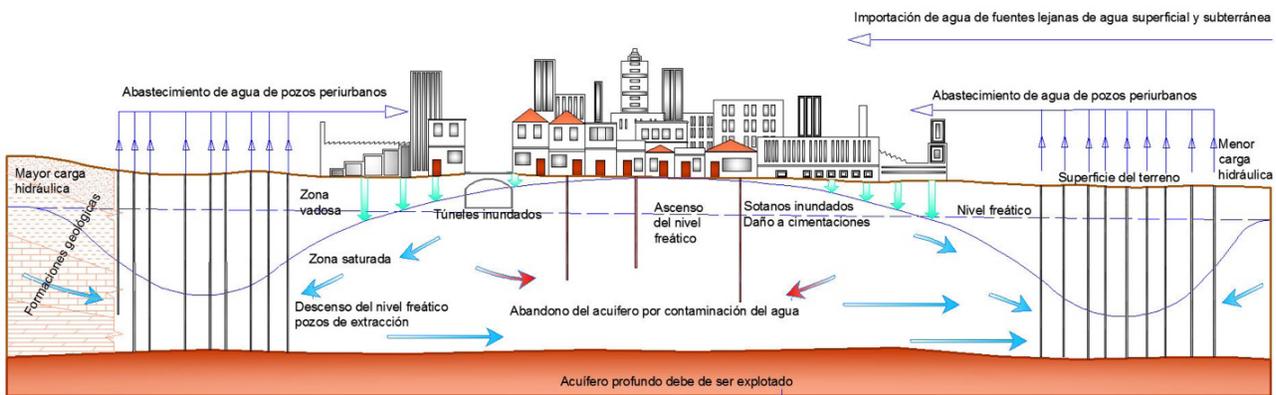


Figura 4. Ciudad del futuro bajo el cambio climático (modificado de Foster et al., 2001; Lerner, 2004).

2.3 Impactos causados por la explotación de agua subterránea

La extracción excesiva, la fluctuación del nivel freático, la subsidencias del terreno y la intrusión de aguas salinas son los impactos principales originados por la explotación del agua subterránea, estos procesos se detallan a continuación: (Carbognin *et al.*, 1984; Custodio, 2002).

2.3.1 Sobreexplotación de acuíferos

Los volúmenes de explotación de agua subterránea en áreas urbanas dependen de la capacidad de almacenamiento en los acuíferos. Las formaciones geológicas son el medio por el cual se transporta y almacena el agua subterránea, que dependen de la litología, grado de compactación y consolidación, distribución espacial del paquete estructural y grado de fracturamiento e intemperismo de las rocas que conforman los acuíferos. La sobreexplotación de agua subterránea de un acuífero es cuando el volumen de agua extraída es mayor al volumen de agua de recarga a lo largo del tiempo. Los impactos que se generan como consecuencia de la sobreexplotación del agua subterránea son: descenso continuo del nivel freático, menor volumen de agua subterránea disponible para extraer, deterioro de la calidad del agua subterránea, mayor costo de extracción, mayores daños ecológicos, mala planificación y gestión en el manejo del agua subterránea y presencia de asentamientos diferenciales en las estructuras civiles causadas por subsidencia del subsuelo (Custodio, 2002; Lerner y Barrett, 1996; O'Shea, 1993; Shen, 2008).

2.3.2 Oscilación del nivel freático del agua subterránea

Cualquier tipo de extracción de agua subterránea provoca que el nivel freático oscile. La extracción de agua de los pozos provoca la formación de un cono de depresión; si existen varios pozos ubicados unos cerca de los otros, los conos de depresión pueden llegar a superponerse, lo que origina un descenso generalizado del nivel freático y un cambio en la distribución de las cargas hidráulicas modificando el régimen de flujo dentro del sistema dinámico del acuífero (Foster *et al.*, 2001; Hooker *et al.*, 1999; Shanahan, 2009; Zhang *et al.*, 2010). En zonas urbanas, la oscilación del nivel freático dependen de tres factores: a) la transmisividad del acuífero (recarga vertical y el flujo horizontal); b) la heterogeneidad y anisotropía de los materiales que constituyen el acuífero; y c) la explotación continua de agua subterránea generando déficit de recarga y disponibilidad (Foster *et al.*, 2001; Hooker *et al.*, 1999; Shanahan, 2009; Wilkinson, 1994). Durante los periodos en el cual el nivel freático desciende, se incrementa la construcción de infraestructura urbana porque la excavación no tiene la necesidad de drenaje ni de protecciones impermeables; luego, cuando los volúmenes extraídos disminuyen o ya no se realizan, existe un ascenso del nivel freático recuperando su estado natural, esta situación origina serios problemas a las estructuras enterradas en el subsuelo porque se inundan temporalmente o permanentemente (Chilton, 1999). El ascenso del nivel freático se da por: fugas en las tuberías de distribución de agua potable (alrededor del 20% y 30% del volumen suministrado a la red), filtración de pozos negros, recarga indirecta por precipitación, excesivo riego de jardines, presencia de fugas de tanques de almacenamiento de agua y fugas del sistema de alcantarillado sanitario. (Al-Sefry y Sen, 2006; Hayashi, 2008).

3.2.3 Subsistencia del terreno

La sobreexplotación permanente de agua subterránea puede originar la subsidencia del terreno proceso que es el que origina importantes pérdidas económicas (Ng *et al.*, 2009). El agua subterránea es un elemento estructural del subsuelo y que tiene importancia en la integridad geológica del terreno, cuando existe ausencia del agua subterránea se destruye la integridad del subsuelo lo que se conoce como subsidencia de terreno (Shanahan, 2009). Este problema se presenta preponderantemente en depósitos de sedimentos arcillosos de reciente edad, cuando el agua subterránea no está presente en las formaciones geológicas y en cantidad suficiente para saturar los poros, desaparece la presión intersticial lo que causa colapsos locales. Pero también es posible tener la presencia de subsidencia de terreno en una extensión regional cuando es causada por una excesiva sobreexplotación continuo y llevada a cabo por numerosos pozos de agua que combinado con el peso de las construcciones civiles generan el asentamiento diferenciado del subsuelo (Abidin *et al.*, 2008; Carreón-Freyre *et al.*, 2005; Larson *et al.*, 2001; Lobo-Guerrero, 2003; Ochoa-González y Carreón-Freyre, 2006). El problema de la subsidencia de terrenos es gradual, repentina o con la presencia de grietas, dependiendo de las condiciones locales, las cuales están gobernadas por el movimiento y la deformación del material del subsuelo, que pueden ser originadas por extracción de petróleo, gas o de agua subterránea. El incremento en la presión efectiva, por el peso del material sobre las capas no saturadas, induce a la compactación de las zonas del subsuelo no consolidado y donde se presentará finalmente la subsidencia (Arzate-Flores *et al.*, 2006; Kontogianni *et al.*, 2007; Rahnama y Moafi, 2009). Es posible monitorear la subsidencia del terreno, para lo cual existen varios métodos, tales como: extensómetros de nivelación (Bitelli *et al.*, 2000), estaciones totales (Leake y Mock, 1997), registros con GPS (Abidin *et al.*, 2008; Bitelli *et al.*, 2000) e interferometría de radares espaciales (Ferrati *et al.*, 2000; Ferrati *et al.*, 2001). Radares espaciales y aéreos (Synthetic Aperture Radar, SAR). En especial la Difracción Persistente de Interferometría de Radar de Apertura Sintética, (DInSAR) puede registrar deformaciones del subsuelo analizando y procesando series de tiempo con exactitud de milímetros a nivel del terreno, los resultados dependen de un gran número de imágenes de alta calidad SAR. Estas técnicas han sido aplicadas en diversos trabajos y probaron ser útiles para el monitoreo de la subsidencia del terreno en áreas urbanas (Amelung *et al.*, 1999; Declercq *et al.*, 2005; Dehls *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2007; Kim, 2003; Massonet y Feigk, 1998; Moon *et al.*, 1998; Ng *et al.*, 2009; Raymond y Rudant, 1997; Write y Stow, 1999). Monitorear la subsidencia del terreno es una tarea importante para los organismos de protección civil y para las autoridades que deben tomar decisiones orientadas a la política pública (Kim *et al.*, 2007), así como la predicción de la ST es útil en la gestión del uso óptimo del AS (Rahnama y Moafi, 2009).

2.3.4 Intrusión de aguas salinas

Este fenómeno se presenta en las zonas costeras donde las ciudades se abastecen de agua subterránea, a medida que desciende el nivel freático es posible que se invierta la dirección del flujo subterráneo debido a la inversión de la carga hidráulica en la zona de la interacción entre el acuífero y las aguas salinas, esta inversión de flujo permite que el agua de mar, normalmente salobre avance tierra adentro. La intrusión marina trae hacia el acuífero costero agua salada rica en sulfatos que en contacto con el concreto y el acero de refuerzo de las cimentaciones y estructuras enterradas acelera sus tasas de corrosión y deterioro de las cimentaciones (Foster *et al.*, 2001; Vázquez-Suñe *et al.*, 2005). Cuando la salinidad se ha esparcido en el agua alojada en los poros de la matriz con grano fino del acuífero, su elución llevará décadas o siglos, aun cuando las condiciones de flujo subterráneo se han restablecido y se produzca flujo de aguas dulces subterráneas hacia aguas salobres del mar (Foster *et al.*, 2001).

2.4 Efecto de los contaminantes sobre la calidad del agua

Más o menos el 80% de las muertes y enfermedades que se presentan en los países en desarrollo tienen relación con el consumo de aguas contaminadas (UNESCO, 2007). Las concentraciones y proporciones de los elementos presentes en el agua subterránea se pueden identificar y son los que determinan su calidad (Al-Sefry y Sen, 2006; Lloyd y Heathcote, 1985). Tanto el valor económico como el valor social que posee el agua subterránea puede ser parcial o totalmente perdido cuando el agua subterránea está contaminada (Shanahan, 2009). El agua subterránea contaminada bajo las ciudades ocasiona serios problemas debido a que existe una gran variedad de contaminantes que pueden ser de origen inorgánico, orgánico y microbiológico (Kuroda y Fukushi, 2008); por otra parte, la contaminación que proviene de fuentes puntuales y de fuentes difusas como es el caso de las zonas agrícolas es muy notoria. Como fuentes directas de contaminación se pueden incluir: las fugas de alcantarillas y de tanques sépticos, también se puede contaminar por medio de la escorrentía urbana, de la lixiviación de basurales y residuos sólidos, de las fugas de tanques de almacenamiento de derivados de petróleo, de derrames de gasolina, de infiltración proveniente de ríos contaminados, del uso excesivo de fertilizantes y pesticidas, del uso de productos para deshielo, y de pozos de agua abandonados que no tienen ninguna protección. Otra práctica común es el de realizar la mezcla de agua residual con agua clorada para suministro pueden ocasionar contaminación por cloratos tóxicos y compuestos recalcitrantes (Kuroda y Fukushi, 2008; Takisawa, 2008b; Vázquez-Suñe *et al.*, 2005). Las formas tradicionales de gestionar los efluentes domésticos como tanques sépticos, pozos negros y letrinas constituyen un riesgo por las fugas que presentan con el paso del tiempo y probablemente son la fuente más común y extendida de contaminación difusa, la inmediata consecuencia es que las bacterias y virus patógenos pueden migrar hacia los acuíferos subyacentes (Foster *et al.*, 2001; Kuroda y Fukushi, 2008). Otras fuentes de contaminación como son las industrias de textiles, de metalurgia, de mantenimiento de vehículos, las lavanderías, las imprentas, las curtiembres y el revelado de fotografías siempre se concentran en zonas urbanas, todas estas actividades económicas e industriales son capaces de generar efluentes de diverso orden como por ejemplo: lubricantes usados, líquidos con metales, solventes y desinfectantes, que normalmente son descargadas al suelo por derrames provocados o accidentales, dichos efluentes causan graves problemas de contaminación del agua subterránea y son muy difíciles de controlar (Foster *et al.*, 2001; Hooker *et al.*, 1999).

El crecimiento de las manchas urbanas con fines de urbanización hacen que las industriales y las de riego intensivo que extraen agua subterránea sean reubicados, moviendo de esta forma los focos de contaminación (Bucich y Nagy, 2003). En general podemos afirmar que la calidad del agua subterránea en el área rural es de mejor calidad que la que se tiene disponible en áreas urbanas. La gestión de la calidad del agua subterránea requiere el conocimiento de los valores químicos de fondo en condiciones naturales, para poder incluir la presencia y cantidad de contaminantes, la vulnerabilidad del acuífero, la movilidad de los diferentes contaminantes y sus procesos de degradación y toxicidad, las direcciones y velocidad del flujo y finalmente el uso propuesto del agua subterránea con el objetivo de evaluar el riesgo contaminante del sistema (Grischek y Nestler, 1996; Toussaint, 1994).

2.4.1 Problemas originados por agua servida o agua negra

La contaminación del agua subterránea por nitratos es la clase más común de contaminación antropogénica, el patrón del uso de suelo está directamente relacionado con este proceso. (Ator y Denis, 1997; Elhatip *et al.*, 2003; Kuroda y Fukushi, 2008; Rajmohan *et al.*, 2009). Los

efluentes de las industrias, alcantarillados y zonas de recreación son las fuentes más probables de contaminación por nitratos (Foster *et al.*, 2001). Los procesos de contaminación en acuíferos kársticos muy permeables donde se realiza el vertido directo de aguas servidas a través de tanques sépticos, letrinas y pozos negros genera una mayor contaminación en el acuífero, principalmente en los pozos someros, pero con el paso del tiempo los pozos profundos serán seriamente afectados (Foster *et al.*, 2001). En muchas ciudades de los países en vías de desarrollo la ausencia de alcantarillado sanitario entubado destinado a la recolección de efluentes domésticos, industriales y de drenaje pluvial, obliga a que las personas viertan sus efluentes directamente en el suelo, esta actividad finalmente deriva en el deterioro del agua subterránea de los acuíferos que presentan concentraciones elevadas de nitrato y cloruro bajo distritos urbanos densamente poblados (Foster *et al.*, 2001; Takisawa, 2008b). Si en acuíferos someros existen altas concentraciones de nitrato, cloruro y sulfato es evidencia de que las actividades agrícolas y pecuarias son las fuentes de contaminación (Nagarajan *et al.*, 2010).

2.4.2 Impacto de los pesticidas y de los fertilizantes

El uso excesivo de fertilizantes y pesticidas en las actividades agrícolas que son utilizados para mejorar la producción de alimentos, imponen un serio riesgo de contaminación del agua subterránea. La necesidad de mayor cantidad de alimento esta directamente relacionado al rápido crecimiento poblacional; dichos productos son consecuencia del desarrollo tecnológico que permitió el uso de estos productos de forma generalizada, casi indiscriminada, lo cual derivó en serios problemas contaminación en muchos países (Ekemen-Keskin, 2010). En ocasiones puede que los contenidos de nitratos tengan concentraciones menores en zonas urbanas cuando se compara la calidad con la calidad de áreas rurales productoras de alimento que son intensamente cultivadas (Takisawa, 2008b). Las fuentes de contaminación por nitrato en las urbes normalmente proceden de fuentes no puntuales, razón por cual no es posible la correlación entre el uso de suelo y la presencia de nitratos.

La adición de compuestos químicos en los procesos industriales que generan emisiones y fugas del alcantarillado hace posible la presencia de sulfatos (Burston *et al.*, 1993; Ford y Tellam, 1994; Lerner *et al.*, 1994). También genera el abandono de pozos y obras de captación de agua subterránea, que se realiza, porque el agua de estos pozos es mala o tienen la presencia de microorganismos, de amonio, de nitritos y un alto contenido de nitratos e incrementos en los valores de dureza y salinidad. El problema radica en que al momento de clausurar un pozo con fines de explotación, no se realiza ninguna actividad orientada a la protección del mismo y esté termina convirtiéndose en una fuente *directa* de contaminación y a su vez una línea directa de transporte de contaminantes desde la superficie hasta el nivel con presencia de agua en el acuífero (Apodaca *et al.*, 2002).

2.4.3 Importancia de los metales pesados y compuestos especiales

Los principales metales y compuestos químicos presentes en el AS son: iones mayores Na, Mg, Ca, K, Cl, SO₄, elementos traza como As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, U, V, Zn, Fe, Mn, Br, Cs, Co, F, Sn, Sr, Te, Ba, B, S y en algunos casos contaminantes derivados de nitrógeno como NH₄, NO₂, NO₃ y (Atabey, 2005; Danis, 2005; Fuge, 2004; Guo *et al.*, 2007; He *et al.*, 2005; Krishna y Govil, 2004; Kumbur *et al.*, 2008; McBride, 2004; Nouri *et al.*, 2006). Los fertilizantes orgánicos son considerados la mayor fuente de contaminación de metales pesados (Mikayilov y Acar, 1998). Es sabido que los fertilizantes para jardines tienen contenidos de Hg, Pb, Zn, Cu en diferente proporción y en diferentes mezclas (Manta *et al.*, 2002). Se sabe que el fósforo es

un compuesto comunmente adicionado a la mayoría de los fertilizantes comerciales, el uso de bio-sólidos y compost incrementan las cantidades de Cu, Zn, Pb, Cd, Fe, Mn en los suelos. La movilidad e identificación de los elementos traza depende de varios procesos químicos y bioquímicos, como: precipitación, disolución, adsorción-desorción, y óxido-reducción, y estos a su vez son controlados por el pH y los procesos biológicos del suelo y del agua subterránea (He *et al.*, 2005). Monitorear de forma espacial el comportamiento y movilidad del NO₃ es de especial importancia en la evaluación de la calidad del agua subterránea, debido a que este compuesto tiene correlaciones positivas con metales pesados (Ekemen-Keskin, 2010). Por otra parte, varios autores determinaron que la industria es responsable de la introducción de metales pesados al agua subterránea, hecho que se verificó por la correlación de uso de suelo y presencia de metales (Burston *et al.*, 1993; Ford y Tellam, 1994; Lerner *et al.*, 1994; Takisawa, 2008b). Otro elemento importante es el Boro que impone serios riesgos de contaminación de los recursos hídricos, que es introducido en el sistema por el uso de disolventes orgánicos, detergentes y sustancias similares (Kuroda y Fukushi, 2008; Stenger *et al.*, 2006).

2.4.4 Contaminación por compuestos orgánicos volátiles (VOCs), hidrocarburos y sus derivados

La contaminación de agua subterránea provocada por VOCs fue detectada principalmente en lugares con alta presencia de industrias, en estos sitios, también se pueden encontrar productos derivados del petróleo que se encuentran en el acuífero por fugas de tanques de almacenamiento de gasolineras y diesel, del lavado de las superficies de calles y vertidos accidentales irregulares por accidentes en el manejo y uso de los mismos (Custodio, 2004; Drewes *et al.*, 2003; Kuroda y Fukushi, 2008; Panchow y Cherry, 1996). Investigadores que trabajan con el estudio de la contaminación de acuíferos lograron determinar la presencia de disolventes de hidrocarburos clorados (CHSs) como el Tricloroetileno (TCE), Tricloroetano y Triclorometano, Tetracloroetileno (PCT) y así como varios tipos de productos derivados del petróleo. Algunos de los contaminantes de este tipo son capaces de disolverse en el agua subterránea. En general, los contaminantes orgánicos son peligrosos para la salud de las personas y para el medio ambiente debido a que ocasionan cambios significativos en el funcionamiento de los órganos y de los ecosistemas respectivamente (Kessler y Rubin, 1987; Schellekens, 1974; Schirmer y Butler, 2004; Schwille, 1975; Vanlooke *et al.*, 1975). Debido a su amplio uso, movilidad y persistencia los compuestos orgánicos volátiles clorados son considerados los de más alto riesgo de todos los contaminantes industriales (Ellis y Rivett, 2007).

2.5 La problemática del agua subterránea en las ciudades

La sobreexplotación y la contaminación del agua subterránea es el mayor problema ambiental en la mayoría de las ciudades en los países industrializados y en actual desarrollo. A nivel global, los países que tienen mayor escasez de agua son: China, India, México, España, Egipto, Kazajstán, Irán, Australia, Pakistán; en muchos de los casos, esta realidad está presente después de muchos años de sobreexplotación de los acuíferos donde el mal manejo del agua en la urbe generó los siguientes problemas: oscilaciones y descenso del nivel freático, contaminación del acuífero y del agua, subsidencia de terreno e intrusión de agua de mar (en ciudades costeras). Realizar un mejor manejo del agua subterránea es una necesidad urgente, más aún si se pretende mitigar los problemas ambientales. Por este motivo un enfoque integral en la gestión del agua debe incluir mejoras tecnológicas, innovaciones legislativas y un serio

manejo ambiental en las ciudades de los países en desarrollo (Shen, 2008). La gestión del agua subterránea es un desafío político especial, debido a que el público y los tomadores de decisiones deben conocer a fondo la situación y el estado del agua subterránea como recurso.

Los efectos negativos en la calidad y cantidad del agua subterránea se producen durante años, incluso décadas sin acción o noticia alguna, esta realidad causa la necesidad de implementar planes de manejo, mejorar el monitoreo, realizar una adecuada difusión y mejorar la regulación en las políticas de gestión del agua subterránea (Shanahan, 2009; Takisawa, 2008b). La adecuada recolección, un correcto tratamiento y la eficiente eliminación de las aguas domésticas en ciudades florecientes de los países en desarrollo, debe ser una prioridad, con la finalidad de proteger y garantizar el uso del agua subterránea urbana (Takisawa, 2008b). Los impactos negativos por el consumo de agua de baja calidad, se presentan también en la salud pública de los ciudadanos; por ejemplo el agua subterránea con altos valores de Sólidos Totales Disueltos (STD) son inadecuados para consumo humano y el riego de plantaciones agrícolas (Fetter, 2001; Freeze y Cherry, 1979). Como bien sabemos, las cuencas hidrológicas son integradores naturales de los cursos de agua, pero también son las vías por donde se pueden transportar contaminantes hacia zonas lejanas o hacia los acuíferos impactando de esta forma a seres humanos por medio del consumo de aguas subterráneas contaminadas o de mala calidad.

En todas las ciudades, el proceso de recarga es modificado por la impermeabilización de la superficie realizada para habilitar vías de circulación de vehículos, la construcción de edificios privados y públicos típicos de la urbanización. Estos cambios hacen que la recarga se produzca de forma indirecta, situación que es muy diferente a la recarga en zonas rurales donde el proceso de recarga es totalmente natural. Hoy en día, se tiene menos experiencia y conocimiento sobre el proceso de recarga al acuífero, áreas urbanas y la existencia de diferentes fuentes artificiales de recarga como: infiltración en grietas, sumideros de agua pluvial, filtración de pozos negros, estanques, letrinas, red de alcantarillado y fugas del sistema de suministro; hacen del sistema hidrogeológico un escenario muy complejo de conocer para determinar un volumen de recarga que sea fiel a la realidad de la zona. La cuantificación detallada de los procesos de infiltración en áreas urbanas hasta la fecha es imposible debido a la falta de datos, la gran variabilidad y la extrema no linealidad de las propiedades hidráulicas de los sedimentos en la zona no saturada de los acuíferos y que determina las condiciones de infiltración de agua desde la superficie hacia el acuífero.

Los sistemas de flujo subterráneo son modificados en el subsuelo de las urbes principalmente por la presencia de estructuras enterradas que interactúan directamente con la dirección del flujo subterráneo, donde toman especial importancia la infiltración de agua de diferentes fuentes subsuperficiales y los elevados índices de explotación generando diferencias de presión y de cargas hidráulicas en el acuífero.

La sobreexplotación del agua subterránea es una consecuencia directa del incremento en la densidad poblacional o de prácticas y costumbres ineficientes en el uso del agua, que originan serios problemas de calidad y cantidad en el agua almacenada en los acuíferos. En algunos casos, el nivel freático descendió tanto que se está minando el recurso y abatiendo la superficie de la zona saturada pudiendo invertir la dirección del flujo local o regional.

El análisis de los procesos de contaminación del agua subterránea en zonas urbanas es muy complicado por el gran número de potenciales fuentes y la gran variedad de contaminantes que pueden verter en diferentes zonas de las ciudades. La mayor parte de los contaminantes

son vertidos en la superficie o subsuperficie, por medio de procesos como la infiltración y la percolación, los contaminantes alcanzan la zona saturada de los acuíferos y contaminan el agua subterránea por medio de diferentes procesos y reacciones fisicoquímicas, como: precipitación, disolución, adsorción, disociación, óxido-reducción entre otros; esta gran variedad se debe a la naturaleza orgánica o inorgánica de los contaminantes.

En todas las ciudades, la mayoría de los procesos antes descritos se presentan de forma conjunta y simultánea debido a que están indivisiblemente relacionados, ocasionando sinergia de efectos e impactos ambientales variados, para hacer frente a esta realidad, la gestión ambiental hídrica debe tener un enfoque integral.

2.6 La gestión sostenible del agua subterránea dentro de las ciudades

El desarrollo de las urbes modifica significativamente el ciclo hidrológico natural, donde el principal factor de cambio es el proceso de urbanización que modifica el entorno natural en pro del desarrollo y evolución de una ciudad o de varias ciudades en el interior de la cuenca hidrológica. Cada una de las etapas afecta de manera significativa a los acuíferos y con características particulares; la gestión sostenible del agua subterránea debe incluir permisos de los regímenes reales de bombeo, definición de usos de agua que se van a ser permitidos, definición y protección de áreas donde se ubican las fuentes de agua, identificación de actividades que generen contaminantes y un adecuado monitoreo del acuífero, entre otras actividades (Ames, 2002). La disponibilidad del agua subterránea y sus volúmenes de extracción debe ser tomada en cuenta en la planificación del aprovechamiento de los recursos hídricos y deben estar orientados a lograr la sostenibilidad ambiental del recurso sobre la base de estudios para: a) la cuantificación del volumen ideal de extracción de agua subterránea; b) los usos y volúmenes posibles; c) las mejoras técnicas en la construcción y operación de pozos de extracción d) los estudios de viabilidad y sostenibilidad económica; e) los planes de manejo hídrico; f) los sistemas de monitoreo y control del nivel piezométrico y g) el control de los volúmenes de explotación del acuífero (Vázquez-Suñe *et al.*, 1999).

Una gestión hídrica sostenible debe tener un visión inteligente que debe tener claro que el agua subterránea es un recurso natural limitado, por tanto, debe priorizarse su aprovechamiento sostenible. Para esto, su objetivo debe estar centrado en proteger, utilizar, reciclar y verter el agua, ya utilizada, en condiciones ambientalmente satisfactorias, procurando su disponibilidad segura a las futuras generaciones, además debe involucrar políticas públicas, decisiones sociales y tecnologías limpias que no generen impactos hacia otros componentes del medio ambiente.

La acciones para la gestión hídrica desarrolladas hasta la fecha son: control de la extracción, reciclaje de aguas residuales, subsidios para optimizar sistemas de riego, determinar la vulnerabilidad de los acuíferos, limitar las áreas con alta densidad de viviendas, controlar la ubicación de tiraderos y rellenos sanitarios donde se incluya su monitoreo y gestión, intentos para restringir el vertido de efluentes industriales directamente sobre cursos de agua, implementación de medidas especiales para el manejo de compuestos químicos y sus efluentes, intentos de mejora en los sistemas planificación de la red de saneamiento y una mejora en la ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Por otra parte, se propone hacer generalizado el uso de modelos integrales de gestión del agua en las urbes, la realización de esta actividad debería de tener carácter obligatorio para

las grandes ciudades y ciudades con desarrollo económico acelerado, que tenga el objetivo de gestionar ambientalmente agua subterránea dentro del ciclo hídrico urbano. Hoy en día está reconocido que la empresa más importante del desarrollo sostenible es la gestión y la toma de decisiones (Kropp, 2010). En este sentido se debe enfrentar los problemas desde un punto de vista integral, tratando los problemas de manera conjunta; para analizar este macro problema se propusieron modelos de gestión integral del agua en ambientes urbanos que aplican diferentes metodologías, como por ejemplo: MUSIC (Wong *et al.*, 2002) y PURRS (Kuczera y Coombes, 2002) para la gestión de aguas pluviales; los Sistemas de Información Geográfica son una tecnología importante que permite modelar y transferir información de diversa índole y desarrollar modelos como el ICS (Clifforde *et al.*, 1999) que simula el comportamiento de aguas servidas y que puede ser integrado con otros modelos. El modelo Aquacycle (Lekkas *et al.*, 2008; Michell *et al.*, 2003) puede modelar el reúso de aguas pluviales y servidas basado en un balance de la cantidad de agua. Finalmente, y de forma muy importante el modelo UVQ (Urban Volume and Quality) es el único modelo disponible que tiene la capacidad de simular conjuntamente los volúmenes de agua pluvial, de agua residual, de agua para el abastecimiento, de agua subterránea y de la presencia de contaminantes desde un enfoque integral (Wolf *et al.*, 2006).

Es claro que existe la urgente necesidad de conservar, proteger y gestionar el agua subterránea en áreas urbanas, para brindar soluciones adecuadas a los diversos y serios problemas hídricos se propone fomentar el conocimiento de la *Hidrogeología en zonas urbanas* para ser capaces de explicar el comportamiento hidrodinámico de los acuíferos en las peculiares características de las áreas urbanas y en su diversidad de situaciones e interrelaciones entre el agua subterránea y el conjunto de edificaciones, espacios, vías de comunicación, dispositivos y servicios que conforman una ciudad. Como se estudió a lo largo de este capítulo el agua subterránea tiene gran interrelación con el desarrollo socioeconómico y urbanístico de una ciudad y debe reconocerse que el agua subterránea es un componente clave en el proceso de planeación y desarrollo urbano sostenible.

El manejo y protección del agua subterránea urbana requiere de un marco integrado que implica el desarrollo de modelos analíticos avanzados realizados por experto y que puedan ser comunicados y entendidos por autoridades y planificadores urbanos; lo cual tiene un especial significado en la gestión de los recursos hídricos de una ciudad; su uso también está orientado a prevenir procesos de contaminación, permitiendo fácil acceso y visualización de los datos en la evaluación los impactos ambientales, esto permitiría visualizar, interpretar, realizar ajustes en tiempo real, y analizar escenarios futuros sobre el comportamiento del sistema.

Los estudios hidrogeológicos urbanos y la implementación de las políticas ambientales en los países en desarrollo están plenamente justificados y son necesarios, lamentablemente hoy en día estos análisis se encuentran en una etapa relativamente incipiente. Los países en desarrollo deben priorizar temas económicos y ambientales para lograr el desarrollo urbano sostenible de sus ciudades más importantes.

A lo largo de este capítulo se explicó que el desarrollo urbano sostenible está condicionado a la ejecución adecuada de muchas actividades y al análisis coherente de muchos factores, el agua es sin duda el principal recurso natural que permite el desarrollo de las sociedades y es el motor que impulsa el crecimiento económico de las actividades más importantes para el desarrollo de las ciudades. La explosión demográfica de población urbana a nivel mundial impone nuevos retos para garantizar el abastecimiento de agua de buena calidad y permitir el desarrollo social y económico de sus habitantes. En este complejo escenario el agua subterránea es un recurso clave para lograr el desarrollo urbano sostenible y que actualmente es un recurso

subvalorado, razón por la cual muchos acuíferos en zonas urbanas están contaminados con productos que tienen un origen antropogénico debido a las malas prácticas en el manejo de los procesos industriales y a las malas prácticas de sus habitantes. Conocer la indivisible relación entre el proceso de urbanización y el uso eficiente del agua subterránea puede ser la clave para un crecimiento sostenible de las ciudades que brinde prosperidad y salud a sus habitantes y que garantice la disponibilidad de este vital recurso a las futuras generaciones, garantizando de esta forma su permanencia en nuestro planeta.

Referencias

Abidin, H.Z., Andreas, H., Djaja, R., Darmawan, D., y Gamal, M., 2008, Land subsidence characteristics of Jakarta between 1997 and 2005, as estimated using GPS surveys: *GPS solut*, v. 12, p. 23-32.

Al-Sefry, S.A., y Sen, Z., 2006, Groundwater rise problem and risk evaluation in major cities of arid lands- Jeddah Case in Kingdom of Saudi Arabia: *Water Resources Management*, v. 20, p. 91-108.

Amelung, F.G., D.L., Bell, J.W., Zebker, H.A., y Laczniak, R.J., 1999, Sensing to ups and land subsidence and aquifer-system deformation: *Geology*, v. 27.

Ames, D.P., 2002, Bayesian decision network for watershed management: Utah, USA, Utah State University.

Apodaca, L.E., Bails, J.B., y Smith, C.M., 2002, Water quality in shallow alluvial aquifers, Upper Colorado River Basin, Colorado, 1997: *Jour. Am. Water Res. Assoc.*, v. 38, p. 133-149.

Arzate-Flores, J.A., Pacheco-Martínez, J., Del Rosal-Pardo, A., Barboza-Gudiño, R., Mata-Segura, J.L., y López-Doncel, R., 2006, Carta de riesgo de agrietamientos del área metropolitana de San Luis Potosí: *Geos*, v. 26.

Atabey, E., 2005, *Tibbi Jeoloji in Atabey, E., ed., TMMOB Jeoloji Mühendisleri Odasi Yayinlari: Ankara, TMMOB*, p. 194.

Ator, S.W., y Denis, J.M., 1997, Relation of nitrogen and phosphorous in ground water to land use in four subunits of the Potomac River Basin, USGS Water-Resources Investigations Report, 97-4268, U.S. Geological Survey.

Bassington, F.C., 1990, Rising groundwater in the United Kingdom: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Part 1*, v. 88, p. 1037-1057.

Bitelli, G., Bonsignore, F., y Unguendoli, M., 2000, Levelling and GPS networkks to monitor ground subsidence in the Southern Po Valley: *Journal of Geodinamics* v. 30(3), p. 355-369.

Bucich, N.G., y Nagy, M.I., 2003, Affectation of urban structures by variation of phreatic level (natural and anthropic), Buenos Aires, Argentina: *RMZ-Materials and Geoenvironment, Bled-Ljubjana*, v. 50, p. 79-82.

Burston, M.V., Nazari, M.M., Bishop, P.K., y Lerner, D.N., 1993, Pollution of groundwater in the Coventry region (UK) by chorinated hydrocarbon solvents: *Journal of Hydrology*, v. 149, p. 137-161.

Cabral-Cano, E., y Díaz-Molina, O., 2006, El gradiente de subsidencia, una herramienta para la determinar el potencial fracturamiento superficial en la ciudad de México mediante InSAR: *Geos*, v. 26.

Carbognin, L., Gatto, P., y Mozzi, G., 1984, Venice subsidence case history, *in* Poland, J., ed., Guidebook to studies of land subsidence due to ground-water withdrawal: Chelsea, International Hydrological Programme, working group 8.4, p. 161-174.

Carreón-Freyre, D., Cerca, M., Luna-González, L., y Gámez-González, F.J., 2005, Influencia de la estratigrafía y estructura geológica en el flujo del agua subterránea del Valle de Querétaro: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, v. 22, p. 1-18.

Clifforde, I.T., Tomicic, B., y Mark, O., 1999, Integrated water management, a Europe vision for the future, *In: Proceeding of the 9th international conference on urban storm drainage*. Portland, USA, p 8-13.

Custodio, E., 2002, Aquifer overexploitation: what does it mean?: *Hydrogeology Journal*, v. 10, p. 254-277.

Custodio, E., 2004, Hidrogeología Urbana: una nueva rama de la ciencia hidrogeológica.: *Boletín Geológico - Minero*, v. 115, p. 283 - 288.

Chilton, J.E., 1999, Groundwater in the urban environment: Selected city profiles, vol. 2: Rotterdam, Balkema.

Danis, M., 2005, Ithalat ve ithalatin dentimi, agir metal kirlilikleri (Import and control of import, heavy metal pollution), *Workshop of fertilizer and fertilizer raw materials*,: Diyarbakir, Publications of Chamber of Geology Engineers of Turkey TMMOB, p. 25-27.

Declercq, P.Y., Devleeschouwer, X., y Pouriel, F., 2005, Subsidence revealed by PSInSAR technique in the Ottignies-Wavre area (Belgium) related to water pumping iun urban area, 4th Fringe Workshop (expanded Abstract): Frascati, Nov. 28-Dec. 1.

Dehls, J.F., Basilio, M., y Colesanti, C., 2002, Ground deformation monitoring in the Ranfjord area of Norway by means of the permanentscatterers technique 23th International Geoscience and Remote Sensing Symposium (Expanded Abstract): Toronto, June 24-28, p. 203-207.

Downing, R.A., 1993, Groundwater resources, their development and management in the UK: an historical perspective.: *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, v. 26, p. 335-358.

Drewes, J.E., Heberer, T., Rauch, T., y Reddersen, K., 2003, Fate of pharmaceutical during groundwater recharge: *Ground Water Monitoring and Remediation* v. 23, p. 64-72.

Ekemen-Keskin, T., 2010, Nitrate and heavy metal pollution resulting from agricultural activity: a case study from Eskipazar (Karabuk, Turkey): *Environmental Earth Science*, v. 61, p. 703-721.

Elhatip, H., Afsin, M., Kuscu, L., Dirik, K., Kurmac, A., y Kavurmac, M., 2003, Influences of human activities and agriculture on groundwater quality of Kayseri-Incesu-Dokuzpinar springs, central Anatolian part of Turkey: *Environmental Geology*, v. 44, p. 490-494.

Ellis, P.A., y Rivett, M.O., 2007, Assessing the impact of VOC-contaminated groundwater on surface water at the city scale: *J Contaminant Hydrol*, v. 91, p. 107-127.

Ferrati, A., Prati, C., y Rocca, F., 2000, Nonlinear subsidence rate estimation using permanent scatterers in differential SAR interferometry IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, v. 38, p. 2202-2212.

Ferrati, A., Prati, C., y Rocca, F., 2001, Permanent scatterers in SAR interferometry: IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, v. 39, p. 8-20.

Fetter, C.W., 2001, Applied Hydrogeology: Englewood Cliffs, NJ, USA, Prentice Hall, 598 p.

Ford, M., y Tellam, J.H., 1994, Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham aquifer system: Journal of Hydrology, v. 156, p. 101-135.

Foster, S., Lawrence, A., y Morris, B., 2001, Las aguas subterráneas en el desarrollo urbano: Evaluación de las necesidades de gestión y formulación de estrategias: Washington D.C., Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/Banco Mundial.

Freeze, R.A., y Cherry, J.A., 1979, Groundwater: New Jersey U.S.A., Prentice Hall.

Fuge, R., 2004, Anthropogenic sources, *in* Olle, S., ed., Essential of medical geology, impact of the natural environment on public health, Elsevier, p. 43-60.

Grischek, T., y Nestler, W., 1996, Urban groundwater in Dresden, Germany: Hydrogeology Journal, v. 4, p. 48-63.

Guo, F., Jiang, G., y Yuan, D., 2007, Major ions in typical subterranean rivers and their anthropogenic impacts in southwest karst areas, China: Environmental Geology, v. 53, p. 533-541.

Hayashi, T., 2008, The Shallow Groundwater Environment and the Risk of Soil Liquefaction, *in* Takisawa, S., ed., Groundwater Management in Asian Cities: Japan, Springer, p. 81-103.

He, Z.L., Yang, X.E., y Stoffella, P.J., 2005, Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment: J trace Elem Med Biol, v. 19, p. 125-140.

Hooker, P.J., McBride, D., Brown, M.J., Lawrence, A.R., y Goody, D.C., 1999, An integrated hydrogeological case study of a post-industrial city in the West Midlands of England, *in* Chilton, J., ed., Groundwater in the urban environment: selected city profiles: Lisse, The Netherlands, Balkema, p. 145-150.

INEGI, 2005, Segundo Censo de Población y Vivienda: Proyecto IRIS-Science II.: Aguascalientes, A.G., Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

IPCC, 2007, Climate change 2007. The Physical Science Basis United Kingdom, Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Johnson, S.T., 1994, Keynote paper: Rising groundwater levels: engineering and environmental implications, *in* Wilkinson, W.B., ed., Groundwater problems in urban areas. Proceedings of the international conference organised by the Institution of Civil Engineers London, 2-3 June 1993, Thomas Telford, p. 285-298.

Kessler, A., y Rubin, H., 1987, Relationships between water infiltration and oil spill migration in sand soils: *Journal of Hydrology*, v. 91, p. 187-204.

Kim, J.S., Kim, D.J., y Kim, S.W., 2007, Monitoring of urban land surface subsidence using PSInSAR: *Geoscience Journal*, v. 11, p. 59-73.

Kim, S.W., 2003, Measurement of surface displacement of My. Baekdu and Busan area using L-band SAR interferometry, Yonsei University.

Kontogianni, V., Pytharouli, S., y Stiros, S., 2007, Ground subsidence, Quaternary faults and vulnerability of utilities and transportation networks in Thessaly, Greece: *Environmental Geology*, v. 52, p. 1085-1095.

Krishna, A.K., y Govil, P.K., 2004, Heavy metal contamination of soil around Pali Industrial Area, Rajasthan, India: *Environmental Geology*, v. 47, p. 38-44.

Kropp, W.W., 2010, A Spatial Multicriteria Decision Analysis Approach for Evaluating Sustainable Development: Ohio, USA, Ohio University.

Kuczera, G., y Coombes, P.J., 2002, Towards continuous simulation: a comparative assessment of flood performance of volume-sensitive systems. Paper presented at SIA 2002 conference of stormwater management, Orange, NSW, 23-24 April 2002.

Kumbur, H., Özsoy, H.D., y Özer, Z., 2008, Mersin İl'nde tarımsal alanlarda kullanılan kimyasalların su kalitesi üzerine etkilerinin belirlenmesi (Determination of the effects of chemical used in agricultural area on water quality in Mersin Province): *Cev-Kor Ekoloji*, v. 68, p. 54-58.

Kuroda, K., y Fukushi, T., 2008, Groundwater Contamination in Urban Areas, *in* Takisawa, S., ed., *Groundwater Management in Asian Cities: Japan*, Springer, p. 126-149.

Larson, K.J., Basagaoglu, H., y Mariño, M.A., 2001, Prediction of optimal safe groundwater yield and land subsidence in the Los Baños-Kerrleman City area, California, using a calibrated numerical simulation model: *Journal of Hydrology*, v. 242, p. 79-102.

Leake, S.A., y Mock, P.A., 1997, Dimensionality of ground water flow models.: *Ground Water*, v. 35, p. 930.

Lekkas, D.F., Manoli, E., y Assimacopoulos, D., 2008, Integrated urban water modeling using the Aquacycle model: *Global NEST J*, v. 10, p. 310-319.

Lerner, D.N., 2004, *Urban Groundwater Pollution*, Taylor & Francis, 243 p.

Lerner, D.N., y Barrett, M.H., 1996, Urban groundwater issues in the United Kingdom: *Hydrogeology Journal*, v. 4, p. 80-89.

Lerner, D.N., Halliday, D., y Hoffman, J.M., 1994, The impact of sewers on groundwater quality *in* Wilkinson, W.B., ed., *Groundwater problems in urban areas Volume 64-75: London*, Thomas Telford.

Lobo-Guerrero, A., 2003, Effects of aquifer overexploitation on the surface infrastructure in the Bogotá Sabana (Colombia): *RMZ-Materials and Geoenvironment*, Bled-Ljubjana, v. 50, p. 193-196.

Lofgren, B.L., 1969, Field measurements of aquifer-system compaction, the San Joaquin Valley, California, *in* Tison, J.L., ed., *Land subsidence*, vol 1, International Association of Scientific Hydrology Publication, p. 272-284.

Llamas, M.R., y Custodio, E., 2003, Intensive use of groundwater: challenges and opportunities Balkema, Liese, p. 1-471.

Lloyd, J.W., y Heathcote, J.A., 1985, *Natural inorganic hydrochemistry in relation to groundwater*: Oxford, Clarendon Press

Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., y Sprovein, M., 2002, Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy: *Sci Total Environ*, v. 300, p. 229-243.

Massonet, D., y Feigk, K.L., 1998, Radar interferometry and its application to changes in the Earth's surface: *Reviews of Geophysics*, v. 36.

McBride, M.B., 2004, Molybdeum, sulfur, and other trace elements in farm soils and forages after sewage sludge application *Commun Soil Sci Plant Anal*, v. 35, p. 517-535.

Michell, V.G., McMahon, T., y Mein, R.G., 2003, Component of the total water balance of an urban catchment: *Environmental Management*, v. 32, p. 735-746.

Mikayilov, F.D., y Acar, B., 1998, Toprak ekosistemlerinde kirleticilerin tasnim mekanizmasinin incelenmesi ve modellenmesi (Investigation and modelling of contaminant's movement processes within the soil ecosystems: *Cev Kor* v. 28, p. 20-23.

Moon, W.M., Ristau, J., y Vachon, P., 1998, Feasibility of applying spaceborne SAR interferometry for earthquake tectonic investigation: *Geoscience Journal*, v. 2, p. 78-87.

Nagarajan, R., Rajmohan, N., Mahendran, U., y Senthamikumar, S., 2010, Evaluation of groundwater quality and its sustentability for drinking and agricultural use in Thanjavur city, Tamil Nadu, India: *Environ Monit Assess*, v. 171, p. 289-308.

Ng, A.H.M., Chang, H.C., Zhang, K., Ge, L., y Rizos, C., 2009, Land subsidence monitoring in Australia and China using Satellite Interferometry, *in* Sideris, M.G., ed., *Observing our Changing Earth*, International Association of Geodesy Symposia 133.

Nouri, J., Mahvi, A.H., Babaei, A.A., Jahed, G.R., y Ahmadpour, E., 2006, Investigation of heavy metals in groundwater: *Park J Biol Sci*, v. 9, p. 377-384.

O'Shea, 1993, Discussion on rising groundwater levels, *in* Wilkinson, W.B., ed., *Groundwater in urban areas*: London, Thomas Telford, p. 363-364.

Ochoa-González, G.H., y Carreón-Freyre, D.C., 2006, Influencia de la variación de las propiedades hidráulicas del medio geológico en el análisis de deformación diferencial: *Geos*, v. 26.

Panchow, J.F., y Cherry, J.A., 1996, Dense Chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: Portland Oregon, Waterloo Press.

Rahnama, M.B., y Moafi, H., 2009, Investigation of land subsidence due to groundwater withdraw in Rafsanjan plain using GIS software: Arab J Geosci, v. 2, p. 241-246.

Rajmohan, N., Al-Futaisi, A., y Al-Touqi, S., 2009, Geochemical process regulating groundwater quality in a coastal region with complex contamination sources: Barka, sultanate of Oman: Environmental Earth Sciences, v. 59, p. 385-398.

Raymond, D., y Rudant, J.P., 1997, ERS-1 SAR interferometry: potential and limits for mining subsidence detection, 3rd ERS Symposium on space at the service of our environment (Expanded abstract): Florence, Mar 17-20, p. 541-544.

Ribeiro, L., 2002, FGR'01 Proceedings of the 3rd International Conference on Future Groundwater Resource at Risk: CVRM - Lisboa, Portugal.

Schellekens, G.A.P., 1974, Olieverontreiniging pompstation Geulhen: H2O, v. 7, p. 140-143.

Schirmer, M., y Butler, B.J., 2004, Transport behaviour and natural attenuation of organic contaminants at spill sites: Toxicology, v. 205, p. 173-179.

Schwille, F., 1975, Groundwater pollution by mineral oil products: IAHS-AISH, v. Publ No 103.

Shanahan, P., 2009, Groundwater in the urban environment, *in* Baker, L.A., ed., The water environment of cities: Washington, DC, Springer, p. 29-48.

Shen, Y., 2008, Groundwater Resources in Urban Water Management, *in* Takisawa, S., ed., Groundwater Management in Asian Cities: Japan, Springer, p. 35-59.

Stenger, D.B., O'Reilly, S., y O'Halloran, J., 2006, Contaminants and Pollutants, *in* Davenport, J., y Davenport, J.L., eds., The Ecology of Transportation: Managing, Mobility for the Environment: Netherlands, Springer, p. 361-389.

Takisawa, S., 2008b, Introduction, *in* Takisawa, S., ed., Groundwater management in Asian Cities: Japan, Springer, p. 3-11.

Toussaint, B., 1994, Umweltproblematik und Hydrogeologie der Erkundung von Böden - und Grundwasser-Kontaminationen durch leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (Environmental problems and hydrogeology of investigation of soil and groundwater contamination by halogenated organic volatiles), Hessische Landesanstalt für Umwelt, 327 p.

UNESCO, O.d.l.N.U.p.l.E., la Ciencia y Cultura., 2007, Water portal newsletter no 161: Water-related diseases. , UNESCO.

Vanlooke, R., DeBorger, R., Voets, J.P., y Verstraete, W., 1975, Soil and groundwater contamination by oil spills-problems and remedies: Int J Environ Stud, v. 8, p. 99-111.

Vázquez-Suñe, E., Sánchez-Vila, X., y Carrera, J., 1999, Gestión de las aguas subterráneas en zonas urbanas, conceptualización y modelación: aplicación a Barcelona (España): Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica, p. 153-160.

Vázquez-Suñe, E., Sánchez-Vila, X., y Carrera, J., 2005, Introductory review of specific factors influencing urban groundwater, an emerging branch of hydrogeology, with reference to Barcelona, Spain.: Hydrogeology Journal, v. 13, p. 522-533.

Wilkinson, W.B., 1994, Groundwater problems in urban areas: London, Institution of Civil Engineers, Thomas Telford, 453 p.

Wolf, L., Klinger, J., Hötzl, H., y Mohrlök, U., 2007, Quantifying mass fluxes for urban drainage systems to the urban soil-aquifer system: Journal Soils Sediments, v. 7, p. 85-95.

Wolf, L., Morris, B., Dillon, P., Vanderzalm, J., Rueedi, J., Burns, S., y Cook, S., 2006, AISUWRS urban water resources toolbox - a brief summary, *in* Wolf, L., Morris, B., y Burns, S., eds., AISUWRS urban water resources toolbox - integrating groundwater into urban water management: London, IWA, p. 282-290.

Wong, T., Coleman, J., Duncan, H., Fletcher, T., Jenkins, G., Siriwardena, L., y Wotton, R., 2002, Music model for urban stormwater improvement conceptualization, CRC Catchment, Australia.

Write, P., y Stow, R., 1999, Detecting mining subsidence from space: International Journal of Remote Sensing, v. 20, p. 1183-1188.

Zhang, Y., Xue, Y.Q., Wu, J.W., Shi, X.Q., y Yu, J., 2010, Excessive groundwater withdrawal and resultant land subsidence in the Su-Xi-Chang area, China: Environmental Earth Science, v. 61, p. 1135-1143.

Sistemas biológicos para la remediación de ambientes contaminados con metales pesados.

**Isaías Balderas Rentería
Ángel Gabriel Alpuche Solís**

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados se definen convencionalmente como elementos con propiedades metálicas como ductibilidad, conductividad, estabilidad como cationes, etc., y un número atómico mayor a 20. Los más comunes como contaminantes son el cadmio, el cromo, el cobre, el mercurio, el plomo y el níquel. Estos son componentes naturales del suelo requeridos por organismos vivos como micronutrientes, sin embargo, la contaminación de la biosfera por metales tóxicos se ha acelerado drásticamente desde los comienzos de la revolución industrial. Actualmente la contaminación por metales se ha vuelto uno de los problemas ambientales más severos como resultado de actividades humanas tales como minería y fundición de metales, galvanoplastia, producción de combustible y energía, fertilizantes, uso de pesticidas, generación de residuos municipales, etc. (Lone *et al.*, 2008). Este tipo de contaminación se ha incrementado agudamente en el presente siglo debido a la creciente industrialización. Su presencia acarrea la problemática de su disposición final debido a su naturaleza persistente y no degradable. Metales pesados como el cadmio, plomo y mercurio, son conocidos por su gran toxicidad e impacto ambiental ya que representan un gran riesgo para la salud. Actualmente la atención científica se centra en cuatro fuentes principales de metales pesados como consecuencia de su impacto ambiental (Volesky, 2007):

- 1.- Drenajes ácidos de minas, resultantes de operaciones mineras.
- 2.- Soluciones residuales de la industria de la galvanoplastia.
- 3.- Generación de energía a base de carbón
- 4.- Generación de energía nuclear

MOVILIDAD DE LOS METALES EN LA BIÓSFERA

La mayoría de los metales pesados no tienen una función biológica conocida, se solubilizan más fácilmente en medio ácido, se depositan en los sedimentos por precipitación (ya sea por un aumento del pH o por la formación de compuestos insolubles como carbonatos, fosfatos, sulfuros, etc.), adsorción, cambio iónico y formación de complejos; penetran en la cadena trófica a través de organismos filtrantes, acumulándose a veces como compuestos organometálicos en los tejidos grasos (tal es el caso del cadmio y del mercurio) y en otros casos como simples iones (Xiaomin *et al.*, 2017).

Estos compuestos constituyen un serio riesgo para el medio ambiente, por razones tan variables como su naturaleza química poco reactiva, su alta persistencia, porque presentan elevados niveles de bioacumulación y alcanzan elevadas cotas de toxicidad. Los efectos ambientales que producen dependen de su concentración y de su movilidad entre los tres medios posibles: atmósfera, hidrósfera y litósfera. Mientras el agua moviliza a los contaminantes gracias a su capacidad de disolución (es capaz de movilizar incluso a los contaminantes menos solubles en ella, como ocurre con los hidrocarburos), el aire en cambio transporta la polución en fase sólida (partículas y aerosoles), líquida (nieblas) y gaseosa (vapores). En cada etapa del transporte, la concentración puede alterarse por transferencia entre fases, dilución e incluso por reconcentración del contaminante (Xiaomin *et al.*, 2017). En un medio u otro la dispersión facilita la dilución, pero traslada la situación a otras zonas virtualmente libres de contaminación, lo que remarca el carácter global del problema ya que, como es bien sabido, el

transporte y reconcentración de un determinado contaminante puede afectar al entorno de zonas expresamente alejadas de los focos donde se realizaron los vertidos. Ya pasó la época en la que se pensaba que la **“Dilución es la solución a la contaminación” (término castellanizado del original inglés “Dilution is the solution to pollution”)**.

IMPACTO BIOLÓGICO DE LOS METALES PESADOS

Además de encontrarse como constituyentes naturales del suelo, los metales pesados tóxicos también pueden esparcirse al ambiente de manera natural (actividad volcánica) o por actividad humana y técnicas de agricultura. La contaminación del suelo por metales pesados impacta de dos maneras importantes: por un lado, interfiere con el ciclo vital de organismos vivos reduciendo por ejemplo el rendimiento de la tierra de tipo agrícola, y por el otro, una vez absorbido y acumulado el metal en los tejidos de la planta o animal, éste entra a la cadena trófica bioacumulándose e intoxicando otros animales y humanos (DalCorso *et al.*, 2008).

La contaminación de agua y suelo por metales pesados representa una de las mayores amenazas al ambiente y a la salud humana. Además, concentraciones excesivas de metales en suelos contaminados producen una disminuida actividad microbiana y fertilidad de la tierra, así como pérdida de cultivos (Jing *et al.*, 2006). La excesiva absorción de metales por las plantas puede producir toxicidad en la nutrición humana, y causar enfermedades crónicas y agudas. Por ejemplo, el Cd y el Zn pueden derivar en agudos daños gastrointestinales y respiratorios y daños agudos a corazón, cerebro y riñón (Lone *et al.*, 2008).

Desde el punto de vista ambiental, los metales que causan más preocupación por su presencia y/o acumulación, son aquellos que pueden tener un efecto tóxico o inhibitorio en los organismos vivos como el Cadmio, Cromo, Cobalto, Cobre, Plomo, Mercurio, Níquel, Plata, Estaño, Zinc y Lantánidos/Actínidos (Medrano-Roldán & Galán Wong, 2000).

Plomo.- En el ambiente acuático existe principalmente en estado divalente inorgánico. Inclusive puede existir en estado tetravalente y hay evidencias que las bacterias pueden metilar el plomo inorgánico. Esto significa que el plomo que ha sido inmovilizado en el suelo o en sedimentos puede ser redispersado dentro del ambiente en una forma en la cual, en algunos casos, es más tóxico que la especie inorgánica. El efecto de la toxicidad en el humano incluye hipertensión, daño en el cerebro, así como el saturnismo (Luckey & Venugopal, 1977). Se genera en la industria de Minería y fundición de minerales, combustión de gasolina con plomo, aguas residuales municipales, aguas residuales industriales ricas en Pb y pinturas.

Cadmio.- Puede causar serios daños al hígado y los huesos, y es probablemente más conocido por su asociación a la enfermedad *itai-itai*. Entre las fuentes de emisión de cadmio se encuentran las geogénicas, actividades antropogénicas, refinación y fundición de metales, combustión de combustible fósil, aplicación de fertilizantes de fosfato, lodos de aguas residuales.

Cromo.- Está definido por la Agencia de Protección Ambiental como el contaminante principal. En los ambientes acuáticos puede existir en forma hexavalente o en forma trivalente, de los 2 el primero tiene la más alta toxicidad crónica para peces de agua dulce. Una vez en el cuerpo, el cromo llega a ser más o menos inmovilizado como cromo trivalente y, por lo tanto, tiende a acumularse (Luckey & Venugopal, 1977). Se genera en Industria galvanoplástica, lodos de aguas residuales y desechos de tenerías.

Cobalto.- Generalmente no es incluido dentro de la lista de metales pesados como perjudicial para el ambiente. Sin embargo, se conoce que, aunque es esencial para el crecimiento microbiano, puede tener efectos adversos a grandes concentraciones. Concentraciones de 280 mg/l (como cobalto total soluble) causa la completa inhibición de la metanogénesis (Luckey & Venugopal, 1977).

Cobre.- Para los humanos es un elemento esencial y el cuerpo puede regular sus niveles homeostáticamente, aunque a largo plazo, dosis elevadas pueden tener efecto dañino, e inclusive efectos fatales. Puede causar daño a una gran variedad de fauna acuática (Luckey & Venugopal, 1977). Se encuentra también en Industria de galvanoplastia, fundición y refinación, minería y biosólidos.

Mercurio.- En el ambiente acuático existe, esencialmente en una de las 2 formas: como un ión inorgánico divalente, el cual puede ser hidratado o acomplejado, o como un ión orgánico mercurio monometilado. Esta especie es la que causa problemas en relación a la salud humana, ya que puede atravesar la placenta más fácilmente que la especie inorgánica y puede causar daño al feto (Luckey & Venugopal, 1977). Se localiza en erupciones volcánicas, incendios forestales, emisión por industrias productoras de sosa cáustica y carbón.

Niquel.- Es un metal que en solución, no tiene serios efectos en humanos pero tiene una apreciable fitotoxicidad. Puede ser inclusive dañino a algunas especies de peces particularmente en agua dulce (Luckey & Venugopal, 1977). Se genera en erupciones volcánicas, relleno de suelos e incendios forestales

Plata.- El impacto de la plata es esencialmente como bactericida. Las descargas de plata necesitan ser restringidas, no meramente por el precio de esta sino por los posibles efectos que podrían causar en los procesos de tratamiento biológico (Luckey & Venugopal, 1977).

Estaño.- Usualmente no se considera tóxico, sin embargo, es un metal que puede tener efectos peligrosos para el humano, aunque estos efectos no son tan drásticos como los causados por los otros metales. Se puede encontrar dispersado en ambientes acuáticos, incluyendo sedimentos de minas. De las formas en las cuales puede ser encontrado en el ambiente, el estaño orgánico puede tener la más alta toxicidad para la vida acuática y se ha reportado que el estaño inorgánico puede ser metilado por bacterias (Luckey & Venugopal, 1977).

Existen otros metales de menor importancia pero que también han sido abordados desde el punto de vista de la contaminación como el Selenio, que se encuentra en la minería carbonífera, refinación de aceite, combustión de combustibles fósiles, industria del vidrio y síntesis química (ej. Formulación de pigmentos), y el Zinc que se encuentra en la Industria galvanoplástica, refinación y fundición, minería y biosólidos. (Lone *et al.*, 2008).

TECNOLOGÍAS PARA REMEDIACIÓN DE AMBIENTES CONTAMINADOS CON METALES

Para la eliminación de metales pesados de aguas de desecho industrial se llevan a cabo comúnmente procesos de precipitación química, intercambio iónico, extracción con solventes, tratamiento electroquímico, ósmosis inversa, tecnología de membranas, evaporación y óxido-reducción química que son procesos complejos y caros que además frecuentemente producen

residuos tóxicos y por lo tanto la formación de fuentes secundarias de contaminación ambiental. Otro inconveniente importante es que estos métodos carecen de la capacidad de remover los metales pesados a bajas concentraciones aún tóxicas. Por lo tanto, la remoción de metales pesados tóxicos a un nivel ambientalmente seguro de manera favorable y rentable adquiere gran importancia (Leitão *et al.*, 2009).

Como ya se mencionó antes, los metales pesados no pueden ser destruidos biológicamente (no existe “degradación” o cambio en la estructura del elemento); solo son transformados de un estado de oxidación o complejo orgánico a otro, lo cual hace la remediación de suelos contaminados con metales más complicada. Hasta ahora, los métodos secundarios usados para su remediación, tales como excavación y relleno de tierra, tratamiento térmico y otros, no son ajustables para aplicaciones prácticas, debido a su alto costo, baja eficiencia, alta destrucción de la estructura y fertilidad del suelo y alta dependencia a los contaminantes involucrados, propiedades de suelo, condiciones del sitio y otros inconvenientes. Por esto es necesario el desarrollo de técnicas más seguras para el ambiente y de menor costo (Jing *et al.*, 2006).

BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS

Debido a que la contaminación de los suelos con metales pesados está incrementándose de forma muy importante como resultado de las actividades humanas: industria, agricultura y servicios, también han aumentado las propuestas de alternativas para su tratamiento, de manera que en general, se puede decir que hay dos importantes formas para solucionar este problema: prevención de nuevos focos de polución y recuperación de suelos y aguas ya contaminados. La recuperación de aguas y suelos contaminados mediante un agente biológico es una tecnología muy prometedora que será analizada a continuación.

La descontaminación y detoxificación de los contaminantes químicos presentes en un ambiente determinado llevada a cabo por organismos biológicos o sus componentes, se conoce genéricamente como **biorremediación**.

Los procesos biológicos de remediación incluyen: (1) Uso de microorganismos para detoxificar los metales por cambio de valencia, precipitación química extracelular, o volatilización (algunos microorganismos pueden reducir enzimáticamente una variedad de metales en procesos metabólicos que no están relacionados con la asimilación de metales), y (2) Uso de tipos especiales de plantas para descontaminar suelo y agua por inactivación del metal en la rizósfera o translocando el mismo en las partes aéreas. Este último proceso se conoce como fitorremediación, el cual es considerado como una nueva y prometedora tecnología para la remediación de sitios contaminados y mucho más barato que los procesos fisicoquímicos (Lone *et al.*, 2008).

Como se puede observar se ha empleado preferentemente el término genérico de bioremediación para referirse a la remediación de ambientes contaminados usando microorganismos y se ha dejado para el uso de plantas con el mismo propósito, el término fitoremediación; aunque el término bioremediación también aplica como generalidad para ambos casos.

Se estima que los mejores organismos para la eliminación de tóxicos presentes en un medio son en principio aislados del propio ambiente de donde han sido seleccionados naturalmente, aunque en una segunda instancia la manipulación genética de los mismos puede fortalecer

considerablemente su capacidad. Ello está sustentado en la observación de que los organismos capaces de habitar en un medio contaminado, (y por ende realizar las funciones vitales), poseen en su metabolismo celular dispositivos sumamente efectivos para realizar descontaminación (Li *et al.*, 2015).

De conocerse en detalle estos mecanismos, podrían ser aprovechados para purificar el agua, como por ejemplo empleando principalmente bacterias capaces de recoger metales pesados, sobre su propia pared celular que, podrían retenerse en filtros (Li *et al.*, 2015).

La introducción de organismos *alóctonos* o introducidos en un ambiente natural con el propósito de incrementar o extender la biodegradación de contaminantes, puede resultar un método eficiente para la *biorremediación in situ*. El criterio para efectuar una mezcla eficiente de organismos incluye: la habilidad para degradar la mayoría de los compuestos contaminantes, estabilidad genética, rápido crecimiento, alto grado de producción enzimática, capacidad para competir con otros microorganismos indígenas o nativos, no ser patógenos y no producir sustancias metabólicas tóxicas (Li *et al.*, 2015).

Los científicos ambientalistas han observado que la producción de proteínas o secuencias peptídicas situadas en la superficie celular o el interior de las bacterias tolerantes a metales pesados incrementa la capacidad de éstas para unir este tipo de metales. Por tanto, estas bacterias son útiles para la recuperación de aguas y suelos contaminados (Teocharis *et al.*, 2003).

MECANISMOS MOLECULARES PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS

Los procesos de biorremediación de la contaminación por metales y metaloides que emplean bacterias se sustentan en las diferentes interacciones que muestran estos microorganismos con los agentes tóxicos. Estas interacciones se basan en la diversidad de la composición y estructura, así como en la gran versatilidad metabólica de las bacterias. Las principales estrategias mediante las cuales las bacterias interactúan con los metales y metaloides son (Medrano Roldán & Galán Wong, 2000):

Proceso de expulsión membranal

Precipitación extracelular

Acumulación intracelular

Transformaciones redox

Adsorción en la cubierta celular

Los determinantes proteicos o las moléculas responsables de estas interacciones pueden ser codificados en el cromosoma o en los elementos extracromosómicos llamados plásmidos (Medrano Roldán & Galán Wong, 2000).

Sistema de expulsión de metales y metaloides

Varios mecanismos de resistencia a metales, determinados por plásmidos o por genes cromosómicos, se relacionan con alteraciones de las vías de transporte y no con procesos de detoxificación. Estos sistemas emplean diversas estrategias, incluyendo la participación de enzimas transportadores-sintetizadoras de ATP, conocidas como ATPasas; de otras bombas que utilizan el potencial de la membrana como fuente de energía para la expulsión, así como sistemas antiportadores.

En principio no se advierte la aplicación de los sistemas de expulsión de metales en procesos de biorremediación, ya que en estos casos no ocurre una detoxificación. Sin embargo, el nivel elevado de tolerancia a los metales que confieren los genes presentes en los plásmidos bacterianos es una característica que puede ser útil en microorganismos poseedores de otras propiedades como biosorción, bioacumulación o biotransformación (Medrano Roldán & Galán Wong, 2000).

Precipitación extracelular de metales

Otro tipo de interacción de las bacterias con los metales es la precipitación extracelular en estos agentes en forma de complejos metálicos insolubles. Estos muestran una menor toxicidad que las formas iónicas, la precipitación extracelular bacteriana de metales puede considerarse como un mecanismo de detoxificación.

Se ha demostrado que la bacteria marina *Vibrio alginolyticus* excreta proteínas que capturan específicamente al cobre. En *Klebsiella pneumoniae* se ha informado que los iones Cd^{2+} se unen a una proteína intracelular rica en cisteína para ser posteriormente excretados y atrapados en la matriz extracelular de polisacáridos (Medrano Roldán & Galán Wong, 2000).

Acumulación intracelular de metales

Algunas bacterias toleran elevadas concentraciones de metales debido a su capacidad de captarlos mediante sistemas de transporte de membrana y de inmovilización en el citoplasma, formando generalmente complejos con quelantes intracelulares. A este proceso se le ha denominado bioacumulación. Cepas de *Escherichia coli* adaptadas a crecer en presencia de cadmio acumulan el metal en el citoplasma.

Una familia de genes conocidos como el sistema cop que sirven de resistencia a cobre, localizados en especies de *Pseudomonas*, residen en plásmidos y representan un ejemplo de un sistema potencialmente útil para la remoción de metales tóxicos. Las bacterias que poseen plásmidos con los genes cop acumulan cantidades elevadas de cobre en la membrana externa y en el espacio periplásmico.

Algunas bacterias y hongos producen melanina para impedir que los metales pesados (ó sus cationes) provenientes de desechos industriales como de fábricas metalúrgicas, curtiembres, fábricas de pintura, etc., ingresen al interior de la célula. En una planta purificadora, estas bacterias pueden ser usadas como filtro, haciendo pasar el agua por una criba en la que quedan retenidos los metales pesados sobre la melanina. La "descamación periódica" de una estructura de este tipo podría asegurar la eliminación posterior de los metales inmovilizados, los que podrían ser descartados o floculados y recuperados posteriormente por el tratamiento del sedimento (Li *et al.*, 2015).

Uno de los mecanismos más socorridos por los organismos vivos en general es el uso de proteínas cuya naturaleza implícita es la de unir metales pesados (metaloproteínas). Se sabe que las metaloproteínas abarcan cerca de la mitad de todas las proteínas en la biología. Los sitios de unión de estas proteínas son responsables de catalizar algunas de las más complejas e importantes funciones, incluyendo fotosíntesis, respiración, oxidación del agua, reducción del oxígeno molecular, y fijación de nitrógeno (Lu *et al.*, 2009).

Las funciones específicas de las metaloproteínas son muy variadas en las células, actuando como enzimas, proteínas de transporte y almacenamiento, y en la transducción de señales. Entre las metaloproteínas de almacenamiento y transporte se encuentran: Transportadores de oxígeno, Citocromos, Rubredoxina, Proteínas de almacenamiento y transferencia de hierro, Ceruloplasmina y Metalotioneínas. Las metaloenzimas comprenden a la anhidrasa carbónica, las enzimas dependientes de vitamina B12, la nitrogenasa, la superóxido dismutasa, entre otras. Finalmente, las Metaloproteínas de transducción de señal son la Calmodulina y algunos Factores de transcripción (Lu *et al.*, 2009).

Metalotioneínas

Las metalotioneínas (MT) son proteínas ricas en cisteína, intracelulares, de bajo peso molecular, ubicuas y con la capacidad de unir metales. Su síntesis es inducida por varios estímulos tales como la presencia de Cadmio, Mercurio, Zinc, stress oxidativo, glucocorticoides y agentes anticancerosos (Sato & Kondoh, 2002).

Existen cuatro tipos de metalotioneínas que se expresan: MT1, MT2, MT3 y MT4. Las isoformas expresadas más ampliamente en mamíferos son 1 y 2, las cuáles son rápidamente inducidas en el hígado por un amplio rango de metales, fármacos y mediadores inflamatorios (Coyle *et al.*, 2002). La isoforma del cerebro, MT3, tiene una actividad inhibitoria de crecimiento neuronal específico, mientras que MT1 y MT2 tienen funciones más diversas relacionadas con su estructura con grupos tiolatos. Estos incluyen una actividad involucrada en la homeostasis del Zn, protección contra metales pesados (especialmente Cadmio) y daño oxidante, y regulación metabólica vía donación del Zinc, secuestro y/o control redox. La isoforma MT4 se encuentra en el epitelio escamoso y la lengua. (Coyle *et al.*, 2002, Ghoshal & Jacob 2001).

Todos los metales unidos a la metalotioneína son coordinados tetraédricamente por sulfuros cisteínicos y esta coordinación estructural forma 2 racimos que consisten de 11 residuos de cisteína y 4 Cadmios y/o Zinc (racimo alfa) y 9 residuos de cisteína y 3 metales (racimo beta) (Suzuki, 1996).

Existen algunos reportes del uso de las metalotioneínas en la remoción de metales pesados, por ejemplo, el realizado por Li y colaboradores en el 2000 donde insertaron el gen de la metalotioneína I a un vector plasmídico denominado pSV2, el cual fue utilizado para transfectar la línea celular HeLa. La cantidad de MT1 expresada en las células transfectadas fue 2.6 veces más alta que en las células no transfectadas (Li *et al.*, 2000).

En otro estudio se indujo la síntesis de MT1 mostrando que el Selenio fue más potente en la inducción de MT1 que el $ZnSO_4$, sugiriendo al Selenio como un novedoso y seguro inductor de MT (Liu *et al.*, 2002).

En otro estudio, se diseñó un sistema de expresión heterólogo de *Escherichia coli* para la síntesis de MT funcional como una proteína de fusión secretada. La secreción de MT fue

comparada contra diferentes sistemas y la óptima combinación vector/hospedador/medio fue probada para la remoción de metal. En este caso, el Cu contenido en el medio disminuyó en un 34% después del crecimiento de la bacteria recombinante (Cols *et al.*, 2001).

También se ha investigado la distribución subcelular hepática y renal del Zn, Cd o Hg y la inducción de MT en tejido a 24, 48 y 72 horas seguida de una dosis equimolar (15 micromol de metal/kg) de cloruro de zinc (II), cloruro de cadmio (II) o cloruro de mercurio (II) en ratones albinos machos. Los resultados de estos experimentos muestran que la acumulación de los metales en el hígado y el riñón siguen el orden: Hg>Cd>Zn, y la inducción de MT sigue el orden: Hg>Cd>Zn en hígado y Cd>Hg>Zn en riñón (Tandon *et al.*, 2001).

En otro estudio, se analizó el tiempo que cursa y la curva dosis respuesta de la expresión de m-RNA inducida por Cd en el hígado de ratón macho y hembra. Fue muy notable que la expresión del mRNA-MT en el ratón macho fue mucho más alta que en la hembra 6 h después de la inyección de 0.5 mg/kg de Cd (Sogawa *et al.*, 2000).

Algunos otros trabajos se han enfocado al mejoramiento genético de otras especies vivas como el trabajo de Valls en 2000 en el que expresaron la metalotioneína de ratón en la superficie celular de *Ralstonia eutropha* línea CH34 tolerante a metales pesados (formalmente *Alcaligenes eutrophus*), la cual es adaptada a prosperar en suelos altamente contaminados con iones metálicos. La secuencia de DNA codificadora para MT fue fusionada al dominio-beta autotransporte de una proteasa denominada IgA de *Neisseria gonorrhoeae*, la cual dirige la proteína híbrida hacia fuera de la membrana de la bacteria. La línea bacteriana resultante, nombrada *R. eutropha* MTB, tuvo una mejorada capacidad para inmovilizar iones Cd²⁺ del medio externo. Además, la inoculación de suelo contaminado con Cd²⁺ con *R. eutropha* MTB disminuyó significativamente los efectos tóxicos de los metales pesados en el crecimiento de plantas de tabaco (*Nicotiana bentaminana*) (Valls *et al.*, 2000).

De la misma manera han surgido algunos otros ejemplos de utilización de agentes de fusión con la MTI como la hecha a componentes fuera de la membrana de bacterias gram negativas. En este trabajo, se utilizó *Pseudomonas putida*, capaz de crecer por sí misma en hábitats altamente contaminados para incrementar su capacidad de quelación de metales. Este trabajo reporta la expresión de una proteína híbrida entre la MTI del ratón y el dominio beta de la proteasa IgA de *Neisseria* en el exterior de la membrana de las células de *Pseudomona putida*. La capacidad de fijar metales de tales células se incrementó 3 veces y se demostró la capacidad de autotraslocación de la proteasa IgA de dominio beta, así como el soporte correcto de la proteína transportada dentro de la membrana externa (Valls *et al.*, 2000 B).

Algunas bacterias Gram-negativas mercurio-resistentes pueden detoxificar compuestos organomercúricos del ambiente, por conversión de metilmercurio en Hg²⁺, y posteriormente reduciendo el Hg²⁺ en mercurio metálico (Hg⁰), el cual es la forma menos tóxica de este metal. Los genes codificantes para la detoxificación de mercurio fueron aislados de tales bacterias. El gen *merB* codifica una enzima liasa organomercúrica que cataliza la ruptura de la unión carbono-mercurio en el metilmercurio, produciendo Hg²⁺, mientras que el gen *merA* codifica para una enzima mercúrica ion reductasa para la reducción de Hg²⁺ a Hg⁰ (Jube & Borthakur, 2009).

Finalmente se ha reportado la construcción de una línea transgénica de cianobacterias del género *Anabaena* dirigida a remover metales pesados contaminantes presentes en agua. La presencia del gen MT-1 fue confirmado por hibridación DNA/DNA y su expresión fue

demostrada por inmunodetección con anticuerpos específicos. Un experimento de tolerancia a metales mostró que la línea transgénica de *Anabaena* adquirió alta resistencia a metales (Ren *et al.*, 1998).

En resumen, se ha descrito prolíficamente la quelación intracelular de los metales por proteínas ricas en cisteína, llamadas metalotioneínas. Los metales son capturados por los grupos sulfhidrilo de las cisteínas en forma de tiolatos. La expresión de las MT es con frecuencia inducida por la presencia de metales, por lo que las bacterias productoras de MT podrían tener aplicación industrial en procesos de bioacumulación de metales tóxicos.

Transformación de metales y metaloides

Ciertas bacterias poseen la capacidad de alterar el estado de oxidación-reducción de los metales y metaloides. A estas estrategias microbianas se les conoce como biotransformaciones o bioconversiones. La tabla I muestra algunos ejemplos de éste fenómeno.

Algunos ejemplos de destoxificación mediante la reducción de los iones a las formas metálicas inocuas son Ag° , Mo° , Tc° , Se° o V° , los cuales se acumulan en el citoplasma de las bacterias. Se ha encontrado que la reducción bacteriana del Cr(IV) presente en efluentes contaminados es más eficaz si se emplean bacterias reductoras que, además, posean plásmidos de resistencia al cromato.

Estudios recientes indican que los contaminantes orgánicos, como los componentes aromáticos, pueden funcionar como donadores de electrones para la reducción del Cr(VI) . Esto sugiere que los microorganismos podrían emplearse para eliminar de manera simultánea contaminantes orgánicos y Cr(VI) .

Tabla I. Transformación de metales y metaloides que causan destoxificación (Medrano Roldan & Galán Wong, 2000).

REDUCCION		OXIDACIÓN	
Ag (I)	Ag°	As (III)	As (V)
Cr (VI)	Cr (III)	Cu (I)	Cu (II)
Hg (II)	Hg°	Sb (III)	Sb (V)
Se (IV)	Se°		
U (VI)	U (IV)		

Adsorción de metales a la cubierta celular

La capacidad de las cubiertas bacterianas (cápsula, pared y membrana) de unir iones de manera selectiva se denomina biosorción (o adsorción biológica) y se caracteriza por la unión rápida, reversible e independiente de energía, de ciertos iones a la superficie bacteriana y no implica cambios en el estado óxido-reducción de aquellos. Los responsables de la biosorción son principalmente componentes aniónicos de la cubierta celular, por lo que se observa una mayor eficiencia en la unión de cationes.

Ciertos tipos de biomasa microbiana pueden retener cantidades relativamente altas de iones metálicos por medio de este proceso pasivo, el cual es dependiente del grado de afinidad entre las especies metálicas o sus formas iónicas y los sitios de unión en la estructura molecular de la pared celular.

En el proceso de "sorción", la captación del metal se lleva a cabo por diferentes procesos como acomplejamiento superficial, quelación, intercambio iónico, adsorción y microprecipitación ya sea individual o combinada. El proceso es relativamente rápido y por el hecho de ser un fenómeno de superficie, facilita la recuperación del metal y el reúso del material como biosorbente.

Un aspecto importante de la operación, como ya se mencionó antes, es que puede llevarse a cabo aun cuando la célula esté metabólicamente inactiva o inclusive muerta, pudiéndose usar incluso las fracciones celulares o polímeros de superficie purificados. Una de las ventajas de utilizar microorganismos en modo pasivo, es que la propagación y el uso de ellos pueden ser procesos separados (Medrano Roldan & Galán Wong, 2000).

Las ventajas de usar la biomasa en modo pasivo son varias, entre otras, que la biomasa no está expuesta a efectos de toxicidad, por el hecho de ocurrir independientemente el proceso de propagación, no se requiere de nutrientes para el crecimiento ni se tienen los problemas de disposición de desechos de los microorganismos, puede utilizarse biomasa de procesos existentes y que normalmente se consideran un desecho, el proceso no está gobernado por limitaciones fisiológicas de la célula y las condiciones del proceso no están restringidas por las de cultivo.

Mecanismo de Biosorción

La biosorción se lleva a cabo cuando un metal se une a la pared celular. Es primeramente un fenómeno debido a fuerzas intermoleculares entre el ion metálico (catión) y los sitios de unión (aniones) de la pared celular. Esto es, la unión del metal es un proceso exocelular o pericelular que consta de las siguientes etapas:

Transporte del catión a la superficie de la pared,

Deposición,

Captación en la superficie de la pared,

Debido a la naturaleza de las fuerzas, el fenómeno es fácilmente reversible.

La adsorción implica atracción electrostática, fuerzas de Van der Waals y enlaces covalentes. La atracción electrostática generalmente implica una reacción de intercambio iónico.

Los iones metálicos han sido clasificados en función de una escala de dureza definida por su fuerza de unión con iones F^- y I^- , llamada escala de Pearson. Los iones metálicos que forman uniones fuertes con el ion F^- se denominan duros y entre ellos están Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} los cuales se encuentran presentes en grandes cantidades en los organismos vivos. Los iones blandos están localizados en el otro extremo de esta escala y entre ellos se encuentran Hg^{2+} , Cd^{2+} y Pb^{2+} que son considerados como tóxicos. Los iones metálicos de un grado intermedio de dureza, por ejemplo, Zn^{2+} y Co^{2+} , son menos tóxicos.

En sistemas biológicos, los iones duros forman enlaces estables con los grupos OH^- , HPO_4^{2-} , CO_3^{2-} y R-COO^- ; los iones blandos por su parte forman enlaces fuertes con grupos CN^- , R-S^- , $-\text{SH}^-$, NH_2^- e imidazol. La unión de los iones duros es de naturaleza iónica, mientras que la de los iones blandos es de carácter covalente.

La capacidad de un ligando para formar complejos metálicos está determinada por su actividad en solución y esta actividad depende de varios parámetros como temperatura, fuerza iónica y pH. Los ligandos pueden existir en diferentes formas, iónicas o moleculares; la predominancia de una o de otra depende del pH y de la temperatura. Los ligandos más importantes en aguas naturales y en efluentes industriales son Cl^- , HS^- , OH^- , NH_3 , F^- , S^- , SCN^- y PO_4^{3-} . La unión metal-ligando depende, además de la concentración y del pH, del potencial redox. Generalmente, los iones predominan a bajo pH; a alto pH los complejos tales como carbonatos, óxidos, hidróxidos y silicatos son más estables y prevalecen, su solubilidad es mucho más baja, sin embargo, en medios alcalinos complejos como aminas u óxidos son muy solubles.

Las paredes celulares son polielectrolitos que están siempre acompañados de contra-aniones requeridos para mantener la electroneutralidad, lo que explica la razón de las interacciones entre las superficies bacterianas y los iones metálicos (Medrano Roldán & Galán Wong, 2000).

Un material para ser usado como biosorbente de metales en solución debe de tener las siguientes características:

Tanto la captura como la liberación del metal deben de ser rápida y eficiente,

Debe producirse a bajo costo y ser reusable,

Debe tener características deseables de tamaño de partícula, forma y propiedades mecánicas,

Debe ser selectivo,

La desorción del metal debe llevarse a cabo fácilmente y en forma económica.

FITOREMEDIACIÓN

La acumulación excesiva de metales pesados es tóxica en la mayoría de las plantas. Iones metálicos en niveles elevados en el ambiente son absorbidos excesivamente por las raíces y translocados al tallo, derivando a un metabolismo desmejorado y crecimiento reducido (Jing *et al.*, 2006). Por lo mencionado anteriormente se ha vuelto importante entender los mecanismos con los que las plantas manejan la exposición a metales pesados, sobretodo en el campo de la biotecnología vegetal que apunta a crear plantas capaces de recuperar grandes cantidades de metales pesados que puedan ser utilizadas para fitorremediación o encontrar variedades de cultivos que no acumulen el metal tóxico en granos o frutas (DalCorso *et al.*, 2008).

La fitorremediación la podríamos re-definir de manera simple como el uso de plantas para limpiar ambientes contaminados. Tiene un enfoque ambientalmente amigable con grandes ventajas para limpieza a grandes escalas de sitios impactados por la contaminación. Los métodos actuales de remediación para la contaminación por metales pesados en suelo son ambientalmente invasivos, caros e ineficientes, especialmente para la limpieza a gran escala.

De ahí que la tendencia central sea el uso de organismos vivos que son una alternativa para el tratamiento de la contaminación, por ejemplo, el uso de las plantas para fitorremediación. Sin embargo, hasta la fecha se considera que las plantas silvestres tienen limitadas capacidades para tratar altas concentraciones de metales pesados contaminantes (Ruiz & Daniell, 2009).

El uso de plantas para extraer secuestrar, y/o detoxificar contaminantes a través de procesos químicos y biológicos, ha mostrado ser una tecnología efectiva, *in situ*, no invasiva, de bajo costo, estética, ecológicamente benigna y socialmente aceptada para remediar suelos contaminados. Esta tecnología ayuda a prevenir la destrucción de capas de suelo y mejorar y diversificar los microorganismos del mismo para mantener saludable el ecosistema, lo cual la hace una alternativa más atractiva que los métodos tradicionales que actualmente se utilizan para enfrentar la contaminación por metales pesados (Jing *et al.*, 2006). La figura 1 representa los procesos de acumulación y absorción de metales en plantas.

En un trabajo desarrollado por nuestro grupo de investigación se desarrollaron plantas, de la especie *Nicotiana tabacum* que expresan la metalotioneína 2A humana. Con ello, como perspectiva del trabajo, evaluar si la expresión de esta metaloproteína confiere una mayor tolerancia, absorción o adsorción de metales y que, de ser así, el cultivo obtenido podría tener aplicación en el campo de la fitorremediación de metales pesados en suelo (Ramírez González, 2018).

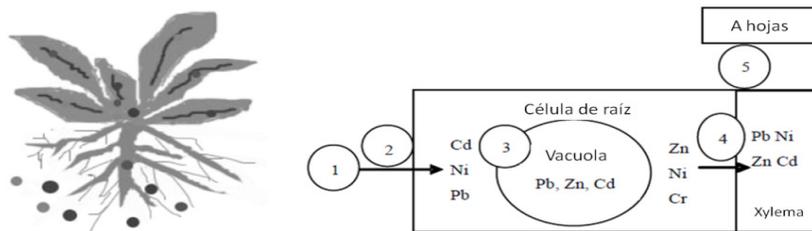


Figura 1. Transferencia de metales en plantas 1.- Un hierro metálico adsorbido a la superficie de la raíz; 2.- El metal biodisponible se mueve a través de la membrana celular en las células de la raíz; 3.- Una fracción del metal absorbido en las raíces es inmovilizado en la vacuola; 4.-Un metal libre intracelular cruza la membrana celular de la raíz al tejido vascular (xilema); 5.- El metal es traslocado de la raíz al tallo y tejidos aéreos.

La fitorremediación puede presentarse de diferentes maneras: fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización y fitovolatilización. La fitoextracción es el proceso por el que las plantas se usan para concentrar contaminantes del suelo en las raíces y tallo de la planta; rizofiltración es el uso de las raíces de la planta para absorber, concentrar o precipitar metales presentes en efluentes; y la fitoestabilización es el uso de plantas para reducir la movilidad de metales pesados a través de la adsorción y precipitación para reducir su biodisponibilidad; en el proceso se consigue la absorción y liberación a la atmósfera de materiales volátiles tales como compuestos arseniosos o mercurícos (Jing *et al.*, 2006).

La planta ideal para la fitoextracción debe crecer rápido, producir gran cantidad de biomasa, y ser capaz de tolerar y acumular grandes concentraciones de metales en las hojas (Jing *et al.*, 2006). Para identificar poblaciones de plantas con la habilidad de acumular metales pesados, Cojocarú y colaboradores en el 2016 probaron 300 colecciones de especies de plantas en hidroponía por 4 semanas, teniendo niveles moderados de Cd, Cu y Zn. Los resultados sugieren que varias especies de *Brassica spp*, tales como *B. juncea* (L.) Czern, *B. napus* L. y *B. rapa* L.

exhiben moderadamente mejor acumulación de Zn y Cu (Cojocarú *et al.*, 2016). Hasta la fecha, más de 400 especies de plantas han sido identificadas como potenciales para la remediación de suelo y agua representando menos del 0.2% de todas las angiospermas. Entre ellas, *Thlaspi*, *Brassica*, *Sedum alfredii* H., y *Arabidopsis* se han estudiado con mayor detalle. El número de especies mundialmente encontradas que tienen la habilidad de acumular uno o más metales a una cantidad mayor a 1000 mg/kg de peso seco se enlista a continuación:

Número de especies de plantas que están reportadas que tienen capacidad de hiperacumulación (Concentración metálica >1000mg/kg)

Metales	Número de especies
As	04
Cd	01
Co	34
Cu	34
Pb	14
Ni	>320
Se	20

(Lone *et al.*, 2008)

Del mismo modo, se apuesta a que los continuos avances en biotecnología permitan mediante transferencia de genes, mejorar la capacidad acumuladora de metales, de especies cultivables de gran producción de biomasa, al transferirles genes responsables de una alta recolección metálica provenientes de plantas hiperacumuladoras que muchas veces son especies silvestres de baja producción de biomasa. Con ello se espera obtener plantas mejoradas con ambas características: Una alta acumulación metálica y una gran producción de biomasa para aumentar el rendimiento.

Existen hiperacumuladoras como las pertenecientes a la familia *Brassicaceae*, pero estos a pesar de su gran capacidad de acumulación de metales, presentan un crecimiento lento y baja biomasa cuando la concentración del metal disponible en suelo contaminado es muy alta. Una alternativa es usar plantas con una más baja acumulación de metales, pero mayores rangos de crecimiento, tales como la mostaza india (*Brassica juncea*); u otra alternativa es proveerlas con rizobacterias asociadas promotoras del crecimiento, las cuales son consideradas un componente importante en la tecnología de la fitorremediación. Se sabe que las poblaciones microbianas afectan la movilidad y disponibilidad de metales pesados a la planta a través de la liberación de agentes quelantes, acidificación, solubilización de fósforo y cambios redox (Jing *et al.*, 2006).

Algunas bacterias asociadas promotoras del crecimiento también pueden ejercer un efecto benéfico en el crecimiento y nutrición de la planta por medio de numerosos mecanismos como la fijación de N₂, producción de fitohormonas y sideróforos, y transformación de elementos nutritivos cuando son aplicados a la semilla o incorporados al suelo. El uso de rizobacterias con plantas podría aumentar la eficiencia de la fitorremediación, por ejemplo, Burd y colaboradores en 1998 en pruebas de campo observaron que el número de semillas germinadas de mostaza india en un suelo contaminado con níquel y su crecimiento incrementaron entre 50 y 100% por la adición de *K. ascorbata* SUD 165/26 una rizobacteria promotora del crecimiento, y Sousa y colaboradores en 1998 investigaron la fitorremediación de Selenio y Mercurio en humedales construidos y encontraron un incremento en la acumulación de dichos metales por rizobacterias en tejidos de plantas de humedales (Burd *et al.*, 1998; Sousa *et al.*, 1998).

Genes implicados en la protección de las plantas contra metales pesados

Desde hace algunos años se han estudiado los mecanismos de protección a metales pesados en las plantas y que puedan ser utilizados en el campo de la fitorremediación, por ejemplo, se ha demostrado que la proteína de unión acil-CoA ACBP1 de *Arabidopsis thaliana* es capaz de ligar plomo (Pb (II)). También se encontró que el Pb (II) induce además la transcripción del RNA mensajero (mRNA) traducible a la proteína ACBP1 y que en cepas de *Arabidopsis* en las que se indujo la sobreexpresión de este gen existe una mayor tolerancia y acumulación de Pb (II). Estos resultados sugieren que los inductores de la sobreexpresión de ACBP1 pudieran ser utilizados para aplicaciones en fitorremediación (Xiao & Chye, 2008).

Otra área de interés científico para la remoción de metales pesados con plantas son las fitoquelatinas (PC). En 1999, tres grupos separadamente identificaron genes codificadores de PC sintetasa: AtPCS1 (*Arabidopsis thaliana*), TaPCS1 (*Triticum aestivum*) y SpPCS (*Saccharomyces pombe*). Del análisis de la secuencia de aminoácidos se deduce que las proteínas de AtPCS1, TaPCS1 y SpPCS poseen una región N-terminal bien conservada, y una región C-terminal variable. La expresión de genes de cada una de las PC sintetasa permite a las levaduras regularmente deficientes de fitoquelatinas, sintetizar PCs y crecer a dosis letales de Cadmio (Hirata *et al.*, 2005).

En plantas superiores, se sugiere que la PC sintetasa es una enzima constitutiva y su gen no es inducido en respuesta a exposición de metales pesados; esto de acuerdo a estudios de AtPCS1 que indicaban que no había regulación transcripcional de AtPCS1 en respuesta a metales pesados como Cd, Zn o Cu, o a stress oxidativo, ácido jasmónico o ácido salicílico (Ha *et al.*, 1999; Vatamaniuk *et al.*, 2000; Cazalé & Clemens, 2001). Sin embargo, en otros estudios se ha reportado que en estados tempranos del crecimiento de las plantas en *Arabidopsis* tratadas con cadmio hay un incremento 2 veces mayor de mRNA de AtPCS1. Por lo tanto, parece que en órganos y estados de desarrollo específicos que requieren una fuerte defensa contra la exposición a metales tóxicos, la expresión del gen de la PC sintetasa puede estar regulada (Hirata *et al.*, 2005).

Además de la activación de la PC sintetasa por metales pesados, la síntesis de PC es regulada a nivel intracelular por glutatión (GSH). Es bien conocido que la síntesis de GSH es regulada por el estrés oxidativo. Un modelo propone que el cadmio induce la síntesis de PCs a partir de GSH. La síntesis de GSH activa la PC sintetasa y la producción de GSH se induce además por generación de radicales libres (Xiang & Oliver 1998).

El sitio N-terminal de la AtPCS1 es el responsable de la catálisis y no el C terminal, esto se demostró en una mutante de *Arabidopsis* que expresaba la proteína careciendo de este extremo. El extremo C terminal se propone más como un sensor. En este modelo, los residuos de cisteína transportan el metal unido al sitio de activación localizado en el dominio N terminal (Cobbett *et al.*, 1999). La AtPCS1 no es activada por metal libre, sino que se propone es activada por complejos de cadmio con el glutatión (Cd-GS₂). Estos complejos son usados también como sustrato para la síntesis de PC. Los tioles bloqueados en GSH son suficientes para inducir la síntesis de PC incluso en ausencia de iones metálicos (Vatamaniuk *et al.*, 2000).

Los organismos responden a metales pesados tóxicos usando variados sistemas de protección incluyendo transporte activo al exterior de la célula, compartimentalización y quelación. Las metalotioneinas y fitoquelatinas son sintetizadas inductivamente por exposición a metales pesados y son responsables de la detoxificación y acumulación de metales. Por lo

tanto, la expresión de MTs y PCs en plantas superiores para mejorar su tolerancia a metales pesados y su acumulación tiene un gran potencial para fitoremediación de metales pesados tóxicos de suelo y agua contaminados (Mejare & Bülow, 2001; Meagher *et al.*, 2000).

Se ha logrado un incremento significativo en la capacidad de acumulación de Cd en *E. coli* por expresión de MTs humana y de mamífero en la membrana externa (Jacobs *et al.*, 1989; Sousa *et al.*, 1998). Se ha observado un incremento en la tolerancia al Cd y una alterada distribución del mismo en plantas transgénicas que expresan MTs (Maiti *et al.*, 1989). No obstante, no se han podido lograr plantas capaces de acumular altos niveles de metales utilizables en la práctica (Hirata *et al.*, 2005).

Las PCs tienen una mayor capacidad de unir metales que las metalotioneínas por unidades de cisteína, con la desventaja de que el activador es Cd. Esto significa que la acumulación de PC suficiente para decodificación y acumulación de metales pesados tóxicos es inducida más efectivamente por activación por Cd que generalmente es tóxico. Se ha propuesto que la PC sintetasa de *Duniallella tertiolecta* puede solucionar este problema, debido a que esta enzima es intensamente activada por Zn. Otra ventaja es que su afinidad es menor por Zn y mayor por metales como Cd, Hg y As (Hirata *et al.*, 2005).

A través de transformación mediada por *Agrobacterium*, He y colaboradores en 2001 generaron plantas de tabaco transgénico cargado con el gen *merA* de *E. coli*, el cual es codificante de enzimas reductoras de mercurio. Las plantas transformadas expresables de la enzima ion reductasa mercúrica, mostraron ser resistentes al $HgCl_2$ a concentraciones hasta de 350 μM , mientras que las plantas no transformadas no sobreviven a concentraciones de tan solo 50 μM . A pesar de que *merA* confiere cierto nivel de resistencia al mercurio en estas plantas, la expresión de *merB* se requiere también en las plantas transgénicas con el fin de lograr mayores niveles de detoxificación de mercurio (Jube & Burthakur, 2007).

Los transportadores de metales de exporte son más selectivos que los de importe: por ejemplo, miembros de las familias de dominios asociados a metales pesados (HMA por sus siglas en inglés) exportan Zn y Cd exclusivamente. Trabajos recientes demuestran que miembros de esta familia (AhHMA4, AhMA3 y TchM4 propios de especies hiperacumuladoras como *Arabidopsis halleri* y *Thlaspi caerulescens* respectivamente) son capaces de conferir tolerancia al Cd y Zn al ser expresados en levaduras (DalCorso *et al.*, 2008).

Otro ejemplo es la transferencia de un solo gen involucrado en el transporte de metal, como HMA4, de *A. halleri* a *A. thaliana* el cual incrementa la sobrecarga al tallo en esta especie no acumuladora. Plantas sobreexpresando proteínas de transporte específicas (como miembros del grupo de transportadores de flujo tipo CDF) pueden adquirir mayor detoxificación y translocación de Cd-GS movilizándolo a las vacuolas. Plantas transgénicas de *Brassica juncea* diseñadas para producir más glutatión y fitoquelatinas, acumulan significativamente más Cd que el tipo silvestre. Plantas de *A. thaliana* y tabaco modificadas con la información del gen de MT, desarrollaron tolerancia y acumulación de Cd. También se ha mejorado la tolerancia y acumulación de Cd por sobreexpresión de γ -glutamilcisteína sintetasa, una enzima con un importante papel en el control de la síntesis de glutatión y por ende quelación metálica. Otro estudio reveló que la expresión del gen de AsPCS1 incrementa la tolerancia y acumulación al Cd y As en plantas de *B. juncea* y tabaco. Finalmente, se ha verificado también que un factor de transcripción bZIP aislado como expresor diferencial en respuesta a tratamiento con Cd en *B. juncea*, incrementa la acumulación y tolerancia al Cd en plantas transgénicas de *Arabidopsis* y tabaco (DalCorso *et al.*, 2008).

Existen ya con anterioridad también experimentos en los que se ha inducido en plantas la expresión de genes ajenos a las mismas. Varios ejemplos se enlistan a continuación:

Song y colaboradores en 2003 demostraron que una cepa de *Arabidopsis* transgénica que sobreexpresa el transportador vacuolar de *Saccharomyces* (YFC1), es tolerante a Pb(II) y Cd(II) y acumula estos metales pesados en tallo. También tabaco transgénico sobreexpresante del transportador de unión a calmodulina NtCBP4 fue hipersensible a Pb(II) a pesar de acumular el mismo metal. Transportadores del cassette de unión ATPasa de *Arabidopsis* (ABC), AtATM3, AtPDR12 y AtPDR8, confieren tolerancia a Pb(II) en plantas transgénicas, pero no son aplicables a fitorremediación, debido a que estas líneas transgénicas no acumulan el Pb(II), un prerrequisito para su eventual cosecha y disposición (Xiao & Chye, 2008).

CONCLUSIONES

A diferencia de los métodos tradicionales actuales, los procesos de bioremediación para detoxificación de ambientes contaminados con metales pesados prometen ser caminos económicos, seguros y efectivos. Aunado a su promisoría eficacia, se debe tomar en cuenta el desarrollo de la nueva biotecnología al momento de seleccionar al tipo de microorganismo o planta a utilizar, ya que muchas veces en el caso de los primeros, quienes responden mejor a altas concentraciones de metales son aquellos microorganismos que pueden presentar un peligro por su alta patogenicidad y en el caso de los segundos, algunas plantas hiperacumuladoras presentan una baja producción de biomasa lo que hace poco eficiente el proceso. Es por ello que la capacidad que confiere la nueva biotecnología de generar microorganismos menos riesgosos o plantas con mayor capacidad de producción de biomasa, acrecentarán aún más el promisorio futuro de la biotecnología ambiental enfocada a la bioremediación. Sin embargo, entre los retos más importantes para este campo se encuentra la oportunidad para escalar los procesos y la inmovilización de los sistemas para favorecer la reutilización y confinamiento bioseguro de los organismos remediadores. La formación de equipos multidisciplinarios permitirá con toda seguridad abordar con éxito estos retos en los años venideros.

REFERENCIAS

Burd GI, Dixon DG, Glick BR. (1998). A plant growth-promoting bacterium that decreases nickel toxicity in seedlings. *Applied Environmental Microbiology*. 64(10):3663-8.

Cazalé AC. & Clemens S. (2001). *Arabidopsis thaliana* expresses a second functional phytochelatin synthase. *FEBS Letter*. 507(2):215-9.

Cobbett CS. (1999). A family of phytochelatin synthase genes from plant, fungal and animal species. *Trends in Plant Science*. 4(9):335-7.

Cojocar P., Gusiatin ZM., Cretescu I. (2016). Phytoextraction of cadmium and zinc as single or mixed pollutants from soil by rape (*Brassica napus*). *Environmental Science and Pollution Research*. 23(11):10693-701.

Cols N., Roepstorff K., Gonzalez-Duarte R., Atrian S. (2001). Secretion of mouse-metallothionein by engineered *Escherichia coli* cells in metal-enriched culture media. *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology*. Oct;3(4):507-12.

Coyle P., Philcox JC., Rofe AM. (2002). Metallothionein: the multipurpose protein. *Cell Molecular Life Science*. Apr;59(4):627-47.

DalCorso G., Farinati S., Maistri S., Furini A. (2008). How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50 (10): 1268–1280.

Ghoshal K., Jacob ST. (2001). Regulation of metallothionein gene expression. *Progress in Nucleic Acid Research and Molecular Biology*. 66:357-84.

Ha SB., Smith AP., Howden R., Dietrich WM., Bugg S., O'Connell MJ., Goldsbrough PB., Cobbett CS. (1999). Phytochelatin synthase genes from *Arabidopsis* and the yeast *Schyzosaccharomyces pombe*. *Plant Cell*, 11(6):1153-64.

Hirata K., Tsuji N., Miyamoto K. (2005). Biosynthetic regulation of phytochelatin, heavy metal-binding peptides. *Journal of Bioscience and Bioengineering* Vol. 100(6):593-599.

Jacobs FA., Romeyer FM., Beauchemin M., Brousseau R. (1989). Human metallothionein-II is synthesized as a stable membrane-localized fusion protein in *Escherichia coli*. *Gene*, 83(1):95-103.

Jing YD., He ZL., Yang XE. (2006). Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Zhejiang University Science B*, 8(3):192-207.

Jube S. & Borthakur D. (2007). Expression of bacterial genes in transgenic tobacco: methods, applications and future prospects. *Electron J Biotechnol*; 10(3): 452–467.

Leitão Ana Lucia. (2009). Potential of *Penicillium* species in the bioremediation field. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 6, 1393-1417.

Li H., Cong Y., Lin J., Chang Y. (2015). Enhanced tolerance and accumulation of heavy metals ions by engineered *Escherichia coli* expressing *Pyrus calleryana* phytochelatin synthase. *Journal of Basic Microbiology*. 55(3):398-405.

Li X., Lu W., Yin S., Li L. (2000). Effects of the expression of mouse metallothionein-I gene in human HeLa cell line on drug resistance. *Wei Sheng Yan Jiu*. Jul;29(4):199-201.

Liu Y., Jiang GQ., Ru BG., Xu ZL., Guo JH. (2002). Quantification of metallothionein induced with selenium by using competitive ELISA. *Sheng Wu Hua Xue Tu Sheng Wu Wu Li Xue Bao (Shanghai)*. Mar;34(2):245-7.

Lone MI., He Z., Stoffella P.J., Yang X. (2008). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University Science B*, 9(3):210-20.

Lu Y., Yeung N., Sieracki N., Marshall NM. (2009). Design of functional metalloproteins. *Nature* 460(7257): 855–862.

Luckey, TD. & Venugopal, B. (1977). Metal Toxicity in mammals, In: *Physiological and Chemical Basis for metal Toxicity*, Volume 1. Plenum Press, New York and London.

Maiti IB., Wagner GJ., Yeargan R., Hunt AG. (1989). Inheritance and expression of the mouse metallothionein gene in tobacco – impact on Cd tolerance and tissue Cd distribution in seedlings. *Plant physiology*. 91(3):1020-4.

Meagher RB. (2000). Phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *Current Opinion in Plant Biology*. 3(2):153-162.

Medrano Roldán H., Galán Wong LJ. (2000). *Biotechnología de minerales*. Primera edición. Impreso en México. ISBN 968-5184-04-6.

Mejárez M. & Bülow, L. (2001). Metal-binding proteins and peptides in bioremediation and phytoremediation of heavy metals. *Trends in Biotechnology*. 19(2):67-73.

Ramírez-González LH. (2018). *Transformación de organismos vegetales con metaloproteínas y su potencial aplicación en la fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados*. Tesis de Doctorado en ciencias con acentuación en Biotechnología, Universidad Autónoma de Nuevo León, México.

Ren L., Shi D., Dai J., Ru B. (1998). Expression of the mouse metallothionein-I gene conferring cadmium resistance in a transgenic *Cyanobacterium*. *FEMS Microbiology Letters*. Jan 1;158(1):127-32.

Ruiz ON., & Daniell H. (2009). Genetic engineering to enhance mercury phytoremediation. *Current Opinion in Biotechnology*. 20(2): 213–219.

Sato M., Kondoh M. (2002). Recent studies on metallothionein: protection against toxicity of heavy metals and oxygen free radicals. *Tohoku Journal of Experimental Medicine*. Jan;196(1):9-22.

Sogawa N., Sogawa CA., Oda N., Fujioka T., Onodera K., Furuta H. (2000). Induction of metallothionein mRNA expression in the mouse liver after cadmium injection as measured by the reverse transcriptase-polymerase chain reaction method. *Methods and Findings in Experimental and Clinical Pharmacology*. Nov;22(9):663-6.

Sousa C., Kotrba P., Ruml T., Cebolla A., De Lorenzo V. (1998). Metalloidsorption by *Escherichia coli* cells displaying yeast and mammalian metallothioneins anchored to the outer membrane protein LamB. *Journal of Bacteriology*. 180(9):2280-4.

Suzuki KT. (1996). Structure and function of metallothionein. *Nippon Rinsho*. Jan;54(1):33-9.

Tandon SK., Singh S., Prasad S., Mathur N. (2001). Hepatic and renal metallothionein induction by an oral equimolar dose of zinc, cadmium or mercury in mice. *Food Chemistry and Toxicology*. Jun;39(6):571-7.

Theocharis SE., Margeli AP., Koutselinis A. *International Journal of Biological Markers*. (2003). Metallothionein: a multifunctional protein from toxicity to cancer. 18(3):162-9.

Valls M., Atrian S., de Lorenzo V., Fernandez LA. (2000). Engineering a mouse metallothionein on the cell surface of *Ralstonia eutropha* CH34 for immobilization of heavy metals in soil. *Nature Biotechnology*. Jun;18(6):661-5.

Valls M., de Lorenzo V., Gonzalez-Duarte R., Atrian S. (2000). Engineering outer-membrane proteins in *Pseudomonas putida* for enhanced heavy-metal bioadsorption. *Journal of Inorganic Biochemistry*. Apr;79(1-4):219-23.

Vatamaniuk OK., Mari S., Lu YP., Rea PA. (2000). Mechanism of heavy metal ion activation of phytochelatin (PC) synthase: blocked thiols are sufficient for PC synthase-catalyzed transpeptidation of glutathione and related thiol peptides. *Journal of Biological Chemistry*. 275(40):31451-9.

Volesky, B. (2007). Biosorption and me. *Water Research*. 41(18):4017-4029.

Xiang C. & Oliver DJ. (1998). Glutathione metabolic genes coordinately respond to heavy metals and jasmonic acid in *Arabidopsis*. *Plant Cell*, 10(9):1539-50.

Xiao S. & Chye ML. (2008). *Arabidopsis* ACBP1 overexpressors are Pb(II)-tolerant and accumulate Pb(II). *Plant Signaling & Behavior* 3(9):693-694.

Xiaomin G., Danlian H., Yunguo L., Zhiwei P., Guangming Z., Piao X., Min C., Rongzhong W., Jia W. (2017). Remediation of contaminated soils by biotechnology with nanomaterials: bio-behavior, applications, and perspectives. *Critical Reviews in Biotechnology*, Sep 13:1-14.

Caracterización de cenizas para la remoción de CO₂.

Rosa-Hilda Chávez

Departamento Estudios del Ambiente
Gerencia de Ciencias Ambientales
Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares

Roberto-Isaac Juárez-Vázquez

Ingeniería en Biotecnología
Universidad Politécnica del Valle de Toluca

Javier Guadarrama

Maestría en Agroindustria Rural, Desarrollo Territorial y Turismo, Agroalimentario
Universidad Autónoma del Estado de México

RESUMEN

Este trabajo evalúa las cenizas generadas del proceso de combustión de madera y de carbón de la Central Termoeléctrica Presidente Plutarco Elías Calles en Petacalco, Guerrero, con el fin de determinar su viabilidad en el proceso de purificación de biogás. El biogás es un hidrocarburo con posibilidades de uso como combustible en motores de combustión interna y generar energía eléctrica. Para ello, el biogás debe pasar previamente por un proceso de purificación para eliminar distintas impurezas como el dióxido de carbono (CO₂) y ácido sulfhídrico (H₂S), los cuales tienen propiedades corrosivas que afectan a los motores de combustión, además de ser nocivos para el medio ambiente, y en consecuencia un impacto negativo en la salud humana.

La ceniza se encuentra constituida por partículas de morfología y propiedades químicas variadas, es por ello que se caracterizaron por diferentes técnicas analíticas como la Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) y Difracción de Rayos X (DRX). Previo al análisis, se seleccionó un conjunto de tamices para clasificarlas en función del tamaño de partícula. Se evaluaron cuatro tipos diferentes de cenizas: una generada por la combustión de madera (cenizas de madera) y tres más de la Termoeléctrica de Petacalco generadas por la combustión de carbón (cenizas volantes húmedas, cenizas volantes secas, cenizas de fondo secas).

INTRODUCCIÓN

En años recientes, el incremento del precio de los combustibles fósiles y la demanda de energía, han conducido al manejo de políticas gubernamentales y desarrollo sustentable a través del cual se promueve la investigación sobre el manejo y disposición adecuada de energías alternativas renovables, entre las cuales está el biogás (Kropač, et al., 2013).

En México se producen cada día más de 100 mil toneladas de basura doméstica, equivalente a 37 millones de toneladas anuales de residuos sólidos urbanos (RSU) vertidos cada año en rellenos sanitarios, basurales o vertederos (Greenpeace, 2015), esto posiciona a México en el décimo lugar en el mundo. Sólo el 53% de ella se dispone en rellenos sanitarios y tiraderos controlados, debido a que se carece de infraestructura moderna y adecuada para la separación, recolección, transporte, tratamiento, reciclaje y disposición final segura de residuos municipales (Moctezuma, 2012).

La generación de RSU se ha incrementado notablemente en los últimos años; tan sólo entre 2003 y 2011 creció 25%, como resultado principalmente del crecimiento urbano, el desarrollo industrial, las modificaciones tecnológicas, el gasto de la población y el cambio en los patrones de consumo. La generación total de RSU, en el país difiere de manera importante a nivel geográfico. Si se considera la regionalización de la SEDESOL para el análisis de la generación de residuos, en 2011 la región Centro contribuyó con el 51% de la generación total en el país, seguida por la región Frontera Norte (16%) y la Ciudad de México (12%). De 1997 y 2011 las regiones que más incrementaron su generación fueron: Frontera Norte (20.7%), Centro (49%), Sur (44%) y la Ciudad de México (19%). La única región que mostró una reducción en ese período fue la Norte (27%), que pasó de 6 a 4.4 millones de toneladas en el mismo periodo (INEGI, 2015). La gestión de los residuos se ha centrado en un único aspecto: su eliminación a través de tiraderos, rellenos sanitarios e incineradores, escondiendo el problema sin resolverlo, generando graves impactos ambientales y daños en la salud de las personas, además de impactos paisajísticos. Una vez depositados en los rellenos, los residuos se descomponen, emitiendo varios compuestos químicos; el proceso de acidificación resultante de la degradación

biológica, provoca la migración de sustancias peligrosas. Estos métodos de disposición de la basura ocasionan contaminación ambiental en aire, suelos y agua (Aguilar-Virgen et al., 2009; 2011).

El biogás generado en los rellenos sanitarios está principalmente integrado por metano (CH_4) (40-70%) y dióxido de carbono (30-60%) (Savery y Cruzon, 1972), éste último considerado como un compuesto indeseable, y otros de menor grado como: oxígeno y nitrógeno (0.1-0.5%) (Fujino et al., 2005), sulfuro de hidrogeno y otros compuestos de azufre, siloxanos, compuestos aromáticos y compuestos clorados orgánicos volátiles halogenados (Ravena y Gregersen, 2007). La presencia de estos compuestos influye en el valor calórico del biogás (Budzianowski et al., 2016), problemas de abrasión y corrosión causados durante su aplicación en motores de combustión interna, microturbinas y pilas de combustible con el fin de generar energía (Rasi et al., 2007).

La mitigación del cambio climático requiere tecnologías energéticas con emisiones de CO_2 bajas. Capturar el CO_2 de grandes fuentes estacionarias y almacenarlo permanentemente en formaciones geológicas adecuadas, puede ser una de las opciones principales para la mitigación del cambio climático. La exploración y desarrollo de algunos sistemas alternativos para la captura de CO_2 se basan en el ciclo de carbonatación/calcinación, que se utiliza para separar el CO_2 a alta temperatura utilizando las reacciones reversibles (Incar, 2015): $\text{CaO} + \text{CO}_2 = \text{CaCO}_3$.

Existen estudios que señalan el uso de cenizas generadas por la incineración de RSU para purificar el biogás (Rendek et al., 2006), ya que contienen un alto porcentaje de CaO . La incineración de RSU está restringida en la República Mexicana, debido a que la incineración de residuos sólidos municipales no está permitida (NOM-098-semarnat-2002, NOM-052-SEMARNAT-2005). Sin embargo, es posible usar cenizas provenientes de las plantas de energía. Tal es el caso de las cenizas generadas por las centrales termoeléctricas, que si bien no son consideradas como residuos peligrosos, su problemática está asociada al volumen de generación. En México la termoeléctrica de Petacalco es una de las más contaminantes del país por la emisión de grandes cantidades de dióxido de carbono. Tan solo en el año 2015 esta central adquirió 390,000 toneladas de carbón mineral (CFE, 2015), con un costo de alrededor de \$532,000,000.00. Con esto se generaron 15,927.249 MWh de energía eléctrica y 12,757.000 toneladas de CO_2 , que fueron emitidas al ambiente (Petacalco, 2015).

Al remover el CO_2 (30-45% aproximadamente) del biogás a través de cenizas, no solo se reduce el impacto al medio ambiente como gas efecto invernadero (Fujino et al., 2005) sino que también se da un uso a las cenizas y a la calcita generada como subproducto por reacción química en el proceso de carbonatación, este proceso permite así inmovilizar metales pesados tales como Cd, Cr, Pb o Zn, que quedan ocluidos en la calcita. Al término del proceso, las cenizas adquieren un valor importante en la industria de la construcción ya que pueden ser utilizadas como material agregado a los concretos (Weber et al., 2012).

Para mitigar el fenómeno de emisión del CO_2 , los gobiernos y organismos internacionales, así como universidades, están realizando numerosos esfuerzos multidisciplinarios, entre ellos, la Iniciativa Global del Metano (Global Methano, 2015a; 2015b). Su objetivo es impulsar el aprovechamiento del gas metano en cuatro sectores (agrícola, minero de carbón, rellenos sanitarios y sistemas de petróleo y gas) para reducir las emisiones de metano (que contabiliza el 16% de los gases de efecto invernadero emitidos por actividades humanas), mejorar la calidad del aire, promover el crecimiento económico mediante la generación de energía usando el gas metano y fortalecer la seguridad energética (Global Methane, 2015a).

Los rellenos sanitarios están compuestos por aproximadamente 50% de metano, un producto gaseoso generado de manera natural por la descomposición de materia orgánica. El metano juega un rol importante en el calentamiento global derivado del incremento de las actividades humanas en el planeta. La concentración global atmosférica de metano aumentó de 715 partes por billón (ppb) a 1,760 ppb en los noventa y 1,774 ppb en el 2007 aproximadamente (150% de incremento). La emisión de metano estimada para el 2020 será del 23% (Cambio Climático, 2007).

El aprovechamiento del gas metano generado por los rellenos sanitarios, muestra avances limitados, principalmente en países emergentes como México, por lo que la oportunidad para aprovechar este gas es enorme; ya que el metano producido por los rellenos sanitarios puede ser purificado e inyectado en las redes de tuberías de gas natural o ser usado para generar electricidad (CTA, 2011) mediante turbinas y otras tecnologías, con múltiples beneficios económicos, ambientales y de salud pública (Chai et al., 2016).

El objetivo general del presente trabajo es caracterizar las cenizas provenientes de la Termoeléctrica Plutarco Elías Calles en Petacalco, Guerrero, que son generadas por la combustión de carbón para producir energía eléctrica y las cenizas de madera por la combustión de biomasa forestal, y determinar su viabilidad como material adsorbente de impurezas del biogás.

ANTECEDENTES

Todas las formas de generación de electricidad, a gran escala, afectan de alguna manera al ambiente. La mayor parte de las emisiones de contaminantes atmosféricos del sector energético proceden de las centrales que utilizan carbón o petróleo como combustible; no obstante, las plantas que operan a base de gas natural emiten una gran cantidad de NO_x precursor de ozono, partículas suspendidas finas (PM_{2.5}), y de bióxido de carbono, gas de efecto invernadero (Zuk et al., 2006a). En general, la emisión de partículas por la quema de combustibles pesados en la producción de energía eléctrica depende si se llevó una combustión completa y del contenido de ceniza en el combustible (Engineeringtoolbox, 2016). En el caso del combustóleo, el contenido de azufre es determinante para la emisión de partículas; el alto contenido de azufre se relaciona con mayor viscosidad y contenido de cenizas, lo que dificulta la atomización del combustible, provocando una combustión incompleta (Zuk et al., 2006b).

Mecanismos de generación de cenizas

Los componentes de la ceniza inherentes se encuentran distribuidos de manera homogénea en el combustible y reaccionan químicamente durante la combustión. Una fracción de los compuestos que forman estas cenizas es volatilizada y pasan a formar parte de la fase gaseosa. La cantidad que se volatiliza depende de las características del combustible, de la atmósfera alrededor de la partícula, y de cómo se lleve a cabo la quema, es decir, la alta temperatura de combustión y la atmósfera reductora favoreciendo la volatilización de elementos relevantes al medio ambiente, como los metales pesados (Zn, Pb, Cd) (Obernberger et al., 1998). Estos componentes inorgánicos contenidos en la madera o el carbón pueden adoptar tres formas: distribuidos uniformemente en el combustible orgánico como en granos de componentes inorgánicos, en las partículas de combustible y como material foráneo traído por el combustible en su proceso. Durante el proceso de combustión, el balance de la fracción inorgánica que

formará parte de la ceniza, sufre una serie de transformaciones tanto físicas como químicas simultáneamente, resultado de los procesos de segregación, vaporización, precipitación, nucleación y coalescencia con un variado espectro en cuanto al tamaño, forma y composición de la ceniza, consecuencia de la composición química del combustible, la temperatura de combustión y el tiempo de residencia (Baxter et al., 1998).

Las centrales termoeléctricas utilizan dos sistemas de combustión del carbón: carbón pulverizado (método convencional) y combustión en lecho fluidizado. En la Central de Petacalco, el carbón previo a su combustión es pulverizado en molinos y posteriormente se inyecta dentro del horno mediante una corriente de aire caliente y en suspensión (método convencional), se quema a $1500 \pm 200^\circ\text{C}$, por encima del punto de fusión de la mayoría de los minerales presentes (Fernández Diez, 2015). La combustión en lecho fluidizado consiste en quemar el combustible junto con piedra caliza en un lecho que se mantiene suspendido por la acción de una corriente de aire. Con ello se logra retener el azufre contenido en el mineral, disminuyendo los óxidos de azufre (SO_x) en los gases de chimenea, los que al reaccionar con la cal son extraídos principalmente con la escoria (Cedex, 2011). Durante este proceso, las partículas inorgánicas no sufren una combustión completa, y se produce el material particulado (Fernandez-Diez, 2015). Las reacciones que se originan, dependen no solamente de la temperatura sino también del tipo de carbón (Martinez, 2016), finura del molido, entre otros factores. Los principales residuos sólidos que se generan en este tipo de combustión en cuanto a volumen, corresponden a las cenizas que pueden ser de dos tipos: a) cenizas volantes, b) cenizas de fondo (CFI, 2008). Las cenizas resultantes de la combustión en lecho fluido suelen contener partículas de menor tamaño que difieren de las provenientes de la combustión de carbón pulverizado. La composición química también es diferente, puesto que el agregado de caliza para extraer el azufre aporta contenidos adicionales de CaO , MgO , CaSO_4 y CaCO_3 . Por lo tanto, los componentes principales son: yeso (CaSO_4), cal (CaO), sílice (SiO_2) y óxidos de hierro y magnesio. La presencia de CaO libre produce lixiviados fuertemente alcalinos y la mayor parte de sus componentes no funden a las temperaturas de trabajo, que son menores (800 a 900°C) a las convencionales (1500 a 1900°C) (Botha, 2004). Las cenizas volantes constituyen aproximadamente 60% del total generado en este tipo de centrales, éstas se obtienen por precipitación electrostática o mecánica del polvo suspendido en los gases de la combustión (Conama, 2009), las cenizas de fondo o escoria aproximadamente 40%, caen al fondo de la chimenea por gravedad y se diferencian de las primeras por el tamaño de partícula. Las cenizas de fondo son las que se acumulan en la parte inferior de la caldera, conteniendo escoria y partículas más gruesas y pesadas (EPA, 1997; CFE, 2015).

Las cenizas de madera presentan contenidos importantes de diferentes nutrientes como K, P, Mg y Ca, los cuales se encuentran en formas relativamente solubles (Someshwar, 1996). Algunos de estos elementos, se encuentran como óxidos, hidróxidos y carbonatos, por lo que el material presenta un fuerte carácter alcalino (Etiégni et al., 1991). Estas cenizas presentan, en general, concentraciones muy bajas de metales pesados, extraídos con electrofiltro (Someshwar, 1996). Todas estas características hacen que la mayor parte de las cenizas que se generan se apliquen a suelos agrícolas o forestales para mejorar sus propiedades (Vance, 1996). Las cenizas se emplean en suelos forestales de carácter ácido puesto que cantidades moderadas de estas cenizas devuelven a los suelos agrícolas buena parte de los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento forestal. En algunos casos, esta práctica se ha empleado para reducir las deficiencias de P, Ca y Mg que presentan frecuentemente las plantaciones forestales desarrolladas sobre suelos ácidos (Ferm, 1992).

Según la composición química y teniendo en cuenta el carbón del cual proceden, las cenizas volantes, se clasifican en (Caballero, Médico, 2013):

Cenizas silicoaluminosas, denominadas también puzolánicas no activas, con contenidos de CaO <15 % (correspondiente a la clase F). Los óxidos más importantes son SiO₂, Al₂O₃ y los óxidos férrico-ferroso (Fe₂O₃, Fe₃O₄). El pH es básico y puede ser superior a 10 (Varela y Moreno, 1983). Las cenizas sulfocálcicas con altos contenidos de CaO > del 15 % (Correspondiente a clase C de ASTM), se llaman hidráulicas o activas (Varela y Moreno, 1983; Molina, 2008). Estas características las hacen valiosas para distintas aplicaciones industriales.

Generalidades del biogás

El biogás se produce mediante un proceso de degradación de la materia orgánica bajo condiciones anaeróbicas, o sea en ausencia de oxígeno. La digestión anaeróbica es producto de la acción de bacterias, las cuales se denominan metanogénicas, y degradan la materia, liberando metano en el proceso. Dichas bacterias metanogénicas son el último eslabón de una cadena de microorganismos encargados de degradar las materias orgánicas y devolver los productos descompuestos al medio ambiente. De esta forma, el biogás es generado como una fuente de energía renovable. La producción de biogás es un modo útil de tratar residuos biodegradables y a su vez utilizarlo para diversas aplicaciones como la producción de energía eléctrica mediante turbinas o plantas generadoras a gas, en hornos para el calentamiento, en diversos procesos industriales, en estufas para la cocción de alimentos, calderas, o cualquier sistema de combustión a gas que previamente han sido adaptados para tal efecto. En el mundo, se liberan anualmente entre 590-880 millones de toneladas de metano al medio ambiente en el mundo debido a la actividad microbiológica (Xiaoli, 2016). Cerca del 90% de metano emitido se deriva de fuentes biológicas por la descomposición de biomasa (ICAITI, 1983a). El biogás es un combustible formado en su mayoría por CH₄ y por CO₂, y de pequeñas cantidades de hidrógeno, nitrógeno, oxígeno, monóxido de carbono, y trazas de sulfuro de hidrógeno H₂S (**Tabla 1**), el cual le proporciona un olor característico al azufre. La llama producida por el biogás, al ser quemado, es de color azul pálido, casi invisible a la luz del día; siendo su poder calorífico cercano a 5342 kilocalorías/m³ (biomasa (ICAITI, 1983b).

Tabla 1. Composición del biogás generado de diversas fuentes

Gases	Desecho agrícola	Lodos cloacales	Desechos industriales	Rellenos sanitarios	Propiedades
Metano	50-80%	50-80%	50-70%	45-65%	Combustible
CO ₂	30-50%	20-50%	30-50%	34-50%	Acido, asfixiante
Vapor de Agua	Saturación	Saturación	Saturación	Saturación	Corrosivo
Hidrógeno	0-2%	0-5%	0-2%	0-1%	Combustible
H ₂ S	100-7000ppm	0-1%	0-8%	0,5-100ppm	Corrosivo, olor, tóxico
Amoniaco	Trazas	Trazas	Trazas	Trazas	Corrosivo
CO	0-1%	0-1%	0-1%	Trazas	Tóxico
Nitrógeno	0-1%	0-3%	0-1%	0-20%	Inerte
Oxígeno	0-1%	0-1%	0-1%	0-5%	Corrosivo
Orgánicos	Trazas	Trazas	Trazas	5ppm	Corrosivos, olores

Gases de efecto invernadero

Los gases de efecto invernadero (GEI) son aquellos que atrapan el calor en la atmósfera, permitiendo que la temperatura promedio de la Tierra sea de aproximadamente 15 °C. Sin este efecto invernadero natural, la temperatura ambiente promedio sería alrededor de 33 °C menor a la actual, lo que haría imposible la mayor parte de la vida que conocemos (CEC, 2015). Algunos de estos gases, como CO₂, CH₄ y óxido nitroso (N₂O), se emiten a la atmósfera mediante procesos tanto naturales como antropogénicos, mientras que otros, como los clorofluorocarbonos (CFC), son productos exclusivos de las actividades industriales. Los principales gases de efecto invernadero emitidos por las actividades humanas, en particular por la quema de combustibles fósiles, son precisamente el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso.

Fuentes emisoras de metano

El metano es el segundo GEI más abundante después del CO₂, es responsable del 14 % de las emisiones a nivel mundial. Aunque el metano es emitido en la atmósfera en cantidades más pequeñas que el CO₂, su potencial para el calentamiento global, la capacidad del gas para atrapar el calor en la atmósfera, es 25 veces mayor. Por consiguiente, las emisiones de metano actualmente contribuyen en más de un tercio del calentamiento antropogénico actual. Se estimó que las emisiones antropogénicas mundiales de metano en 2010 fueron equivalentes a 6,875 millones de toneladas métricas de CO₂ (EPA, 2015). Aproximadamente el 50 % de estas emisiones provinieron de cinco fuentes identificadas por la Iniciativa Global de Metano (GMI): agricultura, minas de carbón, vertederos, sistemas de petróleo, gas natural y aguas de desecho. Los países socios de la GMI representan aproximadamente el 70% de las emisiones antropogénicas mundiales de metano estimadas, y entre ellos se encuentran incluidos los 10 países con más emisiones de metano (Global Methane, 2015b). Las fuentes principales de emisiones de metano en los países socios y las oportunidades de proyectos asociadas varían enormemente, por lo tanto, las oportunidades de captación y uso de metano en cada país también varían: Cultivo de arroz 10%, fermentación entérica 29%, otras fuentes agrícolas 7%, aguas residuales 9%, petróleo y gas 20%, biomasa 3%, fuentes estacionarias y móviles 1%, agricultura (estiércol) 4%, minería de carbón 6%, rellenos sanitarios 11%.

METODOLOGÍA

Las cenizas generadas por la combustión de carbón y madera se encuentran constituidas por partículas de morfología y propiedades químicas diferentes. El análisis de las muestras fue mediante dos técnicas, Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) (Aboustait et al., 2016; Magdziarz et al., 2016) y Difracción de Rayos X (DRX) (Bhagath et al., 2016; Rompalski et al., 2016). Inicialmente, se seleccionaron diferentes tamices (**Tabla 2**) para clasificar las cenizas de madera en función del tamaño de partícula. Las cenizas provenientes de la Termoeléctrica fueron clasificadas en los grupos de acuerdo al tamaño de partícula y lugar de recolección. La **Tabla 3**, muestra la clasificación dada a las cenizas (Chavez y Guadarrama, 2014; 2015).

Tabla 2. Tamices empleados para las cenizas de madera

Malla	Calibre del alambre	Grueso del alambre (mm)	Abertura (mm)	% de apertura
20	27	0.41	0.86	46.2
40	32	0.25	0.38	36
60	36	0.18	0.229	37.5

Tabla 3. Clasificación dada a las cenizas analizadas de la Termoeléctrica de Petacalco

Muestra	Tipo de Muestra
Muestra 1	CSF-Cenizas Secas de Fondo.
Muestra 2	CSV-Cenizas Secas Volantes.
Muestra 3	CHV-Cenizas Húmedas Volantes.
Muestra 4	CM20-C. de Madera malla 20.
Muestra 5	CM40-C. de Madera malla 40.
Muestra 6	CM60-C. de Madera malla 60.

A continuación, se presentan los equipos analíticos utilizados y condiciones de operación:

1.- Microscopio Electrónico de Barrido JEOL JSM-5900LV. La muestra es colocada en un pequeño espacio, al cual se le hace vacío después de cerrada la puerta. Un haz delgado de electrones es producido en la parte superior del microscopio por medio del calentamiento de un filamento metálico (10-30 KV). El rayo de electrones primarios sigue un recorrido a través de la columna de vacío del microscopio, con el propósito, de evitar la dispersión de los electrones. El trayecto del haz de electrones es enseguida modificado por un conjunto de bobinas deflectoras que lo hacen recorrer la muestra punto por punto y a lo largo de líneas paralelas (barrido), y a su vez atraviesa las lentes condensadoras o electromagnéticas que le permiten ser reenfocado o centrado hacia la muestra (Javeriana, 2016). Posteriormente, el diámetro del haz de electrones puede ser modificado al pasar por las lentes objetivas que controlan la cantidad de electrones. Cuando los electrones primarios golpean la muestra, se emiten los electrones secundarios de la propia muestra. Estos electrones se extraen por un colector donde se aceleran y se dirigen al escintilador, donde la energía es convertida en puntos de mayor o de menor luminosidad (luz visible). Esta luz es dirigida a un amplificador donde se convierte en señal eléctrica, la cual pasa a una pantalla de observación donde la imagen se forma línea por línea y punto por punto (Dykstra, 1992). Para la caracterización de las cenizas, se utilizó un espectrómetro de dispersión de energía de rayos X marca EDS Oxford acoplado al equipo, con un voltaje máximo de aceleración de 20 kV, modo bajo vacío, usando ampliaciones de (a) 100X, (b) 1000X, (c) 2000X. En el (a) el análisis se realizó de manera general; en el (b) se realizó análisis de un conjunto de partículas y en el (c) se realizó el análisis de una sola partícula. Se obtuvieron imágenes de muestras de cenizas. Las posiciones y ampliaciones para el análisis de cada muestra corresponden al siguiente listado:

Central, amplificación 100X;

Lateral derecha, amplificación 1000X;

Lateral izquierda, amplificación 2000X.

La preparación de muestra para un MEB se distingue según el tipo de muestra que se quiere analizar. Si la muestra es orgánica no conductora, primero se limpia cuidadosamente y luego se aplica un recubrimiento metálico mediante la técnica del Sputtering, esto para que en la muestra haya desprendimiento de electrones y sean captados por los sensores. Para este caso de estudio, la muestra al ser inorgánica conductora, sólo requirió de una limpieza cuidadosa de la superficie de montura de aluminio. La muestra fue adherida con cinta de doble cara de aluminio.

2.- Difractómetro de rayos X D5000, marca SIEMENS. Este método se basa en una interacción entre los rayos-X y la materia cristalina que produce la difracción. Cuando la radiación incide sobre una estructura cristalina se produce la difracción del haz cuando se cumple la ley de Bragg ($n\lambda = 2d \sin \theta$) (Bermudez, 1981), y manteniendo la λ de la radiación incidente y n constantes se determina con variaciones en el espacio entre planos reticulares, o por el ángulo de difracción (Rodríguez-Gallego, 1982). La muestra se irradia con rayos X de una determinada longitud de onda y la muestra y el detector girarán simultáneamente cambiando el ángulo, a diferentes planos que se ajustan a la ley de Bragg y se produce la difracción (RPSQualitas, 2016). Para la caracterización con difracción de rayos X, las muestras de cenizas fueron reducidas a polvo fino en un crisol y colocadas en una montura circular de vidrio con diámetro de 5 cm, en un portamuestra de aluminio. El análisis se llevó a cabo con una línea de radiación Cu Ka ($\lambda=1.5418 \text{ \AA}$), diferencia de potencial de 35 kV y una densidad de corriente de 25 mA. El equipo se programó para realizar el análisis de la muestra en la parte central de la porta-muestra en un área aproximada de 2 cm^2 , durante un tiempo de 1 hora 54 minutos. En la (Tabla 4), se muestran las condiciones de operación del equipo para MEB y DRX.

Tabla 4. Condiciones de operación del Microscopio Electrónico de Barrido y del Difractómetro de Rayos X

Condiciones de trabajo	
MEB	DRX
Modo Lv	Ángulo $2\theta_i$: 4°
Voltaje: 20kv	Ángulo $2\theta_f$: 80°
WD: 10mm	Step size: 0.02
Señal: BEI	Step time: 1.8 s
Tiempo: 2 horas	Range time: 114 min
Presión: 1 torr= 133.322 Pa	Voltaje: 35 kV
Magnificación: 500-2000 X	Amperaje: 25 mA

Tratamiento térmico. La calcinación es el proceso de calentar una sustancia a temperatura elevada, para provocar la descomposición térmica o un cambio de estado en su constitución física o química. El proceso, que suele llevarse a cabo en largos hornos cilíndricos, tiene a menudo el efecto de volver frágiles las sustancias.

Los objetivos de la calcinación suelen ser: Eliminar el agua, presente como humedad absorbida, eliminar el dióxido de carbono o dióxido de azufre u otro compuesto orgánico

volátiles, para oxidar (calcinación oxidante) y para reducir (calcinación reductora) (Castells, 2012). Las reacciones de calcinación pueden incluir disociación térmica, incluyendo la destilación destructiva de los compuestos orgánicos, esto quiere decir, calentar un material rico en carbono en ausencia de aire u oxígeno, para producir sólidos, líquidos y gases (Textoscientíficos, 2007).

Para la calcinación de las cenizas, se llevó a cabo un tratamiento térmico, el cual consistió en dividir las muestras de cenizas en dos partes. Una porción de cada muestra fue colocada en un crisol de porcelana y calcinada a 960°C durante 24 horas en una Mufla Modelo Fe-340.

RESULTADOS

Caracterización de cenizas en función de su tamaño

Con el objetivo de determinar la composición elemental de las muestras obtenidas del proceso de tamizado, se seleccionaron las mallas 20, 40 y 60, realizando un análisis de cada muestra en ampliación 100X.

Las **Figuras 1, 2, 3** muestran las micrografías de microscopía electrónica de barrido (MEB) para cenizas de madera (a) CM20, (b) CM40, (c) CM60 y cenizas de carbón (d) CSF, (e) CSV, (f) CHV con ampliación de 100X. El análisis químico se aplicó de forma general en toda el área que se muestra en cada imagen.

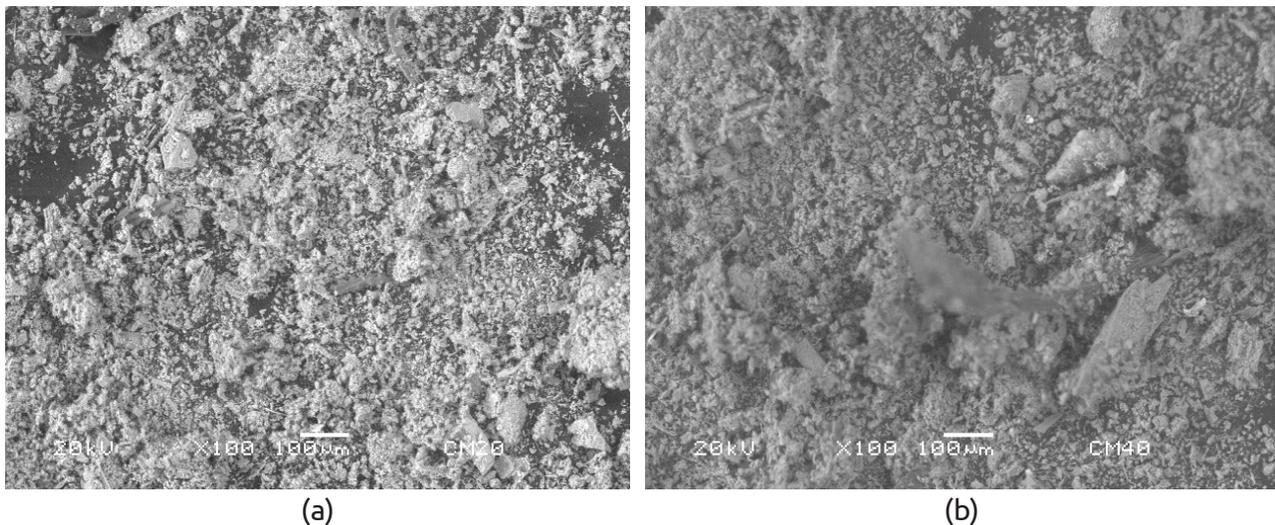


Figura 1. Micrografías de cenizas de madera con tamaño de partícula superior a 0.8410 mm M20 (a), 0.4200 mm M40 (b), se encuentra constituida fundamentalmente por partículas de aspecto irregular, y opacas, de estructura corta y delgada

Composición elemental de CM20 (a) corresponde a: carbono (31.208%), oxígeno (36.027%), sodio (0.276%), magnesio (1.590%), aluminio (1.468%), silicio (3.230%), fósforo (0.622%), azufre (0.410%), cloro (0.166%), potasio (5.259%), calcio (18.883%), titanio (0.203%) y hierro (0.652%).

Composición elemental de CM40 **(b)** corresponde a: carbono (25.591%), oxígeno (36.733%), sodio (0.336%), magnesio (1.792%), aluminio (1.605%), silicio (2.732%), fósforo (0.627%), azufre (0.506%), cloro (0.193%), potasio (5.817%), calcio (22.949%), titanio (0.223%) y hierro (0.888%).

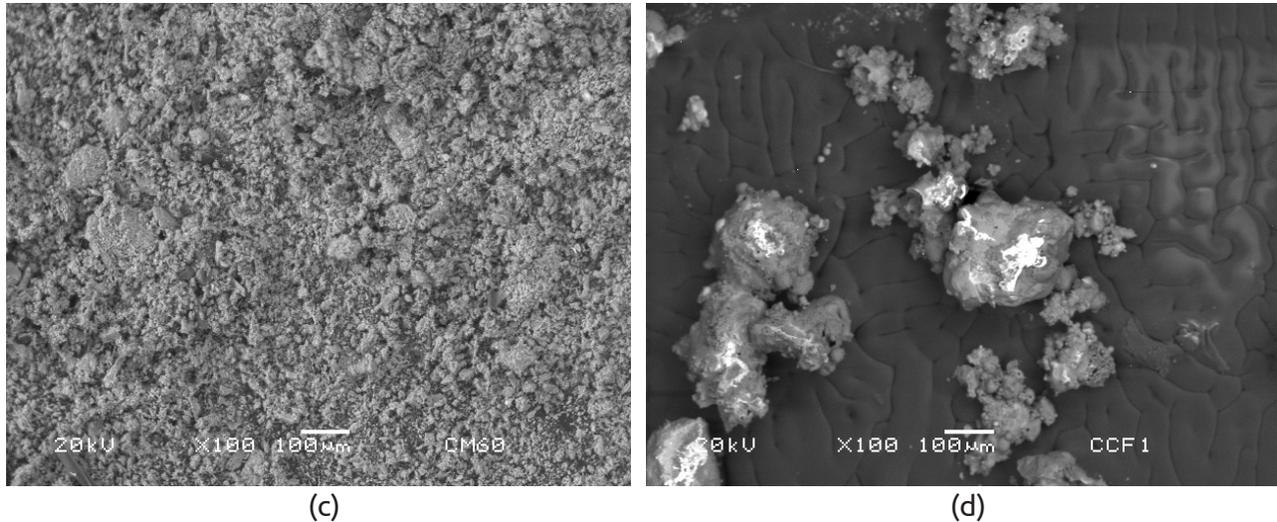


Figura 2. Micrografías de ceniza M60 con tamaño de partícula de 0.2500 mm (c), CSF con tamaños que van de los 200-50 μm (d)

Composición elemental de CM60 **(c)** corresponde a: carbono (16.543%), oxígeno (39.280%), sodio (0.284%), magnesio (1.366%), aluminio (0.949%), silicio (2.758%), fósforo (0.527%), azufre (0.444%), cloro (0.120%), potasio (3.879%), calcio (33.160%), titanio (0.142%) y hierro (0.542%).

Composición elemental de CSF **(d)** corresponde a: carbono (23.290%), oxígeno (46.362%), sodio (0.319%), magnesio (0.595%), aluminio (3.590%), silicio (22.000%), azufre (0.056%), potasio (0.352%), calcio (1.870%), titanio (0.204%) y hierro (1.356%).

Composición elemental de CSV **(e)** corresponde a: carbono (23.872%), oxígeno (37.489%), sodio (0.477%), magnesio (0.559%), aluminio (8.186%), silicio (19.077%), azufre (0.257%), potasio (1.260%), calcio (3.386%), titanio (0.874%) y hierro (4.558%).

Composición elemental de CHV **(f)** corresponde a: carbono (28.251%), oxígeno (37.478%), sodio (0.556%), magnesio (0.873%), aluminio (7.083%), silicio (16.816%), azufre (0.305%), potasio (0.875%), calcio (3.651%), titanio (0.558%) y hierro (3.549%).

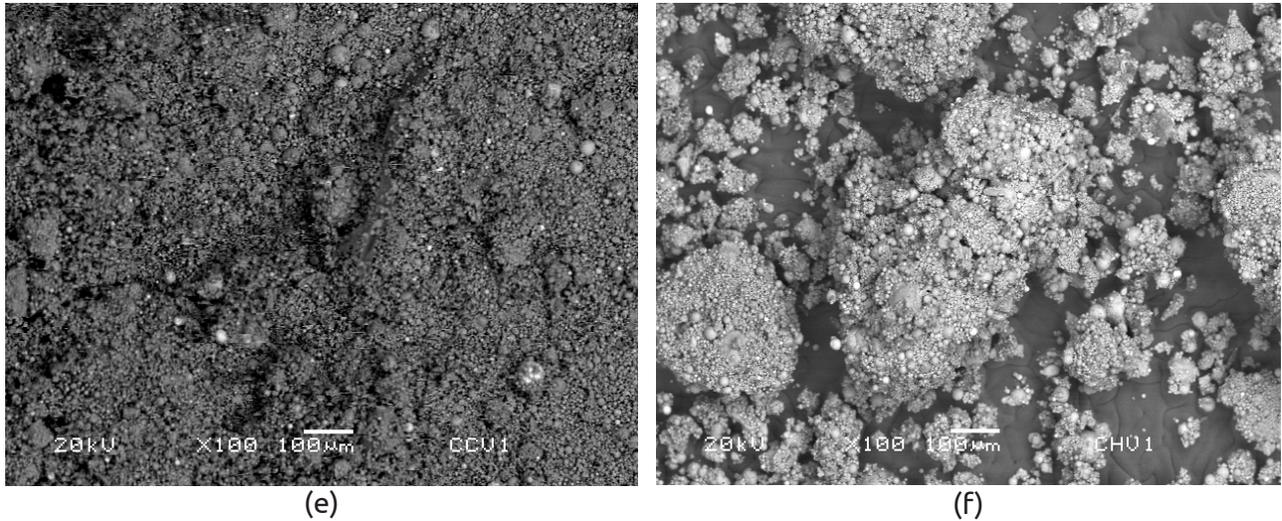


Figura 3. Micrografías de CSV con tamaños que van de los 100-50 μm (e) y CHV con tamaños que van de los 300-25 μm (f)

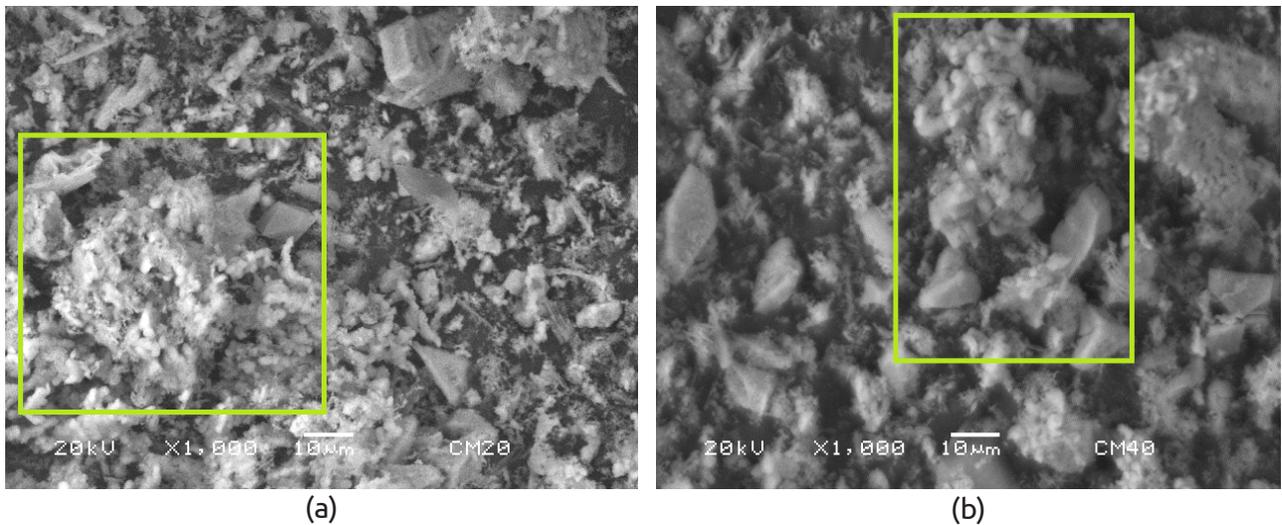


Figura 4. Micrografías de la muestra de ceniza de madera (a) CM20 y (b) CM40

Las **Figuras 4, 5, 6** muestran las micrografías y composición elemental obtenidas de MEB para cenizas de madera **(a)** CM20, **(b)** CM40, **(c)** CM60 y cenizas de carbón **(d)** CSF, **(e)** CSV, **(f)** CHV con ampliación de 1000X. El análisis químico se aplicó a un conjunto de partículas señaladas dentro del recuadro.

Composición elemental de CM20 **(a)** corresponde a: carbono (33.253%), oxígeno (36.248%), sodio (0.382%), magnesio (1.577%), aluminio (1.102%), silicio (2.237%), fósforo (0.557%), azufre (0.284%), cloro (0.180%), potasio (4.448%), calcio (18.944%), titanio (0.030%) y hierro (0.753%).

Composición elemental de CM40 **(b)** corresponde a: carbono (43.183%), oxígeno (33.254%), sodio (0.305%), magnesio (1.313%), aluminio (1.958%), silicio (2.072%), fósforo (0.527%), azufre (0.284%), cloro (0.135%), potasio (3.160%), calcio (13.038%), titanio (0.082%) y hierro (0.681%).

Composición elemental de CM60 **(c)** corresponde a: carbono (36.403%), oxígeno (36.127%), sodio (0.250%), magnesio (1.421%), aluminio (1.002%), silicio (2.062%), fósforo (0.495%), azufre (0.398%), cloro (0.119%), potasio (3.547%), calcio (17.526%), titanio (0.105%) y hierro (0.538%).

Composición elemental de CSF **(d)** corresponde a: carbono (35.166%), oxígeno (38.127%), sodio (0.2834%), magnesio (0.353%), aluminio (6.974%), silicio (14.844%), azufre (0.035%), potasio (0.487%), calcio (1.236%), titanio (0.604%) y hierro (1.884%).

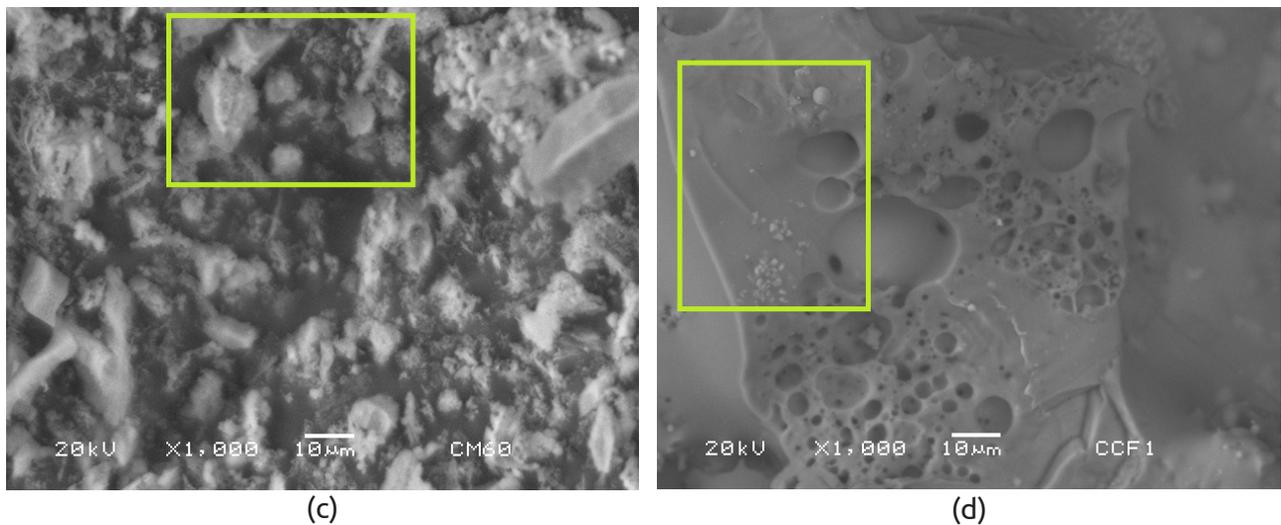


Figura 5. Micrografías de la muestra de ceniza de madera (c) M60 y ceniza de carbón (d) CSF

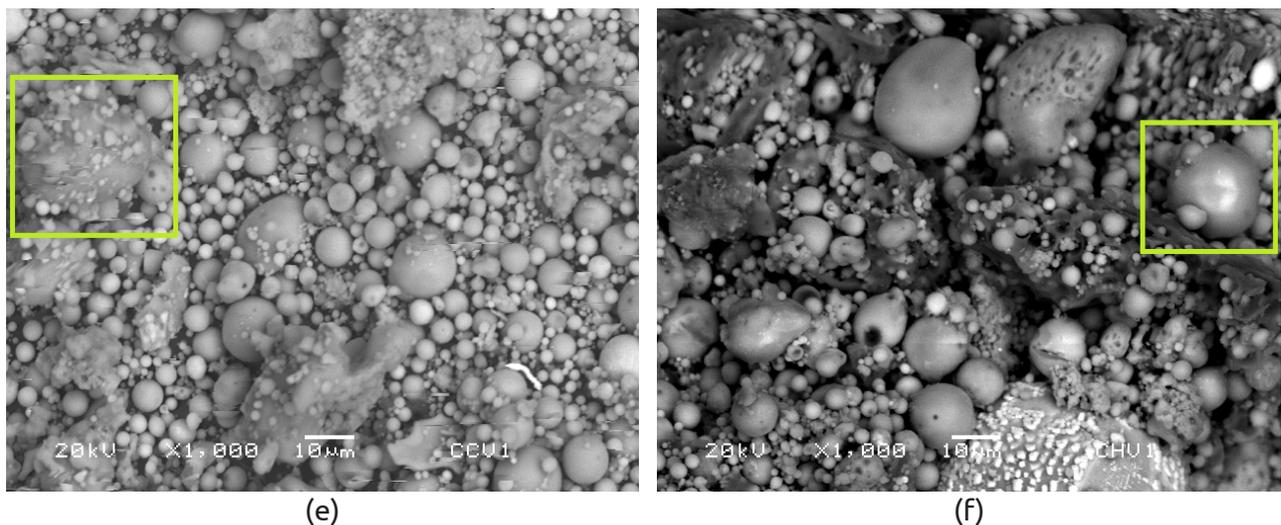


Figura 6. Micrografías de la muestra de ceniza de carbón (e) CSV y (f) CHV

Composición elemental de CSV **(e)** corresponde a: carbono (21.616%), oxígeno (39.085%), sodio (0.419%), magnesio (0.615%), aluminio (8.258%), silicio (19.640%), azufre (0.214%), potasio (1.057%), calcio (4.618%), titanio (0.788%) y hierro (3.684%).

Composición elemental de CHV **(f)** corresponde a: carbono (37.598%), oxígeno (33.830%), sodio (0.379%), magnesio (0.344%), aluminio (6.568%), silicio (14.318%), azufre (0.158%), potasio (0.644%), calcio (1.779%), titanio (0.446%) y hierro (3.932%).

Las **Figuras 7, 8, 9** muestran las micrografías y composición elemental obtenidas de MEB para cenizas de madera (a) CM20, (b) CM40, (c) CM60 y cenizas de carbón (d) CSF, (e) CSV, (f) CHV con ampliación de 2000X. El análisis químico se aplicó únicamente a una partícula, la cual se encuentra señalada dentro del recuadro en cada imagen.

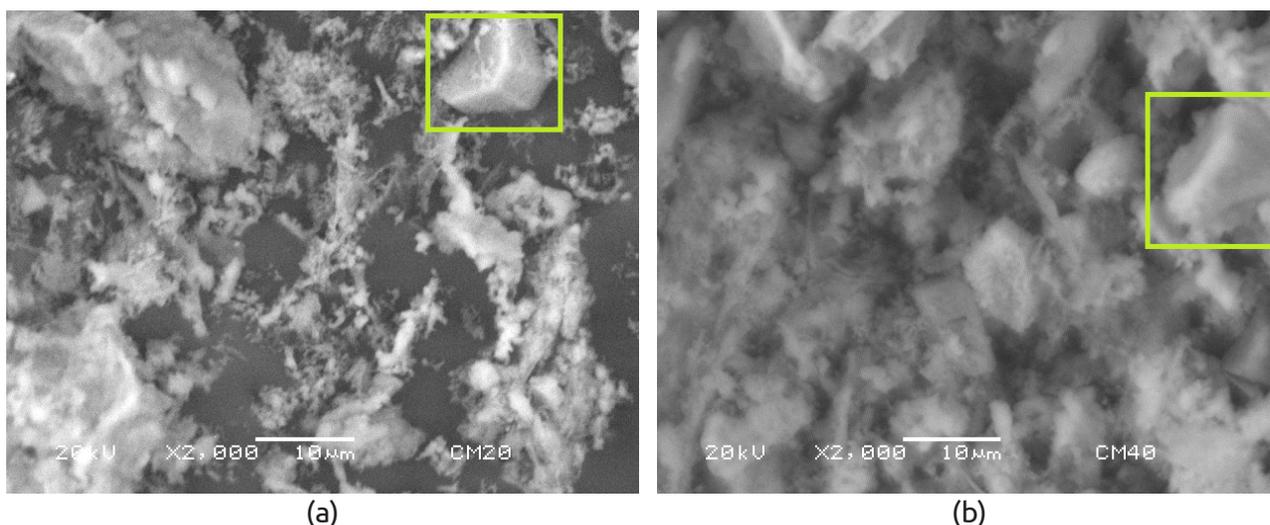


Figura 7. Micrografías de la muestra de ceniza de madera (a) CM20 y (b) CM40

Composición elemental de CM20 **(a)** corresponde a: carbono (39.977%), oxígeno (35.381%), sodio (0.366%), magnesio (1.428%), aluminio (0.865%), silicio (1.917%), fósforo (0.538%), azufre (0.3609%), cloro (0.125%), potasio (4.108%), calcio (14.560%), titanio (0.113%) y hierro (0.254%).

Composición elemental de CM40 **(b)** corresponde a: carbono (20.431%), oxígeno (39.800%), sodio (0.483%), magnesio (2.193%), aluminio (1.574%), silicio (3.098%), fósforo (0.828%), azufre (0.600%), cloro (0.272%), potasio (6.129%), calcio (23.691%), titanio (0.236%) y hierro (0.659%).

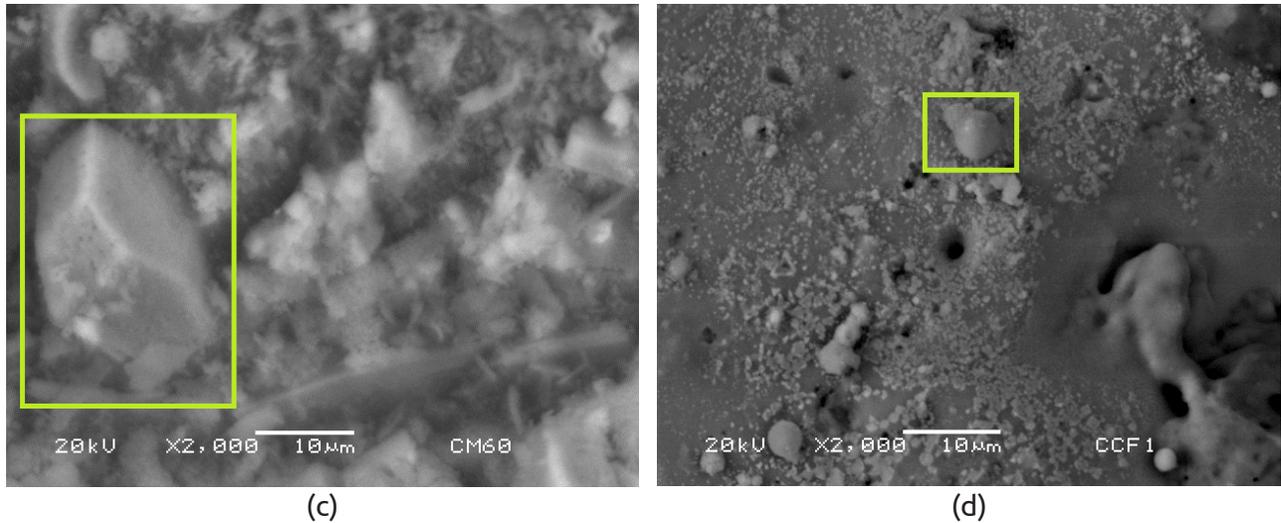


Figura 8. Micrografías de la muestra de ceniza de madera (c) M60 y ceniza de carbón (d) CSF

Composición elemental de CM60 **(c)** corresponde a: carbono (29.326%), oxígeno (33.722%), sodio (0.072%), magnesio (1.124%), aluminio (5.190%), silicio (1.769%), fósforo (0.466%), azufre (0.379%), cloro (0.099%), potasio (3.094%), calcio (23.511%), titanio (0.344%) y hierro (0.896%).

Composición elemental de CSF **(d)** corresponde a: carbono (29.250%), oxígeno (37.783%), sodio (0.548%), magnesio (0.335%), aluminio (9.294%), silicio (14.958%), azufre (0.068%), potasio (0.5914%), calcio (1.534%), titanio (0.341%) y hierro (5.292%).

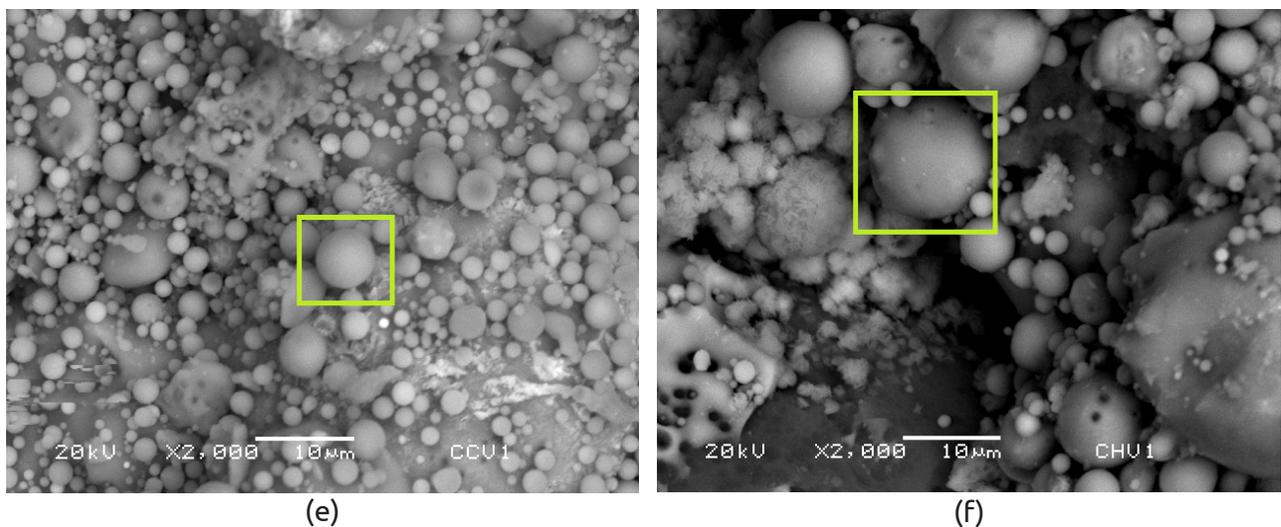


Figura 9. Micrografía de la muestra de ceniza de carbón (e) CSV y (f) CHV

Composición elemental de CSV (**e**) corresponde a: carbono (18.429%), oxígeno (38.547%), sodio (0.602%), magnesio (0.687%), aluminio (9.027%), silicio (20.501%), azufre (0.274%), potasio (0.973%), calcio (3.623%), titanio (0.709%) y hierro (6.623%).

Composición elemental de CHV (**f**) corresponde a: carbono (43.856%), oxígeno (33.611%), sodio (0.350%), magnesio (1.033%), aluminio (4.556%), silicio (9.662%), azufre (0.679%), potasio (0.441%), calcio (3.842%), titanio (0.415%) y hierro (1.550%).

Caracterización de cenizas de acuerdo a la composición química

Las reacciones de calcinación son reacciones que se llevan a cabo por encima de la temperatura de descomposición térmica o la temperatura de transición (Wang et al., 2014). Esta temperatura se define usualmente como la temperatura a la que la energía libre de Gibbs estándar para una reacción de calcinación en particular es igual a cero (Zhang y Liu, 2014).

Los resultados de la caracterización de las cenizas por medio de DRX, mostraron que cuentan con la composición característica de este tipo de cenizas, presentando fases cristalinas (Tabla 5).

Tabla 5. Composición química de cenizas de madera y carbón por DRX

Tipo de Cenizas		Fases Cristalinas presentes en cenizas
Cenizas de Madera	CM20	(A) Carbonato de calcio (CaCO ₃), (B) Óxido de silicio (SiO ₂), (D) Cuarzo (SiO ₂), (E) Calcita (CaCO ₃ /CO ₂)
	CM40	(A) Carbonato de calcio (CaCO ₃), (B) Óxido de silicio (SiO ₂), (C) Óxido de magnesio (MgO), (D) Cuarzo (SiO ₂), (F) Halita (NaCl)
	CM60	(A) Carbonato de calcio (CaCO ₃), (B) Óxido de silicio (SiO ₂), (C) Óxido de magnesio (MgO), (D) Cuarzo (SiO ₂), (E) Calcita (CaCO ₃ /CO ₂) (H) Portlandita (Ca(OH) ₂)
Cenizas de Carbón	CSF	(D) Cuarzo (SiO ₂), (E) Calcita (CaCO ₃ /CO ₂), (G) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O)
	CSV	(B) Óxido de silicio (SiO ₂), (D) Cuarzo (SiO ₂), (E) Calcita (CaCO ₃ /CO ₂), (G) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O)
	CHV	(D) Cuarzo (SiO ₂), (E) Calcita (CaCO ₃ /CO ₂), (G) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O)

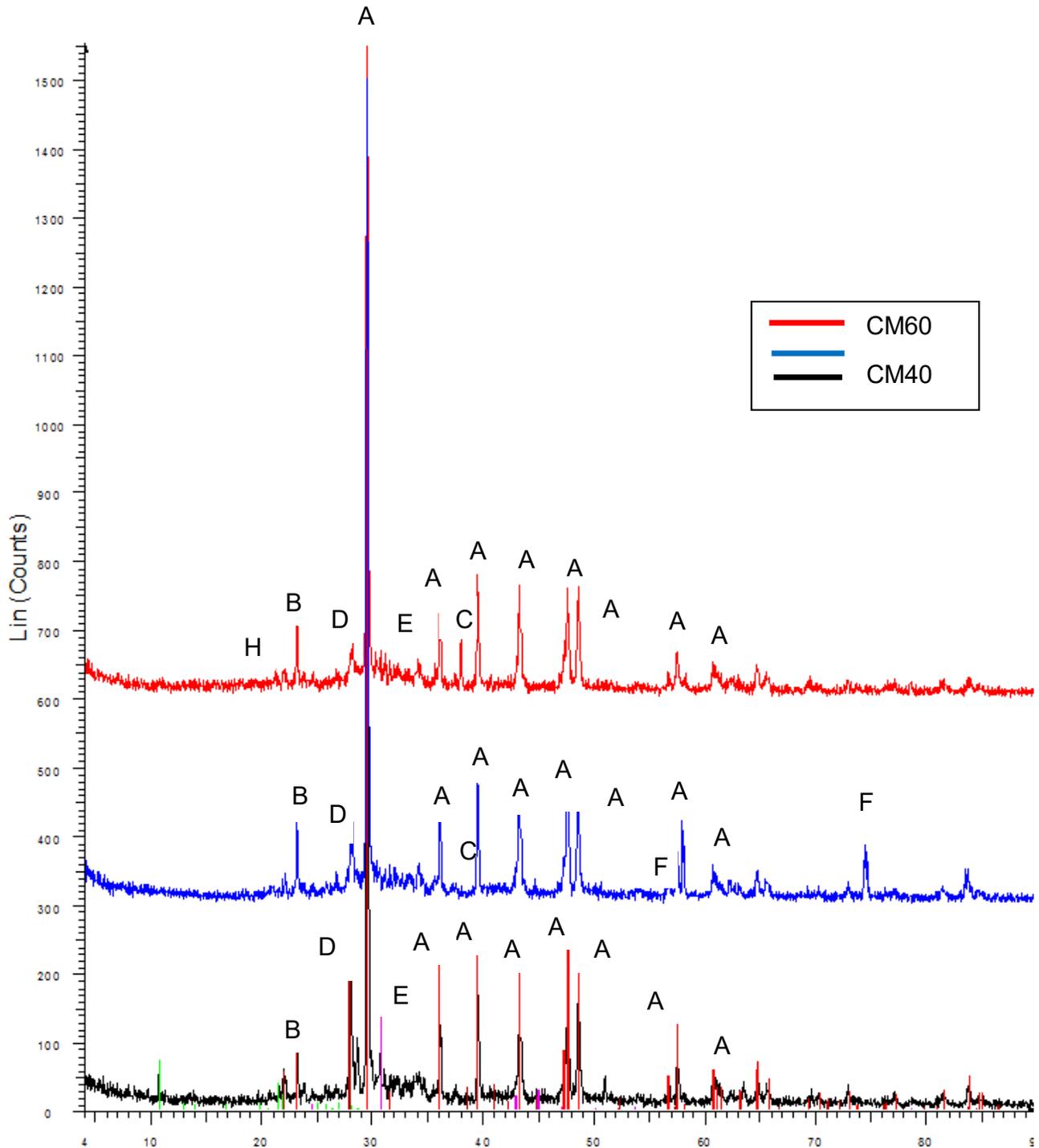


Figura 10. Difractogramas de cenizas de madera (CM20, CM40, CM60)

En la **Figura 10**, se observa que el material más abundante es el Carbonato de calcio. (A) Carbonato de calcio (CaCO_3), (B) óxido de silicio (SiO_2), (C) óxido de magnesio (MgO), (D) cuarzo (SiO_2), (E) calcita ($\text{CaCO}_3/\text{CO}_2$) (F) halita (NaCl), (H) portlandita ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).

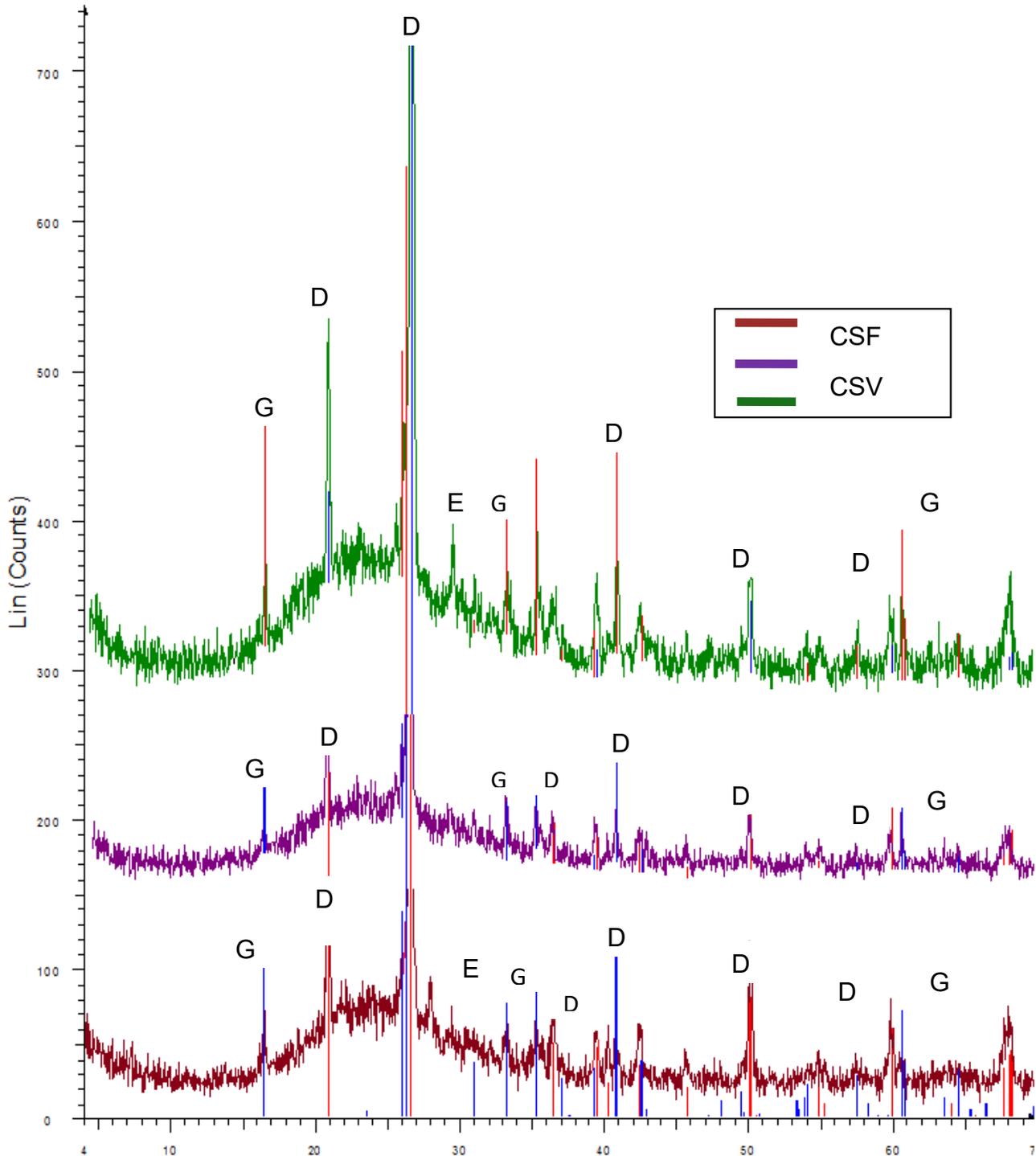


Figura 11. Difractogramas de cenizas de carbón (CM20, CM40, CM60)

La **Figura 11** muestra que el material más abundante es el Cuarzo. (D) Cuarzo (SiO₂), (E) calcita (CaCO₃/CO₂) (G) mulita (3Al₂Si₃O).

Los resultados de la caracterización de las cenizas por medio de DRX, mostraron que cuentan con la composición característica de este tipo de cenizas, presentando fases cristalinas (**Tabla 6**).

Tabla 6. Composición química por DRX de cenizas de madera y carbón incineradas

Tipo de Cenizas		Fases cristalinas presentes en cenizas
Cenizas de Madera	CMI20	(A) Óxido de calcio (CaO) (B) Óxido de magnesio (MgO) (C) Óxido de manganeso (Mn ₂ O ₃) (D) Portlandita (Ca(OH) ₂) (E) Carbonato de calcio y magnesio (CaMg ₃ (CO ₃) ₄)
	CMI40	(A) Óxido de calcio (CaO) (B) Óxido de magnesio (MgO) (C) Óxido de manganeso (Mn ₂ O ₃) (D) Portlandita (Ca(OH) ₂) (E) Carbonato de calcio y magnesio (CaMg ₃ (CO ₃) ₄) (F) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O) (G) Óxido de silicio (SiO ₂)
	CMI60	(A) Óxido de calcio (CaO) (B) Óxido de magnesio (MgO) (H) Óxido de sodio (Na ₂ O) (I) Lomonosovita (Na ₂ Ti ₂ (Si ₂ O ₉)(PO ₄)O ₂) (J) Braunita (Mn ₂ +Mn ₃ +3SiO ₁₂)
Cenizas de Carbón	CSFI	(F) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O) (G) Óxido de silicio (SiO ₂) (K) Cuarzo (SiO ₂) (L) Albita (NaAlSi ₃ O ₈) (M) Hematita (Fe ₂ O ₃) (N) Silicato de aluminio (Al ₂ (SiO ₃) ₃) (Ñ) Silicato de calcio (CaSiO ₃)
	CSVI	(A) Óxido de calcio (CaO) (G) Óxido de silicio (SiO ₂) (K) Cuarzo (SiO ₂) (L) Albita (NaAlSi ₃ O ₈) (M) Hematita (Fe ₂ O ₃) (N) Silicato de aluminio (Al ₂ (SiO ₃) ₃) (Ñ) Silicato de calcio (CaSiO ₃)
	CHVI	(F) Mulita (3Al ₂ Si ₃ O) (G) Óxido de silicio (SiO ₂) (K) Cuarzo (SiO ₂) (L) Albita (NaAlSi ₃ O ₈) (M) Hematita (Fe ₂ O ₃) (N) Silicato de aluminio (Al ₂ (SiO ₃) ₃) (Ñ) Silicato de calcio (CaSiO ₃)

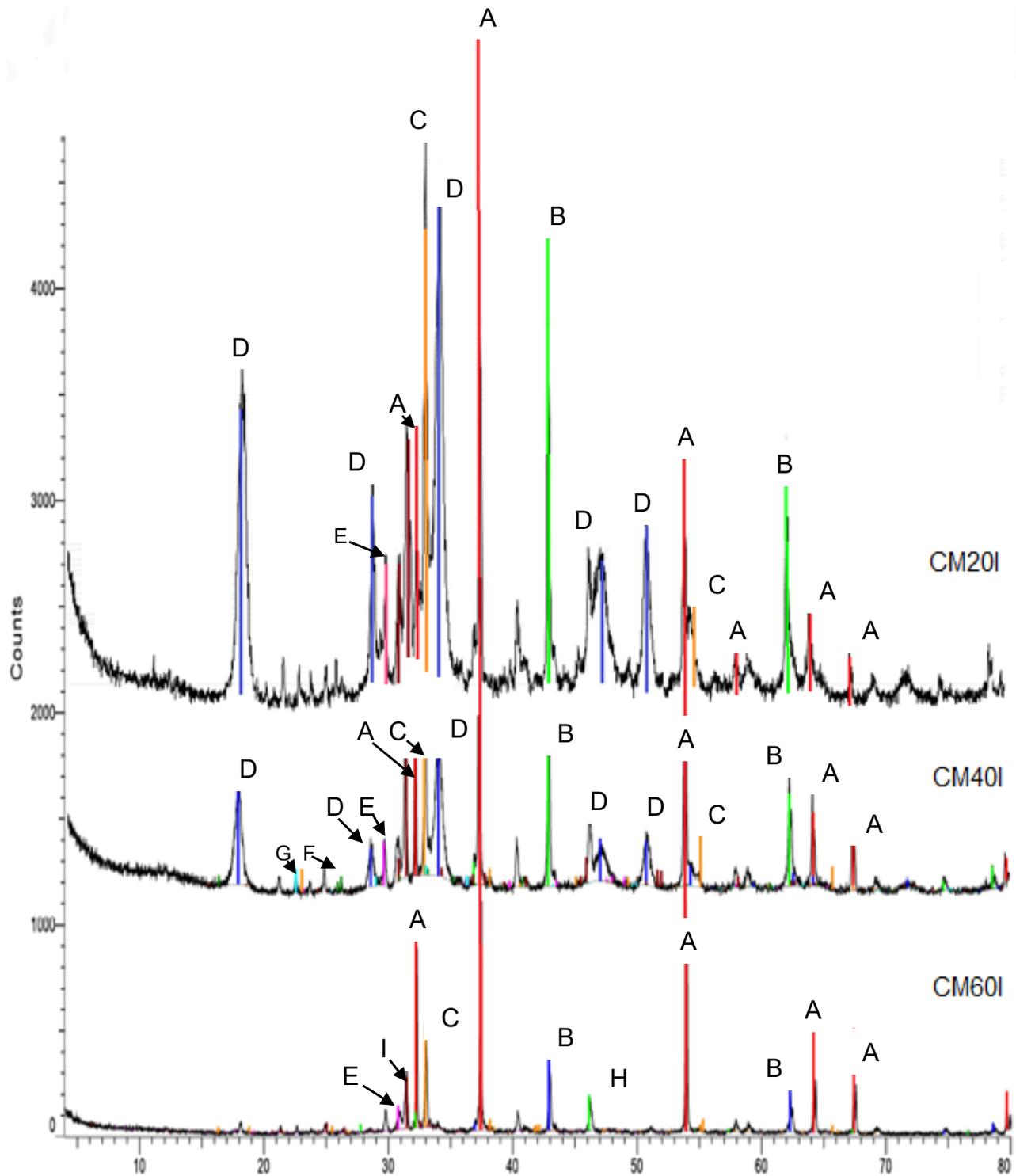


Figura 12. Difractogramas de cenizas de madera incineradas (CM20I, CM40I, CM60I)

La **Figura 12** muestra que el material más abundante es el óxido de calcio. (A) Óxido de calcio (CaO), (B) óxido de magnesio (MgO), (C) óxido de manganeso (Mn_2O_3), (D) portlandita ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), (E) carbonato de calcio y magnesio ($\text{CaMg}_3(\text{CO}_3)_4$), (F) mulita ($3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}$), (G) óxido de silicio (SiO_2), (H) óxido de sodio (Na_2O), (I) lomonosovita ($\text{Na}_2\text{Ti}_2(\text{Si}_2\text{O}_9)(\text{PO}_4)\text{O}_2$).

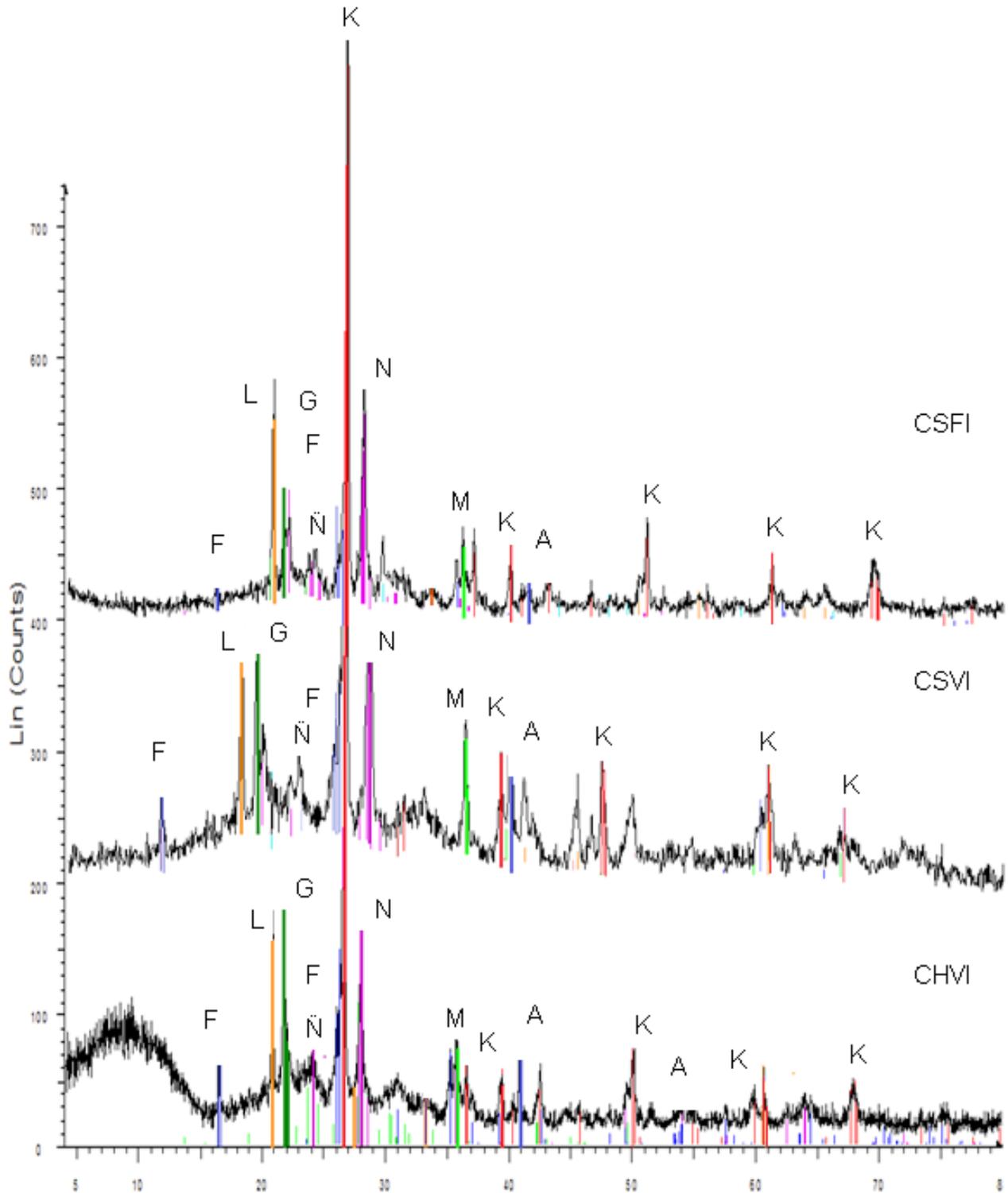


Figura 13. Difractogramas de cenizas de carbón incineradas (CSFI, CSVI, CHVI)

La **Figura 13** muestra que el material más abundante es el Cuarzo. (A) Óxido de calcio (CaO), (F) mulita ($3\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}$), (G) óxido de silicio (SiO_2), (K) cuarzo (SiO_2), (L) albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$), (M) hematita (Fe_2O_3), (N) silicato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SiO}_3)_3$), (Ñ) silicato de calcio (CaSiO_3).

De acuerdo con los análisis de DRX, las cenizas de carbón pueden ser clasificadas de la siguiente manera por la ASTM C618, de acuerdo a su composición obtenida por DRX (Tabla 7) ASTM-C618, 2015):

Tabla 7 Clasificación de las cenizas volantes generadas por el método convencional

Tipo	SiO ₂ + Al ₂ O ₃ + Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	Humedad	Pérdidas a la incineración (LOI)
Clase F Puzolánicas	70% mín	< 15 %	5% máx	3% máx	6% máx
Clase C Puzolánicas y Ceménticas	50% mín	15 - 30	5% máx	3% máx	6% máx

CONCLUSIONES

Existen en la naturaleza microorganismos que, debido al metabolismo presente en ellos, son capaces de desintegrar residuos generados por el hombre. Por lo tanto, es de vital importancia mantener las condiciones y perfeccionar los métodos de construcción de un relleno sanitario para proporcionarle al consorcio microbiano un ambiente idóneo para su crecimiento, repercutiendo en la cantidad y calidad del biogás generado.

Los productos de la fermentación anaeróbica, y por tanto mayoritarios en el biogás, son el metano y el dióxido de carbono. El contenido volumétrico de metano es mayor que el de CO₂ a partir de la cuarta fase de respiración de los microorganismos presentes en el relleno sanitario. Siempre se producirá una importante cantidad de agua, que el proceso consumirá íntegramente, pero, debido a otros aportes, siempre existirá una gran humedad en el biogás. El riego de la superficie de vertido con los lixiviados favorece la producción de biogás.

El grado de purificación del biogás dependerá del uso final que este tenga. De acuerdo a la valoración energética, será necesario alcanzar un grado determinado de purificación y por tanto seleccionar la tecnología más apropiada.

En el análisis de MEB las cenizas de madera obtienen mayor porcentaje de Ca y O con respecto a las cenizas generadas por la quema de carbón, siendo CM60 la de mayor concentración de Ca con respecto a CM40 y CM20.

En el análisis de DRX, las cenizas de madera previa a la calcinación presentan mayor contenido de CaCO₃ con respecto a las de carbón. Una vez aplicado dicho proceso, las cenizas de madera obtuvieron una alta presencia de CaO con respecto a las de carbón, en donde el óxido de silicio o cuarzo siguió teniendo una alta presencia con respecto a los demás compuestos.

Las cenizas de madera con respecto a las volantes y de fondo están mayormente calificadas para llevar a cabo el proceso de remoción de CO₂ en biogás.

Las cenizas de carbón de acuerdo con la composición química obtenida por DRX, cumplen con la clasificación dada por ASTM C618, clasificándose en la categoría F cenizas puzolánicas, las cuales son aptas para su uso en la construcción.

BIBLIOGRAFIA

Aboustait M., Kim T., Tyler Ley M., Davis J.M., (2016). Physical and chemical characteristics of fly ash using automated scanning electron microscopy, *Construction and Building Materials*, v106.

Aguilar-Virgen Q., Armijo-De Vega C., Taboada-González P., (2009). El potencial energético de los residuos sólidos municipales. *Ingeniería Revista Académica*, volumen 13, 59-62.

Aguilar-Virgen Q., Armijo-De Vega C., Taboada-González P., (2011). Modelo mexicano para la estimación de la generación de biogás. *Ingeniería Revista Académica*, volumen 15, 37-45.

ASTM C618, (2015). Especificación normalizada para Ceniza Volante de Carbón y Puzolana Natural en Crudo o Calcinada para Uso en Concreto

Baxter, L.L., Miles, T.R., Miles, T.R. jr., Jenkins, B.M. Milne, T., Dayton, D., Bryers, R. W. and Oden, L.L., (1998). The behaviour of inorganic material in biomass-fired power boilers: Field and laboratory experiences, *Fuel Processing Technology*, vol. 54, 47–78

Bermudez P.J. (1981). *Métodos de Difracción de Rayos X. Principios y aplicaciones*. Ed. Pirámide. Madrid.

Bhagath G.V.P., Subramaniam K.V.L., (2016). Quantitative XRD study of amorphous phase in alkali activated low calcium siliceous fly ash, (2016), *Construction and Building Materials*, v124, 15 October, pp. 139–147

Botha F. (2004). Overview of the fluidized bed combustion process and material, state regulation coal combustion by-product placement at mine site: A technical interactive forum, Pennsylvania, disponible en: http://www.mcrcc.osmre.gov/MCR/Resources/ccb/PDF/State_Regulation_of_CCB_Placement, Accesado: 10/09/15

Budzianowski W.M., Wylock C.E., Marciniak P.A., (2016). Power requirements of biogas upgrading by water scrubbing and biomethane compression: Comparative analysis of various plant configurations, *Energy Conversion and Management*.

Caballero A.L., Médico O.A., (2013). Caracterización y posible uso de cenizas resultantes de la combustión del carbón, en la futura Termocentral de lecho fluidizado. Río Turbio (Argentina), disponible en: <http://www.redisa.uji.es/artSim2013/CaracterizacionDeResiduosSolidos/Caracterizacion%20Cenizas%20Combustion%20Carbon.pdf>, Accesado: 26/02/16

Chai X., Tonies D.J., Mahajan D., (2016). Methane emissions as energy reservoir: Context, scope, causes and mitigation strategies, *Progress in Energy and Combustion Science*.

Chavez R.H., Guadarrama J.J., (2014). Ashes Characterization for Biogas Cleaning from Landfill, *Chemical Engineering Transactions*, 481-486, vol. 39, ISBN 978-88-95608-30-3; ISSN 2283-9216, 2014, <http://www.aidic.it/pres2014/081.pdf>

Chavez R.H., Javier J. Guadarrama J.J., (2015). Biogas treatment by ashes from incineration processes, *Clean Technologies and Environmental Policy (CTEP)*, Springer, doi 10.1007/s10098-

015-0980-3, ISSN 1618-954X, Volume 17, number 5, Clean Techn Environ Policy (2015) 17:1291-1300, DOI 10.1007/s10098-015-0980-3.

Cambio climático, (2007). Las Bases Científicas y Físicas, Bucion del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático.

Castells X.E., (2012). Sistemas de tratamiento térmico. La incineración: Tratamiento y valorización energética de residuos, ISBN: 8499691293, 9788499691299

CEC, (2015). Emisiones de Contaminantes, Gases de Efecto Invernadero, disponible en: <http://www2.cec.org/site/PPE/es/emisiones-de-contaminantes/gases-de-efecto-invernadero-0>, Accedido: 27/08/15

Cedex, (2011). Cenizas volantes del carbón y cenizas de hogar (Ficha Técnica), CEDEX, (2011), disponible en:

<http://www.cedexmateriales.vsf.es/view/archivos/residuos/305.pdf>, Accedido: 20/08/15

CFE, (2015). Informe Anual 2015, Actividades de la Comisión Federal de Electricidad (CFE). Dirección de Administración, Comisión Federal de Electricidad [25] CFI, (2008). Residuos sólidos, Guías sobre medio ambiente, salud y seguridad: Plantas de energía térmica, (2008), Corporación Financiera Internacional (CFI), Grupo del Banco Mundial.

CONAMA, (2009). Guía metodológica para la estimación de emisiones atmosféricas de fuentes fijas y móviles en el registro de emisiones y transferencia de contaminantes.

CTA, (2011). Lower and Higher Heating Values of Gas, Liquid and Solid Fuels, Biomass Energy Data Book, disponible en: <http://cta.ornl.gov/bedb>, Accedido: 16/03/16

Dykstra, M., (1992). Biological electron microscopy: theory, techniques and troubleshooting. Plenum Press

Engineeringtoolbox, (2016). Higher calorific values for some common fuels - coke, oil, wood, hydrogen and others, disponible en: http://www.engineeringtoolbox.com/fuels-higher-calorific-values-d_169.html, Accedido: 13/03/16

EPA, (1997). Profile of the Fossil Fuel Electric Power Generation Industry. Environmental Protection Agency (EPA), Office of Compliance. Sector Notebook Project.

EPA, (2015). Informe Global Anthropogenic Emissionsof Non-CO2 Greenhouse Gases: 1990-2020 de la EPA de EE.UU. (Informe de la EPA 430-R-06-003), disponible en: www.epa.gov/climatechange/economics/international.html, Accedido: 05/07/15

Etiégni L., Campbell A.G., Mahler R.L., (1991). Evaluation of Wood ash disposal on agrcultura land: I. Potencial as a solid additive and liming agent. Commun Soil Sci. Plant Anal. 22, 243-256

Ferm A., Hokkanen t., Moilanen M., Issakainen J., (1992). Effects of Wood bark ash on the growth and nutrition of a scots pine afforestation in central Finland, Plant Soil 147, 305-316

Fernandez-Diez P., (2015). Pulverizadores de carbón, Tecnologías de Combustión de Carbón, Cap. 8, disponible en: <http://files.pfernandezdiez.es/CentralesTermicas/PDFs/13CT.pdf>, Accedido: 12/08/15

Fujino J., Morita A., Matsuoka Y., Sawayama S., (2005). Vision for utilization of livestock and residue as bioenergy resource in Japan, *Biomass and Bioenergy*, 29, 367-374.

Global Methane, (2015a). Acerca del Metano, Información de la Iniciativa Global de Metano, sección, disponible en: <http://www.globalmethane.org/about/methane.aspx>, Accedido: 11/08/15

Global Methane, (2015b). Global Methane Emissions by Sector, Global Methane Emissions and Mitigation Opportunities, disponible en: <http://www.globalmethane.org>, Accedido: 14/09/15

Greenpeace (2015), Basura Cero, Quemar la basura: peligro tóxico, disponible en: <http://www.greenpeace.org/mexico/es/Campanas/Toxicos/basura-cero/>, Accedido: 27/07/15.

ICAITI, (1983a). Manual de Construcción y Operación Planta de Biogás, p.7, Construcción y Operación Planta de Biogás, 1983, p.7

ICAITI, (1983b). Manual de Construcción y Operación Planta de Biogás, disponible en: <http://www.ingenieriaquimica.org/system/files/relleno-sanitario.pdf>, Accedido: 25/08/15

Incar (2015). Captura de CO₂ mediante ciclos de carbonatación, Tecnologías, disponible en: [https://www.incar.csic.es/captura-de-CO₂](https://www.incar.csic.es/captura-de-CO2), Accedido: 03/08/15

INEGI (2015), Basura, disponible en: <https://cuentame.org.mx/territorio/ambiente/basura.aspx?tema=T>, Accedido: 29/07/15.

Javeriana, (2016). Microscopio Electrónico de Barrido, disponible en: <http://www.javeriana.edu.co/Facultades/Ciencias/neurobioquimica/libros/celular/melecbarrido.htm>, Accedido: 04/05/16

Kropač, J., Ferdan T., Pavlas M. (2013), Waste to energy modelling – energy efficiency versus minimized environmental impact, *Chemical Engineering Transactions*, 35, 901-906, DOI:10.3303/CET1335150.

Magdziarz A., Dalai A.K., Kozinski J.A., (2016). Chemical composition, character and reactivity of renewable fuel ashes, *Fuel*, v176, pp. 135–145

Martinez I., (2016). Fuel Properties, disponible en: <http://webserver.dmt.upm.es/~isidoro/bk3/c15/Fuel%20properties.pdf>, Accedido: 15/03/16

Moctezuma A. (2012), Los mexicanos producimos 30 millones de toneladas de basura al año, disponible en: <http://www.desdelared.com.mx/noticias/2012/2-opinion/0604-albino-0706141224.html>, Accedido: 29/07/15.

Molina B.O. (2008). La influencia de las cenizas volantes como sustituto parcial del cemento

Portland en la durabilidad del hormigón. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad Politécnica de Madrid

Nom 052, (2006). Norma Oficial Mexicana, que Establece las Características, El Procedimiento de Identificación y Clasificación de los Residuos Peligrosos, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2006, disponible en: http://www.inb.unam.mx/stecnica/nom052_semarnat.pdf, Accesado: 05/08/15

Nom 098, (2002). Norma Oficial Mexicana, Protección Ambiental-Incineración de Residuos, Especificaciones de Operación y límites de Emisiones de Contaminantes, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2004, disponible en: <http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/1309/1/nom-098-semarnat-2002.pdf>, Accesado: 05/08/15

Obernberger, I. and Biedermann, F., (1998). Fractionated heavy metal separation in Austrian biomass grate-fired combustion plants approach, experiences, results Ashes and Particulate Emissions from Biomass Combustion Thermal Biomass Utilization series, vol. 3, BIOS, Graz, Austria, dbv-Verlag.

Petacalco, (2015). Power Plants, Petacalco (Guerrero, México), disponible en: <http://carma.org/region/detail/3527213>. [<http://suracapulco.mx/archivoelsur/archivos/22842>, Accesado: 07/08/15

Ravena R.P.J.M., Gregersen K.H. (2007). Biogas plants in Denmark: success and setbacks, Renewable and sustainable energy reviews, 11, 116-132.

Rendek E., Ducom G., Germain P. (2006). Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash, Journal of Hazardous Materials B128 (2006) 73–79.

Rodríguez-Gallego, M. (1982). La Difracción de los Rayos X. Ed. Alhambra. Madrid.

Rasi S., Veijane A., Rontala J., (2007). "Trace compounds of biogas from different biogas production plants", Energy Vol. 32, pp. 1375-1380.

Rompalski P., Smolinski A., Krzton H., Gazdowicz J., Howaniec N., Róg L., (2016). Determination of mercury content in hard coal and fly ash using X-ray diffraction and scanning electron microscopy coupled with chemical analysis, (2016), Arabian Journal of Chemistry.

RPSQualitas, (2016). Métodos de difracción de Rayos X, disponible en: http://www.rpsqualitas.es/documentacion/downloads/instrumental/tecnicas_de_difrcion_de_rayos_x.pdf, Accesado: 03/03/16

Savery W.C., Cruzon D.C. (1972). Methane Recovery from chicken manure", Journal of the water Pollutants Control Federation, 44(12), 2349-2354.

Someshwar A.V., (1996). Wood and combination Wood-fired boiler ash characterization, J. Environ. Qual. 25, 962-972

Textoscientíficos, (2007). Usos y obtención del yeso y la cal, disponible en: <http://www.textoscientificos.com/quimica/cales/usos-obtencion-yeso-cal>, Accesado: 04/10/16

Vance E.D., (1996) Land application of Wood-fired and combination boiler ashes: ano ver. J. Enviromental. Qual. 35.937-944

Varela B., Vázquez Moreno T., (1983). Utilización de cenizas volantes y mineralizadores como materia prima en la fabricación de cemento. *Materiales de Construcción*, N° 189, pp.45-54. Disponible en: <http://materconstrucc.revistas.csic.es>, Accesado: 24/02/16

Wang P., Li L., Wei D., (2014). Kinetics Analysis on Mixing Calcination Process of Fly Ash and Ammonium Sulfate, *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v22, Issue 9, pp. 1027–1032.

Weber B., Rojas Oropeza M., Torres Bernal M., Pampillo González L., (2012). Producción de Biogás en México, Red Mexicana de Bioingeniería, A.C.

Zhang X., Liu Y., (2014). Performance assessment of CO₂ capture with calcination carbonation reaction process driven by coal and concentrated solar power, *Applied Thermal Engineering*, v70, Issue 1, Pages 13–24.

Zuk M., Bravo G., Iniesta Gómez V., López Villegas R., Rojas-Bracho M.T., Laguna Monroy L., (2006a). Emisiones Derivadas de las Producción de Energía en Centrales Termoeléctricas, Introducción a la Evaluación de los Impactos de las Termoelectricas, INE-SEMARNAT, 1a Edición, disponible en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/496/cap2.html>, Accesado: 22/08/15

Zuk M., Bravo G., Iniestra Gomez V., Lopez Villegas R., Rojas-Bracho M.T., Laguna Monroy L., (2006b). Un estudio de caso en Tuxpan, Veracruz, Introducción a la evaluación de los impactos de las termoelectricas, INE-SEMARNAT, 1° Edición.

Sistema de Información Geográfica Ambiental para el Desarrollo Sustentable aplicable en regiones de Exploración Petrolera en México.

Silvia Domínguez Parra
Universidad Internacional
Escuela de Ciencias, Artes y Tecnología

Resumen

En nuestro país se observa en los últimos años un constate deterioro de los recursos naturales renovables y no renovables, así como de la pérdida de la Biodiversidad, alteración de ecosistemas especialmente frágiles. El aumento de la pérdida de la capa vegetal por el cambio de uso de suelo es evidente, ya sea por tierras que se utilizan para la industria o en la urbanización para uso residencial o turístico. La pérdida de especies es alta, así como el estrés que las regiones alteradas sufren, por lo cual, el tema del manejo sustentable de los recursos naturales es urgente ponerlo en primer plano, sobre todo cuando estas acciones de deterioro ambiental han contribuido con los efectos del Cambio Climático que hoy nos afecta. Se requiere involucrar a muchos actores: Agencias Ambientales Nacionales e Internacionales, organizaciones públicas o privadas, industrias, compañías, grupos ecologistas, comunidades, investigadores y en si toda la sociedad, es necesario un esfuerzo multidisciplinario y transfronterizo para abordar con éxito esta situación actual ambiental que hoy vivimos. Este trabajo aborda un esfuerzo particular que la industria petrolera mexicana llevó a cabo al desarrollar y aplicar una metodología utilizando un Sistema de Información Geográfica Ambiental, preparar a un grupo de expertos multidisciplinarios y utilizar todos los insumos necesarios a fin de lograr obtener modelos ambientales y ordenamiento ecológico para permitir que la empresa mejorara su desempeño ambiental en sus operaciones, instalaciones y entre sus trabajadores para promover el desarrollo sustentable en las regiones donde opera, y poder obtener un diagnóstico de la situación regional y dar como resultado la determinación de cómo y dónde se estaba deteriorando, si se podían revertir sus efectos y prevenirlos.

Key Words: Desarrollo Sustentable, Sistema de Información Geográfico Ambiental, Industria petrolera mexicana.

Introducción

De acuerdo con Skidmore, 2002 nadie puede negar que los Sistemas de Información Geográfica y Sensores remotos resulten herramientas necesarias para lograr el desarrollo sustentable. Se entiende este concepto como el balance que frecuentemente está en conflicto entre el desarrollo del crecimiento económico y la conservación de la calidad ambiental. La sustentabilidad implica el mantenimiento de componentes del ambiente natural (biodiversidad, calidad ambiental, prevención de la degradación del suelo y pérdida de la cobertura vegetal, etc.) y simultáneamente el mantenimiento de bienestar humano (suelo de uso agrícola, para uso residencial, sanitario, recreación, etc.).

Un Sistema de Información Geográfica se define como un sistema basado en un sistema computacional para la captura, almacenamiento, retroalimentación, análisis y disposición de datos espaciales. Este instrumento tiene una capacidad analítica adecuada y hace posible la operación de modelos de datos espaciales (Figura 1).

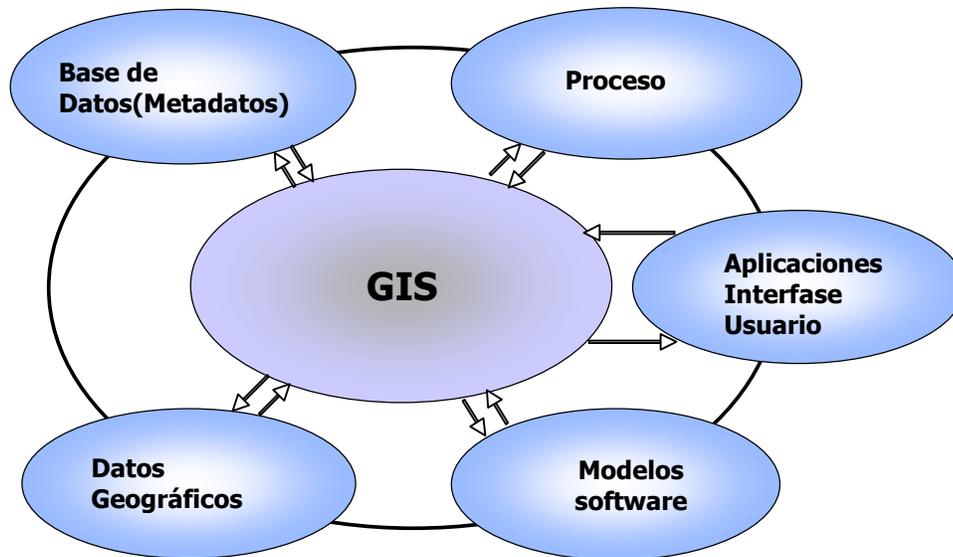


Figura 1. componentes de un Sistema de Información Geográfico.

A partir del año 2001 la Industria Petrolera Mexicana desarrolló una metodología sustentable tendiente a lograr que sus actividades, y operaciones en las regiones donde operaba, se realizaran con los más altos estándares ambientales. Para lograr este propósito la empresa formó un grupo de personal multidisciplinario, proveniente de distintos organismos de la empresa, investigadores, personal técnico de distintas instituciones nacionales e internacionales con la finalidad de desarrollar un Sistema de Información Geográfico Ambiental, que brindara información ambiental confiable para ayudar a los Gerentes y Dirección General a tomar decisiones relativas sobre cómo se estaban llevando a cabo sus operaciones y lograr que estas se realizaran en un marco ambiental sustentable, ya que las mismas debían ser reportadas a la Autoridad Ambiental competente en nuestro país, la cual a su vez, era la responsable de vigilar que las operaciones de la industria se realizaran de acuerdo al marco normativo ambiental vigente, a fin de dar cumplimiento a la no afectación de comunidades humanas, ecosistemas, recursos naturales aledaños donde la empresa operaba, y de existir cualquier riesgo, comunicarlo oportunamente a la Población, la cual, de presentarse una contingencia ambiental podría ser reubicada en caso de ser necesario.

El Sistema de Información Geográfico Ambiental proporcionaría modelos ambientales con alta resolución y determinación que permitiría evaluar impactos ambientales que se pudieran estar dando en algún proyecto donde las operaciones de la empresa se realizaban, incluso podría prevenir algún posible impacto, ya que el modelo a desarrollar de acuerdo a la base de datos proporcionada podría ser predictivo y así determinar si un proyecto era viable, ambientalmente sustentable o no. Especialmente cuando el proyecto podría representar afectaciones en áreas naturales protegidas, monumentos arqueológicos, parques nacionales, centros religiosos, etc., de acuerdo con la Autoridad Ambiental en la materia se podría determinar o sugerir que el proyecto no se llevara a cabo en esa ubicación.

Los Sistemas de Información Geográfica y aplicación de Sensores Remotos son instrumentos indispensables de evaluación, manejo y monitoreo ambiental, descripción y evaluación del hábitat, estudios de aseguramiento, de riesgo ambiental, mapas de uso y cambio de uso de suelo, distribución de especies (flora, fauna) y manejo de áreas naturales protegidas, entre otros.

Sistemas de Información Geográfica y su aplicación en el Uso del Suelo.

Una de las aplicaciones más frecuentes de los Sistemas de Información Geográfica (GIS) es en mapas para el Uso de Suelo, estos funcionan para decidir en qué se utilizará el suelo y sus recursos (FAO, 1993), para un mejor uso del suelo y las consideraciones futuras para la población en términos de un desarrollo ambientalmente sustentable. La planeación ambiental es necesaria para encontrar el mejor uso para el suelo garantizando el manejo de sus recursos de una manera sustentable. De acuerdo con la FAO (1993), una aplicación ambiental de los sistemas de información geográfica y sensores remotos en la planeación del uso de suelo se le denomina evaluación del suelo (FAO, 1976, 1996, Nizeyimana *et al.*, 2002). La aplicación de mapas para uso de suelo y su cambio de uso puede variar de un proyecto a otro, lo cual dependerá de las propias características del proyecto, el uso del suelo de un proyecto necesita estar de acuerdo al tipo de industria centro urbano, turístico, etc.

Muchos proyectos involucran distintas etapas de organización, evaluación, comparación de alternativas para uso del suelo, lo cual depende de sus características. Se debe tener en cuenta causar el menor deterioro ambiental de acuerdo al uso que se le piensa dar y causar el menor daño a los recursos que ahí se localizan. La aplicación de Sistemas de Información Geográfica y Sensores remotos se basa en software computacional, fotos aéreas, satelitales etc., razón por lo que los Sistemas de Información Geográfica resultan muy útiles para resolver problemas de planeación para cambio de uso de suelo.

Con la aplicación de Sistemas de Información Geográfica es posible resolver problemas de planeación estratégica en distintos proyectos de inversión de sectores de la industria para saber si es rentable invertir en ellos o no, o es preferible cambiar el lugar de sus operaciones en áreas que están sujetas a una protección especial (Densham, 1999).

Este trabajo se enfoca particularmente al papel que tienen los Sistemas de Información Geográfica para el desarrollo de modelos ambientales, sistemas de soporte de decisión y sistemas expertos, los cuales resultan que pueden ser instrumentos utilizados espacialmente para la planificación ambiental, al asociar el uso y cambio de su de suelo con actividades realizadas por la industria. Son asimismo herramientas de decisión como se mencionó antes, para que a través de la información que ellos generan se puedan organizar, ordenar las operaciones y procedimientos de los proyectos operativos de la industria petrolera y dar cumplimiento a las políticas públicas en materia ambiental, y reportarlo a las instancias responsables de aplicar la normatividad ambiental.

Antecedentes.

La industria Petrolera Mexicana por más de 50 años ha llevado a cabo actividades de exploración y explotación de yacimientos de gas natural, así como procesamiento y distribución en la región geológica conocida Cuenca de Burgos localizada en la parte norte del país, particularmente en los estados de Tamaulipas, Nuevo León y Coahuila (Figura 2).

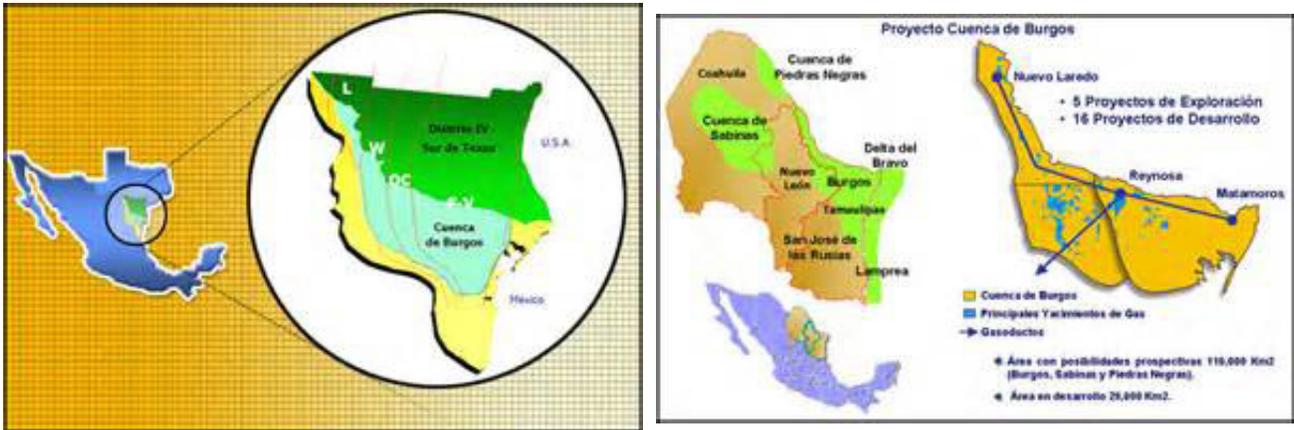


Figura 2. Localización de la Cuenca de Burgos en México (izquierda), Proyectos de la Industria localizados en la región (derecha).

El desarrollo económico de la industria petrolera y la conservación de los ecosistemas que caracterizan esta región es compleja, ya que involucran biorregiones de especies muy sensibles representadas por la neártica y neotropicales, por tanto el desarrollo petrolero se ve limitado por la vulnerabilidad y riesgos que la misma actividad genera en el ambiente y ecosistemas, además de la intervención y coexistencia en esta región de otras actividades como son la agropecuaria la cual se realiza con adecuados márgenes de utilidad y tiene niveles ambientales aceptables.

La empresa petrolera mexicana ha realizado en esta región más de 6000 obras que comprenden pozos, ductos, estaciones de recolección y compresión, caminos, etc. Pero a la vez ha hecho estudio técnico científico de suelos, geología, hidrología subterránea y superficial, impacto ambiental, condiciones socioeconómicas, y desarrollo tecnológico para tratar ortofotos e imágenes de satélite con lo cual se logró tener un mejor conocimiento de la zona. Sin embargo, muchos de estos estudios y resultados se encontraban dispersos, por lo cual la empresa se propuso reunirlos e integrarlos en un sistema de información geográfica, que permitiera contar con un instrumento valioso para la planeación y toma de decisiones, así como generar nueva información que interaccionara con la existente y poder, a instancias de la autoridad ambiental competente, elevar su cumplimiento ambiental.

La Cuenca de Burgos es una zona cuyo futuro inmediato depende de las decisiones asertivas que se tomaran en cuanto a gestión ambiental de su territorio y así evitar impactos innecesarios. De tal forma que se logre que las actividades de la empresa petrolera que incidan en ella se realicen de forma sustentable.

Objetivo General.

Integrar información de carácter ambiental geográficamente existente y la que se generará por este estudio para permitir un análisis espacial y temporal de condiciones del área con el propósito de apoyar decisiones en la planeación, la mejora del desempeño ambiental de la empresa que opera ahí y para lograr un desarrollo sustentable en la región.

Objetivos Particulares

En una primera instancia generar y actualizar cartografía sobre uso y cambio de uso de suelo en la región denominada Cuenca de Burgos, Tamaulipas.

Y en segundo término elaborar cartas de sensibilidad de impacto y riesgo ambiental. Estos resultados no se reportan en este estudio.

Integrar datos digitales base para conformar un sistema de integral de información Ambiental, sobre todo los relativos a impacto riesgo en calidad ambiental y obras de la industria.

Metodología

La Metodología General del Proyecto se indica en la Figura 3. Se presenta un esquema del desarrollo de las actividades del proyecto general a partir de propuesta técnica.

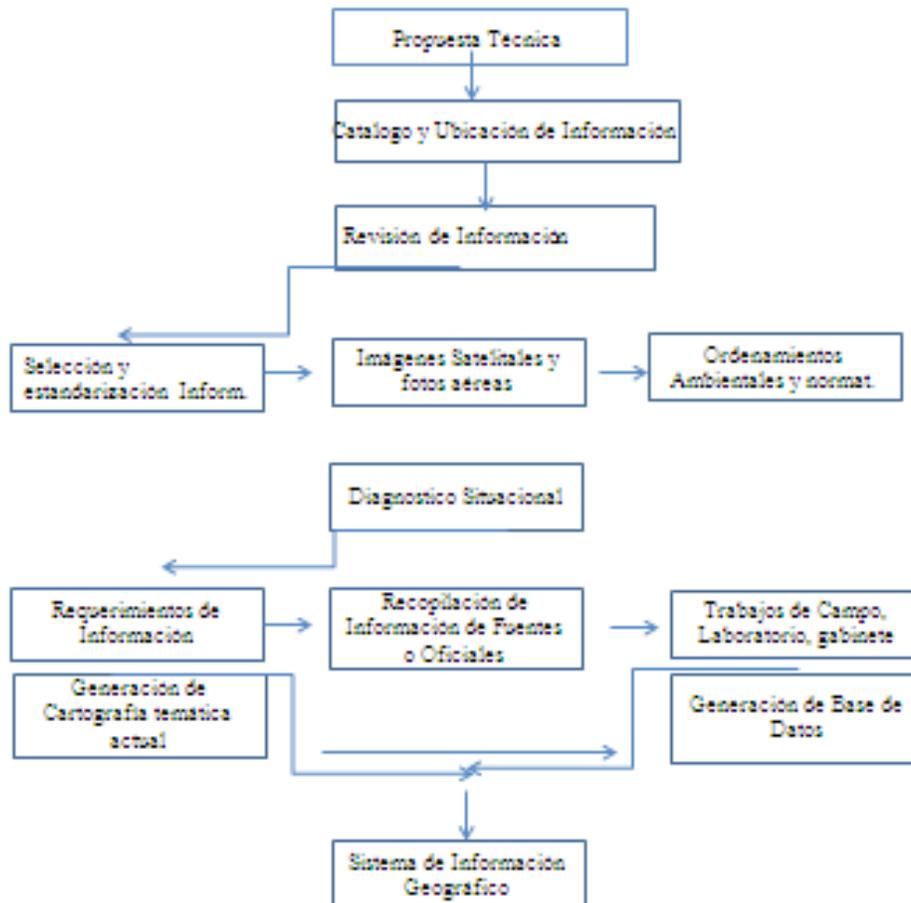


Figura 3. Ruta crítica del Desarrollo del Proyecto.

Metodología para el estudio de cambio de Uso de Suelo

Interpretación de Imágenes espectrales.

El estudio del Uso de suelo se concentró en la identificación, clasificación y evaluación de los impactos ambientales de los cambios de usos y coberturas del suelo. Para ello se usaron la interpretación de imágenes aéreas y modelos de análisis multispectral de las imágenes satelitales Landsat TM, destinados a identificar y caracterizar el reemplazo de terrenos rurales y pérdida de suelos agrícolas, cambios en las temperaturas superficiales, contenido de humedad del suelo, biomasa y productividad vegetal (Romero *et al.*, 2006). La urbanización ha implicado una importante pérdida de los bienes y servicios ambientales, humedad y biodiversidad (Romero *et al.*, 2003; Romero *et al.*, 2004).

Efecto de la Resolución Espacial de la Imagen

Para interpretar modelos de ecosistemas en un área determinada se debe asumir que es homogénea para el propósito del modelo (Bonan 1993, Waring *et al.*, 1998, Landsberg *et al.*, 1999). La mayor parte de un área de bosque (u otra vegetación) bajo manejo activo o pasivo se le puede realizar inventarios en mapas basados en fotointerpretación aérea y muestreo de campo. Es posible obtener estos mapas a través del uso de un Sistema de Información Geográfica bajo un formato poligonal. La fotointerpretación poligonal es típicamente obtenida para las especificaciones del manejo de bosques (u otra vegetación), cuyo tamaño mínimo de polígono puede ser de 4 hectáreas. El principal problema para los usuarios es que la información obtenida de esta forma proporciona límites del polígono no exactos y se tiene que aceptar que hay áreas heterogéneas (Robinson, 1981). Sin embargo, si se usa la información del polígono a través del Sistema de Información Geográfica en un modelo de ecosistema se puede entender que esta variabilidad del polígono no es importante para el funcionamiento del modelo. A una alta resolución espacial de datos los sensores remotos pueden detectar árboles individuales o pequeños objetos, resultados que pueden ser agregados al inventario de bosque. A una baja resolución de los sensores remotos en sus datos se puede proporcionar la información del tamaño de áreas (píxeles). Para lograr un óptimo inventario o información biofísica depende de las imágenes aéreas o satelitales utilizadas: a una mayor resolución espacial de la imagen, ésta estará limitada por la alta varianza y detalle espacial que provee una fina resolución, en tanto que a una baja resolución espacial de la imagen, ésta estará limitada por la agregación de objetos individuales y la falta de rango dinámico que provee la resolución de grano. Los límites prácticos para extraer información del área estudiada (bosque, vegetación) están también impuestos por la capacidad finita y requerimientos disponibles de datos que puedan ser usados por la computadora que interviene en el proceso de la imagen.

Resultados y Discusión

Estructura de Datos.

La categorización del Software de un Sistema de Información Geográfica está en la estructura de sus datos utilizada por el software para realizar el análisis espacial. Los datos raster son almacenados en un arreglo de celdas, columnas de celdas y cada celda sostiene un

valor característico de toda el área dentro de la celda. La imagen de los datos colectada por los satélites tiene un tipo especial de datos raster. Los datos de vector son almacenados en series de puntos, líneas, y polígonos con el cual cada elemento tiene un único identificador que sirve para unir elementos geográficos a atributos de datos (Savitsky *et al.*, 1998). Los Sistemas de Información Geográfica incluyen ambas capacidades de software en su estructura y análisis de datos tipo vector y raster.

Análisis de Imágenes

Los datos de los sensores remotos incluyen una variedad de fuentes de datos que son definidas por el rango del espectro electromagnético de radiación. Las fotografías aéreas se usan para capturar señales reflectoras del espectro visible y la porción cercana al infrarrojo. La mayoría de los escáneres digitales operan en porciones similares del espectro. El sistema de sensores térmicos y el radar son sensibles a diferentes porciones de la energía del espectro (Savitsky *et al.*, 1998).

Los sensores remotos proporcionan datos para la operación del Sistema de Información Geográfica a tiempo real y sinóptico. Las técnicas de análisis de imágenes son comúnmente usadas para determinar mapas de vegetación regional a través de mapas existentes (Savitsky *et al.*, 1998).

La utilidad de los sensores remotos para la detección de fenómenos de superficie radica en que la evaluación se realiza en cuatro dimensiones; 1) resolución espacial (área o tamaño de la característica con que puede ser identificado), 2) resolución espectral (número o ancho de la banda del espectro electromagnético para que los datos sean registrados), 3) resolución radiométrica (sensibilidad del detector a varios niveles de energía que llega) y 4) resolución temporal (frecuencia de paso satelital) (Savatsky *et al.*, 1998).

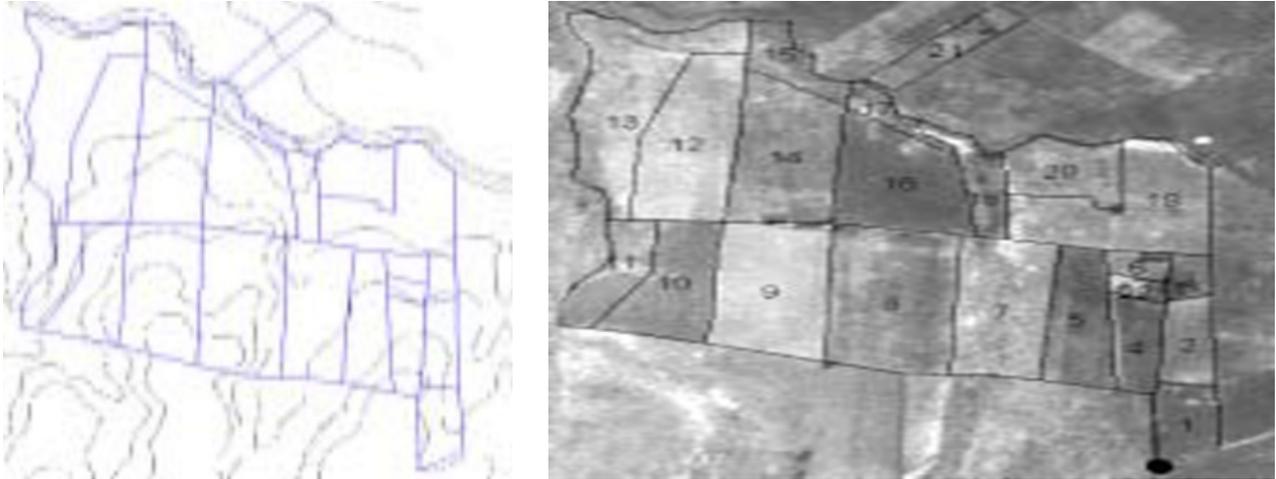
Cada sensor aéreo o de satélite digital puede coleccionar y almacenar datos en unidades discretas de la superficie de la tierra. El sensor cuenta con una gran matriz de celdas. Cada una se refiere a un elemento de la fotografía o pixel y corresponde a un metro cuadrado o hectárea o kilómetro cuadrado dependiendo del tipo de sensor (Jensen, 1995).

La resolución espectral del sensor depende de su habilidad de capturar datos en una cierta porción o de la banda electromagnética.

En este estudio se utilizó el sensor satelital Landsat Thematic Mapper (TM) la resolución espacial de este sensor fue de 30 metros, resolución espectral siete bandas (0.45-0.52;0.52-0.60;0.63-0.69;0.76-0.90;1.55-1.75;2.08-2.35; resolución temporal 16 días; resolución radiométrica 0-255 valores de brillantes.

A continuación, se presentan fotografías aéreas de la región para estimar el cambio de uso de suelo.

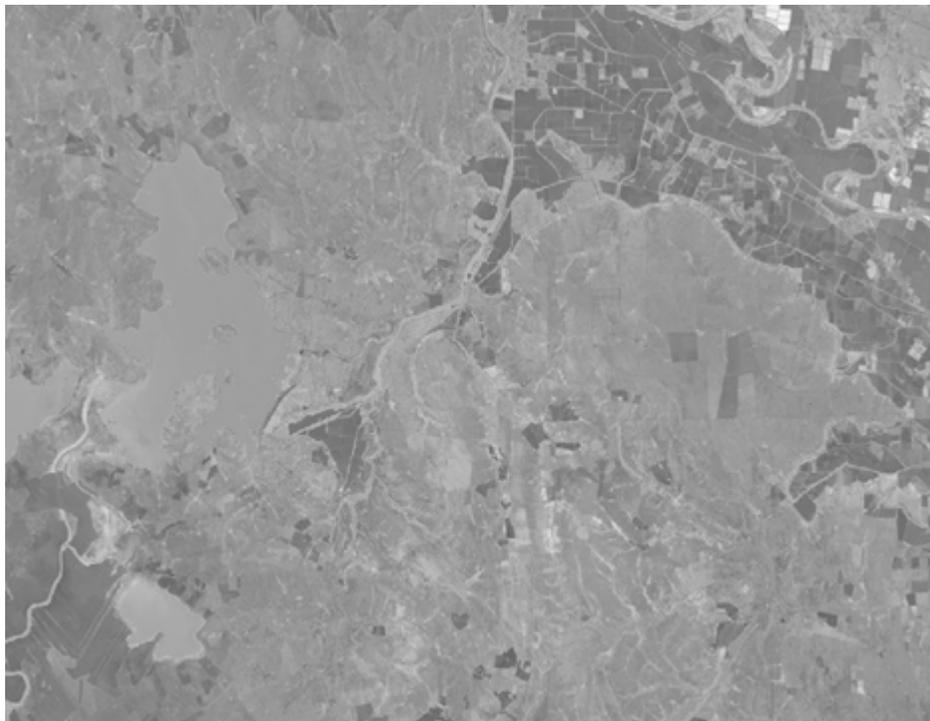
En la Figura 4 a la izquierda se muestra la cartografía del área muestreada en la región de la Cuenca de Burgos, Tamaulipas. En tanto que en la misma figura a la derecha se indica una fotografía aérea de la misma región dividida en polígonos de acuerdo a la cartografía.



En la Figura 4 aparece primero la cartografía existen a la izquierda y a la derecha una secuencia de fotografías aéreas del área de estudio situada en la Cuenca de Burgos, Tamaulipas.

Tratamiento de imágenes.

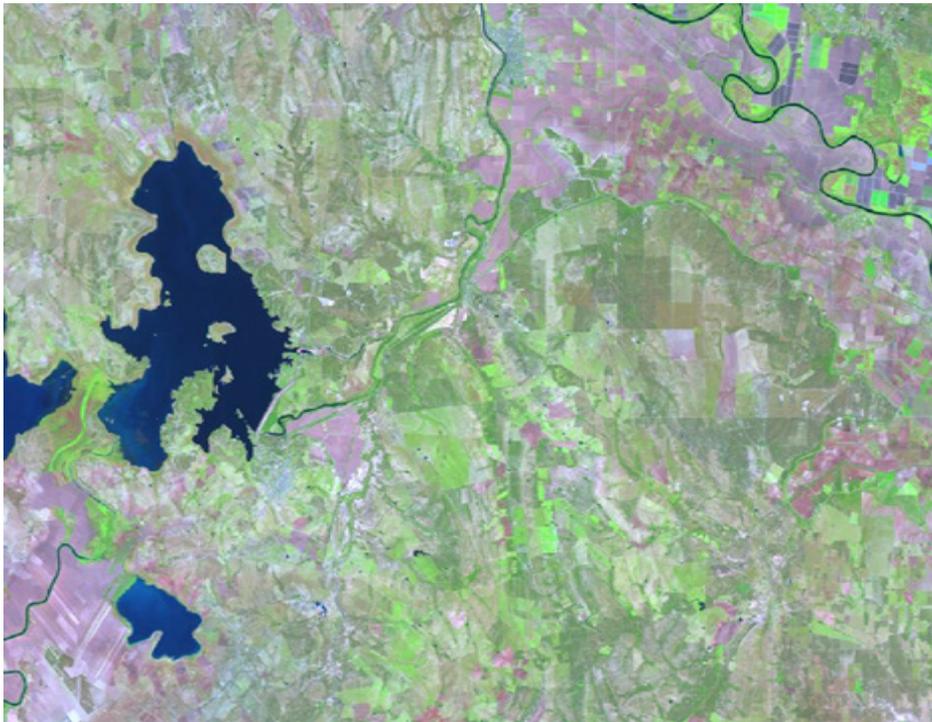
En la Figura 5 se indican fotografías satelitales de la Cuenca de Burgos a las cuales se le aplicaron distintos tratamientos antes de ingresarlas a la base de datos en el Sistema de Información Geográfica. Entre los tratamientos que se les hicieron a las imágenes estuvieron: la corrección geométrica de las imágenes, tratamiento digital, vectorización.



Corrección geométrica de imágenes.



Tratamiento digital de la imagen



Vectorización de la imagen

Figura 5. *tratamientos a fotografías satelitales para su corrección*

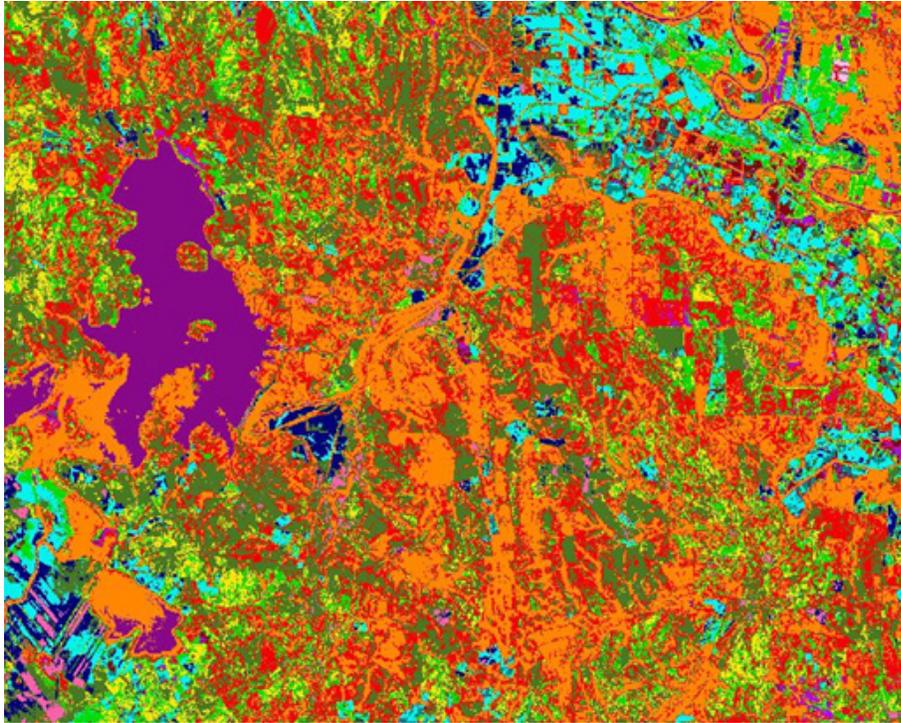


Figura 6. Fotografía satelital Landsat TM área cubierta de 27 kilómetros x 27 kilómetros tamaño de pixel 30 metros. Esta imagen es un isocluster donde una vez corregida la imagen proporciona información confiable sobre la cobertura vegetal en el área de estudio la cual corresponde al color naranja en la imagen.

El estudio se centró en la identificación, clasificación y evaluación de impactos ambientales de los cambios de uso de suelo y cobertura vegetal. Para esto se utilizaron modelos de análisis multi-espectral de imágenes satelitales Landsat (Figura 6) destinados a identificar y caracterizar el reemplazo de vegetación endémica, terrenos rurales y pérdida de suelos agrícolas, cambios en la temperatura superficial, contenido de humedad del suelo, biomasa y productividad primaria. El uso de suelos para la industria petrolera implica una pérdida en bienes y servicios ambientales, humedad, ecosistemas y en la biodiversidad (Romero *et al.*, 2003, 2004).

El papel de los Sistemas de información incluye el análisis de datos, su visualización, exploración y proyección en documentos. Para que este papel se lleve a cabo requiere que todas las capas temáticas estén coordinadas y se puedan proyectar (Figura 7).

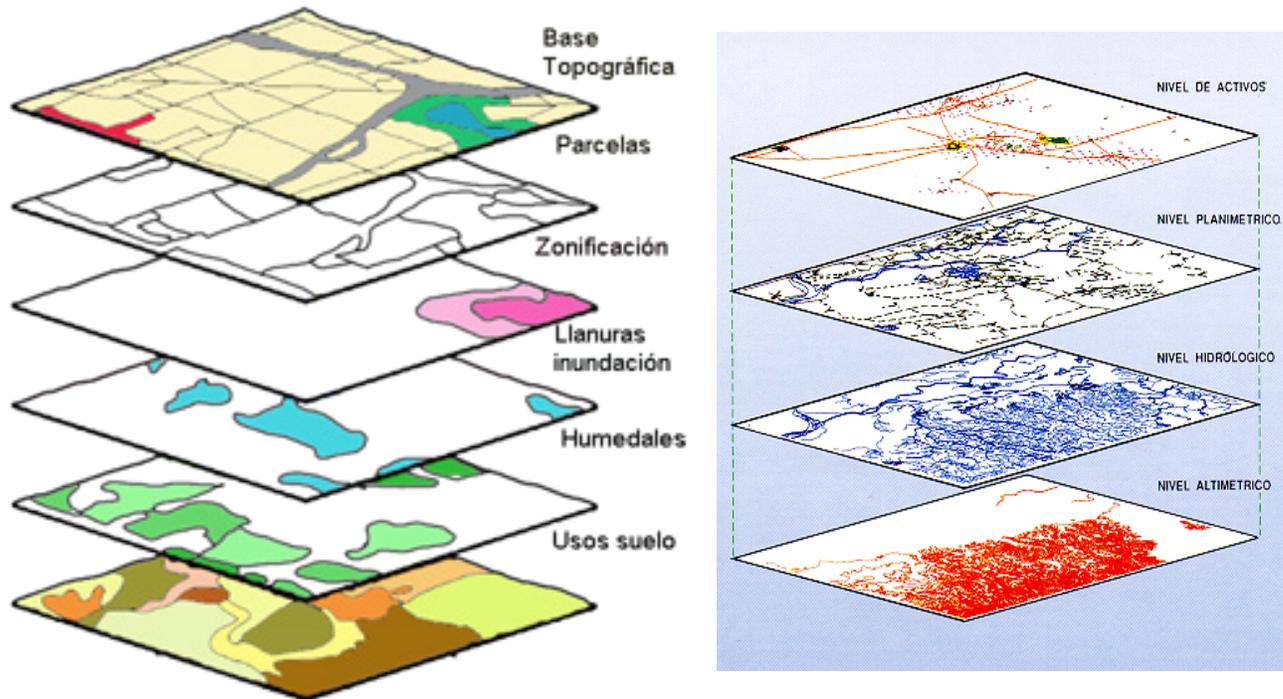


Figura 7 Posibles capas temáticas que se pueden obtener aplicando el Sistema de Información Geográfica.

Desarrollo de Datos

La compilación de datos en el sistema de Información Geográfica requiere de la conversión de formatos y sistemas de coordenadas, así como de datos que deben ser georeferenciados geográficamente en forma espacial. Estos son convertidos a datos estandarizados de tipo vector para ser utilizados en formato ESRI y Formatos ARC GRID que pueden ser intercambiados entre Software Arc Info y Arc ViewGIS.

A continuación, se muestran ventanas de GIS Arc View GIS (Figuras 8, 9, 10 y 11) y resultados de distintos datos obtenidos relativos a uso de suelo desde la cartografía de la región, delimitación del suelo hasta su cobertura vegetal en la Cuenca de Burgos, Tamaulipas.

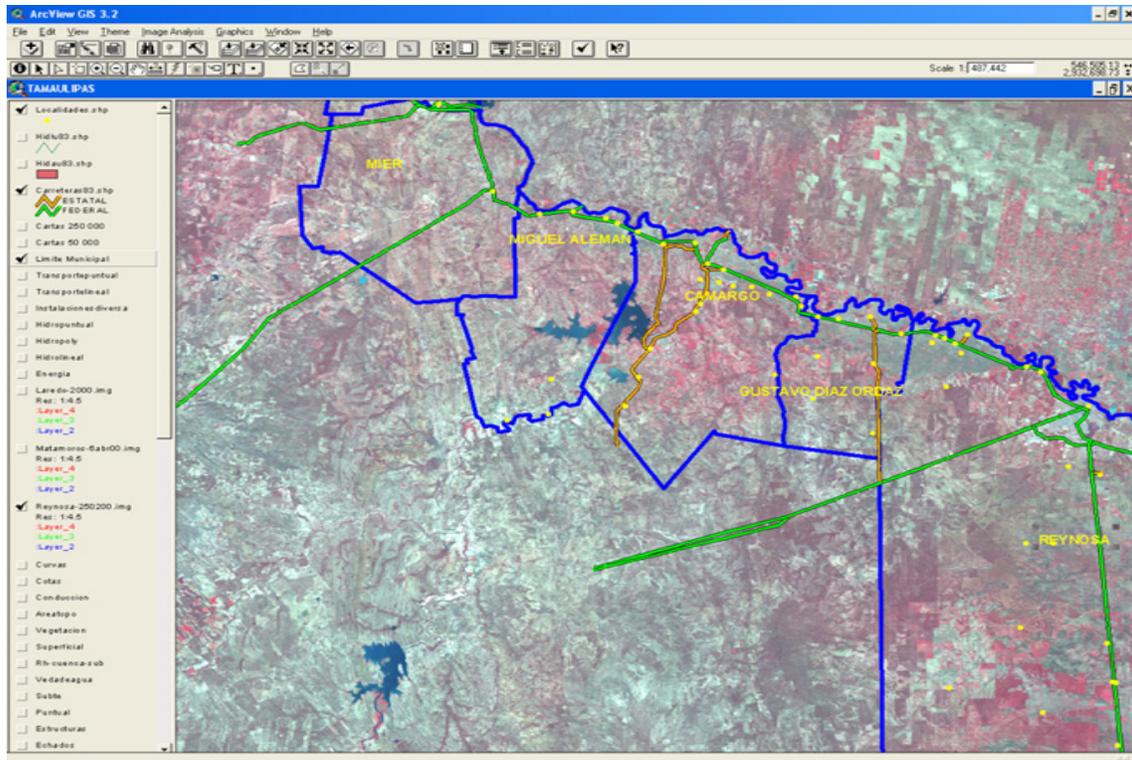


Figura 8. Ventana que indica la localización de la Cuenca de Burgos en el Estado de Tamaulipas y dentro de los límites estatales de Tamaulipas y Municipales de Reynosa.

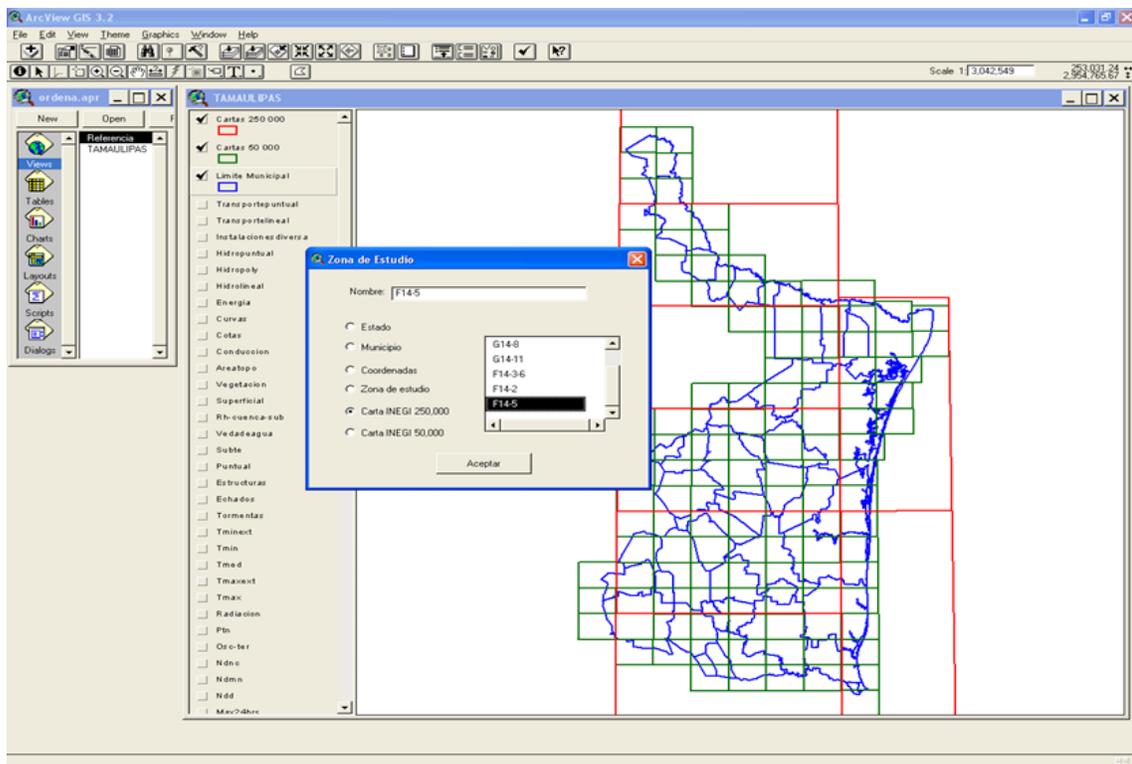


Figura 9. Ventana en software Arc view GIS que indica todas las cartas cartográficas que existen para la Estado de Tamaulipas.

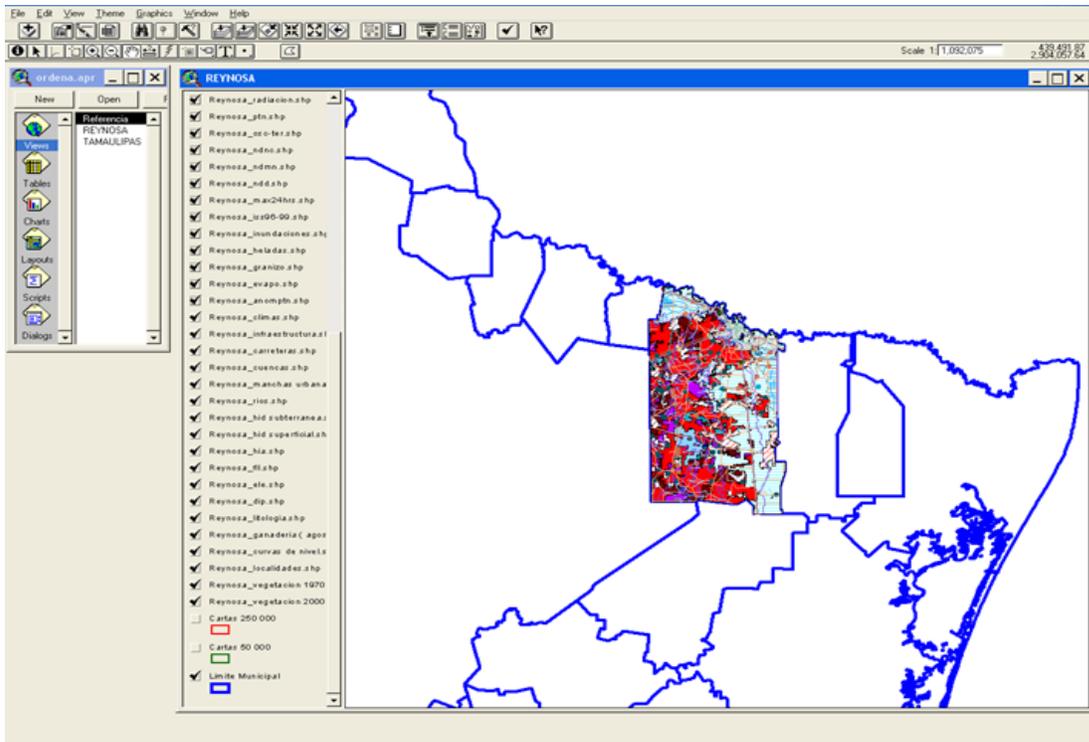


Figura 10. Ventana Arc View GIS indica de acuerdo a la información obtenida la cantidad de recursos hídricos en color verde, y la cobertura vegetal una mayor escala representada en color rojo la cual representa casi 70 % en su gran mayoría por matorral espinoso tamaulipeco, que es una especie endémica en la Cuenca de Burgos, lo cual se determinó a través de estudios de campo y gabinete realizados en la región sujeta a estudio.

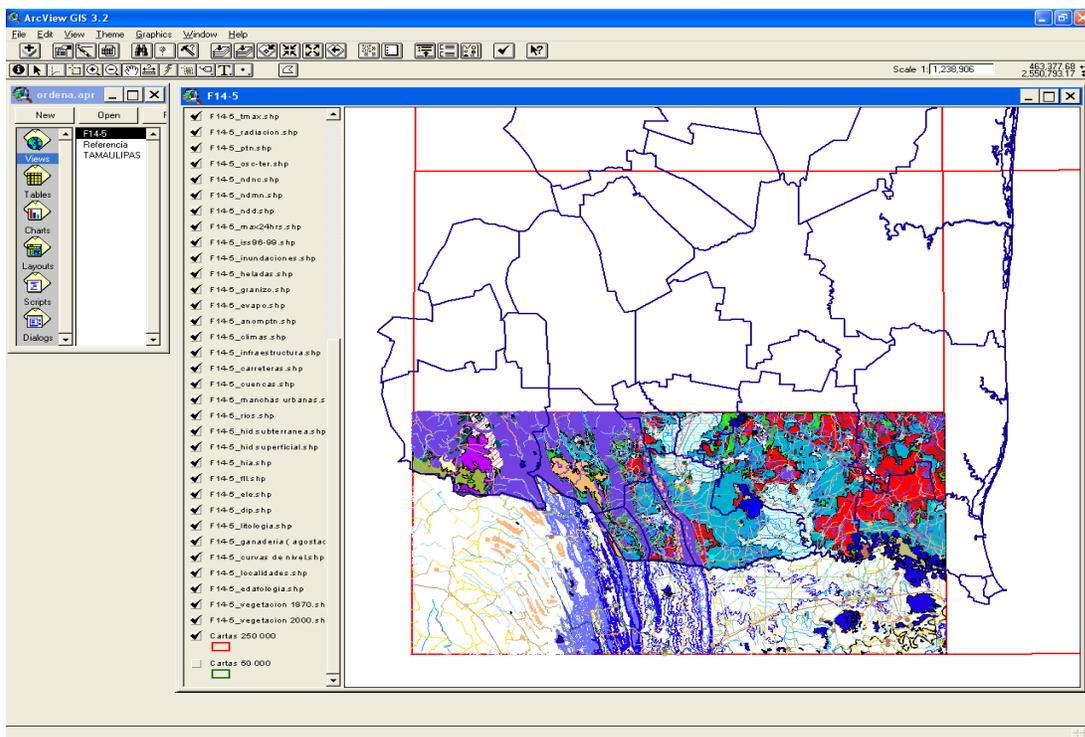


Figura 11. Ventana de Arc view GIS a una mayor escala (cartas vegetación 250000, cuerpos de agua 50,000) indica la cobertura vegetal en color rojo lo cual proporciona el uso de suelo en la región. La mayor parte del suelo de esta región está dedicado a actividades agropecuarias y un porcentaje menor a usos industriales.

Discusión de resultados.

Los resultados presentados en este trabajo fueron los primeros resultados sobre cobertura vegetal y uso de suelo en la Cuenca de Burgos, Tamaulipas. En este trabajo solo se presentan resultados parciales. Sin embargo, se había planteado en otras etapas realizar el análisis de Gap que implicaba la búsqueda de comunidades y especies que requieren un manejo sustentable para su preservación (Davis *et al.*, 1990). Este análisis es un método para evaluar las medidas presentes de protección de la biodiversidad y para identificar aquellas áreas donde se requiere prestar mayor atención a áreas que requieren un mayor esfuerzo en su conservación (Scott *et al.*, 1993). El análisis GAP es una técnica de Sistema de Información Geográfica en donde se superponen la distribución de especies con los límites de sus ecosistemas y áreas protegidas para identificar especies que deben ser protegidas. La metodología del Gap está basada en el uso lógico de representación de comunidades dentro de áreas protegidas, este análisis es una técnica que tiene gran atención entre agencias internacionales y organizaciones (Machlis *et al.*, 1994). Resulta efectiva para un análisis de política ambiental y para proveer mapas con prioridades de conservación y puede ser combinada con necesidades de sectores económicos, contrastar y seleccionar geográficamente cuales pueden ser proyectos viables para lograr desarrollo sustentable. El análisis gap es una técnica focal para la biodiversidad y el desarrollo sustentable futuro.

Conclusiones

1.- Este trabajo representa un esfuerzo de una empresa mexicana dedicada a la exploración, extracción, producción, almacenamiento y distribución de hidrocarburos del petróleo por realizar estudios científicos especializados para lograr que sus operaciones se realicen dentro de un marco normativo sustentable. Para ello, se logró formar un grupo científico especializado en medio ambiente, que fue el indicado en proveer de información ambiental especializada (uso de suelo, biodiversidad, recursos abióticos, información ambiental, etc.), a través del uso de metodología accesible que permitiera conocer sobre problemas de degradación de suelo, sobre explotación de recursos naturales incluso hasta situaciones críticas.

2.- El desarrollo de tecnologías como los Sistemas de Información Geográfica y el uso de sensores remotos en nuestro país como en otros países latinoamericanos ricos en biodiversidad representan instrumentos que permiten conocer en qué estado se encuentran los recursos naturales, ayudan a su conservación y uso sustentable de los mismos sin afectar otras actividades de desarrollo económico. Son especialmente útiles, cuando varias actividades socioeconómicas operan en un mismo lugar. El análisis espacial con estas tecnologías permite resolver posibles intereses en conflicto, por un lado, el de los grupos conservacionistas, y por el otro, los que pugnan por un desarrollo económico. Las regiones pueden ser identificadas espacialmente, y ayudar a tomar decisiones acertadas par el uso de suelo, de una región sin causar daño a los recursos naturales, ecosistemas, áreas protegidas o de protección especial. Permiten la coexistencia de distintas actividades sin entrar en conflicto con la protección de la biodiversidad de un lugar.

3.-Este trabajo solo se enfoca a obtener la cobertura vegetal de la Cuenca de Burgos ubicada en la Región Norte del Estado de Tamaulipas para conocer el uso de suelo, utilizando información provista por el uso de fotografías aéreas, satelitales y por Sistemas de Información Geográfica.

4.- El 70% de la cobertura vegetal está representada en la Cuenca de Burgos por matorral espinoso tamaulipeco, lo cual se confirmó por los estudios de campo y gabinete.

Bibliografía

Bonan, G. (1993). Importance of LAI and forest type when estimating photosynthesis in boreal forests. *Remote Sensing of Environment* en Hunsaker C.T. Gooschild M.F., Fried M.A., Case T.J., 2001. *Spatial Uncertainty in Ecology* (pp.287-289). Ed. Springer.

Busby, R. J (2002). Biodiversity mapping and modelling en Skidmore Andrew. (2002). *Environmental Modelling with GIS and Remote Sensing*(pp123). Taylor and Francis. London and New York.

Davis, F. W., D. M. Storms, J.E. Estes, J. Scepan, and J.M. Scott. (1990). An Information System approach to the preservation of biological diversity en Savitsky Basil G. and Lacher Thomas E. Jr. (1998). *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies*. (pp.153) Ed. Columbia.

Densham, P.J. (1991), *Spacial Decision Support Systems* en Skidmore Andrew. (2002). *Environmental Modelling with GIS and Remote sensing*. Taylor and Francis. London and New York.

Hunsaker Carolyn, Goodchil Michael, Friedl. Ted. (2001). *Spatial Uncertainty in Ecology. Implication for Remote GIS applications*. Springer. New York, Berlin.

FAO. (1976). *A framework for land evaluation*. Soils Bulletin No. 55. Food And Agricultural Organization of United Nations, Rome,FAO.

FAO. (1993). *Guidelines for Land Use Planning*.FAO Development Series 1, Soil Resources, Management and Conservation Saervice. Rome, FAO.

Gerylo, G., R. J. Hall, and S. E. Franklin, Roberts, and E. J. Milton. (1998). *Hirtchical image classification and extraction of forest species composition and crown closure from airborne*

Multispectral images en Hunsaker C.T. Gooschild M. F., Fried M. A., Case T. J., (2001). *Spatial Uncertainty in Ecology* (pp.288-289) Ed. Springer.

Gougeon, (1995) a. *Comparation of possible multispectral classification schemes for tree crows individually delined on high special resolution MES imagenes* en Hunsaker C.T.

Gooschild M.F., Fried M.A., Case T.J., (2001). *Spatial Uncertainty in Ecology*(pp.288-289) Ed. Springer.

Gougeon, (1995). b. *A crown-following approach to the automatic delineation of individual tree crows in high spatial resolution aerial imagines* en Hunsaker C. T. Gooschild M. F., Fried M. A., Case T. J., 2001.*Spatial Uncertainty in Ecology* (pp.288-289) Ed. Springer.

Jensen, J. R. (1995) *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective*. en Savitsky Basil G. and Lacher Thomas E. Jr. (1998). *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies* (pp.49). Ed. Columbia.

Landsberg, J, Coopos, n.c. (1999). *Modeling forest productivity across large areas and long periods* en Hunsaker Carolyn, Goodchil Michael, Friedl. Ted. 2001 (pp 287). *Spatial Uncertainty in Ecology. Implication for Remote GIS applications*. Springer. New York, Berlin.

Lobo, A. (1997). Image segmentation and discriminant analysis for the identification of land cover units in ecology en Hunsaker C.T. Gooschild M. F., Fried M.A., Case T. J., 2001. *Spatial Uncertainty in Ecology* (pp.288-289) Ed. Springer.

Machlis, Forester y Mc Krndry, (1994). National Research Council. (2003). *Using Remote Sensing in State and Local Government National Information for Management and Decision Making* Academic of Sciences, USA, pp.97.

Nizeyimana, Egie, Gary W. Petersen and Joan C. Looijen. (2002). *Land use planning and environmental impact assessment using geographic information system in.*

Robiino, C (1981). The logic of multispectral clasification and mapping of land en Hunsaker Carolyn, Goodchil Michael, Friedl. Ted. 2001(pp. 287-289) *Spatial Uncertainty in Ecology. Implication for Remote GIS applications.* Springer. New York, Berlin.

Romero H., F. Ordenes y A. Vásquez. (2003). *Ordenamiento Territorial y Desarrollo Sustentable a Escala Regional, ciudad de Santiago y Ciudades Intermedias en Chile.* In *Desafíos de la Biodiversidad en Chile*, Eugenio Figueroa y Javier Simonetti, Editores, Editorial Universitaria, Santiago de Chile, pp. 167-207.

Romero, H., (2004). *Crecimiento Espacial de Santiago entre 1989 y 2003 y la Pérdida de Servicios Ambientales.* *Hacer Ciudad*, Editor Patricio Tupper, Centro Chileno de Urbanismo, Santiago: 179-201.

Romero Hugo, Henríquez Christian, Gerardo Azócar, Aléxis Vásquez, Naircylyne do Souza, Sebastián Riveros Andrés Morán. (2006). *Sistemas de Información Geográfica para el Desarrollo Sustentable de las ciudades chilenas.*

Savitsky Basil G. and Lacher Thomas E. Jr. (1998). *GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies.* Ed. Columbia.

Scott, J. M., B.Csuti, J. D. Jacobi, and J.E.Estes.1987.*Species richness: A geographic approach to proctrcting future biological diversity en Savitsky Basil G.and Lacher Thomas E. Jr.(1998). GIS Methodologies for Developing Conservation Strategies* (pp.151). Ed. Columbia.

Skidmore Andrew. (2002). *Environmental Modelling with GIS and Remote sensing.* Taylor and Francis. London and New York.

Warning, R. H., J. B. Way, E. R. Hunt, L. Morrisey, K. J. Ranson, J. Weishempel. (1995) en Hunsaker Carolyn, Goodchil Michael, Friedl. Ted. 2001(pp.287) *Spatial Uncertainty in Ecology. Implication for Remote GIS applications.* Springer. New York, Berlin.

Williams-Linera Guadalupe, Halffter Gonzalo and Ezcurra Exequiel (1998). *La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Estado de la Biodiversidad en México.* Wulder M. A. (1998). *Optical remote-sensing techniques for the assessment of forest inventory and biophysical parameters en Hunsaker C.T. Gooschild M.F.,Fried M.A., Case T. J., 2001. Spatial Uncertainty in Ecology* (pp.288-289) Ed. Springer.

La Microbiota Del Suelo De Una Plantación De Pinos En El Parque “La Marquesa”: La Base De Un Bioproceso Sustentable.

Eduardo Rodríguez-Bustamante
Roberto Arreguín-Espinosa

Departamento de Química de Biomacromoléculas, Instituto de Química
Universidad Nacional Autónoma de México

Resumen

La Faja Volcánica Transmexicana representa un sistema montañoso complejo tanto en origen como en ambientes, donde prevalecen los bosques de coníferas y de encinos. No obstante, casi todos los tipos de vegetación de México se encuentran presentes, lo que aunado a la existencia de tipos climáticos muy variados, repercute en su enorme diversidad biológica. Dentro de este sistema se ubica el Parque Nacional "Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla", mejor conocido por su nombre popular "La Marquesa", el cual constituye un área de gran concentración de pinares. Asociado a esta vegetación se encuentran grandes extensiones de suelo cubierto por mantillo en forma de acículas, el cual junto con la microbiota aislada de una plantación forestal, representaron la materia prima y el modelo biológico para la implementación de un bioproceso. Después de cultivar de manera exitosa a nivel laboratorio a las cepas microscópicas obtenidas del suelo de bosque, se seleccionó a una especie del género *Penicillium* por su prometedora capacidad para crecer en celulosa y hemicelulosa como fuentes de carbono. A continuación, este hongo se comparó con una cepa comercial, lo que mostró la superioridad del microorganismo aislado para degradar material lignocelulósico y su potencial para procesos biotecnológicos con una premisa de aprovechamiento sustentable de recursos.

Palabras clave: Faja Volcánica Transmexicana, bosque de coníferas, Parque "La Marquesa", microbiota asociada al suelo, material lignocelulósico, bioproceso sustentable

La Faja Volcánica Transmexicana: Un sistema montañoso con una alta biodiversidad

La Faja Volcánica Transmexicana (FVT), conocida también como Eje Neovolcánico Transmexicano o Cinturón Neovolcánico, se define como un arco magmático continental constituido por cerca de 8000 estructuras volcánicas y algunos cuerpos intrusivos (Gómez-Tuena *et al.*, 2005) y se localiza, principalmente, entre los 19 y 21° de latitud norte con elevaciones que van de los 1500 a los 3000 metros sobre el nivel del mar (Ferrusquía-Villafranca, 2007). Esta faja cruza el territorio mexicano de oeste (Cabo Corrientes, Nayarit) a este (Sierra de Chinconquiaco, Veracruz) y entre sus volcanes, aún activos, destacan el Ceboruco (Nayarit) el Nevado y el Volcán de Colima (Jalisco-Michoacán), el Tancítaro (Michoacán), el Nevado de Toluca (Estado de México), los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl (Estado de México-Puebla-Morelos), la Malinche (Puebla-Tlaxcala) y el Citlaltépetl o Pico de Orizaba (Puebla-Veracruz) (Espinosa y Ocegueda, 2007). Su origen está relacionado con la subducción de las placas de Cocos y Rivera por debajo de la placa Norteamericana (García-Palomo *et al.*, 2008). Con base en su geología y tectónica, la FVT puede dividirse en tres sectores o porciones: Occidental, Central y Oriental (Demant, 1982; Pasquaré *et al.*, 1988). El sector Occidental incluye a Tepic-Zacoalco y Colima, que delimitan al bloque Jalisco, el sector Central corresponde al Campo Volcánico Michoacán-Guanajuato, delimitado al oriente por la Falla de San Miguel de Allende-Querétaro, y el sector Oriental, que es el de mayor extensión, incluye a la zona de mayor altitud de la FVT (Ferrusquía-Villafranca, 2007). Su longitud es de 1000 km y su ancho varía de 50 a 250 km, siendo su porción Occidental la más ancha y la Oriental, la más angosta debido a su confinamiento con la Sierra Madre Oriental y la Sierra de Oaxaca (Espinosa y Ocegueda, 2007).

La FVT representa un área compleja tanto en origen como en ambientes; en cuanto a estos últimos, contiene 30 tipos climáticos diferentes y casi todos los tipos de vegetación del país se encuentran presentes, aunque predominan los bosques de coníferas y de encinos

(Espinosa y Ocegueda, 2007) sobre pastizales, matorrales subalpinos, bosques mesófilos (en áreas de cañada), vegetación ribereña, matorrales xerófilos y selvas bajas caducifolias (Espinosa *et al.*, 2008). La existencia de tipos climáticos muy variados, que incluyen desde los fríos de alta montaña en las cumbres del Citlaltépetl y Popocatepetl, hasta lugares cálidos y húmedos en Colima y Veracruz, repercute en la formación de diferentes ambientes propicios para una amplia gama de biodiversidad (Hernández Cerda y Carrasco Anaya, 2007). De acuerdo a Espinosa y Ocegueda (2007), esta heterogeneidad convierte a la FVT en la provincia biogeográfica más compleja en historia geológica y biótica de México, y su enorme diversidad biológica se pone de manifiesto en el siguiente cuadro, tomado de los mismos autores (Tabla 1).

Tabla 1. Grupos representativos de la flora y la fauna de la FVT respecto al resto del territorio mexicano

Taxón	% nacional
Asteráceas	25.0
Encinos	22.4
Gimnospermas	43.8
Anfibios	29.4
Aves	63.7
Colémbolos	34.0
Mamíferos	28.7
Reptiles	17.8

La Sierra de las Cruces y La Marquesa

En el sector Oriental de la FVT, subprovincia Lagos y Volcanes de Anáhuac, se localiza la Sierra de las Cruces (SC), la cual constituye un límite morfológico entre las cuencas de México y Toluca, delimitada por las coordenadas 18°59'-19°43' de latitud norte y 99°00'-99°44' de longitud oeste (García-Palomo *et al.*, 2008; INEGI, 2016). Históricamente se le conoce por la batalla del Monte de las Cruces, ocurrida el 30 de octubre de 1810, en la cual las fuerzas insurgentes derrotaron al ejército realista en una batalla que *a posteriori*, causaría la ruptura entre Miguel Hidalgo e Ignacio Allende, ya que el primero se impone contra la idea de proseguir a México y prefiere retirarse con el argumento de que ante la falta de municiones, es aconsejable no arriesgarse (Herrejón Peredo, 2012). De acuerdo al trabajo de Mooser (1975) su formación tuvo lugar de finales del Mioceno al Plioceno, aunque la actividad volcánica principal ocurrió durante el Plioceno tardío y el Pleistoceno (García-Palomo *et al.*, 2008). La SC ofrece el aspecto de una cadena montañosa alargada, bastante uniforme, con altitudes cercanas a los 3400 m (Rzedowski y Rzedowski, 2005) y posee una longitud de 110 km y un ancho que va de los 27 a los 47 km en las partes sur y norte, respectivamente. Con base en sus características morfotectónicas, diferencias en patrones de drenaje, vulcanismo, edad, deformación y la presencia de fallas, García-Palomo y colaboradores (2008) la dividieron en tres grandes bloques, denominados norte, centro y sur. Dentro del bloque centro de la SC, en la carretera México-Toluca (aproximadamente a 50 km al oeste de la Ciudad de México) se ubica el Parque Nacional "Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla", popularmente conocido como "La Marquesa", con un total de 1890 hectáreas (INEGI, 2016). La categoría de parque nacional le fue conferida por Decreto Presidencial con fecha del 9 de septiembre de 1936, siendo presidente el Gral.

Lázaro Cárdenas del Río, lo que establece que se trata de un área a nivel nacional con uno o más ecosistemas que se signifiquen por su belleza escénica, su valor científico, educativo, de recreo, su valor histórico, por la existencia de la flora y la fauna, por su aptitud para el desarrollo de turismo, o bien por otras razones análogas de interés general (DOF, 1996). En términos de división política, este parque nacional es compartido entre la Ciudad de México (CDMX) y el Estado de México, particularmente en los municipios de Huixquilucan, Lerma y Ocoyoacac.

Tipo de vegetación de la Sierra de las Cruces

Debido a la variación altitudinal, el clima varía de templado a semifrío con lluvias en verano (Cw de acuerdo a la clasificación de Köppen), por lo que el tipo de vegetación que prevalece, según datos del INEGI (2106), se encuentra representada por bosques y como se mencionó antes, sobre todo los de coníferas. Los bosques representan el hábitat de un número considerable de especies, que al igual que otros ecosistemas terrestres y acuáticos, proporcionan múltiples servicios ecosistémicos (Rendón Carmona *et al.*, 2014). Los bosques de coníferas ocupan el 15% del territorio de México, del cual el 90% corresponde a bosques de pinos (*Pinus*) o de pino-encino (*Pinus-Quercus*), seguidos en extensión, de enebros (*Juniperus*) y oyameles (*Abies*) (Flores *et al.*, 1971). En el caso particular de la SC y por ende, de La Marquesa, al ubicarse en la cordillera más alta del país (FVT), constituye un área de gran concentración de pinares, especialmente de *Pinus montezumae*; en sitios menos húmedos prevalece *P. pseudostrobus*, mientras que en suelos someros o en situaciones secas, los desplazan *P. rudis* y *P. teocote* (Rzedowski, 2006). De manera tradicional, el ser humano ha explotado a los bosques principalmente para adquirir productos tales como madera, fibras y plantas tanto comestibles como medicinales. Lo anterior ha provocado cuantiosas pérdidas a causa de la deforestación y la tala indiscriminada de extensas áreas de bosque a nivel mundial, lo que a su vez refleja el desaprovechamiento de su enorme potencial. A raíz de lo anterior, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en estrecha colaboración con los gobiernos estatal y municipales, ha planteado como imperante el establecimiento de modelos y políticas para un manejo sustentable de estos ecosistemas y sus recursos, tanto bióticos (vegetación y fauna) como abióticos (agua y suelos, entre otros). Campañas de reforestación de tipo anual y con participación ciudadana, auspiciadas tanto por instituciones gubernamentales (federales y estatales) como no gubernamentales, representan acciones para mitigar las tasas de deforestación y recuperar terrenos de carácter forestal con un uso de suelo distinto. Curiosamente, los recursos bióticos de tamaño microscópico (microbiota), que juegan un papel vital dentro de cualquier ecosistema como se describirá más adelante, han recibido nula o poca atención.

Área de estudio

Para este trabajo (Rodríguez-Bustamante *et al.*, 2016), se seleccionó una plantación forestal, producto de reforestación, ubicada cerca del poblado de Salazar, en el municipio de Lerma, cuyas coordenadas son: 19°18'9" N (norte) y 99°23'56" W (oeste) (Fig. 1A, Google Maps, 2015). En este sitio, la flora consiste principalmente de pinos, identificados como *P. pseudostrobus* Lindl y pastizales, rodeando la plantación, con el suelo densamente cubierto por biomasa vegetal (mantillo) en la forma de acículas secas (Fig. 1B).

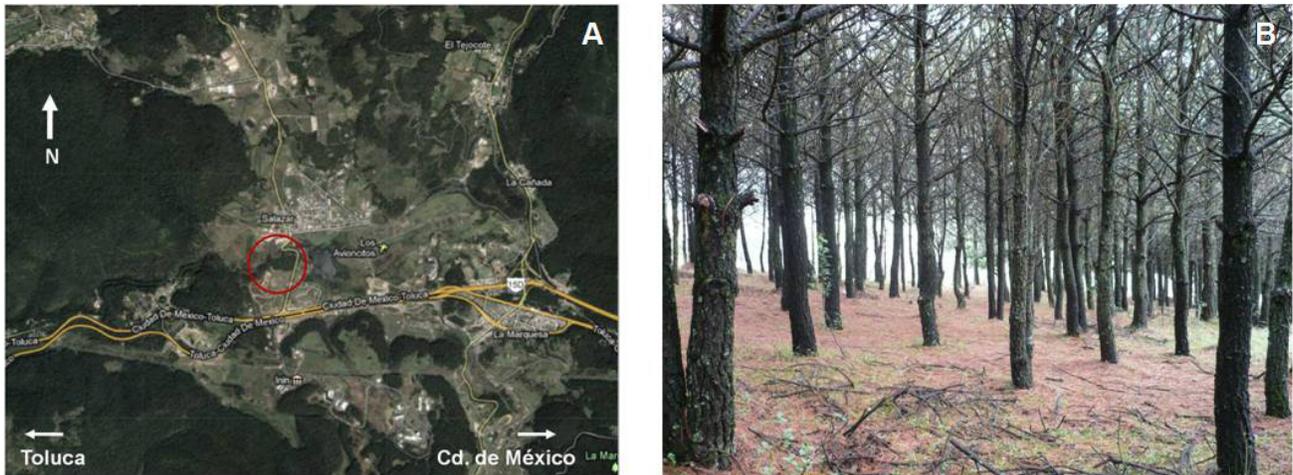


Figura 1. Mapa donde se muestra con un círculo rojo el sitio del presente estudio, ubicado cerca del poblado de Salazar, Edo. de México (A), que representa un bosque secundario, producto de la reforestación de la zona (B)

Después de levantar un inventario circular con un área de 1000 m², se estimó que la densidad de árboles era de 130 por hectárea y que la cantidad de carbono almacenada en el mantillo exhibía un valor de 45.8 toneladas por hectárea. Con este dato se determinó que existía un exceso de carbono almacenado, por lo que la remoción de una minúscula cantidad de agujas de pino, las cuales representan el sustrato para un cultivo sólido, no implicó ningún tipo de estrés para el ecosistema. Por otra parte, se pensó que la microbiota nativa de este sitio sería la indicada para la utilización del mantillo como fuente de carbono en cultivos a nivel laboratorio, por lo cual, se aislaron diversos hongos microscópicos responsables de la descomposición biótica de materia orgánica del suelo. Los materiales y métodos para llevar a cabo dicha tarea se describen en el artículo de Rodríguez-Bustamante y colaboradores (2016), al cual puede accederse en línea de manera gratuita.

Proceso de descomposición en ecosistemas terrestres

El funcionamiento de todos los ecosistemas depende de sus componentes bióticos y abióticos y dentro de su estructura trófica se reconocen tres niveles (subsistemas) (Swift *et al.*, 1979): (1) el de los productores, (2) el de los consumidores y por último, (3) el que corresponde a los saprófagos (reductores). A dichos subsistemas se asocian, respectivamente, tres conceptos fundamentales (Carabias *et al.*, 2009):

Productividad primaria, definida como la tasa de fijación de materia y energía por parte de los organismos autótrofos

Productividad secundaria, que se refiere a la tasa de fijación de materia y energía por parte de los organismos heterótrofos

Tasa de descomposición, que representa la velocidad a la cual los materiales producidos por los distintos organismos se degradan para formar fracciones más pequeñas y compuestos más simples

En el siguiente esquema (Fig. 2) se puede apreciar un modelo general de la estructura de un ecosistema, en el cual destacan los continuos flujos e intercambios de materia y energía que

contribuyen al mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos de los elementos. La luz indica que se está llevando a cabo el proceso de fotosíntesis para la fijación de dióxido de carbono (CO_2) y la producción de compuestos orgánicos de carbono, principalmente en forma de azúcares. Las flechas rojas muestran el flujo de materia dentro de la estructura trófica del ecosistema, mientras que la flecha azul señala la liberación de los elementos químicos en forma inorgánica. A esto último se le conoce con el nombre de mineralización y constituye el reabastecimiento de los elementos químicos para reutilizarlos en la síntesis de materia orgánica. En la figura, el término "biomasa" se refiere a tejido muerto (vegetal o animal) o bien a productos de desecho de organismos tales como exudados o heces. La importancia de los tres niveles (productores, consumidores y saprófagos) es fundamental; no obstante, dado el objetivo del escrito, nos enfocaremos a los saprófagos (saprobios), que de acuerdo a Carabias y colaboradores (2009) pueden dividirse en dos grupos:

Detritívoros, quienes reducen a la materia orgánica a través de procesos mecánicos y digestivos

Descomponedores (o degradadores), entre los que se encuentran bacterias y hongos, los cuales son capaces de degradar la materia orgánica debido a su maquinaria enzimática.

En los últimos años, la geomicrobiología ha recibido una creciente atención debido a que permite entender cuáles el papel de los microorganismos en procesos geológicos y geoquímicos (Gadd, 2017), entre los que destaca la descomposición de materia orgánica para el reciclado de carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, entre otros elementos.

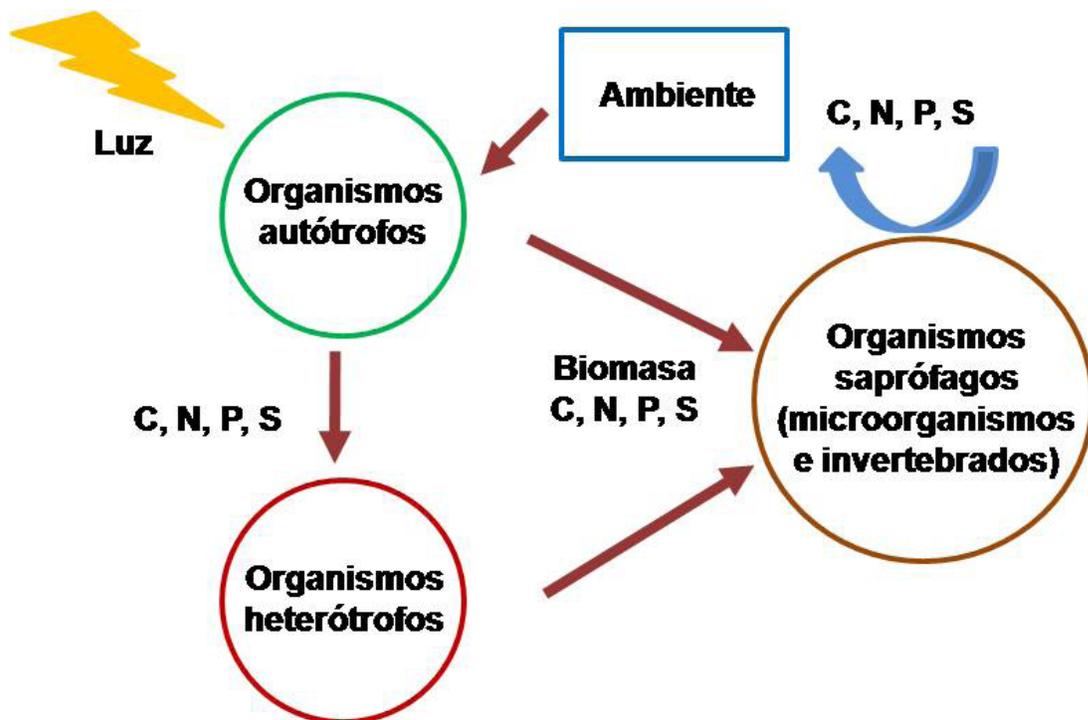


Figura 2. Estructura y funcionamiento de un ecosistema con base a sus tres subsistemas. C (carbono), N (nitrógeno), P (fósforo) y S (azufre)

Saprobios responsables de la degradación de material lignocelulósico

En los bosques boreales y templados, los grandes descomponedores del suelo se encuentran representados por dos grandes y diversos grupos: bacterias y hongos; por mucho, la degradación que llevan a cabo estos últimos ha sido la más estudiada (Berg y McClaugherty, 2008). Un ejemplo excepcional de saprobios lo constituyen los microorganismos xilófagos (bacterias y hongos), que como su nombre lo indica, son capaces de degradar madera. La madera se encuentra formada por paredes celulares de plantas, que a su vez están compuestas por sustancias lignocelulósicas y su proceso de degradación se conoce como pudrición. De acuerdo a los organismos involucrados y a las enzimas derivadas de ellos, esta pudrición puede ser de tres tipos: parda o café, blanda y blanca (Luley, 2006). Los dos primeros tipos tienen que ver, principalmente, con la descomposición de celulosa, mientras que los hongos responsables de la pudrición blanca, también denominados hongos ligninolíticos, como su nombre lo indica, son capaces de degradar lignina. El término "lignocelulosa" se refiere a la biomasa conformada principalmente por tres polímeros: celulosa (50%), hemicelulosa o xilano (25-30%) y lignina (15-25%). La celulosa representa el polisacárido más abundante en la Tierra; su estructura química es relativamente simple y está constituida por residuos de D-glucosa unidos, primordialmente, mediante enlaces glucosídicos β 1-4, que forman cadenas poliméricas lineales de aproximadamente 10,000 monómeros (Fig. 3A). La hemicelulosa, representada principalmente por el xilano, es el segundo polisacárido más abundante y posee una estructura más complicada que la celulosa. Se encuentra formada por unidades monoméricas de D-xilosa en su esqueleto, también unidas mediante enlaces β 1-4, que a su vez, presentan cadenas laterales de D-manosa, D-glucosa, L-arabinosa, D-galactosa y ácidos D-glucurónico y D-galacturónico (Fig. 3B). Por último, la lignina es un compuesto poliaromático de estructura bastante compleja, que es el responsable de dar soporte y dureza a las paredes de células vegetales. Se encuentra constituida, principalmente, por tres monómeros: alcohol p-cumarílico, alcohol coniferílico y alcohol sinapílico (Fig. 3C). Hoy en día, la celulosa y la hemicelulosa representan una importante fuente renovable que es precursora de azúcares fermentables como la glucosa, la cual representa la materia prima de diversos procesos biotecnológicos de importancia comercial.

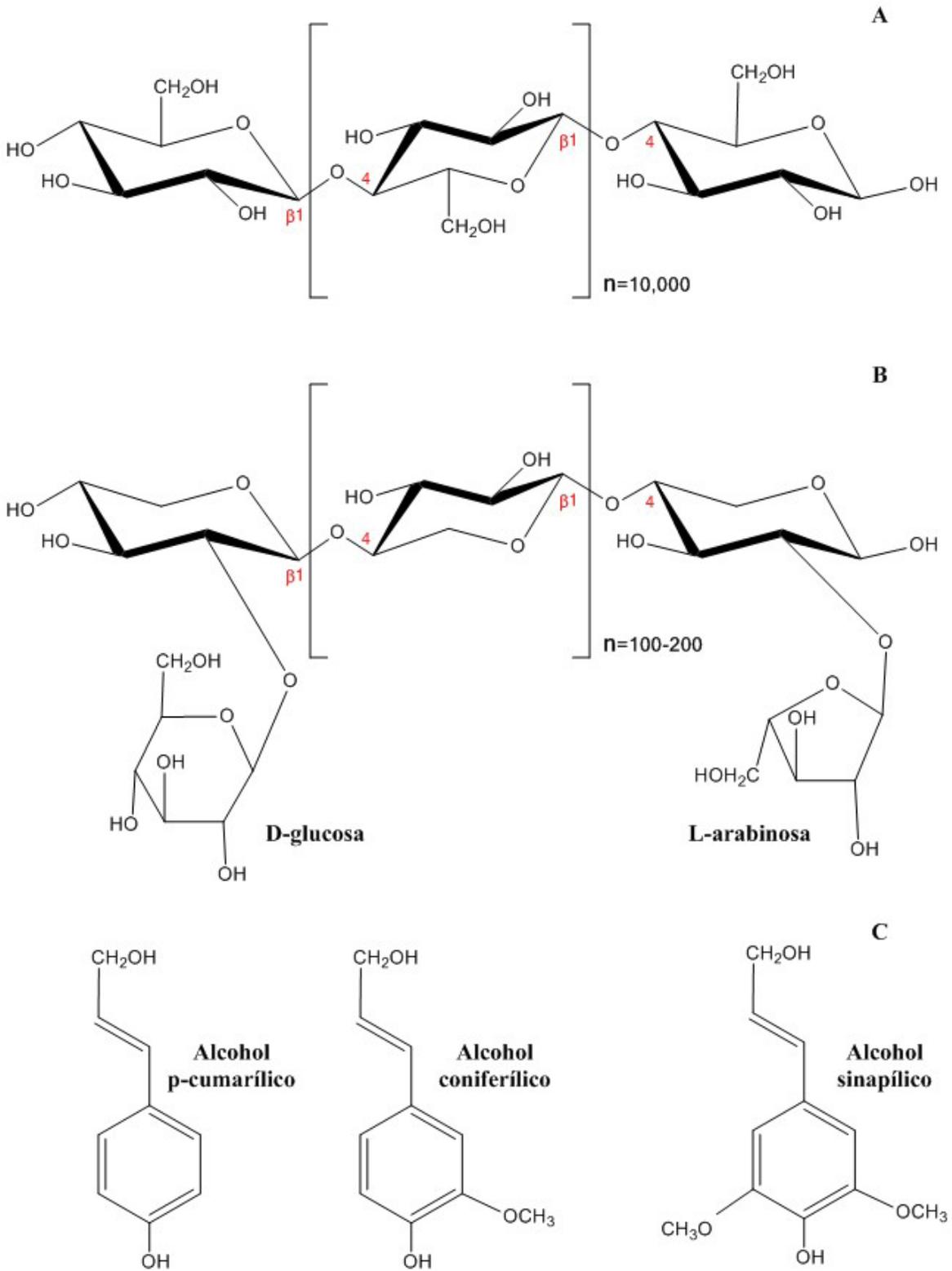


Figura 3. Estructuras químicas (dibujadas mediante el programa ChemBioDraw®) de los principales componentes que constituyen a la pared celular de plantas: (A) celulosa, (B) hemicelulosa en su forma de xilano y (C) monómeros de lignina

Aunado su crecimiento en forma de filamentos (micelio), la nutrición de muchos hongos se basa en la absorción de compuestos resultantes de la acción de enzimas extracelulares (Chávez-Castillo *et al.*, 2017), lo que les confiere una mayor capacidad para penetrar las fibras que componen al material lignocelulósico (Swift *et al.*, 1979). Debido a su aspecto físico, a este tipo de crecimiento se le denomina "moho" y entre los géneros fungales considerado como tales se encuentran *Aspergillus*, *Mucor*, *Rhizopus* y *Penicillium*, el cual es muy conocido porque se le asocia con el antibiótico penicilina (Chávez-Castillo *et al.*, 2017). Existen también bacterias capaces de formar micelio que pertenecen al orden Actinomycetales, las cuales comparten características generales con los hongos filamentosos tales como la habilidad para formar esporas y la capacidad de degradar a los constituyentes de la pared celular de plantas. Las enzimas involucradas en este proceso de degradación (pudrición), reciben el nombre genérico de celulasas, hemicelulasas (xilanasas) y ligninasas, de acuerdo con su blanco de acción. Desde el punto de vista ecológico, estas enzimas cobran una enorme importancia en el ciclo del carbono y en la actualidad han llamado la atención de biotecnólogos debido a su aplicación para la producción de materias primas a partir de residuos de biomasa vegetal.

La Marquesa como proveedor de material lignocelulósico y microbiota del suelo

En nuestro grupo de investigación, se decidió aprovechar la riqueza biológica del suelo de un bosque de coníferas, producto de la reforestación de pinos, en la zona turística de La Marquesa, particularmente en el Valle de Salazar, descrita previamente en la sección que corresponde al área de estudio. En este trabajo se desarrolló un proceso con aplicaciones biotecnológicas, utilizando mantillo (acículas de pino) como sustrato y hongos microscópicos aislados de suelo de bosque (Rodríguez-Bustamante *et al.*, 2016). De los 16 microorganismos exitosamente aislados en el laboratorio e identificados con números (de acuerdo al orden de siembra), precedidos por las letras LM (La Marquesa), se seleccionó a LM-3 debido a su rápido crecimiento en celulosa y hemicelulosa como únicas fuentes de carbono. Su posterior caracterización, tanto morfológica como a nivel secuencia génica, permitió asignar el género *Penicillium* a la cepa recién aislada. Una vez conocido lo anterior, se hizo una comparación entre una cepa comercial (*P. chrysogenum*) y *Penicillium* sp. LM-3 al cultivarlos en agujas de pino como sustrato, con lo que se encontró una notable diferencia en el crecimiento de ambos microorganismos, así como su capacidad para degradar holocelulosa (celulosa + hemicelulosa) (Tabla 2). Era de esperarse que un organismo cuyo microhábitat impone una presión de selección para un eficiente aprovechamiento de fuentes de carbono no fácilmente aprovechables en términos metabólicos, como lo es el mantillo de bosque, mostrara esta clara diferencia con respecto a una cepa del mismo género. Lo anterior señaló a *Penicillium* sp. LM-3 como un excelente candidato para continuar con estudios encaminados a la producción de enzimas con actividad celulolítica, incluso probando sustratos alternativos provenientes de desechos domésticos. En este momento se están llevando a cabo experimentos empleando residuos de café como una opción distinta a las acículas de pino con la finalidad de evitar algún impacto sobre el bosque de pinos debido a la excesiva remoción de mantillo. Por otra parte, como perspectivas a corto plazo, se pretende examinar la actividad de las cepas restantes, así como un estudio sinérgico en el cual se empleen cultivos mixtos que asemejen mejor la realidad del proceso de descomposición.

Tabla 2. Comparación de dos cepas del género *Penicillium* crecidas en acículas de pino como sustrato sólido (material lignocelulósico)

Parámetro	<i>Penicillium</i> sp. LM-3	<i>P. chrysogenum</i>
Cantidad de esporas producidas por g de agujas de pino	7x10 ⁸	5x10 ⁷
% de degradación de holocelulosa	28	6

Con esta investigación se mostró que productos forestales considerados como inútiles o de bajo valor comercial, como son las acículas de pino, representaron el punto de partida para el desarrollo de un bioproceso, basado en la microbiota aislada de este sitio. No por ello se pretende que se haga un aprovechamiento de los recursos biológicos obtenidos de esta plantación forestal sin tomar en cuenta la premisa de sustentabilidad desde sus tres perspectivas: ecológica, económica y social. El correcto uso de los recursos naturales prevendría que el acopio desmedido del mantillo provocara consecuencias serias, rompiendo el equilibrio entre los subsistemas antes mencionados y provocando la erosión del suelo. Por ello se determinó de manera cuantitativa el exceso de carbono almacenado e incluso se concluyó que la remoción de una mínima fracción de acículas podría prevenir incendios forestales potenciales a causa de la falta de material combustible. El caso de la microbiota no plantea ningún tipo de problema ya que se trata de una fuente prácticamente inagotable de recursos y servicios, tomando en cuenta nuevamente el concepto de hacer un uso responsable, consciente y sobre todo, sustentable de la misma.

Consideraciones finales

Hoy en día, el planeta atraviesa por fuertes crisis; una de ellas es la pérdida acelerada de la biodiversidad (variedad genética, especies y ecosistemas). Como respuesta a esto, las acciones encaminadas hacia la conservación han cobrado un fuerte interés en las últimas décadas. La biodiversidad es un constituyente importante en la vida de los seres humanos, que constituye recursos de los que dependen familias, comunidades, países y futuras generaciones y proporciona servicios ambientales básicos (Luna Plascencia *et al.*, 2011), entre los que destacan los de provisión o abastecimiento (alimentos, agua dulce), de soporte (reciclado de nutrientes, formación de suelo, productividad primaria), de regulación (clima, control de la erosión, enfermedades) y culturales (estéticos, espirituales, recreativos).

A pesar de la extensa cantidad de estudios sobre la biodiversidad de la FVT, son escasos los reportes referentes a sus hongos microscópicos, aun cuando se conoce el papel fundamental que desempeñan dentro de un ecosistema. Las comunidades microbianas aisladas del suelo de la FVT, podrían emplearse como grupo de estudio para encontrar zonas de alta diversidad biológica. Por ello, un recurso natural, representado por su microbiota, pone de manifiesto el enorme potencial de productos y servicios derivados del aprovechamiento sustentable de una plantación forestal ubicada en la zona de La Marquesa, un pequeño punto dentro este complejo sistema montañoso.

Referencias

Berg, B. y McLaugherty, C. (2008) Plant litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Carabias, J., Meave, J.A., Valverde, T. y Cano-Santana, Z. (2009) Ecología y medio ambiente en el siglo XXI. México: Pearson Educación.

Chávez-Castillo, A., Arreguín-Espinosa, R., Cifuentes-Blanco, J. y Rodríguez-Bustamante, E. (2017) ¿Cómo funcionan los microbios? *Ciencia*, 68, 26-35.

Demant, A. (1982) Interpretación geodinámica del volcanismo del Eje Neovolcánico Transmexicano. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, *Revista*, 5, 217-222.

DOF (1988) Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), Diario Oficial de la Federación del 28 de enero de 1988, reformada mediante decreto publicado en el DOF del 13 de diciembre de 1996 y última reforma publicada en el DOF del 24 de enero de 2017.

Espinosa, D. y Ocegueda, S. (2007) Introducción. En I. Luna, J.J Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana* (pp. 5-6). México: CONABIO-UNAM.

Espinosa Organista, D., Ocegueda Cruz, S., Aguilar Zúñiga, C, Flores Villela, O. y J. Llorente-Bousquets (2008) El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. En *Capital Natural de México, vol I: Conocimiento Actual de la Biodiversidad* (pp. 33-65). México: CONABIO.

Ferrusquía-Villafranca, I. (2007) Ensayo sobre la caracterización y significación biológica. En I. Luna, J.J Morrone y D. Espinosa (Eds.), *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana* (pp. 7-23). México: CONABIO-UNAM.

Flores Mata, G., Jiménez López, L., Madrigal Sánchez, X., Moncayo Ruiz, F. y Takaki Takaki, F. (1971) Mapa y descripción de los tipos de vegetación de la República Mexicana. México: SRH, Dirección de Agrología.

Gadd, G.M. (2017) The geomycology of elemental cycling and transformations in the environment. *Microbial Spectrum*, 5, FUNK-0010-2016.

<http://doi:10.1128/microbiolspec.FUNK-0010-2016>

García-Palomo, A., Zamorano, J.J., López-Miguel, C., Galván-García, A., Carlos-Valerio, V., Ortega, R y Macías, J.L. (2008) El arreglo morfoestructural de la Sierra de las Cruces, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 25(1), 158-178.

Gómez-Tuena, A., Orozco-Esquivel, M.T. y Ferrari, L. (2005) Petrogénesis ígnea de la Faja Volcánica Transmexicana. En *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, Volumen Conmemorativo del Centenario, Temas Selectos de la Geología Mexicana, tomo LVII(3)* (pp. 227-283). Recuperado de [http://www.geociencias.unam.mx/~alaniz/SGM/Centenario/57-3/\(2\)Gomez.pdf](http://www.geociencias.unam.mx/~alaniz/SGM/Centenario/57-3/(2)Gomez.pdf)

Google Maps (2015) Recuperado de <https://www.google.com.mx/maps/@19.3146744,99.3933926,5503m/data=!3m1!1e3?hl=>

Hernández Cerda, M.E. y G. Carrasco Anaya (2007) Rasgos climáticos más importantes. En I. Luna, J.J Morrone y D. Espinosa (Eds.), Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana (pp. 57-72). México: CONABIO-UNAM.

Herrejón Peredo, C. (2012) La ruta de Hidalgo. México: Instituto Nacional de Estudios Históricos de las Revoluciones de México (INEHRM). Recuperado de http://www.inehrm.gob.mx/work/models/inehrm/Resource/439/1/images/la%20_ruta.pdf

INEGI (2016) Anuario estadístico y geográfico de México. México: Instituto Nacional de Geografía y Estadística. Recuperado de http://internet.contenidos.inegi.org.mx/contenidos/Productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/pro

Luley, C.J. (2006) Identificación del tipo de pudrición de la madera y hongos xilófagos en árboles urbanos. Sociedad Internacional de Arboricultura. Traducido por Llorens, J. Recuperado de <http://www.isahispana.com/treecare/articles/decay-fungi>

Luna Plascencia, R., Castañón Barrientos, A. y Raz-Guzmán, A. (2011) La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias*, 101, 36-43.

Mooser, F. (1975) Historia geológica de la Cuenca de México. En *Memorias de las Obras del Sistema de Drenaje Profundo del Distrito Federal*, Departamento del Distrito Federal, tomo 1 (pp. 7-38).

Pasquaré, G., Garduño, V.H. Tibaldi, A. y Ferrari, L. (1988) Stress pattern evolution in the central sector of the Mexican Volcanic Belt. *Tectonophysics*, 146, 353-364.

Rendón Carmona, H., Martínez Yrizar, A. y Pérez Salicrup, D.R. (2014) Los bosques, sus bienes y servicios: los retos del manejo forestal sustentable. *Ciencias*, 111-112, 28-35.

Rodríguez-Bustamante, E. Rodríguez-Flores, E., Rojas-García, F., Callejar-Iberri, A.S., Gallardo-Roldán, L.M., Gómez-Manzo, S., Marcial-Quino, J. Macías-Rubalcava, M.L., Lazcano-Pérez, F. y Arreguín-Espinosa, R. (2016) Pool of biological resources for potential applications in solid state fermentation obtained from a forest plantation of *Pinus pseudostrobus* Lindl, Mexico. *Advances in Microbiology*, 6, 1021-1039. <http://dx.doi.org/10.4236/aim.2016.614096>

Rzedowski, G.C. y Rzedowski, J. (2005) Flora fanerogámica del Valle de México. (2ª ed., 1ª reimp.) Pátzcuaro: Instituto de Ecología, A.C. y CONABIO.

Rzedowski, J. (2006) Vegetación de México. (1ª ed. digital) México: CONABIO. Recuperado de http://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf

Swift, M.J., Heal, O.W. y Anderson, J.M. (1979) *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Estudios geológicos para la defensa y preservación de áreas naturales: caso de estudio el Anticlinorio Huizachal-Peregina, Tamaulipas, México.

Sonia Alejandra Torres Sánchez

Facultad de Ingeniería, Área de Ciencias de la Tierra,
Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Víctor Hugo Caballero Ramírez

Centro del Agua para América Latina y el Caribe,
Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey

Darío Torres Sánchez

Instituto de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.
San Luis Potosí

INTRODUCCIÓN

Las Áreas Naturales Protegidas (ANP's) son espacios terrestres donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad humana. En estas zonas se ejercen regímenes legales con la finalidad de proteger, conservar y restaurar los ecosistemas, así como las funciones y servicios ambientales que proveen a la sociedad (Errejón Gómez, 2017).

El ambiente natural cumple con las siguientes funciones (Grupos de Especialistas y Actores Ambientales de Nuevo León, 2017):

- Las rocas contribuyen a disminuir la velocidad de escorrentía y permiten la formación de bancos de material, materia orgánica y humedad del suelo necesario para la regeneración vegetativa.
- Estabiliza los cauces presentes (mantiene el caudal de agua en su cauce natural).
- Ayuda a la purificación del agua.
- Participa en la dinámica natural del sedimento, reteniéndolos en su justa medida e impidiendo azolvamiento río abajo.
- Es necesario para la dinámica de los ciclos de vida de la fauna.
- Es importante para la movilidad de vida silvestre (corredor biológico).

El estado de Tamaulipas posee una amplia cobertura vegetal, siendo uno de los principales estados que la Federación tiene identificados como sitios naturales de relevancia nacional para su preservación. En Tamaulipas se encuentran 10 de los 11 sistemas ecológicos principales y 25 de los 29 tipos de vegetación reconocidos para el país (Flores y Gerez 1994); es el estado con mayor diversidad de ecosistemas en el norte de México. El estado cuenta con 8 áreas naturales protegidas las cuales cubren el 10% del territorio estatal, de los cuales el 7.2% corresponde a regiones costeras y el 2.8% a regiones terrestres (Mora-Olivo *et al.*, 2009). De estas áreas, cuatro se localizan en sistemas montañosos (El Cielo, Altas Cumbres, Bernal de Horcasitas y Parras de la Fuente) y cuatro en zonas costeras o lacustres continentales (Laguna Madre, Laguna La Escondida, Laguna la Vega Escondida y Rancho Nuevo (Tabla 1 y Fig. 1).

Tabla 1. Áreas Naturales Protegidas (ANP's) del estado de Tamaulipas.

Área natural protegida	Categoría	Geología	Superficie (has)
Altas Cumbres	Zona Especial sujeta a Conservación Ecológica	Rocas ígneas y metamórficas de edad precámbrica, rocas metamórficas y sedimentarias de edad paleozoica y rocas ígneas y sedimentarias de edad mesozoica. Restos fósiles paleozoicos y jurásicos.	30,237
El Cielo	Reserva de la Biósfera	Rocas sedimentarias (calizas y lutitas).	144,530
Cerro Bernal de Horcasitas	Monumento Natural	Rocas ígneas intermedias y sedimentarias.	18,204
Parras de la Fuente	Área Protegida Ecológica	Rocas sedimentarias (calizas y lutitas).	21,948
Rancho Nuevo	Santuario	-	30
Laguna Madre y Delta del Río Bravo	Área de Protección de Flora y Fauna	Rocas sedimentarias del Terciario, secuencias de lutita y areniscas del Paleoceno y depósitos del reciente.	572,808
Laguna La Vega Escondida	Zona Especial sujeta a Conservación Ecológica	Rocas ígneas intermedias	2,217
Laguna La Escondida	Parque Urbano	Depósitos cuaternarios	320

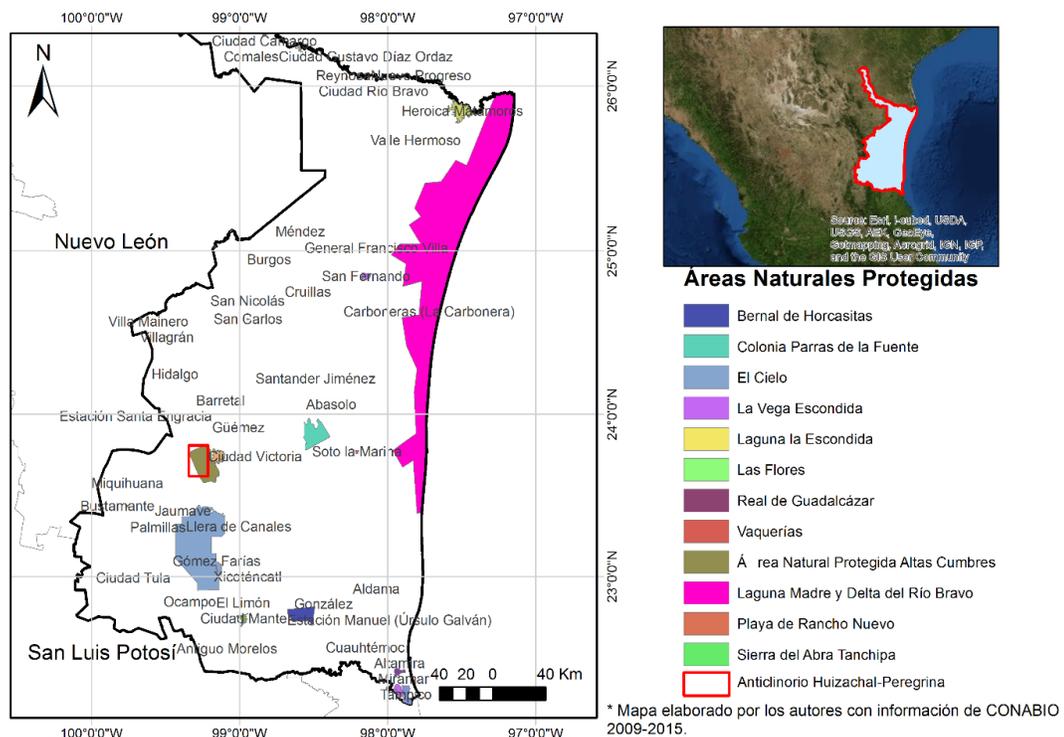


Figura 1. Áreas Naturales Protegidas en el estado de Tamaulipas

* Mapa elaborado por los autores con información de CONABIO 2009-2015.

En este trabajo nos concentraremos en la zona del anticlinorio Huizachal-Peregrina que forma parte del área natural protegida de Altas Cumbres, ya que además de su valor ecológico, esta zona representa una zona de importancia geológica y paleontológica considerada como una de las más antiguas en México.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA NATURAL PROTEGIDA

El área natural Altas Cumbres está ubicada en la zona oeste de Ciudad Victoria (Fig. 1), entre los municipios de Victoria y Jaumave; esta región ha sido clasificada como Zona Especial sujeta a Conservación Ecológica. Cubre una superficie total de 30, 327 has. Esta área representa una zona de recarga de los yacimientos acuíferos de la capital del Estado, habitan especies amenazadas y en peligro de extinción como el jaguar, ocelote, gato de cola rabona (Mora-Olivo *et al.*, 2009). En la zona existen vestigios de asentamientos humanos como el Balcón de Moctezuma, de las sierras del Filo y la Melera que representan el límite entre las culturas mesoamericanas y aridoamericanas (Mora-Olivo *et al.*, 2009).

VALOR GEOLÓGICO DEL ÁREA ALTAS CUMBRES

El objetivo de conservar y proteger las zonas con valor geológico radica en alentar la conciencia y de promover los vínculos entre el patrimonio geológico y los demás aspectos de los patrimonios naturales y culturales de las zonas, manifestando que la diversidad geológica es el fundamento de los ecosistemas y la base de la interacción de los seres humanos con el paisaje. Al analizar la evolución de la geología en México se percibe que su desarrollo ha estado vinculado a la interacción de los factores histórico, económico y social (González-Torres, 2004). Uno de los factores que son de gran interés es el valor histórico, el cual permite entender la configuración de México durante la evolución tectónica de la Tierra.

La geología de México consiste de un imbricado rompecabezas de terrenos tectonoestratigráficos acrecionados durante el Mesozoico-Cenozoico (Keppie, 2004). Sin embargo, algunos terrenos mexicanos fueron acrecionados a Laurencia durante la formación del supercontinente Pangea aproximadamente entre los 320 a los 300 Ma (Paleozoico Tardío). Durante el periodo de acercamiento y colisión diversos terrenos pertenecientes a Gondwana fueron separados y acrecionados a Laurencia durante la evolución de Pangea (Ziegler, 1990; Stampfli *et al.*, 2002; Blackey, 2007). Vestigios de la colisión entre Laurencia y Gondwana son escasos en México. Rocas que pueden interpretarse como remanentes de esta actividad geológica global, pueden encontrarse en el estado de Tamaulipas en la zona del Anticlinorio Huizachal-Peregrina.

Geología Regional del anticlinorio Huizachal-Peregrina

El anticlinorio Huizachal-Peregrina (Fig. 2) corresponde a una macroestructura laramídica, cuyo eje se encuentra orientado de manera general con una dirección NNW-SSE. Presenta una longitud aproximada de 100 km de largo y 30 km de ancho. Es una estructura con su núcleo erosionado y forma una ventana geológica de aproximadamente 35 km² (Zhou *et al.*, 2006).

Sobre las unidades metamórficas se depositó una secuencia clástico-pelítico-carbonatada de más de 2,000 m de espesor, que posteriormente fue plegada y fallada durante la Orogenia

Laramídica. El flanco oriental de la estructura se encuentra plegado, con estructuras de caja, fallas inversas, retrofallas, mientras que el flanco occidental muestra buzamientos constantes hacia el oeste (Zhou *et al.*, 2006).

El basamento en esta localidad se compone de cuatro unidades (Fig. 2): (a) rocas precámbricas correspondientes a la unidad del Gneis Novillo, b) rocas metamórficas de edad Paleozoica denominadas Esquisto Granjeno, c) secuencia clástico-pelítico-carbonatada fuertemente deformada, de edades que comprenden desde el Silúrico al Pérmico, y d) un cuerpo tonalítico de edad Paleozoica (Zhou *et al.*, 2006).

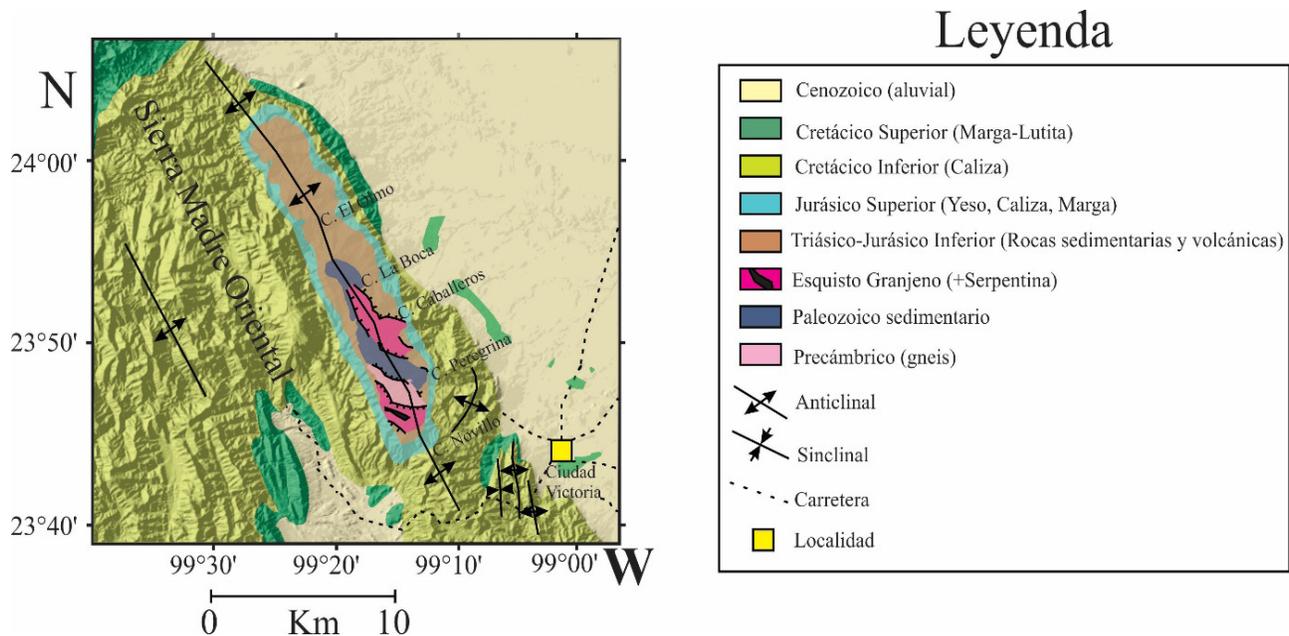


Figura 2. Mapa geológico del anticlinorio Huizachal-Peregrina. Modificado de Ramírez-Ramírez, (1992).

“Gneis Novillo”

El Gneis Novillo aflora en los cañones del Novillo, Peregrina y Caballeros (Fig. 2). Determinaciones geotermobarométricas realizadas por Orozco-Esquivel (1991) indican condiciones de formación de 780°C, mientras que la presión es de entre 8.9 y 9.7 kb. Estas condiciones corresponden a metamorfismo en facies de granulita-anfibolita. El Gneis Novillo se compone por dos series de rocas metamórficas. La más antigua corresponde al conjunto encajonante de 1,235-1,115 Ma y está conformado por gneises graníticos (Fig. 3a), augengneis de granate (Fig. 3b) y feldespato potásico, anfibolitas y por una unidad calcosilicatada (Fig. 3c). Esta serie presenta afinidad geoquímica de arco/ retro arco. El conjunto más joven de 1,035-1,010 Ma es descrito como un arreglo de anortosita-mangerita-charnockita-granito (Trainor *et al.*, 2011; Fig. 3d). Ambas series están intrusionadas por dos conjuntos de diques anfibolíticos (Fig. 3e). La intrusión más antigua antecede al metamorfismo con una edad de 990±5 Ma, mientras que el conjunto más joven se emplazó a los 546 Ma (Keppie *et al.*, 2006).

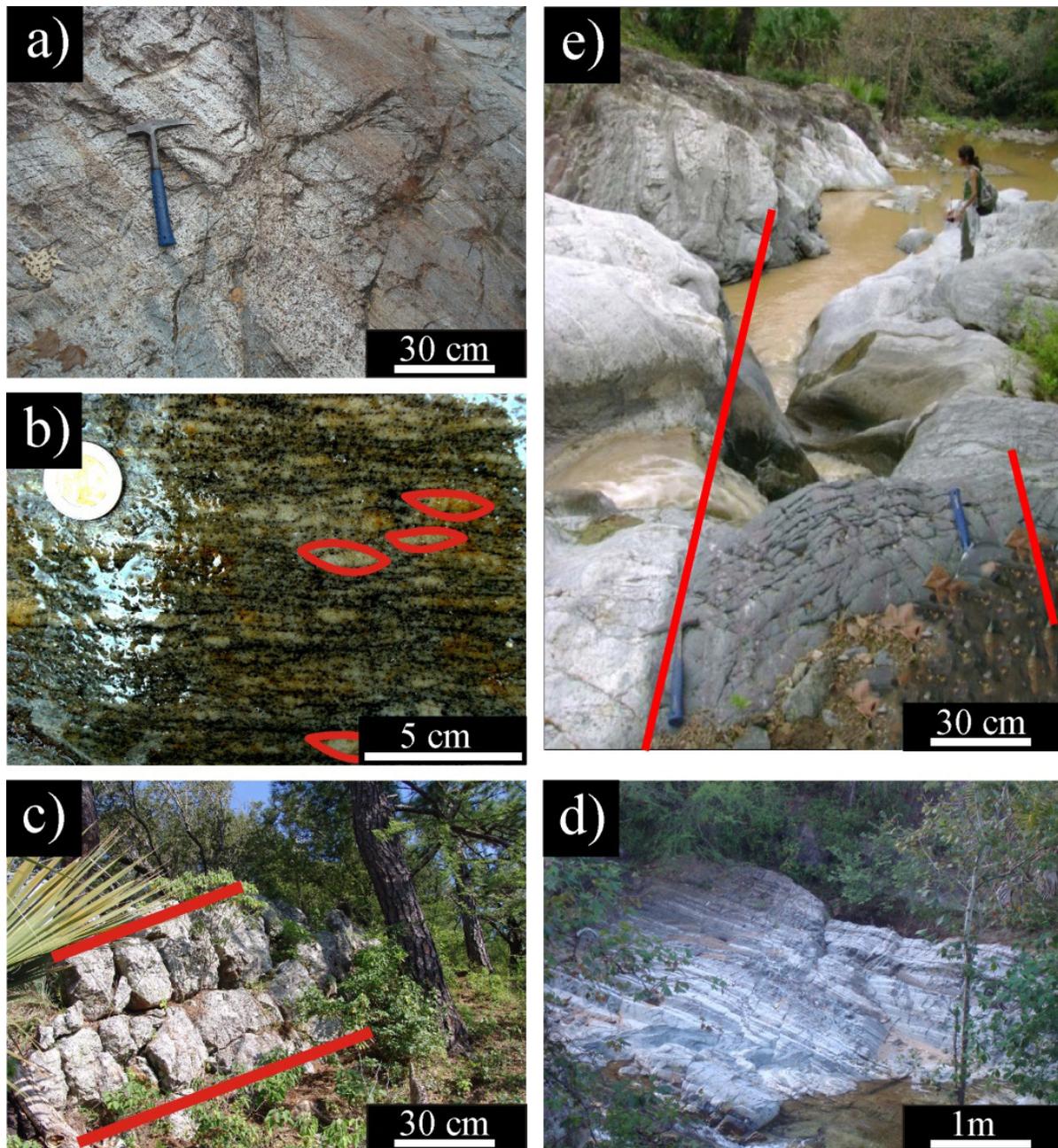


Figura 3. a) Fotografías del gneis granítico del conjunto encanjonante consiste en ortogneises bandeados (Cañón Novillo), b) augen Gneis del conjunto encanjonante (Cañón Novillo), c) unidad calcosilicatada del complejo encanjonante (Cañón Novillo), d) complejo de anortosita-mangerita-charnockita-granito (Cañón Novillo), e) dique anfibolítico del ortogneis de la serie anortosita-mangerita-charnockita-granito (Cañón Peregrina). Tomadas de Torres-Sánchez (2015).

“Cubierta Sedimentaria del Silúrico –Pérmico”

La siguiente unidad en el anticlinorio Huizachal-Peregrina corresponde a rocas paleozoicas no metamorizadas, que se encuentran en discordancia con el Gneis Novillo.

En el anticlinorio, el evento de depósito (ocurrida sobre el Gneis Novillo) se vio afectado por erosión o por no- depósito de material durante el Cámbrico y en el Ordovícico. Una

acumulación de depósitos clásticos marinos someros sobre el Gneis Novillo (Formación Cañón de Caballeros; Fig. 4a) ocurrió durante el Silúrico. Estas rocas presentan fauna gondwánica (e. g. braquiópodos, trilobites, corales y gasterópodos; Fig. 4b).

Un evento de erosión/no-depósito tuvo lugar nuevamente durante el Devónico. Por evidencia fósil se considera que para este tiempo el área de Cd. Victoria habría migrado cerca del margen Norteamérica (Stewart *et al.*, 1999).

Se depositó material clástico de aguas someras con fauna afín a Norteamérica (Fm. Vicente Guerrero; Fig. 4c) a principios del Carbonífero (Mississippico). Durante el Pennsylvánico temprano se deposita la formación Del Monte que ha sido interpretada como sistemas de aguas profunda. Contemporáneo a esto ocurrió el evento metamórfico que produjo el Esquisto Granjeno.

Finalmente, el Pérmico temprano fue testigo del cierre diacrónico del Océano Rhéico dando origen a la Fm. Guacamaya (Fig. 4d). Que incluye intercalaciones de lutita, arenisca volcaniclástica de grano fino y conglomerado. Esta formación consiste en depósitos del tipo flysch de agua profunda caracterizado por capas turbidíticas de grano fino. Las capas de grano grueso indican fuentes proximales y de ambientes de alta energía (Stewart *et al.*, 1999). Este evento culminó con la amalgamación de masas continentales en el Pérmico tardío.

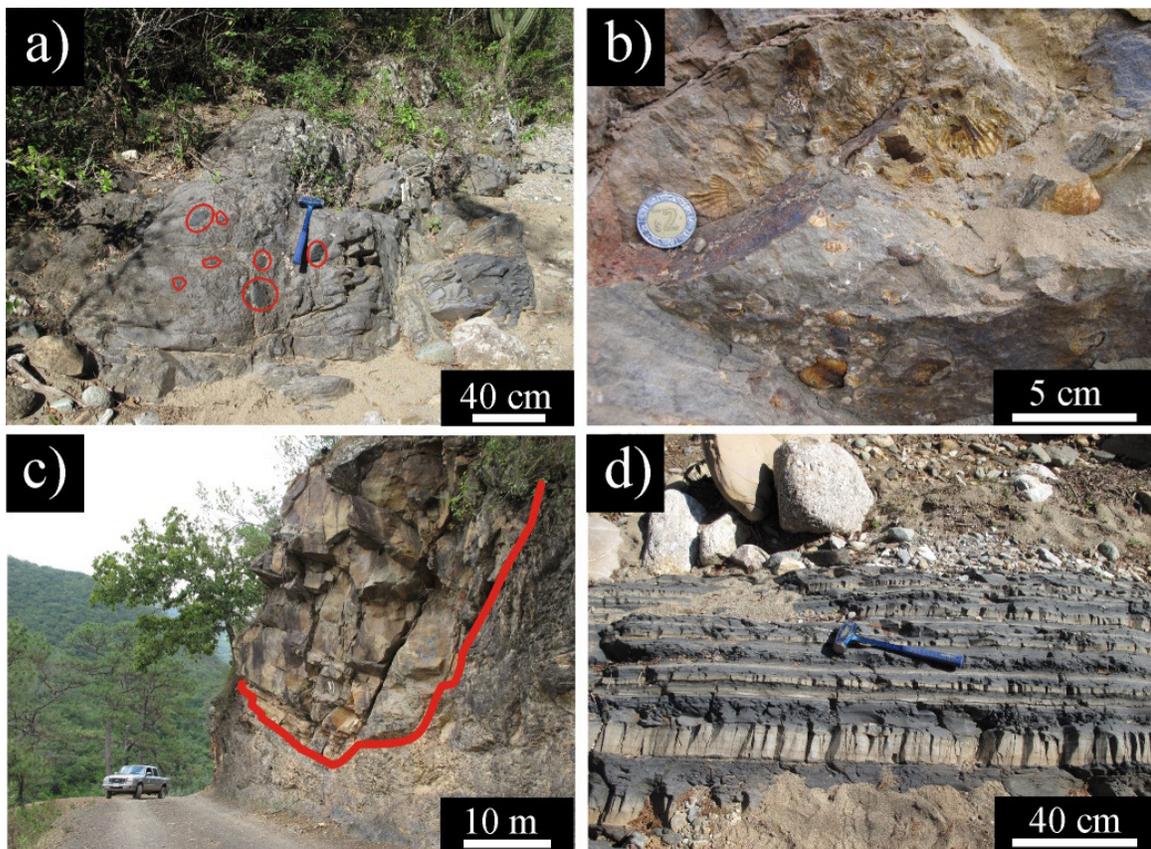


Figura 4. Fotografía de a) calcoarenita con lentes conglomeráticos de la Fm. Caballeros, b) braquiópodos en areniscas grises de grano fino, c) paleoanal de areniscas de grano grueso y areniscas estratificadas con lutitas, d) turbidita de la Fm. Guacamaya obsérvese la intercalación de intervalos lutíticos y de areniscas laminadas. Localidad: Cañón Peregrina. Tomado de Torres-Sánchez (2015).

“Cuerpo tonalítico”

Seguido de depósito de material clástico del Mississippico existió un proceso magmático y deformacional que generó un cuerpo intrusivo de composición granítica el cual delimita por medio de una falla con componente lateral derecha al Gneis Novillo y al Esquisto Granjeno (Fig. 5 a-c).

Es posible encontrar xenolitos del Gneis Novillo y el Esquisto Granjeno en el cuerpo tonalítico (Fig. 5 d). Esto indica que la tonalita intrusionó posterior al emplazamiento del Esquisto Granjeno. Dowe *et al.* (2005) reportaron una edad de emplazamiento post-metamórfica para este cuerpo a los 354 ± 54 Ma.

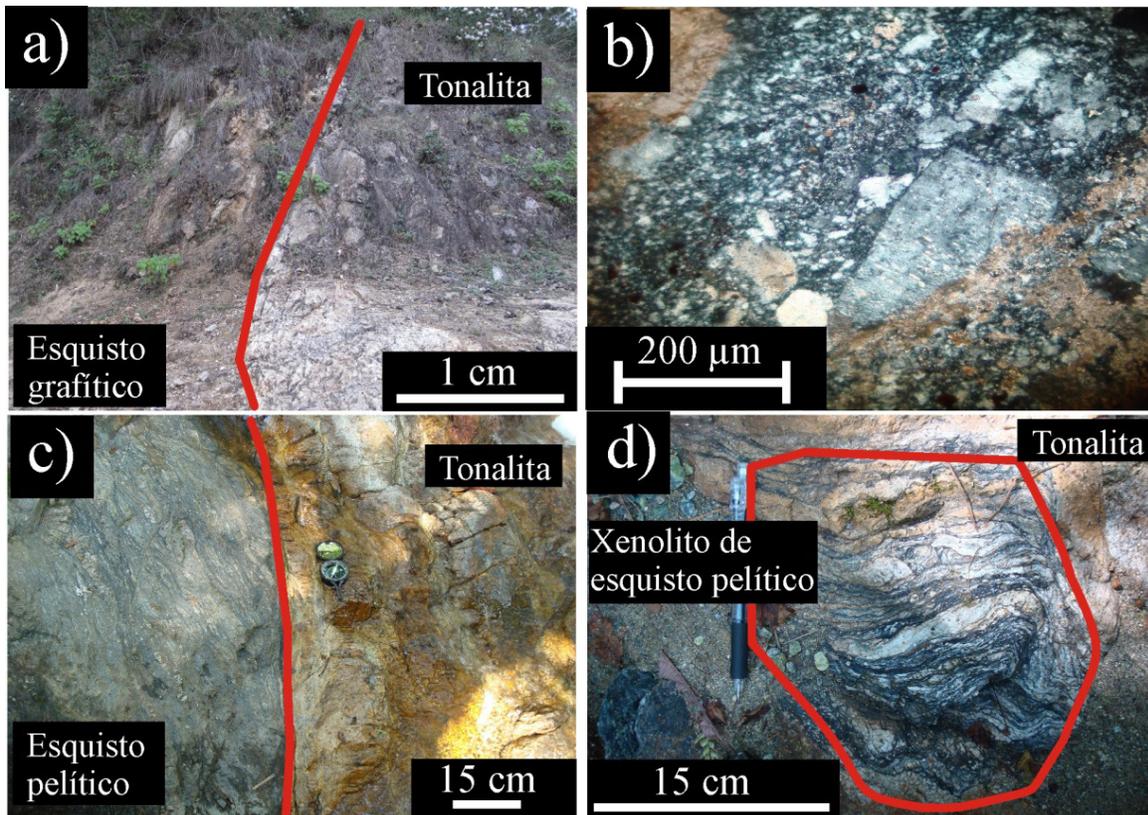


Figura 5. Fotografías de a) contacto tectónico del Gneis Novillo con el cuerpo tonalítico (Cañón Peregrina), b) microfotografía de tonalita (nícoles cruzados; Cañón Novillo), c) contacto del cuerpo tonalítico con rocas gráficas del Esquisto Granjeno (Cañón Novillo,, d) xenolito del Esquisto Granjeno en el cuerpo tonalítico (Cañón Novillo). Tomado de Torres-Sánchez (2015).

“Esquisto Granjeno”

El Esquisto Granjeno consiste de intercalaciones de rocas metamórficas de protolitos sedimentarios (psamitas, pelitas, turbiditas, conglomerado, lutita negra) e ígneos (cuerpos ultramáficos, flujos de lava, lavas almohadilladas y toba) (Fig. 6 a-f, Carrillo-Bravo, 1961; De Cserna y Ortega-Gutiérrez, 1977; Ramírez-Ramírez 1978; Dowe, 2004; Torres-Sánchez, 2010). El Esquisto Granjeno se encuentra en contacto tectónico a través de fallamiento lateral con la Tonalita “Peregrina” y el Gneis Novillo. Esto sugiere que su evolución postdata a la del gneis precámbrico (Carrillo-Bravo, 1961; De Cserna y Ortega-Gutiérrez, 1977; Ramírez-Ramírez, 1978; Dowe, 2004).

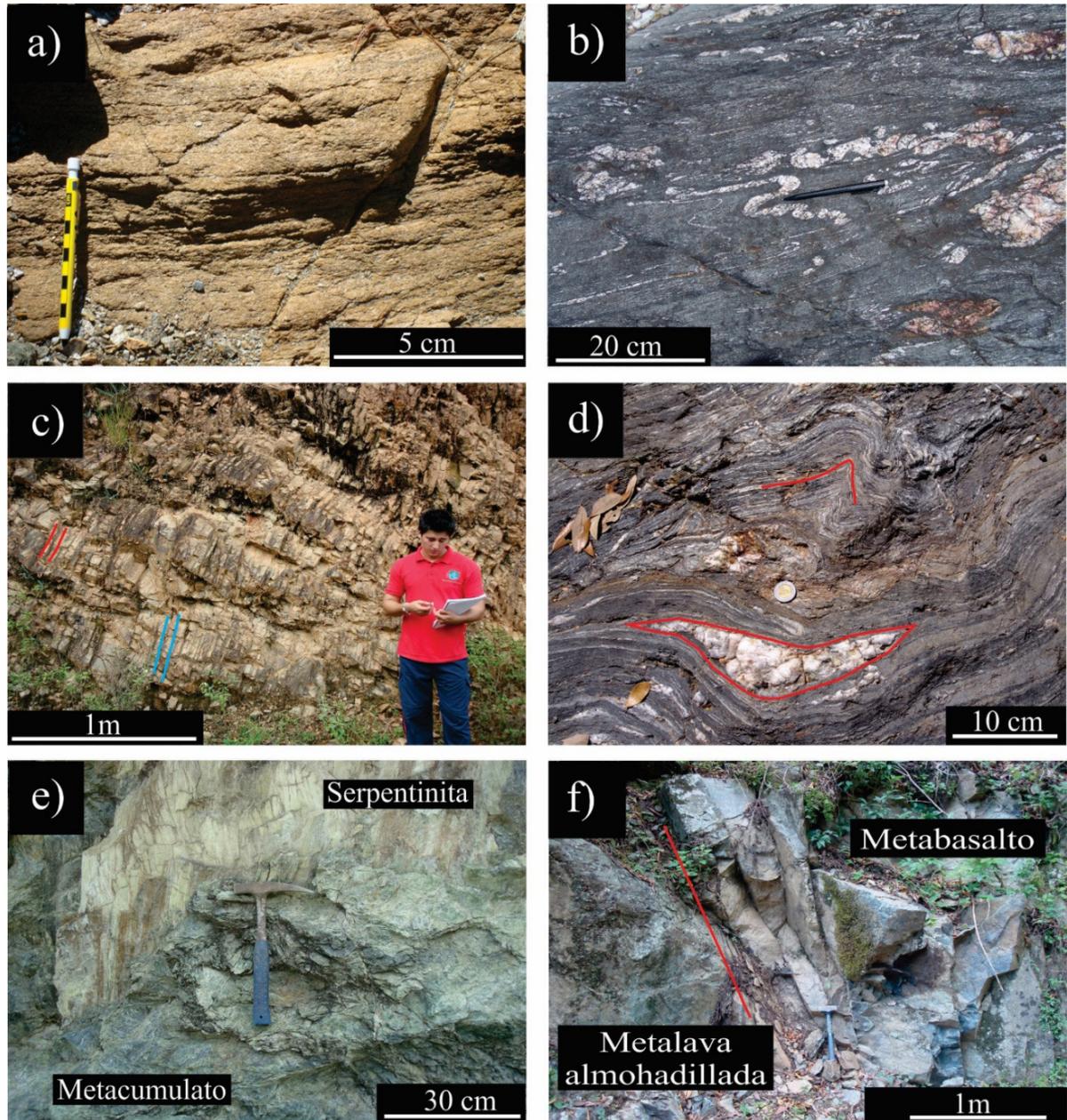


Figura 6. a) Esquisto psamítico (Cañón Peregrina), b) Esquisto pelítico (Cañón Caballeros), c) Metaturbidita (Cañón Peregrina), d) Esquisto gráfitico (Cañón Novillo), e) Serpentina (Cañón Novillo), f) metabasalto (Cañón Novillo). Tomado de Torres-Sánchez (2015).

Las rocas metamórficas del Esquisto Granjeno afloran en dos bloques delimitados por fallas de orientación general noroeste en el núcleo del anticlinorio Huizachal-Peregrina, en los cañones Novillo, Peregrina y Caballeros.

“Cubierta mesozoica”

En el anticlinorio Huizachal-Peregrina las rocas más antiguas son sobreyacidas discordantemente por rocas plegadas y deformadas de edad mesozoica. Estas rocas corresponden al:

1. Grupo Huizachal (Triásico Tardío - Jurásico Tardío). Consiste de una secuencia de 2,000 m de limolitas, areniscas y conglomerados.

2. Formación La Joya (Jurásico Medio a Tardío; (Fig. 7a). Se conforma por conglomerados, calizas, limolitas y areniscas. Sobreyace discordantemente a la Formación La Boca (Fig. 7b) y representa los estratos basales de sucesión marina del Jurásico Superior-Cretácico.

La Formación La Joya es sobreyacida por rocas evaporíticas y carbonatadas del Jurásico tardío-Cretácico que comprende a las Formaciones Novillo (Fig. 7c), Zuloaga, La Casita, Taraises, Tamaulipas Inferior, La Peña, Tamaulipas Superior, Cuesta del Cura, Agua Nueva, San Felipe y Méndez.

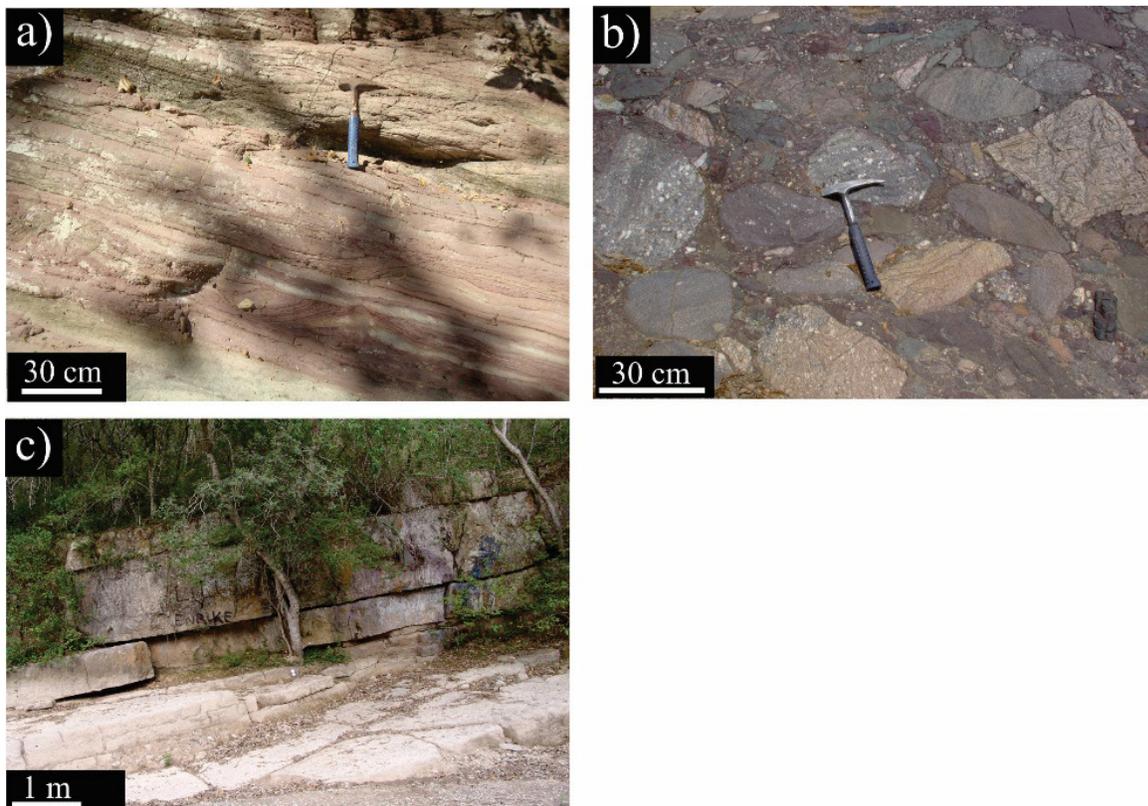


Figura 7. Fotografías de a) areniscas de la formación La Boca (Cañón Caballeros), b) conglomerado de la Formación La Joya (Cañón Caballeros), c) calizas de paquetes medianos a gruesos de la Fm. Novillo (Cañón Caballeros). Tomado de Torres-Sánchez (2015).

ACTIVIDADES QUE PONEN EN RIESGO A LAS ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

En Tamaulipas se llevan a cabo al menos cinco tipos de turismo: de sol y playa, fronterizo, cinegético, cultural y ecoturismo, este último siendo el más común en algunas áreas naturales del estado. Las actividades de recreación y esparcimiento van desde la pesca deportiva, el turismo cinegético, el cultural, el de aventura (Fig. 8), el ecoturismo, hasta el turismo científico. Estas actividades si no son vigiladas y controladas correctamente pueden tener un impacto negativo en las áreas naturales protegidas, ya que la actividad excesiva y sin cuidado puede derivar en problemas de basura, ruido, contaminación, incendios forestales, disturbios a fauna silvestre, invasión de ríos y arroyos, proliferación de vehículos todo terreno, entre otros.



Figura 8. Turismo deportivo en el Cañón de Caballeros, Ejido de Santa Ana. Fuente: Cortesía



Figura 9. Extracción de minerales en el Cañón Novillo dentro del Área Natural Protegida Altas Cumbres. Fuente: espreso.press

Además del turismo en el Cañón del Novillo, perteneciente al área natural protegida de Altas Cumbres, están instaladas al menos tres constructoras que extraen material rocoso, arena y grava, causando deformación del paisaje y zonas dinamitadas (Fig. 9)

CONCLUSIONES

Existe la necesidad de generar conciencia y educación ambiental a la población de las comunidades y localidades urbanas con el fin de promover la geoconservación. Debido a su importancia geológica, paleontológica y ecológica se propone que esta área sea catalogada como un laboratorio abierto para la enseñanza de las geociencias. Además de que con la promoción del geoturismo que esta localidad promete se puede alcanzar un desarrollo económico sostenible.

Es conveniente orientar las actividades humanas hacia un esquema de sustentabilidad congruente con la protección del patrimonio natural, que asegure a largo plazo la conservación e incremento del buen estado de la misma, y que se tiene que regular las actividades turísticas en las áreas naturales mediante Normas Ambientales, Ordenamiento Ecológico Territorial y Programas de Uso Público.

Finalmente, la conservación de la integridad ecológica del área depende de los servicios ecosistémicos de los que todos nos beneficiamos como son: agua limpia, aire puro, regulación del clima, conservación de la biodiversidad, control de inundaciones y paisajes para disfrute y recreación.

BIBLIOGRAFÍA

Blakey, R.C., (2007). Carboniferous–Permian paleogeography of the assembly of Pangea. In Wong, T.E., (ed.). Fifteenth International Congress on Carboniferous and Permian Stratigraphy, Utrecht, the Netherlands, Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences, p. 443-465.

Carrillo-Bravo, J. (1961). Geología del Anticlinorio Huizachal-Peregrina al NW de Ciudad Victoria, Tamaulipas. Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros, 13, (1-2), 1-98.

CONABIO, 2009-2015. Portal de geoinformación. Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad. Recuperado de: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

De Cserna, Z. y Ortega-Gutiérrez, F. (1977). Alóctono del Paleozoico inferior en la región de Ciudad Victoria, estado de Tamaulipas. Instituto de Geología de la Universidad Nacional Autónoma de México, (1), 33-43.

Dowe, D. S., Nance, R. D., Keppie, J. D., Cameron, K. L., Ortega-Rivera, A., Ortega-Gutiérrez, F., Lee, J. W. K. (2005). Deformational history of the Granjeno Schist, Ciudad Victoria, Mexico: Constraints on the closure of the Rheic Ocean?. *International Geology Review*, vol. 47, no. 9, p. 920-937.

Errejón Gómez, J.L., (2017). Áreas naturales protegidas en San Luis Potosí. *Universitarios Potosinos*, 13 (207), 4-10.

Especialistas y Actores Ambientales Nuevo León (2017). Análisis ciudadano al proyecto "Proyecto Etapa del tramo Ciénega de González-Rompepicos-La Huasteca en la Sierra Madre. Abril 2017. 136 páginas.

Flores-Villela, O. y O. Gerez. (1994). Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, (2a ed.) México. UAM, Facultad de Ciencias, 463 p.

Keppie, J. D. (2004). Terranes of Mexico revisited: A 1.3 billion year odyssey. *International Geology Review*, 46, (9), 765-794.

Keppie, J. D., Dostal, J., Nance, R. D., Miller, B. V., Ortega-Rivera, A., Lee, J. K. (2006). Circa 546 Ma plume-related dykes in the ~1Ga Novillo Gneiss (east-central Mexico): Evidence for the initial separation of Avalonia. *Precambrian Research*, 147, (3), p. 342-353.

Mora-Olivo, A., Martínez Ávalos, J.G., González-Rodríguez, L.E., Garza-Torres, H.A. (2009). Turismo en áreas naturales protegidas en Tamaulipas. *Ciencia UAT*, 4 (1), 30-35.

Orozco-Esquivel, M.T., 1991: Zur Petrologie des Kristallins im Huizachal-Peregrina-Fenster, Sierra Madre Oriental Mexiko. University of Karlsruhe, Tesis de Diploma, 133 pp.

Ramírez-Ramírez, C. (1978). Reinterpretación tectónica del Esquisto Granjeno de Ciudad Victoria, Tamaulipas. Master thesis. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ingeniería.

Ramírez–Ramírez, C. (1992). Pre–Mesozoic geology of Huizachal–Peregrina anticlinorium, Ciudad Victoria, Tamaulipas, and adjacent parts of eastern Mexico. Tesis de Doctorado. Universidad de Texas, Austin, 318.

Stampfli, G. M., Borel, G. D., Marchant, R., Mosar, J. (2002). Western Alps geological constraints on western Tethyan reconstructions. *Journal of the Virtual Explorer*, 8, 77-106.

Stewart, J. H., Blodgett, R. B., Boucot, A. J., Carter, J. L., López, R. (1999). Exotic Paleozoic strata of Gondwanan provenance near Ciudad Victoria, Tamaulipas, Mexico. *Geological Society of America Special Papers*, 227-252.

Torres Sánchez, S.A. (2010). Petrología e Interpretación Geodinámica del Esquisto Granjeno en el Cañón de Caballeros, Anticlinorio Huizachal-Peregrina, NE de México: Linares, Nuevo León, México, Universidad Autónoma de Nuevo León, Tesis de licenciatura, 186 p.

Trainor, R. J., Nance, R. D., Keppie, J. D. (2011). Tectonothermal history of the Mesoproterozoic Novillo Gneiss of eastern Mexico: support for a coherent Oaxaquia microcontinent. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28, (3), 580-592.

Zhou, Y., Murphy, M. A., Hamade, A. 2006: Structural development of the Peregrina-Huizachal anticlinorium, Mexico. *Journal of structural geology*, 28, (3), 494-507.

Ziegler. P.A., 1990. Geological Atlas of Western and Central Europe. En *Shell Internationale Petroleum Maatschappij BV*, 2nd Ed., The Hague, Belgium Published by Geological Society of London, 239 pp.

El libro: *Sustentabilidad ambiental. Una visión interdisciplinaria de los DAAD-Alumni en México*. Se terminó de imprimir en junio de 2018 en Editorial Kali, 20 de noviembre 17, Col. Carmen Totoltepec, Toluca, Estado de México.

Con un tiraje de 100 ejemplares más ejemplares de reposición.

Impreso en México • Printed in Mexico

Financiado por el DAAD con fondos del Ministerio Federal de Relaciones Exteriores de la República Federal de Alemania (AA).

DAAD

Deutscher Akademischer Austauschdienst
Servicio Alemán de Intercambio Académico

