

Contaminación y remediación de suelos en Colombia

Aplicación a la minería de Oro

José Alejandro Martínez Sepúlveda
Miguel Reinaldo Casallas



Catalogación en la fuente: Biblioteca Universidad EAN

Martínez Sepúlveda, José Alejandro

Contaminación y remediación de suelos en Colombia: aplicación a la minería de oro/ José Alejandro Martínez Sepúlveda, Miguel Reinaldo Casallas.

Descripción: 1a edición / Bogotá: Universidad EAN, 2018.

112 páginas

9789587565836 (Electrónico 2018)

1. Contaminación de suelos -- Colombia 2. Minas de oro -- Colombia
3. Industria minera -- Colombia 4. Impacto ambiental -- Colombia

5. Metales pesados -- Colombia

I. Casallas, Miguel Reinaldo

628.55861 CDD23

Edición

Gerencia de Investigaciones

Gerente de Investigaciones

H. Mauricio Diez Silva

Coordinadora de Publicaciones

Laura Cediél Fresneda

Revisor de estilo

Sonia Sánchez Galindo

Diagramación y finalización

Ana Sofía Patiño Peláez

Alvaro Leonel Guerrero Castiblanco

Diseño de carátula

Alvaro Leonel Guerrero Castiblanco

Publicado por Ediciones EAN, 2018.

Todos los derechos reservados.

ISBN: 9789587565836 (Electrónico 2018)

©Universidad EAN, El Nogal: Cl. 79 No. 11 - 45. Bogotá D.C., Colombia, Suramérica, 2018
Prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin autorización de la Universidad EAN®

©UNIVERSIDAD EAN: SNIES 2812 | Personería Jurídica Res. n°. 2898 del Minjusticia -
16/05/69| Vigilada Mineducación. CONACREDITACIÓN INSTITUCIONAL DE ALTA CALIDAD,
Res. N° 29499 del Mineducación 29/12/17, vigencia 28/12/21

Producido en Colombia.

Contaminación y remediación de suelos en Colombia

Aplicación a la minería de oro

José Alejandro Martínez Sepúlveda: Ingeniero químico por la Universidad Nacional de Colombia, magíster en Ingeniería Ambiental con énfasis en salud por la misma universidad y estudiante de doctorado en Administración Estratégica de Negocios por la Pontificia Universidad Católica del Perú.

Miguel Reinaldo Casallas Ojeda: Ingeniero ambiental por la Fundación Universidad Central. Joven investigador de la Universidad EAN 2014-2015

Tabla de contenido

| | |
|--------------|---|
| Introducción | 7 |
|--------------|---|

1 La extracción de oro en Colombia 11

| | |
|---|----|
| 1.1 Formas de extracción de oro | 12 |
| 1.1.1 Amalgamación | 12 |
| 1.1.2 Cianuración | 13 |
| 1.2 Panorama global de la extracción de oro en Colombia | 15 |
| 1.3 Impactos generados a partir de la extracción de oro | 21 |
| 1.3.1 Impactos ambientales generales | 21 |

2 Mecanismos convencionales de remediación de suelos contaminados 27

| | |
|---|----|
| 2.1 Introducción | 27 |
| 2.2 Tratamientos biológicos | 31 |
| 2.2.1 Generalidades | 31 |
| 2.2.2 Factores relevantes para la biorremediación | 34 |
| 2.2.3 Pasos en un proceso de biorremediación | 37 |
| 2.2.4 Landfarming | 38 |
| 2.2.5 Compostaje | 39 |
| 2.2.6 Fitorremediación | 41 |
| 2.2.7 Fitorremediación | 48 |
| 2.2.8 Humedales artificiales o construidos | 49 |
| 2.2.9 Reactores aerobios | 53 |
| 2.2.10 Reactores anaerobios | 54 |
| 2.3 Tratamientos fisicoquímicos | 57 |
| 2.3.1 Absorción por vapor del suelo | 57 |
| 2.3.2 Oxidación química | 58 |
| 2.3.3 Electrocínética | 59 |
| 2.4 Tratamientos térmicos | 61 |
| 2.4.1 Generalidades | 61 |
| 2.4.2 Incineración | 61 |
| 2.4.3 Desorción térmica | 63 |
| 2.4.4 Pirólisis | 65 |

3

Mecanismos no convencionales de remediación de suelos contaminados **67**

| | |
|--|----|
| 3.1 Sistemas no convencionales de remediación de suelos contaminados | 67 |
| 3.1.1 Oxidación avanzada | 67 |
| 3.1.2 Fenton | 68 |
| 3.1.3 Barreras biológicas para potenciar la electrorremediación | 68 |
| 3.1.4 Bioelectrocínética | 69 |
| 3.1.5 Electrocínética-fitorremediación | 70 |
| 3.1.6 Nanotecnología | 70 |
| 3.1.7 Ultrasonidos | 71 |
| 3.1.8 Fenómenos moleculares: fitorremediación asistida con endófitas | 72 |
| 3.1.9 Ingeniería genética en asocio con fitorremediación | 73 |

4

El mercurio y sus formas químicas **75**

| | |
|--|----|
| 4.1 Introducción | 75 |
| 4.2 Minería de oro y toxicidad del mercurio | 76 |
| 4.3 Físico-química del mercurio | 77 |
| 4.4 Remediación de sitios comprometidos con mercurio | 80 |
| 4.5 Mecanismos para fase sólida | 81 |

5

Alternativas de remediación para contaminación asociada a la minería aurífera en Colombia **85**

| | |
|--|----|
| Introducción | 85 |
| 5.1 Criterios para la selección de técnicas | 86 |
| 5.2 Alternativas de remediación y metodología de evaluación de criterios | 89 |
| 5.3 Evaluación de criterios para las alternativas de remediación | 93 |

Conclusiones **97**

Referencias **101**

Introducción

Las actividades extractivas, principalmente las vinculadas al petróleo y la minería, tienen una participación importante en el producto interno bruto (PIB) del país (López, Montes, Garavito y Collazos, 2012), teniendo en cuenta que el sector minero-energético ha sido impulsado como fuente de desarrollo económico por el presidente de Colombia Juan Manuel Santos. En el país, se han generado algunas problemáticas de índole ambiental y social ligadas a la extracción de sus recursos. Por ello, en los últimos años, se ha reglamentado una serie de decretos y leyes, cuyo objeto es hacer que las extracciones que se lleven a cabo se hagan teniendo en cuenta aspectos ambientales.

Los impactos negativos en el ambiente generados por la extracción, el procesamiento y el transporte de petróleo y oro en Colombia, en muchos casos, son enormes. Los departamentos identificados como mayores cifras en cuanto a extracción de oro son Antioquia, Bolívar, Caldas y Chocó; y en lo relacionado con la extracción de petróleo, los departamentos de mayor producción son Meta, Casanare y Arauca (Ministerio de Minas y Energía, 2009, 2010). Dentro de los impactos que se generan producto de la extracción de minerales preciosos e hidrocarburos en el país, se encuentran la deforestación, la contaminación de fuentes hídricas

y el aumento en el material particulado de la zona, además de la pérdida de hábitat. Según el Estudio Nacional del Agua 2014 realizado por el IDEAM (2015), solo durante 2012 se vertieron 205 toneladas de mercurio en 179 municipios ubicados en 15 departamentos. Estos procesos mencionados, desarrollados de una forma ilegal o no adecuada, generaron una alta posibilidad para los territorios de la presencia de pasivos ambientales a lo largo y ancho del territorio nacional.

En la línea de investigación en residuos de la Universidad EAN, dentro de un proceso de investigación de largo plazo sobre contaminación de suelos y remediación, se desarrolló durante 2015 una investigación exploratoria para empezar a recabar información sobre la problemática de los suelos contaminados por la minería, en particular, sobre los efectos del mercurio metálico en los suelos. Así, este estudio busca recoger elementos sobre la minería del oro por amalgamación y los métodos de remediación de suelos que pueden ser aplicables en el contexto colombiano desde la teoría, sirviendo como ilustración general de la problemática del tema en Colombia como una base teórica para el desarrollo experimental que debe continuar en los próximos años.

En esta investigación, se muestra, en primer lugar, un panorama de la situación de la extracción del oro y la contaminación con mercurio que se puede estar presentando en los componentes agua y suelo. En segundo lugar, se da a conocer el contexto de las opciones de remediación de suelos que existen para manejar diversos tipos de contaminación. En tercer lugar, se presenta una serie de opciones emergentes de remediación que son denominadas opciones de tratamiento no convencional. En cuarto lugar, se presentan algunas generalidades del mercurio como elemento y su comportamiento en la naturaleza. En quinto lugar se realiza un análisis de las posibilidades de implementación de sistemas de remediación para la contaminación asociada a metales pesados utilizados en la minería

aurífera. Por último se presentan una serie de conclusiones sobre los pasos a seguir para disminuir el impacto ambiental y los riesgos asociados a la presencia de dichos contaminantes en la matriz suelo.

1

La extracción de oro en Colombia

Colombia es un país que ha tenido conocimientos sobre orfebrería desde hace cientos de años. Esto inició aproximadamente desde el siglo V a. C., época en la cual los caciques adornaban su cuerpo con objetos hechos de oro, con el fin de dar señal de prestigio y poder; dentro de los elementos usados, se encuentran narigueras y orejeras. El oro tenía connotaciones de índole religiosa, pues comunidades, como los muiscas, elaboraban representaciones de la vida cotidiana, como animales, entre otras, constituidas de oro denominadas “tunjos” que eran ubicadas en templos sagrados (Pineda, 2005).

El mercurio es un elemento que puede encontrarse en el ambiente a causa de fuentes naturales, entre ellas, las erupciones volcánicas, la erosión de rocas, el suelo y los incendios forestales, por todo esto, se puede hallar en las matrices agua, aire y suelo. Además de estas fuentes, existe una serie de liberaciones que son de origen antropogénico, como las generadas a partir de la fabricación de distintos productos, como las amalgamas dentales y las cremas aclarantes para la piel (Organización Mundial de la Salud, 2011; Mercuriados, 2011).

Otra causa de la presencia de este metal en el ambiente es el desarrollo de actividades extractivas, como la obtención de oro. Para realizar la extracción, se emplea el único metal líquido a temperatura ambiente que se ha usado durante un poco más de veinte siglos, que es el mercurio, elemento puesto en auge gracias a la implementación que hizo Bartolomé Medina del método “beneficio del patio” para la mezcla de minerales en frío (Español, 2012).

En Colombia, existen tres tipos de minería para la obtención de oro: la artesanal que desarrollan grupos étnicos y personas de bajos recursos, la mediana y la que se realiza a gran escala por empresas multinacionales. Sin embargo, desde 2001, se viene implementando una serie de normativas cuyo objeto es que los pequeños mineros se legalicen para evitar los altos costos ambientales y así parar o reducir la contaminación por mercurio, aunque la minería a gran escala también produce una alta contaminación (PBI Colombia, 2011).

1.1 Formas de extracción de oro

1.1.1 Amalgamación

La mayor parte de la contaminación por mercurio en Colombia es ocasionada por procesos extractivos para la obtención de oro. En el país, el mercurio se mezcla con la piedra o roca que posee el metal, con lo cual se busca que atrape el mineral en una pulpa acosa hasta formar una masa que se denomina amalgama. Luego, será sometida a una presión que en casos artesanales se realiza con la mano y en casos de minería a gran escala se lleva a cabo con prensas (UPME, 2007), lo cual ocasiona el derrame del metal pesado junto con los residuos del suelo al ambiente (Figura 1.1).

Una vez se ha eliminado el exceso de mercurio por medio de la presión, se procede a calentar la amalgama hasta el punto de ebullición, con el objeto de evaporar el mercurio que aún se encuentra presente (PNUMA, 2008).

Figura 1.1 Proceso tradicional en varias operaciones mineras.



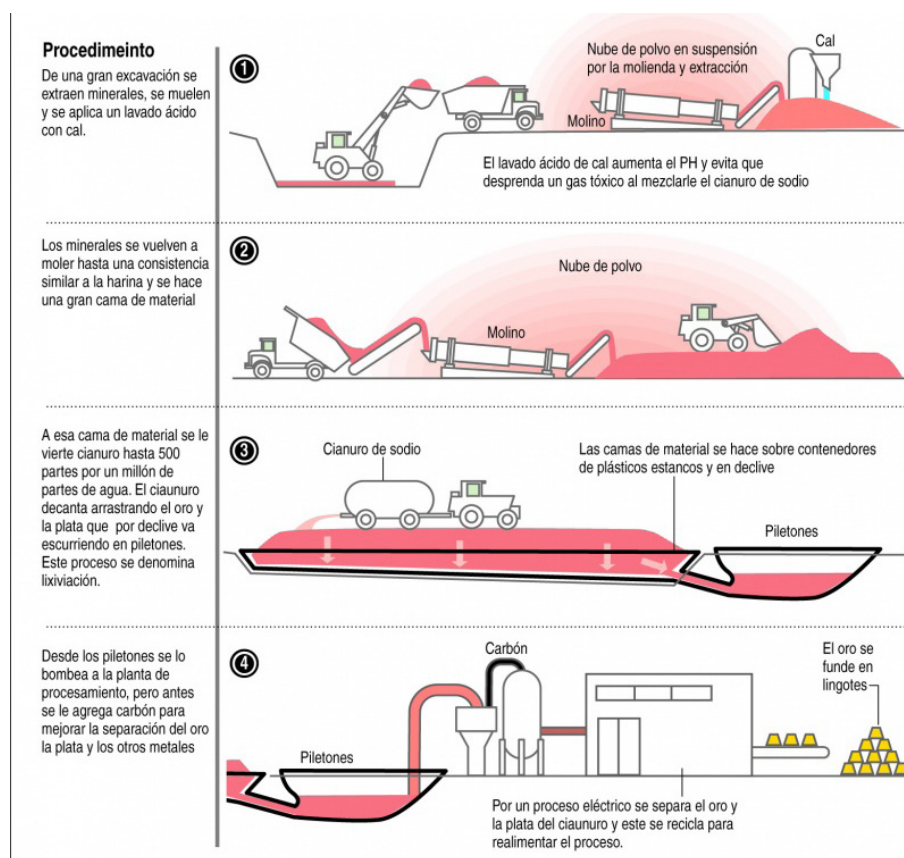
Fuente. Tecnologías Limpias (s. f.).

1.1.2 Cianuración

Otra manera de hacer la extracción de oro es por una técnica conocida como cianuración, la cual busca evitar el uso del mercurio, y se viene implementando desde hace casi un siglo. La cianuración por agitación alcanza recuperaciones de oro de más de 90 %, lo cual se logra regularmente mediante la cianuración en tanques, piletas o *vat leaching*, pero con tiempos de tratamiento más largos. La cianuración consiste en agregar

solución lixiviante que en algunos casos consiste solo de cianuro concentrado y en otros de cianuro de potasio o sodio y sales como cloruros y nitratos. Luego, se pone en contacto con material que contiene el oro, con el objeto de realizar una agitación por un periodo prolongado de aproximadamente 18 horas, del cual se obtiene una exposición de partículas metálicas al disolvente (Figura 1.2) (Lara, s. f.; Severo, 2004).

Figura 1.2 Proceso de extracción de oro por medio de la cianuración.



Fuente. ECYT-AR (2012).

1.2 Panorama global de la extracción de oro en Colombia

Según la Contraloría General de la República (2014), 80 municipios y 17 departamentos tienen problemas de contaminación producto del uso de mercurio empleado para la extracción artesanal de oro y su situación corresponde a un incremento histórico de la explotación (Tabla 1.1). Dentro de los departamentos en riesgo se encuentran Amazonas, Antioquia, Bolívar, Caldas, Cauca y Chocó. Antioquia y Bolívar poseen la mayor cantidad de minas del país y producen alrededor de 18.8 toneladas de oro (Olivero y Johnson, 2002). Si bien no se tiene un dato exacto sobre cuanto mercurio es liberado al ambiente por parte de la UPME, se estima que 80 – 100 toneladas por año son arrojadas al ambiente en Colombia (Olivero & Johnson, 2002).

Tabla 1.1 Cifras históricas (en kg) de la producción de oro por departamentos.

| Departamento | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|--------------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Antioquia | 22 879 | 22 376 | 10 724 | 11 414 | 25 996 |
| Bolívar | 2949 | 4194 | 991 | 417 | 2390 |
| Caldas | 1331 | 2013 | 1417 | 1121 | 1080 |
| Cauca | 361 | 350 | 281 | 351 | 622 |
| Chocó | 851 | 1882 | 1192 | 1590 | 3340 |
| Córdoba | 7227 | 3721 | 462 | 14 | 82 |
| Guainía | 148 | 73 | 11 | 5 | 15 |
| Huila | 8 | 7 | 3 | 4 | 5 |
| Nariño | 300 | 204 | 122 | 200 | 239 |
| Risaralda | 61 | 35 | 30 | 25 | 30 |
| Santander | 651 | 521 | 140 | 36 | 62 |
| Tolima | 298 | 238 | 241 | 255 | 217 |

Tabla 1.1 Cifras históricas (en kg) de la producción de oro por departamentos (Continuación).

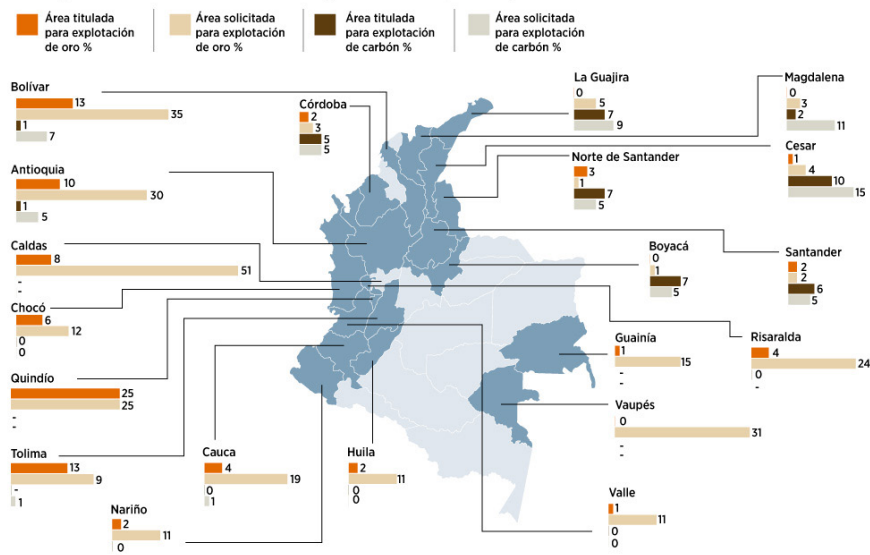
| | | | | | |
|--------|-----|-----|----|----|-----|
| Valle | 107 | 114 | 63 | 47 | 203 |
| Vaupés | 12 | 4 | 1 | 0 | 0 |
| Otros | 557 | 51 | 5 | 3 | 41 |

Fuente. Ministerio de Minas y Energía (2009).

A continuación, se muestra un mapa de Colombia en el cual se ilustran los departamentos con mayor cantidad de títulos mineros y solicitudes de explotación, con información actualizada a 2014. (Figura 1.3).

Figura 1.3 Departamentos con más títulos mineros y solicitudes de explotación en Colombia.

Los departamentos con más títulos y solicitudes para explotación minera



Fuente. <http://static.elespectador.com/especiales/1305-mineriailegal/mineriavivipad1.jpg>

Conforme a lo anterior, se evidencia que los departamentos del país donde se reúne la mayor actividad extractiva de oro son Antioquia, Bolívar, Caldas y Chocó, por tanto, estas son las poblaciones donde se puede esperar la mayor contaminación por mercurio en el país.

Los municipios de Antioquia que se encuentran más afectados por la extracción de oro son Zaragoza, Remedios y Segovia. En cuanto a cuerpos de agua, ríos como el Dagua son gravemente contaminados fruto del hallazgo hecho por Conalvías, empresa que durante la construcción de la doble calzada Bogotá-Buenaventura halló oro, lo cual aumentó la extracción ilícita del mineral en la zona. De los municipios del Chocó que desarrollan la explotación de oro se encuentran Condoto, Istmina y Tadó, que se encuentran dentro de la cuenca del río San Juan, el cual, al igual que el río Dagua, se ve afectado por la introducción de mercurio a su cauce (Contraloría General de la República, 2012).

Se relacionan los datos de oferta y demanda que se estimaron para 2012 (Tabla 1.2).

Tabla 1.2 Demanda y oferta de oro en Colombia para 2012.

| Concepto | Toneladas finas | Porcentaje |
|---------------------------------------|-----------------|------------|
| I. Demanda | 78.09 | 100 |
| A. Exportaciones de oro | 77.07 | 98.7 |
| Oro en bruto | 69.84 | 89.4 |
| Semilabrado, uso no monetario | 6.74 | 8.6 |
| Desperdicios y desechos | 0.49 | 0.6 |
| B. Consumo interno | 1.01 | 1.3 |
| Joyería | 0.76 | 1 |
| Otros usos industriales | 0.25 | 0.3 |
| II. Oferta | 78.09 | 100 |
| A. Producción minera | 66.18 | 84.7 |
| B. Fundición de joyas e importaciones | 11.91 | 15.3 |

Fuente. Banco de la República (2014).

La diferencia que se presenta entre la producción y la oferta radica en el reciclaje o fundición de joyas y la importación de oro. Además, se observa que la exportación es el principal destino de la producción y que tan solo una pequeña cantidad es empleada por la industria de la joyería que se abastece de la pequeña y mediana minería (Banco de la República, 2014).

De acuerdo con hallado por el MAVDT (2010), en Colombia, la gran mayoría de mercurio empleado para la extracción de oro proviene de otros países, salvo los casos en los cuales hay una recuperación del material. A continuación, se presentan las cifras de importación de mercurio entre 2007 y 2009 (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Cantidades de mercurio importadas a Colombia en toneladas.

| Año/país | Holanda | España | México | Alemania | EE. UU. | Rusia | Canadá | Otros | Total |
|----------|---------|--------|--------|----------|---------|-------|--------|-------|---------------|
| 2007 | 28.26 | 4.49 | 11.95 | 5.53 | 12.39 | 3.00 | 0.45 | 4.54 | 70.61 |
| 2008 | 25.36 | 19.04 | 13.33 | 8.63 | 6.91 | 3.11 | 0.06 | 9.94 | 86.38 |
| 2009 | 47.95 | 14.50 | 24.77 | 8.68 | 34.50 | — | — | 0.00 | 130.40 |

Fuente. MAVDT (2010).

Conforme a lo presentado anteriormente (tablas 1.3 y 1.4), no se encuentra una relación directa entre el mercurio importado y la producción de oro en el país. Esto se puede presentar posiblemente a que no es posible hacer un seguimiento a la extracción de oro ilegal y, por tanto, este no es tenido en cuenta en las cifras presentadas por el Ministerio de Minas y Energía. Otra posible causa de los datos incongruentes es la llegada al país de mercurio de manera ilegal, con el cual se puede extraer oro y comercializarlo sin reportar el material necesario para producirlo.

Tabla 1.4. Producción de oro para el periodo 2002-2009.

| Año | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Producción (kg) | 20 823 | 46 515 | 37 338 | 35 738 | 15 683 | 15 482 | 34 321 | 47 838 |

Fuente. Ministerio de Minas y Energía (2010).

De acuerdo con Pantoja (2001), en la minería que se desarrolla en el sur del país, se emplean aproximadamente 5 kg de mercurio para obtener 1 kg de oro. Por su parte, la Corporación Autónoma Regional del Cauca (2007) reporta que para la extracción de 0.0019 kg oro son necesarios alrededor de 0.112 kg de mercurio.

Acorde con los datos recopilados por el MAVD (2010) en 2009, fueron liberados al ambiente 345.570 kg de mercurio, distribuidos de la siguiente manera: 31 260 kg generados al agua, 74 420 kg al aire y 151 650 kg al suelo, 45 400 kg durante el tratamiento o la disposición, 28 190 kg producidos en impurezas y 14 650 kg en residuos generales. Esto refleja que la matriz que se ve más afectada es el suelo y que donde se produce una mayor liberación es durante la disposición.

Según la Contraloría General de la República (2012), en concordancia con lo hallado en el Censo Minero 2010-2011, en Colombia, existe 63 % de minería ilegal y tan solo 37 % es legal, si bien es necesario aclarar que en este estudio solo se cubrió 55 % de los municipios del país y que algunos departamentos (como Vichada, Vaupés, Guanía y Guaviare) se consideran propensos a la ilegalidad dada su lejanía con el área andina y gran presencia de minerales explotables.

En cuanto al oro, se identificó que existen 4133 unidades de minería que son equivalentes a 29 % de la minería con título minero o sin él, de las cuales 3584 son ilegales, lo cual representa 40 % del total de la ilegalidad de minería en el país (Contraloría General de la República, 2012). Esto

indica que de cada cinco unidades ilegales dos pertenecen al oro, situación que es concordante con lo expresado por Santiago Angel, director de la Asociación Colombiana de Minería en el evento Colombia Genera 2015, donde se mencionó que es incierto el panorama real de producción de oro del país por la cantidad de actores informales e ilegales que hacen parte de la producción en el territorio nacional.

Además, el Estudio Nacional del Agua 2014 (IDEAM, 2015) menciona que, de las 205 toneladas de mercurio vertidas durante 2012, las matrices suelo y agua recibieron 27,5 %, es decir, 56.4 toneladas que fueron producto del uso para el beneficio de la plata y 72.5 % equivalente a 148.6 toneladas resultado del beneficio del oro, y los departamentos con mayor uso de mercurio fueron Bolívar, Chocó y Antioquia, con 304, 195 y 170 toneladas, respectivamente. Por otro lado, el estudio identificó, además, que los ríos con valores más críticos en cuanto concentración de mercurio son el río Marmato en Marmato (Caldas), el río Nechi en Nechí (figura 1.4A y 1.4B), el río Magdalena en Calamar, el río Guachal en Palmira y Coello en Coello.

Figuras 4A y 4B. Río Nechi desde el aire.



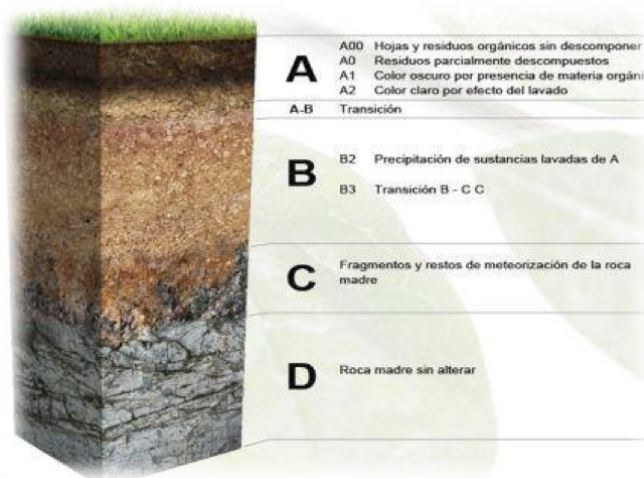
Fuente. Fotografía de José Alejandro Martínez Sepúlveda y ubicación referencial según mapa de Google Maps®.

1.3 Impactos generados a partir de la extracción de oro

1.3.1 Impactos ambientales generales

El suelo, compuesto por capas (Figura 1.5), es un sistema complejo que guarda un equilibrio entre sus componentes biológicos e inorgánicos. La extracción de oro afecta el suelo, en primera medida, por la eliminación del horizonte A que se conoce como capa orgánica del suelo (Figura 1.6), lo cual conlleva una alteración en sus propiedades físicas y químicas, además de perder la estructura edáfica, generar procesos de inestabilidad, desertificar o esterilizar la zona e incrementar la erosión. De la misma forma, el retiro del horizonte A permite que puedan suceder alteraciones bioquímicas en los horizontes B o C por la percolación de agua y otros componentes no naturales del suelo.

Figura 1.5. Horizontes del suelo.



Fuente. Viñas Canals, (2005).

Figura 1.6. Retroexcavadora retirando una fracción del horizonte.



Fuente. Fotografía de José Alejandro Martínez Sepúlveda.

En cuanto a la matriz agua, se pueden presentar los siguientes impactos: aumento en el riesgo de inundación ocasionado por la disminución parcial o total de la infiltración de las aguas pluviales, alteración de la turbidez de cuerpos de agua cercanos e introducción de agentes tóxicos a ellos, lo cual se ve reflejado en las alteraciones en la fauna y flora circundante, ya que el mercurio penetra en las cadenas tróficas.

Por otro lado, producto de las actividades propias de extracción, cargue y descargue, se evidencia un incremento del material particulado circundante, que conforme a la dirección de los vientos, afecta a poblaciones vecinas, además, y no menos importante, los niveles de ruido son incrementados por el trabajo de retroexcavadoras y dragas.

Lo anterior conlleva que el paisaje y el relieve de la zona también se vean alterados, no solo durante el proceso de extracción, sino también una vez finalice todo el proyecto, pues la fauna y flora del lugar se verán

seriamente afectadas, debido a las transformaciones, desequilibrios y fraccionamientos del medio, a causa del abandono de las minas, los campos de desechos, los huecos, entre otros.

Todo lo expuesto genera lo que se denomina pasivos ambientales que se definen como zonas donde se evidencia la necesidad de realizar una restauración por un impacto ambiental que ha sido derivado de una actividad extractiva o minera, que pone en riesgo la calidad de vida, la salud o los bienes públicos o privados (Aramburo y Olaya, 2012). En Colombia, se ha evidenciado la necesidad de implementar el concepto de pasivos ambientales debido a la antigüedad y prevalencia que tienen las actividades extractivas en el país, aun cuando la Ley 685/2001 reglamenta el cierre de minas; pero, a causa del escaso seguimiento de las autoridades competentes, no se realiza.

No existen solo pasivos ambientales a causa de la minería legal debido a la falta de control de las autoridades competentes, sino que estos también son generados en grandes cantidades a partir de la minería ilegal que, aparte de hacer la extracción mediante métodos inadecuados, no realizan planes de control una vez se abandonen las minas.

Así como existe una serie de impactos que son generales, es decir, se producen sin importar el método usado, existen otros que son específicos de la técnica empleada, ya que obedecen al elemento usado para la obtención de oro. A continuación, se describen algunos impactos conforme al método empleado.

1.3.1.1 Impactos por amalgama

Respecto del ambiente, existe un sinnúmero de afecciones que son causadas por el uso de mercurio. La matriz aire se puede ver alterada por la introducción del elemento en el momento de calentar la amalgama por

encima de 40 °C sin ningún control. Por encima de esta temperatura, el mercurio se evapora y deja en el recipiente un compuesto con mayor concentración de oro; y a la par, disponible a los sistemas respiratorios animales y humanos el metal pesado, como vapor, o condensado, como pequeñas partículas sobre plantas o suelo, o precipitado, con la lluvia y en contacto tanto con el agua como con el suelo (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, 1999). Además, el abandono de las minas ocasiona el lavado de metales y la filtración de ácidos que llegan al suelo y aguas subterráneas (Aramburo y Olaya, 2012).

Dentro de los impactos generados a partir de la amalgamación como método de extracción, se encuentran generación de sulfuros fruto de un sistema inapropiado de concentración gravimétrica, producción de sólidos gruesos y finos resultado de un almacenamiento inadecuado, asimismo, los cuerpos de agua circundantes se ven afectados por la acidificación de las aguas a causa de la oxidación de sulfuros (Wotruba, Hentschel, Hruschka y Priester, 2000).

1.3.1.2 Impactos por cianuración

Por parte de la cianuración, se evidencia producción de polvo como consecuencia de las explosiones realizadas para remover el suelo, además, luego de realizar lavados con ácidos para extraer el mineral, se puede presentar dióxido de azufre si el terreno posee azufre. El polvillo fino generado por la extracción es muy volátil, más nocivo, y es arrastrado con mayor facilidad por el viento, asimismo es posible que llegue más lejos. Las filtraciones de cianuro, de metales pesados, de nitritos, de dióxido de carbono y otros, que son depositados en diques para su contención, representan un alto riesgo, dado que deben ser controlados hasta por veinte años (ECYT-AR, 2012).

1.3.1.3 Impactos a sociales y a la salud

Entre los problemas causados por el uso de mercurio en la extracción de oro, se encuentran los asociados a la salud humana. Se tiene evidencia que la inhalación prolongada de estos puede causar envenenamiento o alteraciones nerviosas, como disminución de la capacidad para regular los movimientos musculares producto de la ingesta de agua y alimentos que hayan tenido contacto con el tóxico (Contraloría General de la República, 2001). Otro impacto que se genera fruto de las actividades mineras es de índole social por motivos como pérdida de identidad y territorios indígenas, deterioro de la calidad de vida del territorio y población vecina, deterioro de fuentes de recursos pesqueros, entre otros (Contraloría General de la República, 2012).

2

Mecanismos convencionales de remediación de suelos contaminados

2.1 Introducción

El suelo es un recurso que ha sido usado con el fin de solventar diversas necesidades a través de diferentes actividades de origen antropogénico, como extracción de minerales, obtención de petróleo, ganadería extensiva, producción agrícola, entre otros. La matriz suelo es muy importante, ya que sirve de soporte mecánico para las especies vegetales y fuente de alimento para todos los seres vivos, por ello, se está haciendo evidente la necesidad de realizar distintos análisis de impacto ambiental, que aporten resultados importantes para tomar medidas tendientes a la disminución de los impactos negativos en esta matriz y a la mitigación y recuperación de los impactos ya ocasionados o no evitables.

La remediación consiste en un conjunto de técnicas que tienen como objetivo hacer la recuperación de suelos o cuerpos de agua contaminados, con miras a restaurar las características de ciertas propiedades de la matriz ambiental, de tal modo que se conserven o se mejoren sus características, se mantenga el equilibrio ecosistémico y se evite que se genere un peligro para animales, plantas y seres humanos (Manual de

Legislación Ambiental, s. f.). En algunos casos, se debe realizar un tren de tratamientos para alcanzar el objetivo principal de la remediación.

Para llevar a cabo la remediación de un suelo es necesario conocer las condiciones -físicas, químicas y microbiológicas- que tiene, pues estas varían de acuerdo con la zona en que se encuentre localizado, además de aspectos climáticos y meteorológicos, tales como pluviosidad, radiación solar, entre otros, variables que son relevantes para caracterizar la zona que se va a intervenir y las condiciones de los procesos que se van a usar. También es importante conocer el contaminante por tratar, incluso su toxicidad, ya que esto es significativo teniendo en cuenta que no todos poseen las mismas características fisicoquímicas y es preciso saber sobre el comportamiento de este frente al medio en el que se presenta la contaminación u afectación. Una vez culminada esta fase de análisis preliminares de condiciones del territorio y de características de la sustancias, se puede tomar la decisión del método de remediación adecuado, que puede llegar a incluir alternativas biológicas o microbiológicas, dependiendo de los resultados de los análisis previos. La efectividad del tratamiento empleado se encuentra ligada tanto a las características del suelo como a las del contaminante, por ello, es conveniente caracterizarlos al iniciar una intervención (Volke y Velasco, 2002).

Los tratamientos por emplear se pueden clasificar en tres tipos: tratamientos biológicos, fisicoquímicos y térmicos. Los tratamientos de índole biológica se refieren al empleo de organismos, entre ellos, plantas, hongos y bacterias. Estos tratamientos buscan destruir o convertir el contaminante en sustancias más simples, de tal modo que el tratamiento para esa nueva sustancia sea más fácil o que se convierta en un compuesto menos contaminante. La segunda clasificación busca el empleo de las propiedades químicas o físicas del medio para contener, separar o destruir la contaminación presente en esta clase de tratamientos. El objeto de los

tratamientos físicos es cambiar de matriz el contaminante, por ejemplo si este se encuentra en la matriz suelo por medio del arrastre por vapor cambiarlo a la matriz aire. Finalmente, los tratamientos térmicos se refieren a separar o inmovilizar los contaminantes. Lo anterior se logra por medio de la destrucción del contaminante presente en el suelo, desarrollando una oxidación térmica completa (INECC, 2007; Miliarium, 2004; Domènech y Peral, 2006).

Los tratamientos de remediación también se pueden clasificar de acuerdo con si son convencionales -tradicionales- o no convencionales (innovadoras). Los primeros se refieren a aquellos tratamientos que han sido probados fuera de los laboratorios y plantas piloto, además, poseen en sus procedimientos un grado de tecnificación y se encuentran disponibles en la región en la cual se requieren. Los tratamientos no convencionales son aquellos cuyas bases se encuentran en los fundamentos teóricos de los convencionales, pero estos buscan aumentar las eficiencias de remoción y disminuir los tiempos de remoción frente a los tratamientos convencionales (INECC, 2007). Por otro lado, los tratamientos se pueden efectuar tanto *in situ*, es decir, directamente en el sitio, o *ex situ*, que significa fuera del área problema.

A continuación, se mencionan algunas ventajas y desventajas de los tratamientos biológicos, fisicoquímicos y térmicos (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Ventajas y desventajas de las tecnologías de remediación

| | Ventajas | Desventajas |
|-----------------------------|---|--|
| Tratamientos biológicos | Efectividad en cuanto a costos | Mayores tiempos de tratamiento |
| | Tecnologías más benéficas para el ambiente | Necesaria la verificación de la toxicidad de intermedios o productos |
| | En general los contaminantes son destruidos | No pueden emplearse si el suelo no favorece el crecimiento microbiano |
| | Se requiere un mínimo de o ningún tratamiento posterior | |
| Tratamientos fisicoquímicos | Son efectivos en cuanto a costos | Los residuos generados por técnicas de separación deben tratarse o disponerse: aumento en costos y necesidad de permisos |
| | Pueden realizarse en periodos cortos | Los fluidos de extracción pueden aumentar la movilidad de los contaminantes: necesidad de sistemas de recuperación |
| | El equipo es accesible y no se necesita mucha energía ni ingeniería | |
| Tratamientos térmicos | | Es el grupo de tratamientos más costoso |

Fuente. Volke y Velasco (2002).

En cuanto a los tratamientos biológicos convencionales, se encuentran técnicas como el *landfarming* y el compostaje; respecto de los fisicoquímicos, absorción por vapor, arrastre por vapor, oxidación química y electrocinética; y en relación con los térmicos, incineración, desorción térmica, pirólisis, entre otros.

2.2 Tratamientos biológicos

2.2.1 Generalidades

Según algunos autores, la biorremediación surge de la necesidad de disminuir el impacto ambiental negativo causado por derrames de hidrocarburos en los diferentes ambientes -agua y suelo-, usando microorganismos, plantas o enzimas, con el fin de restaurar la calidad ambiental, de acuerdo con las necesidades y dimensiones del problema (Pardo, Perdomo y Benavides 2004). Sin embargo, la biorremediación en la actualidad es ampliamente usada para tratar otro tipo de sustancias diferentes de los hidrocarburos, como pesticidas, PCB (polychlorinated biphenyl), e incluso metales pesados en bajas concentraciones. Betancurt (2013) ha logrado la remoción del pesticida 1,1,1-tricloro-2,2'bis(p-clorofenil)etano (DDT) alcanzando eficiencias de 94 %. Por otro lado, los contaminantes como metales pesados pueden ser tratados también mediante la biorremediación (Cervantes et al., 2006).

Valderrama (2002) comenta: La biorremediación ha demostrado ser complemento costeable y benéfico para ser usado en combinación con métodos químicos y físicos tradicionales como el composteo, la incineración y la extracción con solventes, en el tratamiento de desechos y en la descomposición del medio ambiente.

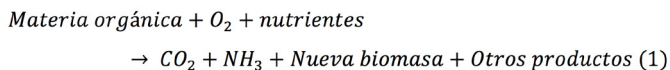
Un poco más adelante, se mencionan algunas tecnologías de remediación de suelos contaminados (Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Tecnologías de remediación de suelos contaminados.

| | |
|---|---|
| Remediación biológica | Remediación química |
| Biorremediación de suelos Bioventilación de suelos Fitorremediación de suelos Fitoacumulación Fitodegradación Fitoestabilización Fitorremediación Humedales artificiales Reactores aerobios Reactores anaerobios Plantas transgénicas | Electroquímica Lavado de suelos Estabilización Oxidación química |
| Remediación física | Remediación térmica |
| Mezcla Excavación | Incineración de suelos Vitrificación |

Fuente. Kusic (2012), citado en Gaurina-Medjimurec (2014) y Paisio, González, Talano y Agostini (2012).

A continuación, se presenta la ecuación 1 que corresponde a la respiración celular que emplea materia orgánica como sustrato.



Típicamente, los procesos de biorremediación que implican contaminantes fácilmente oxidables o que son volátiles -como hidrocarburos livianos- se realizan mediante técnicas que tienen características en común, como el compostaje y el *landfarming*. Pero aun cuando son similares estas tienen una diferencia que radica en la estimulación de la actividad biológica, ya que, en el caso de la primera, se hace por medio de la adición de residuos, ya sean de origen animal, ya sean de origen vegetal -estiércol, restos de madera y desechos orgánicos, entre otros-, de tal manera que propicien una porosidad óptima y un

equilibrio en la relación carbono-nitrógeno. Mientras la segunda se desarrolla con la adición de nutrientes, minerales, y en algunos casos, de la inoculación de otros microorganismos. Otro factor que diferencia estas dos técnicas es el hecho de que el compostaje, además de remover o eliminar el contaminante, busca emplear el suelo tratado para la recuperación de otro, mientras que el objetivo del *landfarming* es solo eliminar el contaminante.

De esta forma, el compostaje y el *landfarming*, que son tratamientos que han sido empleados desde hace varios años de forma masiva, podrían considerarse como una “primera generación” de procesos de biorremediación. Esta primera generación, al no atender compuestos como hidrocarburos no volátiles -o pesados-, metales pesados u otras sustancias químicas, requirió investigación y desarrollo para poder avanzar hacia procesos que podrían denominarse de segunda generación. Dentro de estas últimas, se encuentran, por ejemplo, los reactores aerobios y anaerobios, sistemas que son usados para la degradación de la materia orgánica, los humedales artificiales, las unidades especiales para el tratamiento de aguas residuales e hidrocarburos, entre otros, todos orientados a incrementar la capacidad o la eficiencia de remoción, o disminuir los tiempos de tratamiento y operación de los sistemas convencionales, siempre y cuando la degradación se pueda dar por medios biológicos, es decir, si el contaminante responde a este tipo de procesos.

Además de la conversión enzimática de los metales a formas menos tóxicas o menos volátiles por vía de bacterias, levaduras u hongos, se han descrito otros mecanismos de tolerancia a diversos metales pesados, entre ellos, la precipitación de estos con fosfatos, carbonatos o sulfuros, la exclusión física de los componentes electronegativos en membranas y sustancias poliméricas extracelulares, los sistemas de eflujo de metal dependientes de energía y el secuestro intracelular con proteínas de bajo

peso molecular ricas en cisteína (Paisio et al., 2012).

2.2.2 Factores relevantes para la biorremediación

En suelos, la biorremediación consiste en la descontaminación de la matriz por medio de los microorganismos, ya que, debido a la capacidad degradadora que tengan, se van a llevar a cabo distintos procesos. Los microorganismos emplean los compuestos contaminantes como sustrato o alimento, con el fin de transformarlo en productos inocuos (Vila et al., 2014).

Una de las alternativas para desarrollar procesos de biorremediación no convencionales es el uso de humedales construidos o artificiales -hidrocarbano-, que son empleados para el desarrollo de tratamientos de aguas superficiales, residuos de aguas municipales, aguas residuales domésticas, efluentes de refinería, drenaje de minas o lixiviados de vertedero (EPA, 2001).

Un factor importante en el momento de llevar a cabo un proceso de descontaminación en un suelo es tener claro el uso que se le va a dar a este una vez se lleve a cabo la recuperación. El suelo se debe “limpiar” conforme a diferentes requerimientos y dentro de ellos se encuentran los estipulados un poco más adelante (Tabla 2.3). Dicha figura muestra que el grado de contaminación varía conforme al uso que se le vaya a dar, pues no es lo mismo emplear un suelo para la agricultura que para hacer construcciones, debido a que las condiciones que debe cumplir son distintas.

Tabla 2.3. Clasificación de la contaminación de acuerdo con el uso.

| | | | |
|---|----------------------------------|---------------------|--------------------|
| ← | | | |
| Agricultura | Lugares de vivienda y vacaciones | Locales comerciales | Áreas industriales |
| Los valores de la contaminación del suelo varían conforme al uso que se le vaya a dar. El más estricto es el agrícola y el menos es el uso industrial | | | |

Fuente. Kisic (2012), citado en Gaurina-Medjimurec (2014).

Otros factores que afectan la biodegradación de un contaminante son presencia de microorganismos potencialmente activos, estructura molecular del contaminante, concentración, biodisponibilidad, pH, temperatura, humedad del suelo y existencia de nutrientes (N Y P) (Viñas, 2005).

Biodisponibilidad. Esta depende de la capacidad de transporte, del metabolismo que tenga la población bacteriana y de la transferencia de masas. La relación de los factores mencionados se conoce como biodisponibilidad. La transferencia de masas resulta ser una limitante a efectos de la biodegradación, dado que los microorganismos que están expuestos a un sinnúmero de contaminantes orgánicos suelen poseer grandes capacidades degradativas. Un factor que afecta de manera negativa la biodegradación es el envejecimiento o ageing, término que se refiere a pérdida de la biodegradabilidad lo largo del tiempo (Viñas, 2005).

pH. Las fluctuaciones en el pH del suelo pueden afectar seriamente la actividad biológica que se desarrolle, además influir en la solubilización del contaminante en la matriz. Gómez, Gutiérrez, Hernández, Hernández, Losada y Mantilla (2008) afirman que el pH afecta la biodisponibilidad de las fuentes de carbono y energía y que a un pH extremadamente alcalino o ácido la degradación puede ser lenta.

Temperatura. Es un factor ambiental importante, ya que afecta en gran medida tanto la actividad biológica como la tasa de degradación.

Los procesos de biorremediación pueden llevarse a cabo en un rango de 20 a 40 °C, sin embargo, para climas tropicales, es mejor manejar una temperatura de 30 a 35 °C (Gómez et al., 2008).

Según un estudio realizado por Pardo, Perdomo y Benavides (2004), quienes trabajaron con la adición de fertilizantes inorgánicos con el objeto de degradar petróleo en suelo, la temperatura más apropiada para desarrollar procesos de biorremediación se encuentra dentro del rango 30-40 °C, nivel al que la actividad enzimática es incrementada, lo cual genera unos altos procesos de degradación.

Humedad. La biodegradación se puede ver afectada en gran medida a causa de la humedad, especialmente en suelo que se ve altamente afectado por oscilaciones en cuanto a contenido de agua: No obstante, el contenido de humedad requerido varía conforme al suelo por emplear, además del tipo de contaminante y si la degradación es bajo condiciones aerobias o anaerobias (Viñas, 2005). El género de *Pseudomonas* spp., por ejemplo, requiere poca humedad para su crecimiento. El agua es un factor importante para este microorganismo, debido a que este opera como medio de transporte de oxígeno y nutrientes (Gómez et al., 2008).

Nutrientes. Los nutrientes como el fosforo y el nitrógeno son limitantes para el crecimiento bacteriano, pues son importantes para el metabolismo, el incremento y la actividad de los microorganismos, como el *Pseudomonas* spp., por lo anterior, estos deben estar disponibles para ser asimilados y sintetizados. Cabe resaltar que las concentraciones también deben ser monitoreadas, pues elevadas cantidades pueden llegar a disminuir la eficiencia y el desarrollo adecuado de la biorremediación (Gómez et al., 2008).

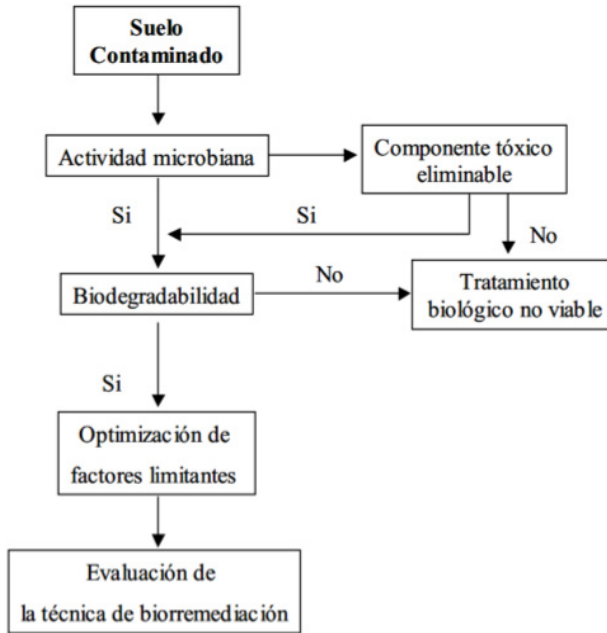
2.2.3 Pasos en un proceso de biorremediación

Para desarrollar un proceso de biorremediación, antes se deben realizar unos pasos en los cuales hay cabida para distintas profesiones, como químicos ambientales, microbiólogos, ingenieros e hidrogeólogos. Los profesionales en estas áreas deben hacer un trabajo mancomunado (Viñas, 2005). Los pasos son los siguientes (Figura 2.1):

- Identificar el contaminante por tratar, tipo de suelo, es decir, características físicas y químicas, estudio geotécnico e hidrogeológico.
- Montaje de ensayos escala de laboratorio.
- Montaje de pruebas de laboratorio.
- Implementación de la tecnología de biorremediación elegida.

Se deben realizar pruebas microbiológicas con el fin de cuantificar la población de microorganismos presentes y así determinar la proporción con respecto a la cantidad de microbiota heterótrofa endémica del suelo por tratar. Por otro lado, es necesario identificar si los microorganismos presentes son metabólicamente activos o podrían llegar a serlo en escenarios de bioestimulación. Luego de que hayan sido caracterizados el suelo, el contaminante y los microorganismos, es pertinente realizar ensayos de biodegradabilidad. En caso de que el contaminante sea biodegradable, se ha de realizar la evaluación de los factores físicos, químicos y biológicos que afectan la degradación por medio de microcosmos (Viñas, 2005).

Figura 2.1. Diagrama de flujo de los pasos previos necesarios para la implementación de la biorremediación de un suelo contaminado.



Fuente. Viñas Canals, (2005).

2.2.4 Landfarming

Es una técnica de índole biológica, que se practica desde hace un siglo, empleada comúnmente para la reducción de la concentración de hidrocarburos de petróleo y desechos de la industria petrolera. El método involucra la excavación y extensión del suelo contaminado en una capa que no sobrepase los 1.5 m. El objeto es incrementar la actividad biológica por medio de la aireación y adición de nutrientes y minerales, además de agua. La aireación del suelo se realiza por medio del arado, en ocasiones, de manera manual (Ortiz, Sanz, Dorado y Villar, 2007).

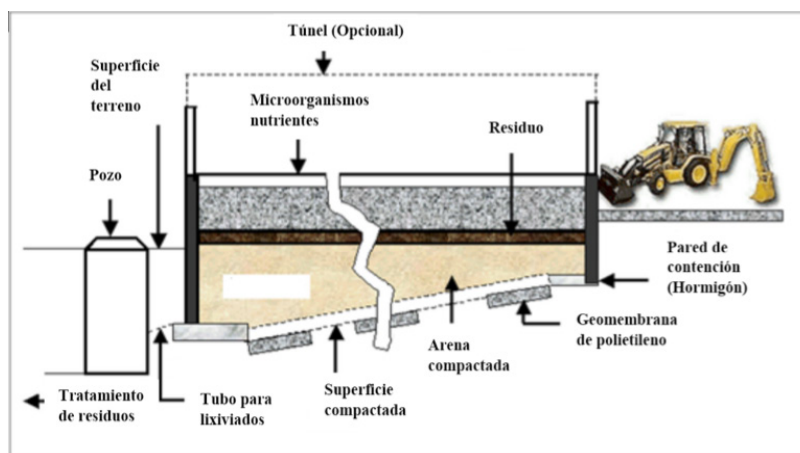
Es común que para aumentar la actividad biológica se lleven a cabo introducciones de bacterias degradadoras autóctonas, para lo cual se debe hacer una identificación de las que se encuentran presentes en el suelo

objeto de estudio, debido a que las que son halladas tienen la capacidad metabólica de desarrollarse bajo las condiciones fisicoquímicas y por tanto tendrán un mejor desempeño (Vargas, Cuéllar y Dussán, 2004).

La técnica *landfarming* requiere que el suelo se encuentre muy bien mezclado, de tal modo que la superficie de contacto con los microorganismos y los compuestos orgánicos sea directa. Además, es necesario poseer una oxigenación adecuada de manera que la degradación se desarrolle en condiciones aerobias (Ortiz et al., 2007).

Se enseña un modelo común de un tratamiento por el método *landfarming* y la secuencia que se sigue para desarrollarlo (Figura 2.2).

Figura 2.2. Unidad *landfarming* de tratamiento típica ex situ.



Fuente. *Landfarming*, ex situ (2001).

2.2.5 Compostaje

Se emplea para elaborar procesos de recuperación de suelos teniendo en cuenta condiciones de humedad, temperatura, pH, aireación y relación carbono-nitrógeno (Farías, Ballesteros, Bendeck, 1999). El compostaje es una metodología que consiste en estimular la actividad degradadora de

aerobia y anaerobia, que busca transformar compuestos orgánicos tóxicos en sustancias inocuas (Ortiz et al., 2007).

Existe un compostaje denominado cerrado, en el que se alcanzan temperaturas mayores de 70 °C, con el objeto de eliminar patógenos. El sistema debe ser supervisado por controladores, lo cual permite que condiciones como humedad, temperatura y mezclas sean monitoreadas permanentemente con miras a incrementar la actividad biológica y la degradación de contaminantes. El compostaje tiene dos objetivos dentro de la biorremediación: el primero de ellos, maximizar la eliminación del contaminante, y el segundo, producir un compost capaz de restaurar suelos (Ñustez, 2012).

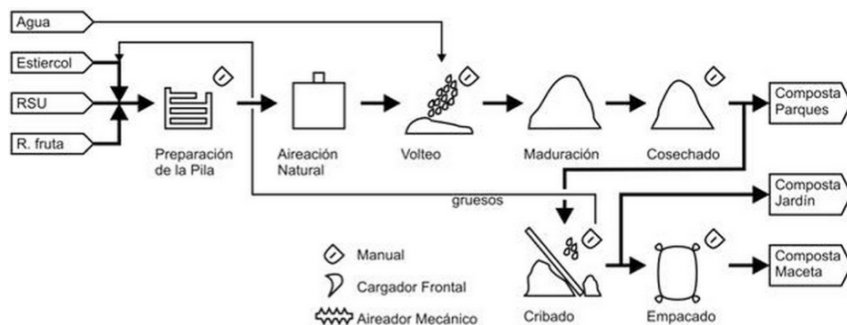
Así entonces, se observa una pila de compost con el respectivo tubo de aireación (Figura 2.3). Este se encuentra ubicado en un invernadero para controlar condiciones, como temperatura, humedad, entre otras. En la figura II, se muestra el proceso y los pasos requeridos para llevar a cabo un proceso de compostaje (Figura 2.4).

Figura 2.3. Pila de compost.



Fuente. UESP (2010).

Figura 2.4. Proceso de operación manual para la elaboración de compost.



Fuente. INECC, (2007).

La diferencia entre la técnica *landfarming* y el compostaje radica en que el primero, además de usar microorganismos autóctonos, emplea también microorganismos que son adicionados o introducidos al suelo por tratar, mientras que el compostaje solo utiliza los microorganismos presentes en el suelo.

2.2.6 Fitorremediación

Esta técnica se basa en el uso de plantas u hongos para remover, contener o transformar un contaminante, además una de sus ventajas de implementación es el bajo costo. La fitorremediación puede darse de dos maneras: directa, es decir, donde las plantas y los hongos actúan sobre el compuesto; o indirecta, donde simplemente estos son empleados para la estimulación del crecimiento de los microorganismos en la rizósfera (Vargas, Cuéllar y Dussán, 2004; Alvarado, Dasgupta-Schubert, Ambriz, Sánchez-Yañez y Villegas, 2011).

La fitorremediación puede emplearse para la eliminación de contaminantes orgánicos e inorgánicos y metales, lo cual se logra por medio de procesos fisicoquímicos y biológicos, ya sea en la matriz suelo,

ya sea en la matriz agua. En la gran mayoría de los casos, se lleva a cabo una simbiosis entre las especies vegetales y los microorganismos presentes en la zona de la rizósfera. Los microorganismos, además, pueden en ocasiones disminuir la toxicidad para las plantas, lo cual se logra a través de las enzimas hasta alcanzar convertirlos en ácidos, alcoholes, dióxido de carbono y agua (Dietz y Schnoor, 2001).

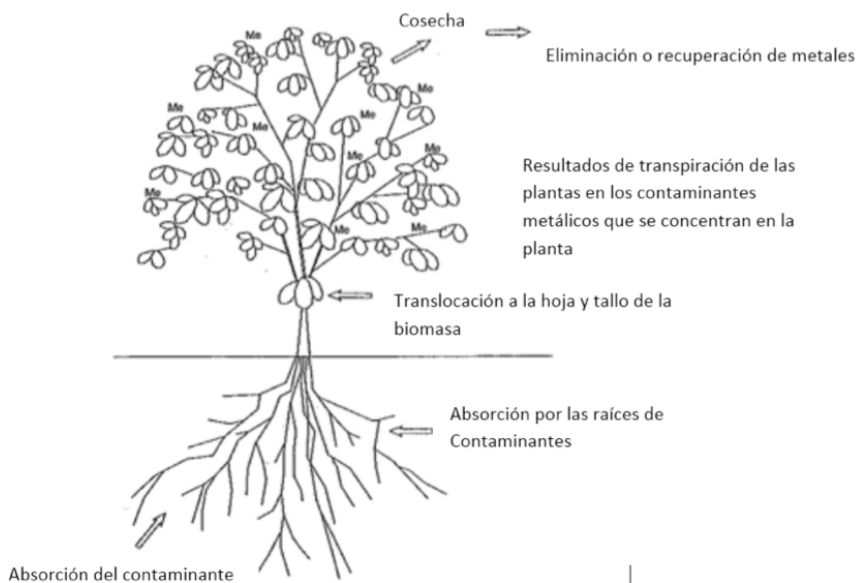
Se debe destacar que la fitorremediación no es simplemente trasplantar unas especies, ya sea de hongos, ya sea de plantas, en un suelo determinado y dejar que ellas lleven a cabo un proceso, pues esta técnica posee algunas desventajas, como que los contaminantes pueden estar a una profundidad mayor de la que alcanza la raíz, el tiempo para el desarrollo de un tratamiento como este puede ser prolongado, entre otras (Suthersan, 2001). Otras desventajas que se evidencian de esta técnica son, por ejemplo, la generación de sustancias tóxicas para hongos, plantas y microorganismos y la eventualidad de que los contaminantes se incorporen a la cadena alimentaria (Cubillos, 2011).

La ventaja más relevante de la fitorremediación es el bajo costo, pues este mecanismo se basa, principalmente, en el riego y la fertilización para garantizar el crecimiento de las plantas u hongos empleados (Suthersan, 2001). A continuación, se describen los tipos de fitorremediación y algunas de sus características.

Fitoacumulación. Se lleva a cabo por medio de la absorción del contaminante por las raíces y luego se hace la acumulación en la parte aérea de la planta. Generalmente, esto es seguido de la cosecha, donde es importante que se realice una adecuada disposición final del material recogido. La fitoextracción, también conocida como fitoacumulación, es viable para tratar compuestos, como metales pesados, por ejemplo Ag^+ , Cd^{+2} , Co^{-3} , Cr^{3+} , Cu^+ , Hg^{2+} , Mn^{2+} , Mo , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{+2} ;

y metaloides, por ejemplo As y Se. Este tipo de tratamientos no es útil para compuestos orgánicos o nutrientes tomados por la planta, debido a que pueden llegar a ser metabolizados o se volatilizan, lo cual impide la acumulación del contaminante en la planta (EPA, 2001). Las plantas consideradas hiperacumuladoras o que hacen procesos de fitoacumulación tratan suelos donde los contaminantes no estén a una gran profundidad. Este método puede ser desarrollado hasta una profundidad máxima de 24 pulgadas (Suthersan, 2001). Se muestran las fases que se llevan a cabo en un proceso de fitoacumulación (Figura 2.5).

Figura 2.5. Procesos que se desarrollan en la fitoacumulación de metales pesados.



Fuente: Suthersan (2001).

Fitodegradación. En este método, se desarrollan procesos de absorción, metabolización y descomposición de contaminantes en la planta mediante procesos metabólicos internos o la ruptura de contaminantes externos a la planta por medio de enzimas producidas por ella. Los compuestos contaminantes que son degradados y

usados como nutrientes son incorporados a los tejidos. En ocasiones, los productos resultantes o intermedios son liberados al ambiente en función del agente contaminante y la planta que se haya usado (Suthersan, 2001).

Las vías por las cuales las especies vegetales logran transformar un contaminante son muchas y de diferente índole, que obedecen, entre otras, a la especie y el tipo de tejido que posean. Las plantas pueden metabolizar una gran variedad de compuestos, entre ellos, Ce -cerium-, TNT -trinitrotolueno) y el herbicida Atrazina (EPA, 2001).

Fitoestabilización. Se define como el uso de la vegetación para contener contaminantes in situ, ya sea en el suelo, ya sea en el agua, por medio de modificaciones a la estructura química, condiciones biológicas y físicas. Una de las ventajas de esta técnica es que la vegetación empleada contribuye a la reducción de la erosión hídrica y eólica de los suelos, lo cual conlleva una disminución en la dispersión de los contaminantes fruto de la escorrentía o emisiones fugitivas de polvo y llega a reducir o prevenir la generación de lixiviados (EPA, 2001).

Esta metodología ayuda a reducir la movilidad de los contaminantes e impide la migración de las aguas subterráneas o de aire. La fitoestabilización se emplea para regenerar la cubierta vegetal en espacios donde se ha perdido, debido a las concentraciones elevadas de metales (Suthersan, 2001). Los mejores candidatos para implementar la fitoestabilización son metales como plomo, cromo y mercurio, pero puede existir potencial para tratar contaminantes de tipo orgánico, ya que algunos compuestos de este origen o subproductos metabólicos de estos contaminantes pueden ser incorporados a la lignina de las plantas (EPA, 2001).

Rizodegradación. Conforme a la EPA (2001), la rizodegradación es el mejor método de origen natural, cuyo objetivo es hacer que los contaminantes presentes se desintegren en el suelo por medio de la actividad biológica. Los microorganismos, consumen y transforman sustancias orgánicas para usarlas como nutrientes. Algunos de ellos degradan compuestos, como combustibles ecorreceptores y los convierten en inocuos. Los exudados secretados por las raíces, tales como alcoholes y azúcares, poseen carbono, elemento que ayuda a las poblaciones microbianas a incrementar su población y estimular su actividad. El suelo que se ubica adyacente a la raíz posee una gran población de microorganismos que en otras zonas. Se han hallado bacilos cortos gram negativos, especialmente, de *Pseudomonas*, *Flayobacterium* y *Alcaligens*. Los exudados ofrecidos por las plantas benefician el hábitat y el crecimiento de las poblaciones microbianas. La población microbiana típica en la rizósfera comprende 5×10^6 bacterias, 9×10^5 actinomicetos y 2×10^3 hongos por gramo de suelo seco aire (Suthersan, 2001).

La presencia de las plantas y sus raíces favorece la creación de microambientes dentro más favorables para la actividad de los microorganismos, lo cual resulta siendo una ventaja frente a los tratamientos con microorganismo pero que no usan plantas (EPA, 2001). Una desventaja de la rizodegradación es la falta de contacto entre las raíces con el suelo, en un momento determinado, pues, a medida que transcurre el tiempo, las raíces van muriendo y tardarán un tiempo en volver a crecer y tener nuevamente contacto con el suelo afectado. Otra desventaja radica en las altas concentraciones, pues estas disminuyen la incursión de las raíces en el suelo, lo cual desencadena que existan zonas del suelo que no tienen contacto con estas (EPA, 2001).

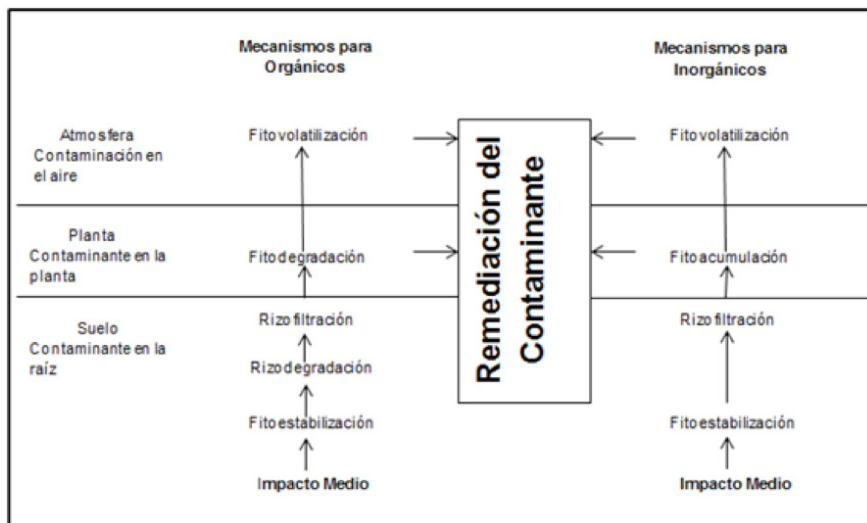
A continuación, se mencionan procesos de fitorremediación y los contaminantes que pueden ser tratados por medio de estos (Tabla 2.6); y posteriormente, se evidencian los tipos de fitorremediación existentes.

Tabla 2.6. Procesos de fitorremediación aplicados a diferentes contaminantes

| Proceso | Contaminante | Planta |
|--------------------|---|--|
| Fitoextracción | Metales pesados, compuestos hidrofóbicos | Pastos, plantas freáticas (sauces, álamos) |
| Rizodegradación | Compuestos orgánicos biodegradables (BTEX, HTP, HAP, PCB, pesticidas), metales, compuestos hidrofóbicos, radionucleóticos | Pastos, plantas freáticas (sauces, álamos), plantas acuáticas emergentes y subemergentes |
| Fitoestabilización | Metales pesados, compuestos hidrofóbicos | Pastos, plantas freáticas (sauces, álamos) |
| Fitodegradación | Herbicidas, compuestos alifáticos clorinados, compuestos aromáticos, residuos de amino y nutrientes | Pastos, plantas freáticas (sauces álamos), leguminosas (alfalfa, trébol) |
| Fitovolatilización | Metales (Se, As, Hg), compuestos orgánicos volátiles (BTEX, MTBE) | Plantas de humedales (juncos, canas, espadañas) |

Fuente. Dietz y Schooor (2001).

Figura 2.6. Tipos de fitorremediación.



Fuente. Suthersan, (2001).

Existen dos clases de contaminantes: los orgánicos y los inorgánicos, y para cada uno de ellos hay un determinado tipo de fitorremediación (figura 13), que describe la ruta de descontaminación seguida del compuesto contaminante o donde se puede acumular -para el caso de los inorgánicos-, luego de llevarse a cabo los distintos procesos que involucra cada tipo de fitorremediación. Más adelante se describen algunas ventajas y desventajas que se obtienen fruto de la implementación de procesos de fitorremediación (Tabla 2.7).

Tabla 2.7. Ventajas y desventajas de la fitorremediación.

| Ventajas | Desventajas |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Menores costos comparados con métodos tradicionales • Bajo volumen de residuos • Tecnología verde • Aceptación pública • Control de la erosión • Reducción de emisiones de polvo • Reducir el riesgo de exposición al suelo | <ul style="list-style-type: none"> • Requiere tiempos prolongados • La profundidad efectiva de las raíces se encuentra limitada • El clima es una variable dependiente • La recolección de biomasa fruto de tratamientos a metales puede llegar a ser necesaria |

Fuente. Green y Hoffnogle (2004), citado en Gaurina-Medjimurec (2014).

2.2.7 Ficorremediación

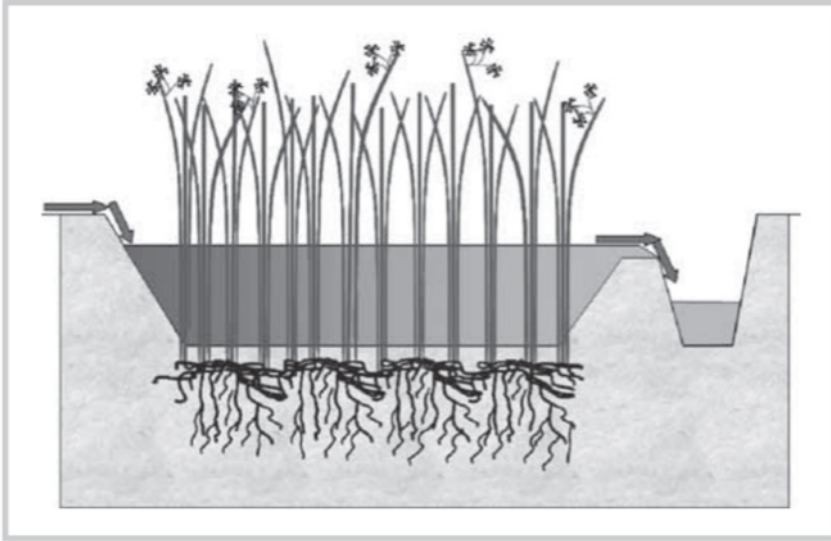
Diversos investigadores han estudiado algas con mecanismos de remoción de Hg extracelulares. Algunos autores observaron que las diferentes especies pertenecientes a los géneros *Scenedesmus*, *Chlorella* y *Oscillatoria* fueron capaces de adsorber Hg -entre 10-40 % de 100 mg/L-. Otros han estudiado la eliminación de Hg(II) en solución por un sistema de algas inmovilizadas en alginato, tanto en cultivos de *Chlamydomonas reinhardtii* como en *Chlorella emersonii*, y los resultados fueron mejores para algas inmovilizadas que para algas libres. Además, de la misma forma que la fitorremediación, la aplicación de algas genéticamente modificadas en la remediación de contaminantes ha recibido una gran atención debido a que estas poseen mayor capacidad de remoción. En Paisio et al. (2012) se mencionan varios estudios en donde las cepas transgénicas mostraron una mayor capacidad de eliminar el contaminante, mayor tasa de crecimiento y actividad fotosintética y menor expresión de la enzima superóxido dismutasa que el tipo salvaje (Paisio et al., 2012).

2.2.8 Humedales artificiales o construidos

Son sistemas depuradores de agua constituidos por canales o lagunas y son plantados con especies propias o endémicas de la zona. Conforme a Kadlec y Knight, citados en Sandoval (2007), los humedales construidos han sido convertidos en métodos de tratamientos naturales de aguas residuales, y en países de Europa y en los Estados Unidos, han sido catalogados como una tecnología efectiva y económica para la descontaminación de cuerpos de agua desde la década de 1970. Existen diferentes clases de humedales, entre ellos, humedales superficiales de flujo horizontal, humedales de flujo horizontal subsuperficial, humedales verticales y humedales con plantas flotantes.

Humedales de flujo superficial. En general, son unidades cuya profundidad oscila entre los 0.4-0.6 m y ampliamente pobladas por una variedad de plantas enraizadas, flotantes, emergentes o subemergentes. Esta clase de humedales son empleados a gran escala. Condiciones tales como tipo de vegetación, factores hidrológicos e hidráulicos, altura de la columna de agua son vitales para la operación, pues definen el dinamismo y funcionamiento del ecosistema de los humedales superficiales (Sandoval, 2009). Se muestra a continuación un humedal de flujo superficial (Figura 2.6).

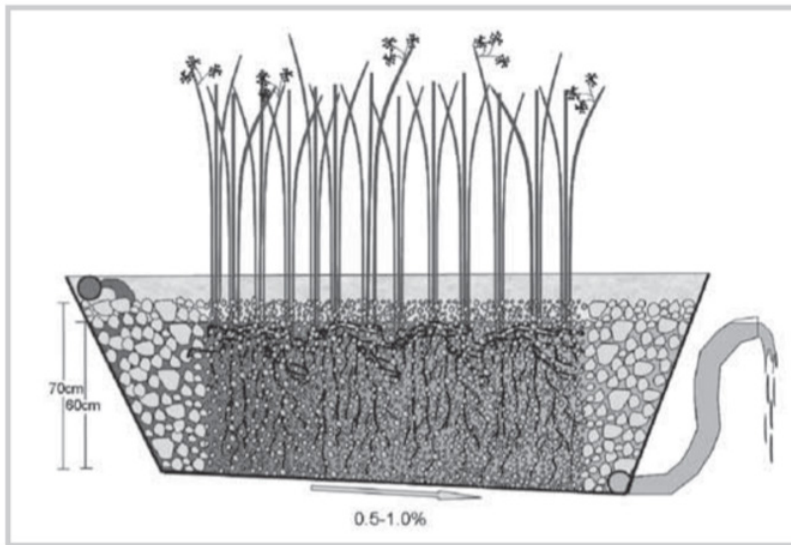
Figura 2.6. Humedal de flujo superficial.



Fuente. Delgadillo, Camacho, Pérez y Andrade (2010).

Humedales subsuperficiales de flujo horizontal. Esta clase de sistemas son llamados *subsurface flow constructed wetlands*. De uso común, son estanques que poseen el fondo relativamente impermeable rellenos con un medio poroso que cuenta con plántulas de especies vegetales emergentes. El medio poroso a menudo es suelo o grava y el agua que ingresa al humedal lo hace por un extremo y sale por el extremo opuesto. En general, la especie que es empleada en esta clase de tratamientos es la planta acuática *Phragmites australis*, pero se debe hacer la aclaración que en algunos humedales se emplean plantas autóctonas de los sitios donde se realice el trabajo (Rodríguez, 2003). En la figura 15, se enseña un humedal de flujo horizontal.

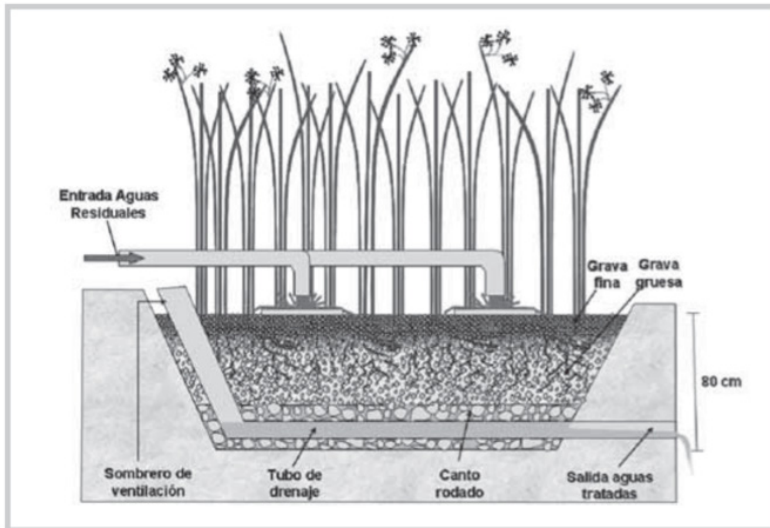
Figura 2.7. Humedal de flujo horizontal subsuperficial.



Fuente. Delgadillo et al. (2010).

Humedales subsuperficiales de flujo vertical. A esta clase de humedales, el agua es aplicada uniformemente sobre la superficie y el afluyente es drenado por medio de la base de este. La idea en tales sistemas es hacer que el agua pase por cada uno de los medios y que las raíces tengan contacto con el agua problema (Figura 2.8). Los humedales verticales operan de modo discontinuo o *batch*, es decir, con periodos de llenado y drenajes intermitentes, con lo cual se busca favorecer la entrada de oxígeno. La ventaja más relevante que tiene este tipo de sistemas es la prevalencia de condiciones aerobias durante los eventos de drenaje. Esto permite el aumento en la velocidad de remoción de parámetros, como demanda biológica de oxígeno, y del nitrógeno amoniacal, comparado con los procesos que realizan en los humedales horizontales de flujo subsuperficial (Rodríguez, 2003).

Figura 2.8. Humedal vertical de flujo subsuperficial.



Fuente. Delgadillo et al. (2010).

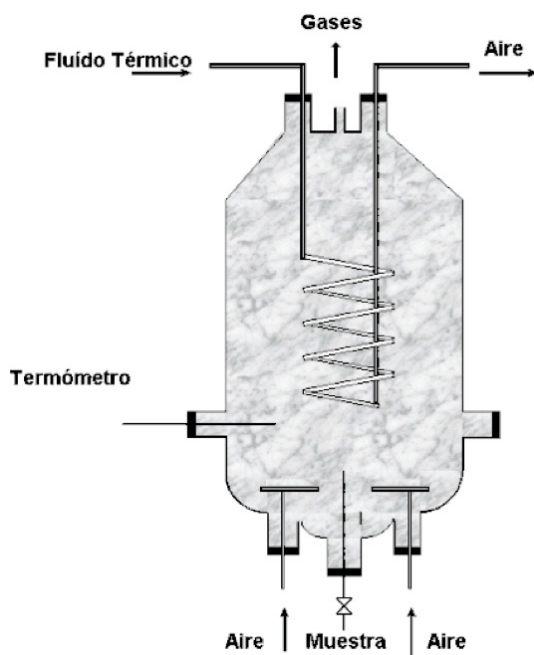
Humedales con plantas flotantes. Los humedales con plantas flo-tantes usualmente emplean especies vegetales acuáticas flotantes o plantas emergentes, de tal modo que las raíces se arraiguen a los sedimentos o a la matriz del suelo. El objetivo es que el agua pase por la zona de la raíz -flujo subsuperficial- o entre en los tallos de las plantas -flujo superficial-. Los humedales de esta clase son unidades que usan plantas vegetales que se desarrollan como una red de raíces que flotan por debajo de la superficie del agua (Cubillos, 2011).

Conforme a Cubillos (2011), la base de la fitorremediación, es el uso de plantas y su medio de soporte -medio filtrante-suelo- que, junto con los microorganismos localizados en la rizósfera, hacen una simbiosis para lograr remover, transformar, secuestrar o degradar compuestos de origen orgánico e inorgánico que se ubiquen en suelos, sedimentos o aguas, ya sean superficiales, ya sean subterráneas; por ello, los hidrocarburos se han venido implementando en los últimos años.

2.2.9 Reactores aerobios

Los reactores aerobios son sistemas que son de gran utilidad para el tratamiento de materia orgánica. Esta clase de sistemas pueden ser hasta diez veces más rápidos que los sistemas anaerobios, lo cual representa una minimización en cuanto a costos de construcción y mantenimiento, debido a que son un poco más pequeños y logran estar expuestos al ambiente. La desventaja más relevante de esta clase de reactores radica en que la mayor proporción de materia orgánica se irá a crecimiento biológico, tasa que es considerada como alta, aproximadamente cuatro veces más de lo que producen los organismos aerobios (Morales, 2005), (Figura 2.9).

Figura 2.9. Esquema de un reactor aerobio.



Fuente. Tecnologíaslimpias.org, (s.f).

Los reactores aerobios que poseen lecho fluidizado emplean la biomasa activada aglutinada a la biopelícula, retienen una concentración

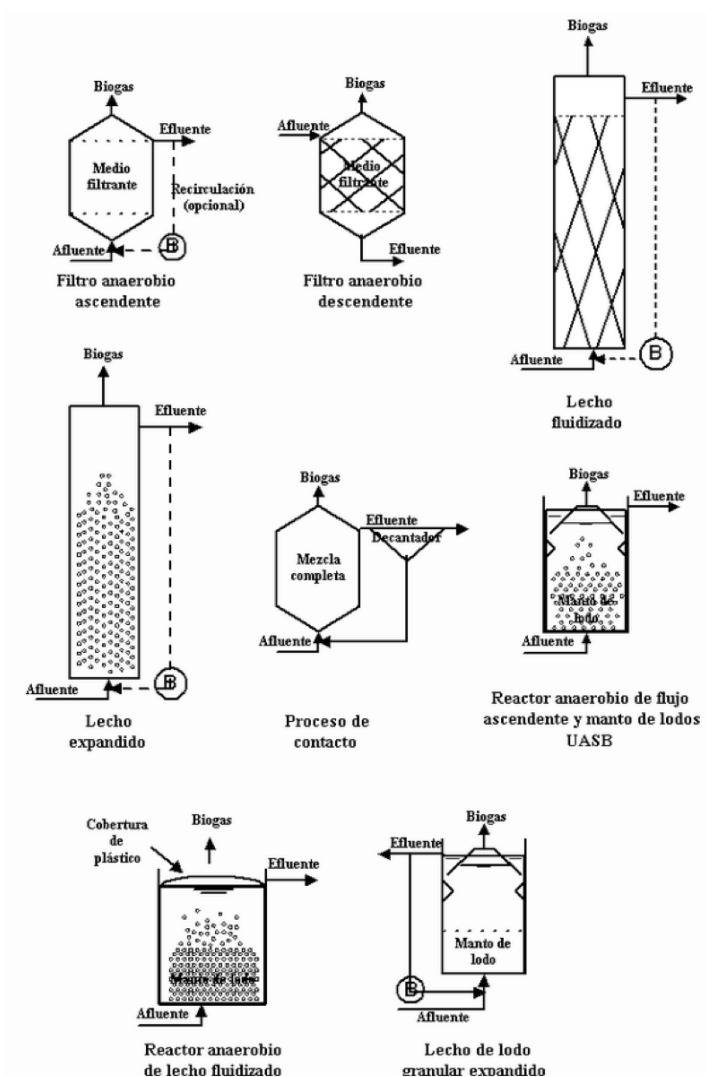
empleando un pequeño espacio, y logran remover en un solo reactor tanto materia carbonácea como nitrogenada. La circulación ocurre a causa de la diferencia de presión hidrostática producida por la introducción de aire en el tubo de subida (Sánchez, Teixeira, Santos de Araújo, Gebara, Dall'Aglio Sobrinho y Matsumoto, 2010).

2.2.10 Reactores anaerobios

Los procesos de digestión anaerobia consisten en la descomposición biológica de la materia orgánica. Esto se lleva a cabo bajo ausencia de oxígeno y con ayuda de un grupo de bacterias. Los productos que se obtienen fruto de la descomposición es un gas (o biogás) compuesto por CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S , entre otros. El biogás obtenido posee un gran porcentaje de metano (CH_4), por ello, es apto para ser aprovechado para el uso energético por medio de la combustión, ya sea en motores, calderas o turbinas, ya sea de manera independiente o en conjunto (IDAE, 2007).

La digestión anaerobia desarrollada en condiciones controladas es de gran utilidad para minimizar los gases de efecto invernadero, aprovechar los residuos orgánicos para uso energético (IDAE, 2007). Un poco más adelante, se muestran distintas clases de reactores anaerobios. (Figura 2.10).

Figura 2.10. Sistemas anaerobios modernos para el tratamiento de aguas residuales



Fuente. <http://www.miliarium.com/Proyectos/Depuradoras/manuales/tesis/uasbII.asp>

Beneficios de la digestión anaerobia. Algunos de los beneficios obtenidos producto de la digestión anaerobia conforme al IDAE (2007) son:

- Reducción de los malos olores.
- Mineralización.
- Sustitución de fuentes de energía fósil.
- Producción de una energía renovable.
- Minimización de gases de efecto invernadero producidas por la reducción de emisiones incontroladas de CH₄.

Se presentan algunas ventajas y desventajas de los reactores anaerobios (Tabla 2.6).

Tabla 2.6. Ventajas y desventajas de los reactores anaerobios

| Ventajas | Desventajas |
|--|---|
| Volumen de reactor para cargas altas | Sensibilidad frente a pH y carga |
| Requiere poca área y estructura | Regularmente se requiere proporcionar un tratamiento al efluente antes de que sea vertido |
| Consumo poca energía | Periodo prolongado de puesta en marcha |
| Producción de biogás | Potenciales problemas de olores |
| Costos reducidos de disposición | Se necesitan efluentes de alta concentración |
| Limitada adición de nutrientes | |
| Mínima generación biológica de CO ₂ (si se emplea como combustible) | |

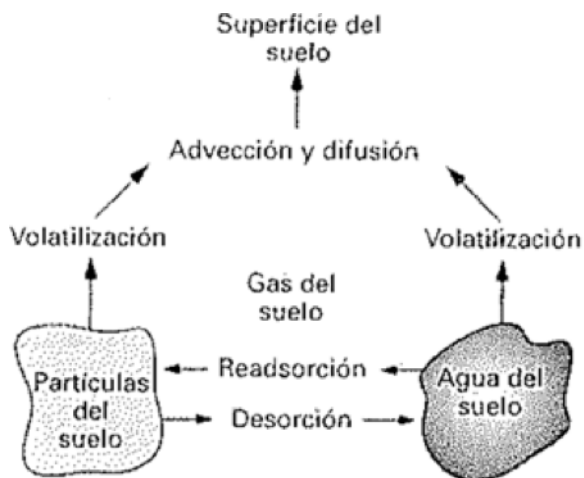
Fuente. Tecnologíaslimpias.org, (s.f).

2.3 Tratamientos fisicoquímicos

2.3.1 Absorción por vapor del suelo

Técnica empleada para la eliminación de compuestos orgánicos volátiles, que se desarrolla en la zona insaturada del suelo, la cual se encuentra sobre el nivel freático o de suelos que han sido perturbados producto de excavaciones. La extracción por vapor consiste en hacer que una corriente de aire caliente o de vapor pase por el suelo, de tal modo que el contaminante pase de la matriz suelo a la matriz aire hasta que llegue a un nivel de saturación de la corriente gaseosa (figura 2.11) (LaGrega, Buckingham y Evans, 1996).

Figura 2.11. Modelo esquemático de la extracción por vapor.

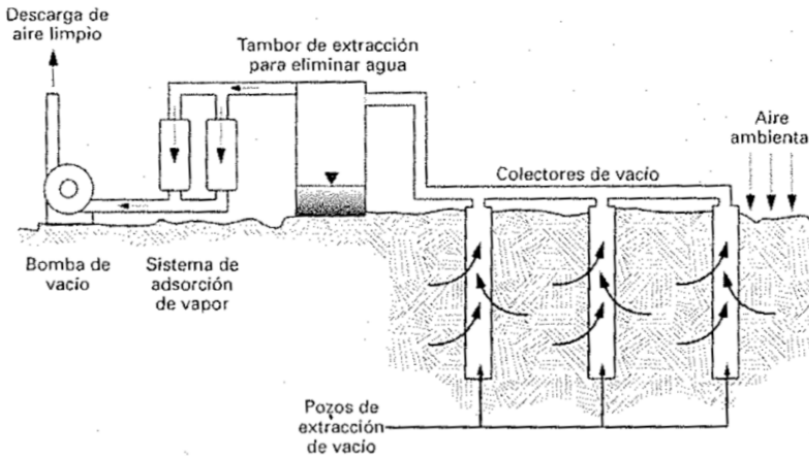


Fuente. LaGrega, Buckingham y Evans, (1996).

Cabe resaltar que este método tiene variaciones conforme si se emplea in situ o ex situ, ya que varían condiciones como espacio disponible y facilidad de instalación. Comúnmente, antes de efectuar la disposición del vapor a la atmósfera, se lleva a cabo una extracción de

la humedad de los gases presentes en el suelo y un tratamiento a la fase vapor posterior (LaGrega, Buckingham y Evans, 1996). A continuación, se muestra el modelo esquemático de un sistema de absorción por vapor, (Figura 2.12).

Figura 2.12. Esquema de un sistema de absorción por vapor.



Fuente. LaGrega, Buckingham y Evans (1996).

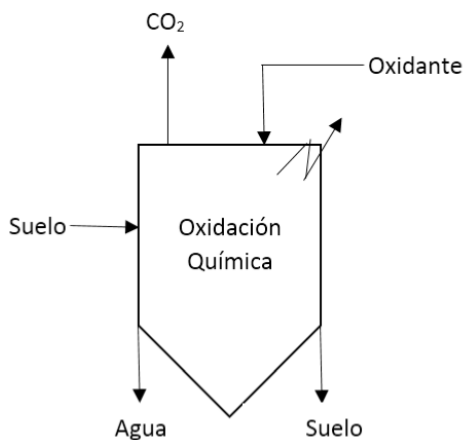
2.3.2 Oxidación química

Este método consiste en hacer una transformación al contaminante por medio de la adición de un oxidante. El producto resultante de la implementación de la oxidación química podrá ser tratado luego mediante métodos biológicos. La oxidación química es útil para hacer la modificación de una amplia gama de moléculas orgánicas, tales como compuestos orgánicos volátiles clorados, mercaptanos, fenoles y moléculas inorgánicas como cianuro (LaGrega, Buckingham y Evans, 1996).

Típicamente, esta tecnología es usada para tratar aguas residuales y residuos peligrosos líquidos, aunque también puede ser empleada para suelos contaminados. Los suelos pueden ser excavados y tratados ex situ,

pero, dado el costo que implica la movilización y el traslado, la mayoría de estos tratamientos se llevan a cabo in situ. El éxito de la oxidación química en suelos radica en la capacidad de contacto entre el contaminante y el suelo, pues ello se encuentra en función de propiedades específicas, como la permeabilidad, más que de un proceso químico (LaGrega, Buckingham y Evans, 1996). Así se muestra el esquema de un dispositivo para llevar a cabo la oxidación química (Figura 2.13)

Figura 2.13. Esquema de un dispositivo para la oxidación química.



Fuente. Elaboración propia, (s.f).

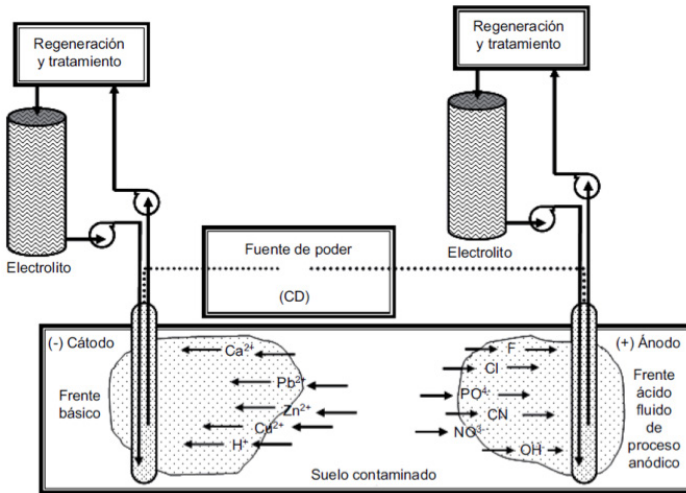
2.3.3 Electrocínética

En este método, se aplica una carga al suelo de baja intensidad y se introducen en este electrodos que favorecen la movilidad del agua, iones y pequeñas partículas cargadas. La oxidación causada al agua contribuye a la generación de protones, H^+ , que se movilizan hacia el cátodo y crean un frente ácido, lo cual beneficia la desorción de cationes del suelo y ocasiona la disolución de contaminantes precipitados, como carbonatos e hidróxidos. Por otro lado, los iones OH^- ocasionan la precipitación de

los metales (Ortiz et al., 2007).

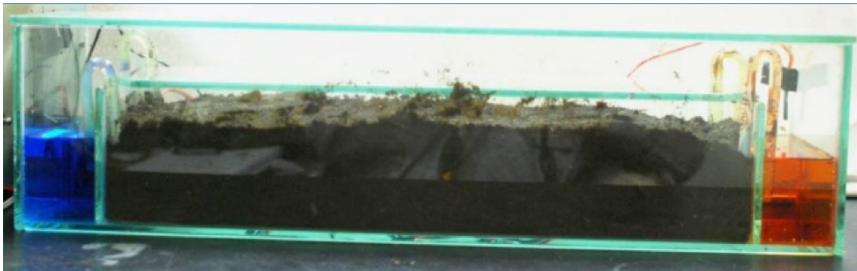
Durante la electrocinética, los contaminantes pueden ser transportador por electromigración, electroósmosis, electrólisis y electroforesis. La técnica resulta útil para suelos que presentan una permeabilidad baja y es precisa para metales solubles o complejados en forma de hidróxidos, óxidos y carbonatos (Ortiz et al., 2007). Es así como, se presenta un esquema básico de un sistema de electroremediación (Figura 2.14), se enseña un sistema de electroremediación puesto en marcha (Figura 2.15),

Figura 14. Esquema básico de la electroremediación.



Fuente. De la Rosa-Pérez, Teutli-León y Ramírez-Islas, (2007).

Figura 2.15. Suelo en proceso de electroremediación.



Fuente. Acuña, Pucci y Pucci, (s.f).

Los tratamientos electrocinéticos son empleados para realizar la descontaminación de compuestos, como aceites, hidrocarburos clorados, policlorobifenilos y dioxinas (Ortiz et al., 2007).

2.4 Tratamientos térmicos

2.4.1 Generalidades

La principal ventaja de los tratamientos térmicos es su rapidez, que va ligada al alto costo que tiene este tipo de técnicas debido al uso intensivo de energía. Los costos, además, están vinculados a los equipos y a la mano de obra que se debe involucrar para llevar a cabo un proceso de esta índole, que incluyen destrucción, separación e inmovilización del contaminante (Volke y Velasco, 2002). Los tratamientos térmicos son empleados para realizar la descontaminación de compuestos, como aceites, hidrocarburos clorados, policlorobifenilos y dioxinas petróleo (Ortiz et al., 2007).

2.4.2 Incineración

Proceso de oxidación que se lleva a cabo a altas temperaturas, cuyos residuos resultantes son la escoria y las cenizas. Los incineradores poseen una cámara que se denomina principal en la cual incineran los desechos y un posquemador que busca la eliminación máxima de los subproductos orgánicos. Se mantiene una temperatura de 1100 °C durante un tiempo de dos segundos (FAO, 1996).

Se realiza con el objeto de quemar y volatilizar compuestos orgánicos y halogenados en presencia de oxígeno. La eficiencia de este

tratamiento bajo operaciones adecuadas alcanza 99.9 %, pero en la gran mayoría de los casos los gases producto de la incineración requieren un tratamiento antes de ser emitidos al ambiente (Volke y Velasco, 2002).

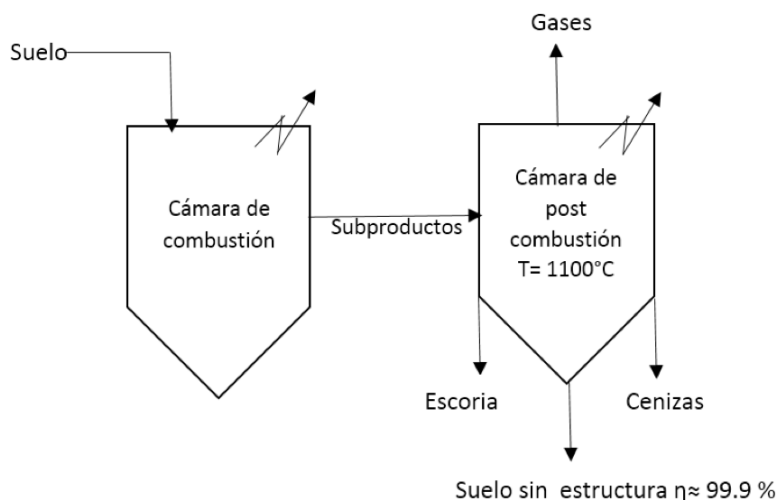
La incineración se emplea para tratar explosivos, gases de combustión, Bifenilos policlorados - BPC y dioxinas (Ortiz et al., 2007). La reutilización del suelo la mayoría de las veces es casi imposible, puesto que esta clase de tratamientos destruye su estructura (Volke y Velasco, 2002). Por lo anterior, se mencionan algunas ventajas y desventajas que se pueden tener conforme al tipo de incinerador que se emplee (Tabla 2.7), luego, se observa el esquema de un sistema de incineración (Figura 2.16).

Tabla 2.7. Ventajas y desventajas de acuerdo con el tipo de incinerador

| | Tipo de incinerador | | | |
|-------------|---|---|--|--|
| | Cámaras múltiples | Aire controlado | Horno rotativo | Parrillas móviles |
| Ventajas | <ul style="list-style-type: none"> • Simples de operar • Viables para pequeños generadores • Eficaz para residuos variados | <ul style="list-style-type: none"> • Baja emisión de material particulado para ciertos residuos • Requiere poco espacio • Bajo costo inicial | <ul style="list-style-type: none"> • Muy versátil • Operación simple • Ajuste fácil del tiempo de residencia • Buena reducción de masa | <ul style="list-style-type: none"> • Recuperación de energía • Bajo costo inicial • Puede generar poco material particulado |
| Desventajas | <ul style="list-style-type: none"> • Mano de obra intensa • No procesa líquidos ni lodos • Alto desgaste refractario | <ul style="list-style-type: none"> • Generación de escaso de cenizas • Sensible a variaciones en el residuo | <ul style="list-style-type: none"> • Alto costo inicial • Generación de alto material particulado • Elevado exceso de aire | <ul style="list-style-type: none"> • Inadecuado para residuos variados |

Fuente. Cempre (1998).

Figura 2.16. Esquema de la incineración.



Fuente. Elaboración propia (s.f).

Uno de los problemas del uso de la incineración es la pérdida de actividad microbiana en el suelo, por lo cual termina obteniéndose un material inerte y oxidado, que puede servir para los mismos fines que las cenizas industriales, pero que ve reducida la posibilidad de ser utilizado como suelo después de ser tratado.

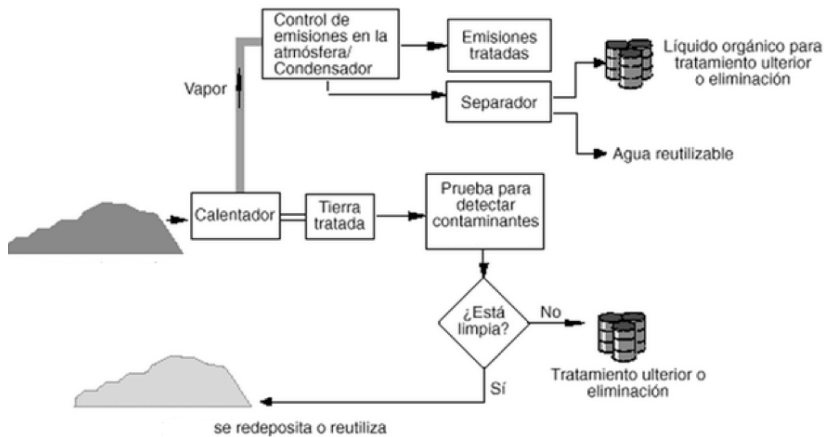
2.4.3 Desorción térmica

Consiste en someter el suelo objeto de estudio a una temperatura que puede oscilar entre 90 y 450°C , con miras a vaporizar y por tanto separar los contaminantes orgánicos. La inyección de temperatura hace que se acelere la liberación y el transporte de los contaminantes del suelo a fin de que sean llevados a un sistema de tratamiento para vapores con ayuda de un gas acarreador o un sistema de vacío. El sistema para llevar a cabo una desorción térmica comúnmente cuenta con un horno cilíndrico que se calienta de manera directa o indirecta. Los vapores producto del

calentamiento son separados de los sólidos y tratados conforme lo requieran (Carrillo, Zenteno y Rubín, 2010).

Carrillo, Zenteno y Rubín (2010) comentan que, de acuerdo con la temperatura empleada, la desorción térmica puede clasificarse en dos: la desorción térmica de alta temperatura y la desorción térmica a baja temperatura. En la primera, la temperatura fluctúa entre 320 y 560 °C y, en ocasiones, se puede combinar con la incineración. La desorción térmica de baja temperatura se desarrolla entre 90 y 320 °C y se ha probado que es útil para tratar suelos con hidrocarburos. A continuación, se presenta un esquema del proceso de desorción térmica (Figura 2.17).

Figura 2.17 Proceso de desorción térmica



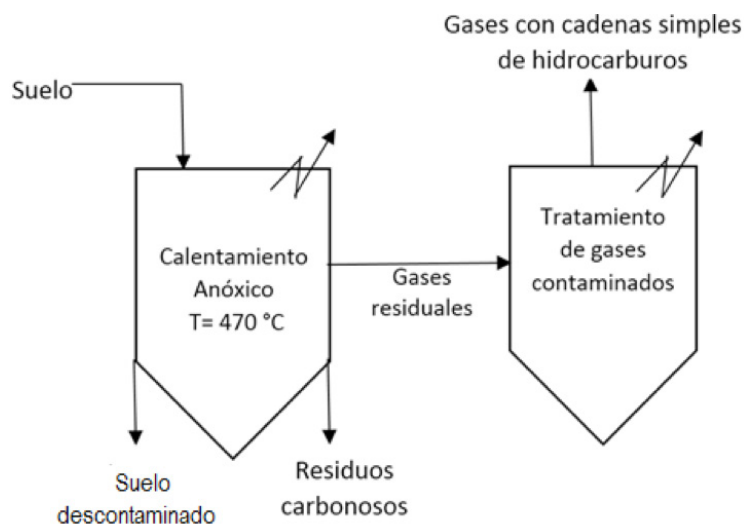
Fuente. Miliarium (s. f.).

La ventaja de la desorción térmica a baja temperatura es que permite que algunas de las propiedades del suelo recuperado no se pierdan, pudiéndose recuperar también su productividad desde el punto de vista de los servicios ambientales que prestaba, situación diferente de la expuesta con los suelos cuando son tratados por incineración.

2.4.4 Pirólisis

Descomposición que se desarrolla bajo condiciones anóxicas -sin presencia de oxígeno- y de presión y temperatura específicas de más de 430 °C. Los hornos empleados para esta técnica son similares a los usados para la incineración, pero la diferencia radica en que son operados a una temperatura más bajas y en ausencia de oxígeno (Figura 2.18). Algunos productos que se obtienen como resultado de la pirólisis de compuestos orgánicos son gases residuales, condensados grasos y residuos carbonosos. La pirólisis se emplea para tratar suelos contaminados con sulfuro de carbonilo, puede usarse en policlorobifenilos, dioxinas, alquitranes y desechos de pinturas e hidrocarburos (INE, 2002).

Figura 26. Esquema de la pirólisis.



Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Al igual que con los suelos tratados por incineración o desorciones a altas temperaturas, el producto no puede ser utilizado para las principales funciones o servicios ambientales de la matriz suelo, si bien el material recuperado puede tener otras aplicaciones.

3

Mecanismos no convencionales de remediación de suelos contaminados

3.1 Sistemas no convencionales de remediación de suelos contaminados

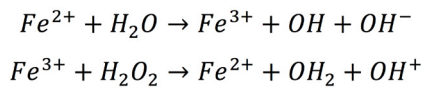
Así como existen tecnologías que están disponibles comercialmente para la remediación o biorremediación de suelos contaminados, se han venido desarrollando nuevas tecnologías o bien por empresas especializadas, o bien por centros de investigación, que buscan ampliar o complementar las opciones de tratamiento existentes.

3.1.1 Oxidación avanzada

Las tecnologías avanzadas de oxidación, conocidas también como advanced oxidation techniques (AOT), son técnicas efectivas para la oxidación química y poseen un papel importante para el tratamiento de agua. Existen unas reacciones que se manifiestan en las AOT que presentan una vía específica y que en muchos casos contienen la formación de radicales hidroxilo, los cuales son altamente reactivos y abordan con frecuencia moléculas de tipo orgánico; los radicales formados contribuyen a la

eliminación de los contaminantes más perjudiciales. Dentro de los productos generados, se encuentran agua (H_2O), dióxido de carbono (CO_2) y, conforme a la estructura química del compuesto, se pueden producir otra clase de sustancias, como nitrato y cloruro (Anipsitakis, 2005).

Algunos ejemplos de AOT incluyen ozonización, entre ellas, UV/ H_2O_2 , sinólosis, el reactivo del Fenton (Fe^{2+}/H_2O_2), reacciones tipo Fenton - Fe^{3+}/H_2O_2 con radiación de luz UV o sin ella-, entre otras. Los radicales hidroxilo se forman de manera espontánea, pero paulatina en los sistemas naturales (Anipsitakis, 2005).



3.1.2 Fenton

Esta clase de tratamiento se fundamenta en la formación de radicales libres que degradan los contaminantes orgánicos presentes. La reacción requiere la adición de peróxido de hidrógeno diluido (H_2O_2) a una solución desgasificada de hierro ferroso, aunque también se aplica a sistemas abiertos a la atmósfera. Los radicales hidroxilo se generan conforme a las siguientes reacciones (Anipsitakis, 2005):

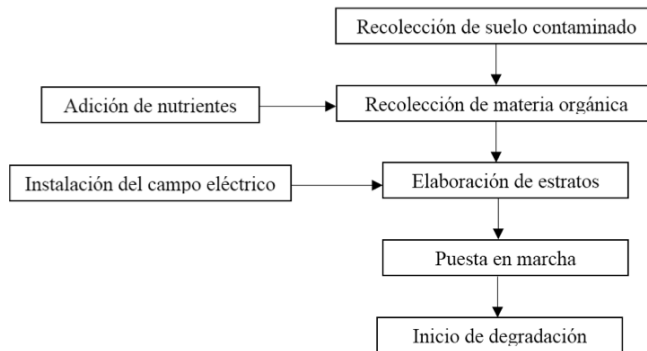
3.1.3 Barreras biológicas para potenciar la electroremediación

Con el objeto de incrementar por porcentajes de remoción obtenidos en los procesos de electroremediación, se han elaborado estudios en los cuales se hace una mezcla entre barreras biológicas y el campo eléctrico para llevar a cabo procesos de remediación en suelos.

3.1.4 Bioelectrocinética

La finalidad de esta técnica es aumentar la degradación de contaminantes de tipo orgánico, por medio de la introducción de bacterias y nutrientes, de tal modo que el campo eléctrico generado facilite la asimilación de los contaminantes por parte de los microorganismos o se establezcan fruto de reacciones metabolitos-contaminante. En los procesos de bioelectrocinética, se presentan procesos denominados lasagna que consisten en elaborar capas o estratos de materia orgánica y suelo. El objeto de los primeros es absorber los contaminantes que son liberados por el suelo y que migran por acción del campo eléctrico. Una vez los contaminantes llegan a la materia orgánica, comienza el proceso de degradación (De la Rosa-Pérez, Teutli-León y Ramírez-Islas, 2007). A continuación, se describen brevemente los pasos que implica un proceso de bioelectrocinética (Figura 3.1).

Figura 3.1. Pasos requeridos para llevar a cabo la bioelectrocinética.

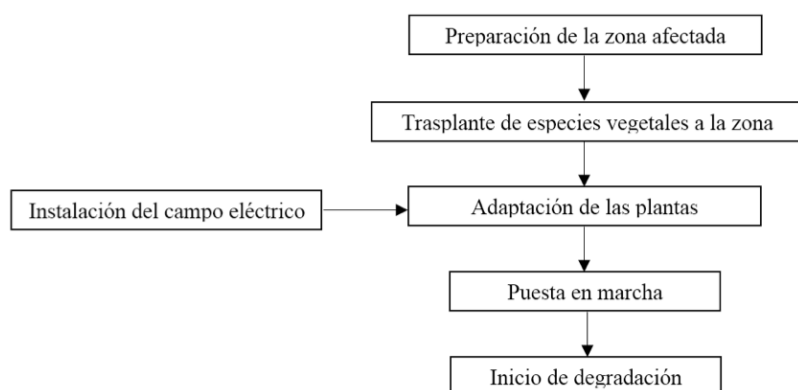


Fuente. Elaboración propia, (s.f).

3.1.5 Electrocinética-fitorremediación

Consiste en generar un campo eléctrico que haga mover los contaminantes por medio de un sitio cultivado con plantas que sean capaces de transformar los contaminantes o inmovilizarlos en su fisiología. Una de las desventajas de esta técnica es el tiempo que tardan las plantas en crecer y ser aptas para llevar a cabo el proceso (De la Rosa-Pérez, Teutli-León y Ramírez-Islas, 2007). Más adelante, se hace una breve descripción de los pasos necesarios para desarrollar un proceso de electrocinética-fitorremediación (Figura 3.2).

Figura 3.2. Pasos requeridos para llevar a cabo la electrocinética-fitorremediación.



Fuente. Elaboración propia, (s.f).

3.1.6 Nanotecnología

Es un área que se encuentra en auge en el campo de la biorremediación que se emplea para contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta técnica ha despertado gran interés debido a la efectividad de sus resultados. Emplea nanopartículas de entre 1 y 100 nm, que son producidas en formas de óxidos de metales, metales, carbono, polímeros semiconductores, entre otros. Las nanopartículas que son producidas naturalmente

por microorganismos desempeñan un papel importante, dado que, por medio de ellas, contribuyen al transporte, la biodisponibilidad y la transformación de sustancias de relevancia para el ambiente (Parmar y Singh, 2013; Mpouras, Panagiotakis, Dermatas y Chrysochoou, 2014).

3.1.7 Ultrasonidos

La técnica por ultrasonidos favorece la migración de los contaminantes presentes en el suelo y eliminan la producción de los siguientes efectos: incremento en la energía cinética del fluido que causa aumento en la temperatura y volumen; aumento en el movimiento de las moléculas de los contaminantes, lo cual conlleva la desintegración y movilización de los contaminantes que son absorbidos por las partículas superficiales del suelo; y cavitación en el líquido de los poros del suelo que desencadena aumento en la porosidad y conductividad hidráulica del suelo (Yeunga y Gub, 2011).

El ultrasonido se basa en el fenómeno de cavitación para eliminar los contaminantes. Los elementos que pueden ser tratados con esta tecnología son polychlorinated biphenyl, hidrocarburos aromáticos policíclicos y organoclorados (Gomes, Dias y Ribeiro, 2012).

Chung y Kamon (2005), citado en Yeunga y Gub (2011), estudiaron el uso de esta técnica para la remoción de fenantreno y Pb en arcilla, y obtuvieron un incremento en la remoción de 85% a 90% en cuanto al primer contaminante y un aumento de 88% a 91% con respecto al segundo.

3.1.8 Fenómenos moleculares: itorremediación asistida con endófitas

De acuerdo con Dowling y Doty (2009), citados en Rojas, Rodríguez, Montes y Pérez (2010), la rizoremediación o fitorremediación asistida con endófitas es una técnica que busca la simbiosis entre los microorganismos presentes en las raíces y la planta, con lo cual se busca favorecer la tolerancia al estrés. Las endófitas son bacterias que se encuentran en los tejidos de las plantas y que no causan daño alguno a su huésped. Al establecer una relación simbiótica plantas-endófitas, se logran alcanzar grandes beneficios, como mejora en los procesos de fitorremediación, control biológico, crecimiento vegetal, entre otros (Pérez y Chamorro, 2013).

Conforme a lo reportado por Weyens, Van der Lelie, Taghavi y Vangronsveld (2009), Ma, Prasad, Rajkumar y Freitas (2011), citados en Pérez y Chamorro (2013), las plantas hiperacumuladoras junto con las bacterias endófitas están siendo empleadas en la remoción y las extracciones de metales, por medio de tres mecanismos: 1) aumento en la raíz y pelos radicales, 2) incremento en la disponibilidad de metales y 3) aumento en la transferencia de metales desde la rizósfera hasta la planta.

Según un estudio hecho por Moore et al. (2006), citados en Pérez y Chamorro (2013), la pseudomona *Burkholderia cepacia* favorece el incremento de la tolerancia de algunas especies vegetales al tolueno. Otro estudio de Zhang, He, Chen, Zhang, Wang & Qian, citado por Pérez & Chamorro (2013) se estableció que las endófitas toleran distintas concentraciones de plomo estableció que las endófitas toleran distintas concentraciones de plomo, además, reducen la enzima ACC en la *Alyssum serpyllifolium* por medio de la síntesis de etileno endógeno que es segregado por la planta a causa del estrés.

3.1.9 Ingeniería genética en asocio con fitorremediación

Con miras a incrementar la eficiencia de remoción en procesos de fitorremediación, se está empleando la ingeniería genética en ella, con el fin de modificar genéticamente las plantas para incrementar su eficiencia. Lo que se hace es insertar genes acumuladores de plantas seleccionadas e insertarlos en otras para aumentar la producción de biomasa (Hakeem, Sabir, Ozturk y Mermut, 2014). La ingeniería genética desempeña en la actualidad un papel importante en cuanto a producción de plantas transgénicas para tratar suelos contaminados con metilmercurio. Ejemplos de genes que poseen la capacidad de remover mercurio en suelos son el *merB* y *merA* que se encuentran en la planta de tabaco y la *Arabidopsis*. El gen *merB* posee la capacidad de generar protonólisis en el enlace carbono-mercurio y así libera Hg^{2+} . El primero convierte Hg^{2+} en Hg^0 , elemento volátil tóxico que se libera a la atmósfera (Rugh et al., 1996, citado en Hakeem et al., 2014).

Recientemente, varios genes bacterianos involucrados en procesos de remoción de Hg han sido clonados y expresados en plantas exitosamente, han permitido la metabolización de Hg e, incluso, logrado detoxificar MeHg, para evitar su acumulación (Paisio et al., 2012). Resulta evidente, entonces, que las plantas transgénicas podrían reducir el riesgo causado por la presencia de Hg en el ambiente, no obstante, la aplicación comercial de esta tecnología requiere la aprobación y el monitoreo de organismos regulatorios. En la actualidad, ninguna de las plantas transgénicas desarrolladas con fines de fitorremediación de contaminantes ha sido explotada comercialmente (Paisio et al., 2012).

4

El mercurio y sus formas químicas

4.1 Introducción

El mercurio, elemento químico conocido antiguamente como hidrargirio, de donde se deriva su símbolo químico (Hg), tiene número atómico 80, es un material metálico y, en condiciones de presión y temperatura estándar, se encuentra en estado líquido (Martínez y Uribe, 2015). El mercurio de origen natural proviene de la desgasificación de la corteza terrestre, los volcanes y la evaporación de los océanos (Henry, 2000).

Desde el punto de vista industrial, el mercurio tiene una gran variedad de usos en sectores, tales como medicina, odontología, fabricación de baterías, insumos científicos y aplicaciones militares. La combustión de combustibles fósiles y la incineración de residuos comprenden un alto porcentaje de las fuentes antropogénicas de mercurio. Más de la mitad del mercurio utilizado industrialmente se concentra en el proceso de electrólisis del cloruro de sodio, la industria de pulpa de madera, pinturas y su uso en equipos electrónicos (Martínez y Uribe, 2015).

El hecho de que el mercurio puede alearse fácilmente con otros metales, particularmente oro y plata, actividad que se denomina amalgamación,

ha hecho que este material sea muy usado en la industria minera, en particular en la minería artesanal, como se ha mencionado, siendo esta un contribuyente significativo de contaminación de suelos, sedimentos, aguas subterráneas y superficiales (Boening, 2000). En este capítulo, se mencionarán elementos básicos de la físico-química del mercurio que permitirán, luego, hacer análisis teóricos sobre las alternativas que podrían ser consideradas en caso de requerir hacer una remediación de suelos contaminados con este metal pesado.

4.2 Minería de oro y toxicidad del mercurio

El mercurio, dentro de la industria minera artesanal y semiindustrial es utilizado al aprovechar su propiedad de aleación con metales para lograr la extracción del metal precioso de la veta rocosa. El mercurio hace una aleación con el metal precioso y la amalgama resultante es sometida a procesos de separación por vía térmica, realizando un calentamiento. De la amalgama, el mercurio se evapora y, en los casos semiindustriales, se recupera con un sistema de condensación, mientras que el remanente es el metal precioso -oro o plata-. El sistema es relativamente sencillo y muy eficiente, sin embargo, durante el proceso siempre hay un nivel de desperdicio tanto en el proceso de amalgamación como en el de separación y condensación, donde el mercurio se pierde, ya sea en forma líquida, ya sea en forma de vapor, liberándose en el ambiente (Martínez y Uribe, 2015).

El mercurio es una sustancia tóxica y los efectos en la salud dependen de unos factores ampliamente estudiados, entre ellos:

- Forma química del mercurio.
- Dosis.

- Edad de la persona expuesta (fetos son los más susceptibles).
- Duración de la exposición.
- Vía de exposición (inhalación, ingestión, contacto dérmico).
- Estado de salud de la persona expuesta.

La naturaleza y sus condiciones meteorológicas generan situaciones dinámicas donde los equilibrios de las especies químicas se pueden romper fácilmente. Cuando se analiza la matriz suelo, tal y como se menciona en Wang C. et al (2014), entre las principales barreras para mejorar la productividad de la tierra en el mundo actual están la salinización de los suelos y la contaminación de metales pesados del suelo, y por ello, en los últimos años, se han estudiado las interrelaciones de metales pesados y matrices agua-suelo y múltiples mecanismos para la remediación de suelos contaminados por metales pesados (She et al., 2014, citados en Martínez y Uribe, 2015).

4.3 Físico-química del mercurio

La forma química en que se encuentra el mercurio define los efectos específicos que se pueden esperar sobre la salud humana. Desde este punto de vista, el mercurio se puede encontrar en alguna de tres formas químicas principales: metilmercurio, mercurio elemental, y otros compuestos de mercurio, tanto orgánicos como inorgánicos.

Metilmercurio es la abreviación para el catión monometilmercurio (II), molécula que se compone de un grupo metilo (CH_3^-) unido a un ion mercúrico (Hg^{2+}) que da como resultado el compuesto de fórmula CH_3Hg^+ . Dado que es un ion positivo, este se combina fácilmente con aniones, tales como cloruros (Cl^-), hidroxilo (OH^-) y nitratos (NO_3^-).

También muestra alta afinidad con aniones que contienen azufre, en particular los grupos tiol (-SH) en el aminoácido cisteína y, por ende, en proteínas que contengan cisteína, formando enlaces covalentes. Esta última condición hace que el metilmercurio sea fácilmente absorbido por las mucosas gastrointestinales al encontrarse generalmente asociado a cisteína libre u otras proteínas y péptidos que contengan este aminoácido.

El complejo cisteinil-metilmercurio se asemeja a la metionina y, a causa de esta semejanza, el compuesto se transporta fácilmente a través de la barrera sangre-cerebro y la placenta. El efecto principal se manifiesta sobre el sistema nervioso central y causa síntomas como parestesias, pérdida de coordinación física, dificultades al hablar, estrechamiento del campo visual, impedimentos auditivos, ceguera y muerte. En fetos en desarrollo, genera problemas de desarrollo motor, problemas sensoriales y retardos mentales (Martínez y Uribe, 2015, pp. 60-61).

El metilmercurio no se produce, normalmente, por los procesos industriales que utilizan este metal. Sin embargo, el mercurio liberado al ambiente, en especial en cienos y lodos asociados a cuerpos de agua, puede sufrir la metilación por intermediación bacteriana en fase anaerobia. Una vez metilado, el catión es muy soluble y es fácilmente absorbido por peces y algunos invertebrados acuáticos donde se acumula en su tejido graso (Bishop, 2000).

El mercurio elemental o metálico es causante de efectos adversos a la salud cuando es inhalado en forma de vapor donde puede ser absorbido por los tejidos pulmonares. La exposición puede ocurrir cuando el mercurio metálico se derrama o productos que lo contengan se quiebran y exponen el elemento al aire, en especial esto ocurre en climas cálidos o espacios interiores con mala ventilación. De igual forma, el calentamiento

de amalgamas bajo condiciones de pobre recuperación tiene el potencial de liberación de vapores de mercurio metálico.

La sintomatología derivada de intoxicación con mercurio metálico es muy parecida a la que se observa por metilmercurio e incluye temblores, cambios emocionales -irritabilidad, nerviosismo, cambios de temperamento, timidez excesiva-, insomnio, cambios neuromusculares -debilidad, atrofia muscular, espasmos-, dolor de cabeza, disturbios sensoriales, cambios en respuestas nerviosas y déficit de desempeño en pruebas de función cognitiva. A mayores exposiciones, pueden ocurrir daños renales, fallas respiratorias y hasta la muerte.

Los compuestos de mercurios tanto orgánicos como inorgánicos en elevadas exposiciones, como el cloruro de mercurio (II) o el nitrato de mercurio (II), pueden resultar en daños al tracto gastrointestinal, el sistema nervioso central y los riñones. Tanto los compuestos orgánicos como inorgánicos de mercurio son absorbidos por las mucosas gastrointestinales y llegan a otros sistemas a través de esta vía. Los compuestos orgánicos tienen mayor probabilidad de absorción por ingestión que los inorgánicos. Los síntomas asociados a altas exposiciones a mercurio inorgánico incluyen irritación de la piel y dermatitis, pérdida de memoria, cambios de temperamento, disturbios mentales y debilidad muscular.

De estas formas de mercurio, las dos primeras son las más comunes, siendo la primera normalmente indirecta, debido a que la ingesta de metilmercurio se hace a través del consumo de peces o moluscos donde esta sustancia se bioacumula (FES, 2012).

La movilidad del mercurio entre la fase acuosa y la fase sólida depende del estado de valencia del elemento (Hg_0 , Hg^+ o Hg^{+2}) del nivel de pH del lugar y la concentración de ion cloruro (Cl^-), principalmente.

El mercurio se compleja muy fuertemente con el sulfuro (S⁻), pero este solo se encuentra en medios con condiciones reductoras. El mercurio reacciona con los cloruros en condiciones de pH ácido por encima de potenciales de óxido-reducción de 0.4 V para formar HgCl₀. A pH por encima de siete, el complejo más común sería el Hg(OH)₂. Inclusive con la fuerte tendencia del mercurio a generar complejos, la partición de estos en las fases no es significativa. La especie ionizada Hg²⁺ se encuentra fuertemente adherida a los minerales del suelo o sorbida sobre superficies inorgánicas y ligantes orgánicos. La tendencia del Hg²⁺ de fijarse sobre los suelos resulta en mínima migración (Watts, 1997).

Las fracciones de mercurio presentes en un entorno natural se pueden dividir en tres grupos, de acuerdo con su movilidad. La primera fracción, considerada la fracción móvil, corresponde con las especies orgánica -metilmercurio- y las sales de Hg²⁺. La fracción semimóvil se refiere, principalmente, a mercurio elemental y amalgamas y la fracción inmóvil a HgS y calomel (Hg₂Cl₂) (Frentiu, Pintican, Butaciu, Mihaltan, Ponta y Frentiu, 2013).

4.4 Remediación de sitios comprometidos con mercurio

Se debe recordar que el mercurio es un elemento químico, por lo cual es imposible obtener su destrucción, sin embargo, sí es posible modificar el comportamiento físico-químico del elemento, ya sea modificando su estado de oxidación, ya sea controlando su movilidad. El primer caso comprende el uso de herramientas químicas, o bien para reducir u oxidar el mercurio y lograr su acomplejamiento, o bien su

precipitación. El segundo involucra medios físicos de encapsulamiento o atrapamiento -solidificación/estabilización o vitrificación-, donde el mercurio simplemente es “atrapado” en una matriz sólida que impide su contacto y movimiento hacia el entorno de acuerdo con la United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2007). Los fenómenos de sorción -adsorción y absorción- también son utilizados para la remoción de mercurio de ciertos ambientes. Sin embargo, este tipo de medio físico trae como consecuencia la migración de la sustancia y no necesariamente su inmovilización (Martínez y Uribe, 2015).

Basándose en resultados de la aplicación de diversas metodologías de remediación, se reporta que cuatro metodologías de remediación son mayormente utilizadas para remediaciones en fase sólida, para suelos y residuos (USEPA, 2007). Cabe destacar que solo la metodología de solidificación/estabilización ha sido utilizada para el tratamiento de mercurio elemental; todas las demás han sido utilizadas con compuestos mercuriados.

4.5 Mecanismos para fase sólida

Para la fase sólida, se han identificado como metodologías de remediación aplicables la solidificación/estabilización, el lavado de suelo -*soil washing*-, el tratamiento térmico y la vitrificación. El proceso de solidificación liga el metal a un bloque de sólidos de material donde queda atrapado. Este bloque es, a su vez, menos permeable al agua que el suelo mismo. La estabilización que se genera a través de una reacción química hace que el metal sea menos susceptible de ser lixiviado al ambiente (Martínez y Uribe, 2015).

El lavado de suelo consiste en un proceso mecánico que usa líquidos, generalmente agua, algunas veces aditivada, para depurar los suelos. Este proceso remueve los metales y los concentra en un volumen menor. Los metales tienden a estar ligados o adsorbidos, química o físicamente, a las partículas de limos o arcillas; estas últimas, a su vez, tienden a unirse a las partículas de arena o grava. El proceso de lavado de suelo separa las partículas finas contaminadas -arcillas y limos- de las partículas gruesas -arenas y gravas-. Una vez se termina el proceso, un menor volumen de suelo, que contiene la mayoría de las partículas finas, puede ser tratado por otros métodos -p. ej. incineración o biorremediación- o dispuesto de acuerdo con la normativa vigente. La mayoría del volumen de suelo residual se considera limpio.

El quemado y condensado *-roasting/retorting-* e incineración son las técnicas de tratamiento térmico más utilizadas para el tratamiento de material contaminado con mercurio. La primera operación separa el mercurio del resto del material y lo condensa para su recuperación o remoción. La segunda vaporiza el mercurio y este debe ser recuperado de los sistemas de control de emisiones.

La vitrificación se considera como una tecnología probada para la disposición y almacenamiento a largo plazo de materiales radiactivos, normalmente metales, el cual puede ser usado en metales no radiactivos. El proceso se conoce también como geofundición. La fase se puede llevar a cabo *in situ* o *ex situ*. El primero se lleva a cabo en el lugar donde se encuentra el propio suelo comprometido a través del uso de electrodos que se entierran en el lugar y funden el material suelo que al enfriarse genera una cápsula vítrea que contiene el metal. La técnica *ex situ* implica la remoción del suelo impactado y la introducción de este entre un horno donde se funde y se crea el material sólido. El material resultante

es similar a la obsidiana y no permite la lixiviación de los metales que queden atrapados en su matriz.

Otros métodos como el uso de plantas para la captura de metales pesados, el uso de plantas y sustancias quelantes (She et al., 2014) o, incluso, el uso de nanotecnología para mejorar los procesos de remediación (Cameselle et al., 2013) son parte de los estudios que se vienen desarrollando en múltiples centros de investigación alrededor del mundo en la actualidad, y donde es promisoría la obtención de resultados en los próximos años (Martínez y Uribe, 2015).

5

Alternativas de remediación para contaminación asociada a la minería aurífera en Colombia

5.1 Introducción

La situación de la contaminación del recurso hídrico y de las especies que habitan en él para territorios colombianos que tienen presencia de metales pesados u otros tipos de contaminantes ha sido documentada desde hace más de veinte años por diversas fuentes (Campos, 1990; Madrid, 2015; Parra y Espinosa, 2008; Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2006; Botero y Mancera, 1996). Sin embargo, el análisis de lo que ocurre en el suelo y en la mezcla suelo-agua-contaminante es poco referenciada en estudios nacionales, siendo de interés vital cuando la sustancia que genera el impacto ambiental es un metal pesado como el mercurio.

En este contexto, la línea de investigación en residuos de la Universidad EAN inició un trabajo, que se espera, sea también realizado por otras instituciones académicas e investigativas en Colombia, con el fin de poder generar conocimiento alrededor de la dinámica del mercurio metálico dispuesto en el suelo como consecuencia de la minería aurífera informal o ilegal en el país. En este capítulo, avanzando sobre la revisión teórica de las alternativas de remediación de suelos contaminados

realizadas en el capítulo 2 y 3, se plantea efectuar una evaluación exploratoria de las técnicas que ayudarán, una vez culminado el proceso de diagnóstico y análisis del estado del terreno, a desarrollar procesos de remediación que contribuyan a la disminución del riesgo asociado a la presencia del mercurio metálico en el suelo.

No todas las técnicas que se denominaron convencionales y no convencionales en el capítulo 2 y 3 son aplicables a la realidad del país, ni para el caso de las consecuencias de la explotación aurífera por amalgamación con mercurio. Por ello, conviene desarrollar un análisis teórico de las alternativas que por diversas características podrían ser implementadas de una mejor forma y, desde allí, iniciar los procesos de experimentación y pruebas de laboratorio para recabar información real de las eficiencias de los procesos y de las variables de control requeridas.

Este capítulo busca, a manera de consolidación de información, dar inicio a la reflexión sobre las técnicas de remediación que por condiciones particulares bajo ciertos criterios pueden ser contempladas dentro del grupo de potenciales técnicas por usar, en el caso de contaminación por metales pesados -especialmente mercurio- en suelos del territorio colombiano.

5.1 Criterios para la selección de técnicas

Múltiples variables como temperatura, pH, concentración de oxígeno, entre otras, han sido definidas en forma general como propias para el desarrollo de los procesos de remediación de suelos contaminados, y se han expresado, previamente, en los capítulos 2 y 3. Además, el capítulo 4 mencionó las características del mercurio que hacen, que en condiciones

dadas, pase de su especie metálica en estado líquido a otras especies, y con ello pueda facilitar o dificultar su disponibilidad al estar en contacto con el suelo. Sin embargo, con el objetivo de realizar análisis experimentales posteriores, se plantea desarrollar una evaluación de la factibilidad de implementación de estas técnicas en el territorio colombiano, bajo unos criterios que pueden afectar su aplicación, a saber:

- Criterios de localización.
- Criterios de características del medio.
- Criterios de aplicabilidad técnica.
- Criterios de costos asociados.

Cada uno de esos grupos de criterios, al ser evaluados de forma cualitativa o cuantitativa, permiten identificar cuál método puede resultar desde la teoría más aplicable que otro, y así se puede realizar un proceso de priorización que será conducente a la optimización de recursos en el proceso de pruebas de laboratorio o planta piloto posterior. Los criterios que se plantearon se presentan a continuación (Tabla 5.1; Tabla 5.2; Tabla 5.3; Tabla 5.4).

Tabla 5.1. Criterios de localización

| Criterios de localización | Identificador | Criterio |
|---------------------------|---------------|--|
| | L1 | Cercanía a centro urbano con más de 100 000 habitantes |
| | L2 | Vías de acceso de red nacional primaria o secundaria |
| | L3 | Facilidades en la zona de actividad (energía eléctrica, agua, combustible, recursos humanos) |
| | L4 | Población rural o urbana en cercanías de la zona afectada |
| | L5 | Suelo en áreas ambientales sensibles |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Tabla 5.2. Criterios de características de medio.

| Criterios de características de medio | Identificador | Criterio |
|---------------------------------------|---------------|--|
| | M1 | Suelo en contacto permanente con fuentes hídricas superficiales/alta pluviosidad |
| | M2 | Suelo con porcentajes de arcilla mayores de 30 % |
| | M3 | Suelo con condiciones de radiación solar alta |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Tabla 5.3. Criterios de aplicabilidad técnica.

| Criterios de aplicabilidad técnica | Identificador | Criterio |
|------------------------------------|---------------|--|
| | A1 | Viabilidad técnica para la aplicación de la alternativa. Este criterio es habilitante para la implementación, esto es, si no hay viabilidad técnica de la alternativa, no se puede desarrollar |
| | A2 | Requerimientos de equipos especializados para la remediación |
| | A3 | Requerimientos de personal especializado para la remediación |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Tabla 5.4. Criterios de costos asociados.

| Criterios de costos asociados | Identificador | Criterio |
|-------------------------------|---------------|--|
| | E1 | Costos de inversión para método |
| | E2 | Costos de operación para método |
| | E3 | Costos de disposición final de excedentes (si los hay) |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

5.2 Alternativas de remediación y metodología de evaluación de criterios

Las alternativas de remediación generales sobre las cuales se evaluaron los criterios que fueron presentadas en los capítulos 2 y 3 -y que no necesariamente tienen viabilidad química para la remediación de suelos contaminados con mercurio-, Se encuentran sistematizadas de la siguiente manera (Tabla 5.6):

Tabla 15. Alternativas de remediación

| Tipología 1 | Tipología 2 | Identificador | Método |
|---|--|--------------------|------------------------|
| Convencional | Biológico | C1 | Landfarming |
| | | C2 | Compostaje |
| | | C3 | Fitotratamientos |
| | | C4 | Humedales artificiales |
| | | C5 | Reactores aerobios |
| | | C6 | Reactores anaerobios |
| | Físico-químico | C7 | Absorción por vapor |
| | | C8 | Oxidación química |
| | | C9 | Electrocínética |
| | Térmicos | C10 | Incineración |
| | | C11 | Desorción térmica |
| | | C12 | Pirólisis |
| No convencional N2 N3 N4 N5 N6 | N1 | Oxidación avanzada | |
| | Barreras biológicas y electroremediación | | |
| | Nanotecnología | | |
| | Ultrasonidos | | |
| | Fitorremediación con endófitas | | |
| | Ingeniería genética con fitorremediación | | |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Estas alternativas de remediación fueron caracterizadas usando los criterios expuestos en las tablas 11 a 14, bajo la siguiente parametrización:

- Alto: estado ideal del criterio -mejor escenario para la implementación-.
- Medio: estado básico -la implementación no presenta ventajas significativas-.
- Bajo: Estado adverso -peor escenario posible para la implementación-.

En la Tabla 5.6, se presenta descrito cualitativamente el estado ideal -evaluación alta- de los criterios presentados, con el fin de poder entender de la mejor forma la evaluación realizada. Así mismo, se presenta el estado adverso -calificación baja- de los mismos criterios (Tabla 5.7; Tabla 5.8).

Tabla 5.6. Detalle cualitativo correspondiente a la evaluación alta.

| Identificador | Criterio | Detalle cualitativo de la evaluación alta |
|---------------|--|---|
| L1 | Cercanía a centro urbano con más de 100 000 habitantes | No se requiere cercanía a una ciudad por tema de insumos o equipos |
| L2 | Vías de acceso de red nacional primaria o secundaria | |
| L3 | Facilidades en la zona de actividad (energía eléctrica, agua, combustible, recursos humanos) | No se requieren facilidades: la alternativa puede abastecerse desde el punto de vista de los insumos en la localidad por remediar |
| L4 | Población rural o urbana en cercanías de la zona afectada | La alternativa no demanda gran espacio. No hay afectación potencial a personas o medios cercanos |
| L5 | Suelo en áreas ambientales sensibles | |
| M1 | Suelo en contacto permanente con fuentes hídricas superficiales/alta pluviosidad | La alternativa no es afectada por presencia de fuentes hídricas o alta pluviosidad |

Tabla 5.6. Detalle cualitativo correspondiente a la evaluación alta. (Continuación).

| Identificador | Criterio | Detalle cualitativo de la evaluación alta |
|---------------|--|---|
| M2 | Porcentajes de arcilla en suelo | La alternativa no es afectada por concentraciones de arcilla superiores a 5 % en el suelo |
| M3 | Suelo con condiciones de radiación solar alta | La alternativa no es afectada por alta radiación solar |
| A1 | Viabilidad técnica para la aplicación de la alternativa | Sí. Procesos físicos, químicos o biológicos con pruebas reales de aplicabilidad |
| A2 | Requerimientos de equipos especializados para el proceso | No. Bajos requerimientos de equipos especializados |
| A3 | Requerimientos de personal especializado para el proceso | No. Bajos requerimientos de personal especializado |
| E1 | Costos de inversión para alternativa | Bajos. Implican menos de 10 % de los costos de inversión de la actividad generadora |
| E2 | Costos de operación para alternativa | Bajos. Implican menos de 10 % de los costos de operación promedio del proceso generador |
| E3 | Costos de disposición final de excedentes (si los hay) | No. No se generan excedentes |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

Tabla 5.7. Detalle cualitativo correspondiente a la evaluación baja.

| Identificador | Criterio | Detalle cualitativo de la evaluación alta |
|---------------|--|---|
| L1 | Cercanía a centro urbano con más de 100 000 habitantes | Se requiere cercanía a una ciudad por tema de insumos o equipos |
| L2 | Vías de acceso de red nacional primaria o secundaria | |
| L3 | Facilidades en la zona de actividad (energía eléctrica, agua, combustible, recursos humanos) | Se requieren facilidades constantemente |

Tabla 5.7. Detalle cualitativo correspondiente a la evaluación baja. (Continuación).

| Identificador | Criterio | Detalle cualitativo de la evaluación alta |
|---------------|--|--|
| L4 | Población rural o urbana en cercanías de la zona afectada | La alternativa demanda gran espacio. Hay afectación potencial a personas o medios cercanos |
| L5 | Suelo en áreas ambientales sensibles | |
| M1 | Suelo en contacto permanente con fuentes hídricas superficiales/alta pluviosidad | La alternativa es afectada por presencia de fuentes hídricas o alta pluviosidad |
| M2 | Porcentajes de arcilla en suelo | La alternativa es afectada por concentraciones de arcilla superiores a 5 % en el suelo |
| M3 | Suelo con condiciones de radiación solar alta | La alternativa es afectada por alta radiación solar |
| A1 | Viabilidad técnica para la aplicación de la alternativa | No. Procesos físicos, químicos o biológicos sin pruebas de aplicabilidad. Este criterio es excluyente: implica que no se puede aplicar |
| A2 | Requerimientos de equipos especializados para el proceso de remediación | Sí. Altos requerimientos de equipos especializados |
| A3 | Requerimientos de personal especializado para el proceso de remediación | Sí. Altos requerimientos de personal especializado |
| E1 | Costos de inversión para alternativa | Altos. Implican más de 50 % de los costos de inversión de la actividad generadora |
| E2 | Costos de operación para alternativa | Altos. Implican más de 50 % de los costos de operación promedio del proceso generador |
| E3 | Costos de disposición final de excedentes (si los hay) | Sí. Se generan excedentes con características especiales/peligrosas |

Fuente. Elaboración propia, (s.f).

5.3 Evaluación de criterios para las alternativas de remediación

La evaluación de los criterios para la identificación de las alternativas de remediación que podrían ser evaluadas experimentalmente en un momento posterior se realizó sobre la base de la realidad descrita en el capítulo 1 y bajo las condiciones ambientales donde se presenta en la actualidad la mayor parte de la actividad de extracción aurífera informal o ilegal que utiliza el método de amalgamación. El objeto de tener esta parametrización es poder avanzar en la identificación de las alternativas más cercanas a lo que se identificaría como la situación de los suelos del país contaminados por mercurio proveniente de la actividad de extracción aurífera, que en un proceso de experimentación en laboratorio puedan ser objeto de prueba y así vayan conduciendo la generación de conocimiento hacia la solución para la situación real en el territorio nacional.

Las técnicas de remediación fueron evaluadas bajo los criterios de calificación expresados en el numeral anterior (Tabla 5.8). Los supuestos de calificación se basan en lo expresado en el capítulo 1 frente a las zonas de explotación de oro en Colombia, a partir de la técnica de amalgamación con mercurio. Es importante tener presente que el criterio A1 es excluyente, esto es, si hay calificaciones bajas en este criterio, no hay pruebas suficientes de aplicabilidad de este método a la remediación de suelos contaminados con mercurio en suelos.

Tabla 5.8. Evaluación de criterios.

| Id | Método | L1 | L2 | L3 | L4 | L5 | M1 | M2 | M3 | A1 | A2 | A3 | E1 | E2 | E3 |
|-----|--|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| C1 | Landfarming ¹ | M | M | M | B | B | B | B | B | M | A | A | B | A | M |
| C2 | Compostaje | A | A | A | B | B | B | B | B | B | A | A | A | A | M |
| C3 | Fitotratamientos | M | M | M | B | B | B | M | B | M | A | M | A | M | M |
| C4 | Humedales artificiales | M | M | M | B | B | B | B | B | B | A | M | M | M | M |
| C5 | Reactores aerobios | B | B | B | M | M | M | M | M | B | M | B | B | B | M |
| C6 | Reactores anaerobios | B | B | B | M | M | M | M | M | B | M | B | B | B | M |
| C7 | Absorción por vapor | M | M | B | M | M | B | M | M | B | A | B | B | B | A |
| C8 | Oxidación química | M | M | B | M | M | B | M | B | M | M | M | M | M | A |
| C9 | Electrocínética | M | M | B | M | M | B | B | B | M | M | B | M | M | A |
| C10 | Incineración | B | B | B | A | A | B | A | A | B | B | B | B | B | B |
| C11 | Desorción térmica | B | B | B | M | M | B | B | B | B | B | B | B | B | A |
| C12 | Pirólisis | B | B | B | A | A | B | A | A | B | B | B | B | B | B |
| N1 | Oxidación avanzada | B | B | B | M | M | B | A | A | M | M | B | M | M | M |
| N2 | Barreras biológicas y electroremediación | B | B | B | M | M | B | M | M | M | M | B | M | M | A |
| N3 | Nanotecnología | B | B | B | M | M | M | B | B | B | B | B | B | B | M |
| N4 | Ultrasonidos | B | B | B | M | M | M | B | B | B | B | B | B | B | M |
| N5 | Fitorremediación con endófitas | B | B | B | M | M | B | B | B | M | B | B | B | B | M |
| N6 | Ingeniería genética con fitorremediación | B | B | B | M | M | B | B | B | M | B | B | B | B | M |

B: Bajo M: Medio A: alto

Fuente. Elaboración propia, (s.f.).

De esta forma, retirando los métodos que tienen calificación baja en el criterio A1, y contabilizando aquellos que poseen más alta prevalencia de calificaciones altas, se obtiene el siguiente orden de métodos:

- C1 *Landfarming*.
- C3 Fitotratamientos.
- C8 Oxidación química.
- N1 Oxidación avanzada.
- C9 Electrocinética.
- N2 Barreras biológicas y biorremediación.
- N5 Fitorremediación con endófitas.
- N6 Ingeniería genética con fitorremediación.

Este orden, que obedece al panorama planteado -aplicabilidad de métodos para la remediación de suelos colombianos contaminados con mercurio-, implicaría que existen cuatro tecnologías convencionales -*landfarming*, fitotratamientos, oxidación química y electrocinética- que tienen alta aplicabilidad según los criterios evaluados, a los que les siguen cuatro tratamientos no convencionales -oxidación avanzada, barreras biológicas/biorremediación, fitorremediación con endófitas e ingeniería genética/fitorremediación-.

Desde este punto, es claro que los esfuerzos en desarrollar proyectos piloto -usando los métodos de remediación convencionales mencionados- y las necesidades de ahondar en investigaciones de laboratorio -usando los métodos de remediación no convencionales mencionados- deben dirigir el desarrollo de trabajos in situ y en laboratorio en el país, pensando en el manejo óptimo de los recursos y, asimismo, en las necesidades de ampliar el espectro de los métodos aplicables a la naturaleza de las problemáticas presentes en el territorio nacional.

Por último, es importante tener presente que las investigaciones que como complemento a otras que se vienen desarrollando por diversas universidades, entre ellas la Universidad EAN en Colombia, sobre la interacción de contaminantes -y en especial mercurio- con medios suelo-agua, deben ser complementadas con estudios posteriores que aborden los métodos de remediación expuestos y otros que a través de procesos de desarrollo e innovación puedan plantearse como parte de la posible solución de la situación de contaminación de suelos que se está presentando en el territorio nacional, como los reportados por el IDEAM (2015). Estos análisis e investigaciones conducirán, seguramente, al desarrollo de una serie de herramientas técnicas y tecnológicas que usarán las empresas y las autoridades ambientales, de forma tal que los procesos de remediación de suelos puedan iniciarse antes que las afectaciones al medio, a los seres vivos y a los seres humanos sean extensas o graves.

6

Conclusiones

Las condiciones sociales y económicas asociadas con la explotación minera artesanal y la extracción ilegal del oro en el territorio colombiano se encuentran asociadas con la utilización del mercurio, elemento químico que por sus características químicas requiere altos cuidados en su manejo, por cuanto los impactos que genera este elemento en los ecosistemas, en la biota y en la salud de los seres humanos son negativos. Lamentablemente, el deficiente manejo que se hace del mercurio durante la explotación aurífera, que para 2012 se estimó en 205 toneladas, ha traído como consecuencia afectaciones ambientales que, dada su condición, ubicación y modo de ocurrencia, son muy difíciles de intervenir y en las cuales no es posible asignar responsables que puedan responder por los daños y perjuicios.

El Hg es reconocido como uno de los metales pesados más tóxicos para los seres vivos. Por ello, la remoción de este metal de los medios en los que se encuentre presente es prioritaria. El mercurio y los compuestos orgánicos e inorgánicos que se usan o se generan de forma espontánea en condiciones naturales tienen un comportamiento en el suelo que se desconoce parcialmente desde el punto de vista de la realidad colombiana, por lo cual se hace necesario continuar el desarrollo sistemático

de investigaciones sobre su estabilidad en medios acuosos y aire e iniciar los estudios sobre su comportamiento en la matriz suelo, con el fin de determinar el riesgo por exposición al que pueden estar sometidas las áreas en las cuales se realiza explotación del oro que use el método de amalgamación -departamentos de Chocó, Antioquia, Cauca, entre otros- y la biodisponibilidad y los impactos potenciales por las diferentes especies del mercurio. De la mano de los esfuerzos en formalización de la pequeña explotación de oro y del combate de la extracción ilegal, es importante realizar investigaciones sobre las mejores prácticas en el beneficio del mineral precioso, implementando procesos que contribuyan con la disminución del riesgo por exposición a sustancias tóxicas por parte de empleados, comunidad y el mismo ecosistema.

Existen múltiples tecnologías que permiten el desarrollo de procesos de remediación de contaminantes en fase sólida (suelos). Sin embargo, la revisión, más allá de la teoría de las alternativas de tratamiento que pudieran ser efectivas para reducir las concentraciones de mercurio en el suelo, requiere experimentación, que debe partir de los centros académicos y de investigación hasta llegar a proyectos piloto que permitan brindar soluciones en los sitios donde está presente el problema. Por lo anterior, es importante avanzar en el conocimiento de la problemática para lograr adaptar las tecnologías a las condiciones de las zonas de explotación y así permitir que no existan limitantes técnicos o económicos que impidan que se realice una correcta descontaminación de suelos contaminados con mercurio. Este estudio relaciona al menos ocho alternativas de remediación (*landfarming*, fitotratamientos, oxidación química, oxidación avanzada, electrocinética, barreras biológicas con biorremediación, fitorremediación con endófitas e ingeniería genética con fitorremediación) que desde la revisión teórica y, después de la evaluación de unos criterios de priorización, pueden ser la base

para el desarrollo de labores experimentales en las próximas fases de investigación en el tema.

En el camino del desarrollo de investigación aplicada, la línea de investigación en residuos de la Universidad EAN ha trazado un trabajo de largo plazo en el tema de remediación de suelos, con particularidad en la contaminación generada por la extracción de oro a partir de la amalgamación con mercurio. Por lo anterior, este estudio sirve como generador de una línea base tanto de la globalidad de la situación del uso de mercurio para la minería en Colombia como de las posibilidades de desarrollo de experimentación a partir de alternativas de remediación priorizadas. Estas experimentaciones requerirán realizar la medición de diferentes especies de mercurio que pueden presentarse en la matriz suelo-agua -no solo mercurio metálico- y del esfuerzo para proponer tratamientos aplicables sobre la realidad existente en el territorio colombiano, teniendo en cuenta criterios como baja accesibilidad a los territorios contaminados, no homogeneidad en las concentraciones de mercurio en las zonas contaminadas, baja disponibilidad de insumos o de servicios como energía, entre muchos otros.

Referencias

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (1999). Resumen de salud pública mercurio. Recuperado de http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs46.pdf
- Alvarado, C. J., Dasgupta-Schubert, N., Ambriz, E., Sánchez-Yañez, J. M. y Villegas, J. (2011). Hongos micorrízicos arbusculares y la fitorremediación de plomo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4), 357-364.
- Anipsitakis, G. P. (2005). Cobalt/peroxymonosulfate and related oxidizing reagents for water treatment (Tesis doctoral, University of Cincinnati, Estados Unidos).
- Aramburo, M. A. y Olaya, Y. (2012). Problemática de los pasivos ambientales mineros en Colombia. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 125-133. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/35847/1/36286-151120-1-PB.pdf>
- Banco de la República (2014). El mercado del oro en Colombia. *Revista del Banco de la República*, LXXXVII(1035).
- Betancur Corredor, B. (2013). Biorremediación de suelo contaminado con el pesticida 1, 1, 1-tricloro-2, 2'bis (p-clorofenil) etano (ddt) mediante protocolos de bioestimulación y adición de surfactante (Tesis doctoral, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia).

- Bishop, P. L. (2000). *Pollution prevention: Fundamentals and practice*. Nueva York: McGraw-Hill.
- Boening, D. W. (2000). Ecological effects, transport, and fate of mercury: A general review. *Chemosphere*, 40(12), 1335-1351.
- Botero, L. y Mancera, J. E. (1996). Síntesis de los cambios de origen antrópico ocurridos en los últimos 40 años en la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 20(78), 465-474.
- Cabral, L., Giovanella, P., Gianello, C., Bento, F. M., Andrezza, R. y Camargo, F. A. O. (2013). Isolation and characterization of bacteria from mercury contaminated sites in Rio Grande do Sul, Brazil, and assessment of methylmercury removal capability of a *Pseudomonas putida* VI strain. *Biodegradation*, 24(3), 319-331.
- Cabral, L., Giovanella, P., Kerlleman, A., Gianello, C., Bento, F. M. y Camargo, F. A. O. (2014). Impact of selected anions and metals on the growth and in vitro removal of methylmercury by *Pseudomonas putida* VI. *International Biodeterioration y Biodegradation*, 91, 29-36.
- Campos, N. H. (1990). La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *Caldasia*, 16(77), 231-243.
- Cameselle, C., Reddy, K.R., Darko-Kagya, K., & Khodadoust, A. (2013). Effect of Dispersant on Transport of Nanoscale Iron Particles in Soils: Zeta Potential Measurements and Column Experiments. *Journal of Environmental Engineering*, 139(1), pp. 23-33.
- Carrillo, F., Zenteno, R. y Rubín de Celis, L. (2010). *Tecnologías limpias aplicables a la explotación de oro*. La Paz: Embajada Real de Dinamarca.
- Cempre (1998). *Manual de gestión integral de residuos sólidos urbanos*. Uruguay. Recuperado de http://www.cempre.org.uy/index.php?option=com_contentyview=articleid=71yItemid=76

- Cervantes, C., Espino-Saldaña, A. E., Acevedo-Aguilar, F., León-Rodríguez, I. L., Rivera-Cano, M. E., Avila-Rodríguez, M., ... y Moreno-Sánchez, R. (2006). Interacciones microbianas con metales pesados. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 48(2), 203-210. Recuperado de <http://www.medigraphic.com/pdfs/lamicro/mi-2006/mio62v.pdf>
- Congreso de Colombia. Ley 685 de 2001. Por la cual se expide el Código de Minas y se dictan otras disposiciones (15 agosto 2001).
- Contraloría General de la República (2001). El costo ambiental del oro. *Gestión fiscal*, 4, 20-28.
- Contraloría General de la República (2012). La explotación ilícita de recursos minerales en Colombia casos Valle del Cauca (Río Dagua)-Chocó (Río San Juan) Efectos sociales y ambientales. Recuperado de <https://goo.gl/Kgihyg>
- Contraloría General de la República (2014). 17 departamentos y 80 municipios tienen problemas de contaminación por uso de mercurio en la extracción ilegal de oro.
- Corporación Autónoma Regional del Cauca (2007). Contaminación por mercurio y otros: Distrito Minero de Buenos Aires, Cauca. Recuperado de <https://goo.gl/xHVJpw>
- Corporación Autónoma Regional de Risaralda. Resolución 377 de 2005. Por la cual se adopta el Protocolo para la Construcción de Pozos de Monitoreo de Actividades Potencialmente Peligrosas.
- Cubillos, J. (2011). Evaluación de la fitorremediación como alternativa de tratamiento de aguas contaminadas con hidrocarburos (Tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia).
- De la Rosa-Pérez, D. A., Teutli-León, M. M. M. y Ramírez-Islas, M. E. (2007). Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23(3), 129-138.

- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez y Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba: Universidad Mayor de San Simón.
- Dietz, A. C. y Schnoor, J. L. (2001). Advances in phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, 109(Suppl 1), 163-168.
- Domènech, X. y Peral, J. (2006). *Química ambiental de sistemas terrestres*. Barcelona: Reverté.
- El Tiempo (5 mayo 1997). Contaminación por derrames de petróleo. Recuperado de <http://www.eltiempo.com/archivo/documento/MAM-555907>
- ECYT-AR (La enciclopedia de ciencias y tecnologías en argentina) (2012). Lixiviación del cianuro. Recuperado de https://cyt-ar.com.ar/cyt-ar/index.php/Lixiviaci%3 %b3n_con_cianuro
- EPA (Environmental Protection Agency) (2001). Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Recuperado de <https://www.epa.gov/remedytech/phytoremediation-contaminated-soil-and-ground-water-hazardous-waste-sites>
- Español Cano, S. (2012). Contaminación con mercurio por la actividad minera. *Biomédica*, 32(3), 309-311.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) (1996). Eliminación de grandes cantidades de plaguicidas en desuso en los países en desarrollo. Roma: FAO. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/w1604s/w1604soo.htm#Contents>
- Farias Camero, D. M., Ballesteros G., M. I. y Bendeck, M. (1999). Variación de parámetros fisicoquímicos durante un proceso de compostaje. *Revista Colombiana de Química*, 28(1), 75-86.
- FES (Fundación para la Educación y el Desarrollo Social) (2012). Evidencia científica, normativa y técnica sobre la problemática del mercurio en Colombia. Recuperado de <https://goo.gl/DzCn8F>

- Frentiu, T., Pintican, B. P., Butaciu, S., Mihaltan, A. I., Ponta, M., & Frentiu, M. (2013). Determination, speciation and distribution of mercury in soil in the surroundings of a former chlor-alkali plant: assessment of sequential extraction procedure and analytical technique. *Chemistry Central journal*, 7(1).
- Gaurina-Gaurina-Medjimurec, N. (ed.) (2014). *Handbook of research on advancements in environmental engineering*. IGI Global.
- Giovanella, P., Cabral, L., Bento, F. M., Gianello, C. y Camargo, F. A. O. (2016). Mercury (II) removal by resistant bacterial isolates and mercuric (II) reductase activity in a new strain of *Pseudomonas* sp. B50A. *New Biotechnology*, 33(1), 216-223.
- Gomes, H. I., Dias-Ferreira, C. y Ribeiro, A. B. (2012). Electrokinetic remediation of organochlorines in soil: Enhancement techniques and integration with other remediation technologies. *Chemosphere*, 87(10), 1077-1090.
- Gómez Romero, S. E., Gutiérrez Bustos, D. C., Hernández Marín, A. M., Hernández Rodríguez, C. Z., Losada Casallas, M. y Mantilla Vargas, P. C. (2008). Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos. *Nova*, 6(9), 76-84.
- Hakeem, K., Sabir, M., Ozturk, M. y Mermut, A. R. (eds.) (2014). *Soil remediation and plants: Prospects and challenges*. Amsterdam: Elsevier.
- Henry, J. R. (2000). *An overview of the phytoremediation of lead and mercury*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office.
- Higueras, P. y Oyarzum, R. (s. f.). *Curso de minería y medio ambiente (1)*. Recuperado de <http://www.uclm.es/users/higueras/mam/MMAM10.htm>
- IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía) (2007). *Biomasa: digestores anaerobios*. Madrid: IDEA. Recuperado de <http://www.idae.es/publicaciones/biomasa-digestores-anaerobios>

- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales) (2015). Estudio Nacional del Agua 2014. Recuperado de http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/ENA_2014.pdf
- INE (Instituto Nacional de Ecología) (2002). Tecnologías de remediación para suelos contaminados. México: INE. Recuperado de <http://www.inecc.gob.mx/descargas/publicaciones/372.pdf>
- INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático) (2007). Tecnologías de remediación para suelos contaminados por EPT (cap. 4). Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/459/cap4.html#top>
- LaGrega, M. D., Buckingham, P. L. y Evans, J. C. (1996). Gestión de residuos tóxicos: tratamiento, eliminación y recuperación de suelos. Madrid: McGraw-Hill.
- Lara Monge, F. (s. f.). Procesos de cianuración. Recuperado de http://geco.mineroartesanal.com/tiki-download_wiki_attachment.php?attId=233
- López, E., Montes, E., Garavito, A. y Collazos, M. M. (2012). La economía petrolera en Colombia (Parte I): Marco legal-contractual y principales eslabones de la cadena de producción. Borradores de Economía, 692. Recuperado de <http://www.banrep.gov.co/docum/ftp/borra692.pdf>
- Madrid, G. L. (2015). Genotoxicidad de metales pesados (Hg, Zn, Cu, Pb y Cd) asociado a explotaciones mineras en pobladores de la cuenca del río San Jorge del departamento de Córdoba, Colombia. Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas, 1(23). 103-111.
- Mahbub, K. R., Krishnan, K., Megharaj, M. y Naidu, R. (2016). Bioremediation potential of a highly mercury resistant bacterial strain *Sphingobium* SA2 isolated from contaminated soil. *Chemosphere*, 144, 330-337.
- Mancera-Rodríguez, N. J. y Álvarez-León, R. (2006). Estado del

conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3-23.

Manual de Legislación Ambiental (s. f.). ¿Qué es el plan de remediación ambiental? Recuperado de http://www.legislacionambientalspda.org.pe/index.php?option=com_content&view=article&id=399&Itemid=3734

Martínez, J. A. y Uribe, A. (2015). El mercurio y la contaminación por actividad extractiva. *Revista Ontare*, 3(1), 55-76.

MAVD (Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial) (2010). Cuantificación de liberaciones antropogénicas de mercurio en Colombia. Bogotá: MAVD. Recuperado de <https://goo.gl/XJhkTz>

Mercuriados (2011). La OMS propone ir censando en el uso de mercurio en la boca (amalgamas dentales de “plata”. Recuperado de <http://www.mercuriados.org/es/pagi539>

Miliarium (2004). Técnicas biológicas de remediación. Recuperado de <http://www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/DescontaminacionSuelos/TecnicasInSitu/TecnicasBiologicas/TecnicasBiologicasDescontSuelos.asp>

Miliarium (s. f.). Técnicas ex situ de descontaminación de suelos. Recuperado de <http://www.miliarium.com/Proyectos/SuelosContaminados/DescontaminacionSuelos/TecnicasExSitu/TecnicasExSitu.asp>

Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Decreto 4741 de 2005. Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y el manejo de los residuos o desechos peligrosos generados dentro de la gestión integral (30 diciembre 2005).

Ministerio de Minas y Energía (2009). Anuario estadístico minero colombiano. Recuperado de <https://goo.gl/Nefcu7>

Ministerio de Minas y Energía (2010). Memorias al Congreso de la

- República 2009-2010. Recuperado de <https://goo.gl/XMoJaN>
- Morales Rojo, P. M. (2005). Digestión anaerobia de lodos de plantas de tratamiento de aguas y su aprovechamiento (Tesis de grado, Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México).
- Mpouras, T., Panagiotakis, I., Dermatas, D. y Chrysochoou, M. (2014). Nano-zero valent iron: An emerging technology for contaminated site remediation. En *Geo-Congress 2014* (pp. 2206-2215). Reston, VA: American Society of Civil Engineers.
- Ñustez Cuartas, D. C. (2012). Biorremediación para la degradación de hidrocarburos totales presentes en los sedimentos de una estación de servicio de combustible (Tesis de maestría, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia).
- Olivero Verbel, J. y Johnson Restrepo, B. (2002). El lado gris de la minería del oro: la contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Cartagena de Indias: Universidad de Cartagena. Recuperado de http://www.reactivos.com/images/LIBRO_MERCURIO_-Olivero-Johnson-Colombia.pdf
- Organización Mundial de la Salud (2011). Ambientes saludables para prevenir las enfermedades. Recuperado de http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/mercury_flyer_sp.pdf
- Ortiz Bernad, I., Sanz García, J. Dorado Valiño, M. y Villar Fernández, S. (2007). Técnicas de recuperación de suelos contaminados. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá. Recuperado de http://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf
- Parra, J.P., Espinosa, L.F. (2008). Distribución de metales pesados (Pb, Cd y Zn) en perfiles de sedimento asociado a *Rhizophora mangle* en el Río Sevilla - Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de investigaciones marinas y costeras*, 37(1). p. 95-110.
- Paisio, C. E., González, P. S., Talano, M. A. y Agostini, E. (2012). Remediación biológica de mercurio: Recientes avances. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*, 3(2), 119-146.
- Pantoja Timarán, F. (2001). Tecnologías apropiadas para disminuir

- la contaminación asociada por mercurio en la minería del oro. Recuperado de <http://www.gama-peru.org/jornada-hg/pantoja.pdf>
- Pardo Castro, J. L., Perdomo Rojas, M. C. y Benavides López de Mesa, J. (2004). Efecto de la adición de fertilizantes inorgánicos compuestos en la degradación de hidrocarburos en suelos contaminados con petróleo. *Nova*, 2(2), 1-108.
- Parmar, N. y Singh, A. (eds.) (2013). *Geomicrobiology and biogeochemistry*. Springer.
- PBI Colombia (2011). *Minería en Colombia, ¿a qué precio?* Recuperado de https://issuu.com/pbicolombia/docs/111122_boletin_no_18_web2
- Pérez C., A. y Chamorro A., L. (2013). Bacterias endófitas: un nuevo campo de investigación para el desarrollo del sector agropecuario. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(2), 439-462.
- Pineda Camacho, R. (2005). Historia, metamorfosis y poder en la orfebrería prehispánica de Colombia. *Boletín de Historia y Antigüedades*, XCII(830), 635-658.
- Pucci, G. N., Acuña, A. J., Wick, L. Y. y Pucci, O. H. (2012). Electrobioremediation of Patagonian soils contaminated with hydrocarbons. *Portugaliae Electrochimica Acta*, 30(5), 361-370. Recuperado de http://www.scielo.mec.pt/scielo.php?script=sci_arttextpid=S0872-19042012000500006
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente) (2008). Módulo 3: El uso del mercurio en la minería del oro artesanal y en pequeña escala. Nairobi, Kenia: PNUMA. Recuperado de https://www.ige.org/archivos/IGE/mercurio_en_la_Mineria_de_Au.pdf
- Responsiblebusiness.eu (2001). Landfarming, ex situ. Recuperado de <http://www.responsiblebusiness.eu/display/rebwp8/Landfarming>
- Rodríguez, C. (2003). Humedales construidos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. 24(3), 44-48.

- Rodríguez Salinas, M. A. y Córdova y Vázquez, A. (2006). Manual de compostaje municipal: tratamiento de residuos sólidos urbanos. México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Rojas Contreras, A., Rodríguez Dorantes, A. M., Montes Villafán, S. y Pérez Jiménez, S. (2010). Evaluación de la promoción del crecimiento de *Cynodon Dactylon* L. por rizobacterias productoras de fitohormonas aisladas de un suelo contaminado con hidrocarburos derivados del petróleo. *Polibotánica*, 29, 131-147.
- Sandoval, J. (2009). Evaluación del desempeño de humedales horizontales subsuperficiales para el tratamiento de aguas residuales domésticas: aplicación de modelos macrocinéticos (Tesis de maestría, Universidad del Valle, Cali, Colombia).
- Sandoval, J. y Peña, M. (2007). Performance analysis of SSF wetlands in tropical regions based on first-order kinetic models for the removal of organic matter. Ponencia presentada en 2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control, Tartu, Estonia.
- Sánchez Ortiz, I. A., Teixeira Correia, G., Santos de Araújo, L., Gebara, D., Dall'Aglio Sobrinho, M. y Matsumoto, T. (2010). Reactores aerobios de lecho fluidizado trifásico con circulación interna: caracterización hidrodinámica y del soporte. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 56, 68-77.
- Severo Palacios, C. (2004). Lixiviación de menas auríferas con sales oxidantes en medio ácido mediante el proceso severo. *Revista del Instituto de Investigaciones de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 5(9), 1-14. Recuperado de <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/661>
- She, W., Cui, G., Jie, Y., Bai, Y., Cao, Y., & Xiao, C. (2014). Comparative effects of chelants on plant growth, cadmium uptake and accumulation in nine cultivars of Ramie (*Boehmeria nivea*). *Acta Agriculturae Scandinavica: Section B, Soil & Plant Science*, 64(1), 71-78. doi:10.1080/09064710.2014.885077.

- Suthersan, S. S. (2001). *Natural and enhanced remediation systems*. Boca Raton: Arcadis.
- Tecnologías Limpias (s. f.). Programa de Investigación Estratégica en Bolivia: Resultados. Recuperado de <http://tecnologiaslimpias.pieb.org/resultados.html>
- Turner, R. R. y Southworth, G. R. (1999). Mercury-contaminated industrial and mining sites in North America: An overview with selected case studies. En R. Ebinghaus (ed.), *Mercury contaminated sites* (pp. 89-112). Springer Berlin Heidelberg.
- UESP (Unidad Administrativa Especial de Servicios Públicos) (2010). Programa para la gestión de los residuos sólidos orgánicos para la ciudad de Bogotá. Bogotá: UESP. Recuperado de <https://goo.gl/kpWe4j>
- UPME (Unidad de Planificación Minero Energética) (2007). Producción más limpia de la minería del oro en Colombia. Bogotá: UPME. Recuperado de http://www.upme.gov.co/Docs/Mineria_limpia.pdf
- USEPA (2007). *Treatment Technologies For Mercury in Soil, Waste, and Water*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Superfund Remediation and Technology Innovation, Washington, DC.
- Valderrama Blanco, B. (2002). Microbiología del petróleo y sus derivados. Recuperado de <http://www.biblioweb.tic.unam.mx/libros/microbios/Cap2/>
- Vargas, P., Cuéllar, R. y Dussán, J. (2004). Biorremediación de residuos del petróleo. *Hipótesis*, 4, 44-49.
- Vila, J., Urbizo, M., Grifoll, M., Bosch, M., Nilsson, J., Mundó, B. y Piñuela, P. (2014). Técnicas de biorremediación para el saneamiento del subsuelo. *Medio Ambiente*, 13, 48-57. Recuperado de <http://www.tema.es/media/articles/revista-pq-octubre.pdf>
- Viñas Canals, M. (2005). Biorremediación de suelos contaminados por hidrocarburos: caracterización microbiológica, química y

- ecotoxicológica (Tesis de doctorado, Universitat de Barcelona, Barcelona, España).
- Volke Sepúlveda, T. y Velasco Trejo, J. A. (2002). *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. México: Instituto Nacional de Ecología.
- Wang, C., Zhu, D., Jiang, W., Zhao, X., Wang, H., Yu, C. y Yi, F. (2014). Soil quality evaluation and technology research on improving land capability: A case study on Huanghuaihai Plain in Shandong Province. *Agricultural Science & Technology*, 15(11), 1960-1966.
- Watts, R. J. (1997). *Hazardous Wastes: Sources, Pathways and Receptors*. New York, NY, USA: Wiley.
- Wotruba, H., Hentschel, T., Hruschka, F. y Priester, M. (2000). *Manejo ambiental en la pequeña minería*. La Paz, Bolivia: MEDMIN-COSUDE. Recuperado de <http://www.gama-peru.org/libromedmin/>
- Yeung, A. T. y Gu, Y. Y. (2011). A review on techniques to enhance electrochemical remediation of contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 195, 11-29.



Misión

Contribuir a la formación integral de la persona y estimular su aptitud emprendedora, de tal forma que su acción coadyuve al desarrollo económico y social de los pueblos.

Visión

Ser líder en la formación de profesionales, reconocidos por su espíritu empresarial.

Teléfono: 5936464

El Nogal: Calle 79 # 11- 45

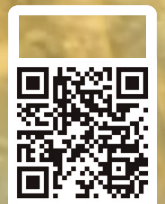
Bogotá D.C. - Colombia - Sur América

www.universidadean.edu.co



Papel 100% reciclado, 100% reciclable,
libre de ácido y libre de cloro elemental.

Características comprobadas por el Departamento
de Servicio Técnico Colombiana Kimberly Colpapel S.A.



<http://editorial.universidadean.edu.co>