

Revisión

Biosurfactantes y su papel en la biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas

Nuvia L. De la Rosa Cruz, Enrique Sánchez-Salinas y Ma. Laura Ortiz-Hernández*

Laboratorio de Investigaciones Ambientales, Centro de Investigación en Biotecnología,
Universidad Autónoma del Estado de Morelos.
Av. Universidad N° 1001 Col. Chamilpa, Cuernavaca Mor. CP.62209.

* Autor de Correspondencia: ortizhl@uaem.mx

Resumen

Los biosurfactantes (BS) son un grupo de moléculas de origen microbiano que se caracterizan por ser anfipáticas, es decir que sus moléculas presentan dos partes diferentes, una hidrofóbica y otra hidrofílica. Son un grupo estructuralmente diverso de moléculas tensoactivas, que presentan en general menor toxicidad y mayor biodegradabilidad que los surfactantes sintéticos. Entre las aplicaciones más estudiadas de los BS están aquellas relacionadas con la industria del petróleo y la bioremediación de sitios o residuos contaminados con hidrocarburos. No obstante, los biosurfactantes pueden ser utilizados para otro tipo de compuestos xenobióticos, como es el caso de los plaguicidas. Estos compuestos permiten controlar la proliferación de plagas y enfermedades de los cultivos y del ganado, así como reducir o evitar las pérdidas en la producción de alimentos y contribuir al control de los vectores de diversas enfermedades. No obstante la importancia económica de los plaguicidas, es necesario destacar que su aplicación indiscriminada y sin control ha generado diversos problemas como intoxicación a seres humanos, efectos carcinogénicos, teratogénicos y mutagénicos, además de numerosos problemas ambientales como contaminación de mantos freáticos, aguas continentales y costeras; contaminación del suelo y bioacumulación en las cadenas alimentarias. Generalmente los plaguicidas son de naturaleza hidrofóbica, por lo que el uso de los BS puede ser prometedor en la remediación de sitios contaminados o en el tratamiento biotecnológico de residuos de plaguicidas.

Palabras clave: *biosurfactante, plaguicida, biorremediación, solubilidad*

Abstract

Biosurfactants (BS) are a group of microbial molecules that are characterized as amphipathic, meaning that have two distinct parts, one hydrophobic and the other hydrophilic. These compounds are a group structurally diverse which generally have lower toxicity and higher biodegradability than synthetic surfactants. Typical applications of BS studied are those related to oil and bioremediation of sites contaminated with hydrocarbons or residues. However, BS can be used for other types of xenobiotics, such as pesticides. These compounds can control the spread of pests and diseases of crops and livestock, as well as reduce or prevent losses in food production and contribute to the control of vectors of various diseases. Despite the economic importance of pesticides, it should be noted that the indiscriminate and uncontrolled application has generated various problems like toxicity to humans, carcinogenic, teratogenic and mutagenic

effects, besides numerous environmental problems such as superficial water, soil and groundwater pollution plus bioaccumulation in food chains. Pesticides are generally hydrophobic in nature; therefore, the use of BS can be promising for the remediation of contaminated sites or biotech treatment of pesticide residues.

Key words: *biosurfactants, pesticide, bioremediation, solubility*

1. Introducción

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación (FAO) en 2002 define a un plaguicida como cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo los vectores de enfermedades humanas o de los animales, las especies de plantas o animales indeseables que causan perjuicio o que interfieren de cualquier otra forma en la producción, elaboración, almacenamiento, transporte o comercialización de alimentos, productos agrícolas, madera y productos de madera o alimentos para animales, o que pueden administrarse a los animales para combatir insectos, arácnidos u otras plagas en o sobre sus cuerpos.

El incremento en la producción de alimentos ha sido gracias al uso de plaguicidas que al mismo tiempo, ha originado a una preocupación creciente de su efecto sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos. Debido a sus características químicas, los plaguicidas son contaminantes persistentes que resisten en grado variable la degradación fotoquímica, química y bioquímica, por lo que su vida media en el ambiente puede ser elevada (Razek *et al.* 2013).

Actualmente los residuos de plaguicidas han sido identificados en todos los compartimientos ambientales (aire, agua y suelo), en regiones geográficas tales como océanos, desiertos y zonas polares. Igualmente se ha demostrado su presencia en diferentes organismos de todos los niveles tróficos, ya que se bioacumulan y se biomagnifican en las cadenas alimentarias. Los seres humanos no están exentos de esta contaminación y los plaguicidas se han podido identificar en diversos tejidos y secreciones

humanas, inclusive de los habitantes de regiones muy aisladas (Malato-Rodríguez *et al.* 2001). Existen evidencias de que del total de plaguicidas utilizados en la agricultura, solamente el 1% del principio activo se utiliza para controlar las plagas; el resto de ellos tiende a depositarse en suelos distribuyéndose y/o filtrándose a través de él hacia aguas subterráneas o directamente hacia cuerpos de agua como ríos y arroyos (Díaz-Trujillo 2007, Ortiz-Hernández *et al.* 2011).

Los daños que se causan al ambiente y a la salud, hacen necesario el desarrollo de estrategias para el tratamiento de residuos o para la remediación de sitios contaminados. El tratamiento biológico promete ser eficiente, más económico y seguro, puesto que se llevan a cabo diferentes reacciones catalizadas por enzimas de microorganismos. Los métodos biológicos están ganando importancia debido a su simplicidad, mayor eficiencia y rentabilidad en comparación con otros métodos (Chandran y Das 2011, Ortiz-Hernández *et al.* 2011, Pal y Tah 2012). Surgen así las técnicas de biorremediación, que consisten en hacer uso de microorganismos para eliminar mediante biodegradación la contaminación por plaguicidas, constituyendo una tecnología en amplia expansión y muy competitiva capaz de conseguir la biodegradación de plaguicidas en diversos ecosistemas (Sánchez y Rodríguez 2007).

Al hablar de la biodegradación de plaguicidas deben tomarse en cuenta factores como la baja solubilidad, ya que la eficiencia en la remoción de compuestos orgánicos hidrofóbicos en cualquier proceso de biorremediación, se verá limitado (Mata *et al.* 2000). Debido a que los plaguicidas son de naturaleza hidrofóbica, se adhieren a las partículas del suelo o sedimentos

en ambientes acuáticos, resultando ser inaccesibles como fuentes de carbono y energía para los microorganismos (Díaz-Trujillo 2007, Olvera-Velona *et al.* 2008).

La biodisponibilidad de una sustancia está controlada por procesos físico-químicos tales como sorción, desorción, difusión y disolución. Entre las estrategias para mejorar la disponibilidad de los compuestos hidrofóbicos, se encuentran la producción de surfactantes, cuyo uso ha logrado incrementar la biodisponibilidad del plaguicida mediante su solubilización, por lo que son esenciales para el proceso de biodegradación. Esto confirma el hecho de que algunos microorganismos posean la capacidad de sintetizar este tipo de compuestos, los cuales son denominados biosurfactantes (Liu *et al.* 2004).

Este trabajo tiene como objetivo explorar los estudios realizados acerca de los mecanismos de acción, producción, eficiencia y aplicación de biosurfactantes, resaltando su posible aplicación en la biodegradación de plaguicidas y en la bioremediación de suelos contaminados con estos compuestos químicos, bajo el contexto de la biotecnología ambiental.

2. Degradación de plaguicidas y bioremediación de suelos contaminados

La utilización de microorganismos que transforman diferentes compuestos xenobióticos en otros de menor impacto ambiental, ha experimentado un gran desarrollo. Galli (2002), señala que los compuestos tóxicos más usados son los plaguicidas, los cuales en muchos casos son fuentes de carbono y donadores de electrones para algunos microorganismos del suelo. Aunque las bacterias son las más empleadas en el proceso de biodegradación de plaguicida, también se han empleado otros microorganismos como hongos, algas, cianobacterias y actinomicetos (Torres 2003).

Los principios de la biodegradación de plaguicidas se utilizan para ser aplicados en las tecnologías de biorremediación, las cuales se basan en la capacidad de los microorganismos para transformar contaminantes orgánicos en compuestos más sencillos e inocuos al ambiente (Ortiz-Hernández *et al.*, 1997, Popoca-Ursino 2012). La capacidad de biodegradación de los microorganismos depende de las características físicas, químicas y microbiológicas del suelo y de las propiedades químicas del contaminante (Leahy y Colwell, 1990; Banat *et al.* 2000; Van Hamme *et al.* 2003, Haritash y Kaushik 2009). Esta degradación se lleva a cabo por las reacciones mediante las cuales los microorganismos heterotróficos se nutren y captan la energía necesaria para satisfacer sus necesidades tomando como principal fuente de carbono a los plaguicidas (Yeomans *et al.* 2004).

Existen innumerables reportes sobre degradación biótica de plaguicidas en el ambiente, ya que los microorganismos son capaces de degradar sustratos diferentes a las fuentes de carbono naturales debido a su gran plasticidad genética, rápidos tiempos de generación y su gran habilidad para sobrevivir en diferentes medios. Una característica importante de los microorganismos, es la capacidad de adaptación a través de la mutación para desarrollar la habilidad de degradar compuestos difícilmente degradables o tóxicos, probablemente debido a la evolución de sistemas de transporte más adecuados a través de la pared celular (Ortiz-Hernández *et al.* 1997, Alexander 1994, Yeomans *et al.* 2004, Banat *et al.* 2000; Van Hamme *et al.* 2003, Haritash y Kaushik 2009, Chino-Flores *et al.* 2011, Razek *et al.*, 2013).

Entre los procesos biológicos el metabolismo microbiano es la fuerza primaria de transformación o degradación de plaguicidas, por lo que los microorganismos son más importantes en la degradación que los mecanismos físicos y químicos (Bradley 1997, Singleton 2004, Andreu y Picó 2004, Zhu *et al.*

2004). Con las reacciones metabólicas se transforman a los plaguicidas conduciendo a cambios en su estructura química por reacciones de oxidación, reducción, hidrólisis, sustitución o eliminación de grupos funcionales, dando lugar a compuestos inorgánicos como CO₂, H₂O, haluros, amonio y fosfatos, entre otros. En este caso al proceso se le conoce como degradación (Guzmán-Alcalá 2007, Zhang *et al.* 2003).

En la naturaleza, la estructura de los plaguicidas se expone a diferentes cambios ya sea por factores abióticos o bióticos (principalmente por acción de la actividad degradadora de algunos microorganismos). En la Tabla 1 se muestran algunos microorganismos y sus enzimas que se encargan de transformar a los plaguicidas por acción de su catabolismo y/o co-metabolismo (Scott *et al.* 2008). El metabolismo de los plaguicidas incluye un proceso de tres fases. En la fase I, el compuesto original es transformado a través de reacciones de oxidación, reducción o hidrólisis y generalmente se genera un producto más soluble en agua y menos tóxico que el compuesto original. La segunda fase incluye la conjugación del plaguicida o de sus metabolitos a azúcares y aminoácidos, lo cual también resulta en una mayor solubilidad en agua y una menor toxicidad. La tercera fase se incluye la conversión de los metabolitos de la fase II en conjugados secundarios, que son menos tóxicos. En estos procesos, los hongos y las bacterias generan enzimas intra o extracelulares como son la hidrolasas, peroxidasas, oxigenasas y otras (Abraham *et al.* 2002, Li *et al.* 2007, Ortiz-Hernández *et al.* 2011). Los plaguicidas que poseen estructuras aromáticas, bajo condiciones aeróbicas son transformados por mono y di-oxigenasas, produciendo derivados dihidroxilados como metabolitos. Bajo condiciones anaeróbicas, la transformación sigue rutas reductoras que lo dirigen a perder su aromaticidad antes de que el anillo se rompa. Posterior al rompimiento del anillo aromático, se da la dehalogenación de los compuestos aromáticos, aunque algunas bacterias pueden

dehalogenar sin la ruptura previa del anillo. Hasta ahora se conocen tres clases de reacciones de dehalogenación en compuestos aromáticos: las oxidativas, en donde el halógeno se separa del anillo durante la oxigenación; las hidrolíticas, que provoca que el halógeno sea remplazado por un grupo hidroxilo (puede ocurrir en condiciones aerobias) y la reductiva, con lo que el halógeno es remplazado por el hidrógeno (ocurre solo en condiciones sulfato-reductoras y metanogénicas) (Commandeur y Parsons 1994). En estas reacciones suelen utilizarse aceptores de electrones y los más utilizados por los microorganismos son el oxígeno, los nitratos, el hierro (III), los sulfatos y el dióxido de carbono. Cuando el oxígeno es utilizado como aceptor de electrones la respiración microbiana se produce en condiciones aerobias, y los procesos de biodegradación serán de tipo aerobio; sin embargo, si utiliza los sulfatos o el dióxido de carbono se produce en condiciones reductoras o anaerobias, y los procesos de biodegradación serán de tipo anaerobio (Maroto y Rogel, 2001).

El conocimiento de los principios metabólicos de la biodegradación, incluyendo los sistemas enzimáticos, puede ser utilizado para establecer estrategias de bioremediación de suelos contaminados con plaguicidas. Hoy en día, la biorremediación es una de las alternativas más viables para la recuperación de suelos contaminados. La biorremediación utiliza la actividad biológica de micro-organismos para reducir la concentración o toxicidad del contaminante. La fito-remediación consiste en usar plantas que absorban, contengan, remuevan o neutralicen los plaguicidas del suelo (Pongrac *et al.* 2007).

Tabla 1. Algunas enzimas y microorganismos reportados en degradación de plaguicidas (Moreno-Medina, 2011).

Enzima	Microorganismo	Requerimiento de cofactor	Plaguicida que degradan	Estrategia de biorremediación empleada
Gox	<i>Pseudomonas sp. LBr.</i>	FAD	Glifosato	En planta
	<i>Agrobacterium strain T10</i>			
Esd	<i>Mycobacterium sp.</i>	FAD y NADH	Endosulfan y endosulfato	Aún no en uso
Ese	<i>Arthrobacter sp.</i>	FMN (flavin)	Endosulfan y endosulfato	Aún no en uso
Cyp 1A1/1A2	<i>Mamíferos (ratón)</i>	Heme y NADH	Atrazina, norflurazon y clortoluron	En planta
Cyp 76B1	<i>Heliantus tuberosus</i>	Heme y NADH	Linuron, clortoluron e isoproturon	En planta
P450	<i>Pseudomonas putida</i>	Heme y NADH	Hexaclorobenceno y pentaclorobenceno	No en uso
TOD	<i>Pseudomonas putida</i>	Fe ⁺² y NADH	Herbicidas trifluralinas	No en uso
E3	<i>Lucilia cuprina</i>	No	Piretroides sintéticos e insecticidas fosforiésteres	No en uso
OPH/Opd A	<i>Agrobacterium radiobacter</i>	Fe ⁺² y Zn ⁺²	Insecticidas fosforiésteres	Biorremediación y enzimas libres
	<i>Pseudomonas diminuta</i>			
	<i>Flavobacterium</i>			
LinB	<i>Sphingobium sp.</i>	No	Hexaclorociclohexano	Bioaumentación con <i>Sphingobium indicum</i>
	<i>Sphingomonas sp.</i>			
AtzA	<i>Pseudomonas sp. ADP</i>	Fe ⁺²	Triazinas	En plantas y en bacterias
TrzN	<i>Nocardiodes sp.</i>	Zn ⁺²	Triazinas	No en uso
Lin A	<i>Sphingobium sp.</i>	No	Hexaclorohexano	Bioaumentación con <i>Sphingobium indicum</i>
	<i>Sphingomonas sp.</i>			
TfdA	<i>Ralstonia eutropha</i>	a-ketoglutarato y Fe ⁺²	2,4-ácido diclorofenoxiacético y herbicidas piridiloxiacetatos	En planta
DMO	<i>Pseudomonas maltophilia</i>	NADH	Dicamba	En planta

Existen diversas tecnologías para remediar sitios contaminados y pueden ser *in situ* o *ex situ*. A continuación se mencionan algunas de ellas (Ortiz-Hernández, 2002):

- Bioaugmentación: adición de microorganismos nativos al sitio contaminado.
- Bioestimulación: adición de nutrientes para estimular la actividad microbiana.
- Bioventeo (ventilación forzada): introducción de aire por medio del suelo para estimular el crecimiento de microorganismos aerobios.
- Compostaje (biopilas): formación de pilas con el material contaminado, aplicando aire.
- Biocultivo: tratamiento en fase sólida en sitios confinados para retener los lixiviados que se forman.
- Biosorción: empleo de microorganismos con la finalidad de absorber metales.

Los factores que deben tomarse en cuenta para la biorremediación son la disponibilidad de nutrientes y de oxígeno, el contenido de humedad del suelo (50%-80%), el pH del suelo (6.5-7.5), la temperatura del suelo (20-25°C), adsorción y desorción del plaguicida en las partículas del suelo, tamaño de partícula del suelo. Estos factores en conjunto marcan la pauta para mencionar las ventajas y desventajas de la biorremediación.

3. Factores que influyen en la biodegradación de plaguicidas en el suelo

Cualquier factor que altere las reacciones metabólicas de los microorganismos y su crecimiento, también afectará a la biodegradación. Por lo tanto, las condiciones ambientales tales como temperatura, pH, humedad, oxígeno y disponibilidad de sustrato, tendrá influencia sobre la eficiencia de degradación de los plaguicidas (Alexander 1999).

El proceso de degradación de plaguicidas a menudo involucra a más de una especie de microorganismos, ya que cada uno contribuye con diferentes reacciones; por ello es importante la presencia de consorcios microbianos. Ejemplos de microorganismos que degradan plaguicidas son los basidiomicetos y bacterias tales como las gamma-Proteobacteria (*Pseudomonas*, *Aerobacter*, *Acinetobacter*, *Moraxella*, *Plesiomonas*), beta-Proteobacteria (*Burkholderia*, *Neisseria*), alfa-proteobacterias (*Sphingomonas*), actinobacterias (*Micrococcus*) y Flavobacterias (*Flavobacterium*) (Velázquez-Fernández *et al.* 2012).

Es importante conocer el metabolismo de las especies o cepas para mejorar la estrategia de biorremediación de sitios contaminados, ya sea por bioestimulación o bioaugmentación. Además, gracias a la Biología Molecular la capacidad de biodegradación podría ser transferida de un microorganismo a otro. Durante la biodegradación ocurren dos eventos importantes: el consumo del sustrato y el crecimiento microbiano, los cuales están estrechamente relacionados (Helmy y Kardená 2009). Sin embargo para que estos eventos ocurran es importante entender cómo se comporta un plaguicida al momento de ser incorporado al ambiente. Entre las propiedades intrínsecas de los plaguicidas que ejercen mayor influencia se encuentran, la solubilidad en agua, la persistencia y la adsorción, lo cual asociado a factores ambientales como temperatura y humedad, favorecen procesos como disipación, volatilización, descomposición y lixiviación (Díaz-Trujillo 2007).

Los plaguicidas que llegan al suelo experimentan procesos como son adsorción, transporte, transformación o degradación, los cuales son determinantes para su posterior destino. Dado que la mayor parte de los procesos actúan de forma simultánea e influyéndose mutuamente, el proceso de

adsorción es el principal de todos ellos, puesto que al determinar la cantidad de plaguicida disponible en la interface sólido-agua o sólido-aire se notara la influencia sobre todos los demás (Cornejo 2004). Así por ejemplo la volatilización, la lixiviación y la biodisponibilidad se favorecen por la disminución de la adsorción (Zsolmay *et al.* 2002, Olvera *et al.* 2008). Otros factores que influyen en la de degradación de plaguicidas,

son los procesos que ocurren en el suelo. La Tabla 2 muestra los más importantes (Jenkins y Thomson 2009).

En resumen, es importante conocer las condiciones ambientales que los microorganismos requieren, la naturaleza del plaguicida contaminante y las condiciones del suelo, lo que conducirá a un mayor éxito en la biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas.

Tabla 2. Principales procesos que determinan el comportamiento de los plaguicidas en el suelo y que por lo tanto, tienen influencia sobre su degradación.

PROCESO	DESCRIPCIÓN
Lixiviación	Es un proceso ligado a la dinámica del agua, a la estructura del suelo y a factores propios del plaguicida. Los plaguicidas aplicados al suelo tienden a desplazarse con el agua y lixiviar a través del perfil, pudiendo alcanzar el acuífero.
Volatilidad	Tendencia del plaguicida a pasar a la fase gaseosa, dependiendo de su presión de vapor, del estado físico en que se encuentren y de la temperatura del ambiente.
Persistencia	Es la capacidad de cualquier plaguicida para retener sus características físicas, químicas y funcionales en el medio en el cual es transportado o distribuido durante un período limitado después de su emisión.
Solubilidad en agua	Determina la máxima concentración de un plaguicida a disolverse en el agua. Los muy solubles se adsorben con baja afinidad al suelo y por lo tanto, son fácilmente transportados. Los poco solubles se adsorben fácilmente al suelo.
Humedad	Es el contenido de agua en el suelo e influye en la adsorción y solubilidad de los plaguicidas. La adsorción aumenta con la humedad del suelo.
Temperatura	Influye directamente en la humedad del suelo y en la volatilización del plaguicida.
pH	Los plaguicidas presentan distinto comportamiento debido a los cambios de pH en el suelo.
Toxicidad	Permite evaluar la capacidad contaminante de un compuesto, ya que las reacciones de degradación transforman a los plaguicidas en compuestos de menor o mayor toxicidad, lo cual afecta el crecimiento y el metabolismo de los microorganismos.

4. Los biosurfactantes como agentes para mejorar la biodisponibilidad de los plaguicidas

Los biosurfactantes (BS) son un grupo amplio de compuestos estructuralmente diversos, tensoactivos y producidos por diferentes microorganismos que incluye a bacterias, hongos y levaduras (Anandaraj y Thivakaran 2010). Estos microorganismos producen BS que pueden ser secretados extracelularmente o estar unidos a la membrana celular, predominantemente

durante la fase de crecimiento (Desai y Banat 1997).

Los BS presentan una región hidrofílica formada por aminoácidos, péptidos (aniones o cationes), mono o polisacáridos, y una región hidrofóbica, que consiste de ácidos grasos saturados e insaturados (Desai y Banat 1997), característica que les facilita reducir las tensiones superficiales e interfaciales entre dos líquidos inmiscibles, incrementando la solubilidad de compuestos hidrofóbicos en un medio acuoso (Figura 1) (Banat *et al.* 2000).

Los biosurfactantes son moléculas anfipáticas y con alta especificidad (Shoeb *et al.* 2012, Zajik y Pachal 1976, Cooper y Zajic 1980, Banat 1995, Sachdev y Cameotra 2013). Una de las propiedades más interesantes de este tipo de moléculas es la capacidad que poseen para formar agregados moleculares en solución acuosa. En estas condiciones los monómeros individuales se orientarán con su porción hidrofílica en contacto con la fase acuosa y

su porción hidrofóbica hacia el interior del agregado (Figura 1) (Gusmao *et al.* 2010, Sekhon *et al.* 2012). Existen diferentes ventajas de los BS con respecto a aquellos de origen químico, por lo que los BS se han vuelto atractivos para aplicaciones industriales y ambientales (Mulligan 2009, Okoliegbe y Agarry 2012), las cuales se muestran en la Tabla 3 (Marchant y Banat 2012, Makkar *et al.* 2011, Das *et al.* 2008 Desai 1987).

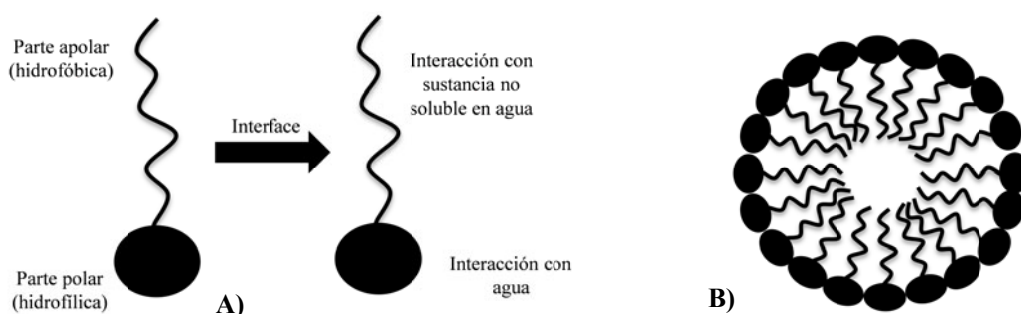


Figura 1. A) Estructura general de los BS y ubicación en la interfase, B) Formación de una micela cuando los BS interactúan entre ellos en un ambiente acuoso (Adaptado de Riojas-González *et al.* 2010).

Tabla 3. Ventajas de los BS comparativamente con los surfactantes de origen químico

VENTAJAS	DESCRIPCIÓN	REFERENCIA
Biodegradabilidad	Pueden ser fácilmente degradados por los microorganismos	Mohan <i>et al.</i> 2006
Baja toxicidad	Los BS son menos tóxicos que los surfactantes químicos	Desai y Banat 1997
Disponibilidad de residuos orgánicos para su producción	Los BS pueden ser producidos a partir de materiales de desecho que existen en abundancia y por lo tanto, son económicos. La fuente de carbono se obtiene de hidrocarburos, carbohidratos y/o lípidos, los cuales pueden ser utilizados separadamente o en combinación entre ellos.	Kosaric 2001
Factores ambientales	Muchos BS no son afectados por factores ambientales tales como temperatura, pH o salinidad	Krishnaswamy <i>et al.</i> 2008
Actividad superficie e interfase	Pueden bajar la tensión superficial del agua y la tensión interfacial agua/hexadecano	Mulligan 2005
Otras ventajas	Son biocompatibles y digeribles, lo cual permite su aplicación en la industria cosmética, farmacéutica y en aditivos para los alimentos.	Kosaric 2001

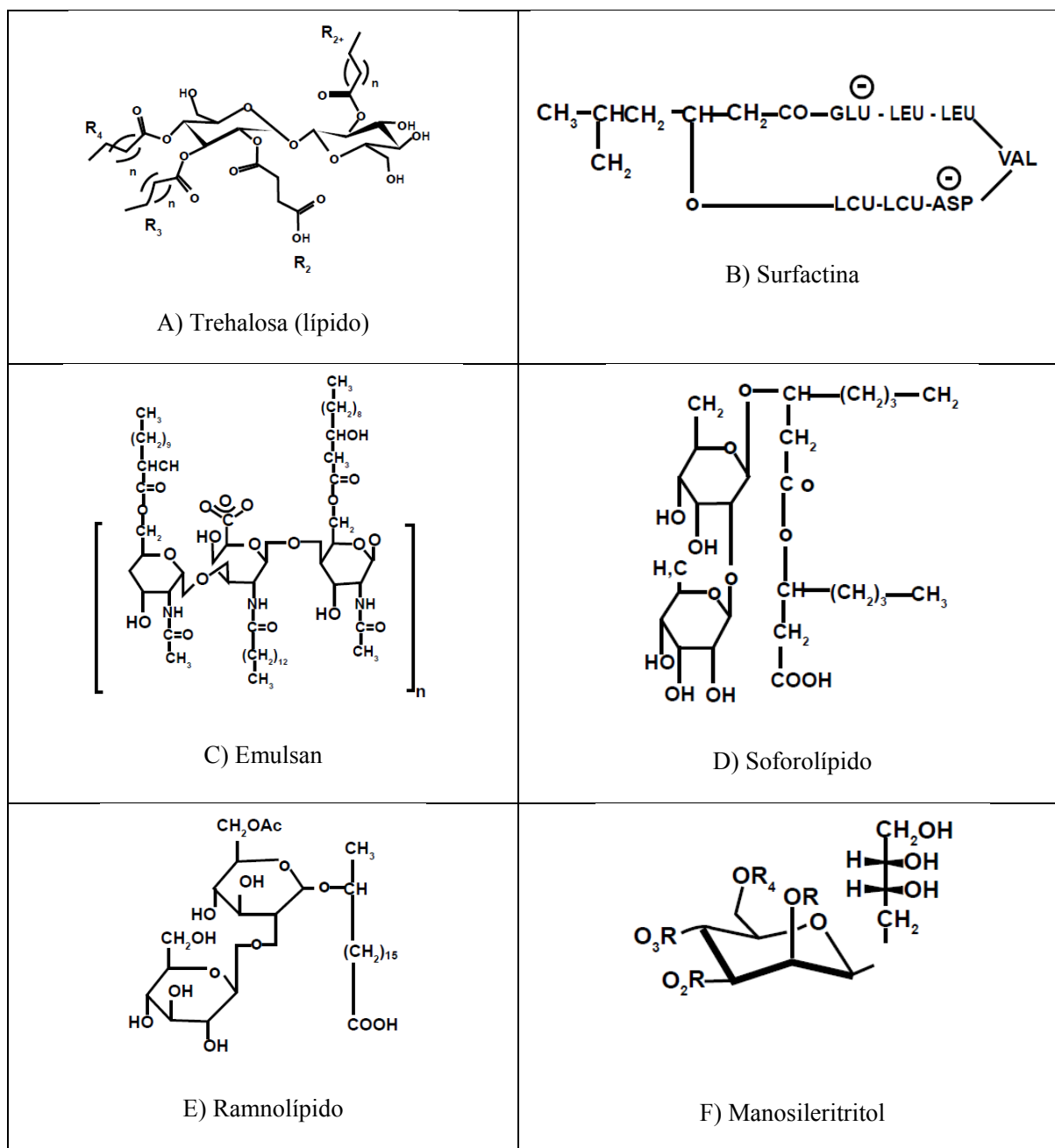


Figura 2. Estructuras de algunos BS (modificado de Fakruddin 2012).

La mayoría de BS descritos en la literatura son de origen bacteriano, siendo *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus* y *Arthrobacter* los géneros productores más reportados (Lima et al. 2011). Sin embargo, el estudio de BS en levaduras ha ido creciendo en importancia, principalmente de los géneros *Candida*, *Pseudozima* y

Yarrowia (Amaral et al. 2008). Algunos ejemplos de BS se presentan en la Figura 2. Los BS se acumulan en la interface entre dos fluidos inmiscibles o entre un fluido y un sólido. Al reducir la tensión superficial (líquido-aire) y la tensión interfacial (líquido-líquido), se reducen las fuerzas de repulsión entre dos fases disimilares y les

permite mezclarse e interactuar más fácilmente (Pacwa-Płociniczak 2011, Rosenberg 2010).

Los BS se producen predominantemente durante el crecimiento de los microorganismos en sustratos no miscibles en agua, tales como compuestos derivados del petróleo (alcanos, queroseno, diesel, n-hexadecano, fenantreno), carbohidratos (glucosa, sacarosa, fructosa, melaza) aceites vegetales (olivo, maíz, girasol, soja), alcoholes (glicerol) y plaguicidas entre otros compuestos orgánicos (Mulligan 2009). Por otro lado los factores ambientales son importantes en el rendimiento y las características del BS, ya que su producción puede ser inducida por cambios en el pH y la temperatura. (Amaral *et al.* 2008). Existen reportes de producción que varían desde los 20° C a los 45 ° C, mientras que el pH se restringe en un rango de 6 a 9 (Mulligan y Gibbs 2001).

Debido a la importancia creciente de los BS, se han buscado alternativas de fuentes de carbono a partir de residuos orgánicos y un medio mínimo para el crecimiento de microorganismos productores de BS, lo cual es atractivo para disminuir costos de producción. Thompson *et al.* (2000), reportan la producción de surfactina a partir de residuos sólidos y líquidos de papa y almidón suplementados con sales minerales. Así mismo la utilización de otros residuos como melaza de azúcar y residuos de las destilerías han sido utilizados para la producción de BS.

5. Clasificación de los biosurfactantes

De acuerdo a una clasificación propuesta por Neu (1996), los BS de bajo peso molecular incluyen a glicolípidos (ramnolípidos, lípidos de trealosa, sofrorolípidos y lípidos de fructosa) o lipopéptidos (surfactina,

gramidicina y polimixina), que son eficientes en la disminución de la tensión superficial e interfacial. En contraste, los polímeros de alto peso molecular se definen como bioemulsificadores (Rosenberg y Ron 1997, Smyth *et al.* 2010a, Smyth *et al.* 2010b) e incluyen a polisacáridos anfipáticos, lipoproteínas o mezclas complejas de las dos anteriores, los cuales son buenos estabilizadores de emulsiones hidrocarburo-agua (Rosemberg 1986).

En la tabla 4 se presenta la clasificación de acuerdo a los constituyentes que conforman a los BS. En esta clasificación los grupos de BS más estudiados son los de bajo peso molecular como los glicolípidos, debido a su alto rendimiento en producción y costo (Kitamoto *et al.* 2002). Son carbohidratos con ácidos grasos alifáticos o ácidos hidroxialifáticos; son los más comunes y pueden ser aniónicos, no iónicos y extracelulares.

El segundo grupo corresponde a los ácidos grasos que son los principales constituyentes de los lípidos, se encuentran en todos los microorganismos y se dividen en cuatro grupos principales: de cadena lineal, ramificados, insaturados y derivados del ciclopropano. Los fosfolípidos son los principales componentes de las membranas microbianas y aunque se encuentran en todos los microorganismos, solo algunos de ellos los producen en cantidades significativas. Están formados por glicerol unido a dos ácidos grasos y un grupo fosfato (Kosaric *et al.* 2001). Los BS poliméricos, son mezclas complejas que contienen proteínas, lípidos, y carbohidratos. Se ha encontrado un complejo lípido-polisacárido aislado de la pared celular de *Candida tropicalis* que sirve de enlace con los sustratos de hidrocarburos en su metabolismo (Rosenberg y Ron 1999). Por último los lipopéptidos contienen aminoácidos, glucosa y ácidos grasos y se ha reportado que no reducen la tensión superficial.

Tabla 4. Clasificación de biosurfactantes y su uso en la remediación de sitios contaminados con metales pesados e hidrocarburos (tomado de Pacwa-Płociniczak 2011).

Biosurfactante		Microorganismo	Aplicaciones en biotecnología ambiental
Grupo	Clase		
Glicolípidos	Rhamno-lípidos	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Pseudomonas</i> sp.	Incremento de la degradación y dispersión de hidrocarburos, emulsificación de hidrocarburos y aceites vegetales, remoción de metales del suelo
	Trehalo-lípidos	<i>Mycobacterium tuberculosis</i> , <i>Rhodococcus erythropolis</i> , <i>Arthrobacter</i> sp., <i>Nocardia</i> sp., <i>Corynebacterium</i> sp.	Incremento en la biodisponibilidad de hidrocarburos
	Sophoro-lípidos	<i>Torulopsis bombicola</i> , <i>Torulopsis petrophilum</i> , <i>Torulopsis apicola</i>	Recuperación de hidrocarburos de heces y lodos, eliminación de metales pesados de sedimentos, incremento en la recuperación del petróleo
Ácidos grasos, fosfolípidos y lípidos neutros	Ácido corinomicólico	<i>Corynebacterium lepus</i>	Incremento de la recuperación de asfalto
	Ácido espiculispórico	<i>Penicillium spiculisporum</i>	Eliminación de metales de soluciones acuosas; dispersión de pigmentos hidrofílicos; preparación de organogeles tipo emulsión, microcápsulas superfina (vesículas o liposomas).
	Fosfatidil-etanol-amina	<i>Acinetobacter</i> sp. <i>Rhodococcus erythropolis</i>	Incrementan la tolerancia de las bacterias a los metales pesados
Lipopeptidos	Surfactina	<i>Bacillus subtilis</i>	Mejora de la biodegradación de hidrocarburos y plaguicidas clorados, la eliminación de metales pesados y aumenta la eficacia de la fitoextracción
	Lichenisina	<i>Bacillus licheniformis</i>	Incrementa la recuperación de petróleo
Biosurfactantes poliméricos	Emulsan	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i> RAG-1	Estabiliza las emulsiones hidrocarburo-agua
	Alasan	<i>Acinetobacter radioresistens</i> KA-53	
	Biodispersan	<i>Acinetobacter calcoaceticus</i> A2	Dispersión of cal en agua
	Liposan	<i>Candida lipolytica</i>	Estabilización de emulsiones hidrocarburos-agua
	Mannoprotein	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	

6. Mecanismo de acción de los biosurfactantes

Los BS contribuyen a la solubilización de los compuestos hidrofóbicos, ya que después de la interacción de las micelas con los plaguicidas se propicia la transferencia de masas hacia el microorganismo (Figura 3). Primeramente se realiza el transporte de la

micela solubilizada con el sustrato (I de la figura 3). Posteriormente se propicia el intercambio de las moléculas del BS (micelas) con la célula, esta etapa se puede interpretar cómo el proceso para la degradación (II de la figura 3), y finalmente se lleva a cabo la transferencia del sustrato a la célula bacteriana.

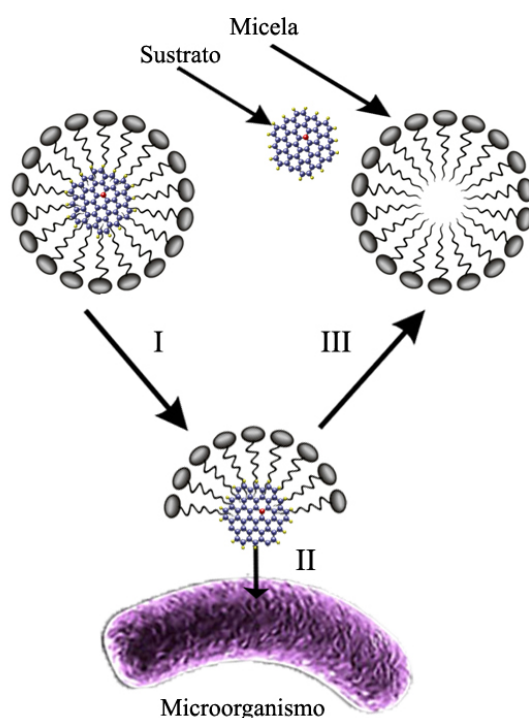


Figura 3. Transferencia de masa de micelas a la célula bacteriana (modificada de Riojas-González et al. 2010)

La efectividad de un BS se puede establecer con base en distintos parámetros relacionados con su capacidad de solubilizar compuestos hidrofóbicos. Uno de los parámetros importantes es la concentración micelar crítica (CMC) de un surfactante capaz de formar micelas. Estas micelas se producen cuando la parte hidrofóbica del surfactante, al ser incapaz de formar puentes de hidrogeno con las moléculas de agua, producen un aumento de la energía libre del cuando la concentración del surfactante tiene un valor por encima de la CMC se inhibe la

sistema (Yu *et al.* 2007). Una manera de aliviar este aumento, es aislar la región hidrofóbica interaccionando con otras superficies, asociándose a otros compuestos hidrofóbicos o formando vesículas en las que la región lipofílica se sitúa en el centro y la hidrofílica hacia fuera, formando los puentes de hidrogeno con las moléculas de agua (Figura 1B). Cuanto menor sea la CMC, más eficiente es el surfactante en cuestión. Singh *et al.* (2007) señalan que biodegradación, lo que sugiere que el sustrato que está dentro de la micela no está

biodisponible. La formación de estas micelas con compuestos hidrofóbicos favorecen la dispersión del mismo en medio acuoso aumentando la biodisponibilidad y por consiguiente la posibilidad de aumentar su biodegradación (Lee *et al.* 2005).

Un segundo parámetro es la tensión interfacial (TI) entre dos líquidos la cual depende de la fuerza de adhesión entre dos moléculas de un líquido y el otro, de esta manera la tensión interfacial entre dos líquidos está relacionada con la tensión superficial de cada líquido. Para disminuir la TI, los surfactantes actúan como un puente formando una tercera fase de microemulsión que favorece la interacción entre la fase acuosa y el contaminante hidrofóbico.

En el caso de la tensión superficial (tensión presente entre la interface liquido-aire), los surfactantes la disminuyen debido a que interfieren en la formación de puentes de hidrogeno y otras fuerzas relacionadas en la adhesión con otras moléculas (Ayirala y Rao 2006).

Los BS actúan mejorando e incrementando la transferencia de masa de compuestos hidrofóbicos desde la fase solida o liquida no acuosa hacia la fase acuosa reduciendo la tensión interfacial y por consiguiente acumulando compuestos hidrofóbicos dentro de las micelas (Li *et al.* 2002, Bardi 2000).

El efecto más importante del BS entre el suelo y el contaminante es la estimulación del transporte de masa del contaminante desde el suelo hasta la fase acuosa, donde se puede dar la biodisponibilidad, la cual está influenciada por las interacciones de surfactante-células, interacciones célula-contaminante e interacciones de superficie de contaminantes, esto va relacionado con tres mecanismos: la emulsión de contaminantes, la solubilización micelar y la facilidad de transporte. Un contaminante adsorbido puede facilitar el transporte en el suelo, siendo este el efecto más importante de los biosurfactantes en la biorremediación, por lo tanto, la reducción de la tensión

interfacial y de superficie son probablemente los mejores parámetros para la selección del BS en la remediación biológica del suelo (Yu *et al.* 2007).

La encapsulación de compuestos hidrofóbicos en micelas ha sido observada en BS de tipo lipopéptido. La gran mayoría de microorganismos que producen moléculas biosurfactantes y que son capaces de crecer en contaminantes hidrofóbicos, estimulan el crecimiento de estas bacterias y aceleran los procesos de biodegradación (Rocha e Infante 1997).

7. Biosurfactantes en la biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas

La biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas es importante debido las características de estas sustancias, como son su distribución ubicua, su baja biodisponibilidad, su alta persistencia en el suelo y a su efecto potencial sobre la salud humana. A la fecha, los esfuerzos que se han realizado en la investigación acerca de la biorremediación, se han aplicado en la optimización de la actividad microbiana con adición de nutrimentos, o bien en la bioaugmentación, aunque no se ha tenido mucho éxito, lo cual suele atribuirse a la falta de disponibilidad de los plaguicidas, ya que su alta adherencia a las partículas del suelo y su baja o escasa solubilidad en agua, condiciona la persistencia de compuestos biodegradables y también limita los intentos de restaurar sitios contaminados con plaguicidas. Derivado de su carácter lipofílico, los plaguicidas organoclorados son los menos solubles en agua, seguidos de los compuestos organofosforados y los carbamatos con solubilidades intermedias (Cameotra y Makkar 2010, Guanyu y Wong 2010).

Debido a la alta hidrofobicidad y a la proporción de su distribución entre sólido-

agua, los plaguicidas tienden a interactuar entre la fase acuosa y la materia orgánica del suelo y, en consecuencia, pueden ser potencialmente disponibles para la degradación microbiana, pues los microorganismos degradan los compuestos sólo cuando se encuentran disueltos en el agua.

La biodisponibilidad limitada de un plaguicida se presenta cuando su tasa de degradación por microorganismos se afecta por una barrera físico-química entre el contaminante y los mismos. Cuando el plaguicida se encuentra en el suelo, ocurren diferentes interacciones con los

microorganismos, lo cual influye en la biodisponibilidad. En la figura 4 se muestran las principales interacciones que condicionan la biodisponibilidad. La conversión de los compuestos químicos por las células microbianas durante la biorremediación, se rige por la velocidad de absorción y el metabolismo (actividad intrínseca de la célula) y la tasa de transferencia a la célula (transferencia de masa). Estos factores regulan la biodisponibilidad de un compuesto químico. El conocimiento de estas interacciones puede incrementar las posibilidades de éxito en el proceso de bioremediación.

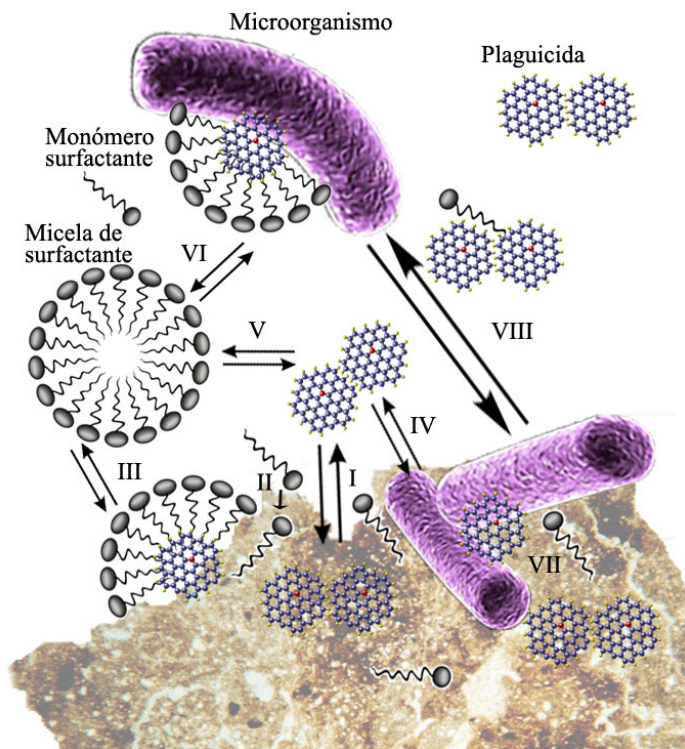


Figura 4. Interacciones entre microorganismos, suelo, plaguicidas y surfactantes. I, adsorción del plaguicida en el suelo; II, adsorción de la molécula de surfactante en el suelo; III, solubilización del plaguicida; IV, plaguicida en fase acuosa y disponible para los microorganismos; V, partición del plaguicida entre la fase acuosa y la micela; VI, sorción de la micela al microorganismo; VII, plaguicida en fase sólida interactuando con el microorganismo y VIII, sorción del microorganismo al suelo (Adaptada de Volering et al. 1998 y Riojas-González et al. 2010).

Aunque se conoce que los microorganismos solo pueden tomar sustratos disueltos, existen publicaciones que muestran que los compuestos adsorbidos son hasta cierto punto disponibles para el microorganismo sin previa desorción, pero será menos biodisponible. Por lo tanto, la desorción desempeña un papel esencial en la biodegradación. De igual manera la mayoría de los estudios publicados demuestran que la desorción y la movilidad del contaminante hidrófobo en el suelo pueden ser mejorados con la adición de surfactantes. Según Volkering *et al.* (1998) los mejores parámetros para la selección de un surfactante para la remediación biológica, es la tensión interfacial y la desorción del contaminante.

Los biosurfactantes más estudiados en biorremediación son los ramnolípidos, sintetizados por *Pseudomonas aeruginosa*, la surfactina (Olivera *et al.* 2000) los lipopéptidos (Tecon y Van der Meer 2009) y los soforolípidos (Schippers 2000). En estudios a escala de laboratorio Yin *et al.* (2008), demostraron que el uso de ramnolípidos resultaba más eficiente para la remediación de efluentes contaminados con petróleo que los surfactantes comerciales Tritón o Tween. Por otro lado Guo y Mulligan (2006), reportaron que los ramnolípidos son capaces de remover más del 90 % del estireno adsorbido en una mezcla compuesta de tierra y arena.

Respecto a la aplicación de BS en sitios contaminados con plaguicidas existen pocos reportes. Sin embargo en un estudio realizado en laboratorio la cepa de *Burkholderia cenocepacia* BSP3 produce un BS identificado como un glucolípidos, el cual mostró una notable mejora en la solubilización de los plaguicidas, paratión metílico, paratión etílico y trifluralina. Debido a su superficie, propiedades activas y un buen rendimiento en la mejora de la solubilización de los plaguicidas, Wattanaphon *et al.* (2008) sugieren la

utilización de este BS como un agente solubilizante en la remediación ambiental de suelos contaminados con plaguicidas.

En otro estudio realizado por Zhang *et al.* (2011) se demostró que la cepa de *Pseudomonas aeruginosa* CH7 aislada de lodos activados fue capaz no solo de degradar β - cipermetrina sino también de utilizar este plaguicida como única fuente de carbono y energía para la producción de un BS, el cual fue identificado como un ramnolípidos. Por lo anterior los autores sugieren la utilización de esta cepa y el biosurfactante obtenido en la biorremediación de suelos y aguas contaminados con β -cipermetrina.

Por otro lado Sekhon *et al.* (2011), reportan el aislamiento de una bacteria a partir de suelos contaminados con endosulfán, misma que fue identificada como *Bacillus subtilis* SK320 que produce un BS que pertenece a los lipopéptidos. Se demostró que su producción esta mediada por enzimas esterases, además de mostrar actividad bioemulsificante sobre diferentes sustratos, siendo el aceite de olivo el mejor inductor sobre la producción de este BS.

En otros estudios donde se han utilizado surfactantes de tipo químico se reporta su eficiencia sobre la remoción de plaguicidas en suelos. Iglesias-Jiménez *et al.* (1996) publicaron datos referente a la adsorción de plaguicidas en sistemas suelo-agua en presencia de los surfactantes Tween 80 y Tetradecil trimetil amonio bromuro sobre los plaguicidas diazinon, acefato, atrazina y etofumesate. Otro informe similar fue publicado por Beigel *et al.* (1998) sobre la desorción que presenta un suelo sometido a concentraciones bajas de surfactantes aniónicos y no iónicos en presencia del fungicida triconazol. Así mismo Jayashree *et al.* (2006), desarrollaron trabajos de investigación sobre el mejoramiento de suelos contaminados con el endosulfán, con la ayuda de los surfactantes Tween 80, Triton X -100 y surfactin.

8. Conclusiones

Los plaguicidas son sustancias necesarias para la producción de alimentos, pero su uso excesivo conlleva a importantes procesos de contaminación ambiental. Para eliminarlos del ambiente, la actividad de los microorganismos a través de sus enzimas es una alternativa con ventajas sobre otras tecnologías basadas en procesos físicos y químicos; sin embargo, una limitante es la naturaleza hidrofóbica de la mayoría de los plaguicidas orgánicos, que condiciona la disponibilidad de estas moléculas para los microorganismos. Los BS incrementan la biodisponibilidad mediante la solubilización de los compuestos orgánicos hidrofóbicos, con lo que además de no dañar el ambiente, representan un área de oportunidad para incrementar las posibilidades de éxito para la bioremediación de sitios contaminados. Es necesario tener el conocimiento de las interacciones que ocurren al llegar un plaguicida al suelo, pues se presentan procesos tales como adsorción-desorción, solubilización, e interacciones entre BS-microorganismo-suelo-plaguicida, mismas que pueden llegar a condicionar el éxito de la bioremediación. Por último es mucho el trabajo que se necesita realizar para optimizar la producción de BS con el cultivo de microorganismos, preferentemente a expensas de materiales de desecho, y su aplicación hacia la biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas.

Open Access: This article is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (CC-BY 4.0) which permits any use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author(s) and the source are credited.

9. Referencias

Abraham, W.R., Nogales, B., Golyshin, P.N., Pieper, D.H., Timmis, K.N. 2002.

©The Author(s) 2014. This article is published with open access by Sociedad Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal.

Polychlorinated biphenyl-degrading microbial communities and sediments. *Curr Opin Microbiol* 5:246–253.

Alexander M. 1999. Biodegradation and bioremediation. Academic Press. San Diego. 453 p.

Alexander M. 1994. Biodegradation and bioremediation. Academic Press. San Diego. 302 p.

Amaral, P., Coelho, M., Marruchi, I., Coutinho, J. 2010. Biosurfactants from yeast: characteristics, production and application. In: Ramkrishna S. (Ed). Biosurfactant. Springer Science+Business, LLC Landes Bioscience. New York, pp. 236-249.

Anandaraj, B., Thivakaran, P. 2010. Isolation and Production of biosurfactant producing organism from oil spilled soil. *J. Biosci. Tech* 1:120-126.

Andreu, V., Picó, Y. 2004. Determination of pesticides and their degradation products in soil: critical review and comparison of methods. *Trends Anal Chem* 23(10–11):772-789.

Ayirala, S., Rao, D. 2006. Solubility, miscibility and their relation to interfacial tension in ternary liquid system. *Fluid Phase Equilib* (249):82-91

Banat, I.M. 1995. Characterization of biosurfactants and their use in pollution removal-state of art (review). *Acta Biotechnol* 15: 251-267.

Banat, I.M., Makkar, R.S., Cameotra, S.S. 2000. Potential commercial application of microbial surfactants. *Appl Microbiol Biot* 53: 495-508.

Bardi, L., Matei, A., Stefan, S., Marzona, M. 2000. Hydrocarbon degradation by soil microbial population with β -cyclodextrin as surfactant to enhance bioavailability. *Enzyme and Microb Tech* (27):709-713.

Beigel, C., Barriuso, E. y Calvet, R. 1998. Sorption of low level of nonionic and anionic surfactants soil: Effects on sorption of triticonazole fungicide. *Pestic Sci* 54(1):52-60.

- Bradley, S. 1997. Biodegradation of agricultural chemical. In: Chen, H. H.(Ed.). Pesticides in the soil environment: Processes, impacts and modelling. The Soil Science Society of America. Madison. pp.169-211.
- Cameotra, S., Makkar, R. 2010. Biosurfactant-enhanced biorremediation of hydrophobic pollutants. *Appl. Chem* 1:97-116.
- Chandran, P., Das, N. 2011. Degradation of diesel oil by immobilized *Candida tropicalis* and biofilm formed on gravels. *Biodegradation* 22: 1181-1189.
- Chino-Flores, C., Dantatán-González E., Vázquez-Ramos A., Tinoco-Valencia, R., Díaz-Menéndez R., Sánchez-Salinas E., Castrejón-Godínez M.L., Ramos-Quintana F., Ortiz-Hernández, L. 2011. Isolation of the opdE gene that encodes for a new hydrolase of Enterobacter sp. capable of degrading organophosphorus pesticides. *Biodegradation* 23:387-397
- Commandeur, L.C.M.; Parsons, J.R. 1994. Biodegradation of halogenated aromatic compounds. In: Ratledge, C (Ed) Biochemistry of Microbial Degradation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. pp.423-458.
- Cooper D.G. Zajic J.E. 1980. Surface-active compounds from microorganisms. *Adv Appl Microbiol* 26: 229-253.
- Cornejo, J., Celis, R., Cox, L., Hermosin, C. 2004. Pesticide-clay interactions and formulations. *Interface Sci Technol* 1: 247-266.
- Das, P., Mukherjee, S. y Sen, R. 2008. Improved bioavailability and biodegradation of a model polyaromatic hydrocarbon by a biosurfactant producing bacterium of marine origin. *Chemosphere* 72:1229-1234.
- Desai, J.D. 1987. Microbial surfactants: Evaluation, types, production and future applications. *J Sci Ind Res* 46: 440-449.
- Desai, J.D., Banat, I.M. 1997. Microbial production of surfactants and their commercial potential. *Microbiol Mol Biol Rev* 61: 47-64.
- Díaz, T.M. 2007. Estudio del sistema suelo-surfactante-plaguicida en los procesos de adsorción y desorción de atrazina, MBT y clorpirifos. Tesis de maestría (Magister en Química). Facultad de Ciencias Químicas y Farmaceuticas, Universidad de Chile. Santiago de Chile. 98p.
- Fakruddin, M.D. 2012. Biosurfactant: Production and Application. *Pet Environ Biotechnol* 3: 2-5
- FAO. 2005. International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 36p.
- Galli, C. 2002. Degradación por medios bacterianos de compuestos químicos tóxicos. Comisión Técnica Asesora en Ambiente y desarrollo sustentable. Buenos Aires, Argentina.
- Guanyu, Z., Wong, J.W.C. 2010. Application of microemulsion to remediate organochlorine pesticides contaminated soils. *Water and Energy*. 15, 22-35.
- Guo, Y., Mulligan, C. 2006. Combined treatment of Styrene contaminated soil by rhamnolipid washing followed by anaerobic treatment. Chapter 1. In: RC. Hudson (Ed.), Hazardous Materials in soil and Atmosphere, Nova Science Publisher, New York. 1-38 pp.
- Gusmao, C., Rufino, R., Sarubbo, L. 2010. Laboratory production and characterization of a new biosurfactant from *Candida glabrata* UCP1002 cultivated in vegetable fat waste applied to the removal of hydrophobic contaminant. *World Microbiol Biotechnol*. 26:1683-1692.
- Guzmán-Alcalá M. 2007. La contaminación de suelos y aguas. En: Publidisa (Ed). Introducción a la contaminación medioambiental: plaguicidas, metales pesados y técnicas de remediación con arcillas y organoarcillas. Sevilla España. pp 19-50.

- Helmy, Q., Kardena, E. 2009. Performance of petrofilic consortia and effect of surfactant tween 80 addition in the oil sludge removal process. *J App Sci Environ Sanitation* 4(3):207-218.
- Iglesias-Jiménez E., Sánchez-Martin, M. y Sánchez-Camazano, M. 1996. Pesticide adsorption in a soil water system in the presence of surfactants. *Chemosphere* 32, 1771-1782.
- Jayashree, R., Vasudevan, N., Chandrasekaran, S. 2006. Surfactants enhanced recovery of endosulfan from contaminated soils. *Int J Environ Sci Part 2. Biotechnology Advances*. 25: 99-121.
- Jenkins J.J., Thomson P.A. 1999. OSU Extension Pesticide Properties Database. Oregon State University, Extension & Station Communications. Corvallis. USA. EM 8709, 10 p.
- Kitamoto, D., Isoda, H., Nakahara, T. 2002. Functions and potential application of glycolip biosurfactants from energy saving materials. *Oleosience* 1:17-31.
- Kosaric, N. 2001 Biosurfactants and their applications for soil bioremediation. *Food Technol Biotech.* 39,295-304.
- Krishnaswamy, M., Subbuchettiar, G., Ravi, T.K., Panchaksharam, S. 2008. Biosurfactants properties, commercial production and application. *Curr Sci* 94:736-747.
- Leahy, J.G., Colwell, R.R. 1990. Microbial Degradation of Hydrocarbons in the Environment. *Microbiol Rev* 54 (3):305-315
- Lee, D., Kim, E., Chang, H. 2005. Effect of Tween surfactant components for remediation of toluene contaminated groundwater. *Geosci J* 9 (3):261-267.
- Li, J., Chen, B. 2002. Solubilization of Model Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Nonionic Surfactants. *Chem Enginee Sci* 57:2825-2835.
- Li, X., Schuler, M.A. Berenbaum, M.R. 2007. Molecular mechanisms of metabolic resistance to synthetic and natural xenobiotics. *Ann Rev Entomol* 52:231-253.
- Lima, T., Procópio, L., Brandao, F., Carvalho, A., Tótola, M., Borges, A. 2011. Biodegradability of bacterial surfactants. *Biodegradation* 2):585-592.
- Liu, Q., Dong, M., Zhoua, W., Ayub, M., Zhang, Y., Huang, S. 2004. Improved oil recovery by adsorption-desorption in chemical flooding. *J Petrol Sci Eng* 43:75-86.
- Makkar, R.S., Cameotra, S.S., Banat, I.M. 2011. Advances in utilization of renewable substrates for biosurfactant production. *AMB Express* 1(5): 1-19.
- Malato, R. S., Maldonado, R. M., Blanco, J. G. 2001. Descontaminación de Aguas de Lavado de Plaguicidas Mediante Photocatálisis Solar. CIEMAT, Madrid. 189p.
- Marchant, R., Banat, I.M. 2012. Microbial biosurfactants: challenges and opportunities for future exploitation. *Trends Biotechnol* 30(11): 558-565.
- Mata, S, J., Karns, J., Torrents, A. 2000. The influence of surfactants and biosurfactants on the bioavailability of hydrophobic organic pollutants in subsurface environments. *Rev Int Contam Ambient* 16 (4):193-203.
- Mohan, P.K., Nakhla, G., Yanful, E.K. 2006. Biokinetics of biodegradation of surfactants under aerobic, anoxic and anaerobic conditions. *Water Res* 40:533-540.
- Moreno, M. D. 2011. Evaluación de la degradación de paratión metílico y coumafós por *Metarhizium anisopliae* y un consorcio bacteriano inmovilizados en *Luffa aegyptiaca* Mill. Tesis Maestría (Biotecnología). Centro de Investigación en Biotecnología. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca. 115 pp.
- Mulligan, C.N. 2005. Environmental applications for biosurfactants. *Environ Pollut* 133:183-198.

- Mulligan, C. 2009. Recent advances in the environmental applications of biosurfactants. *Curr Opin Colloid In* (14):372-378.
- Mulligan, C., Yong, R., Gibbs, B. 2001. Heavy metal removal from sediments by biosurfactants. *J Hazard Mater* 85:111-125.
- Neu, T.R. 1996. Significance of bacterial surface-active compounds in interaction of bacteria with interfaces. *Microbiol Rev* 60:151-166.
- Okoliegbe, I., Agarry, O. 2012. Application of Microbial Surfactant. *Scholarly J Biotechnol*.1:15-23.
- Olivera, N., Commendatore, M., Moran, A., Esteves, J. 2000 Biosurfactant enhanced degradation of residual hydrocarbons from ship bilge wastes. *J Ind Microbiol Biot* 25:70-73.
- Olvera-Velona, A., Benoit, P., Barriuso, E., Ortiz-Hernandez, L. 2008. Sorption and desorption of organophosphate pesticides, parathion and cadusafos, on tropical agricultural soils. *Agron Sustain Dev* 28: 231-238
- Ortiz-Hernández, M.L., Sánchez-Salinas, E., Vázquez, R., Quintero, R. 1997. Plaguicidas organofosforados y ambiente. *Biotechnologia* 2(3):129-151.
- Ortiz-Hernández, M. L. 2002. Biodegradación de plaguicidas organofosforados por nuevas bacterias aisladas del suelo. Tesis (Doctorado). Centro de Investigación en Biotecnología, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México, 130 pp.
- Ortiz-Hernández, M.L., Sánchez-Salinas, E., Olvera-Velona, A. Folch, J.L. 2011. Pesticides in the Environment: Impacts and its Biodegradation as a Strategy for Residues Treatment, Pesticides. In: Stoytcheva M. (Ed.). Formulations, Effects, Fate. InTech. Rijeka, Croatia. pp. 551-574
- Pacwa-Płociniczak, M., Grażyna, A. Piotrowska-Seget P.Z., Singh C.S. 2011. Environmental applications of biosurfactants: Recent Advances. *Int J Mol Sci* 12, 633-654.
- Pal, R. y Tah, 2012. Biodegradation and bioremediation of pesticides in Soil: Its Objectives, Classification of Pesticides, Factors and Recent Developments *World J Sci Technol* 2(7):36-41
- Pongrac, P., Vogel-Mikuš, K., Kump, P., Nečemer, M., Tolrà, R., Poschenrieder C., Barceló, J., Regvar, M. 2007. Changes in elemental uptake and arbuscular mycorrhizal colonisation during the life cycle of *Thlaspi praecox* Wulfen. *Chemosphere* 69(10):1602-1609.
- Popoca U.C. 2012. Aislamiento de bacterias con capacidad de degradación de plaguicidas organofosforados y caracterización genómica y molecular de sus actividades. Tesis Maestría (Biotecnología). Centro de Investigación en Biotecnología. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, México. 65 p.
- Razek, M., Folch-Mallol J. L., Perezgasga-Ciscomani L., Sánchez-Salinas E., Castrejón-Godínez M. L. and Ortiz-Hernández M. L. 2013. Optimization of methyl parathion biodegradation and detoxification by cells in suspension or immobilized on tezontle expressing the *opd* gene. *J Environ Sc. Health, B*. 48(6): 449-461.
- Riojas-González, H., Torres-Bustillos, L. G., Mondaca-Fernández, I. Balderas-Cortes, J., Gortáres-Moroyoqui, P. 2010. Efectos de los surfactantes en la biorremediación de suelos contaminados con hidrocarburos. *Química Viva*. 9:120-145
- Rocha, D., Infante, C. 1997. Enhanced oily sludge bioremediation by a tensioactive agent isolated from *Pseudomona aeruginosa* USB-CS1. *Appl Microbiol Biotechnol* 47:615-619.
- Rosenberg, E. 2010. Microbial biosurfactants. *Crit Rev Biotechnol* 3:109-132.

- Rosenberg, E., Ron, E.Z. 1997. Bioemulsans: microbial polymeric emulsifiers. *Curr Opin Biotechnol* 8:313-316.
- Rosenberg, E., Ron, E.Z. 1999. High and low molecular mass microbial surfactants. *Appl Microbiol Biotechnol* 52:154-162.
- Sachdev, D.P. Cameotra, S.S. 2013. Biosurfactants in agricultura. *Appl Microbiol Biotechnol* 97(3):1005-1016.
- Sánchez, M. J., Rodríguez, G. J. 2007. Biorremediación: Fundamentos y Aspectos Microbiológicos. *Industria y Minería* 351:12-16.
- Schippers, C., Gebner, K., Muller, T., Scheper, T. 2000. Microbial degradation of phenanthrene by addition of a sophorolipid mixture. *J Biotechnol* 83:189-198.
- Scott, C., Pandey, G., Hartley, C. J., Jackson, C. J., Cheesman, M. J., Taylor, M. C., Pandey, P., Khurana, J. L., Teese, M., Coppin, C. W., Weir, K. M., Jain, R. K., Lal, R. Russell, R. J., Oakeshott, J. G. 2008. The enzymatic basis for pesticide bioremediation. *Indian J Microbiol* 48:65-79.
- Sekhon, K. K. Singh, C. 2011. Enhanced biosurfactant production through cloning of three genes and of esterase in biosurfactant release. *Microb Cell Fact* 10:49.
- Sekhon, K. K., Sunil, K. S. Singh, C. 2012. Biosurfactant Production and Potential Correlation with Esterase Activity. *J Pet Environ Biotechnol* 3:1-7.
- Shoeb, E., Badar, U., Akhter, J., Ansari, F.A., Waqar, M. Ansar, M.A. 2012. Screening of surfactant producing bacterial strains isolated from soil samples of an automobile workshop. *Karachi University J Sci* 40:31-36.
- Singh, A., Van Hamme, J.D., Ward, O.P. 2007. Surfactants in microbiology and biotechnology: Part 2. Application aspects. *Biotechnol Adv* 25(1):99-121.
- Singleton, I. 2004. Microbial metabolism of xenobiotics: Fundamental and applied research. *J Chem Technol Biot* 59(1): 9-23
- Smyth, T.J.P., Perfumo, A., McClean, S., Marchant, R. Banat, I.M. 2010a. Isolation and analysis of lipopeptides and high molecular weight biosurfactants. In: Timmis, K.N. (Ed) Handbook of (Bio)surfactant and bioremediation Hydrocarbon and Lipid Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp.3689-3704.
- Smyth, T.J.P., Perfumo, A., Marchant, R. and Banat, I.M. 2010b. Isolation and analysis of low molecular weight microbial glycolipids. In: Timmis, K.N. (Ed) Handbook of (Bio)surfactant and bioremediation Hydrocarbon and Lipid Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. pp.3705-3723.
- Tecon, R., Van der Meer, J. 2000. Effect of two types of biosurfactants on phenanthrene availability to the bacterial bioreporter *Burkholderia sartisoli* strain RP037. *App Microbiol Biotech* 85:1131-1139
- Thompson, D., Fox, S., Bala, G. 2000. Biosurfactants from potato process effluents. *Appl Biochem Biotechnol* 86: 917-929.
- Torres, D. 2003. El papel de los microorganismos en la biodegradación de compuestos tóxicos. Ecosistemas 12(2). Disponible pdf. http://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/8947/1/ECO_12%282%29_19.pdf
- Velázquez-Fernández, J.B., Martínez-Rizo, A.B., Ramírez-Sandoval, M., Domínguez-Ojeda, D. 2012. Biodegradation and Bioremediation of Organic Pesticides. In: R.P. Soundararajan (Ed.). Pesticides-Recent Trends in Pesticide Residue Assay. InTech. Rijeka, Croatia. pp. 253-272
- Maroto A.M.E. y Rogel Q.J.M. 2001. Aplicación de Sistemas de Biorremediación de Suelos y Aguas Contaminadas por Hidrocarburos. En: Ballester Rodríguez A., Grima Olmedo J., López Geta JA, y Rodríguez Hernández L. (Eds). *Investigación, gestión y recuperación de acuíferos*

- contaminados. Alicante, España. pp 297-305.
- Volkering, F, Breure, A.M, Rulkens, W.H. 1998. Microbiological aspects of surfactant use for biological soil remediation. *Biodegradation* 8, 401–417.
- Wattanaphon, H., Kerdsin, A., Thammacharoen, C., Sangvanich, P., Vangna, A. 2008. A biosurfactant from *Burkholderia cenocepacia* BSP3 and its enhancement of pesticide solubilization. *J App Microbiol* 105:416-426.
- Yeomans, J., Carrillo, E. y Ruiz, A. (2004). Biodegradación de Plaguicidas. *BIOtecnia*, Sonora, México. VI (2):3-62.
- Yin, J., Qiang, Y., Jia, Y., Pen, H., Qin, H., Zhang, N., He, B. 2008. Characteristics of biosurfactant produced by *Pseudomona aeruginosa* S6 from oil containing wastewater. *Proc Biochem* 44:302-308.
- Yu, H., Zhu, L., Zhou, W. 2007. Enhanced desorption and biodegradation of phenanthrene in soil–water systems with the presence of anionic–nonionic mixed surfactants. *J Hazard Mater* 142: 354
- Zajic, J.E., Panchal, C.J., Westlake, D. 1976. Bio-emulsifiers. *Crit Rev Microbiol* 5(1):39-66.
- Zhang, L., Hong, S., Zhou, L., Huang, J. Yu, G., 2003. Fate and Assessment of Persistent Organic Pollutants in Water and Sediment from Minjian River Estuary, Southeast China. *Chemosphere* 52:1423-1430.
- Zhang, C., Wang, S., Yan Y. 2011. Isomerization and biodegradation of beta-cypermethrin by *Pseudomona aeruginosa* CH7 with biosurfactant production. *Bioresource Technol* 102:7139-7146.
- Zhu, G., Wu, H., Guo J. and Kimaro, FME. 2004. Microbial degradation of fipronil in clay loam soil. *Water Air Soil Poll* 153:35-44
- Zsolmay, A., Hermosin, A., Piccolo, L. 2002. The effect of soil mineral-organic matter interaction on simazine adsorption and desorption. *Dev soil Sci* 28:247-266.