



Universidad Nacional
Abierta y a Distancia

Sello Editorial

REVISIÓN Y PANORAMA NACIONAL DE LA BIORREMEDIACIÓN MICROBIANA

Juan Sebastián Chiriví Salomón
Carlos Andrés Fajardo Gómez
Luz Adriana Gómez Rodríguez
Santiago Daniel Delgado Tovar

Grupo de Investigación
Cobides

UNIVERSIDAD NACIONAL ABIERTA Y A DISTANCIA – UNAD

Jaime Alberto Leal Afanador

Rector

Constanza Abadía García

Vicerrectora académica y de investigación

Leonardo Yunda Perlaza

Vicerrector de medios y mediaciones pedagógicas

Leonardo Evemeleth Sánchez Torres

Vicerrector de desarrollo regional y proyección comunitaria

Édgar Guillermo Rodríguez Díaz

Vicerrector de servicios a aspirantes, estudiantes y egresados

Luigi Humberto López Guzmán

Vicerrector de relaciones internacionales

Myriam Leonor Torres

Decana Escuela de Ciencias de la Salud

Clara Esperanza Pedraza Goyeneche

Decana Escuela de Ciencias de la Educación

Alba Luz Serrano Rubiano

Decana Escuela de Ciencias Jurídicas y Políticas

Martha Viviana Vargas Galindo

Decana Escuela de Ciencias Sociales, Artes y Humanidades

Claudio Camilo González Clavijo

Decano Escuela de Ciencias Básicas, Tecnología e Ingeniería

Julialba Ángel Osorio

Decana Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente

Sandra Rocío Mondragón

Decana Escuela de Ciencias Administrativas, Económicas, Contables y de Negocios

Revisión y panorama nacional de la biorremediación microbiana

Grupos de Investigación:

Grupo de Conservación, Bioprospección y Desarrollo Sostenible (COBIDES),
Symbiont Research & Development Corporation SAS,
Grupo de Diseño de Productos y Procesos (GDPP)

363.7
C541

Revisión y panorama nacional de la Biorremediación microbiana / Juan Sebastián Chiriví Salomón ... [et al.] -- [1.a. ed.]. Bogotá: Sello Editorial UNAD/2019. Grupo de Bioprospección y Desarrollo Sostenible (COBIDES), Symbiont Research and Development Corporation SAS y Grupo de Diseño de Productos y Procesos (GDPP). Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente - (ECAPMA)

ISBN: 978-958-651-728-7

e-ISBN: 978-958-651-729-4

1. BIORREMEDIACIÓN 2. MICROORGANISMOS 3. BIORREMEDIACIÓN BACTERIANA I. Chiriví Salomón, Juan Sebastián II. Fajardo Gómez, Carlos Andrés III. Daniel, Santiago IV. Gómez Rodríguez, Luz Adriana V. Título.

ISBN: 978-958-651-728-7

e-ISBN: 978-958-651-729-4

Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente

©Editorial

Sello Editorial UNAD

Universidad Nacional Abierta y a Distancia

Calle 14 sur No. 14-23

Bogotá, D.C.

Diciembre de 2019

Corrección de textos: Adrián Lara

Diseño de Portada: Diana Fernanda Ávila

Diagramación: Laura Gutiérrez

Impresión: Hipertexto - Netizen

Esta obra está bajo una licencia *Creative Commons* - Atribución – No comercial – Sin Derivar 4.0 internacional.

https://co.creativecommons.org/?page_id=13.



CONTENIDO

Introducción	09
---------------------	----

Capítulo 1

Autores: Chiriví & Delgado

Introducción a la biorremediación microbiana en Colombia	10
1.1 Introducción a la problemática ambiental en Colombia	12
1.2 Biorremediación y definiciones	15
1.3 Técnicas de biorremediación	16
1.4 Triángulo de la biorremediación	23
1.5 Bibliografía	25

Capítulo 2

Autor: Chiriví

Biorremediación de hidrocarburos saturados y aromáticos policíclicos	32
2.1 Problemática ambiental de los hidrocarburos y compuestos fenólicos en Colombia	34
2.2 Mecanismos de biodegradación de hidrocarburos	38
2.3 Biorremediación de hidrocarburos en Colombia	41
2.4 Bibliografía	44

Capítulo 3

Autor: Fajardo

Biorremediación de metales pesados	50
3.1 Problemática ambiental asociada a metales pesados en Colombia	52
3.2 Biotratamiento de metales pesados	54
3.3 Fitorremediación para la biorremediación de metales pesados	55
3.4 Biorremediación bacteriana de metales pesados	57
3.5 Bibliografía	60

Capítulo 4

Autores: Gómez & Fajardo

Biorremediación de compuestos organofosforados	64
4.1 Compuestos organofosforados	66
4.2 Impactos ambientales asociados a los compuestos organofosforados	68
4.3 Biorremediación para contaminación de compuestos organofosforados	70
4.4 Bibliografía	74

Reflexiones finales

Autores: Delgado & Chiriví

Consciencia ambiental	78
Referencias utilizadas en esta sección	81

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de los procesos de biorremediación.	16
Figura 2. Clasificación de las estrategias de biorremediación por agente biológico utilizado.	18
Figura 3. Técnicas de biorremediación clasificadas por ubicación.	19
Figura 4. Clasificación y definición de estrategias de biorremediación por metodología de implementación.	22
Figura 5. Triángulo de la biorremediación propuesto en esta revisión para orientar la elección de la mejor técnica de biorremediación.	23
Figura 6. Estructura química de los principales constituyentes del petróleo. Modificado de Botello (2005).	35
Figura 7. Mecanismos de captación de metales pesados por microorganismos	58
Figura 8. Ejemplos de biorremediación de compuestos organofosforados	72

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de técnicas de biorremediación clasificadas por ubicación.	20
Tabla 2. Descripción de técnicas asociadas a la biorremediación de metales pesados.	54

INTRODUCCIÓN

Este libro entiende la biorremediación como un proceso por el cual la utilización de un microorganismo, una asociación o un consorcio de ellos se encarga de recuperar la salud de un nicho ambiental a través de mecanismos fisiomorfológicos propios y de la tecnología diseñada para su implementación, mantenimiento y monitoreo. Esta definición se acopla a las concepciones planteadas por diferentes autores a lo largo de la revisión registrada en este libro. Asimismo, la obra concibe la biorremediación como un proceso integral que es relativo a su contexto y es por esta razón que la investigación se argumenta desde las problemáticas socioambientales de Colombia, enmarcadas en los últimos 10 años. Por todo lo anterior, el propósito de este libro, al igual que el proyecto del cual se deriva, es el de resaltar las principales problemáticas de contaminación o deterioro de los compartimientos ambientales (agua, suelo y aire) y una revisión sobre la biorremediación microbiana aplicada y en términos de investigación alrededor de las problemáticas presentadas. Este libro se elabora desde el marco de investigación formativa con el fin de brindar conceptos y experiencias a los estudiantes que se preparan en curso de la red curricular de biología de la Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente. Sin embargo, la revisión presentada aquí es suficiente para contextualizar cualquier investigación en torno a la aplicación de microorganismos para la recuperación de ambientes contaminados por hidrocarburos, metales pesados y compuestos organofosforados.



CAPÍTULO

INTRODUCCIÓN A LA BIORREMEDIACIÓN MICROBIANA EN COLOMBIA



Chiriví & Delgado

1.1 INTRODUCCIÓN A LA PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN COLOMBIA

En Colombia, la problemática ambiental es diversa y altamente preocupante para las generaciones futuras. El recurso hídrico, los suelos y el aire han sido altamente vulnerados por la industrialización global, el crecimiento poblacional y el conflicto armado (McNeish, 2018). La producción de cuero y la extracción minera encabezan como sectores productivos de altos índices de contaminación del recurso hídrico, principalmente a ríos y ecosistemas de páramos y humedales (Castellanos Calderón, 2017; Gómez-Duarte, 2018; Martínez Buitrago & Romero Coca, 2018; McIntyre, y otros, 2018). Para el caso de los suelos, existen distintas fuentes que han venido deteriorando agresivamente este recurso; la minería de oro, la industria petroquímica y las actividades agropecuarias, entre otros, son los que más se destacan como punto causal de contaminación y posterior erosión de los suelos (Arias España, Rodríguez Pinilla, Bardos, & Naidu, 2018).

La industria de las curtiembres tiene el propósito de transformar la piel animal en cuero. Aunque sus orígenes se relacionan con el Departamento de Antioquia, actualmente la industria concentra cerca del 80% en Cundinamarca y Bogotá. El impacto ambiental asociado a este sector productivo se refleja en las aguas, principalmente en el municipio de Villapinzón alrededor de la ribera del Río Bogotá, donde se denuncia un gran consumo de agua y contaminación por metales pesados, pentaclorofenol, formaldehído y tributilestaño, entre otros compuestos (Martínez Buitrago & Romero Coca, 2018; Tobón Ramírez, 2013). Dentro de estos contaminantes se destaca la descarga de vertimientos ricos en cromo trivalente; estas concentraciones bajo condiciones ideales de temperatura y pH pueden reaccionar transformando el cromo trivalente en cromo hexavalente, el cual es cancerígeno (Molina Montoya, Aguilar Casas, & Cordovez Wandurraga, 2010) y de interés sanitario según el artículo 20 del Decreto 1594 de 1984 establecido en la legislación colombiana (Ministerio de Agricultura, 1984).

Es incuestionable que el sector minero o de tecnología extractiva de recursos se ha convertido en un componente importante para la economía colombiana. Aun con los esfuerzos de diferentes entidades gubernamentales y no gubernamentales de reducir los impactos ambientales asociados a este sector económico, se evidencia un deterioro importante de los recursos hídricos, suelos y el aire debido a las metodologías extractivas, principalmente provenientes de entidades informales, que utilizan y/o generan compuestos altamente tóxicos para el medio ambiente (Pérez O & Betancour V, 2016; Juárez, 2016). La utilización de mercurio para la minería aurífera aluvial es aquella que se ha identificado con mayor impacto ambiental. La problemática radica en el proceso



De igual forma, la industria minera requiere de grandes recursos maderables y agua, lo que implica una afectación importante en términos de deforestación y consumo excesivo del recurso hídrico (Sierra Praeli, 2019; Londoño Calle, 2013)

de amalgamación donde se emiten y se vierten grandes cantidades de este metal, entre otros, al aire y el recurso hídrico. El mercurio es altamente tóxico para el ambiente ya que se bioacumula al transformarse en metilmercurio (Pérez O & Betancour V, 2016; García Gómez, 2013). De igual forma, la industria minera requiere de grandes recursos maderables y agua, lo que implica una afectación importante en términos de deforestación y consumo excesivo del recurso hídrico (Sierra Praeli, 2019; Londoño Calle, 2013).

Por otro lado, la industria petrolera, cuya problemática también yace de tecnología extractiva, posee unos impactos importantes en el ambiente que actualmente son debatidos por diferentes entidades, tanto gubernamentales como empresariales, que discuten sobre la magnitud del impacto y la tolerancia del ambiente (Gudynas, 2018). Dentro de los impactos ambientales asociados a la extracción del petróleo y sus derivados, a los que se suma la deforestación y el deterioro de los suelos como en cualquier proceso extractivo (Castañeda & Chapurrí, 2018; Zimmermann, 2018; Trujillo Quintero, Losada Cubillos, & Rodríguez Zambrano, 2017), la liberación de compuestos tóxicos al agua y los suelos durante la extracción, la falta de un aislamiento eficiente de los pozos con los recursos naturales y la inadecuada disposición final de vertimientos y lodos tóxicos encabezan la lista de factores que reclaman esta industria como una altamente nociva para el ambiente (Gudynas, 2018; Arias Serna, 2019; Velásquez Arias, 2017).

El sector agropecuario también es un gran contribuyente del impacto negativo en el medio ambiente, pues el recurso hídrico y los suelos son altamente afectados por la ganadería intensiva y la sobreutilización de fertilizantes y plaguicidas de origen químico (Montenegro Gómez et al., 2019; Mora Marín et al. 2017; Arévalo et al. 2011). El suelo es el recurso que primeramente se ve severamente afectado por las actividades agrícolas y ganaderas, pues la erosión se ve acelerada por la sobre explotación y la utilización de químicos (Montenegro Gómez, y otros, 2019; Mora Marín, Ríos Pescador, Ríos Ramos, & Amario Charry, 2017). Por otro lado, se ha estimado que la actividad agrícola, especialmente aquella asociada al cultivo de café, ha contribuido enormemente al índice de huella hídrica gris, la cual se asocia con la contaminación y se ve principalmente reflejada en el Cauca, Medio y Alto Magdalena (Arévalo, Lozano, & Sabogal, 2011).

Aun cuando la problemática ambiental en Colombia se encuentra bien definida en sus orígenes, así como se han establecido políticas para la reducción de algunos de los contaminantes, el país se enfrenta a grandes retos y oportunidades para su desarrollo, los cuales implican el uso sostenible de sus recursos naturales y la remediación del impacto ambiental generado por el conflicto armado y las actividades de extracción y manufactura ilegales (McNeish, 2018; Arias Espana, Rodríguez Pinilla, Bardos, & Naidu, 2018; Betancur-Corredor, Loaiza-Usuga, Denich, & Borgemeister, 2018; Tognato, 2018).



El sector agropecuario también es un gran contribuyente del impacto negativo en el medio ambiente, pues el recurso hídrico y los suelos son altamente afectados por la ganadería intensiva y la sobreutilización de fertilizantes y plaguicidas de origen químico

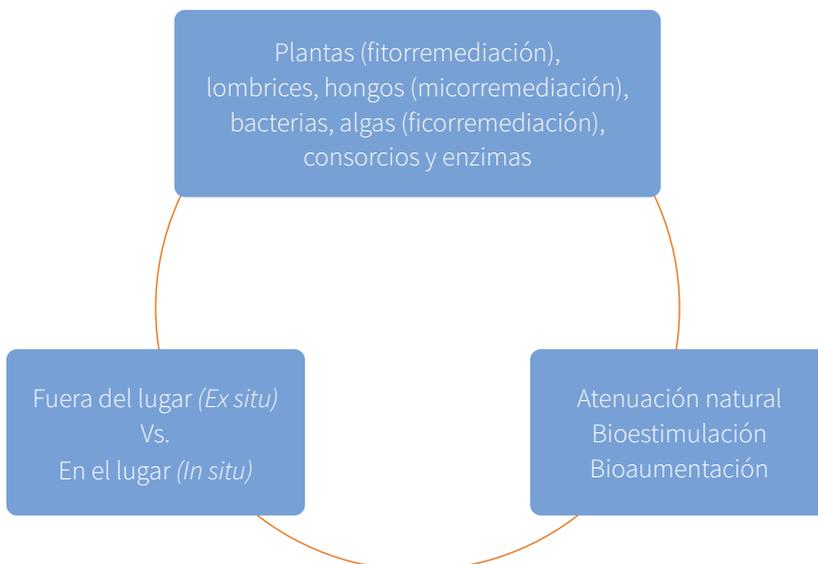
1.2 BIORREMEDIACIÓN Y DEFINICIONES

A través de la historia, la biorremediación se ha consolidado como una tecnología, o un conjunto de ellas, que utiliza agentes biológicos para la remoción o la reducción de los contaminantes presentes en un ambiente. Actualmente, cuando se aplica de manera amplia el término de “biorremediación”, aún existen diferentes nociones que no son resueltas entre la comunidad científica por su discurso folclórico y prometedor a nivel gubernamental. De Lorenzo (2018) estableció una notoria diferencia entre los términos “biodegradación” y “biorremediación”, donde “biodegradación” es referido a los fenómenos de catabolismo, entre otros procesos biológicos, relacionados con los organismos que son capaces de transformar o retener compuestos químicos altamente complejos, y confirma la “biorremediación” como la aplicación de esta ciencia en la solución de problemáticas ambientales asociadas a contaminantes químicos. Por otro lado, es importante definir los términos de “resistencia” y “tolerancia”, que suelen usarse arbitrariamente en los estudios de biodegradación; Gadd (1992) brindó una definición simple para los microorganismos que eran resistentes o tolerantes a los metales y que es congruente con la mayoría de los estudios y extrapolable para otros compuestos químicos. Se interpreta que un organismo es resistente cuando tiene un mecanismo específico para sobrevivir a los efectos tóxicos de la exposición a un compuesto, mientras que un organismo tolerante es aquel que tiene propiedades naturales que lo protegen del contaminante y no son específicas. Experimentalmente, los organismos resistentes son seleccionados cuando se encuentra, de manera reproducible, que hay una eficiencia de la reducción de la concentración del contaminante en combinación con la viabilidad celular del organismo expuesto (Atashgahi, et al., 2018). En microorganismos, es común utilizar la técnica original o poco modificada de plaqueo repetitivo (en inglés: *replica-plating*), propuesto inicialmente por Lederberg & Lederberg (1952) para conservar patrones fisiológicos de cepas bacterianas en medio de cultivo, a través del cultivo de poblaciones del microorganismo en presencia constante del contaminante y, llevándolos a la selección catabólica del mismo, reduciendo la composición de nutrientes simples de uso instantáneo (ej. Glucosa) (Roza & Dussan, 2010; Lederberg & Lederberg, 1952).

1.3 TÉCNICAS DE BIORREMEDIACIÓN

Las técnicas de biorremediación presentan actual y creciente interés en el mundo, debido a que la eliminación, la inhibición o la reducción de los contaminantes en suelos y aguas pueden darse de manera efectiva, usualmente económica, y tiende a concebirse como una tecnología amigable con el medio ambiente (Kumar, Shahi, & Singh, 2018; De Lorenzo, 2018). Para este propósito se utilizan diferentes organismos y/o sus derivados metabólicos que pueden llegar a transformar o acumular contaminantes complejos, tales como compuestos derivados de la industria petrolera, agropecuaria, minera y manufacturera, entre otras (Akash, Babu, & Navneet, 2018). Existen varias formas de categorizar estas técnicas, siendo las más frecuentes por agente remediador (plantas, hongos, bacterias, enzimas o mezclas y consorcios), ubicación (*in situ* o *ex situ*) y metodología de implementación (monitoreando el área de estudio hasta la atenuación del contaminante, modificando las condiciones para estimular los organismos nativos o introduciendo organismos eficientes en términos de biodegradación) (Akash, Babu, & Navneet, 2018; Kumar, Shahi, & Singh, 2018; Roy, et al., 2018; Yuan, Shen, Huang, & Hu, 2018; Vidali, 2001) (Figura 1). Estas clasificaciones no son excluyentes entre sí y su combinación puede facilitar la elección del mejor proceso de biorremediación para reducir o eliminar de manera efectiva un contaminante.

FIGURA 1. Clasificación de los procesos de biorremediación.



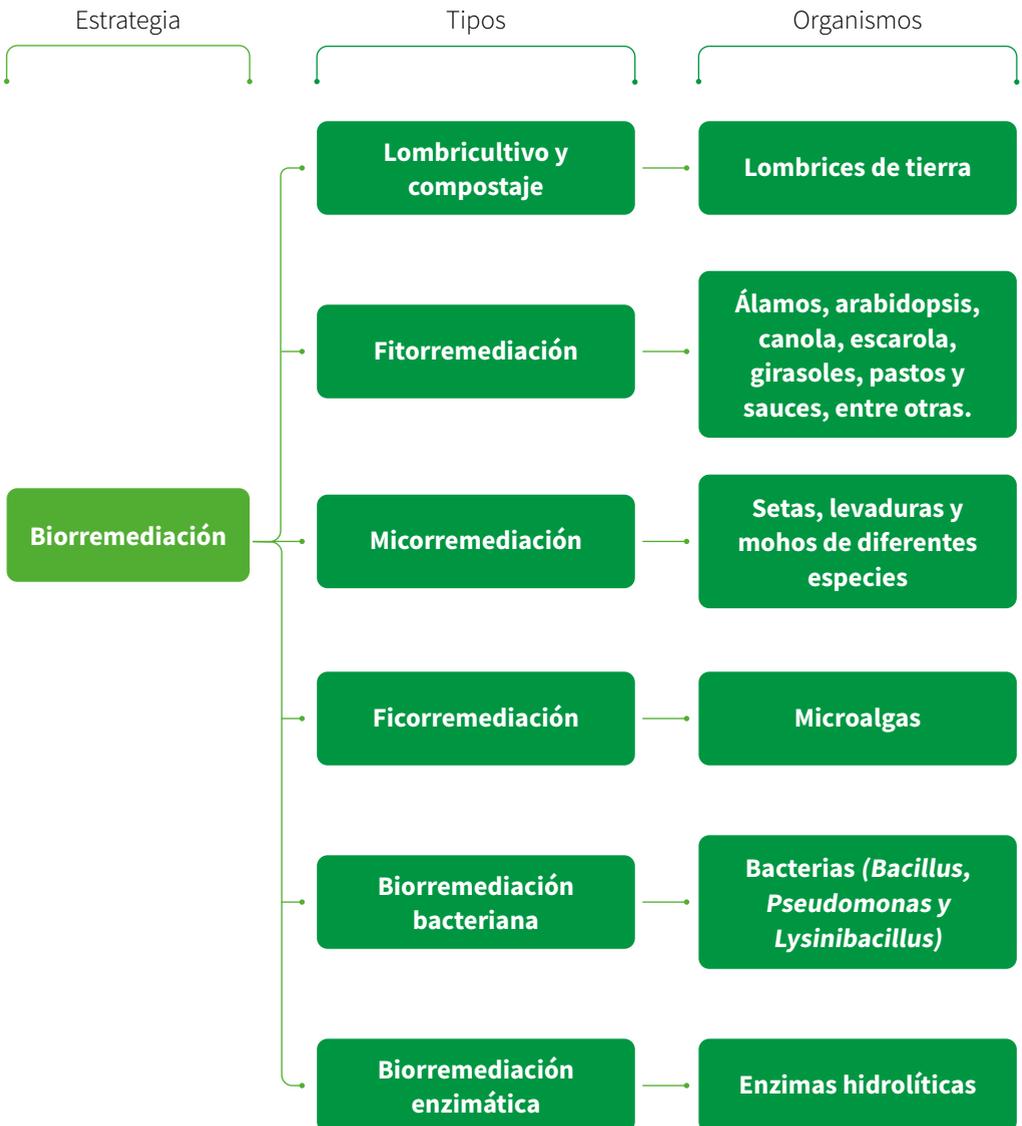
En cuanto al agente biológico remediador, suele hablarse de la utilización de lombrices, plantas, hongos, bacterias, algas, consorcios y productos metabólicos derivados de los mismos (Abatenh, Gizaw, Tsegaye, & Wassie, 2017; Coelho, y otros, 2015) (Figura 2). La lombricultura es una técnica principalmente utilizada para mejorar los suelos, sin embargo, algunos estudios lo utilizan como proceso de biorremediación (Vera Solano, 2013). La biorremediación mediada por plantas, también denominada fitorremediación, es ampliamente utilizada debido a la simplicidad de su montaje y al doble propósito en relación con los servicios ecosistémicos que estas proveen (fotosíntesis, sombra, hábitat y embellecimiento del paisaje, entre otros) (Lavorel, 2012). En Colombia, la creación de humedales artificiales se ha vuelto tendencia para la recuperación de ambientes acuáticos (Peña-Salamanca, Madera-Parra, Sánchez & Medina-Vásquez, 2013). Aun cuando las lombrices y las plantas tienen un gran impacto por su practicidad, el enfoque de esta revisión se encuentra en la biorremediación microbiana debido a su eficiencia (Boopathy, 2000). Los microorganismos que son ampliamente utilizados en procesos de biorremediación, así como los derivados metabólicos de los mismos, son discutidos en las siguientes secciones. Las bacterias y las levaduras son los microorganismos más ampliamente utilizados en biorremediación de contaminantes en medio acuoso, pues su velocidad de crecimiento y resistencia a la fuerza de cizalla los convierte en la elección más práctica (Timmis & Pieper, 1999). Sin embargo, las microalgas han encontrado un lugar especial para la degradación de ciertos compuestos tóxicos para el ambiente debido a aspectos económicos y eco-amigables (Idi, Md Nor, Abdul Wahab, & Ibrahim, 2015). Algunos estudios muestran un efecto sinérgico cuando se aplican microalgas en consorcio con bacterias, pues la captación de nutrientes y el efecto biodegradador alcanzan valores más altos cuando se cultivan juntos (Subashchandrabose, Ramakrishnan, Megharaj, Venkateswarlu, & Naidu, 2011).



En Colombia, la creación de humedales artificiales se ha vuelto tendencia para la recuperación de ambientes acuáticos

Finalmente, los hongos filamentosos, micromicetes y macromicetes, han demostrado tener gran efectividad cuando se trata de contaminantes adheridos a superficies o matrices sólidas; esto se debe a su crecimiento micelial y a la acción de diferentes enzimas hidrolíticas que son secretadas de forma inducida por la presencia del mismo sustrato (Rodríguez-Cousto, 2016; Gadd, 2001). Entre los contaminantes más comunes que se han estudiado capaces de ser reducidos por biorremediación están los hidrocarburos, metales pesados tales como Cr (VI), Co, Hg, Fe o As (Velásquez & Dussan, 2009) y compuestos organofosforados provenientes del uso de plaguicidas en cultivos y suelos agrícolas.

FIGURA 2. Clasificación de las estrategias de biorremediación por agente biológico utilizado.



En relación con la ubicación del proceso de biorremediación, se plantean dos categorías: *in situ*, cuando se realiza directamente en el lugar de afectación, y *ex situ*, cuando el proceso se trata en un lugar diferente al de la afectación (Figura 3, Tabla 1). La primera corresponde a los tratamientos que no requieren procesos invasivos como la excavación y tienen por objetivo la mínima perturbación del lugar; suele ser la más utilizada debido a que requiere menos costos. En el segundo caso, se retira el suelo o el agua a tratar y por lo general se maneja en un sistema controlado como una celda de *land farming* o biorreactor (Vidali, 2001; Azubuiké, Chikere, & Okpokwasili, 2016).

FIGURA 3. Técnicas de biorremediación clasificadas por ubicación

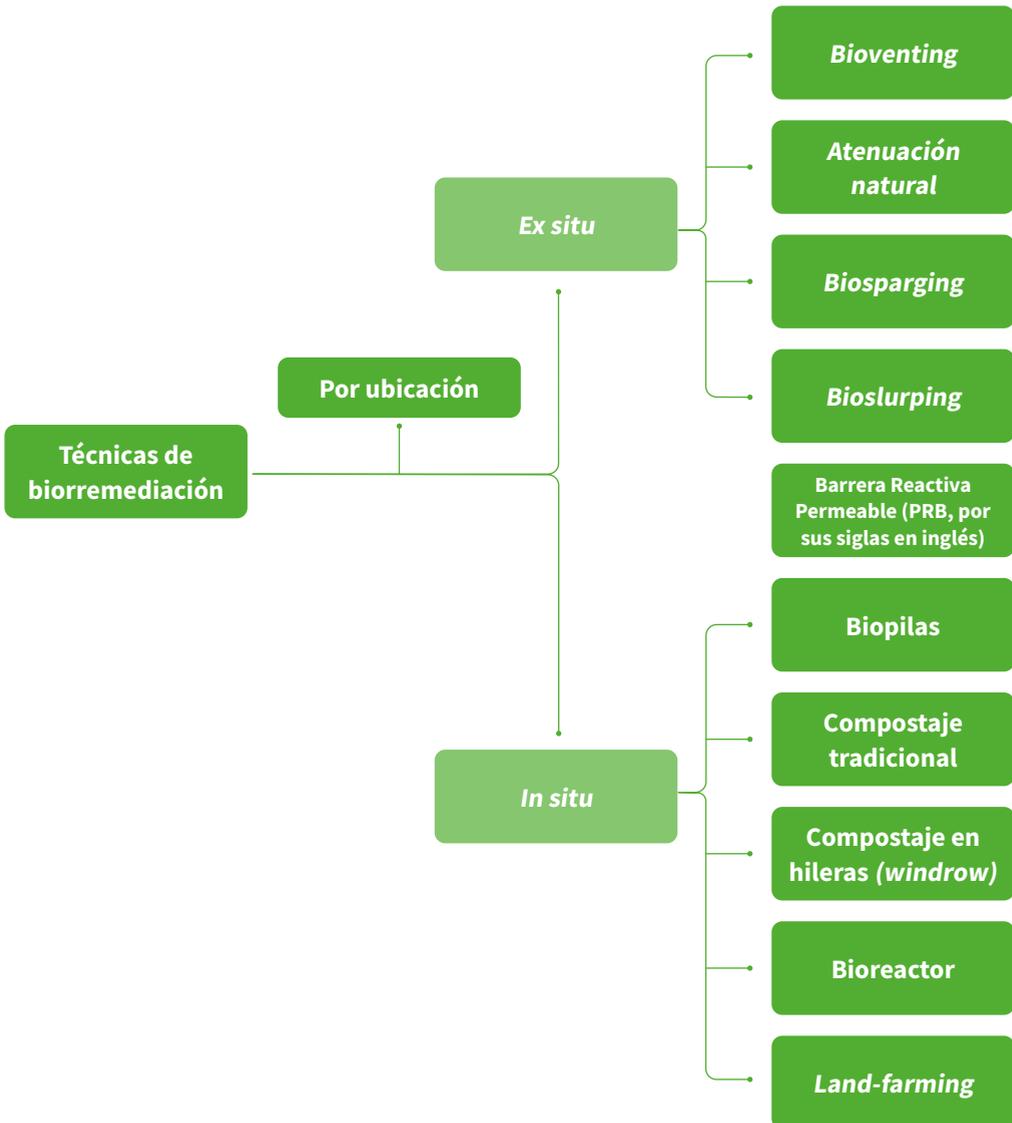


TABLA 1. Descripción de técnicas de biorremediación clasificadas por ubicación.

Biorremediación <i>in situ</i>	Biorremediación <i>ex situ</i>
<p>Bioventing: inyección de oxígeno y nutrientes en zonas no saturadas a través de pozos con el fin de estimular la actividad microbiana. Esta técnica tiene una buena reputación en la restauración de suelos contaminados con hidrocarburos ligeros (Vidali, 2001; Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>	<p>Land farming: técnica que consiste en esparcir suelo contaminado en una cama y labrarla periódicamente; su objetivo es estimular la actividad microbiana y la degradación aeróbica de los contaminantes. Esta técnica es la más sencilla, tiene un bajo costo asociado y se requiere poco equipo operativo. No es recomendable si el suelo está contaminado con compuestos volátiles tóxicos (Vidali, 2001; Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>
<p>Biosparging: inyección de oxígeno y nutrientes en zonas saturadas con el mismo fin de estimular la actividad y crecimiento microbiano. Esta técnica se utiliza para la degradación de compuestos orgánicos en el suelo y aguas subterráneas y se ve promovida por la distribución de los compuestos orgánicos volátiles en zonas no saturadas (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>	<p>Compostaje: combinación de suelo contaminado con residuos agrícolas no peligrosos como residuos agrícolas o compost. La presencia de este material orgánico fomenta el desarrollo de una población microbiana y por ende de la degradación de los contaminantes (Vidali, 2001).</p>
<p>Biodegradación <i>In situ</i>: la aplicación de oxígeno y nutrientes a través de la circulación de disoluciones acuosas en las zonas contaminadas con el fin de estimular la actividad y crecimiento microbiano. Se utiliza para suelos y aguas subterráneas (Vidali, 2001).</p>	<p>Biopile: acumulación del suelo contaminado excavado en la superficie, donde se le aplica en ocasiones irrigación, aeración y adición de nutrientes con el fin de fomentar la actividad microbiana. Esta técnica puede ayudar a limitar la volatilización de contaminantes de bajo peso molecular (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>

Biorremediación in situ	Biorremediación ex situ
<p>Atenuación natural (o atenuación intrínseca): biorremediación sin intervención antrópica y de largo plazo. El ambiente presenta procesos fisicoquímicos y microbianos que degradan los contaminantes (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>	<p>Compostaje por hileras (<i>Windrows</i>): remoción periódica de suelo contaminado acumulado. Esto junto con la adición de agua aumenta la aireación, la actividad microbiana y la distribución de nutrientes en el suelo, logrando así acelerar la biorremediación. Esta técnica no se recomienda si el suelo está contaminado con contaminantes con volatilidades tóxicas (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>
<p>Bioslurping: combinación de la generación de vacío, extracción de vapores y bioventing para lograr fomentar la biodegradación de contaminantes en suelo y aguas subterráneas a través del aprovisionamiento indirecto de oxígeno. Este método es deficiente si el suelo tiene una baja permeabilidad (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>	<p>Bioreactores: transformación de la materia prima (suelo contaminado) a productos menos peligrosos a través de una serie de reacciones biológicas controladas y monitoreadas en un vessel (recipiente), las cuales pueden ser tipo estacionario, semi estacionario, proceso continuo o de multietapa. El control de parámetros y su optimización permiten una efectiva biorremediación (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>
	<p>Barrera Reactiva Permeable (PRB): método que consiste en una permanente o semi-permanente barrera reactiva hecha principalmente de hierro cero-valente. Esta barrera se utiliza para eliminar metales pesados y componentes clorados de agua subterránea contaminada (Azubuike, Chikere, & Okpokwasili, 2016).</p>

Finalmente, existen las técnicas de bioaumentación y de bioestimulación (Figura 4). La primera consiste en la adición de microorganismos bien sean nativos o exógenos con la capacidad de degradar los contaminantes. La segunda consiste en la adición de nutrientes para favorecer y fomentar el crecimiento de los microorganismos nativos capaces de degradar el contaminante (Bento, Camargo, Okeke, & Frankenberger, 2005; Tyagi, da Fonseca, & de Carvalho, 2011; Adams, Fufeyin, Okoro, & Ehinomen, 2015). Varios estudios han comparado ambas técnicas a través de la degradación de hidrocarburos como contaminante. La atenuación natural, y su seguimiento por monitoreo, suele incluirse en esta clasificación, pues no tiene un grado alto de perturbación y suele usarse cuando las zonas de estudio son pequeñas, en estudios de bioprospección y de evaluación de resiliencia de un ecosistema.

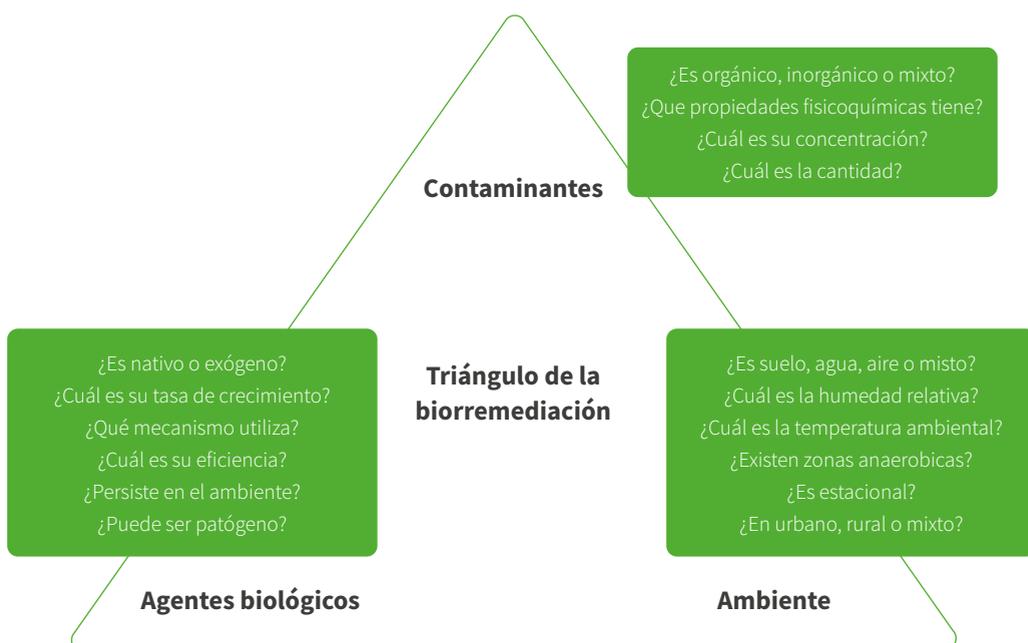
FIGURA 4. Clasificación y definición de estrategias de biorremediación por metodología de implementación.



1.4 TRIÁNGULO DE LA BIORREMEDIACIÓN

Diferentes aspectos pueden influir en la elección del mejor proceso de biorremediación para una problemática ambiental asociada a contaminantes químicos; sin embargo, la mayoría podrían agruparse en 3 factores y la interacción de estos: el contaminante, el agente biológico y el ambiente. Algunos autores proponen trabajar con el triángulo epidemiológico para el estudio de enfermedades que utiliza tres factores similares: el agente causante de la enfermedad, el hospedero y el ambiente (Stevenson, 2018); de manera similar y como propuesta de esta revisión, la elección del mejor proceso de biorremediación puede deducirse del cuestionamiento orientado a estos tres ejes y buscando un equilibrio para su resolución (Figura 5).

FIGURA 5. *Triángulo de la biorremediación, propuesto en esta revisión para orientar la elección de la mejor técnica de biorremediación.*



Esta herramienta gráfica, la cual relaciona a la contaminación como una enfermedad, permite una toma más rápida y práctica de decisiones. Dependiendo de la información con la que se disponga para implementar una estrategia de biorremediación, es más eficiente el proceso de selección enfocándose en los vértices del triángulo con menor información. Por brindar un ejemplo, si se conocen las propiedades fisicoquímicas del contaminante y que existen varios microorganismos que pueden realizar la tarea de biorremediar, sólo restaría conocer mejor el hospedero de la problemática (el ambiente); si es una matriz fija (ej. Suelo) probablemente la mejor elección sea un hongo o un consorcio de ellos, pero si es una matriz acuosa, la mejor opción sea un consorcio bacteriano o uno mixto; de igual forma, si es estacional seco, aplicar hongos sería lo menos recomendable y posiblemente sea mejor utilizar una estrategia de fito-remediación; si fuera una matriz fija y con poco oxígeno, la utilización de microalgas, microorganismos anaerobios facultativos o la implementación de bioventing sean las elecciones más precisas.



Dependiendo de la información con la que se disponga para implementar una estrategia de biorremediación, es más eficiente el proceso de selección enfocándose en los vértices del triángulo con menor información.

1.5 BIBLIOGRAFÍA

Abatenh, E., Gizaw, B., Tsegaye, Z., & Wassie, M. (2017). Application of microorganisms in bioremediation-review. *Journal of Environmental Microbiology*, 1(1), 2-9. Recuperado de <https://www.pulsus.com/scholarly-articles/application-of-microorganisms-in-bioremediationreview-4189.html>

Adams, G. O., Fufeyin, P. T., Okoro, S. E., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, Biosimulation and Bioaugmentation: A Review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 3(1), 28-39. doi:10.12691/ijebb-3-1-5

Akash, M. P., Babu, N., & Navneet. (2018). Bioremediation of Environmental Pollulants. En P. V. Mohan, & Navneet, *Handbook of Research on Microbial Tools for Environmental Waste Management* (págs. 80-104). India: IGI Global. doi:10.4018/978-1-5225-3540-0.ch005

Arévalo, D., Lozano, J., & Sabogal, J. (2011). Estudio nacional de huella hídrica Colombia sector agrícola. *Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo* (6), 101-126. Recuperado de <http://hdl.handle.net/2099/11915>

Arias Espana, V. A., Rodríguez Pinilla, A. R., Bardos, P., & Naidu, R. (2018). Contaminated land in Colombia: A critical review of current status and future approach for the management of contaminated sites. *Science of the Total Environment*, 618, 199-209. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.245

Arias Serna, D. (24 de febrero de 2019). Petróleo, sinónimo de contaminación. *La crónica del Quindío*. Recuperado de <https://www.cronicadelquindio.com/noticia-completa-titulo-petroleo-sinonimo-de-contaminacion-cronica-del-quindio-nota-127734>

Atashgahi, S., Sánchez-Andrea, I., Heipieper, H. J., van der Meer, J. R., Stams, A. J., & Smidt, H. (2018). Prospects for harnessing biocide resistance for bioremediation and detoxification. *Science*, 360(6390), 743-746. doi:10.1126/science.aar3778

Azubuike, C., Chikere, C., & Okpokwasili, G. (2016). Bioremediation techniques-classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World J Microbial Biotechnology*, 32, 180. doi:10.1007/s11274-016-2137-x

Bento, F. M., Camargo, F. A., Okeke, B. C., & Frankenberger, W. T. (2005). Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresource Technology*, 96(9), 1049-1055. doi:10.1016/j.biortech.2004.09.008

Betancur-Corredor, B., Loaiza-Usuga, J. C., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538-553. doi:10.1016/j.jclepro.2018.07.142

Boopathy, R. (2000). Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*, 74(1), 63-67. doi:10.1016/S0960-8524(99)00144-3

Castañeda, P., & Chapurrí, L. F. (24 de abril de 2018). Petróleo y deforestación, las amenazas que enfrenta La Macarena. *Semana rural*. Recuperado de <https://semanarural.com/web/articulo/petroleo-y-deforestacion-las-amenazas-que-enfrenta-la-macarena/495>

Castellanos Calderón, G. (2017). Las problemáticas socioambientales generadas por la explotación minera en los páramos de Colombia. *Misión jurídica*, 11(13), 367-379.

Coelho, L. M., Rezende, H. C., Coelho, L. M., de Sousa, P. A., Melo, D. F., & Coelho, N. M. (2015). Bioremediation of Polluted Waters Using Microorganisms. En K. Coelho, *Advances in Bioremediation of Wastewater and Polluted Soil*. Londres, Reino Unido: IntechOpen.

De Lorenzo, V. (2018). Biodegradation and Bioremediation: An Introduction. En R. Steffan, *Consequences of Microbial Interactions with Hydrocarbons, Oils, and Lipids: Biodegradation and Bioremediation. Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* (págs. 1-21). Cham, Alemania: Springer. doi:10.1007/978-3-319-44535-9_1-1

Gadd, G. M. (1992). Metals and microorganisms: A problem of definition. *FEMS Microbiology Letters*, 100(1-3), 197-203. doi:10.1111/j.1574-6968.tb14040.b

Gadd, G. M. (2001). *Fungi in Bioremediation*. Cambridge: Cambridge University Press.

García Gómez, A. G. (2013). Evaluación de la contaminación por vertimiento de mercurio en la zona minera, Pacarní - San Luis departamento del Huila. *Revista de Tecnología*, 12(1), 91-98. Recuperado de <https://revistas.unbosque.edu.co/index.php/RevTec/article/view/653/308>

Gómez-Duarte, O. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. *Revista de la Facultad de Medicina*, 66(1), 7-8. doi:10.15446/revfacmed.v66n1.70775

Gudynas, E. (31 de enero de 2018). Los nudos del petróleo en Colombia: ambiente y ciencia, política y democracia. *Palabras al margen*. Obtenido de <http://palabrasalmargen.com/edicion-122/los-nudos-del-petroleo-en-colombia-ambiente-y-ciencia-politica-y-democracia/>

Idi, A., Md Nor, M. H., Abdul Wahab, M. F., & Ibrahim, Z. (2015). Photosynthetic bacteria: an eco-friendly and cheap tool for bioremediation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(2), 271–285. doi:10.1007/s11157-014-9355-1

Juárez, F. (2016). La minería ilegal en Colombia: un conflicto de narrativas. *Revista El Agora USB*, 16(1), 135-146. Obtenido de <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0168-ssoar-464002>

Kumar, V., Shahi, S. K., & Singh, S. (2018). Bioremediation: An Eco-sustainable Approach for Restoration of Contaminated Sites. En J. Singh, D. Sharma, G. Kumar, & N. Sharma, *Microbial Bioprospecting for Sustainable Development* (págs. 115-136). Singapur, República de Singapur: Springer. doi:10.1007/978-981-13-0053-0_6

Lavorel, S. (2012). Plant functional effects on ecosystem services. *Journal of Ecology*, 101(1), 4-8. doi:10.1111/1365-2745.12031

Lederberg, J., & Lederberg, E. M. (1952). Replica plating and indirect selection of bacterial mutants. *Journal of Bacteriology*, 64(3), 399-406.

Londoño Calle, V. (6 de mayo de 2013). Colombia no está preparada para la locomotora minera. *El Espectador*. Recuperado de <https://www.elespectador.com/noticias/medio-ambiente/colombia-no-esta-preparada-locomotora-minera-articulo-420422>

Martínez Buitrago, S. Y., & Romero Coca, J. A. (2018). Revisión del estado actual de la industria de las curtiembres en sus procesos y productos: un análisis de su competitividad. *Revista Facultad de Ciencias Económicas: Investigación y Reflexión*, 26(1), 113-124. doi:10.18359/rfce.2357

McIntyre, N., Angarita, M., Fernández, N., Camacho, L. A., Pearse, J., Huguet, C., Ossa-Moreno, J. (2018). A Framework for Assessing the Impacts of Mining Development on Regional Water Resources in Colombia. *Water*, 10(3), 1-18. doi:10.3390/w10030268

McNeish, J. A. (2018). Resource Extraction and Conflict in Latin America. *Colombia internacional*, 95, 3-16. doi:10.7440/colombiaint93.2018.01

Ministerio de Agricultura. (26 de junio de 1984). Decreto 1594 del 26 de junio de 1984. Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://oab.ambientebogota.gov.co/descargar/3841/>

Molina Montoya, N. P., Aguilar Casas, P., & Cordovez Wandurraga, C. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos. *Ciencia & Tecnología para la Salud Visual y Ocular*, 8(1), 77-88.

Montenegro Gómez, S. P., Barrera Berdugo, S. E., Chiriví Salomón, J. S., Pulido Pulido, S. Y., Sepúlveda Casadiego, Y. A., Vinasco Guzmán, M. C., & Palomino Leiva, M. L. (2019). Prevención de la erosión y conservación de la fertilidad del suelo. En S. P. Montenegro Gómez, & J. A. Osorio, *Servicios ecosistémicos: Un enfoque introductorio con experiencias del occidente Colombiano* (págs. 172-187). Bogotá: UNAD Sello Editorial. Recuperado de <http://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/book/article/view/3124/3133>

Mora Marín, M. A., Ríos Pescador, L., Ríos Ramos, L., & Amario Charry, J. L. (2017). Impacto de la actividad ganadera sobre el suelo en Colombia. *Ingeniería y Región*, 17, 1-12. doi:10.25054/22161325.1212

Nordberg, G. (1998). *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo*. Madrid, España: Ministerio de Trabajo y Asuntos Sociales, Subdirección General de Publicaciones.

Peña-Salamanca, E. J., Madera-Parra, C., Sánchez, J. M., & Medina-Vásquez, J. (2013). Bioprospección de plantas nativas para su uso en procesos de biorremediación: caso *Heliconia psittacorum* (*heliconiaceae*). *Revista de la Academia Colombiana de ciencias exactas, físicas y naturales*, 37(145), 469-481. doi:10.18257/raccefyn.29

Pérez O, M. M., & Betancour V, A. (2016). Impactos ocasionados por el desarrollo de la actividad minera al entorno natural y situación actual de Colombia. *Sociedad y Ambiente*, 4(10), 95-112.

Pino Rodríguez, N. J., Carvajal Acevedo, S., Gallo, A., & Peñuela Mesa, G. (2012). Comparación entre bioestimulación y bioaumentación para la recuperación de suelos contaminados con diesel. *Producción + Limpia*, 7(1), 101-108.

Presidencia de la República. (1984). Decreto 1594 del 26 de Junio. Bogotá D.C.: Ministerio de Agricultura.

Rodríguez-Cousto, S. (2016). Potential of White-Rot Fungi to Treat Xenobiotic-Containing Wastewater. En D. Purchase, *Fungal Applications in Sustainable Environmental Biotechnology. Fungal Biology* (págs. 91-113). Cham, Alemania: Springer. doi:10.1007/978-3-319-42852-9_5

Roy, A., Dutta, A., Pal, S., Gupta, A., Sarkar, J., Chatterjee, A., Kazy, S. K. (2018). Bio-stimulation and bioaugmentation of native microbial community accelerated bioremediation of oil refinery sludge. *Bioresource Technology*, 253, 22-32. doi:10.1016/j.biortech.2018.01.004

Rozo, C., & Dussan, J. (2010). Análisis de transferencia horizontal de genes en ensayos de biorremediación con grasas recalcitrantes. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XII(1), 22-31. doi:10.15446/rev.colomb.biote

Sierra Praeli, Y. (17 de enero de 2019). Minería ilegal: estudio revela la peor devastación en la historia de la Amazonía. *Mongabay*. Recuperado de <https://es.mongabay.com/2019/01/mapa-mineria-ilegal-seis-paises-amazonia/>

Stevenson, F. (2018). Social Determinants of Health. En G. Scambler, *Sociology as Applied to Health and Medicine* (págs. 23-37). Macmillan International Higher Education.

Subashchandrabose, S. R., Ramakrishnan, B., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., & Naidu, R. (2011). Consortia of cyanobacteria/microalgae and bacteria: Biotechnological potential. *Biotechnology Advances*, 29(6), 896-907. doi:10.1016/j.biotechadv.2011.07.009

Timmis, K. N., & Pieper, D. H. (1999). Bacteria designed for bioremediation. *Trends in Biotechnology*, 17(5), 201-204. doi:10.1016/S0167-7799(98)01295-5

Tobón Ramírez, C. (2013). Metabolismo social para el manejo sostenible de los recursos naturales. *El agua en la Cuenca Alta del Río Bogotá*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/39520/1/53108511.2013.pdf>

Tognato, C. (2018). Colombia: Oil and Civil Society. En I. Overland, *Public Brainpower* (págs. 91-106.). Cham, Alemania: Palgrave Macmillan.

Trujillo Quintero, H. F., Losada Cubillos, J. J., & Rodríguez Zambrano, H. (2017). Amazonía colombiana, petróleo y conflictos socioambientales. *Revista Científica General José María Córdova*, 15(20), 209-223. doi:10.21830/19006586.181

Tyagi, M., da Fonseca, M. M., & de Carvalho, C. C. (2011). Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*, 22, 231.

Velásquez Arias, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151-167. Recuperado de <http://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/1846/2065>

Velásquez, L., & Dussan, J. (2009). Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1-3), 713-716. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.01.044

Vera Solano, J. (2013). Tratamientos biorremediación para la eliminación de residuo de sales inorgánicas generados en laboratorios de Química general mediante el uso de técnica de lombricultura. *Revista ambiental agua, aire y suelo*, 4(1), 33-41.

Vidali, M. (2001). Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry*, 73(7), 1163-1172. doi:10.1351/pac200173071163

Yuan, Q., Shen, Y., Huang, Y., & Hu, N. (2018). A comparative study of aeration, biostimulation and bioaugmentation in contaminated urban river purification. *Environmental Technology & Innovation*, 11, 276-285. doi:10.1016/j.eti.2018.06.008

Zimmermann, M. L. (21 de agosto de 2018). Colombia: industria petrolera pone en peligro el último relicto de bosque de niebla del Tolima. *Mongabay*. Recuperado de <https://es.mongabay.com/2018/08/bosque-de-niebla-peligro-petroleo-tolima-colombia/>



CAPÍTULO

BIORREMEDIACIÓN DE HIDROCARBUROS SATURADOS Y AROMÁTICOS POLICÍCLICOS



Chiriví

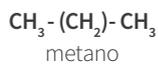
2.1 PROBLEMÁTICA AMBIENTAL DE LOS HIDROCARBUROS Y COMPUESTOS FENÓLICOS EN COLOMBIA

El petróleo o crudo es una mezcla de hidrocarburos, entre otros compuestos, que es inflamable, oleoso y se obtiene de reservas depositadas naturalmente en el interior de la Tierra. Actualmente, el petróleo se considera como una fuente no renovable de energía, pero aun así es el principal regente económico en el mundo. Los hidrocarburos son compuestos constituidos solamente por hidrógeno y carbono, los cuales representan una composición variable en el petróleo (50-98%). Estas diferencias, al igual que la proporción de alcanos, cicloalcanos, compuestos aromáticos y compuestos polares (Figura 6), convierten al petróleo en una sustancia altamente versátil en términos de uso energético y es probablemente por esta razón que constituyen la economía base mundial (England, 1990; Botello, 2005; Obstfeld, Milesi-Ferretti, & Arezki, 2016; Adams, Mensah Klobodu, & Apio, 2018). El petróleo también puede contener otros compuestos como aluminio, cobre, hierro, níquel y vanadio (Botello, 2005). Dentro de los constituyentes del petróleo, se encuentran los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH, por sus siglas en inglés) que son compuestos aromáticos conformados por dos a ocho anillos conjugados. Grupos de alquilos, nitro y amino hacen parte de estos sistemas de anillos debido a que se originan de la combustión parcial de compuestos como los esteroides, que son considerados los precursores y que a largo plazo se transforman. Cabe aclarar que los PAH son generados por otros procesos y pueden tener diferentes orígenes adicionales a los combustibles fósiles (Pampanin & Sydnes, 2013; Mastandrea, y otros, 2005). Los PAH son actualmente de interés para la ciencia y la ingeniería debido a su particularidad de diseminarse en aerosoles fácilmente por el viento y por aplicaciones en el sector de tintes y pinturas, revestimientos, resinas y explosivos (Mastandrea, y otros, 2005).

Cabe aclarar que los PAH son generados por otros procesos y pueden tener diferentes orígenes adicionales a los combustibles fósiles

FIGURA 6. Estructura química de los principales constituyentes del petróleo. Modificado de Botello (2005).

ALCANOS



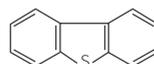
AZUFRADOS



tiociclohexano



tiofeno



dibenzotiofeno

CICLOALCANOS



ciclopentano



ciclohexano

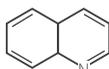


decalina

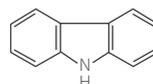
NITROGENADOS



piridina



quinoleina



carbazol

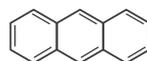
AROMÁTICOS



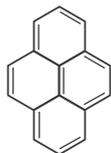
benceno



naftaleno



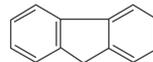
antraceno



pireno

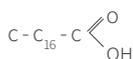


indano



fluoreno

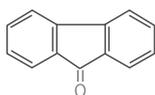
OXIGENADOS



ácido octadecanoico



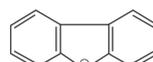
metilpropilcetona



fluorenona



fenol



dibenzofurano

Toxicológicamente, los hidrocarburos son clasificados como disolventes orgánicos y por su gran variedad y propiedades fisicoquímicas es más factible encontrar intoxicaciones por inhalación que por vía digestiva o cutánea, sin embargo, en cualquier caso, los hidrocarburos provenientes o derivados del petróleo son considerados tóxicos, por lo que su toxicocinética y toxicodinámica se encuentran bien definidas (Sánchez Salguero & Chacón Parejo, 2012). En particular, no todos los PAH han mostrado ser tóxicos, sin embargo, existen reportes relacionados con efectos carcinogénicos, disruptor endocrino, dermatitis aguda y crónica, bronquitis, tos crónica, lagrimeo, fotofobia, edema de párpados e hiperemia conjuntival (Mastandrea, y otros, 2005).

La contaminación por hidrocarburos totales de petróleo (TPH) se debe en parte a derrames de la industria petrolera, mientras que procesos industriales como la producción de baterías o el curtimiento del cuero, contribuyen a la contaminación de metales pesados. Por su parte, la producción industrial de plaguicidas y su uso frecuente en la agricultura contribuye tanto a la contaminación por plaguicidas como por metales pesados. Además de este método, se cuentan con técnicas físicas y químicas convencionales que pueden reducir la toxicidad de los contaminantes, como lo son la incineración, cloranización, ozonación y combustión. Sin embargo, estas dos técnicas, en especial el químico, presentan intermediarios y subproductos que pueden tener un nivel de toxicidad igual o incluso mayor que el contaminante original y requieren de una considerable cantidad de energía e infraestructura para llevarse a cabo (Manchola & Dussan, 2014).

En Colombia, la industria basada en la extracción del petróleo posee un impacto ambiental relevante. Sin embargo, la magnitud de este impacto y la resiliencia del ambiente ante su presencia han sido temas de debate (Gudynas, 2018). A esto se suma la deforestación y la erosión del suelo causada por los procesos de extracción a los impactos ambientales causados por sus efectos toxicológicos debido a las propiedades químicas de los hidrocarburos (Castañeda & Chapurri, 2018; Zimmermann, 2018; Trujillo Quintero, Losada Cubillos, & Rodríguez Zambrano, 2017). La liberación de compuestos tóxicos al agua y los suelos durante la extracción, la emisión de gases (entre ellos PAH) debido a procesos de combustión con propósitos energético y de recreación (humo de tabaco y alimentación), la falta de un aislamiento eficiente de los pozos con los recursos naturales y la inadecuada disposición final de vertimientos y lodos tóxicos encabezan la lista de factores que reclaman esta industria como una altamente nociva para el ambiente (Velásquez Arias, 2017; Gudynas, 2018; Arias Serna, 2019). Con respecto a la contaminación por PAH, existen algunos estudios que han buscado recalcar su importancia como constituyentes del material particulado (PM, por sus siglas en inglés) del aire y como agentes contaminantes relevantes en el recurso hídrico. En el nororiente de Colombia se identificaron 12 PAH como parte del PM_{2.5}



En particular, no todos los PAH han mostrado ser tóxicos, sin embargo, existen reportes relacionados con efectos carcinogénicos, disruptor endocrino, dermatitis aguda y crónica, bronquitis, tos crónica, lagrimeo, fotofobia, edema de párpados e hiperemia conjuntival

utilizando cromatografía de gases para su determinación; de estos compuestos, se resaltó la presencia de benzo(a)antraceno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, fenantreno, fluoreno, indeno(1,2,3,cd)pireno, naftaleno y pireno, que son considerados tóxicos por su efecto cancerígeno y/o mutagénico para el ser humano y los animales (Quijano Parra, Quijano Vargas, & Meléndez Gélvez, 2015; Quijano, Quijano, & Meléndez, 2014). Algunos de estos PAH fueron también identificados en el Río Cauca, al suroccidente de Colombia (Sarria-Villa, Ocampo-Duque, & Schuhmacher, 2016), lo que implica que hay un riesgo alto de salud pública por la presencia de estos compuestos en todos los compartimientos ambientales. Sánchez y colaboradores (2018) muestran que esta problemática es incluso de una mayor magnitud alcanzando niveles regionales y concentrándose en áreas urbanas.

2.2 MECANISMOS DE BIODEGRADACIÓN DE HIDROCARBUROS

Los hidrocarburos son compuestos que biológicamente son de difícil degradación debido a su hidrofobicidad, lo cual facilita la generación de una limitación fisicoquímica entre la molécula y el microorganismo y al entrar en contacto puede desestabilizar la membrana celular causando la muerte (Abbasian, Lockington, Mallavarapu, & Naidu, 2015; Rosenberg, Navon-Venezia, Zilber-Rosenberg, & Ron, 1998). Sin embargo, varios microorganismos han encontrado formas para no solamente tolerar los hidrocarburos (cadena corta, larga o policíclicos), específicamente han desarrollado estrategias de resistencia utilizando biomoléculas (Ron, 2000).

La emulsificación es la primera estrategia que utilizan los microorganismos para aumentar el contacto con los hidrocarburos. Bacterias como *Aeromonas spp.*, *Bacillus spp.* y *Pseudomonas spp.* y levaduras del género *Candida* son capaces de producir biosurfactantes que disminuyen la tensión superficial formando micelas, que pueden ser asimiladas a través de la membrana y posteriormente degradadas (Das & Chandran, 2011; Ron & Rosenberg, 2002). Actualmente, estos compuestos anfipáticos y producidos por microorganismos son usados no solamente para procesos de biorremediación, su eficiencia los ha posicionado como grandes limpiadores y transportadores de aceites, que son igualmente importantes para la extracción del petróleo (De Almeida, y otros, 2016). En algunos casos, los microorganismos son capaces de adherirse al sustrato y en otros producen compuestos diferentes a los biosurfactantes que de igual forma facilitan la asimilación de los hidrocarburos; sin embargo, los biosurfactantes han probado ser los más efectivos y frecuentes dentro de los mecanismos iniciales de resistencia (Varjani, 2017).

La biodegradación de los hidrocarburos se da por acción de diferentes enzimas, principalmente en condiciones aerobias (Fritsche & Hofrichter, 2000). Sin embargo, existen algunos ejemplos documentados que describen la biodegradación dentro de sistemas en ausencia de oxígeno (Varjani, 2017; Widdel & Rabus, 2001). Varjani (2017) realizó una amplia revisión sobre los diferentes bacterias y hongos que son capaces de degradar hidrocarburos realizando una separación entre aquellos que pueden degradar alifáticos, mono-aromáticos, poliaromáticos y resinas.

La biodegradación aerobia se concibe dentro de diferentes procesos oxidativos, siendo la oxidación mono-terminal la más frecuente y que se basa en la formación de un alcohol a partir de la oxidación de un grupo metilo y que es posteriormente llevado

en varios pasos hasta convertirse en intermediario metabólico por una β -oxidación (Abbasian, Lockington, Mallavarapu, & Naidu, 2015). Otros procesos oxidativos, di-terminales y sub-terminales, se describen en rutas diferentes son llevados igualmente a una β -oxidación para convertirse en metabolitos intermediarios (Varjani, 2017).

En el caso de la biodegradación de los compuestos aromáticos, los cuales son más resistentes a la degradación debido a su estabilidad química, presenta una ruta secuencial que consiste en una oxidación y una ruptura del anillo benzoico. De estas reacciones, se forman dioles y ácidos di-carboxílicos, respectivamente (Varjani, 2017). Particularmente para la biodegradación de PAH, se han descrito diferentes mecanismos que esencialmente buscan romper el anillo aromático. Las bacterias utilizan mono y dioxigenasas para la hidroxilación de los anillos aromáticos, lo cual facilita su ruptura formando compuestos que ingresan posteriormente como intermediarios del metabolismo del ciclo de ácido tricarboxílico. Algunas bacterias como *Pseudomonas* y *Rhodococcus* han demostrado tener gran versatilidad para degradar estos compuestos, y presentan genes específicos para esta labor (Ghosal, Ghosh, Dutta, & Ahn, 2016). Para el caso de los hongos, existen algunos que pueden degradar PAH utilizando mono-oxigenasas; la lignina peroxidasa (LiP), la manganoso peroxidasa (MnP), la versátil peroxidasa (VP) y diferentes tipos de lacasas son producidos por hongos de podredumbre de madera (Datta, y otros, 2017; Madadi & Abbas, 2017). La LiP, también llamada peróxido oxidorreductasa, es capaz de oxidar unidades no-fenólicas de lignina sustituidas con grupos de metoxilo en presencia de H_2O_2 (Andlar, y otros, 2018). La MnP, que actúa sobre unidades fenólicas y no fenólicas a través de reacciones de peroxidación de lípidos, es capaz de oxidar anillos aromáticos en radicales fenoxi permitiendo su descomposición (Madadi & Abbas, 2017). La VP tiene afinidad de sustrato combinada de la LiP y la MnP, y puede oxidar una gran variedad de compuestos, incluyendo el veratril alcohol (3,4-dimetoxibencil alcohol) y los metoxibencenos (Andlar, y otros, 2018). Las lacasas, que son oxidasas multicobradas y ampliamente utilizadas en la industria, son capaces de oxidar diferentes sustratos reduciendo 4 electrones de dióxígeno a agua (Jones & Solomon, 2015). Algunos hongos que no son considerados de podredumbre de la madera pueden utilizar la citocromo P450 monooxigenasa que pueden catalizar la epoxidación de los anillos formando óxido inestable de areno (Ghosal, Ghosh, Dutta, & Ahn, 2016). A diferencia de las bacterias y los hongos, existe poca documentación sobre los mecanismos que utilizan las microalgas para degradar PAH; sin embargo, Ghosal y colaboradores (2016) reportan algunos casos de oxidación específicos para venzo[a]pireno fenantreno, fenol, fluoranteno, naftaleno, pireno y salicilato.

Desde finales de los 80, se han descrito diferentes microorganismos que pueden biodegradar hidrocarburos en condiciones estrictas de ausencia de oxígeno. A diferencia de los procesos de biodegradación aerobia, el aceptor final de electrones en la respiración es el nitrato, el hierro o el sulfato; además suele darse una relación sintrófica

para la degradación de los hidrocarburos o crece por fotosíntesis anoxigénica (Widdel & Rabus, 2001). La adición de fumarato y la hidroxilación por agua son los mecanismos más frecuentemente descritos en la biodegradación anaerobia de hidrocarburos. La metanogénesis reversa, la metilación y la carboxilación son mecanismos también descritos para la biodegradación anaerobia de hidrocarburos (Boll & Heider, 2010).

Con respecto a la biodegradación anaerobia de PAH, cuatro pasos son reconocidos: *i)* adición de fumarato catalizado por una enzima de radical glicilo, *ii)* metilación de aromáticos no sustituidos, *iii)* hidroxilación de un alquilo a través de una dehidrogenasa, y *iv)* carboxilación. Al igual que en la biodegradación aerobia, los productos de estas reacciones resultan en procesos de oxidación β , saturación de anillos y/o en reacción de ruptura del anillo, lo cual se incorpora en la biomasa o se oxida de forma completa (Foght, 2008).



La metanogénesis reversa, la metilación y la carboxilación son mecanismos también descritos para la biodegradación anaerobia de hidrocarburos (Boll & Heider, 2010).

2.3 BIORREMEDIACIÓN DE HIDROCARBUROS EN COLOMBIA

La bioaumentación es una estrategia frecuente para la biorremediación de aguas o suelos, lo cual hace que el aislamiento e identificación de microorganismos resistentes a contaminantes sea un procedimiento habitual y que varias de las publicaciones se centren en este aspecto. Un ejemplo típico de esto corresponde a la publicación realizada de forma colaborativa por investigadores de la Universidad Nacional de Colombia (UNC), la Pontificia Universidad Javeriana (PUJ) y Corporación CorpoGen, que aislaron levaduras del género *Rhodotorula* resistentes a hidrocarburos a partir de tanques de gasolina; su metodología fue típicamente un aislamiento clásico acoplado a pruebas de crecimiento en presencia de hidrocarburos como única fuente de C (Delgadillo-Ordoñez, Posada-Suárez, Marcelo, Cepeda-Hernández, & Sánchez Nieves, 2017). Actualmente las herramientas moleculares de última generación han facilitado determinar si un microorganismo es resistente a un contaminante o si presenta la potencialidad de serlo saltándose pasos de cultivo. Un ejemplo de este tipo fue la investigación realizada por Morales y colaboradores (2017) de la Universidad de los Andes (UA), que muestran el potencial metabólico para biodegradar hidrocarburos utilizando bioprospección molecular en el hongo *Scedosporium angiospermum*; a partir del análisis de su genoma se encontró que este hongo tiene la maquinaria metabólica para la secreción de dioxigenasas específicas, entre otras enzimas, para la degradación de PAH.

Aun cuando la bioaumentación en procesos de biorremediación de hidrocarburos es una estrategia muy eficiente, la bioestimulación puede funcionar, e incluso ser mucho más eficiente en términos de costo-beneficio. Kopytko e Ibarra Mojica (2009), investigadoras de la Universidad Industrial de Santander (UIS) y de la PUJ, mostraron la efectividad de remoción de hidrocarburos totales al mezclar muestras de suelo contaminados con muestras de suelo frescas (bioestimulación); no sólo se obtuvieron porcentajes cercanos al 30%, resultaron ser más eficientes que adicionar microorganismos aislados de las mismas muestras (bioaumentación).

Los consorcios microbianos han sido el foco de investigación y desarrollo cuando se trata de biorremediación de hidrocarburos. Diferentes bacterias han sido aisladas, caracterizadas y puestas a cultivar juntas debido a su eficiencia degradando estos compuestos. Arrieta Ramírez y colaboradores (2012) demostraron la eficiencia de un consorcio bacteriano conformado por *Arthrobacter*, *Bacillus*, *En-*

terobacter, *Flavobacterium*, *Sanguibacter* y *Staphylococcus* para la degradación de diesel, comparando dos metodologías: la atenuación natural y la bioestimulación, siendo aproximadamente 15% mayor al de bioestimulación. De investigaciones de este tipo, el interés por entender qué puede afectar estos consorcios, ha aumentado. Recientemente, en una investigación de autoría internacional con apoyo de un investigador de Cali, se estudió el efecto de la presencia de metales pesados en la sinergia de *Acremonium sp.* (un hongo) y *Bacillus subtilis* (una bacteria) en un proceso de biorremediación de PAH. Particularmente, la presencia de especies específicas de metales puede disminuir la tasa de remoción de PAH, mientras que otras la aumentan (Ma, Ding, Peterson, & Daugulis, 2016). Este resultado abre la puerta a investigar más de cerca la oportunidad de mejorar los consorcios microbianos utilizando cofactores como metales; de igual forma, permite elegir con cuidado los consorcios cuando se trata de contaminaciones de origen químico mixto.

Trujillo Toro & Ramírez Quirama (2012) analizaron el potencial de esta biotecnología como alternativa para la recuperación de ambientes contaminados con crudos en Colombia. De esta revisión se evidencia el creciente interés por las industrias petroleras de implementar la biorremediación como una estrategia costo-eficiente en comparación con procesos como la incineración para la disposición de residuos peligrosos. De igual forma, se resalta el papel de dos centros académicos de la Universidad de Santander (UdeS) y la UA (desde el Centro de Investigaciones Microbiológicas – CIMIC) en el desarrollo y mejoramiento de estas estrategias. Finalmente, se estableció cómo la normatividad colombiana y las prácticas que pueden complementar enormemente la implementación de la biorremediación para disminuir el impacto negativo de los hidrocarburos. Particularmente, la UA ha contribuido desde el desarrollo de procesos de biorremediación de diesel, fenol, gasolina, naftaleno, tolueno, xileno, entre otros, a partir del descubrimiento, caracterización y uso de microorganismos como *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Chrysobacterium*, *Pseudomonas* y *Ralstonia*. De este compendio de investigaciones, que pueden consultarse desde el repositorio institucional, se han logrado establecer dos metodologías que bajan más de dos órdenes de magnitud (ppm) en 45 días utilizando dos consorcios (uno constituido por especies de *Pseudomonas* y otro por bacterias de diferentes géneros) para la biorremediación de lodos aceitosos. Por otro lado, hongos identificados como *Aspergillus terreus* y *Paecilomyces spp.* han sido caracterizados por disminuir grandes cantidades de hidrocarburos alifáticos y aromáticos en 31 días utilizando bioaumentación en suelos (Dussan Garzón, y otros, 2009); recientemente bajo la misma línea, el CIMIC ha probado la versatilidad de la bacteria *Lysinibacillus sphaericus*, que además de ser un controlador biológico de dípteros y de tener propiedades bioacumuladora de metales pesados, es capaz de biodegradar mezclas de hidro-

carburos de forma rápida y muy eficiente (Hernández-Santana & Dussan, 2018). Por su parte, aunque utilizando metodologías similares, la UdeS han desarrollado estrategias de bioaumentación de consorcios para degradación de lodos aceitosos provenientes de lavaderos de carros y del alcantarillado de la zona industrial de Bucaramanga. A diferencia del aporte uniandino, la bioaumentación se realizó por la introducción de biopilas utilizando diferentes combinaciones de bacterias (*Acinetobacter*, *Bacillus brevis*, *Citrobacter*, *Enterobacter cloacae*, *Micrococcus*, *Nocardia* y *Pseudomonas*) y hongos (*Aspergillus*, *Fusarium* y *Trichoderma*); de esta experimentación se lograron porcentajes de biorremediación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH, por sus siglas en inglés) mayores del 80% en 120 días de tratamiento (Vásquez, Guerrero Figueroa, & Quintero, 2010).

Los colorantes provenientes de la industria textil, aunque no son un producto o residuo directo de la industria petrolera, sí generan un impacto negativo importante en el ambiente, ya que estos compuestos son típicamente hidrocarburos con anillos aromáticos; y es por esta razón, que son igualmente contemplados en esta sección. Chanagá Vera y colaboradores (2012) han estudiado el potencial degradador de aislamientos fúngicos de hábito saprofitico realizados en la Universidad Nacional de Colombia. De este estudio, se identificaron hongos de los géneros *Leptosphaerulina*, *Trichoderma* y *Aspergillus* que son capaces de decolorar 3 tintes diferentes, posiblemente por la secreción de lacasas, entre otras enzimas. Hongos del género *Pleurotus*, así como otros de pudrición blanca, han sido ampliamente estudiados por su capacidad de producir lacasas y de degradar complejos lignocelulósicos e hidrocarburos aromáticos. Este es el caso reportado por investigadores de la Universidad Nacional de Colombia, que obtuvieron porcentajes de degradación superiores al 60% para tintes tipo azo y azul brillante AB, siendo *P. ostreatus* y *P. pulmonaris* los más promisorios para procesos de biorremediación, respectivamente (Rojas & Hormaza, 2016; Zuleta-Correa, Merino-Restrepo, Jiménez-Correa, Hormaza-Anaguano, & Cardona-Gallo, 2016). En una colaboración entre investigadores de la PUJ, la Universidad de Caldas, la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia (UPTC), la UNC y la Universidad Antonio Nariño (UAN), se estudió la capacidad de los sobrenadantes del cultivo de 2 hongos de pudrición de maderas (*Ganoderma lucidum* y *Pleurotus ostreatus*) para decolorar dos colorantes altamente corrosivos. A pesar de que no se obtuvieron porcentajes de degradación superiores al 60%, el hallazgo fue considerado de alta importancia ya que el verde de malaquita y el cristal violeta (los tintes probados) son altamente estables y resistentes a la biodegradación (Morales-Álvarez, y otros, 2018).

2.4 BIBLIOGRAFÍA

Abbasian, F., Lockington, R., Mallavarapu, M., & Naidu, R. (2015). A Comprehensive Review of Aliphatic Hydrocarbon Biodegradation by Bacteria. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 176(3), 670-699. doi:10.1007/s12010-015-1603-5

Adams, S., Mensah Klobodu, E. K., & Apio, A. (2018). Renewable and non-renewable energy, regime type and economic growth. *Renewable Energy*, 125, 755-767. doi:10.1016/j.renene.2018.02.135

Andlar, M., Rezic, T., Mardetko, N., Kracher, D., Ludwig, R., & Santek, B. (2018). Lignocellulose degradation: An overview of fungi and fungal enzymes involved in lignocellulose degradation. *Engineering in Life Sciences*, 18(11), 768-778. doi:10.1002/elsc.201800039

Arias Serna, D. (24 de febrero de 2019). Petróleo, sinónimo de contaminación. *La crónica del Quindío*. Recuperado de <https://www.cronicadelquindio.com/noticia-completa-titulo-petroleo-sinonimo-de-contaminacion-cronica-del-quindio-nota-127734>

Arrieta Ramírez, O. M., Rivera Rivera, A. P., Arias Marín, L., Rojano, B. A., Ruiz, O., Gallo, C., & Alonso, S. (2012). Biorremediación de un suelo con diesel mediante el uso de microorganismos autóctonos. *Gestión y Ambiente*, 15(1), 27-39. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/1694/169424101004.pdf>

Betancur-Corredor, B., Loaiza-Usuga, J. C., Denich, M., & Borgemeister, C. (2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538-553. doi:10.1016/j.jclepro.2018.07.142

Boll, M., & Heider, J. (2010). Anaerobic Degradation of Hydrocarbons: Mechanisms of C–H-Bond Activation in the Absence of Oxygen. En K. N. Timmis, *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* (págs. 1011-1024). Berlin: Springer.

Botello, A. V. (2005). Características, composición y propiedades fisicoquímicas del petróleo. En A. V. Botello, J. Rendón-von Osten, G. Gold-Bouchot, & C. Agraz-Hernández, Golfo de México. *Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias* (págs. 261-268). Campeche: Univ. Autónoma de Campeche.

Castañeda, P., & Chapurri, L. F. (24 de abril de 2018). Petróleo y deforestación, las amenazas que enfrenta La Macarena. *Semana rural*. Recuperado de <https://semanarural.com/web/articulo/petroleo-y-deforestacion-las-amenazas-que-enfrenta-la-macarena/495>

Chanagá Vera, X., Plácido Escobar, J., Marín Montoya, M., & Yepes Pérez, M. d. (2012). Hongos nativos con potencial degradador de tintes industriales en el Valle de Aburrá, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía Medellín*, 65(2), 6811-6821. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnam/v65n2/v65n2a24.pdf>

Das, N., & Chandran, P. (2011). Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overview. *Biotechnology Research International*, 2011, 1-13. doi:10.4061/2011/941810

Datta, R., Kelkar, A., Baraniya, D., Molaei, A., Moulick, A., Meena, R. S., & Formanek, P. (2017). Enzymatic Degradation of Lignin in Soil: A Review. *Sustainability*, 9(7), 1.163. doi:10.3390/su9071163

De Almeida, D. G., Soares Da Silva, R. d., Luna, J. M., Rufino, R. D., Santos, V. A., Banat, I. M., & Sarubbo, L. A. (2016). Biosurfactants: Promising Molecules for Petroleum Biotechnology Advances. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1.718. doi:10.3389/fmicb.2016.01718

Delgadillo-Ordoñez, N. C., Posada-Suárez, L., Marcelo, E., Cepeda-Hernández, M. L., & Sánchez Nieves, J. (2017). Aislamiento e identificación de levaduras degradadoras de hidrocarburos aromáticos, presentes en tanques de gasolina de vehículos urbanos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XIX(1), 141-151. doi:10.15446/rev.colomb.biote.v19n2.70278

Dussan Garzón, J., Vives-Flórez, M. J., Sarria, V. M., Sánchez Medina, O. F., Delgado, L. F., Hernández Sierra, S., & González Barrios, A. F. (2009). Aproximaciones biológicas y fisico-químicas en el tratamiento de contaminantes: un resumen del aporte de la Universidad de los Andes. *Revista de Ingeniería* (30), 100-111. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-49932009000200013&lng=en&tlng=pt.

England, W. A. (1990). The organic geochemistry of petroleum reservoirs. *Organic Geochemistry*, 16(1-3), 415-425. doi:10.1016/0146-6380(90)90058-8

Foght, J. (2008). Anaerobic Biodegradation of Aromatic Hydrocarbons: Pathways and Prospects. *Journal of Molecular Microbiology and Biotechnology*, 15, 98-120. doi:10.1159/000121324

Fritsche, W., & Hofrichter, M. (2000). Aerobic degradation by microorganisms. En J. Klein, *Environmental Processes - Soil Decontamination* (págs. 146-155). Weinheim, Alemania: Wiley-VCH.

Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., & Ahn, Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A Review. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1369. doi:10.3389/fmicb.2016.01369

Gudynas, E. (31 de enero de 2018). Los nudos del petróleo en Colombia: ambiente y ciencia, política y democracia. *Palabras al margen*. Recuperado de <http://palabrasalmargen.com/edicion-122/los-nudos-del-petroleo-en-colombia-ambiente-y-ciencia-politica-y-democracia/>

Hernández-Santana, A., & Dussan, J. (2018). Lysinibacillus sphaericus proved to have potential for the remediation of petroleum hydrocarbons. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 27(6), 538-549. doi: 10.1080/15320383.2018.1490888

Jones, S. M., & Solomon, E. I. (2015). Electron Transfer and Reaction Mechanism of Laccases. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 72(5), 869-883. doi:10.1007/s00018-014-1826-6

Kopytko, M., & Ibarra Mojica, D. M. (2009). Evaluación del potencial de biodegradación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) en suelos contaminados procedentes de Petrosantander (Colombia) INC. *Puente*, 3(1), 35-46. doi:10.18566/puente.v3n1.a04

Ma, X., Ding, N., Peterson, E. C., & Daugulis, A. J. (2016). Heavy metals species affect fungal-bacterial synergism during the bioremediation of fluoranthene. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(17), 7741-7750. doi:10.1007/s00253-016-7595-4

Madadi, M., & Abbas, A. (2017). Lignin Degradation by Fungal Pretreatment: A Review. *J Plant Pathology and Microbiology*, 8(2), 398. doi:10.4172/2157-7471.1000398

Manchola, L., & Dussan, J. (2014). Lysinibacillus sphaericus and Geobacillus sp Bio-degradation of Petroleum Hydrocarbons and Biosurfactant Production. *Remediation Journal*, 25(1), 85-100. doi:10.1002/rem.21416

Mastandrea, C., Chichizola, C., Ludueña, B., Sánchez, H., Álvarez, H., & Gutiérrez, A. (2005). Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Riesgos para la salud y marcadores biológicos. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 39(1), 27-36. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/535/53522191006.pdf>

Morales, L. T., González-García, L. N., Orozco, M. C., Restrepo, S., & Vives, M. J. (2017). The genomic study of an environmental isolate of *Scedosporium apiospermum* shows its metabolic potential to degrade hydrocarbons. *Standards in Genomic Sciences*, 12, 71. doi:10.1186/s40793-017-0287-6

Morales-Álvarez, E. D., Rivera-Hoyos, C. M., Poveda-Cuevas, S. A., Reyes-Guzmán, E. A., Pedroza-Rodríguez, A. M., Reyes-Motaño, E. A., & Poutou-Piñales, R. A. (2018). Malachite Green and Crystal Violet Decolorization by *Ganoderma lucidum* and *Pleurotus ostreatus* Supernatant and by rGLCC1 and rPOXA 1B Concentrates: Molecular Docking Analysis. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 184(3), 794-805. doi:10.1007/s12010-017-2560-y

Obstfeld, M., Milesi-Ferretti, G. M., & Arezki, R. (24 de marzo de 2016). Los precios del petróleo y la economía mundial: Una relación complicada. *Diálogo a fondo*. Recuperado de <https://blog-dialogofondo.imf.org/?p=6358&share=reddit>

Pampanin, D. M., & Sydnes, M. O. (2013). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons a Constituent of Petroleum: Presence and Influence in the Aquatic Environment. En V. Kutchevov, & A. Kolesnikov, *Hydrocarbon* (págs. 83-118). Londres, Reino Unido: IntechOpen.

Quijano Parra, A., Quijano Vargas, M. J., & Meléndez Gélvez, I. (2015). Cuantificación de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en el material particulado PM2.5 de una zona residencial de Pamplona, Colombia. *Luna Azul*, 40, 85-101. Recuperado de <http://lunazul.ucaldas.edu.co/index.php?option=content&task=view&id=1001>

Quijano, M. J., Quijano, A., & Meléndez, I. (2014). Identificación de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) en el PM2.5 del aire de Pamplona-Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 17(1), 25-33. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262014000100004&lng=en&tlng=es

Rojas, J., & Hormaza, A. (2016). Evaluación de la biodegradación del colorante azul brillante utilizando hongos de la podredumbre blanca y sus consorcios. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 19(1), 179-187. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-42262016000100021&lng=en&tlng=es

Ron, E. Z. (2000). Microbial life on petroleum. En J. Seckback, *Journey to Diverse Microbial Worlds* (págs. 303-305). The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Rosenberg, E., Navon-Venezia, S., Zilber-Rosenberg, I., & Ron, E. Z. (1998). Rate-limiting steps in the microbial degradation of petroleum hydrocarbons. En H. Rubin, *Soil and Aquifer Pollution* (págs. 159-172). Berlin-Heidelberg: Springer-Verlag.

Sánchez Salguero, C. A., & Chacón Parejo, A. (2012). Intoxicaciones por hidrocarburos. En S. Mintegi, *Manual de intoxicaciones en Pediatría* (págs. 211-221). Madrid: Ergon.

Sánchez, N. E., Sánchez, A. L., & Espinosa, P. M. (2018). Levels of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in Atmospheric Environment of Urban Areas in Latin America. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 38(2), 110-119. doi:10.1080/10406638.2016.1167745

Sarria-Villa, R., Ocampo-Duque, W., & Schuhmacher, M. (2016). Presence of PAHs in water and sediments of the Colombian Cauca River during heavy rain episodes, and implications for risk assessment. *Science of the Total Environment*, 540, 455-465. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.020

Trujillo Quintero, H. F., Losada Cubillos, J. J., & Rodríguez Zambrano, H. (2017). Amazonia colombiana, petróleo y conflictos socioambientales. *Revista Científica General José María Córdova*, 15(20), 209-223. doi:10.21830/19006586.181

Trujillo Toro, M. A., & Ramírez Quirama, J. F. (2012). Biorremediación en suelos contaminados con hidrocarburos en Colombia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 3(2), 37-62. Obtenido de <http://hemeroteca.unad.edu.co/entrenamiento/index.php/riaa/article/view/952>

Varjani, S. J. (2017). Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. *Bioresource Technology*, 223, 277-286. doi:10.1016/j.biortech.2016.10.037

Vásquez, M. C., Guerrero Figueroa, J. T., & Quintero, A. d. (2010). Biorremediación de lodos contaminados con aceites lubricantes usados. *Revista Colombiana de Biotecnología*, XII(1), 141-157. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/776/77617786014.pdf>

Velásquez Arias, J. A. (2017). Contaminación de suelos y aguas por hidrocarburos en Colombia. Análisis de la fitorremediación como estrategia biotecnológica de recuperación. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 8(1), 151-167. Recuperado de <http://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/1846/2065>

Widdel, F., & Rabus, R. (2001). Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology*, 12(3), 259-276. doi:10.1016/S0958-1669(00)00209-3

Zimmermann, M. L. (21 de agosto de 2018). Colombia: industria petrolera pone en peligro el último relicto de bosque de niebla del Tolima. *Mongabay*. Recuperado de **<https://es.mongabay.com/2018/08/bosque-de-niebla-peligro-petroleo-tolima-colombia/>**

Zuleta-Correa, A., Merino-Restrepo, A., Jiménez-Correa, S., Hormaza-Anaguano, A., & Cardona-Gallo, S. A. (2016). Use of white rot fungi in the degradation of an azo dye from the textile industry. *DYNA*, 83(198), 128-135. doi:10.15446/dyna.v83n198.52923



CAPÍTULO

BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS



Fajardo

3.1 PROBLEMÁTICA AMBIENTAL ASOCIADA A METALES PESADOS EN COLOMBIA

La definición metal pesado corresponde a aquellos metales y metaloides cuyas densidades son mayores que 5 g/ml. Algunos ejemplos de estos son el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y el mercurio (Hg) (Zaidi, Wani, & Khan, 2014). El contenido de metales en el suelo es el resultado de las actividades antropogénicas en las que se envuelve su uso, al igual que de algunos procesos naturales. Sin embargo, la contribución antropogénica es mucho mayor.

En Colombia, la problemática ambiental generada por la contaminación de metales pesados en diferentes ecosistemas es evidente a causa de prácticas poco responsables en procesos como la agricultura y la minería. En un estudio realizado en el Río Sinú, ubicado en el noreste del país, cuyo objetivo fue determinar la línea base de la contaminación con metales pesados en una cuenca que ofrece suelos muy fértiles para la agricultura, se encontró la presencia de Cu, Zn, Cd, Pb y Hg de origen antropogénico y en concentraciones mayores a las encontradas en otras zonas del mundo en estudios similares (Marrugo-Negrete, Pinedo-Hernandez, & Diez, 2017). En la agricultura, la preocupación por la presencia de metales pesados va en aumento, debido a que tienen baja solubilidad, lo cual puede llevar a deterioro de aguas subterráneas su transporte hacia las mismas. Además, con el uso repetitivo de pesticidas y fungicidas que contienen metales, aumenta el riesgo de que los mismos se vayan acumulando en el suelo y por ende en los cultivos. La presencia de altas concentraciones de metales pesados en el suelo puede llegar a inhibir la fotosíntesis, al igual que afectar la viabilidad de la flora bacteriana del suelo esencial para la asimilación de nutrientes por parte de las plantas (Achal, Pan, & Zhang, 2011; Marrugo-Negrete, Pinedo-Hernández, & Diez, 2017).

Uno de los principales problemas de su toxicidad es la tendencia a biomagnificarse por el incremento de la concentración en los tejidos orgánicos en la medida que van ascendiendo por los niveles de la cadena trófica (Paz-Ferreiro, Lu, Fu, Méndez, & Gascó, 2014). En un estudio similar, en la región de Bahía Solano y Nuquí, en la costa pacífica colombiana, se encontraron altos potenciales de riesgos ecológicos para Cr, Pb y Cu cuya presencia estaba muy por encima de las concentraciones halladas en otras zonas del mundo con problemáticas similares. La principal fuente de contaminación en la región pacífica colombiana es la minería ilegal del oro y sus procesos extractivos (Gutiérrez-Mosquera, Shruti, Jonathan, Roy, & Rivera-Rivera, 2018). En 2011 se llevó a cabo el congreso de Minería Ilegal en Colombia, en el cual se comunicó el informe realizado

por los entes de control, que registraba el cierre de 275 minas, la detención a nivel nacional de 1.228 personas involucradas con estas prácticas al igual que el decomiso de 125 máquinas en por lo menos 27 departamentos del país (Juárez, 2016). Estas cifras son una muestra del potencial riesgo al que se exponen muchos de los ecosistemas en los cuales se encuentran los minerales de interés económico, en donde se usan procedimientos de extracción que contaminan con metales pesados como el Hg y el Pb.



En la agricultura, la preocupación por la presencia de metales pesados va en aumento, debido a que tienen baja solubilidad, lo cual puede llevar a deterioro de aguas subterráneas su transporte hacia las mismas.

3.2 BIOTRATAMIENTO DE METALES PESADOS

En el tratamiento de la contaminación por metales pesados existen tanto tratamientos fisicoquímicos como tratamientos en los que intervienen sistemas biológicos. En la tabla 2 se relacionan algunas técnicas de remediación *in situ* donde se usan métodos fisicoquímicos, para la mitigación de los impactos ambientales ocasionados por los metales pesados.

TABLA 2. Descripción de técnicas asociadas a la biorremediación de metales pesados.

TÉCNICA	RESEÑA
Encapado de superficie:	Consiste en cubrir el sitio contaminado con una capa de un material a prueba de agua para formar una capa estable de protección eficiente contra el contacto con el suelo contaminado (Liu, et al., 2018)
Encapsulación	Con la aplicación de esta técnica se busca proveer una barrera física similar al encapado, aunque se diferencia en que la barrera no solo se ubica en la superficie, sino también impide el transporte y la filtración horizontal. Frecuentemente se usan textiles sintéticos y capas de arcillas impermeables (Liu, et al., 2018)
Extracción electrocinética	Consiste en remover los metales pesados de los suelos usando adsorción eléctrica aplicada con electrodos en el suelo. (Figueroa, et al., 2016)
Inmovilización química	Frecuentemente conocida como solidificación / estabilización, es una técnica que busca atrapar los contaminantes en el suelo por medio de la introducción de agentes químicos en el medio original para solidificar o convertir la fracción móvil del contaminante en precipitados estables (Tajudin, Azmi, & Nabila, 2016).

3.3 FITORREMEDIACIÓN PARA LA BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS

La fitorremediación es un método de descontaminación de suelos y de ambientes acuáticos que consiste específicamente en el uso de plantas para remover contaminantes del medio en el que estas se desarrollan; también es conocida como fitolimpieza o fitocorrección. En el caso de su aplicación en suelos el uso de plantas resulta en una técnica que ofrece ventajas, ya que los metales pesados son tomados del suelo a través de los tejidos corticales de las raíces gracias a la similitud con algunos micronutrientes especiales (como el zinc), adoptando el sistema simplástico o apoplástico hasta llegar a los vasos del xilema, y acumularse en diferentes partes de la planta (Sarwar et al., 2017). Dentro del campo de la fitorremediación hay numerosas áreas: Fitoestabilización, fitovolatilización, fitodegradación, fitoextracción, rizofiltración, rizodegradación y fitorestauración además del uso que se puede hacer de las plantas como barreras protectoras y capas vegetales. Se han publicado varios estudios en los que se evalúa la capacidad de algunas especies de plantas herbáceas endémicas de Colombia y Latinoamérica, que se desarrollan entre una altura de 2450 y 2700 metros sobre el nivel del mar (Paz-Ferreiro et al., 2014)(Boyd, Davis, & Balkwill, 2008)(Madera-Parra, Peña-Salamanca, Peña, Rousseau, & Lens, 2015). *Gynnerium sagittatum* (Gs), *Colocasia esculenta* (Ce), y *Heliconia psittacorum* (He) fueron evaluadas para la fitorremediación de cadmio, mercurio, cromo y plomo; en donde Madera-Parra y colaboradores en el 2015, implementaron una metodología desarrollada en la Universidad del Valle en la ciudad de Cali, donde se usaron humedales fabricados con las plantas relacionadas anteriormente, en una escala de microcosmos y bajo condiciones de temperatura y humedad características de zonas tropicales. En este estudio se pretendía determinar la eficiencia de acumulación de metales pesados presentes en lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, por lo cual, los autores fabricaron un lixiviado sintético, para evitar interferencias provenientes de compuestos orgánicos, que fue suministrado a manera de flujo horizontal de superficie. El estudio demostró la capacidad que tienen las tres especies de plantas para el tratamiento de lixiviados con presencia de metales. La especie *G. sagittatum* fue la que presentó mejor comportamiento de acumulo. A pesar de que la evidencia del transporte de los mismos desde la raíz hasta los órganos aéreos fue mínima, se concluyó que esta especie tiene buenos índices de acumulación en la raíz (Madera-Parra et al., 2015). Además del potencial como acumuladora de metales pesados, esta planta también es conocida como caña flecha, y es ampliamente utilizada en la fabricación de artesanías como gorros y sombreros por diferentes comunidades en Colombia (Aramendiz & Cardona, 2005).

En un estudio más específico en el que se evaluó la capacidad de la caña flecha para la descontaminación de mercurio, se concluyó que esta especie presenta pocos efectos fitotóxicos en donde no se presentó necrosis ni clorosis en tejidos de las plantas en presencia de altas concentraciones de mercurio (75 ppm). En este estudio fue cuantificada la acumulación del metal pesado en tallos y hojas por medio de la espectrofotometría de absorción atómica, en donde la variedad *Gynerium sagittatum (aubl) beauv* presentó un rendimiento cercano a la 70% de acumulación a los 60 días de observación (Ortega-Ortega, Beltrán-Herrera, & Marrugo-Negrete, 2011). En otra investigación también fue evaluada la descontaminación del mercurio presente en aguas residuales de una mina artesanal del municipio Cisneros, Antioquia, en la cual se utilizaron plantas de Buchón de agua (*Eichhornia crassipes*). Los autores reportaron una eficiencia del 71% de remoción, proponiendo el sistema de biorremediación como tratamiento inicial en la descontaminación del mercurio presente en el afluente contaminado (Domínguez, Gómez, & Ardila, 2016). Peláez y colaboradores en el 2016 evaluaron la capacidad la gramínea *Brachiaria spp* en la acumulación de Cd y Pb remanente en suelos a causa de procesos de extracción petrolera en el Magdalena Medio. Los estudios concluyeron que las especies *B. humidicola* y *B. decumbes* son plantas con potencial acumulador en sus raíces, teniendo en cuenta que se encontró presencia de los mismos en los primeros cinco cm medidos desde la raíz hacia las hojas (Peláez, Bustamante, & Gómez, 2016). En países como Estados Unidos y Canadá se han aplicado exitosamente tecnologías basadas en la fitorremediación, en las cuales se han diseñado humedales artificiales para la depuración de contaminantes, como los metales pesados, presentes en aguas residuales de diferentes procesos (Delgadillo, Camacho, & Serie, 2010). En Colombia, la implementación de este tipo de procedimientos podría ser viable como tratamiento primario, teniendo en cuenta que se puede aplicar a un bajo costo con resultados favorables para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de la minería.

En Colombia, la implementación de este tipo de procedimientos podría ser viable como tratamiento primario, teniendo en cuenta que se puede aplicar a un bajo costo con resultados favorables para el tratamiento de las aguas residuales de la industria de la minería.

3.4 BIORREMEDIACIÓN BACTERIANA DE METALES PESADOS

La absorción de metales pesados por organismos o células biológicas se puede clasificar en dos procesos principales:



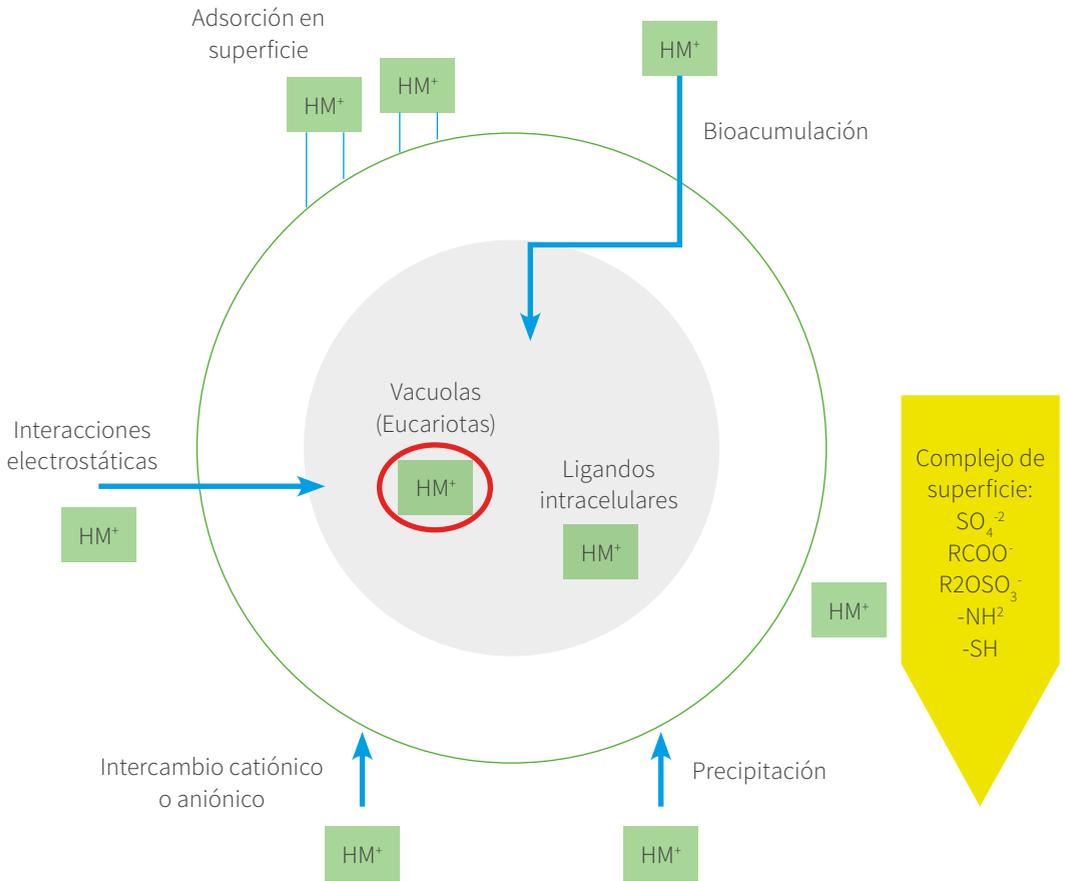
Biosorción independiente del metabolismo, que ocurre principalmente en la superficie de las células; y bioacumulación dependiente del metabolismo, incluidos los procesos de secuestro, reacción redox y transformación de especies (Gupta, Nayak, & Agarwal, 2015).

La estructura celular de un microorganismo puede atrapar iones de metales pesados y posteriormente absorberlos en los sitios de unión de la pared celular. Este proceso se llama biosorción o captación pasiva, y es independiente del ciclo metabólico. La cantidad de metal sorbido depende del equilibrio cinético y la composición del metal en la superficie celular. El mecanismo involucra varios procesos, incluida la interacción electrostática, el intercambio iónico, la precipitación y la formación de diferentes complejos en la superficie celular (Figura 7).

El otro método es un proceso en el cual los iones de metales pesados pasan a través de la membrana celular hacia el citoplasma, a través del ciclo metabólico celular. Esto se conoce como bioacumulación o absorción activa.

La estructura celular de un microorganismo puede atrapar iones de metales pesados y posteriormente absorberlos en los sitios de unión de la pared celular

FIGURA 7. Mecanismos de captación de metales pesados por microorganismos.



El uso de bacterias es frecuentemente un tema de investigación para el tratamiento de la contaminación con metales pesados tanto en suelo como en aguas residuales. Esta técnica se basa en las características que poseen algunas bacterias para acumular los metales pesados en estructuras como la pared de estas. En la pared de dichos organismos están presentes grupos funcionales como hidroxilos, fosfodiéster y amidas que pueden intercambiar iones con los metales contaminantes convirtiéndose de esta forma en biosorbentes facilitando el proceso de adsorción (Gomez, 2016). También se pueden presentar la detoxificación mediada por microorganismos a través de la transformación de del estado de valencia de los metales (Ej. Cr (VI) a Cr(III)), por la precipitación de química extracelular (Ej. Por S-2 de las bacterias sulfato reductoras) y la volatilización (Ej. Como la producción de Dimetilselenida, Trimetilarsina, y vapor de Hg) (Liu, Li, Song, & Guo, 2018).

Diferentes cepas de *Lysinibacillus sphaericus* nativas de Colombia fueron sometidas a ensayos de tolerancia a varios metales (As, Hg, Co, Fe y Cr). La investigación tuvo lugar en la Universidad de los Andes y los autores también evaluaron el potencial de las cepas como biosorbentes de los metales mencionados; comparando la eficiencia de las mismas en un estado viable (células vivas) con su biomasa muerta por desecación. En este estudio se obtuvo un porcentaje máximo de adsorción Cr(VI) de 45% usando células muertas (Velásquez & Dussan, 2009)

En cuanto a las condiciones ambientales al momento de aplicar técnicas de biorremediación se deben tener en cuenta las necesidades de los organismos aplicados. En el caso de los microorganismos usados en procesos de biorremediación de metales pesados, el pH, la temperatura y la disponibilidad de oxígeno son variables que afectan y determinan la eficiencia de los procesos que permiten la descontaminación. Infante y colaboradores evaluaron dichas condiciones ambientales en la biosorción de metales como plomo, mercurio y níquel usando *Saccharomyces cerevisiae* como sorbente (Infante, Deniles, & Angulo, 2014). En este estudio se determinó que el pH fue la variable que tuvo mayor influencia sobre la biosorción de los metales evaluados. El uso de medios de cultivo con pH ácidos (pH entre 3 y 5) estimula la interacción iónica entre los metales y los grupos funcionales presentes en las paredes de las bacterias favoreciendo la adsorción de los mismos (Shakibaie, Khosravan, Frahmnd, & Zare, 2008) (Bai et al., 2013) (Godleads, Tawari, Eruke, & Ehinomen, 2015) (Kopytko, Correa, & Estévez, 2017).

A pesar de las ventajas que presenta la biorremediación frente a métodos convencionales, su implementación se ve limitada por la capacidad de adaptación que tienen los sistemas biológicos a las condiciones ambientales de los sitios contaminados. En este sentido, investigaciones como la que desarrolló Guerrero y colaboradores en la ciudad de Pasto, aplicaron bacterias endémicas aisladas de agua residual del río Pasto (*Bacillus thuringiensis*, *Bacillus amyloliquefaciens* y *Paenibacillus sp.*). En este estudio se evaluó la capacidad de los microorganismos mencionados para la descontaminación de muestras de agua procedentes del río en la que se corroboró la presencia de cromo VI. Así, se implementó un proceso piloto en el cual se determinó que este tipo de tecnologías pueden considerarse para su aplicación en campo (Guerrero Ceballos et al., 2017).

3.5 BIBLIOGRAFÍA

Achal, V., Pan, X., & Zhang, D. (2011). Remediation of copper-contaminated soil by *Kocuria flava* CR1, based on microbially induced calcite precipitation. *Ecological Engineering*, 37(10), 1601–1605. doi: 10.1016/j.ecoleng.2011.06.008

Aramendiz, H., & Cardona, C. E. (2005). Influencia del ácido indolbutírico y ácido naftalenoacético sobre el enraizamiento de esquejes de caña flecha (*Gynerium sagittatum* Aubl) effect of indolebutiric acid and naftalenacetic acid on rooting of arrow cane (*Gynerium sagittatum* Aubl) cutting, 5–13.

Bai, H., Kang, Y., Quan, H., Han, Y., Sun, J., & Feng, Y. (2013). Bioremediation of copper-containing wastewater by sulfate reducing bacteria coupled with iron. *Journal of Environmental Management*, 129, 350–356. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.06.050

Boyd, R. S., Davis, M. A., & Balkwill, K. (2008). Elemental patterns in Ni hyperaccumulating and non-hyperaccumulating ultramafic soil populations of *Senecio coronatus*. *South African Journal of Botany*, 74(1), 158–162. doi: 10.1016/j.sajb.2007.08.013

Delgadillo, O., Camacho, A., & Serie, M. A. (2010). *Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales*. (N. Antequera, Ed.). Cochabamba: Centro Andino para la Gestión y Uso del Agua.

Domínguez, M., Gómez, S., & Ardila, A. (2016). Fitorremediación de mercurio presente en aguas residuales provenientes de la industria minera. *UGCiencia*, 22(1), 227–237. Recuperado de <http://revistas.ugca.edu.co/index.php/ugciencia/article/view/705/1075>

Figuroa, A., Cameselle, C., Gouveia, S., Hansen, H.K., 2016. Electrokinetic treatment of an agricultural soil contaminated with heavy metals. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.* 51, 691–700.

Godleads, A., Tawari, F., Eruke, O., & Ehinomen, I. (2015). Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: A Review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 3(1), 28–39. doi: 10.12691/ijebb-3-1-5

Gomez, D. (2016). La sustentabilidad ambiental en la remoción. *Revista Asuntos Económicos y Administrativos*, 30, 10–22. Recuperado de <http://revistasum.umanizales.edu.co/ojs/index.php/Asuntosecoyadmon/article/view/2187>

Guerrero Ceballos, D. L., Pinta Melo, J., Fernandez Izquierdo, P., Ibarguen Mondragón, E., Hidalgo Bonilla, S. P., & Burbano Rosero, E. M. (2017). Eficiencia en la reducción de cromo por una bacteria silvestre en un tratamiento tipo Batch utilizando como sustrato agua residual del municipio de Pasto, Colombia. *Universidad y Salud*, 19(1), 102. doi: 10.22267/rus.171901.74

Gupta, V. K., Nayak, A., & Agarwal, S. (2015). Bioadsorbents for remediation of heavy metals: current status and their future prospects. *Environmental engineering research*, 20(1), 1-18. Recuperado de: doi: 10.4491/eer.2015.018

Gutiérrez-Mosquera, H., Shruti, V. C., Jonathan, M. P., Roy, P. D., & Rivera-Rivera, D. M. (2018). Metal concentrations in the beach sediments of Bahía Solano and Nuquí along the Pacific coast of Chocó, Colombia: A baseline study. *Marine Pollution Bulletin*, 135(June), 1–8. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.060

Infante, C., Deniles, D. A., & Angulo, E. (2014). Removal of lead, mercury and nickel using the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. Remoción de plomo, mercurio y níquel utilizando la levadura. *Revista MVZ Cordoba*, 19(2), 4141–4149.

Juárez, F. (2016). La minería ilegal en Colombia: un conflicto de narrativas. *Revista El Ágora USB*, 16(1), 135-146. Recuperado de <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:0168-ssoar-464002>

Kopytko, M., Correa, N., & Estévez, M. (2017). Biodegradación estimulada de los suelos contaminados con pesticidas organoclorados. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 98(3), 426–438. doi: 10.3732/ajb.1000298

Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*, 633, 206–219. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.161

Madera-Parra, C. A., Peña-Salamanca, E. J., Peña, M. R., Rousseau, D. P. L., & Lens, P. N. L. (2015). Phytoremediation of Landfill Leachate with *Colocasia esculenta*, *Gynerum sagittatum* and *Heliconia psittacorum* in Constructed Wetlands. *International Journal of Phytoremediation*, 17(1), 16–24. doi: 10.1080/15226514.2013.828014

Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernandez, J., & Diez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinu River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154(February), 380–388. doi: 10.1016/j.envres.2017.01.021

Ortega-Ortega, R. E., Beltrán-Herrera, J. D., & Marrugo-Negrete, J. L. (2011). Acumulación de Mercurio (Hg) por Caña Flecha (*Gynerium Sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 13(1), 33–41.

Oves M., Khan M.S., Zaidi A., Ahmad E. (2012) Soil Contamination, Nutritive Value, and Human Health Risk Assessment of Heavy Metals: An Overview. In: Zaidi A., Wani P., Khan M. (Eds.) *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation*. Springer, Vienna

Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S., Méndez, A., & Gascó, G. (2014). Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: A review. *Solid Earth*, 5(1), 65–75. doi: 10.5194/se-5-65-2014

Peláez, M., Bustamante, J., & Gómez, E. (2016). Presencia de cadmio y plomo en suelos y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de *Brachiaria* en el Magdalena Medio colombiano. doi: 10.17151/luaz.2016.43.5

Sarwar, N., Imran, M., Rashid, M., Ishaque, W., Asif, M., Matloob, A., Hussain, S. (2017). Chemosphere Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710–721. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.116

Shakibaie, M. R., Khosravan, a, Frahmand, a, & Zare, S. (2008). Application of Metal Resistant Bacteria By Mutational, 5(4), 251–256.

Tajudin, S. A. A., Azmi, M. A. M., & Nabila, A. T. A. (2016). Stabilization/Solidification Remediation Method for Contaminated Soil: A Review. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 136(1). doi: 10.1088/1757-899X/136/1/012043

Velásquez, L., & Dussan, J. (2009). Biosorption and bioaccumulation of heavy metals on dead and living biomass of *Bacillus sphaericus*. *Journal of Hazardous Materials*, 167(1–3), 713–716. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.01.044

Zaidi, A., Wani, P. A., & Khan, M. S. (2014). Toxicity of heavy metals to legumes and bioremediation. *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation*, (June 2016), 1–244. doi: 10.1007/978-3-7091-0730-0



CAPÍTULO

BIORREMEDIACIÓN DE COMPUESTOS ORGANOFOSFORADOS



Gómez & Fajardo

4.1 COMPUESTOS ORGANOFOSFORADOS

Los compuestos organofosforados son ésteres (unión de un ácido y un alcohol) del ácido fosfórico y una variedad de alcoholes; generalmente liposolubles y volátiles (OMS, 2018), lo cual hace que su absorción sea rápida por las vías digestiva, cutánea y respiratoria, característica que genera fácilmente intoxicaciones en humanos, además de generar también afectaciones al medio ambiente. (Álvarez, Hernández & Ríos, 2017)

Se subdividen en 3 categorías, **ésteres fosfóricos**, que pueden ser: ortofosfatos de alquilo, ortofosfatos de arilo y pirofosfatos de alquilo; **carbamatos**: compuestos derivados del ácido carbámico actúan principalmente como insecticidas y cuando la estructura corresponde a N-fenilcarbamatos, su acción es fundamentalmente herbicida; y **naturales**: se obtienen básicamente de plantas, donde los subgrupos principales son la nicotina, la rotenona y la piretrina.

Según Navas (2017) los plaguicidas organofosforados de mayor uso en Colombia, clasificados por su principio activo son: Diclorvos, Mevinfos, Monocrotofos, Metilparation, Paration, tamidofos (clase I), Diazinon Fention Profenofos (clase II) y Malation (Clase III) y Álvarez, Hernández & Ríos (2017) citan que los organofosforados más estudiados en las investigaciones sobre su degradación por microorganismos son: clorpirifós, fenamifos, tribu-til fosfato, malatión, metil paratión y fenitrotión, coincidiendo con varios de los plaguicidas reportados por Navas (2017) y por la Superintendencia de Industria y Comercio (2013) en el estudio sobre plaguicidas en Colombia.

La Organización Mundial de la Salud (2018) indica que los organofosforados y carbamatos son inhibidores de la colinesterasa y los considera en el grupo de insecticidas de más uso a nivel mundial. La inhibición de la enzima (colinesterasa) provoca una disfunción del sistema nervioso simpático debido a que la colinesterasa es responsable de la degradación de la acetilcolina, neurotransmisor imprescindible para los procesos de sinapsis neuronal. La inhibición de la acetilcolinesterasa da como resultado la acumulación de acetilcolina y la sobreestimulación de los receptores de acetilcolina en las sinapsis del sistema nervioso autónomo.

La OMS (2018) especifica que los compuestos organofosforados y carbamatos constituyen cerca del 42% de los 28 ingredientes activos listados en la clase IA – extremadamente peligroso, y 13% de los 58 ingredientes activos listados en la clase IB – altamente tóxicos, de igual manera hay organofosforados también en la clase III – ligeramente peligrosos, como la atrazina, clorpirifos y malatión.

La contaminación de productos alimenticios con pequeñas cantidades de estos compuestos tóxicos se ha convertido en una preocupación creciente para la población general. Sin embargo, aún se presenta su uso de forma extensiva, hecho que puede resultar en su acumulación en productos agrícolas debido a la estabilidad biológica y sus características lipofílicas en productos alimenticios afectando significativamente la salud humana y animal.

Estos productos químicos persistentes se pueden magnificar a través de la cadena alimentaria y se han detectado en alimentos que van desde carne, pollo y pescado, hasta aceites vegetales, nueces y varias frutas y verduras.



La Organización Mundial de la Salud (2018) indica que los organofosforados y carbamatos son inhibidores de la colinesterasa y los considera en el grupo de insecticidas de más uso a nivel mundial

4.2 IMPACTOS AMBIENTALES ASOCIADOS A LOS COMPUESTOS ORGANOFOSFORADOS

Los plaguicidas agrícolas usados de manera inadecuada representan riesgo de contaminación del suelo, ya que generan desbalance de nutrientes en la litósfera (Ministerio de Ambiente, 2016), reduce la actividad microbiana del suelo, el crecimiento irregular, la pérdida de biomasa, o muerte de plantas sensibles a estas sustancias Arroyave & Correa (2009).

De acuerdo con el estudio sobre plaguicidas, realizado por la Superintendencia de Industria y Comercio (2013), Colombia ocupa el cuarto lugar a nivel mundial en el uso de plaguicidas, donde en promedio se estima su uso en el orden de 14.5 ton/1000 ha sembrada. El Ministerio de Medio Ambiente (2007) en el documento “Consolidación del Inventario de Plaguicidas” señala que la problemática de suelos contaminados es compleja, debido a que los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP), como lo son los plaguicidas, son utilizados intensivamente en varios cultivos, presentándose incluso sobredosificaciones por su mal manejo.

Tras la suspensión del uso de varias de las formulaciones de pesticidas con base en moléculas organofosforadas, se empezó a observar una problemática ambiental con los residuos de los pesticidas que no se llegaron a usar. Un gran porcentaje de estos compuestos ha sido eliminado de manera controlada y sin generar impacto, sin embargo, se han reportado casos en los cuales se han mantenido almacenados en condiciones que pueden llegar a ser un problema sanitario por su contacto con aguas lluvias y por la deficiencia técnica en su almacenamiento; incluso se ha reportado su enterramiento, lo cual implica un mayor riesgo por la amenaza de ocurrencia de lixiviados que puedan contaminar los acuíferos.

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) en el año 2016, estableció los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en los cuales establece como una de las metas del Objetivo 12 denominado *Producción y consumo responsable*, para el año 2020 “lograr la gestión ecológicamente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos, y reducir significativamente su liberación a la atmósfera, el agua y el suelo a fin de minimizar sus efectos adversos en la salud humana y el medio ambiente” PNUD (2016)

Debido a la toxicidad de los compuestos organofosforados y que durante su ciclo de vida pueden generar impactos negativos en la salud humana, en suelos, en agua, y en los diferentes ecosistemas; es un tema relevante a nivel mundial, por lo cual desde hace años se han generado diferentes estrategias para prevenir, vigilar, controlar y remediar estas afectaciones. Una de las más recientes es el *Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas* emitido por la FAO y la OMS en el año 2014, donde se establece que todos los países deben implementar un programa de vigilancia de los residuos de plaguicidas en alimentos, agua potable y las viviendas en las que hayan sido aplicados, además de proteger la biodiversidad y reducir al mínimo los efectos adversos del medio ambiente (agua, suelo y aire). De igual manera recomienda aumentar la capacitación a los usuarios respecto a la importancia de los posibles efectos adversos de los plaguicidas en la salud humana y el medio ambiente.



Una de las más recientes es el Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas emitido por la FAO y la OMS en el año 2014, donde se establece que todos los países deben implementar un programa de vigilancia de los residuos de plaguicidas en alimentos, agua potable y las viviendas en las que hayan sido aplicados

4.3 BIORREMEDIACIÓN PARA CONTAMINACIÓN DE COMPUESTOS ORGANOFOSFORADOS

Los tratamientos biológicos (biorremediación) surgen como una alternativa para transformar los plaguicidas en compuestos más simples y poco contaminantes mediante el uso del potencial metabólico de los microorganismos como los hongos y las bacterias (Álvarez, Hernández & Ríos, 2017). Estos organismos pueden ser muy efectivos en la degradación de los pesticidas y entre sus ventajas está que las condiciones en las que se cultivan se pueden controlar para estimular el crecimiento en busca de obtener biomasa viable y con actividad bioquímica específica para procesos de biodegradación de plaguicidas.

Las bacterias, incluidos los miembros de los géneros *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas* y *Rhodococcus*, tienen capacidades impresionantes de degradación de pesticidas. De igual forma los actinomicetos también tienen un potencial considerable para la biotransformación y biodegradación de pesticidas. Schrijver y De Mot mostraron que los actinomicetos pertenecientes a los géneros *Arthrobacter*, *Clavibacter*, *Nocardia*, *Rhodococcus*, *Nocardioides* y *Streptomyces* tienen el potencial de degradación de los pesticidas. Aunque la vía metabólica para la degradación de pesticidas por actinomicetos no se ha estudiado ampliamente, se sabe que estos microorganismos pueden producir enzimas extracelulares que degradan una amplia gama de compuestos orgánicos complejos. Pocas investigaciones se han desarrollado en Colombia en las que se hayan implementado procesos de biorremediación de pesticidas organofosforados.

De acuerdo con la publicación de una investigación realizada en la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia por Pino & Peñuela (2011), se obtuvieron muestras de suelo altamente contaminado, en un sitio utilizado para eliminar todo tipo de desechos (incluidos los desechos peligrosos) en el período comprendido de 1972 a 1984 en Moravia, Medellín, Colombia. De allí fue aislado un consorcio bacteriano donde lograron identificar y aislar cepas como *Acinetobacter sp.*, *Pseudomonas putida*, *Bacillus sp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Citrobacter freundii*, *Stenotrophomonas sp.*, *Flavobacterium sp.*, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas sp.*, *Klebsiella sp.* y *Flavobacterium sp.* Fue evaluada la capacidad del consorcio para degradar metilparation y clorpirifos en medio de cultivo y suelo y se encontró una eficiencia de degradación de 150 ppm en 120 h. Cuando el medio de cultivo fue incubado con un solo pesticida, el consorcio microbiano degradó el 100% de cada pesticida. Cuando fue incubado con una mezcla

de los dos pesticidas analizados, la tasa de degradación fue del 72% para metil paration y 39% para clorpirifos. El suministro de glucosa como fuente externa de carbono en el medio de cultivo aumentó la eficiencia de degradación del pesticida al 100% en suelo, lo que contribuye al mejoramiento por la adición de nutrientes, disminuyendo las concentraciones de los compuestos organoclorados y su toxicidad.

Uno de los problemas identificados por Pino & Peñuela, (2011) con la aplicación de microorganismos al suelo, fue su pérdida de capacidad en la degradación de sustancias tóxicas al ser aislados, por lo cual fue sugerido que el uso de microorganismos se haga con otros sustratos, lo cual permite el crecimiento de la población y así aumenta la tasa de degradación, hecho que garantizase la implementación exitosa de la biorremediación en el suelo.

En otro trabajo publicado por Marín y Jaramillo (2015) pertenecientes al Grupo de Investigaciones Agroquímicas de la Facultad de Química de la Universidad de Cartagena, se recolectaron muestras de suelos y leche de vaca cruda en una finca agrícola y ganadera del municipio de San Bernardo del Viento, departamento de Córdoba, Colombia. Para la extracción de pesticidas organofosforados en suelos de cultivo, se utilizó el método de extracción soxhlet y micro extracción en fase sólida en espacio de cabeza (HS-SPME) para la leche de ganado bovino, donde se determinó la presencia de demeton-Smetil-sulfón en concentraciones entre 272.9 ppm y 1793.3 ppm en los suelos de cultivo y 12.9 ppm en leche de vaca. Por otra parte, se aislaron bacterias nativas de suelo con capacidad degradadora de estos pesticidas, *Bacillus sp* y *Pantoea agglomerans*, obteniéndose resultados de degradación del compuesto organofosforado, clorpirifos de 73.5% y 68.67%, respectivamente. Estos microorganismos fueron capaces de desarrollarse en medios de cultivo con presencia de clorpirifos en concentraciones de 200 ppm, como única fuente de carbono y se verificó su crecimiento mediante espectrofotometría UV-VIS por un periodo de 120 horas. De igual manera en el caso de ambas bacterias utilizan en su proceso metabólico la enzima fosfotriesterasa, la cual puede influir de manera muy significativa en los procesos de biorremediación, como una posible solución para el mejoramiento de suelos contaminados por esta clase de pesticidas. Siendo un gran hallazgo debido a que se podría evitar riesgos potenciales a las especies que se encuentran expuestas a esta clase de contaminantes, especialmente porque estos suelos son usados como zona de pastoreo de ganado bovino y de futuras siembras se convierten en una posible amenaza desde el punto de vista de la dinámica ambiental de estos compuestos organofosforados ya que podrían encontrarse en las cosechas posteriores y en los productos derivados como carne y leche. Marín y Jaramillo (2015).

El otro trabajo realizado de manera experimental por Navas (2017) denominado *Valoración del crecimiento de las microalgas Chlorella sp. y Scenedesmus ssp. a diferentes concentraciones del insecticida organofosforado Clorpirifos (Lorsban®)*, en el marco de la

pasantía en investigación del Programa de Biología de la Universidad del Magdalena, Colombia. Las cepas de *Chlorella* y *Scenedesmus* fueron alimentadas cada tres días con BBM (Medium Bold Basal) y se oxigenaron a diario durante 15 minutos en agitador mecánico; posteriormente se hizo el aislamiento de las cepas, utilizando el método de las diluciones seriadas, en un Erlenmeyer de 100 mL los cuales contenían 30 ml de medio de cultivo, a los cuales se les adicionó una alícuota de 50 μ L de cultivo de microalgas previamente aisladas. Luego de esto, se montaron 6 cultivos a distintas concentraciones de Lorsban® de 0 μ g/L, 50 μ g/L, 100 μ g/L, 200 μ g/L, 300 μ g/L y 400 μ g/L, donde el crecimiento de las cepas se midió por espectrofotometría a 379 nm durante 17 días. Las mediciones se realizaron 5 días a la semana (lunes a viernes). En el día 17 se observó el aumento de la tonalidad verde en el cultivo en el cual se había agregado la concentración más alta del pesticida, donde como resultados de la investigación se observó que la prevalencia del género *Chlorella*, permite inferir la resistencia de este género al contaminante clorpirifos mientras que la cepa del género *Scenedesmus* muestra una alta sensibilidad al insecticida. En general esta última microalga mostró una baja tolerancia a las concentraciones del pesticida ensayadas en el experimento, por lo cual se concluyó que *Chlorella*, sería útil para procesos de biorremediación frente a este pesticida.

FIGURA 8. Ejemplos de biorremediación de compuestos organofosforados



Lo anterior muestra un panorama promisorio para el desarrollo de bioproductos, los cuales se refieren a los “insumos derivados de recursos biológicos, tales como animales, hongos, bacterias, enzimas, microorganismos, recursos maderables, entre otros, y que abarcan todos los procesos, desde la producción de materias primas hasta las distintas etapas de procesamiento para la fabricación de productos finales, teniendo en cuenta los procesos de investigación, desarrollo, innovación y comercialización” DNP (2018), en este caso para el proceso de remediación de los suelos contaminados por la presencia de compuestos organofosforados y otros compuestos contaminantes. Sin embargo, este tipo de desarrollos son incipientes en Colombia, porque no se evidencian avances posteriores a la parte experimental, que se encaminen en el desarrollo final del producto, como la realización de pruebas *ex situ e in situ* (como pruebas de eficacia), para finalmente hacer el registro de ICA, y poder comercializarlo. Tal como lo indica el DNP (2018) en el CONPES 3934 “Política de Crecimiento Verde”, pese a que Colombia es un país megadiverso, se han generado muy pocos negocios basados en el uso sostenible de la biodiversidad y no hay cifras oficiales en el marco de las cuentas nacionales que permitan medir el aporte de la bioeconomía al PIB, comparadas a las de nivel internacional que reflejan la bioeconomía como una fuente valiosa de ingresos, como es el caso de la Unión Europea, en donde este sector aportó el 9% del Producto Interno Bruto (PIB) en el 2014, generando 18.6 millones de empleos y 2.2 billones de euros en ventas.

Lo anterior deja un campo abierto para continuar con la investigación en procesos de biorremediación, impulsando el desarrollo de productos biotecnológicos, lo cual permitiría ofertar nuevas soluciones a problemáticas de contaminación que sean amigables con el medio ambiente, y además se contribuya al posicionamiento de la bioeconomía.

4.4 BIBLIOGRAFÍA

Álvarez. N, Hernández. G, & Ríos. L. (2017). Biorremediación de organofosforados por hongos y bacterias en suelos agrícolas: revisión sistemática. *Corpoica, Ciencia Tecnología Agropecuaria*, Mosquera, Colombia, 18(1):139-159 ISSN 0122-8706 ISSNe: 2500-5308. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/ccta/v18n1/v18n1a09.pdf>

Badii. M & . Varella. S (2008) Insecticidas Organofosforados: Efectos sobre la Salud y el Ambiente. *Cultura Científica y Tecnológica*; 28(5) 2007-0411. Septiembre - octubre, 2008. Recuperado de <http://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/375>

Camacho. R, Gerardo. J, Navarro. K & Sánchez. J, (2017). Producción de enzimas ligninolíticas durante la degradación del herbicida paraquat por hongos de la pudrición blanca. *Revista Argentina de Microbiología* (49), Issue 2, April–June 2017, Pages 189-196. Recuperado de <https://www-sciencedirect-com.bibliotecavirtual.unad.edu.co/science/article/pii/S0325754117300135?via%3Dihub>

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 de grado presentada para optar al Título de Magíster en Ciencias – Biotecnología. Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín. Recuperado de <http://bdigital.unal.edu.co/9164/1/1088253581.2013.pdf.pdf>

Diaz, J (2011). Revisión: Degradación de Plaguicidas Mediante Hongos de la Pudrición Blanca de la Madera. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, Medellín, (64)1, enero-junio, 2011, pp. 5867-5882 Universidad Nacional de Colombia. (Medellín- Colombia). Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/1799/179922364012.pdf>

Departamento Nacional de Planeación. (2018). Consejo Nacional de Política Económica y Social, CONPES 3934. Política de Crecimiento Verde. República de Colombia Recuperado de <https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Conpes/Econ%C3%B3micos/3934.pdf>

Fernández. D, Mancipe. L, & Fernández D.C (2010). Intoxicación por organofosforados. *Revista Médica*. (18)1 enero-junio 2010. 84-92. ISSN 0121-5256. Recuperado de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-52562010000100009

FAO & OMS (2017). Manual sobre la elaboración y uso de las especificaciones de plaguicidas de la FAO. Estudio FAO. *Producción y Protección Vegetal* 228 ISSN 1.014-1.227. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i5713s.pdf>

FAO & OMS (2015). Norma General para los contaminantes y las toxinas presentes en los alimentos y piensos. CODEX Alimentarius. *Normas internacionales de alimentos CODEX STAN 193-1.995*. Recuperado de http://www.fao.org/input/download/standards/17/CXS_193s_2015.pdf

Gil, M, etal (2014) . Artículo de Revisión. Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. Revista *Producción + Limpia*, julio-diciembre de 2012. Vol.7, No.2 – 52-73. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>

Instituto Nacional de Salud (2011). *Protocolo de vigilancia y control de intoxicaciones por plaguicidas*. Grupo de vigilancia y control de factores de riesgo ambiental Recuperado de https://www.minsalud.gov.co/comunicadosPrensa/Documents/IN-TOXICACION_POR_PLAGUICIDAS.pdf

Marín, L (2014). *Determinación de contaminantes organofosforados en leche de ganado bovino y suelos de cultivo provenientes del municipio de San Bernardo del Viento, Córdoba, y obtención de cepas bacterianas nativas del suelo con capacidad degradativa de este tipo de contaminantes*. Trabajo presentado para optar al título de Máster en Química. Universidad de Cartagena, Colombia. Recuperado de <http://repositorio.unicartagena.edu.co:8080/jspui/bitstream/11227/2153/1/TESIS%20FINAL%20LFML%20-.pdf>

Marín, L & Jaramillo B. (2015) Aislamiento de bacterias degradadoras de pesticidas organofosforados encontrados en suelos y en leche bovina. *Revista Chilena de Nutrición*. (42)2, junio 2015. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rchnut/v42n2/art10.pdf>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Banco Mundial & PNUD (2007), *Consolidación del inventario de plaguicidas COP*. Recuperado de http://quimicos.mimambiente.gov.co/images/COP/plaguicidas/colombia__consolidacion_inventario_plaguicidas_cop.pdf

Montoya M, Restrepo F, Moreno N & Mejía P. (2013). Impacto del manejo de agroquímicos, parte alta de la microcuenca Chorro Hondo, Marinilla, 2011. *Revista Fac. Nac. Salud Pública* 2013, 32(2): 26-35. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnsp/v32n2/v32n2a04.pdf>

Navas, M (2017) *Valoración del crecimiento de las microalgas Chlorella sp. y Scenedesmus sp. a diferentes concentraciones del insecticida organofosforado clorpirifos (Lorsban®)*. Informe final de pasantía de investigación. Facultad de Ciencias Básicas Programa de Biología. Universidad del Magdalena. Recuperado de <http://repositorio.unimagdalena.edu.co/jspui/handle/123456789/1719>

Organización Mundial de la Salud - OMS (2018). Curso Virtual: *Diagnóstico, tratamiento y prevención de intoxicaciones agudas causadas por plaguicidas* (4.a edición - 2018). Recuperado de <https://cursos.campusvirtualsp.org/course/view.php?id=224>

Organización Panamericana de la Salud, OPS (2018). *Curso tutorial con expertos/as regionales sobre diagnóstico, tratamiento y prevención de intoxicaciones agudas causadas por plaguicidas*, Edición 2018. Recuperado de <https://cursos.campusvirtualsp.org/course/view.php?id=224§ion=2>

Pérez. I, Rico. R. & Quintanar. J (2014) Reduced expression of exocytotic proteins caused by anticholinesterase pesticides in *Brachionus calyciflorus* (Rotifera: Monogononta). *Brazilian Journal of Biology*, 2015 (75)3, p. 759-765. Recuperado de <http://www.scielo.br/pdf/bjb/v75n3/1519-6984-bjb-1519-698401614.pdf>

Pino. N & Peñuela. G (2011). Simultaneous degradation of the pesticides methyl parathion and chlorpyrifos by an isolated bacterial consortium from a contaminated site. *International Biodeterioration & Biodegradation* (65), 2011). 827-831. Recuperado de <https://www-sciencedirect-com.bibliotecavirtual.unad.edu.co/science/article/pii/S0964830511001260?via%3Dihub>

Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD (2016) *Los Objetivos de Desarrollo Sostenible* (ODS). Recuperado de <https://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals.html>

Sánchez. E & Ortiz. L (2011). Riesgos y estrategias en el uso de plaguicidas. *Narraciones de la Ciencia. Inventio, la génesis de la cultura universitaria en Morelos*, 2011 (14) 21-27. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3747111>

Silva. S & Correa. F (2009). Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica. *Semestre Económico*. (12)23, 13-34, ISSN 0120-6346, enero-junio de 2009. Medellín, Colombia. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/seec/v12n23/v12n23a2.pdf>

Schrijver, A. D., & Mot, R. D. (1999). Degradation of pesticides by actinomycetes. *Critical reviews in microbiology*, 25(2), 85-119. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10408419991299194>

Superintendencia de Industria y Comercio (2013). Estudio sobre plaguicidas en Colombia. *Estudios económicos sectoriales* (7). Grupo de Estudios Económicos. Recuperado de http://www.sic.gov.co/recursos_user/documentos/Estudios-Academicos/Documentos-Elaborados-Grupo-Estudios-Economicos/7_Estudio_Sobre_Sector_Plaguicidas_Colombia_Diciembre_2013.pdf

REFLEXIONES FINALES: CONSCIENCIA AMBIENTAL



Delgado & Chiriví

La biorremediación se presenta como una alternativa amigable, interesante y llamativa para combatir y reducir la contaminación de suelos, cuerpos de agua o aire e igualmente puede ser útil con fines preventivos. Por su lado, la biorremediación en la actualidad solo cubre una pequeña fracción del tratamiento de residuos peligrosos; sin embargo, es un sector con gran crecimiento e interés en la gestión y recuperación medioambiental (Robles Vargas & Pinzón Quintero, 2013). Políticamente hablando, en Colombia, se basa en el principio “el que contamina paga” lo cual expresa que una persona natural o jurídica responsable de una contaminación debe pagar los gastos de las medidas necesarias para evitarla o reducirla con el fin de cumplir las normas y medidas equivalentes (Gómez et al, 2009). Este principio trae consigo implicaciones poco efectivas, ya que se trata de un mecanismo puramente económico para un problema más social y ético, por lo que en realidad no se reduce o mitiga la contaminación, sino que el problema está siendo camuflado y no solucionado. Por ejemplo, cuando una empresa responde por la contaminación de suelos o de cuerpos de agua a través de pagos, este realmente no está evitando la contaminación. Al contrario, este solo le está dando recursos a la administración pública para así poder tomar los mecanismos para su recuperación y remediación. Esto significa que la contaminación está siendo únicamente regularizada y normalizada, más no mitigada o prevenida (Gómez et al, 2009).

Con base en esto, Valenzuela (2006) dice: “la sola adopción del principio el que contamina paga resulta insuficiente como respuesta social al problema de la contaminación ambiental y que debe, en consecuencia, ser complementada por otras medidas” por ejemplo, por medio de la biorremediación. Este nuevo principio recibe el nombre de “el que contamina remedia”. Sin embargo, ninguno de los dos principios mencionados anteriormente es satisfactorio y exitoso si se aplica o ejecuta individualmente, razón por la cual se propone que ambos tienen que ser desarrollados conjuntamente para que así se complementen entre ellos y se logre realizar así una medida contundente y efectiva contra la contaminación de suelos y cuerpos de agua en Colombia (Gómez et al, 2009).

Adicional a esto, es necesario implementar medidas amplias y específicas que permitan la ejecución de la biorremediación o biotecnología frente a problemáticas medioambientales y consecuentemente de contaminación, no solo para ser una gran alternativa como solución sino también fomentar su investigación e interés que conlleve a una oportunidad de empresa o de emprendimiento generadora de empleo como ocurre actualmente en gran parte de Europa. Con relación a esto, en Colombia existen laboratorios tales como Laboratorios Prodycon SA y Simple Green Colombia que ofrecen programas de biorremediación en básicamente borras de tanque, sedimentos separadores API, sobrenadantes aceitosos de piscina y materiales contaminados por derrames, con el fin de mejorar la recuperación

básica y la preservación de los recursos naturales del país (Robles Vargas & Pinzón Quintero, 2013). Por último, se requiere también la participación y concientización del pueblo colombiano con actividades o ideas emprendedoras que busquen mitigar el daño que ha causado la contaminación por parte de la actividad empresarial del país, dado que a toda persona le incumbe la conservación del medio ambiente, ya que su contaminación, deterioro y destrucción nos afecta a todos tanto directa como indirectamente.



Se requiere también la participación y concientización del pueblo colombiano con actividades o ideas emprendedoras que busquen mitigar el daño que ha causado la contaminación por parte de la actividad empresarial del país

REFERENCIAS UTILIZADAS EN ESTA SECCIÓN

Aristizábal González, G., & Gómez Torres, M. del R. (2009). *¿Es viable la biorremediación como alternativa de descontaminación en Colombia?* Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/16905>

Robles Vargas, S. C., & Pinzón Quintero, O. (2013). El futuro de los tratamientos ambientales: biotecnología vs políticas. En: Torres Olaya, M. L., Ramírez Cárdenas, J. A., & Mejía Argüello, J. E. *Gerencia de instituciones de salud y Gestión Ambiental*. Bogotá: Fundación Universitaria del Área Andina. Recuperado de http://digitk.areandina.edu.co/repositorio/bitstream/123456789/525/1/Investigacion_posgrados_VOL1__cerrado.pdf#page=138