

**ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON
PLAGUICIDAS PROVENIENTES DE ACTIVIDADES AGRÍCOLAS**

CLAUDIA RAQUEL CORTÉS MURCIA

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍA FÍSICO-QUÍMICA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESPECIALIZACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2012

**ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON
PLAGUICIDAS PROVENIENTES DE ACTIVIDADES AGRÍCOLAS.**

CLAUDIA RAQUEL CORTÉS MURCIA

Monografía prerequisite para optar al título de
Especialista en Ingeniería Ambiental

Director, Ing. Edison Uribe

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERÍA FÍSICO-QUÍMICA
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
ESPECIALIZACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL
BUCARAMANGA**

2012

Ni la Universidad Industrial de Santander,
ni los jurados se hacen responsables de
los conceptos expuestos en el presente
documento.

A mi padre, quien hubiese estado muy feliz de celebrar conmigo este nuevo logro.

AGRADECIMIENTOS

A Iván y a mi familia por la paciencia durante el tiempo de especialización y desarrollo de este trabajo pues he debido sacrificar varios fines de semana.

A la Dra. María del Pilar Castillo investigadora del JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering, porque el resultado de sus investigaciones fue la base de una gran parte de este trabajo y por su respuesta oportuna a mis consultas particulares. A Julio Ruano, Director Ejecutivo de la Asociación del Gremio Químico Agrícola, Agrequima de Guatemala, por compartir los resultados de su experiencia, a Jens Hasby, Proyectos Especiales de Bayer CropScience por los datos y contactos suministrados.

A Milton Uribe, Organización y Métodos, The Elite Flower y Diego Bernal, colega y amigo, por su acompañamiento y colaboración en campo para tomar información.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	20
1. EL USO DE PLAGUICIDAS EN LA AGRICULTURA	25
1.1 USO DE PLAGUICIDAS EN COLOMBIA	26
2. RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DURANTE APLICACIÓN PLAGUICIDAS	30
3. ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS DE PLAGUICIDAS PROCEDENTES DE FUENTES FIJAS	34
3.1 CAMAS BIOLÓGICAS	39
3.1.1. Concepto y origen.	40
3.1.2. Componentes de una cama biológica	45
3.1.2.1. La capa de arcilla.	45
3.1.2.2. La biomezcla.	45
3.1.2.3. La capa de césped	47
3.1.3. Funcionamiento.	48
3.1.4. Reacciones bioquímica	51
3.1.5. Factores que afectan el rendimiento de la cama biológica	51
3.1.6. Diseño.	58
3.1.6.1. Construcción	60
3.1.7. Elementos comunes que conforman el sistema de tratamiento.	61
3.1.8. Residualidad de la tecnología	62
3.1.9. Mantenimiento.	64
3.1.10. Costos de implementación.	65
3.1.11. Ventajas y desventajas del sistema	68
3.2 . FILTROS DE CARBÓN ACTIVADO	68
3.2.1. Concepto y origen	68
3.2.2. Componentes.	70
3.2.2.1. Activación Física	71
3.2.2.2. Activación Química	72

3.2.2.3. Tipos de carbón activado	73
3.2.3. Funcionamiento	74
3.2.4. Reacciones bioquímicas	75
3.2.5. Factores que afectan el proceso	75
3.2.6. Parámetros de diseño.	75
3.2.6.1. Construcción.	79
3.2.6.2. Contacto en tanque agitado.	79
3.2.6.3. Contacto en columna.	79
3.2.7. Elementos comunes que conforman el sistema	82
3.2.8. Residualidad	83
3.2.9. Mantenimiento	84
3.2.10. Costos de implementación.	86
3.2.11. Ventajas y desventajas del sistema.	87
3.3. DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS MEDIANTE FOTOCATÁLISIS	88
3.3.1. Concepto y origen.	88
3.3.2. Componentes.	89
3.3.2.1. Un sistema térmico de energía solar	90
3.3.3. Funcionamiento.	91
3.3.4. Reacciones bioquímicas	95
3.3.5. Factores que influyen en el proceso de fotodegradación	95
3.3.6. Diseño técnico de un filtro fotocatalítico.	98
3.3.7. Elementos comunes.	100
3.3.8. Residualidad.	100
3.3.9. Mantenimiento.	100
3.3.10. Costos de implementación.	101
3.3.11. Ventajas y desventajas del sistema.	102
4. ESTRATEGIA DE SEGUIMIENTO AMBIENTAL A LAS ALTERNATIVAS DE MAYOR VIABILIDAD	107
4.1. CAMAS BIOLÓGICAS	107
4.1.1. Concentración de pesticidas en la cama	107

4.1.2.	Actividad microbial	107
4.1.3.	Contenido de carbón.	107
4.1.4.	% de Disipación del plaguicida.	107
4.2.	FOTOCATALISIS	108
4.2.1.	Demanda Química de Oxígeno (DQO)	108
4.2.2.	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).	108
4.2.3.	Carbono orgánico total (COT	108
4.2.4.	La Toxicidad.	108
4.2.4.1.	Toxicidad aguda:	109
4.2.4.2.	Toxicidad crónica:	109
5.	CONCLUSIONES	110
	BIBLIOGRAFÍA	111

LISTA DE CUADROS

	Pág.
Cuadro 1 Venta de plaguicidas químicos de uso agrícola por tipo - año 2009	27
Cuadro 2 Costos para el montaje de una cama biológica demostrativa de pequeña escala en Guatemala.	66
Cuadro 3 Resultados de COT, DBO, y DQO del proceso degradativo de los Clorofenoles monohalogenados y polihalogenados.....	97
Cuadro 4 Precios de los colectores de media temperatura.	102
Cuadro 5 Características principales de tres alternativas para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas generadas en fuentes fijas.	103
Cuadro 6 Evaluación de alternativa tecnologica para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas.....	105

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1 Fuentes de entrada de pesticidas en el agua	31
Tabla 2 Métodos para reducir la entrada de pesticidas al agua.....	36
Tabla 3 Reducción de los niveles de los pesticidas de una biomezcla sometida a un proceso de post-compostaje. Datos de una cama biológica en el sur de Suecia. Los residuos detectados están expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ ms (masa seca).	50
Tabla 4 Dimensiones típicas requeridas para la mezcla y manejo de plaguicidas	59

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 Diagrama de una cama biológica	41
Figura 2 Sistemas de cama biológicas implementados en otros países.....	43
Figura 3 Camas biológicas en Latinoamérica a) construcción de una cama biológica en el Valle de Carapongo cerca de Lima Perú. Sistema de camas biológicas en Guatemala: b) y c) una cama biológica, d) y e) una biomasa.	44
Figura 4 Patrón de derrames de pesticidas en una cama biológica. las zonas decoloradas representan el daño de la capa de césped causado por el derrame de herbicidas.	47
Figura 5. Disipación de pesticidas en una cama biológica después de un año.	48
Figura 6 Contenido de carbono (%) en doce camas biológicas. Todas fueron muestreadas en el año 1999, 1 a 6 años después de ser construidas. ..	49
Figura 7 Hongos de pudrición blanca en una cama biológica.....	54
Figura 8 Sección transversal del revestimiento de una cama biológica.....	61
Figura 9 Modificaciones al diseño básico de la cama biológica en fincas pequeñas en Guatemala.....	67
Figura 10 Lecho fijo con flujo descendente.....	80
Figura 11 Lecho fijo de flujo ascendente.	80
Figura 12 Lecho móvil (expandido). Flujo en contracorriente	81
Figura 13 Esquema de un contactor de carbón activado.....	82
Figura 14 Elementos de un colector de cilindros parabólicos.	91
Figura 15 Colector solar CPC situado en la terraza de la sede de investigación universitaria.....	99

TITULO: ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES CON PLAGUICIDAS PROVENIENTES DE ACTIVIDADES AGRÍCOLAS*

AUTOR: CORTES MURCIA, Claudia Raquel**

PALABRAS CLAVES: fuentes fijas, plaguicidas, biodegradación, carbón activado, fotocátalisis.

CONTRATO:

El término plaguicida hace referencia a las sustancias químicas usadas para destruir o controlar organismos plaga en la agricultura. Las fuentes fijas de descargas líquidas de plaguicidas son causa de contaminación de cuerpos de agua y suelos. En el marco de la legislación ambiental colombiana, la no existencia de un manejo adecuado de los residuos de plaguicidas transgrede el decreto 1843 de 1991, por el cual se reglamentan parcialmente la ley 09 de 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas. La biodegradación, la adsorción con carbón activado y la oxidación avanzada son alternativas de tratamiento para este tipo de residuos. La cama biológica es un mecanismo de biodegradación de plaguicidas, es de origen sueco y consiste en una fosa en el suelo con una capa de arcilla en el fondo que actúa como impermeabilizante, una biomezcla en la cual reside la actividad biológica y una capa de grama en la superficie.

Los filtros de carbón activado son una tecnología eficiente para la eliminación de compuestos orgánicos como los pesticidas. El principio de funcionamiento radica en la capacidad de adsorción derivada de su estructura porosa extensamente desarrollada. La fotocátalisis es un proceso promovido por energía de determinada longitud de onda, que excita un semiconductor en la superficie del cual se desarrollan reacciones de oxido-reducción que generan radicales libres que reaccionan rompiendo los enlaces moleculares y reduciendo u oxidando las moléculas hasta compuestos menos complejos. Este trabajo presenta una caracterización de los tres sistemas: camas biológicas, filtros con carbón activado y fotocátalisis, considerando: principios de funcionamiento, aspectos de diseño y costos aproximados de implementación. El estudio partió de la identificación de las medidas de manejo actualmente implementadas en los sectores flores, banano y café y la posterior consulta de otras medidas posibles diferentes la biodegradación y el uso de adsorbentes.

*Monografía

**Facultad Fisicoquímicas, Escuela de Ingeniería Química. Especialización en Ingeniería Ambiental. Director: Ing. Edison Uribe.

TITLE: ALTERNATIVES FOR WASTEWATER TREATMENT WITH PLAGUICIDES FROM AGRICULTURAL ACTIVITIES*

AUTHOR: CORTES MURCIA, Claudia Raquel**

KEYWORDS: fixed sources, pesticides, biodegradation, activated carbon, photocatalysis.

CONTENT:

The term pesticide refers to chemicals used to kill or control pest organisms in agriculture. Point sources of liquid discharges of pesticides are causing pollution of water bodies and soil. In the framework of environmental laws, the absence of proper management of pesticide residues violates the decree 1843 of 1991, which partially regulates Law 09 of 1979 on the use and management of pesticides. Biodegradation, activated carbon adsorption and advanced oxidation are alternative treatment for this type of waste. The biobed is a biological pesticide biodegradation mechanism of Swedish origin and consists of a pit in the ground with a layer of clay on the bottom that acts as waterproofing, a biomezcla in which biological activity resides and a layer of grass on the surface.

Activated carbon filters are efficient technology for removing organic compounds such as pesticides. The operating principle lies in the adsorption capacity derived from its porous structure extensively developed. Photocatalysis is a process promoted by energy of specific wavelength, which excites a semiconductor surface in which to develop redox reactions that generate free radicals that react by breaking the molecular bonds and reducing or oxidizing molecules to less complex compounds. This paper presents a characterization of the three systems: bed biological activated carbon filters and photocatalysis, considering: operating principles, design aspects and estimated costs of implementation. The study began with the identification of management measures currently implemented in the sectors flowers, bananas and coffee and the subsequent consultation of alternative measures different biodegradation and the use of adsorbents.

*Monograph

** Chemical Physique Engineering's Faculty .Chemical Engineer School. Environmental Engineer Specialist. Director, Ing. Edison Uribe.

GLOSARIO

Las mayor parte de las definiciones que serán utilizadas a lo largo del documento, son tomadas del decreto 1843 de 1991 (por el cual se reglamentan parcialmente los títulos III, V, VI, VII Y XI de la ley 09 de 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas)

AMBIENTE. El entorno, incluyendo el agua, aire y el suelo, y su interrelación, así como las relaciones entre estos elementos y cualesquiera organismos vivos.

APLICACION. Toda acción efectuada por personal idóneo vinculado o no a una empresa, tendiente a controlar o eliminar plagas con sustancias químicas o biológicas oficialmente registradas y de uso autorizado, empleando técnicas, equipos y utensilios aprobados por las autoridades de salud y el Instituto Colombiano Agropecuario.

APLICADOR. Toda persona natural o jurídica dedicada a la aplicación de plaguicidas.

AREA DE APLICACION. Todo lugar donde se aplican los plaguicidas con fines sanitarios.

BPA: Buenas prácticas agrícolas.

CAMA BIOLÓGICA: construcción en tierra usada en la agricultura para capturar los residuos de plaguicidas y descomponerlo.

CARBÓN ACTIVADO: El carbón activado es un derivado del carbón que ha sido tratado de manera de convertirlo en un material extremadamente poroso y por lo

tanto posee un área superficial muy alta que torna muy eficiente los fenómenos de adsorción (<http://es.wikipedia.org>).

COMETABOLISMO¹: Proceso mediante el cual una sustancia normalmente no biodegradable es biodegradada sólo en presencia de una fuente de carbono adicional.

CONTAMINACION. Alteración de la pureza o calidad de aire, agua, suelo o productos, por efecto de adición o contacto accidental o intencional de plaguicidas.

FORMULACION. Presentación del producto terminado, en cuanto se relaciona con el estado físico y la concentración, listo para el uso.

FOTOCATALISIS: Cuando se habla de fotocatalisis se hace referencia a una reacción catalítica que involucra la absorción de luz por parte de un catalizador o sustrato. Durante el proceso fotocatalítico ocurren tanto reacciones de oxidación como de reducción, por lo que se puede aplicar la fotocatalisis a la oxidación de compuestos orgánicos, como también a la reducción de iones inorgánicos y a la reducción de otros compuestos orgánicos².

FRANJA DE SEGURIDAD. Distancia mínima que debe existir entre el sitio de aplicación de un plaguicida y el lugar que requiere protección.

FUMIGACION. Procedimiento para destruir malezas, artrópodos o roedores-plaga, mediante la aplicación de sustancias gaseosas o generadoras de gases.

¹ OMS. Programa Internacional de Seguridad de Sustancias Químicas. Seguridad química; principios básicos de toxicología aplicada. La naturaleza de los peligros químicos. 2. ed. (revisada). Lima: CEPIS; 1997. Módulo de capacitación, 1. También en inglés. (IPCS).

² FOTOCATALISIS. (2012, 4 de marzo). En Wikipedia, la enciclopedia libre. Recuperado el 4 de marzo de 2012 a las 20:38 de <http://es.wikipedia.org/wiki/Fotocatalisis>.

PLAGUICIDA. Todo agente de naturaleza química, física o biológica que sólo en mezcla o en combinación, se utilice para la prevención, represión, atracción, o control de insectos, ácaros, agentes patógenos, nemátodos, malezas, roedores u otros organismos nocivos a los animales, o a las plantas, a sus productos derivados, a la salud o la fauna benéfica. La definición también incluye los productos utilizados como defoliantes, reguladores fisiológicos, feromonas y cualquier otro producto que a juicio de los Ministerios de Salud o de Agricultura se consideren como tales.

RESIDUO. Cualquier sustancia especificada presente en alimentos, productos agrícolas o alimentos para animales como consecuencia del uso de un plaguicida. El término incluye cualquier derivado de un plaguicida como productos de conversión, metabolitos y productos de reacción, y las impurezas consideradas de importancia toxicológica. El término "residuo de plaguicida" incluye tanto los residuos de procedencias desconocidas o inevitables (por ejemplo, ambientales), como los derivados de usos conocidos de la sustancia química.

RIESGO. Probabilidad de que un plaguicida cause un efecto nocivo en las condiciones en que se utiliza.

TOXICIDAD. Propiedad fisiológica o biológica que determina la capacidad de una sustancia química para producir perjuicios u ocasionar daños a un organismo vivo por medios no mecánicos.

USO Y MANEJO DE PLAGUICIDAS. Comprende todas las actividades relacionadas con estas sustancias, tales como síntesis, experimentación, importación, exportación, formulación, transporte, almacenamiento, distribución, expendio, aplicación y disposición final de desechos o remanentes de plaguicidas.

VERTIMIENTO: Descarga final a un cuerpo de agua, a un alcantarillado o al suelo, de elementos, sustancias o compuestos contenidos en un medio líquido³.

³ MINISTERIO DE AMBIENTE, DESARROLLO, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Decreto Número 3930 de 2010. Bogotá, 25 de octubre de 2010.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de aguas y suelos como consecuencia de la descarga de aguas residuales con plaguicidas es uno de los principales impactos ambientales generados por la producción agrícola.

Existen tres pasos críticos durante la aplicación de plaguicidas, en los cuales se generan impactos por la descarga al ambiente:

1. Durante el vertido del plaguicida concentrado en los tanques y su dilución (áreas de mezcla).
2. Durante la aspersión del plaguicida (áreas de cultivo o poscosecha)
3. Durante la limpieza de equipos de aplicación (residuos de plaguicidas dentro y fuera de los tanques de aspersión), accesorios y ropa de los fumigadores.

Si los plaguicidas se usan en las dosis recomendadas y utilizando las técnicas de aplicación de acuerdo a buenas prácticas agrícolas, el riesgo de contaminación ambiental de las fumigaciones en campo puede ser menor (paso 2). Sin embargo, el riesgo en los pasos 1 y 3 se puede incrementar, ya que pueden dar lugar a una fuente puntual de contaminación que no es identificada y controlada por las empresas.

Se podría argumentar que el riesgo de contaminación a partir del paso 1 es pequeño debido a que los volúmenes generados son bajos. Sin embargo, unas pocas gotas de un plaguicida concentrado pueden fácilmente contener un g de la sustancia activa. Si estas gotas forman un punto de 1 dm^2 de la superficie del suelo, la dosis final será de 1g/dm^2 , la cual es equivalente a una 1 ton/ha . Las dosis normales de pesticidas de los productos modernos son del orden de 1kg/ha . Los equipos de fumigación normalmente se llenan en el mismo lugar todo el

tiempo, a menudo en un área cerca a la fuente de agua más próxima y donde por lo general la capa superior del suelo ha sido removida y reemplazada con una capa de grava y arena. La escasa capacidad de absorción y degradación de estos materiales aumentan el riesgo de lixiviación de los plaguicidas. En estos sitios se han encontrado altas concentraciones de residuos de pesticidas y varios estudios han demostrado que tales fuentes puntuales de pesticidas son una de las causas dominantes de contaminación de plaguicidas.

La implementación de buenas prácticas agrícolas durante la aplicación de los plaguicidas tales como, el manejo integrado de plagas y enfermedades que reduce la utilización de productos de síntesis química, el uso de equipos más eficientes así como la implementación de barreras que permiten reducir los problemas de deriva contribuyen a minimizar los impactos al ambiente por fuentes difusas sin embargo, las descargas fijas generadas durante la preparación de mezclas y el lavado de equipos y envases recibe poca atención por parte de las empresas razón por la cual lo común es encontrar que los residuos se vierten directamente al suelo o en muchos casos a cauces naturales.

Los mecanismos para la recolección y tratamiento de estos vertimientos, previa su descarga al ambiente, son poco conocidos en Colombia, solo algunas empresas que han implementado sistemas de gestión socio ambiental en el marco de diferentes esquemas de certificación, han tomado medidas preventivas como, el uso de filtros de grava y arena y filtros de carbón activado para reducir la descarga directa de las sustancias contaminantes.

Estándares de certificación como Global Gap y la Norma Técnica Colombiana NTC 5400 BPA, plantean que el agua residual de mezclas no utilizadas y las aguas de lavado de equipos de aplicación y herramientas (bombas, mangueras) deben ser aplicadas en un área de cultivo no tratado, entre los caminos o eras del

cultivo o en un área no sembrada demarcada para tal fin⁴. Otros estándares como la Norma para Agricultura Sostenible y a nivel de legislación nacional, los artículos 85 y 152 del decreto 1843 de 1991, establecen que el agua son residuo químico debe ser tratada previa su descarga al ambiente.

En el marco de la legislación ambiental colombiana, la no existencia de un manejo adecuado de estos residuos transgrede el decreto 1843 de 1991, por el cual se reglamentan parcialmente los títulos III, V, VI, VII y XI de la ley 09 de 1979, sobre uso y manejo de plaguicidas. El incumpliendo se generaría en los casos en que las empresas no disponen del sistema de tratamiento y descargan las aguas residuales al ambiente o las mezclan con aguas residuales domésticas en los sistemas de alcantarillado o sistemas sépticos y en los casos en que los sistemas implementados no aseguren la remoción de la carga contaminante.

En sectores como banano, las fincas que han optado por la certificación con alguno de los estándares previamente mencionados y en cumplimiento de la ley colombiana, han considerado alternativas como el establecimiento de filtros con carbón activado para la disposición del agua resultante de lavado de los equipos de aplicación, utensilios, accesorios y ropa contaminada así como, el lavado de áreas de mezcla y duchas de fumigadores. Estos mismos filtros han sido implementados para la disposición del agua resultante de los tratamientos de poscosecha.

El carbón activado, gracias a sus propiedades puede adsorber fácilmente productos químicos orgánicos como los plaguicidas. Sin embargo, su eficiencia dependerá del diseño y manejo de los filtros y en este sentido, en el país falta investigación que permita establecer parámetros de construcción y mantenimiento para garantizar su eficiencia, las empresas adolecen de soportes técnicos que

⁴ INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN ICONTEC. Norma Técnica Colombiana NTC 5400. Buenas prácticas agrícolas para frutas, hierbas aromáticas culinarias y hortalizas frescas. Editada 2005-08-02.

indiquen los tiempos de retención adecuados y los procedimientos para realizar la reactivación del sustrato en aras de mantener su actividad adsorbente.

Otros sectores como el cafetero y el hortícola han optado por sistemas más económicos como los filtros de grava y arena. Esta alternativa resulta poco eficiente porque el agua se lixivia a través del sustrato llegando a infiltrarse en el suelo con su carga contaminante con el riesgo de desplazarse hacia cauces de agua superficiales y subterráneos.

Frente el contexto planteado, surge la necesidad de indagar acerca de alternativas que brinden un escenario más amplio de posibilidades para que los productores agrícolas, en función de la complejidad de su sistema productivo, puedan elegir un tratamiento que les garantice el manejo eficiente y seguro del residuo de fuentes puntuales de plaguicidas previniendo los riesgos de contaminación al ambiente e impactos a la salud humana, cumpliendo de esta manera con los requisitos de legislación nacional, artículos 85 y 152 del decreto 1843 de 1991. Alternativas que sean de fácil implementación, bajo costo y alta eficiencia en el control de la contaminación.

Las aguas contaminadas con residuos de plaguicidas pueden ser tratadas por diferentes métodos entre los cuales se encuentran la adsorción con carbón activado u otros adsorbentes, los procesos avanzados de oxidación y los tratamientos biológicos.

El presente estudio tiene como objetivo caracterizar tres alternativas diferentes para el tratamiento de las aguas con residuos de plaguicidas generadas en fuentes fijas durante los procesos de preparación de mezclas, llenado de tanques, lavado de equipos de aplicación y elementos de protección personal así como por la descarga de sobrantes de mezcla en áreas de poscosecha.

En la primera parte se presenta la identificación de las fuentes fijas y los impactos causados por los residuos líquidos de los plaguicidas, posteriormente se describe los mecanismos de tratamiento en términos de estructura y composición, funcionamiento y costos. A partir de los resultados de la caracterización se establece una evaluación de las tecnologías a partir de un análisis ponderado para determinar la mejor alternativa y por último se formula la estrategia de seguimiento ambiental para la aplicación de las tecnologías más apropiadas para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas.

1. EL USO DE PLAGUICIDAS EN LA AGRICULTURA

La lucha constante del hombre con la naturaleza para satisfacer sus necesidades, particularmente las alimenticias, lo ha llevado a tener que incrementar los monocultivos con el objetivo de lograr mayor producción y rentabilidad.

El logro de una agricultura con altos rendimientos conlleva la aplicación de medidas para el cuidado y la protección de las plantas desde el punto de vista nutricional y sanitario. Dentro de las medidas utilizadas para el manejo sanitario de los cultivos, los plaguicidas siguen teniendo una participación importante en la medida en que permiten controles rápidos y efectivos y en muchos casos más económicos frente a otras alternativas.

“El término "plaguicida" es una palabra compuesta que comprende todos los productos químicos utilizados para destruir las plagas o controlarlas. En la agricultura, se utilizan herbicidas, insecticidas, fungicidas, nematocidas y rodenticidas”.⁵

Resultado de la Revolución Verde, el desarrollo y aplicación de plaguicidas ha permitido combatir una gran variedad de plagas insectívoras y herbáceas que, de lo contrario, disminuirían el volumen y calidad de la producción alimentaria. El uso de plaguicidas coincide con la "era química", que ha transformado la sociedad desde el decenio de 1950. En lugares donde se practica el monocultivo intensivo, los plaguicidas constituyen el método habitual de lucha contra las plagas. Por desgracia, los beneficios aportados por la química han ido acompañados de una serie de perjuicios, algunos de ellos tan graves que ahora representan una amenaza para la supervivencia a largo plazo de importantes ecosistemas, como

⁵ ONGLEY, E.D. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje – 55. GEMS / Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canadá. FAO, 1997.

consecuencia de la perturbación de las relaciones depredador-presa y la pérdida de biodiversidad. Además, los plaguicidas pueden tener importantes consecuencias en la salud humana⁶.

1.1 USO DE PLAGUICIDAS EN COLOMBIA

Las exigencias de los estándares internacionales requieren condiciones de calidad que influyen fundamentalmente en las decisiones adoptadas por los cultivadores, inclinándose principalmente por el control químico, debido a su efectividad en el corto plazo y el cumplimiento con los mercados. Colombia no puede ser ajena a estas exigencias del mercado por lo que ha debido ir avanzando en la adaptación de productos, semillas, técnicas culturales y en especial en productos químicos desarrollados en otros países.

“En Colombia se encuentran registrados en el Instituto Colombiano Agropecuario ICA 750 plaguicidas químicos comerciales, formulados con base en 250 ingredientes activos (ICA, 2010)”⁷.

El último boletín publicado por El Instituto Colombiano Agropecuario ICA⁸ muestra que el consumo nacional en el año 2009*, representado en las ventas internas, fue de 12.818.319 kilogramos y 35.028.144 litros, para el consolidado de cerca de 47.846 toneladas. En el consumo nacional predominaron los herbicidas (49 por ciento), seguidos de los fungicidas (30 por ciento) y los insecticidas (19 por ciento). Los coadyuvantes (2 por ciento) y otros constituyeron la fracción restante (Cuadro 1).

*Este es el último año sobre el cual se tienen datos estadísticos consolidados por el ICA.

⁶ NIVIA, E. Las mujeres y los plaguicidas. Rionegro – Antioquia, Octubre de 2010.

⁷ Ibid.

⁸ INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO ICA. Subdirección de protección vegetal. Dirección Técnica de Inocuidad e insumos Agrícolas. Bogotá, diciembre de 2010.

Cuadro 1 Venta de plaguicidas químicos de uso agrícola por tipo - año 2009

Tipo de Acción	Kg	%	Litros	%
Coadyuvante	147.141	1,15%	723.946	2,01%
Fungicida	7.037.301	54,90%	7.411.672	21,16%
Herbicida	1.591.413	12,42%	21.960.517	62,69%
Insecticida	4.011.088	31,29%	4.870.894	13,91%
Regulador fisiológico	31.376	0,24%	48.502	0,14%
Fungicida+insecticida		0,00%	12.612	0,104%
Total general	12.818.319	100%	35.028.144	100%

Fuente INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO ICA. Subdirección de protección vegetal. Dirección Técnica de Inocuidad e insumos Agrícolas. Bogotá, diciembre de 2010.

Las empresas agrícolas productoras de flores y frutales , por lo general disponen de una zona de preparación de mezclas de plaguicidas donde además se lavan las máquinas y accesorios de aplicación. Estas áreas se ubican junto a las unidades sanitarias donde los fumigadores lavan los equipos de protección personal y se duchan después de la labor. El volumen de agua residual generado en estas áreas de mezcla y lavado puede oscilar, en una finca de flores de aproximadamente 20ha, entre 0,5 y 1 m³ por día*. Usando los dosis de aplicación de cada producto y la concentración de ingrediente activo de cada plaguicida es posible determinar la cantidad de sustancia contaminante que se genera con el vertimiento.

En fincas donde no se dispone de información sobre los volúmenes generados, es posible utilizar los criterios de la norma europea EN 12761 para calcular de forma aproximada la cantidad total de líquido residual que deberá ser tratado, en función de las características del equipo⁹. Este volumen residual se define como el volumen de mezcla que no puede ser distribuida por el equipo a la presión de trabajo previamente establecida. Según esta norma, el volumen residual en un equipo de aspersión hidráulico es de 0,5% del volumen total en el tanque y 2l/m en la barra. En tanto que para un aspersor hidroneumático puede oscilar entre 2-4%.

⁹ DEBAER C. Train the Operators to prevent Pollution from Point Sources. TOPSS. Sistemas de gestión de residuos de fitosanitarios en explotaciones agrícolas.

Además del volumen residual anterior, hay que tener en cuenta el volumen de agua generado durante el proceso de limpieza externa del equipo de aplicación. Otro requerimiento importante especificado en la Norma Europea es el que hace referencia a la capacidad del depósito auxiliar y de agua limpia para lavado. Esta deberá ser, para el caso de los pulverizadores hidráulicos, al menos del 10% del volumen nominal del depósito principal, o al menos 10 veces el valor del volumen residual.

Para los equipos con asistencia de aire (atomizadores), el principal foco de contaminación son las partes exteriores del mismo. Dependiendo del diseño y las características constructivas, sistema de asistencia de aire, tipo de boquillas y caudal de aire del ventilador, la contaminación externa varía entre el 0.33% y el 0.83% de la cantidad total aplicada¹⁰. Ejemplo: un productor de manzanas utiliza una media de 25 kg. de materia activa por hectárea y año. La contaminación externa del equipo de aplicación puede variar entre 82.5 g y 207.5 g por hectárea tratada.

En el caso de pulverizadores hidráulicos la contaminación externa puede variar entre el 0.01% - 0.1% de la cantidad total aplicada, mientras que se pueden alcanzar valores de hasta el 0.47% para los mismos equipos pero con asistencia de aire¹¹. En el caso de un agricultor que utilice una media de 1.5 kg de materia activa por hectárea, esto se traduce en 1.5 g de producto contaminante por hectárea, con un pulverizador hidráulico convencional, y en 7.5 g por hectárea en el caso de utilizar asistencia de aire.

¹⁰ Balsari, 2006 /ISO-tests citado por DEBAER C. Train the Operators to prevent Pollution from Point Sources. TOPSS. Sistemas de gestión de residuos de fitosanitarios en explotaciones agrícolas.

¹¹ Ibid

*Datos recopilados por la autora.

A nivel de los procesos de poscosecha, los residuos de plaguicidas provienen de los tratamientos realizados principalmente para el control de enfermedades fungosas como, botritis (*Botrytis cinerea*) en flores y pudrición de corona (*Thielaviopsis paradoxa*, *Colletotrichum musae* y *Fusarium spp*). Tales tratamientos pueden ser, inmersión en una solución, aspersión en cámaras de alta presión y aplicación de la solución mediante brochas o espumas. En todos los casos los procesos generan fuentes puntuales de residuos que en algunos casos son descargadas en los canales de drenaje y conducidos a los reservorios donde se mezclan con aguas lluvia y se vuelven a usar en el proceso, en otros casos se canalizan a los sistemas de alcantarillado o canales de drenaje y se evacúan de la finca llegando en muchos casos a cauces naturales y en otros, se descargan en zonas verdes como jardines o prados, por lo general en un mismo punto. En el caso de flores, el volumen de agua generado en estas zonas puede alcanzar volúmenes de 0,5 m³ por día con una concentración de producto comercial que varía entre 0,2-1,5 cc o g/l*.

2. RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DURANTE LA APLICACIÓN DE PLAGUICIDAS

Durante la aplicación, las condiciones ambientales y los fenómenos meteorológicos permiten el transporte de los plaguicidas a sitios no blanco en forma difusa, lo cual puede generar efectos negativos en los individuos que están tanto dentro como fuera de los procesos de producción agrícola, así como a los ecosistemas naturales e hidrobiológicos y a la flora y fauna. Las aplicaciones aéreas, la irrigación y ciertas condiciones de clima, pueden adicionar movimientos o derivas de los plaguicidas en la distancia, influyendo en su severidad¹².

Rose et al¹³ en su manual para el manejo de plaguicidas y áreas de lavado, menciona que los recursos hídricos y los suelos pueden ser afectados adversamente por los pesticidas que se originan a partir de fuentes difusas y fuentes fijas en el entorno agrícola. Las fuentes difusas, se relacionan con el movimiento de pesticidas en el campo de aplicación a través de mecanismos tales como la deriva, la escorrentía, la lixiviación y tuberías de drenaje. Hay numerosas condiciones ambientales que influyen en cada uno de los mecanismos de transporte que pueden tener lugar en un campo y en cualquier momento después de una aplicación de plaguicidas en el cultivo objetivo. Las fuentes fijas incluyen cualquier tipo de contaminación derivada de las actividades involucradas en el manejo de plaguicidas, llenado de los equipos de aplicación y residuos de plaguicidas de las operaciones de lavado, todos los cuales tienden a tener lugar en un mismo sitio.

¹² CARLSON, G. and WETZSTEIN, M. Pesticides and Pest Management. Agricultural and Environmental Resource Economics. Oxford University, 1993.

¹³ ROSE, S., BASFORD, B. and CARTER, A. Development of a Design Manual for Agricultural Pesticide Handling and Washdown Areas. R&D Project Record P2-200/PR. Research Contractors: ADAS Consulting Ltd. Environmental agency, 2004.

Los métodos para prevenir que los plaguicidas entren a las corrientes de agua han sido foco de investigación durante muchos años y han permitido la identificación de una serie de vías de contaminación potencial. “Las rutas varían en función de la naturaleza y propiedades de la sustancia activa y las condiciones agroclimáticas”¹⁴.

Las investigaciones se han centrado en el seguimiento y la comprensión de los procesos que determinan el destino de las sustancias después de la aplicación en campo y los datos han permitido comprender la importancia relativa de las diferentes vías de contaminación difusa. Sin embargo, hoy se reconoce que existe otro tipo de contaminación que se deriva de actividades diferentes a las malas prácticas de aplicación¹⁵ (Tabla 1).

Tabla 1 Fuentes de entrada de pesticidas en el agua

FUENTES DIFUSAS	FUENTES FIJAS
• Deriva de la aplicación • Volatilización y precipitación • La escorrentía superficial / flujo superficial • Lixiviación • Paso continuo / interflujo • Flujo por drenaje • Esgurrimiento	• Llenado de los tanques • Derrames • Fugas de los equipos defectuosos • Lavado y eliminación de residuos • Sumideros, pozos y drenaje • Contaminación directa incluida la aspersión sobre fuentes hídricas • Descargas permitidas
Fuente CARTER, A.D. How pesticides get into water – and proposed reduction measures, 2000. Traducción de la autora.	

¹⁴CARTER, A.D. (1999). Pesticide contamination of water sources and the monitoring data across the EU. En: Proceedings of the XI Symposium Pesticide Chemistry. Del Re, A.A.M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Trevisan, M. (Eds). La Goliardica Pavese, Pavia, Italy, pp. 11-20. Citado por CARTER, A.D., 2000. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

¹⁵CARTER, A.D., 2000. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

Algunos de los casos más graves de contaminación del agua han surgido del mal uso, vertido accidental, o la insuficiencia de las condiciones de manipulación o almacenamiento de los plaguicidas. “En Dinamarca se ha demostrado que el 2,4-D, diclorprop, paratión, y diquat se detectaron en el agua subterránea en concentraciones de hasta 3800 mg/l”¹⁶. Estas altas concentraciones se han atribuido a la contaminación directa durante el llenado de los tanques. El enjuague del pulverizador también contribuyó a la contaminación. Del mismo modo las concentraciones altas de un herbicida en las aguas superficiales en el Reino Unido fueron identificadas como derivadas de una eliminación ilegal en un vertedero.

Según Ongley de la FAO¹⁷, los efectos de los plaguicidas en la calidad del agua están asociados a los siguientes factores:

- Ingrediente activo en la formulación de los plaguicidas.
- Contaminantes que existen como impurezas en el ingrediente activo.
- Aditivos que se mezclan con el ingrediente activo (humectantes, diluyentes o solventes, aprestos, adhesivos, soluciones reguladoras, conservantes y emulsionantes).
- Producto degradado que se forma durante la degradación química, microbiana o fotoquímica del ingrediente activo.

El mismo documento de Ongley plantea que la degradación de la calidad del agua por plaguicidas tiene dos efectos principales en la salud humana. El primero es el consumo de pescado y mariscos contaminados por plaguicidas; este problema puede revestir especial importancia en las economías pesqueras de subsistencia que se encuentran aguas abajo de importantes zonas agrícolas. El segundo es el consumo directo de agua contaminada con plaguicidas.

¹⁶ HELWEG, A. Threats to water quality from pesticides—Case histories from Denmark. *Pesticide Outlook*, 5, 12-18.

¹⁷ ONGLEY, E.D. Op. cit.

Los efectos ecológicos de los plaguicidas son muy variados y están con frecuencia interrelacionados. Se considera que los efectos producidos en los organismos y en el medio ambiente constituyen una advertencia de las posibles repercusiones en la salud humana. Los principales tipos de efectos son los que se enumeran a continuación y varían según el organismo sometido a investigación y el tipo de plaguicida. Muchos de estos efectos son crónicos (no letales), pasan con frecuencia desapercibidos, sin embargo, tienen consecuencia en toda la cadena trófica. Esos efectos son los siguientes:

- Muerte del organismo.
- Cánceres, tumores y lesiones en peces y animales.
- Inhibición o fracaso reproductivo
- Supresión del sistema inmunitario.
- Perturbación del sistema endocrino (hormonal).
- Daños celulares y en el ADN.
- Efectos teratogénicos (deformidades físicas, como las que se observan en el pico de algunas aves).
- Problemas de salud en los peces revelados por el bajo coeficiente entre células rojas y blancas, el exceso de mucílago en las escamas y agallas de los peces, etc.
- Efectos intergeneracionales (que sólo se observarán en las generaciones futuras del organismo).
- Otros efectos fisiológicos, como disminución del grosor de la cascara de los huevos.

Estos efectos no son causados necesariamente ni de forma exclusiva por la exposición a los plaguicidas u otros contaminantes orgánicos, pero pueden estar asociados a una combinación de presiones ambientales, como la eutrofización, y agentes patógenos. Estas presiones asociadas no tienen que ser necesariamente muy fuertes para provocar un efecto sinérgico con los microcontaminantes orgánicos.

3. ALTERNATIVAS PARA EL TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS DE PLAGUICIDAS PROCEDENTES DE FUENTES FIJAS

Las acciones y la responsabilidad de prevenir o minimizar los impactos de los plaguicidas deben ser tarea de todas las partes interesadas: productores y usuarios, las autoridades reguladoras, compañías de agroquímicos, organizaciones de investigación y asesoramiento, agencias de medio ambiente, los asesores de salud y seguridad, sistemas de aseguramiento de la calidad, los organismos de formación y el público en general.

En la actualidad existe una tendencia creciente entre los representantes de estas organizaciones para colaborar y buscar soluciones que sean aceptables para todas las partes. Un ejemplo de esta colaboración se demuestra por el Proyecto de la Cuenca Dammbach en Westfalia, Alemania en el que participaron la Cámara de Agricultura, tres empresas de agroquímicos, AgrEvo, Rhône-Poulenc Agro, Stefes y la compañía de agua AG Gelsenwasser. La asociación se centró en el tanque de mezclado, lavado, reducciones en el uso y la práctica de mejora de la aplicación. Con esta gestión conjunta se ha logrado una reducción del 30% en cargas durante un período de dos años¹⁸.

Otra iniciativa la constituye la idea de Novartis Agro SA en Francia, que cita Carter¹⁹, de elaborar un folleto y un CD-ROM, que guía al lector / espectador a través de una serie de imágenes de dibujos animados que representa a un agricultor que lleva a cabo una operación de fumigación. El sistema ofrece un curso interactivo para proporcionar la formación que pone de relieve las malas

¹⁸ BACH, M. (1999) Reduction of pesticide contamination at the catchment level. In: Agriculture and the Environment – Challenges and Conflicts for the New Millenium.108-115. Ed. S. T. D. Turner and D. Alford, ADAS, Wolverhampton, pp. 108–115, Citado por CARTER, A.D., 2000. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

¹⁹ CARTER. How pesticides get into water – and proposed reduction measures. Op. Cit.

prácticas y proporciona información sobre la práctica correcta.

En este mismo sentido, la Federación Belga para el Sector del Agua (Belgaqua) y la Federación de Productores y Distribuidores de Plaguicidas en Bélgica (FYTOFAR) de común acuerdo han venido trabajando para mejorar la capacitación del operador, mejorar los sistemas de aspersión de los usuarios y fomentar los desarrollos tecnológicos. Así mismo han trabajado para fomentar la investigación de los procedimientos requeridos para la eliminación de plaguicidas y también la publicación de los resultados del monitoreo.

De otro lado la influencia cada vez mayor del consumidor está generando cambios en relación a la función y uso de plaguicidas. La demanda cada vez mayor de productos con un mínimo de residuos de plaguicidas ha llevado a la promoción y adopción de sistemas integrados de agricultura que aumentan la conciencia sobre el impacto de los plaguicidas y la reducción en el uso con beneficios importantes para el medio ambiente.

La Tabla 2 resume los métodos que, de acuerdo al estudio de Carter²⁰, se han desarrollado para reducir la entrada de plaguicidas en el agua. La naturaleza compleja de las causas de la contaminación del agua significa que no existe una solución única y universal y por lo tanto los enfoques deben ser específicos para cada sitio. Las soluciones en cada sitio deben combinar tantos métodos como vías responsables del evento de contaminación se presenten.

²⁰ CARTER. How pesticides get into water – and proposed reduction measures. Op. Cit.

Tabla 2 Métodos para reducir la entrada de pesticidas al agua

RUTA DE ENTRADA	MÉTODOS PARA REDUCIR LA ENTRADA DE PESTICIDAS EN EL AGUA.
Llenado de tanques	➤ Modificaciones de los contenedores, por ejemplo: cuello anti-glu, el tamaño de empaque, envases retornables, añadir el enjuague del envase al tanque de mezcla. ➤ Soluciones de ingeniería: alarma de llenado en el tanque, inyección directa ➤ Eliminación de las operaciones de drenaje ➤ Áreas impermeables ➤ Camas biológicas ➤ Interceptación de las áreas de drenaje a los sitios de colección de residuos ➤ Educación del operador
Derrames	➤ Eliminación de las operaciones de drenaje ➤ Áreas impermeables ➤ Camas biológicas ➤ Interceptación de las áreas de drenaje a los sitios de colección de residuos - o Uso de almohadillas o materiales absorbentes y materiales para interceptar los derrames o limpiar. ➤ Uso de contratistas para manejo de residuos peligrosos con licencia ➤ La incineración inmediata de los contenedores vacíos si se permite o almacenamiento bajo cubierta antes del retorno o la eliminación ➤ Educación del operador
Equipo defectuoso	➤ Mantenimiento regular ➤ Pruebas de aspersores ➤ Cumplimiento de las normas de calidad ambiental
Lavado y eliminación de residuos	➤ Camas biológicas ➤ Otro en los sistemas de tratamiento en finca, ejemplo: Sistema Sentinel ➤ Autorizada de eliminación de residuos ➤ Eliminación adecuada del contenido del tanque colector
Sumideros, pozos y drenaje	➤ Cumplimiento de los requisito para la concesión de licencias ➤ Desviación de la descarga directa al agua
Entrada directa, incluida la pulverización	➤ Evitar que se genere ➤ Educación de los operadores
Descargas autorizadas	➤ Cumplimiento de los requisito para la concesión de licencias y el cumplimiento de las normas de calidad ambiental
Fuente Carter, A.D. How pesticides get into water – and proposed reduction measures, 2000. El texto contenido fue traducción por la autora.	

Los métodos que se enumeran en la Tabla 2 se puede clasificar en soluciones físicas, soluciones de ingeniería y soluciones educativas.

Las soluciones físicas deben considerarse frente a la infraestructura de la propia finca. Estas soluciones incluyen la ubicación y el uso de una superficie dura, la presencia de un sistema de degradación biológica, por ejemplo, una cama biológica o juncal (reed bed), las características del almacén de plaguicidas, los sistemas de drenaje en el patio y dentro de los campos y su conectividad a cuerpos de agua superficial y subterránea y el establecimiento de las zonas de amortiguamiento.

Otros soluciones físicas las constituyen los sistemas de tratamiento con carbón activado para adsorber las sustancias contaminantes o la degradación por otros mecanismos diferentes al biológico como puede ser la luz ultravioleta.

Las soluciones de ingeniería se refieren a cambios en la maquinaria como la adopción de la tecnología de baja deriva, pruebas de aspersores y la tecnología de inyección directa para el llenado del tanque.

Las soluciones educativas deben dirigirse al propietario de la tierra o al operador de la aspersión a través de sistemas de certificación y capacitación sobre el impacto de actividades como, los residuos y los lavados, los derrames en el patio de mezcla y la deriva de las aspersiones.

En el marco del presente estudio, se abordan tres soluciones físicas referidas a la implementación de sistemas para el tratamiento de las aguas con residuos de plaguicidas, previa su descarga al ambiente, que en el marco de un programa de manejo integrado de la finca pueden contribuir a minimizar los impactos ambientales de los plaguicidas.

Las tres alternativas consideradas corresponden a tres tecnologías a saber: biodegradación, adsorción y oxidación avanzada. La definición de las mismas consideró la experiencia básica existente en subsectores agrícolas flores, banano y café conocida por la autora a partir de su experiencia profesional y consulta particular reciente a algunas fincas de flores en la Sabana de Bogotá. En estos tres sectores las soluciones físicas contemplan el uso de carbón activado y en algunos casos diseños básicos usando el concepto de las camas biológicas. Sin embargo los dos casos carecen de soportes técnicos de diseño, procedimientos de manejo y ausencia de seguimiento ambiental que permitan garantizar su eficiencia.

Adicionalmente una revisión preliminar de otras posibles alternativas identificó la fotocatalisis como una técnica de tratamiento que ha dado buenos resultados en la degradación de plaguicidas.

La caracterización de las tecnologías considera aspectos, técnicos, ambientales, económicos y operativos. La información reportada ha sido tomada de documentos escritos, resultado de diferentes investigaciones y, datos no publicados suministrados por investigadores vía correo electrónico. Los documentos consultados relacionan aspectos importantes de los diseños y funcionamiento de los sistemas de tratamiento pero no reportan información relacionada con los costos esta información fue consultada directamente con los investigadores.

Las siguientes variables ambientales, económicas, técnicas, operativas y administrativas fueron consideradas para caracterizar cada una de las tecnologías y determinar su conveniencia de implementación en las empresas agrícolas:

Concepto, origen y nivel de tratamiento: esta variable contempla la definición de la tecnología su reseña histórica.

Composición y Funcionamiento: contiene una descripción general de las partes constituyentes de cada tecnología, así como su funcionamiento.

Reacciones Bioquímicas: abarca los diferentes procesos, productos y microorganismos que realizan la estabilización de la materia orgánica.

Residualidad: contempla la generación específica de subproductos del proceso en cada tecnología.

Elementos comunes que conforman el Sistema: componentes adicionales que requiere la tecnología para que funcione en forma adecuada y el tratamiento sea eficiente.

Condiciones ambientales requeridas: abarca las características del entorno que afectan el funcionamiento de la tecnología.

Aspectos de diseño: contiene los requisitos básicos para implementar una tecnología teniendo en cuenta parámetros técnicos.

Aspectos de mantenimiento: comprende el requerimiento de actividades generales de inspección y mantenimiento.

Matriz de evaluación: mecanismo que valora cada una de las tecnologías mediante la aplicación de las variables.

Ventajas y desventajas: presenta aspectos positivos y negativos de la implementación de cada tecnología.

3.1 CAMAS BIOLÓGICAS

3.1.1. Concepto y origen.

La cama biológica, de origen sueco, es una construcción sencilla y barata cuya función es recopilar y degradar derrames de pesticidas en las fincas. Consta de tres componentes dispuestos en un hoyo de 60 cm de profundidad en el suelo: una capa de arcilla en la parte inferior de 10cm, una mezcla de paja, turba, y suelo en relación 50:25:25% en volumen para llenar los restantes 50 cm de profundidad, y una capa de césped que cubre la superficie (figura 1). La cama biológica también está equipada con una rampa para permitir que los equipos de aplicación se conduzcan y estacionen para el lavado²¹.

El principio de funcionamiento de la cama biológica radica en la actividad de los microorganismos al interior de los materiales usados. La paja estimula la actividad de hongos ligninolíticos y la formación de enzimas degradadoras de lignina. El suelo provee de capacidad de retención y es fuente de otros microorganismos degradadores de pesticidas. La turba contribuye también con capacidad de retención y a su vez ayuda a mantener la humedad de la mezcla. La capa de grama en la superficie es importante para el equilibrio de la humedad y sirve asimismo como indicador de derrames de pesticidas. La capa de arcilla al fondo de la biocama actúa como una capa impermeable²².

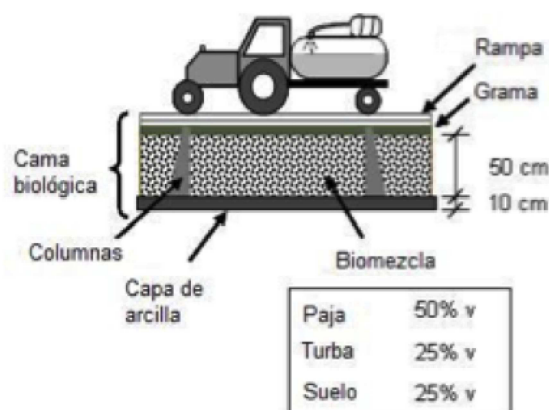
El propósito es que el manejo de pesticidas durante el llenado del equipo de aspersión sea hecho encima de la cama biológica de manera que si ocurren derrames accidentales los pesticidas puedan ser retenidos y degradados en la cama biológica²³.

²¹ CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. J. Agric. Food Chem. 2008, 56, p.6207.

²² Ibid., p.6028.

²³ CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Camas biológicas – biotecnología para la preservación del medio ambiente de la contaminación por pesticidas. Segundo Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. 8 y 9 de noviembre de 2007, Temuco, Chile.

Figura 1 Diagrama de una cama biológica



Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Camas biológicas – biotecnología para la preservación del medio ambiente de la contaminación por pesticidas. Segundo Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. 8 y 9 de noviembre de 2007, Temuco, Chile.

Las primeras camas biológicas fueron construidas en Suecia en el año 1993 y en la actualidad se estima que hay unas 1500 funcionando en todo el país. Esta difusión se debe principalmente a que las camas biológicas son efectivas, económicas y han ganado el aprecio de los agricultores quienes a su vez han desarrollado diferentes modelos dependiendo de los materiales disponibles en las fincas, esto ha llevado a que existan diferentes nombres para definir las en cada país : biofiltros, biomassbed, Phytobac, biobac y biotables (Figura 2). La cama biológica también se utiliza a menudo para un llenado seguro del depósito de combustible de los tractores y otras maquinarias.

Las camas biológicas han recibido una gran atención en otros países por lo sencillas y efectivas. La revisión de Castillo et al²⁴ indica que en Europa, países como el Reino Unido, Italia, Francia y Dinamarca entre otros, están realizando trabajos de adaptación de estas a las condiciones climatológicas imperantes, a las

²⁴ CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Op. cit.

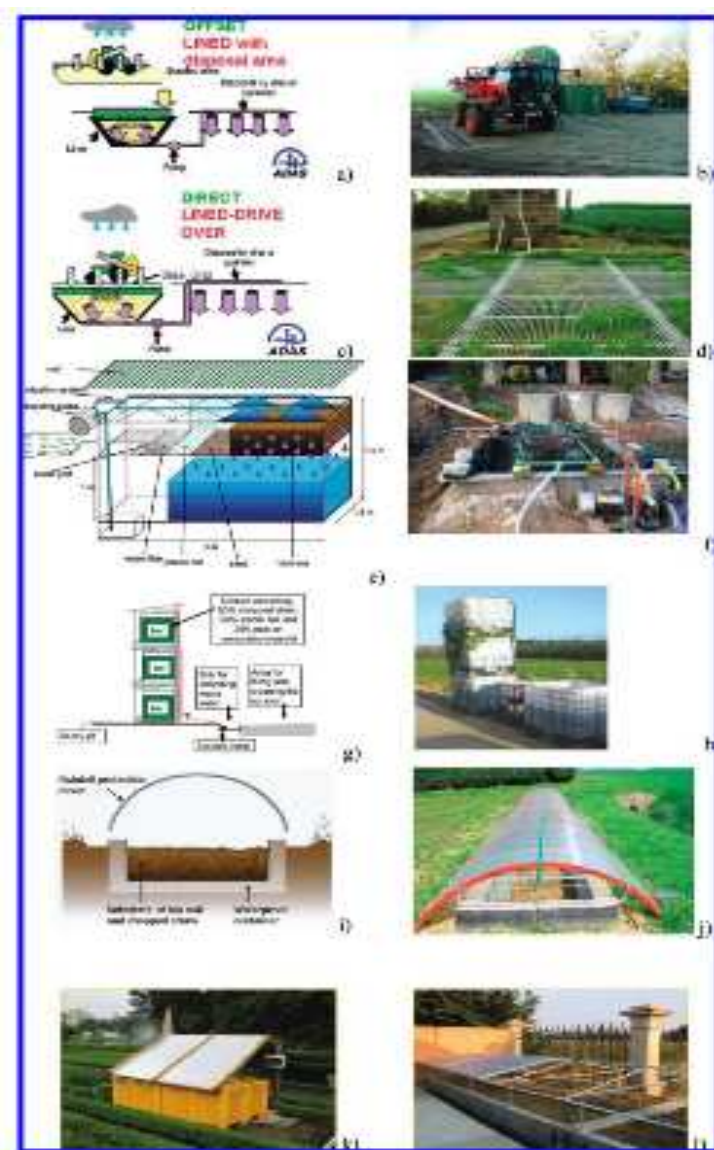
prácticas agrícolas típicas de cada país y a los materiales orgánicos disponibles para preparar la biomezcla. Asimismo, actualmente se están efectuando estudios similares en otras partes del mundo como Perú, Guatemala, Costa Rica, México, Ecuador, Vietnam e India.

La economía, simplicidad y eficiencia de la cama biológica, lo hacen un sistema adecuado para su aplicación en los países en desarrollo. Dado que existe una diferencia importante en el tamaño de las explotaciones, a menudo más pequeños en los países en desarrollo, una cama biológica pequeña para la persona que llena la bomba de espalda, puede ser suficiente.

En el Perú se encuentra un piloto de cama biológica en el valle de Carapongo, cerca de Lima (Figura 3). Esta área se compone de pequeñas explotaciones de menos de una hectárea que producen verduras como repollo, lechuga, cilantro, apio, remolacha, rábano y tomate. La paja y la turba no están disponibles en la zona por lo tanto, la caña común rica en lignina (*Phragmites australis*), conocido localmente como carrizo, ha sido seleccionada como fuente de lignina, en reemplazo de la paja, mientras que el abono para jardín se utiliza como sustituto de la turba. Para completar la biomezcla se usan suelos locales. En la revisión de Castillo et al²⁵ sobre el uso de las camas biológicas, los investigadores reportan que en ensayos de laboratorio, una mezcla de 50:25:25% en volumen de caña, compost y suelo dio como resultado entre 40-80% de mineralización de metomilo y metamidofos en 10 días de incubación a 30°C (datos no publicados). El propósito de los estudios era desarrollar un sistema validado que pudiera ser implementado en el área con la ayuda de las autoridades sanitarias y agrícolas. Se necesitan estudios adicionales para evaluar la eficiencia de las biomezclas con otros materiales orgánicos que pueden ser utilizados en diferentes regiones del país.

²⁵ Ibid., p. 6211.

Figura 2 Sistemas de cama biológicas implementados en otros países.



Biobeds en el Reino Unido: a y b) sistema de desplazamiento y (c, d) sistema directo.

Biomassbed en Italia: (e) diagrama y (f) planta piloto en un viñedo.

Biofiltro en Bélgica: (g) diagrama y (h) un sistema en campo, biofiltro de tres unidades con una unidad adicional.

Phytobac en Francia: (i) el diagrama, y (j) sistema piloto.

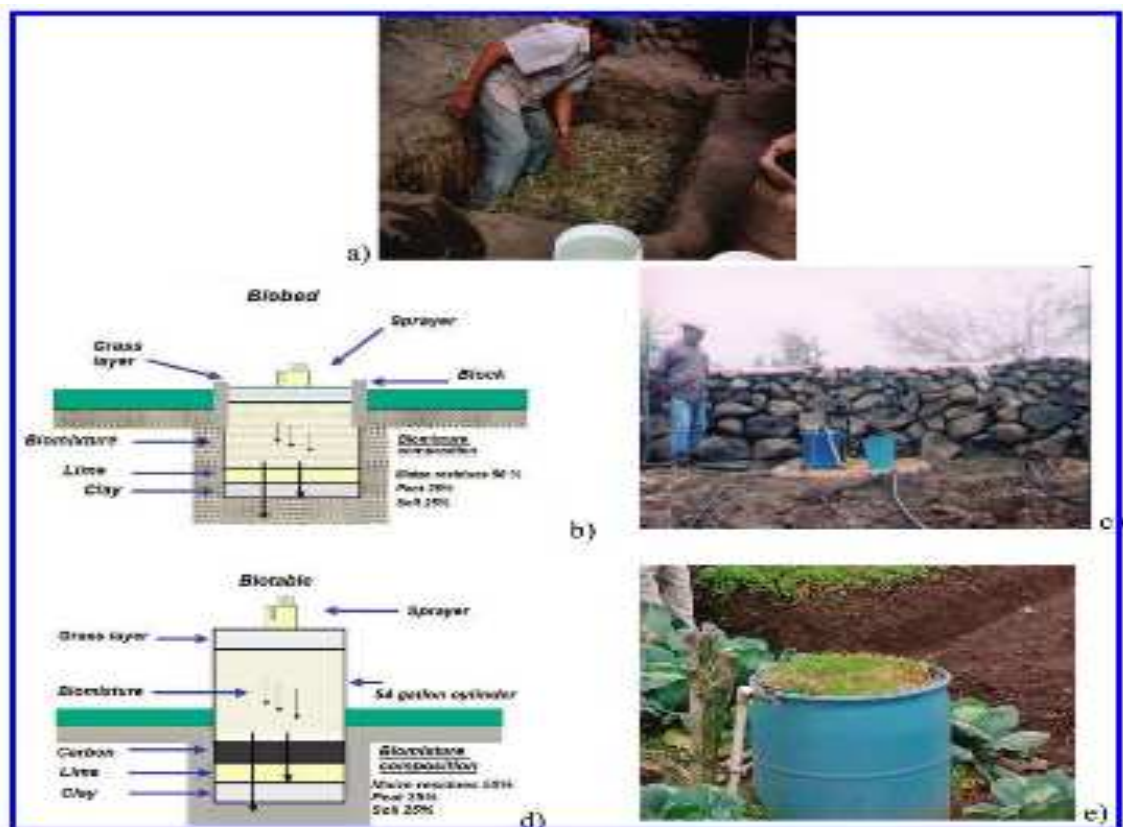
Sistema de Biobac desarrollado por el INRA, Francia, para k) pequeños y (l) de grandes volúmenes de efluentes.

Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide use: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, 6209.

Las camas biológicas en Guatemala están diseñadas para una persona de pie llenado un aspersor de espalda (Figura 3). Sin embargo, considerando que hay

lugares donde existe riesgo de inundaciones, el diseño ha sido adaptado para crear la biomesa (Figura 3e). El biomesa consta de un cilindro medio enterrado en el suelo que contiene todos los elementos de una cama biológica (capa de arcilla en la parte inferior, biomezcla: residuos de maíz, suelo y turba y la capa de césped en la superficie). Debido a que está situado por encima del nivel del suelo, puede ser utilizado como una mesa.

Figura 3 Camas biológicas en Latinoamérica a) construcción de una cama biológica en el Valle de Carapongo cerca de Lima Perú. Sistema de camas biológicas en Guatemala: b) y c) una cama biológica, d) y e) una biomesa.



Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p.6212.

Castillo y colaboradores, reportan otras iniciativas locales por parte de organizaciones como, Agrofin, una empresa productora de aceite de palma de Ecuador, La Central ecuatoriana de Servicios Agrícolas CESA y la Universidad Andina Simón Bolívar en Ecuador, La Asociación de Proveedores Agrícolas (APA) de Salvador y El Colegio de Posgraduados COLPOS en Montecillo México, enfocadas al establecimiento de proyectos piloto para adoptar y adaptar la técnica de la cama biológica a las características de los sistemas productivos del país.

3.1.2. Componentes de una cama biológica. La eficiencia de una cama biológica para retener y degradar los plaguicidas depende de cada uno de sus componentes: capa de arcilla, biomezcla y capa de césped.

3.1.2.1. La capa de arcilla²⁶. La arcilla se usa como una capa impermeable para disminuir el flujo de agua hacia abajo y aumentar el tiempo de retención de plaguicidas en la cama biológica. La condición previa para que una capa de arcilla funcione con eficacia es que el material esté húmedo e hinchado para evitar la formación de grietas y procesos de flujo preferente.

3.1.2.2. La biomezcla. La biomezcla es el componente que contribuye con la actividad microbiana adecuada para la degradación de los pesticidas. Una buena biomezcla promueve la capacidad de fijación de los plaguicidas y la actividad microbiana.

La paja estimula el crecimiento de hongos que degradan la lignina y la formación de enzimas linolíticas (como manganeso y lignina peroxidasa y lacasas), las cuales degradan diferentes pesticidas²⁷.

²⁶CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

²⁷CASTILLO, M.D.P.; ANDER, P.; STENSTRÖM, J. Lignin and manganese peroxidase activity in extracts from straw solid substrate fermentations. Biotechnology Techniques 1997, 11, 701-706 Citado por

El suelo provee capacidad de absorción y puede tener humus y arcilla que promueven actividad microbial. El suelo es también una fuente importante de microorganismos que pueden actuar en sinergia con los hongos. La presencia de bacterias en el suelo puede mejorar la degradación de los plaguicidas²⁸.

La turba en la biomezcla contribuye a la capacidad de absorción, control de la humedad y también degradación abiótica de los plaguicidas²⁹. La turba, adicionalmente, reduce el pH de la biomezcla lo cual, es favorable para los hongos y sus enzimas que degradan plaguicidas.

La capa de césped. La capa de césped contribuye a aumentar la eficiencia de la cama biológica, especialmente en las partes superiores de la biomezcla donde son retenidos y degradados la mayoría de los pesticidas. Tal como lo mencionan Vaughan et al³⁰, la césped también ayuda a regular la humedad de la cama biológica mediante la creación de transporte ascendente del agua y puede

CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

²⁸ KOTTERMAN, M.J.J.; VIS, E.H.; FIELD, J.A. Successive mineralization and detoxification of benzo[a]pyrene by the white rot fungus *Bjerkandera* sp. strain BOS55 and indigenous microflora. *Applied and Environmental Microbiology* 1998, 64, 2853-2858. citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

²⁹CASTILLO, M.D.P.; TORSTENSSON, L. Effect of biobed composition, moisture and temperature on the degradation of pesticides. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 2007, 55, 5725-5733 citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

³⁰VAUGHAN, D., CHESHIRE, M.V.; ORD, B.G. Exudation of peroxidase from roots of *Festuca rubra* and its effects on exuded phenolic acids. *Plant & Soil* 1994, 160, 153-155, citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. *J. Agric. Food Chem.* 2008, 56, 6206–6219.

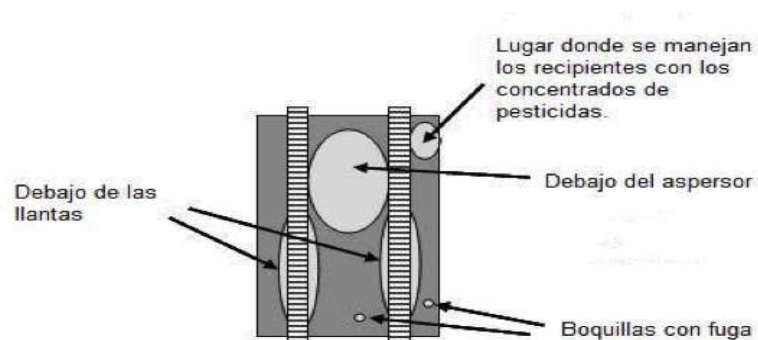
producir exudaciones de las raíces (por ejemplo, peroxidasas) para apoyar los procesos cometabolismo.

La ausencia de la capa de césped da una baja evapotranspiración y puede generar una corteza hidrofóbica en la cima de la cama biológica que disminuye la actividad microbiana. Además, esta corteza promueve el flujo preferente de agua hacia el fondo de la cama biológica aumentando el riesgo de lixiviación de los plaguicidas.

Es importante que la cama biológica no se ubique bajo techo ya que esto puede restringir el desarrollo de la capa de césped por baja evapotranspiración o sequedad de la biomezcla.

3.1.2.3. La capa de césped es también una herramienta visual excelente, ya que muestra los derrames, especialmente de los herbicidas. Los daños en la césped se observan en los lugares donde se manejan las sustancias concentradas: por debajo de la mitad del tanque pulverizador, por debajo de las ruedas contaminados de plaguicidas y por debajo de tubos defectuosos y de las boquillas con fugas (Figura 4).

Figura 4 Patrón de derrames de pesticidas en una cama biológica. las zonas decoloradas representan el daño de la capa de césped causado por el derrame de herbicidas.

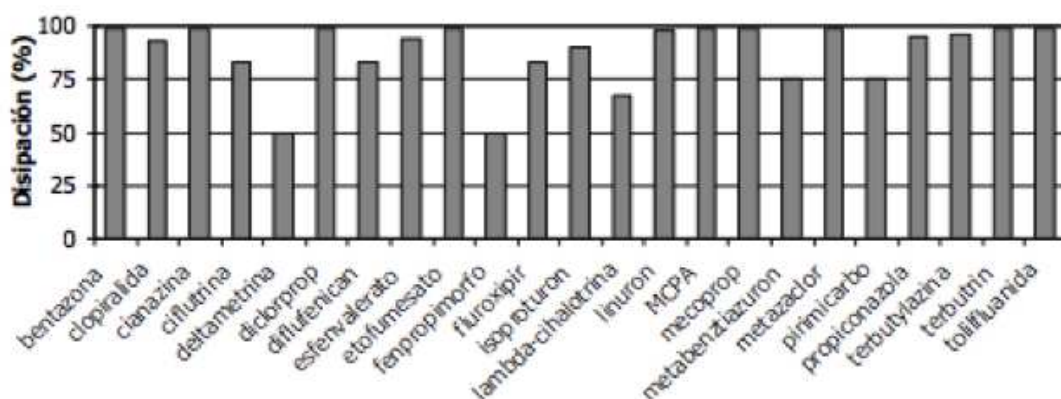


Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Camas biológicas – biotecnología para la preservación del medio ambiente de la contaminación por

pesticidas. Segundo Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. 8 y 9 de noviembre de 2007, Temuco, Chile.

3.1.3. Funcionamiento. Una vez ocurrido el derrame, los pesticidas son retenidos en la parte superior de la cama biológica y la mayor parte de ellos son degradados dentro de un lapso de un año, según Castillo et al (Figura 5). Niveles cercanos o por debajo del límite de detección son encontrados en las partes bajas sugiriendo un transporte mínimo hacia el fondo de la cama biológica.

Figura 5. Disipación de pesticidas en una cama biológica después de un año.



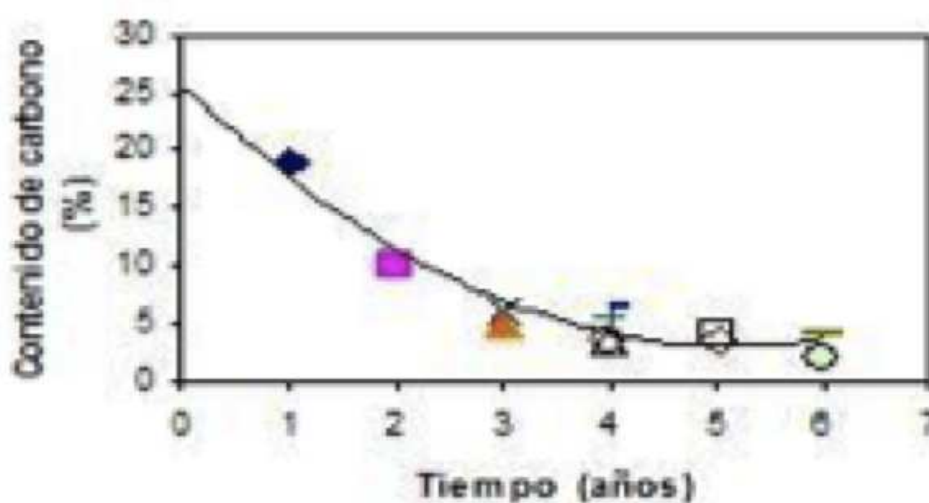
Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide. Más información en: use: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, 6206 6219.

La altura de la biomezcla se reduce en aproximadamente 10 cm por año bajo condiciones del sur de Suecia debido a la degradación de la materia orgánica, especialmente la paja. El volumen perdido se sustituye por la adición de una cantidad fresca de biomezcla cada año antes de la estación de mayor aplicación³¹.

³¹ CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

Debido a la degradación de la paja, el contenido de carbono en el centro de la cama biológica disminuye con el tiempo a niveles similares a los encontrados en muchos suelos agrícolas (Figura 6). Cuando eso sucede la biomezcla debe ser totalmente removida y reemplazada por una mezcla nueva. En Suecia se recomienda que ésta remoción se haga cada 6 a 8 años.

Figura 6 Contenido de carbono (%) en doce camas biológicas. Todas fueron muestreadas en el año 1999, 1 a 6 años después de ser construidas.



Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide use: A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, 6206-6219.

La biomezcla removida puede contener niveles bajos de pesticidas debido a aplicaciones recientes o a aquellos plaguicidas que se degradan lentamente. Por lo tanto, se recomienda que el material removido se someta a un proceso de post-compostaje por un período de un año. Luego de ese proceso los niveles de los pesticidas bajan por debajo del límite de detección (Tabla 3).

Tabla 3 Reducción de los niveles de los pesticidas de una biomezcla sometida a un proceso de post-compostaje. Datos de una cama biológica en el sur de Suecia. Los residuos detectados están expresados en $\mu\text{g g}^{-1}$ ms (masa seca).

Pesticida	Abril	Agosto	Octubre	Diciembre	Límite de detección
Difluflenicán	0.30	0.07	<0.05	<0.05	0.05
Esfenvalerato	0.16	0.11	0.06	<0.02	0.02
Fenpropimorfo	0.10	0.04	<0.04	<0.04	0.04
Isoproturon	0.07	<0.01	<0.01	<0.01	0.01
Metazaclo	0.08	<0.04	<0.04	<0.04	0.04
Mentabenztiázuron	0.10	<0.05	<0.05	<0.05	0.05
Pirimicarbo	0.07	0.03	<0.02	<0.02	0.02
Propiconazola	0.12	0.06	<0.05	<0.05	0.05
Terbuthylazina	0.11	0.08	0.04	<0.04	0.04

Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Camas biológicas – biotecnología para la preservación del medio ambiente de la contaminación por pesticidas. Segundo Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. 8 y 9 de noviembre de 2007, Temuco, Chile.

El balance de agua en una cama biológica tiene un efecto importante en la retención y degradación de pesticidas. Es necesario que se den condiciones de no saturación dado que, según los resultados obtenidos por Castillo & Torstensson³², los procesos de degradación de la mayor parte de los pesticidas en la cama biológica son aeróbicos. Las condiciones de alta humedad no solo disminuyen la velocidad de degradación sino que aumentan el riesgo de transporte de los plaguicidas fuera de la cama. Para evitar este riesgo se recomienda no incorporar las aguas del lavado interno de los equipos, esta se deberá asperjar en el campo. Para las condiciones suecas, la humedad en las camas biológicas se mantiene en

³² CASTILLO, M.D.P.; TORSTENSSON, L. Op. cit.

niveles óptimos para la actividad microbiana si están sujetas solo al agua de las lluvias y las del lavado externo del equipo de aspersión.

3.1.4. Reacciones bioquímica. Las reacciones bioquímicas generados al interior de las camas biológicas son principalmente:

Hidrólisis: las enzimas excretadas por las bacterias presentes en el sustrato pueden ayudar a desdoblar las moléculas complejas de los plaguicidas en compuestos más simples. El aumento de la temperatura puede aumentar la solubilidad de los plaguicidas además de la actividad microbiana, este último aspecto se evidencia por el aumento en el contenido de fenoloxidasa.

Adsorción: la materia orgánica que compone la cama biológica tiene la capacidad de retener los plaguicidas de manera que estos permanezcan en el sustrato y no sean lixiviados.

Oxidación: la degradación de la lignina por hongos de la pudrición blanca es producida por las enzimas ligninolíticas, lignina peroxidasa, de la manganoso peroxidasa y de la lacasa. Estas enzimas tienen la habilidad para oxidar las sustancias químicas.

3.1.5. Factores que afectan el rendimiento de la cama biológica. El rendimiento de una cama biológica se mide por su capacidad para retener y degradar los plaguicidas. Una cama biológica eficiente implica la totalidad de sus tres componentes, es decir, la capa de arcilla, la biomezcla, y la capa de césped, trabajando correctamente. La retención de los plaguicidas depende principalmente de las propiedades de la biomezcla, la arcilla y las capas de césped, y sus interacciones con el agua en la cama biológica.

- **Efecto de la biomezcla sobre la degradación y sorción de plaguicidas.**

Una buena biomezcla promueve la unión de plaguicidas y una flora microbiana eficiente y robusta con una capacidad de degradación de pesticidas duradero capaz de tolerar plaguicidas en altas concentraciones, en aplicaciones repetidas y en mezclas. La unión y la degradación se ven afectados por factores tales como, la composición, homogeneidad, la edad, temperatura y humedad de la biomezcla.

La composición de la biomezcla es crucial para la sorción de plaguicidas y el tipo de actividad microbiana que prevalece, es decir, la cantidad, la actividad, y versatilidad genotípica y fenotípica de los microorganismos responsables de la degradación de los plaguicidas y sus metabolitos, así como la solidez del sistema en cuanto a altas concentraciones, mezclas y aplicaciones repetidas de los plaguicidas.

- Con base en la experiencia de los modelos suecos, hoy es aceptado que la paja o algún material rico en lignina debe estar presente en la cama biológica, dentro de los materiales probados que se pueden considerar están las cáscaras de cítricos, sarmientos, la quitina, los subproductos de coco, y el estiércol compostado. Información adicional sobre otros materiales usados en los biomixtures se puede encontrar en De Wilde et al³³.

Los materiales orgánicos con bajo contenido de lignina o con un alto nivel de nitrógeno no facilitan la actividad microbiana suficiente para la degradación de los

³³ DE WILDE, T.; SPANOGHE, P.; DEBAER, C.; Ryckeboer, J.; SPRINGAEL, D.; JAEKEN, P. Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point source contamination. Pest Manage. Sci. 2007, 63, 111–128. Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide. Más información en: □use: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p. 6213.

plaguicidas y sus metabolitos. En un estudio reciente, Coppola et al³⁴ demostró que el uso de mezclas de compost urbano y la cáscara de los cítricos condujo a la acumulación de 3,5,6 - triclopiridinol (TCP), un metabolito clorpirifos, mientras que las mezclas que contienen niveles crecientes de paja de pámpanos dieron niveles decrecientes de TCP. Por lo tanto, si la paja no está disponible deben considerarse otros materiales lignocelulósicos como por ejemplo, las cañas ricas en lignina que se han utilizado en el Perú y los residuos de maíz usados en Guatemala como alternativa frente a la limitada disponibilidad de paja en las zonas estudiadas.

La paja, de acuerdo a los resultados de las investigaciones de Castillo³⁵, estimula el crecimiento de hongos de pudrición blanca (Figura 7) que degradan la lignina, y promueven la formación de enzimas ligninolíticas (tales como peroxidasas de manganeso y lignina y lacasas), que pueden degradar muchos plaguicidas diferentes. En los estudios hechos en Suecia por Castillo & Torstensson³⁶ se ha encontrado que los niveles de paja en la biomezcla se correlacionan positivamente con el contenido de fenoloxidasas, respiración microbiana y la degradación de la

³⁴COPPOLA, L.; CASTILLO, M. D. P.; MONACI, E.; VISCHETTI, C. Adaptation of the biobed composition for chlorpyrifos degradation to southern Europe conditions. *J. Agric. Food Chem.* **2007**, *55*, 396–401 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide Más información en: □use: A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* *56*, p. 6213.

³⁵CASTILLO, M.D.P. (1997). Degradation of pesticides by *Phanerochaete chrysosporium* in Solid Substrate Fermentation. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. *J. Agric. Food Chem.* 2008, *56*, p.6208.

³⁶CASTILLO, M. d. P. , TORSTENSSON, L. Effect of biobed composition, moisture and temperature on the degradation of pesticides. *Journal of Agricultural and Food Chemistry.* *55*, 5725-5733. Citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. *J. Agric. Food Chem.* 2008, *56*, p.6209.

mayor parte de los pesticidas estudiados. Coppola y colaboradores³⁷, en su estudio observaron que la presencia de un material lignocelulósico en la biomezcla es indispensable para la completa degradación de muchos de los pesticidas sobre todo aquellos con anillos aromáticos y porque desarrolla una población microbiana más robusta en comparación con biomezclas compuestas de otros tipos de materiales orgánicos.

La degradación metabólica de los plaguicidas por parte de las bacterias del suelo es la actividad predominante en los sistemas de Phytobac / biobac adaptación de la cama biológica en Francia. La biomezcla utilizada en estos casos se compone de 70% en volumen de suelo y 30% en volumen de paja y tiene un pH de 7, lo que favorece la actividad bacteriana y bacterias especialmente desde el suelo agrícola, que durante sucesivos tratamientos se han adaptado a la degradación de los plaguicidas usados en la granja³⁸.

Figura 7 Hongos de pudrición blanca en una cama biológica.



Fuente CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide use: A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, 6206 6219.

³⁷COPPOLA, L., CASTILLO, M.D.P., MONACI, E. & VISCHETTI, C. Op. cit

³⁸ FOURNIER, J.-C.; MARTIN-LAURENT, F.; CATROUX, G. Detoxifying plant health product effluents from farms. http://www.international.in-ra.fr/press/detoxifying_plant_health.

Las ventajas prácticas de los materiales ricos en lignina son que a menudo están disponibles en las granjas, son persistentes, y su degradación lenta permite un suministro continuo de carbono, energía y nutrientes, sin necesidad de adiciones frecuentes.

- La turba en la biomezcla contribuye a la capacidad de sorción, la regulación del pH, y el control de la humedad y también procesos abióticos de degradación. Fournier³⁹ observó que la ausencia de la turba en los biomezclas da una lenta degradación de la terbutilazina. La turba también puede tener un efecto sobre la actividad de los fenol oxidasas provocando la formación de complejos con los ácidos húmicos y de ese modo mantenerlos en la solución del suelo, aunque con actividad reducida debido a la presencia de taninos, ácidos poliurónicos y fenoles, que puede actuar como inhibidores. La turba es también importante en la regulación del pH de la cama biológica a niveles adecuados para las actividades de la fenol oxidasas. La sustitución de turba con otros materiales puede generar un pH demasiado alto para la actividad fenol oxidasas.

En países donde la turba puede ser costosa, no está disponible fácilmente, o no se usa porque se considera como un recurso no sustentable el compost sin turba así como el compost de jardín y el compost urbano resulta una buena opción.

De Vleeschouwer et al⁴⁰ comparó turba y compost de residuos verdes y encontró

³⁹ FOURNIER, J.-C. A survey of INRA studies on biobeds. In *European Biobed Workshop*; Husby, J., Ed.; Bayer CropScience: Malmö, Sweden, 2004. Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide. Más información en: *Use: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, p. 6213.

⁴⁰ DE VLEESCHOUWER, C.; PIGEON, O.; CORS, F.; DE RYCKEL, B.; WEICKMANS, B.; MEEUS, P. Développement de Bio-Epurateurs Destinés à Traiter Les Eaux De Rincage et de Nettoyage des Pulvérisateurs; Centre Wallon de Recherches Agronomiques, Département Phytopharmacie: Gembloux, Belgium, 2005. Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, p. 6213.

que la degradación del compost de residuos verdes es menos eficiente. El pH de las biomezclas que contenían residuos de abono verde era 7.5-8.0, que es probablemente demasiado alta para promover una eficiente degradación de la lignina por parte de los hongos. El estiércol de vaca compostado también se ha utilizado en lugar de turba y según Pigeon⁴¹ tiene una mayor eficiencia en la biomezcla. No existen aun datos sobre los valores de pH que prevalecen en estas condiciones.

- El suelo proporciona capacidad de sorción y también otros microorganismos diferentes a los hongos ligninolíticos capaces de degradar los plaguicidas. Los suelos de las fincas se pueden utilizar en la preparación de los biomezclas, estos suelos pueden haber adquirido habilidades especiales para degradar los pesticidas que se utilizan con frecuencia en las fincas. Según los estudios de Fogg y Boxall⁴², cualquier suelo puede ser utilizado en la biomezcla. Sin embargo, el uso de suelos con alto contenido de arcilla, además de dar problemas prácticos de manipulación, podría disminuir la disponibilidad de los plaguicidas de degradación lenta con el tiempo (envejecimiento).

Las tasas de degradación de pesticidas puede disminuir con el aumento de las concentraciones de plaguicidas⁴³. La degradación de los plaguicidas aplicados a la

⁴¹ PIGEON, O.; DE VLEESSCHOUWER, C.; CORS, F.; HUYGHEBAERT, B. P. V.; PUSSEMIER, L.; CULOT, M. Biofilters To Treat the Pesticides Wastes from Spraying Applications: Results after 4 Years of Study; Wallon Agricultural Research Centre (CRA-W), Pesticides Research Department: Gembloux, 2006 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, p. 6214.

⁴² FOGG, P.; BOXALL, A. B. A. Effect of different soil textures on leaching potential and degradation of pesticides in biobeds. *J. Agric. Food Chem.* **2004**, 52, 5643–5652 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, p. 6214.

⁴³ FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A. Degradation of pesticides in biobeds: The effect of concentration and pesticide mixtures. *J. Agric. Food Chem.* 2003, 51, 5344–5349.

biomezcla como una mezcla de plaguicidas fue más lenta que cuando los compuestos se aplican individualmente. Además, las aplicaciones repetidas de algunos plaguicidas dio el mismo efecto, es decir, disminuyó las tasas de degradación con cada tratamiento adicional.

La degradación de la materia orgánica de la cama biológica conlleva la reducción progresiva de su capacidad de degradación y la acumulación de metabolitos que podría afectar la cantidad y actividad de los microorganismos. Así mismo, puede reducir su capacidad de absorción aumentando la movilidad de los plaguicidas en la cama biológica. La capacidad de absorción de una cama joven puede ser baja y permitir la lixiviación de los pesticidas. La baja capacidad de sorción de la biomezcla joven puede permitir el transporte de los productos químicos a la parte inferior de la cama biológica (en la parte superior de la capa de arcilla), donde la degradación es lenta debido a la limitación de oxígeno.

A pesar de la adición de material fresco en la parte superior de la cama biológica, es posible que el contenido de carbono en el centro de la misma disminuya dando como resultado menores tasas de respiración y actividad enzimática que puedan conducir a la disminución en la eficiencia de la degradación de los plaguicidas⁴⁴. En este sentido una buena práctica puede ser el precompostaje de la mezcla antes de añadirla a la cama biológica.

- **Efecto de la temperatura.** La temperatura afecta el proceso de degradación en la cama biológica en la medida que acelera los procesos metabólicos. Ensayos de laboratorio con varios pesticidas, citados por Castillo han concluido que temperaturas de 20°C dan mayores tasas de disipación que 2 o 10°C. La temperatura aumenta la actividad microbiana y enzimática además de aumentar la disipación de los plaguicidas.

⁴⁴ CASTILLO, M.D.P.; TORSTENSSON, L. Op. cit., p.521-528.

La temperatura también afecta la degradación del material orgánico. En Suecia, el reemplazo completo de la biomezcla se recomienda cada 5-8 años, sin embargo, en regiones con climas más cálidos será necesario considerar una frecuencia mayor.

- **Efecto de la humedad.** Los estudios referidos por Castillo⁴⁵ plantean que un contenido de humedad de 60% genera la mayor disipación de plaguicidas. Puesto que mantener este nivel de humedad resulta una tarea complicada, es indispensable incluir siempre turba o materiales similares para mantener el contenido de agua que permita una buena actividad microbiana.

3.1.6. Diseño. El diseño de una cama biológica debe tener en cuenta los siguientes aspectos⁴⁶:

- Un área impermeable con un sistema de drenaje cerrado en el que se realicen las actividades de mezcla y lavado de los equipos.
- El revestimiento no debe tener ninguna costura que pueda resultar en la filtración del plaguicida en solución.
- Sistema que permita que el agua tratada pueda ser reutilizada.
- Un mecanismo para el almacenamiento y reutilización de los materiales de la biomezcla.
- Las tres partes de la biomezcla deben estar en proporción 1:1:2 compost, suelo y paja y esta debe dejarse, idealmente, en reposo durante de 30 a 90 días antes de ser añadido a la cama biológica. Esto permite que el proceso de compostaje ayude a descomponer la paja, lo que hace que sea más fácil para

⁴⁵ CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Op.cit. p. 6206-6219.

⁴⁶ LYNSEY CRAIG. Guidance on using a lined biobed to dispose of agricultural waste consisting of non-hazardous pesticide solutions or washings. (Exemption 52). Submitted: 27 April 2007 ADAS Project Code: XCH2001 Environment Agency ref: 30139296.

crear una mezcla homogénea.

- Para alcanzar el nivel de tratamiento que se requiere, la cama biológica debe tener por lo menos un metro de profundidad (sin contar la capa de césped) con un área superficial de al menos un (1) m² utilizada para tratar 1.000 litros de líquido por año. Durante la construcción se recomienda llenar en exceso la cama, por ejemplo, si la profundidad es de 1m se recomienda llenar hasta 1,25 metros. Esto permitirá que para el establecimiento inicial se tenga el volumen de biomezcla requerido.
- Las dimensiones de la cama biológica están determinadas por el volumen de lavados de pesticidas (dicho volumen, sin incluir lluvias, no debe exceder 15.000 litros en un año), por la precipitación anual, la cual se calcula sobre la base de que 1mm de lluvia por m² equivale a un litro y por el tamaño de la zona de manipulación, la cual está determinada por el tamaño del equipo aspersor y debe permitir la contención de todos los líquidos del equipo de aspersión y permitir al operador trabajar libremente.

Tomando en consideración los equipos actualmente disponibles y las rutinas de trabajo, Linsey⁴⁷ sugiere los siguientes tamaños para el área de preparación de mezcla y lavado de equipos (Tabla 4):

Tabla 4 Dimensiones típicas requeridas para la mezcla y manejo de plaguicidas

Tipo de aspersor	Longitud total (m)	Ancho total (m)
Aspersor autopropulsado	7	5
Aspersor remolcado	7	5
Aspersor montado	4	5

Fuente LYNSEY CRAIG. Guidance on using a lined biobed to dispose of agricultural waste consisting of non-hazardous pesticide solutions or washings. (Exemption 52). Submitted: 27 April 2007 ADAS Project Code: XCH2001 Environment Agency ref: 30139296.

Para un volumen de 15.000l, asumiendo una precipitación de 650mm/año, el

⁴⁷ CRAIG, Lynsey. Op. cit

tamaño de la cama biológica será:

El volumen anual de residuos de plaguicidas y los lavados	15.000l/año
Precipitación anual (mm)	650mm
Área requerida de manejo (aspersor autopulsado)	35 m ²

Volumen total a tratar = 15.000l de residuos + 22.750l de agua lluvia (650mm de precipitación * 35m² de área de manejo) = 37.750l.

Sobre la base del volumen total a tratar y el requisito de tener 1m² de área por cada 1.000 litros de agua a tratar se calcula el área de la cama.

$$\text{Área de la cama} = A_c = 37.750l \cdot 1m/1.000 = 37,75m^2.$$

Las dimensiones se deben calcular considerando que la profundidad debe ser de 1m y el área superficial de 38m². En términos prácticos, esto significaría que la cama biológica como mínimo sería de 6,0m de ancho x 6,5m de largo x 1m de profundidad.

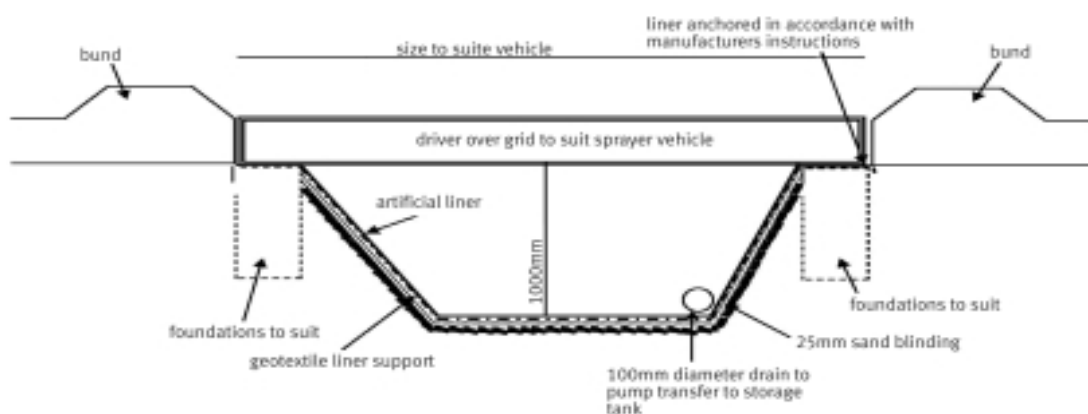
La cama biológica no se debe cubrir ya que esto afecta la capacidad para degradar los plaguicidas. Sin embargo, se debe buscar controlar el volumen de agua lluvia que ingrese.

3.1.6.1. Construcción. La primera etapa consiste en la adecuación del sitio para la biomezcla. Se puede construir o adaptar un tanque impermeable o establecer un sistema de revestimiento cuando se realiza la construcción directamente en el suelo. El suelo debe tener un talud de 30-35°. El fondo debe tener una capa de 25 mm de arena, sobre la cual se establece una membrana geotextil de 190 gramos por metro cuadrado (Figura 8). El pozo debe ser forrado con un material impermeable. Este revestimiento debe tener 1.5 mm de espesor y ser de material

sintético que consista de una sola pieza y no tenga costuras que puedan permitir la filtración de los plaguicidas.

La cama debe tener una salida para la evacuación del agua tratada para su distribución final o reutilización. Esta salida ha de estar conectada a una tubería perforada ubicada en el fondo de la cama para evitar la obstrucción del tubo por material de la biomezcla. El pozo revestido se deberá rellenar con la biomezcla y cubrir con césped. Si no se va a utilizar la cama de inmediato, debe retirarse la capa de césped para permitir la adición de biomezcla fresca después de un período de asentamiento inicial. La capa de césped se coloca nuevamente antes que los plaguicidas se añadan a la cama.

Figura 8 Sección transversal del revestimiento de una cama biológica.



Fuente CRAIG, Lynsey. Guidance on using a lined biobed to dispose of agricultural waste consisting of non-hazardous pesticide solutions or washings. (Exemption 52). Submitted: 27 April 2007 ADAS Project Code: XCH2001 Environment Agency ref: 30139296.

3.1.7. Elementos comunes que conforman el sistema de tratamiento. Si bien el diseño básico de la cama biológica busca que los residuos se viertan directamente al sustrato, pueden darse casos en que se requiera estructuras

adicionales, según el tamaño y diseño que se implemente, como tanques de almacenamiento y sistema de bombeo y aspersión para lograr una distribución homogénea del agua en el sustrato. Así mismo, paralelo a la cama debe existir un depósito para los lixiviados que se puedan llegar a generar durante el proceso

Con el fin de recoger el agua tratada, la salida de drenaje de la cama biológica debe ser conectada a un tanque de almacenamiento temporal. El tanque debe tener una capacidad de almacenamiento de 1.500 litros.

3.1.8. Residualidad de la tecnología

- Lixiviados: residuos líquidos que drenan de la cama durante los procesos de degradación. Esta agua tratada se puede volver a utilizar. Las posibles opciones de reutilización incluyen el riego o el uso para la aplicación de herbicidas.

Si el agua tratada se va a utilizar para el riego, éste debe ser aplicado a un área con vegetación que no encharcada, por lo menos a 10 metros de cualquier curso de agua y 50 metros de cualquier manantial o pozo. Antes del establecimiento, es importante examinar y documentar la presencia de sistemas de drenaje subterráneo. El riego debe aplicarse a una velocidad tal que se genere escorrentía superficial.

Se necesita 1m³ de sustrato activo por cada 1.500 litros de líquido contaminado. Con estos parámetros se prevé la generación de aproximadamente 1.000 litros de lixiviados por año, si no hay cubierta vegetal. En este caso se debe prever del reciclado o la distribución en campo de los mismos y evitar la entrada del agua de lluvia en el sistema. Ello evitará problemas de saturación y la formación de exceso de lixiviados.

- Sustrato: residuo de la biomezcla que debe disponerse una vez se haya identificado la pérdida de actividad microbiana.

Aunque, la investigación relacionada está en curso, la literatura científica sugiere que la biomezcla debe trabajar de manera efectiva durante cinco a ocho años⁴⁸. Basándose en esta información la matriz de la cama biológica debe ser reemplazada después de cinco años.

La biomezcla removida de una cama debe almacenarse en la finca por un mínimo de 12 meses, pero no más de 36 meses, antes de su disposición final. Este almacenamiento debe estar por lo menos a 10 metros de un curso de agua superficial o 50 metros de cualquier manantial o pozo. Los lixiviados generados en estas áreas de almacenamiento han de ser recogidos y usados en los sistemas de riego con las mismas recomendaciones dadas respecto al uso de los lixiviados de la biocama.

La biomezcla usada puede ser incorporada en los lotes de terreno de la finca si esto genera un beneficio para el productor. Sin embargo, dicha disposición debe considerar:

- Tener la propiedad de la tierra o el consentimiento del propietario para llevar a cabo la actividad.
- El sitio de disposición debe estar por lo menos a 10 metros de un curso de agua y 50 metros de un manantial o pozo.
- El terreno no debe estar anegado.
- El volumen de biomezcla aplicada no debe superar las 50 toneladas por hectárea en un período de 12 meses.

La aplicación de residuos de la biomezcla puede tener varios beneficios como por

⁴⁸ CRAIG, Lynsey. Op. cit.

ejemplo, ser fuente de nitrógeno y fósforo para la fertilización de los cultivos y el mejoramiento de las propiedades físicas del suelo como, la capacidad para retener el agua, la porosidad y estabilidad lo cual facilita su preparación para la siembra.

Cuando los volúmenes de agua a tratar son inferiores a 10.000 litros por año, es posible implementar una cama de menores dimensiones como, el biofiltro impermeabilizado, cuyas dimensiones permitan el adecuado manejo de la cantidad total de residuos a gestionar.

3.1.9. Mantenimiento. Aunque las camas biológicas están diseñadas de manera que sean un sistema de bajo costo que requiere bajos insumos técnicos y gestión, se deben realizar algunas tareas de mantenimiento para asegurar su funcionamiento.

Es necesario generar un registro con el fin de demostrar que la cama biológica está siendo operada y mantenida. Dicho registro debe contener los detalles de construcción y el tipo y frecuencia del mantenimiento reportando actividades como: el retiro de sedimentos, la sustitución de biomezcla, fecha de aplicación de la tierra, el cambio de césped y la fecha de reposición total de la cama.

El mantenimiento en la zona de manipulación de plaguicidas debe asegurar que los drenajes estén libres de sedimentos y debe existir una trampa de sedimentos que se debe limpiar cuando sea necesario para garantizar el transporte rápido del líquido para el almacenamiento temporal y posterior uso.

La biomezcla de la cama con el tiempo se descompone y compacta. Por lo tanto, para mantener su funcionamiento, se debe conservar una profundidad media mínima de 1,0 m para lo cual se debe añadir biomezcla fresca cada año.

3.1.10. Costos de implementación. No resulta fácil estimar los costos de instalación de una cama biológica, la dificultad radica en que cada cama se debe adecuar a las condiciones de la finca y normalmente el productor la construye de acuerdo a la disponibilidad de recursos dentro de la misma finca por lo tanto los tamaños y fuente de materiales varían mucho entre una y otra.

El diseño sueco por ejemplo, se construye con muros de hormigón con una profundidad de 60 cm y una reja de hierro en la parte superior y en muchos casos el metal es material reutilizado por lo que es difícil estimar su valor real*. El manual de diseño de áreas de manejo de plaguicidas desarrollado por la compañía consultora ADAS para la Asociación para la Protección de cultivos y la Confederación de Industrias Agrícolas del Reino Unido, plantea que los costos pueden oscilar entre £3.500 y 7.000⁴⁹. Sin embargo, dado que parte de las estructuras y materiales se pueden encontrar en las fincas, los gastos reales podrían ser considerablemente menores. La Dra. María del Pilar Castillo señala que el costo depende del tamaño de la biobed, del tipo de biobed (cerrada o abierta) y de la disponibilidad de materiales en la zona. En Suecia hacer una biobed cerrada de unos 15 m² puede costar alrededor de 3.000 dólares**.

En Francia, una cama biológica tipo Phytobac prefabricada con capacidad máxima de 8-10 m³, puede alcanzar valores hasta de US\$10.000⁵⁰ mientras que en Guatemala una cama pequeña para uso en fincas con producción de baja escala puede oscilar alrededor de US\$350. En este último caso, según Ruano***, estos costos, que corresponden a una cama Biodep demostrativa donde se utilizaron materiales adicionales (Cuadro 2), se pueden reducir en el campo de manera que la cama puede tener un valor que oscila entre 100 quetzales (US\$13) y 260.00

⁴⁹ ADAS CONSULTING LTD. Design Manual. Pesticide Handling Areas and Biobeds. April 2005.

(*) HUSBY, JENS. Bayer CropScience, Dinamarca.

(**) CASTILLO MARÍA DEL PILAR. Tekn Dr./PhD. JTI - Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering.

(***) RUANO, Julio. Director Ejecutivo, Asociación del Gremio Químico Agrícola, Agrequima. Guatemala 2012, datos no publicados.

quetzales (US\$33) según la disponibilidad de los materiales básicos (block, arena, cemento y cubierta) en la misma finca. Adicionalmente, considera que si se construye una Biodep tipo "mesa", el costo de los materiales básicos se disminuye ya que se limitará solo al tonel de plástico de 200 lt más la cubierta.

Cuadro 2 Costos para el montaje de una cama biológica demostrativa de pequeña escala en Guatemala.

Presupuesto BIODEP (cama) DEMOSTRATIVA				
Medidas		Valor total		
Largo	1,8m			
Ancho	1,4m			
Profundidad	0,60m	2.758,00 Q.*		
1	Material Utilizado básico			
Tipo	Cantidad	Costo total Q.	Observaciones:	
Bolck	36	Unidades	108,00	Los costos sombreados de color azul, corresponden al material mínimo para construir la BioDep (CAMA) según las dimensiones indicadas. Si se construye una mesa, lo único necesario será el tonel plástico de 200 l.
Cemento	2	Quintales	100,00	
Arena de río	0,5	Metros	50,00	
Broza	20	Bolsas	300	Este costo lo pueden eliminar si encuentran el material en campo.
Presupuesto BIODEP (cama) DEMOSTRATIVA continuación				
Tierra			0	No tiene costo, pues se usa la del lugar
Grama			0	No tiene costo, pues se usa la del lugar
Rastrojo de maíz picado	20	Bolsas	300,00	Este costo lo pueden eliminar si encuentran el material en campo.
Total			858,00	
2	Material optativo			
Tipo	Cantidad	Costo total Q.	Agrequima colocó una parrilla de metal como superficie de apoyo al momento de poner envases o equipo de aplicación, evitando así que se dañe la grama.	
Parrilla	1	600,00		
Techo lámina (marco, bisagra)	1	500,00		
Total		1.100,00	En cuanto al techo, es indispensable, pudiendo utilizar nylon con una estructura de varillas de hierro o varas de madera.	
3	Mano de Obra			
Excavación	1	400,00	Estos costos pueden ser eliminados, si se usa la mano de obra del mismo interesado en el campo.	
Levantado bolck	1	400,00		
Total		800,00		
*Los valores están dados en quetzales. Tipo de cambio con relación al dólar: 7.8 quetzales por 1 dólar.				
Fuente RUANO, Julio. Director Ejecutivo, Asociación del Gremio Químico Agrícola, Agrequima. Guatemala 2012, datos no publicados, consulta personal.				

Modificaciones al diseño básico para mejorar la eficiencia tales como el uso de coberturas y la adecuación de sistemas de aspersión (Figura 9), pueden provocar un incremento en los costos básicos de instalación.

Figura 9 Modificaciones al diseño básico de la cama biológica en fincas pequeñas en Guatemala.



a) Cubierta con nylon



b) Para una mejor uniformidad, se han instalado boquillas para un mejor contacto del líquido con la superficie de la BioBed.



c) Cubierta con lámina, esta debe permitir el paso de la luz, por lo que recomienda sea de color (lámina plástica).

Fuente RUANO, Julio. Director Ejecutivo, Asociación del Gremio Químico Agrícola, Agrequima. Guatemala 2012, datos no publicados, consulta personal.

3.1.11. Ventajas y desventajas del sistema

Ventajas:

- Baja inversión y costos de operación
- Construcción simple
- Eliminación efectiva de los componentes biológicamente degradables (también componentes solubles en agua como el xileno, estireno)
- Aplicable a diferente escala según el consumo de plaguicidas de la finca
- Poco volumen de aguas residuales (agua de percolado)
- Posibilidad de reutilización de los residuos de la biomezcla cuando estos son reemplazados.

Desventajas:

- Se necesita un área superficial grande (esto se puede resolver mediante la colocación de los biofiltros contenedores uno encima de otro de modo que la superficie se reduce, aunque esto supone un aumento en los costos)
- El material de filtro, especialmente la paja, debe ser agregado periódicamente.
- Es difícil controlar la humedad y el pH del material del filtro
- Las fluctuaciones en la concentración de plaguicida puede tener una gran influencia en la eficiencia

3.2 . FILTROS DE CARBÓN ACTIVADO

3.2.1. Concepto y origen. El carbón activado es un adsorbente que presenta un elevado y variado grado de porosidad, una considerable superficie interna y un cierto contenido de grupos químicos superficiales; estas características son las responsables de sus propiedades adsorbentes, utilizadas en aplicaciones tanto en

fase gaseosa como en fase líquida. “El carbón activado es un adsorbente muy versátil, porque el tamaño y distribución de sus poros en la estructura carbonosa pueden ser controlados para satisfacer las necesidades de purificación en fase gaseosa y líquida”⁵¹.

Según la guía de adsorción diseñada por el Cuerpo de Ingeniería del Ejército de los Estados Unidos⁵², el primer uso documentado de carbón como adsorbente fue con fines médicos, en forma de madera de carbón en el año 1550 A.C. El primer uso documentado de tratamiento de agua fue en el año 200 A.C. "Para eliminar sabores desagradables." En 1785 químicos experimentales identificaron que el carbón podía acumular los contaminantes no deseados del agua. El carbón en la forma activada fue utilizado como un medio de filtro a finales de 1800. La comprensión de la adsorción con carbón progresó a finales del siglo 19 e inicios del 20, cuando el carbono orgánico en fase de vapor fue desarrollado y su uso se generalizó por primera vez como defensa contra la guerra química durante la Primera Guerra Mundial.

Los primeros filtros de Carbón Activado Granular (GAC por sus siglas en inglés), utilizados para el tratamiento del agua, según los antecedentes reportados en esta misma guía⁵³, fueron instalados en Europa en 1929 y en los Estados Unidos se instalaron en Bay City, Michigan, en 1930. En la década de 1940, se encontró que el GAC era una tecnología de purificación y separación eficiente para la industria química sintética. A finales de 1960 y principios de 1970, se encontró que el GAC era muy eficaz en la eliminación de un amplio espectro de productos químicos sintéticos del agua y los gases (es decir, desde la fase de vapor).

⁵¹ MORENO-PIRAJÁN, J.C., NAVARRETE, L.F., GIRALDO, L. y GARCÍA, V. Adsorción de Fenol y 3-Cloro Fenol sobre Carbones Activados mediante Calorimetría de Inmersión. Información tecnológica volumen 18 (3), 71-80, 2007.

⁵² DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Adsorption Design Guide. 1 de marzo de 2001.

⁵³ Ibid. p.1-1.

“Hoy por hoy, la adsorción sobre carbón activado se usa extensa y exitosamente en el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales y de aguas potables y, se considera como la mejor tecnología disponible para eliminar compuestos orgánicos no biodegradables y tóxicos presentes en solución acuosa”⁵⁴.

El Carbón Activo en Polvo (PAC por sus siglas en inglés) se compone de partículas de carbono muy pequeños que tienen una alta afinidad por los productos químicos orgánicos, como los pesticidas. Tiene una superficie muy grande a la cual las moléculas orgánicas se puedan fijar.

Cuando el carbón de leña activado se aplica a los sitios contaminados con pesticidas, las moléculas del pesticida se atraen a las partículas del carbón⁵⁵. Sin embargo, el carbón de leña activado no es eficaz para los pesticidas inorgánicos tales como arseniatos, compuestos de plomo, clorato de sodio, azufre, bórax, y pesticidas orgánicos solubles en agua.

3.2.2. Componentes. El carbón activado es un material poroso preparado por la carbonización y activación de [materiales](#) orgánicos, especialmente de origen vegetal, hullas, lignitos y turbas, con el fin de obtener un alto grado de porosidad y una importante superficie intraparticular. La elevada superficie específica facilita la adsorción [física](#) de [gases](#) y vapores de [mezclas](#) gaseosas o sustancias dispersas en líquidos⁵⁶. El carbón de leña adsorbe 100 a 200 veces su propio peso⁵⁷.

⁵⁴ RAMOS, Roberto. Eliminación de metales y otros compuestos inorgánicos de las aguas. □ Centro de Investigación y Estudios de Posgrado □ Facultad de Ciencias Químicas □ Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

⁵⁵ FISHEL, F.M. Activated Charcoal for Pesticide Inactivation. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 1996.

⁵⁶ MÁRQUEZ MONTESINO, Francisco, CARBALLO ABREU, Leila Rosa y HERNÁNDEZ OBREGÓN, Javier. Centro de Estudios de Energía y Tecnologías Sostenibles, Universidad de Pinar del Río, Cuba. 2007. En <http://www.monografias.com/trabajos45/carbon-activado/carbon-activado.shtml>.

La actividad del carbón activado en los procesos de absorción viene dada fundamentalmente por la naturaleza de la materia prima y el proceso de activación utilizado en la producción del mismo.

El carbón producto de la pirolisis es prácticamente inactivo, con área superficial específica del orden de unos pocos metros cuadrados por gramo, mientras que un adsorbente con una porosidad desarrollada y una correspondiente amplia área superficial es sólo posible por la activación del material carbonizado, por gasificación parcial, con un activante como, vapor de agua, dióxido de carbono o mezclas de ambos y otras sustancias químicas, aunque el vapor de agua es el agente activante más usado en las plantas industriales.

3.2.2.1. Activación Física. El proceso se inicia con la etapa de carbonización, de modo que se logre la deshidratación y la desvolatilización de forma controlada, obteniéndose un carbonizado con elevado por ciento en carbono fijo y una estructura porosa inicial. Durante la carbonización los elementos no carbonosos, como el hidrógeno y oxígeno, presentes en la materia prima, son eliminados en parte por la pirólisis del material y los átomos de carbono se organizan en estructuras microcristalinas conocidas como "cristalitas gráficas elementales". Entre estos microcristales hay espacios libres, debido a que su ordenamiento es irregular. Estos espacios o intersticios son bloqueados por carbono amorfo, alquitranes y otros residuos de la descomposición pirolítica del material celulósico.

Como resultado de ello los carbones producto de la carbonización sólo presentan una pequeña capacidad de absorción aumentándose esta capacidad a través del proceso de activación.

La activación se realiza en una segunda etapa a temperaturas entre 800 y 1100 °C

⁵⁷ FISHEL, F.M. Op. cit.

en presencia de un oxidante como agente activante que puede ser CO₂ y vapor de agua.

La oxidación del carbón amorfo y la gasificación no uniforme de los microcristales conduce, en la primera fase de activación, a la formación de nuevos poros, o sea, al desarrollo de una estructura microporosa.

Según Dubinin⁵⁸ para pérdidas por combustión menores del 50 % se obtienen carbones activados microporosos, si la pérdida por combustión es mayor del 75 % se obtiene un carbón macroporoso, si la pérdida por combustión está entre el 50 y 75 % el producto obtenido es una mezcla de estructura micro y macroporosa .

3.2.2.2. Activación Química. Este proceso se desarrolla en una sola etapa, calentando en atmósfera inerte una mezcla del agente activante con el material de partida. Las sustancias más usadas son: ácido fosfórico (H₃PO₄), Cloruro de cinc (ZnCl₂), ácido sulfúrico (H₂SO₄), aunque también se han usado sulfuros y tiocianatos de potasio, cloruros de calcio y magnesio, hidróxidos de metales alcalinos, entre otras sustancias, siempre en dependencia de la materia prima original a utilizar y el mayor o menor volumen de poros de un tipo o de otro que se quiera obtener.

Entre las materias primas de origen vegetal se utiliza fundamentalmente aserrín de madera y como agente activante el ácido fosfórico (H₃PO₄). Considerando que el aserrín es un desecho y el activante se puede recuperar, hace al proceso comercialmente viable, aunque también se utilizan otras materias primas como los carbones minerales. El proceso involucra el mezclado de la materia prima original

⁵⁸ DUBININ, M.M., "Fundamentals of the theory of adsorption in micropores of carbon adsorbents: characteristics of their adsorption properties and microporous structures", Carbon, vol.27, No.3, p.457-461, 1989 citado por MÁRQUEZ MONTESINO, Francisco, CARBALLO ABREU, Leila Rosa y HERNÁNDEZ OBREGÓN, Javier. Op. cit.

con el agente activante (deshidratante), formando una pasta que luego es secada y carbonizada en un horno, a una temperatura entre 200 y 650 °C, ocurriendo una deshidratación con el resultado final de la creación de una estructura porosa y una ampliación del área superficial.

3.2.2.3. Tipos de carbón activado. De acuerdo al tamaño de las partículas del material el carbón puede ser de dos tipos:

- **Carbón activado en polvo (PAC por sus siglas en inglés).** El PAC se compone de partículas de carbón trituradas o molidas, 95-100% de los cuales pasarán a través de un tamiz de malla designado. La American Water Works Association Standard (AWWA, 1997) define como GAC está retenido en un tamiz de malla 50 (0.297 mm) y PAC como un material más fino, mientras que la Sociedad Americana para Pruebas y Materiales (ASTM D5158) clasifica los tamaños de partícula que corresponde a un tamiz de malla 80 (0,177 mm) y más pequeño como PAC. El PAC se añade, generalmente, directamente a las unidades de proceso, tales como las tomas de agua cruda, las cuencas de mezcla rápida, clarificadores y filtros de gravedad.
- **Carbón activado granular (GAC).** El GAC puede ser de forma granular o extruido. El GAC es designado por los tamaños, tales como 8x20, 20x40, 8x30 para aplicaciones en la fase líquida y 4x6, 4x8 o 4x10 para aplicaciones en fase de vapor. Un carbón de 20x40 esta hecho de partículas que pasan a través de una malla estándar de EE.UU. tamaño de tamiz N°20 (0,84mm paso >85%), pero se retienen en una malla de tamiz No.40 (0,42 mm, >95% de retención). AWWA (1992) B604 utiliza el tamiz de malla 50 (0,297 mm) como el tamaño mínimo GAC. Los carbonos más populares de fase acuosa son los de tamaño 12x40 y 8x30 porque tienen un buen equilibrio de tamaño y superficie.

El carbón 12x40 se recomienda para aplicaciones en agua potable, donde el agua tiene un bajo contenido de sólidos en suspensión. El tamaño de 8x30 es el más comúnmente utilizado para la mayoría de las aplicaciones.

3.2.3. Funcionamiento. El carbón activado es el material universal de adsorción para la mayoría de los pesticidas. El carbón activo está compuesto de partículas de carbono que tienen una alta afinidad por los productos químicos orgánicos como los pesticidas. Yelventon et al⁵⁹ describen situaciones en las cuales el carbón se usa directamente para inactivar plaguicidas en el suelo no obstante, el presente estudio se enfoca en el uso del carbón activado granulado en fase líquida para el tratamiento del agua residual generada en fuentes fijas y por lo tanto los parámetros de funcionamiento y diseño corresponden a esta modalidad.

El proceso de tratamiento inicia cuando el agua es bombeada dentro de una columna que contiene el carbón activo, este agua deja la columna a través de un sistema de drenaje. La actividad del carbón activo de la columna depende de la temperatura y de la naturaleza de las sustancias. El agua pasa a través de la columna constantemente, con lo que produce una acumulación de sustancias en el filtro. Por esa razón el filtro necesita ser activado o sustituido periódicamente.

En la práctica, la adsorción sobre carbón activo se lleva a cabo en forma continua o en forma discontinua. En la operación discontinua, el carbón activo, en polvo, se mezcla con el agua residual y se deja decantar. La operación continua se lleva a cabo en columnas que contienen carbón granulado (de 40 a 80 mallas); es más económica que la operación discontinua y ha encontrado más aplicaciones.

⁵⁹ YELVERTON, Fred H., WEBER, Jerome B., PEEDIN, Gerald y SMITH, W. David. Using Activated Charcoal to Inactivate Agricultural Chemical Spills. Servicio de Extensión Cooperativa de Carolina del Norte. Número de publicación: AG-442. 1996.

El grado de eliminación depende básicamente del tiempo de contacto entre el agua a tratar y el carbón activo.

3.2.4. Reacciones bioquímicas

Adsorción. La adsorción es un proceso por el cual átomos, iones o moléculas son atrapados o retenidos. En este caso, los plaguicidas se unen por adsorción al carbón con el cual entran en contacto a través de la columna si se trata de material granular o en solución si se trata de carbón en polvo.

3.2.5. Factores que afectan el proceso

- Las moléculas más grandes se adsorben mejor que las pequeñas.
- Las moléculas no polares adsorben mejor que las moléculas polares.
- Las moléculas no solubles o ligeramente solubles adsorben mejor que las moléculas altamente solubles.
- Basado en la polaridad o solubilidad de la molécula que se adsorben, el pH puede tener una influencia sobre el grado de adsorción.
- La temperatura aumenta la velocidad de difusión a través del líquido a los sitios de adsorción, pero dado que el proceso de adsorción es exotérmica, los incrementos en la temperatura puede reducir el grado de adsorción.

3.2.6. Parámetros de diseño⁶⁰. La única forma segura de diseñar un sistema de adsorción con carbón es llevar a cabo ensayos a escala semipiloto en columna bajo condiciones similares a las de operación a escala real. El estudio considera una columna de adsorción de carbón activo a la que se alimenta con el agua a tratar, con una concentración de soluto C_0 (mg/l) y se desea reducir hasta un valor igual o inferior a C_e (mg/l).

⁶⁰ DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Op. cit.p.3-3

- **Tiempo de contacto.** Existen reglas generales para los compuestos moderadamente absorbibles como el TCE, PCE y benceno, en primer lugar, para ir de niveles bajos de ppm (aproximadamente 1) a niveles de ppb requiere un mínimo de tiempo de contacto con el lecho vacío (EBCT por sus siglas en inglés) de aproximadamente 15 minutos y, en segundo lugar, para pasar de un rango medio de ppm (aproximadamente 10) a un rango bajo de ppb requiere aproximadamente 30 minutos de EBCT. El EBCT está relacionado con las dimensiones del contactor como sigue:

$$EBCT = V \text{ o } LA / Q$$

Donde:

V = volumen de GAC en el contactor, m³

A = área de sección transversal del lecho, m²

L = profundidad del lecho, m

Q = caudal volumétrico, l/s

- **Volumen del adsorbedor.** Una vez que el tiempo de contacto óptimo (EBCT) y la tasa de uso del carbón son establecidas, se puede determinar el tamaño (volumen) de los adsorbedores. Los factores que afectan el tamaño de la unidad de adsorción incluyen tanto la tasa de cambio como la tasa de uso del carbón. El uso óptimo de carbono debe basarse en los estudios de columna. El volumen del adsorbedor es entonces calculada a partir de:

$$V = \frac{(CUR \cdot COP) S.F.}{\rho}$$

Dónde:

V =	volumen del adsorbedor (pies ³)
CUR =	tasa de uso del carbón (g/día)
COP=	período de cambio del carbón (días)
ρ =	densidad del carbón (g/cm ³)
S.F.=	factor de seguridad para proveer un volumen extra de carbón por incertidumbre operativa 1,2 – 2,5.

- **Profundidad del lecho.** La profundidad del lecho es una función directa del diámetro y volumen del contactor. La profundidad de la cama (L) se define, conociendo el volumen del adsorbedor (V) y el área del lecho adsorbedor (A) mediante la ecuación:

$$V = L/A$$

- **Uso de carbón.** El uso de carbón puede ser estimada de varias maneras. Un método para estimar uso de GAC se basa en datos de isothermas con las relaciones:

(1) Para los sistemas de proceso por lotes:

$$CUR = \frac{(C_0 - C_e)F}{(x/m)_{C_0}}$$

(2) Para el flujo a través de sistemas:

$$CUR = \frac{C_0 V}{(x/m)_{C_0}}$$

Donde:

C₀ = concentración inicial (mg/l)

C_e = concentración de efluente deseada (mg/l)

$(x/m)C_o$ = x/m valor en la concentración de C_o (mg contaminante/g carbón)

$(x/m)C_e$ = x/m valor en la concentración de C_e (mg contaminante/g carbón)

CUR = tasa de uso de carbón (g/día)

F = tasa de flujo volumétrico de líquido contaminado tratado por día (l/día).

Una relación 3-1 se utiliza generalmente para estimar el uso de carbón para los sistemas de proceso por lotes, y la relación de 3-2 se utiliza para el funcionamiento de flujo continuo a través de sistemas.

Para los residuos de varios componentes, los constituyentes con las tasas más altas de uso de GAC, hasta tres, se puede sumar y el CUR global se estima sobre la base de esa suma. Las Estimaciones basadas en datos isotérmicos sólo proporcionará una estimación muy aproximada del uso de GAC, en la mayoría de los casos se debe realizar una prueba de la columna.

➤ **El retrolavado.** El retrolavado es el proceso de revertir el flujo a través del lecho con la velocidad suficiente para desalojar cualquier material atrapado en los espacios vacíos o unidos al medio. El lavado elimina el carbón fino generado durante el traslado del contenedor a los contactores. El retrolavado también ayuda a estratificar el estrato de GAC, lo que reduce la probabilidad de canalización preferente dentro de la columna, y, después de lavados futuras, ayuda a mantener carbón gastado en la parte superior de la cama. El retrolavado de una cama de GAC antes de hacer una nueva cama también ayuda a desairear la cama, reduciendo aún más el potencial de la canalización. El retrolavado periódico sirve para eliminar la acumulación de sólidos, reducir el crecimiento biológico en el medio y reducir las pérdidas de carga en el lecho. La tasa de retrolavado dependerá de la densidad del carbón, el tamaño de partícula y la temperatura del agua. En general, se requiere aproximadamente 6.3-7.4 Lpm/m² a una temperatura del agua de 13°C. El fabricante del GAC

debe ser contactado para determinar la tasa de retrolavado óptima para el carbón suministrado. Una parte de algunos constituyentes pobremente absorbidos, tales como tetracloruro de carbono, puede ser desorbido durante retrolavado, pero constituyentes fuertemente sostenidas no se ven afectados.

3.2.6.1. Construcción. La eficacia del carbón activado depende de:

- La sustancia orgánica que se desea retirar. Sustancias con una masa molecular elevada y una baja solubilidad en agua se adsorben mejor;
- La concentración de la sustancia que se debe retirar (el factor de carga). Cuanto más alta la concentración, mejor la adsorción.
- La presencia de otros componentes orgánicos, que compiten con las sustancias que se deben de retirar.
- Los parámetros del líquido (temperatura, presión, humedad, pH, etc.).

Tipo de filtros. Según el tipo de carbón usado y la forma como se genere el contacto del carbón con la sustancia se pueden tener dos sistemas:

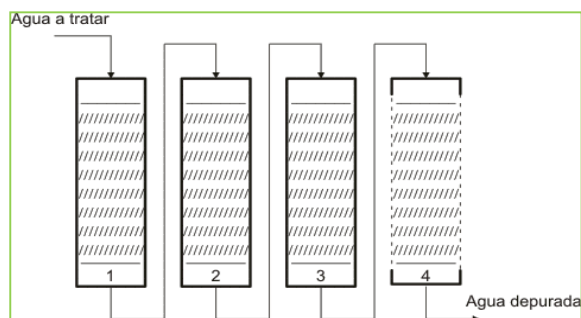
3.2.6.2. Contacto en tanque agitado. El adsorbente, en estado pulverizado, se añade al agua a tratar y la mezcla se mantiene agitada el tiempo necesario para alcanzar la concentración final deseada en la fase líquida, o en último término, la concentración de equilibrio. Después de separar las dos fases por sedimentación y/o filtración, se regenera el adsorbente si da lugar. Este procedimiento puede operar en varias etapas o en continuo.

3.2.6.3. Contacto en columna. El agua a tratar se hace pasar a través de un lecho de material adsorbente en estado granular, a la velocidad adecuada para asegurar el tiempo de contacto necesario. El lecho opera en continuo y en condiciones de anegamiento. El adsorbente saturado se sustituye o se regenera, lo que puede hacerse dentro o fuera de la propia columna. Se requiere el empleo

de una o más columnas de funcionamiento intermitente para que el sistema opere en continuo.

Los tres sistemas básicos de trabajo son los de flujo descendente en lecho fijo (Figura 10), los de flujo ascendente (Figura 11) en lecho compacto o expandido y los de flujo a través de lecho móvil expandido (Figura 12) en contracorriente (agua ascendente - carbón descendente). La elección de uno u otro tipo depende de factores de orden funcional y técnico-económico pero, en general, los de flujo ascendente son más comunes.

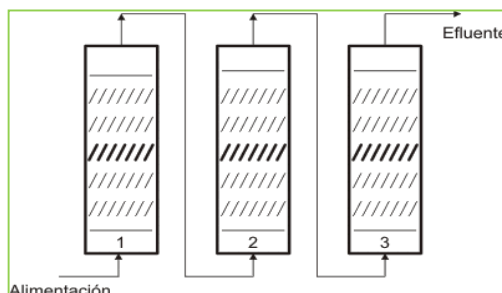
Figura 10 Lecho fijo con flujo descendente.



Fuente LA CHIRA MARTÍNEZ, Reysond Renato. Columnas de carbón activado. EAP Ingeniería Química.

<http://es.scribd.com/doc/26891784/CARBON-ACTIVADO>

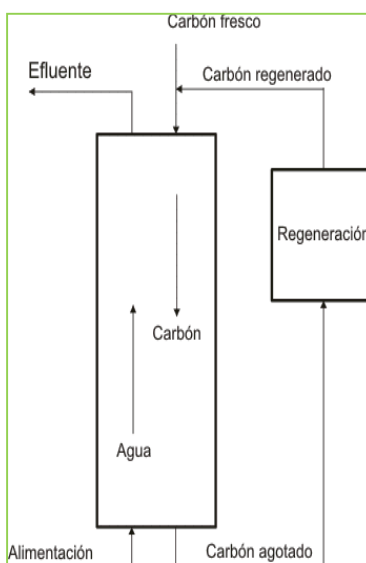
Figura 11 Lecho fijo de flujo ascendente.



Fuente LA CHIRA MARTÍNEZ, Reysond Renato. Columnas de carbón activado. EAP Ingeniería Química.

<http://es.scribd.com/doc/26891784/CARBON-ACTIVADO>

Figura 12 Lecho móvil (expandido). Flujo en contracorriente

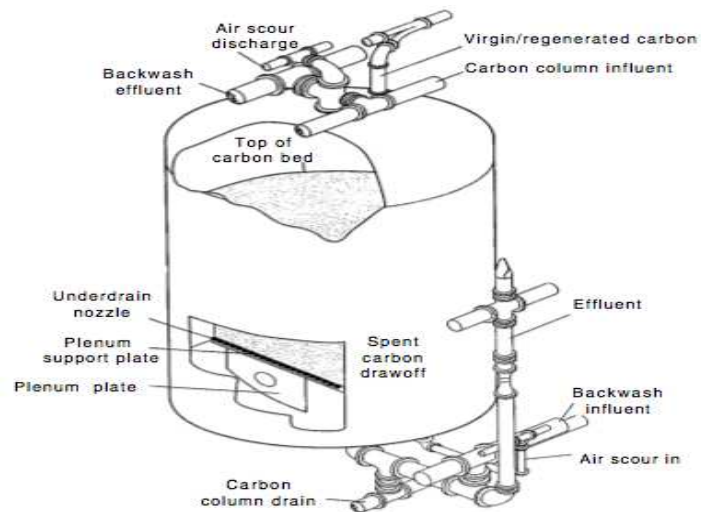


Fuente LA CHIRA MARTÍNEZ, Reysond Renato. Columnas de carbón activado.
EAP Ingeniería Química.

<http://es.scribd.com/doc/26891784/CARBON-ACTIVADO>

Los filtros de carbón activado normalmente son fabricados en acero de alta resistencia y recubrimiento interno de polietileno para evitar la corrosión. Este revestimiento también debe poseer una buena resistencia a la abrasión para resistir el movimiento de las partículas de carbón duro. Los sistemas de tratamiento varían en capacidad desde 70 kg (150 lb) de carbón por unidad a 9100 kg (20.000 libras) por unidad. Las unidades van sobre un plataforma de montaje que normalmente es pre ensamblada por el fabricante. Las unidades más grandes, es decir, 3m (10 pies) de diámetro, son difíciles de enviar pre-ensamblados, los componentes para los tuberías y los tanques se montan en el campo. La figura 13 presenta los componentes principales de un filtro.

Figura 13 Esquema de un contactor de carbón activado.



Fuente DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS.
Adsorption Design Guide. 1 de marzo de 2001.

La mayoría de los sistemas de carbón activado granulares de fase líquida son operados en serie. Esto significa que todo el flujo pasa a través del lecho de la columna inicial y luego a través de otro lecho de tamaño similar. La configuración en serie permite el máximo aprovechamiento del GAC y un flujo continuo ya que aunque la capacidad de adsorción del recipiente inicial se haya agotado, el tratamiento continúa en el recipiente complementario.

Un componente crítico del diseño es el desagüe subterráneo (colección) del sistema. Este desagüe subterráneo debe estar diseñado de manera que el agua sea recogida de manera uniforme. Este desagüe también puede ser utilizado para introducir el agua de retrolavado.

3.2.7. Elementos comunes que conforman el sistema

Para el funcionamiento adecuado de esta tecnología se pueden requerir adecuaciones adicionales que serán más o menos complejas en función de la

decisión del productor de realizar la activación en el sitio, solicitar el servicio de activación externa y/o incinerar el sustrato usado cuando este se haya saturado.

Desarenador. Para asegurar que el agua esté libre de materiales sólidos que puedan obstruir o bloquear la superficie de adsorción.

Equipo de bombeo. Cuando las condiciones de topografía del terreno o el diseño de las instalaciones de almacenamiento del agua a tratar o del agua tratada lo ameriten.

Equipo de activación. Corresponde a los hornos que deben alcanzar temperaturas superiores a 500°C para lograr la oxidación o carbonización de la materia prima para obtener la superficie porosa que permite la adsorción de las sustancias.

Áreas de almacenamiento de carbón. La necesidad de mantener una fuente constante de material nuevo o reactivado obliga a disponer de un sitio adecuado que asegure el mantenimiento de las propiedades de adsorción. Así mismo, cuando la activación no sea factible se deberá disponer de espacio para almacenar el carbono gastado antes de darle una disposición final adecuada.

3.2.8. Residualidad

Carbón. El carbón contaminado que no sea sometido a procesos de reactivación por dificultad de acceso a los equipos de activación debe ser dispuesto de manera segura a través de entidades autorizadas.

Gases. La regeneración o incineración del carbón produce gases residuales que deben ser tratados.

3.2.9. Mantenimiento

➤ **Regeneración, reactivación, y eliminación del Carbón Activado.**

Dado que los contaminantes son adsorbidos, la capacidad de adsorción del carbón es gradualmente agotado. Cuando la capacidad de adsorción del carbono se alcanza, se considera "gastado", y debe ser regenerado, reactivado, o eliminado. "La regeneración" significa remover los contaminantes del carbono sin destruirlos y la "reactivación", que se produce a temperaturas muy altas, significa destruir los contaminantes y la reactivación del carbono. El usuario debe decidir qué se va a utilizar: en el lugar la regeneración o la reactivación, fuera de las instalaciones reactivación, o la eliminación del carbón activo gastado.

La regeneración generalmente implica la eliminación de los contaminantes adsorbidos desde el carbono utilizando temperaturas o procesos que conducen a retirar los contaminantes del carbono pero no los destruyen. Un proceso de regeneración común consiste en introducir vapor en el lecho de carbón gastado, volatilizar los contaminantes y restaurar la capacidad del carbono lo que se denomina su "capacidad de trabajo". Otro proceso común utiliza un gas inerte caliente, tal como nitrógeno, para eliminar los contaminantes. Los volátiles separados se comprimen, y se recuperan como líquido en un condensador. Un tercer proceso es la presión de adsorción con oscilación. La adsorción con oscilación de presión utiliza el hecho de que la capacidad de adsorción es directamente proporcional a la presión parcial de los contaminantes en el medio circundante. Los contaminantes son adsorbidos a una presión elevada (proporcionar parcial presión mayor del contaminante a ser adsorbido) y, a continuación desorbido a una presión inferior. Estos procesos de regeneración por lo general se ejecutan en el lugar y en el interior del recipiente de adsorción.

La reactivación del carbono gastado fuera del sitio implica la eliminación de los contaminantes adsorbidos del carbono activo usado. Los contaminantes son

desorbidos y destruidos a temperatura alta (por lo general superiores a 1500°F (800°C)). Existen varios tipos hornos disponibles, tales como hornos rotatorios y chimeneas múltiples. Los hornos pueden ser calentados por un combustible tal como gas natural, aceite combustible o por electricidad. Hornos de reactivación sólo producen carbón reactivado, emisiones al aire y carbón fino, no se producen residuos orgánicos.

La decisión de realizar la reactivación en el mismo sitio debe tener en cuenta las necesidades de espacio, costos de instalación y permiso de emisiones. Los estudios indican que en el lugar reactivación la térmica no es económica si el uso de carbón es menor de 500 a 2000 kg/día. Otros estudios han encontrado que el costo unitario de la reactivación se eleva rápidamente si el uso de carbón es menor de 5000 a 6000 kg/día⁶¹.

La reactivación fuera del lugar debe contemplar la disponibilidad de carbón nuevo o reactivado para evitar que el sistema deje de funcionar. Cuando el carbón se regenera en el lugar, algunos contaminantes no pueden ser desorbidos. Por ejemplo, el GAC contiene contaminantes orgánicos con altos puntos de ebullición por lo tanto puede ser necesario que vuelva a activarse en lugar de regenerarse.

Las pérdidas de carbón durante la reactivación pueden ser de aproximadamente 5%. Esta pérdida puede ser reemplazada por carbono con carbón reactivado o nuevo. En cualquier caso se debe verificar que este material no presente impurezas que puedan afectar el proceso.

⁶¹PONTIUS, F.W., ed., 1990. Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies, Fourth Edition, McGraw-Hill, Inc. Publishing Company, New York, NY. Citado por DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Adsorption Design Guide. 1 de marzo de 2001.

La regeneración o reactivación será necesaria cuando no exista un sitio para la disposición del carbón agotado, o cuando los costos de eliminación sean muy altos.

Hay varios casos en que la regeneración o la reactivación del carbón gastado no serán factibles, el carbón agotado debe ser desechado. La eliminación puede ser necesaria cuando la ubicación del sitio aumenta los costos o debido a la presencia de trazas de contaminantes, tales como partículas radiactivas.

3.2.10. Costos de implementación. Desde el punto de vista industrial, las consideraciones económicas del proceso han de tener en cuenta tanto la inversión necesaria, incluida la planta de regeneración del adsorbente si la hubiese, como los costos de operación. Cabe destacar el precio del adsorbente, la capacidad del mismo que determina la dosis necesaria y las posibilidades técnico-económicas de su regeneración.

Los costos de inversión para los filtros de carbón activado pueden ser muy altos Hackney hace esta consideración teniendo en cuenta los materiales, energía adicional, mantenimiento, mano de obra y supervisión, así como, los costos de operación. Según el mismo autor, con GAC los costos oscilan entre 1,000-15,000€ en función de la capacidad de tratamiento m³/h. Y los costos de operación en su conjunto podrían estimarse en alrededor de 0,1€/m³ de aguas residuales, incluyendo la regeneración de GAC (alrededor de 1.500-3.000€/ tonelada GAC). Los costos más altos se encuentran habitualmente con el PAC⁶².

El precio de los carbones activados depende de las propiedades del mismo, que se relacionan con su estructura porosa, así como con el lugar de fabricación. En

⁶²HACKNEY, J., M. R. WIESNER (1996): Cost assessment of Produced Water Treatment, Working paper, Durham, NC: Duke University, 40 p. Citado por SOCOPSE □ SOURCE CONTROL OF PRIORITY SUBSTANCES IN EUROPE. An Inventory and Assessment of Options for Reducing Emissions: Isoprotruron. 2009.

Colombia estos precios se encuentran entre 0,5 USD/kg para carbones activados fabricados en China para usos corrientes y 3,0 USD/kg para carbones activados usados en aplicaciones especiales fabricados en Alemania⁶³.

3.2.11. Ventajas y desventajas del sistema.

Ventajas:

- Capacidad de adsorber una amplia gama de sustancias químicas.
- No requiere elementos adicionales para el tratamiento.
- El sistema puede ser operado a diferentes condiciones de temperatura y pH.
- Una ventaja del CAG es que pueden ser regenerados varias veces lo cual disminuye la inversión inicial en su uso a largo plazo. Una vez desechado, la cantidad de material a incinerar o enterrar es menor.

Desventajas:

Aunque el carbón activo es un excelente adsorbente, presenta con frecuencia grandes limitaciones, entre las que se pueden señalar las siguientes:

- Baja eficacia para la eliminación de determinados tipos de compuestos orgánicos; en general, de cierta polaridad.
- Elevado costo de regeneración. Esta operación ha de llevarse a cabo en la mayor parte de los casos por vía térmica. El carbón activo tiene un punto de saturación en el que pierde sus propiedades y simplemente continua presente de manera inerte. La regeneración del carbón se lleva a cabo,

⁶³ DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO NACIONAL DE ESTADISTICA – DANE: resultado general de importaciones 1996-2002. Bogotá: DANE, 2002 citado por GOMEZ, A., WOLFGANG, K., RINCON, S. Carbón activado de cuesco de palma. Estudio de termogravimetría y estructura. Departamento de Ingeniería Mecánica y Mecatrónica, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá Colombia e Instituto de Ingeniería Térmica, Universidad de Kassel, Kassel, Alemania.

sobre todo, por vía térmica, proceso que requiere fuertes inversiones, utilizando hornos que alcancen las temperaturas requeridas.

- Alto consumo energético y pérdidas de adsorbente que alcanzan hasta el 10% o más de la masa del mismo en cada ciclo, como consecuencia de la reducción de tamaño de las partículas.
- La regeneración del carbón provoca gases residuales que deben ser tratados.
- El PAC, así como GAC contaminado con PCB, dioxinas y metales pesados, han de ser incinerados lo cual incrementa los costos.

3.3. DEGRADACIÓN DE PLAGUICIDAS MEDIANTE FOTOCATÁLISIS

3.3.1. Concepto y origen. La fotocatálisis es un proceso catalítico promovido por energía de determinada longitud de onda, capaz de excitar a un semiconductor (catalizador) al grado de hacer que se comporte como un material conductor, en la superficie del cual se desarrollan reacciones de oxido-reducción, las cuales generan radicales libres muy reactivos, mismos que reaccionan con las especies a su alrededor, rompiendo enlaces moleculares y reduciendo u oxidando las moléculas hasta convertirlas en compuestos menos complejos⁶⁴.

Estos procesos se pueden considerar como una tecnología de oxidación avanzada (TOA) utilizados principalmente para sistemas de tratamiento de aire, aguas domésticas y aguas residuales. Las reacciones de oxidación avanzada no son específicas, por lo tanto pueden atacar a diversos compuestos orgánicos difíciles

⁶⁴ CANDAL, R.J, ARANCIBIA, A., LOEB B., RODRÍGUEZ, J. 2002, Fotocatálisis asistida por potencial. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea, Cap. VIII, pag.166-183 CYTED, [En Red], disponible en <http://www.cnea.gov.ar/cyted/default.htm> citado por ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocatálisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

de tratar por otros métodos⁶⁵ tales como; Fenoles, Clorofenoles, Nitrobenceno, Nitro anilina, Plaguicidas, colorantes y otros compuestos orgánicos no biodegradables.

Los procesos de oxidación avanzada POA se basan principalmente en procesos capaces de producir cambios drásticos en la estructura química de los contaminantes; este concepto fue utilizado por primera vez por Glaze y colaboradores⁶⁶, los cuales definieron los POA como procesos que involucran la generación y uso de especies transitorias poderosas, como el radical hidróxilo (HO•), el cual se puede generar por medios fotoquímicos, y posee una gran capacidad para oxidar materia orgánica.

La principal ventaja de los POA es que cambian químicamente el contaminante, no sólo es un cambio de fase como en otros métodos, además de esto, se logra una destrucción completa del mismo, proceso llamado mineralización; son muy útiles para compuestos de tipo refractario, que resisten otro tipo de tratamiento⁶⁷.

3.3.2. Componentes. Para poder llevar a cabo la fotocatálisis, es necesario tener⁶⁸:

- Luz: solar o generada.
- Sustrato: en este caso el contaminante.

⁶⁵MALATO, S. Et al. Applied Catalysis. B: Environ.,28, 2002, 163-174 citado por ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocatálisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

⁶⁶ GLAZE, W.H., KANG, J.W. y CHAPIN, D.H.. (1987). :335-352 citado por JARAMILLO PÁEZ César Augusto, TABORDA OCAMPO, Gonzalo. La fotocatálisis: aspectos fundamentales para una buena remoción de contaminantes. Revista Universidad de Caldas, Enero - Diciembre 2006, págs. 71 – 88.

⁶⁷ JARAMILLO PÁEZ César Augusto, TABORDA OCAMPO, Gonzalo. La fotocatálisis: aspectos fundamentales para una buena remoción de contaminantes. Revista Universidad de Caldas, Enero - Diciembre 2006, págs. 71 – 88.

⁶⁸ Ibid. p.80.

- Oxidante: utilizando el aire, O_2 o H_2O_2 principalmente.
- Fotocatalizador: el cual es el semiconductor.

3.3.2.1. Un sistema térmico de energía solar o una instalación consiste en un conjunto de elementos que proporcionan eficazmente un aporte energético, que puede ser en forma de aire caliente, agua caliente, vapor, fusión de materiales, etc.⁶⁹

- **Colector solar.** Estos pueden ser diversos tipos: planos, cilindro-parabólicos, especiales, etc., con diferente capacidad de concentración de la radiación y por lo tanto temperaturas a saber baja, media o alta. El colector parabólico concéntrico CPC, un colector de temperatura media, es el más usado para tratamiento de aguas residuales.

Los colectores de media temperatura son capaces de concentrar la radiación solar en una superficie reducida y pueden alcanzar temperaturas muy altas. La temperatura de trabajo suele variar entre los 100 y los 400°C.

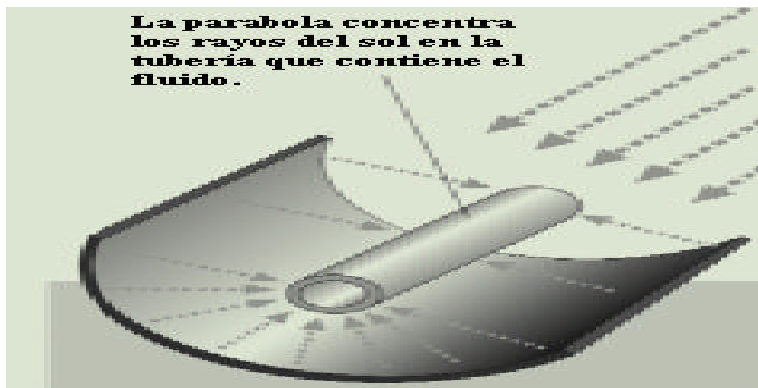
Otra variante, los espejos parabólicos, no concentra los rayos solares en el eje de un cilindro, sino en un punto preciso situado en el foco del paraboloide. Por esta razón, alcanzan temperaturas más altas que en los colectores cilindro parabólicos, hasta 900°C.

Si la instalación requiriera temperaturas medias (de 100 a 400oC), se emplearían colectores cilindro-parabólicos, los cuales consisten en un espejo de forma parabólica y generatriz cilíndrica que concentra los rayos solares sobre un tubo colector que hace las veces de placa colectora. De esta forma, al concentrar los

⁶⁹ SERRANO, J. Et al. Proyecto de instalación energía solar para climatización y obtención de agua caliente sanitaria en albergue rural. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad Rovira i Virgili. 2006.

rayos solares como haría una lupa, pueden obtenerse temperaturas mucho más elevadas.

Figura 14 Elementos de un colector de cilindros parabólicos.



Fuente Proyecto de instalación energía solar para climatización y obtención de agua caliente sanitaria en albergue rural .

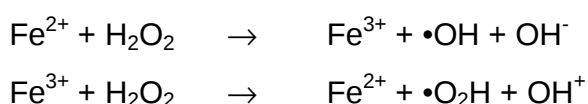
3.3.3. Funcionamiento. Los procesos fotooxidativos ayudados por luz ultravioleta pueden dividirse en dos grupos: homogéneos y heterogéneos. Los procesos homogéneos incluyen aquellos que usan H_2O_2 u O_3 para generar los radicales $\cdot OH$ y los que usan como mediadores compuestos de hierro. Los procesos heterogéneos están constituidos casi completamente por los procesos fotocatalíticos mediados por TiO_2 .

- **Fotocatálisis homogénea.** La interacción de especies capaces de absorber fotones (complejos de metales de transición, colorantes orgánicos, etc.), un sustrato o reactivo (ej.: el contaminante) y luz pueden conducir a la modificación química del sustrato. La especie capaz de absorber fotones (C)

⁷⁰ MÁRQUEZ LONA, Héctor M y TISCAREÑO L, Fernando. 2000. La foto oxidación en el tratamiento de aguas residuales. En : Ingeniería Química. N° 358. pp. 22-2.

es activada y acelera el proceso por interacción a través de un estado de excitación (C*)⁷¹.

- o El reactivo Fenton. Uno de los métodos clásicos de producción de radicales hidroxilo consiste en la adición de sales de hierro como catalizador en presencia de peróxido de hidrógeno; esta adición es conocida como reactivo Fenton, y tiene como resultado uno de los agentes oxidantes más potentes a pH ácidos (pH 3 – 5). El hierro puede ser añadido como sal ferrosa o férrica como se muestra en las reacciones⁷²:



Estos radicales inician una cadena de reacciones para eliminar toda la materia oxidable. En concreto, los radicales hidroxilo reaccionan con compuestos orgánicos, generando radicales orgánicos (C-centrados) que aceleran el grado de oxidación. Aunque el reactivo Fenton es un potente e indiscriminado agente oxidante, existen especies resistentes al mismo como los alcanos clorados (tetracloroetano, tricloroetano, cloroformo,...), n-parafinas y ácidos carboxílicos de cadena corta (maleico, oxálico, acético, malónico)⁷³.

Se ha comprobado como la radiación UV/visible acelera las reacciones Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{3+}$, Fe^{2+}), favoreciéndose así el grado de degradación de contaminantes

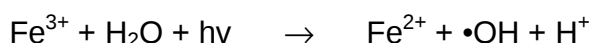
⁷¹MALDONADO RUBIO, Manuel Ignacio. Descontaminación de aguas de lavado de envases de plaguicidas mediante fotocátalisis solar. Facultad de Ciencias Experimentales, Universidad de Almería. 2000.

⁷² GARCÉS GIRALDO Luís Fernando. FeCl_3 y TiO_2 interaction with H_2O_2 in the liquid waste treatment from the textile industry using artificial Light trough factorial model. Atlantic International University. Honolulu, Hawai. Septiembre De 2008.

⁷³ Ibid. p.38.

orgánicos, incluidos los compuestos aromáticos y alifáticos. Este reactivo presenta una mayor efectividad a pH ácido, debido a la aparición de hidróxidos de hierro como precipitados coloidales a pH mayor de 3, lo cual hace necesaria su separación, mediante un proceso adicional de tipo coagulación, sedimentación o filtración. Además, algunos intermedios de reacción pueden alterar la reactividad del hierro debido a la formación de complejos.

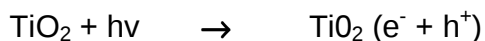
En las reacciones de Fenton tradicional el Fe^{2+} actúa como catalizador en la descomposición del H_2O_2 dando lugar a la formación de radicales $^{\circ}\text{OH}$. En esta reacción los iones Fe^{3+} se van acumulando a medida que el Fe^{2+} se consume y la reacción finalmente se detiene. En este proceso se intenta solucionar este problema, mediante la regeneración fotoquímica de los iones Fe^{2+} reduciendo el ión férrico según la reacción:



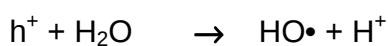
- **Fotocatálisis heterogénea.** La interacción de fotones produce la aparición de pares electrón/hueco (e^- y h^+), siendo el catalizador un semiconductor (ej.: TiO_2 , ZnO , etc.). En este caso, los electrones excitados son transferidos a especies reducibles (Ox1) al mismo tiempo que el catalizador acepta electrones provenientes de especies oxidables (Red2) que ocupan los huecos. En ambas direcciones, el flujo neto de electrones es nulo y el catalizador permanece inalterado.

- o **El dióxido de titanio, principal semiconductor.** Existen referencias de aplicaciones con múltiples semiconductores como Al_2O_3 , ZnO , Fe_2O_3 y TiO_2 (Araña y otros, 2003), (Araña y otros, 2004). Sin embargo, el más ampliamente utilizado es el dióxido de titanio, ya que presenta una mayor actividad fotocatalítica, no es tóxico, es estable en soluciones acuosas y no es costoso, habiéndose evaluado diferentes estructuras del mismo.

Al irradiar TiO_2 , en su forma anatasa, con una longitud de onda inferior a 400 nm, se genera un exceso de electrones (e^-) en la banda de conducción y huecos positivos (h^+) en la banda de valencia.



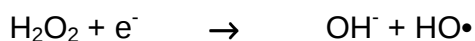
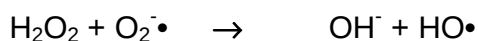
En la superficie del TiO_2 , los huecos reaccionan tanto con H_2O absorbida como con grupos OH^- para formar radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$):



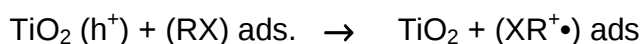
Los electrones en exceso de la banda de conducción reaccionan con el oxígeno molecular para formar radicales superóxido y peróxido de hidrógeno:



Tanto el radical superóxido como el peróxido de hidrógeno generan más radicales hidroxilos así:



El radical hidroxilo ($\text{HO}\bullet$) provoca la completa mineralización de muchas sustancias orgánicas. Dependiendo del equilibrio de adsorción/desorción para un contaminante dado, la oxidación fotocatalítica de un sustrato orgánico adsorbido podría iniciar la eficiencia de su degradación oxidativa:



3.3.4. Reacciones bioquímicas

Oxidación fotocatalítica. Los radicales OH generados a partir de la interacción de la luz con el reactivo fenton o con el dióxido de titanio provocan la oxidación de las sustancias contaminantes conduciendo en muchos casos a su mineralización.

3.3.5. Factores que influyen en el proceso de fotodegradación. Existen varios factores que, según Garcés y Pey⁷⁴, influyen de manera cualitativa y cuantitativa en el proceso de fotocatálisis.

- **Longitud de onda e intensidad de la luz.** El dióxido de titanio absorbe longitudes de onda inferiores a 400 nm, que corresponden al espectro ultravioleta. Cualquier radiación de estas características tendrá la capacidad de generar en el semiconductor par electrón-hueco. El aprovechamiento de la energía absorbida es mayor cuanto menor es la longitud de onda empleada.
- **El catalizador.** Cuanto mayor sea la dosis del catalizador, mayor será en principio la eficiencia obtenida, si bien el efecto de la turbidez ocasionada por sus partículas también aumenta, dificultando la difusión de la luz ultravioleta. En lo que respecta a su disposición, el dióxido de titanio puede estar en suspensión o inmovilizado.
- **Efecto del oxígeno.** El oxígeno molecular actúa como aceptor de electrones generándose el radical superóxido, promotor de más radicales hidroxilos. La presencia de oxígeno es, por tanto, esencial para que se produzca una oxidación efectiva. Por otro lado, una aireación controlada permite la continua suspensión del catalizador en la disolución, favoreciendo una degradación más homogénea.

⁷⁴ Ibid. p.40.

Se ha comprobado que el proceso fotocatalítico se detiene totalmente cuando desaparece el oxígeno disuelto en el agua y no existe ninguna otra especie oxidante.

- **Temperatura y pH.** La variación de la temperatura no afecta significativamente la velocidad de las reacciones fotocatalíticas. Aparentemente el pH no afecta notablemente este tratamiento, ya que se han obtenido buenos resultados empleando TiO_2 a diferentes rangos de pH, pero también se ha comprobado que éste afecta el tamaño de las partículas, la carga superficial y las posiciones de los máximos y mínimos de las bandas del TiO_2 , debido a su carácter anfotérico. Debe trabajarse a un pH diferente al punto isoeléctrico para el TiO_2 (pH 7), donde la superficie del óxido no está cargada.
- **Concentración inicial del contaminante.** Las cinéticas de degradación fotocatalítica siguen generalmente el mecanismo de Langmuir-Hinshelwood donde la velocidad de reacción varía proporcionalmente a la fracción de superficie cubierta por el sustrato:

$$\left(\frac{dC}{dt}\right)_{\text{inicial}} = r = k\left(\frac{KC}{1+KC}\right)$$

Donde k es la constante de velocidad de reacción y K es la constante de adsorción del compuesto. Los valores de las constantes son influenciadas por el pH, la temperatura, el catalizador y la intensidad de la radiación, además de las propiedades de los compuestos involucrados.

- **Calidad del agua a tratar.** La presencia de turbidez, sólidos en suspensión y materia orgánica e inorgánica en el agua a tratar pueden restar eficiencia a la oxidación fotocatalítica con TiO_2 . La turbidez interfiere en la interacción de la

luz ultravioleta y el catalizador, reduciendo la eficacia de la reacción de destoxificación.

El seguimiento del grado de mineralización u oxidación total se lleva a cabo determinando el carbón orgánico total (COT). Una disminución del COT a lo largo del proceso garantiza la completa mineralización, no solo de los contaminantes iniciales, sino también de todos los compuestos intermedios generados⁷⁵.

El cuadro 3 resume los valores de carbón orgánico total (COT) después de las reacciones e indican el grado de oxidación total alcanzado, la DBO5 y DQO y la DBO_r cuya diferencia con la DBO inicial muestra la eficiencia del proceso degradativo⁷⁶ en un proceso de fotocátalisis de varios plaguicidas usando TiO₂.

Cuadro 3 Resultados de COT, DBO, y DQO del proceso degradativo de los Clorofenoles monohalogenados y polihalogenados.

COMPUESTO	COT inicial mg/l	COT final mg/l	DBO ₅ mg/l inicial	DBO ₅ mg/l final	DQO mg O ₂	% de oxidación total
o-Clorofenol	14	2.30	40.25	5.06	40.63	83.60
p-Clorofenol	14	1.27	40.25	1.80	40.63	91.00
m-Clorofenol	14	6.36	40.25	3.32	40.63	54.60
2,4-Diclorofenol	14	2.64	27.50	4.63	29.50	81.00
2,4,6-Triclorofenol	14	3.80	22.00	9.32	22.25	72.90

Fuente ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocátalisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

⁷⁵MALATO RODRÍGUEZ, Sixto, BLANCO GÁLVEZ, Julián, MILOW, Bárbara, MALDONADO RUBIO, Manuel Ignacio Y RICHTER, Christoph. Tratamiento de plaguicidas de la agricultura intensiva almeriense mediante la tecnología de detoxificación solar. Plataforma Solar de Almería - CIEMAT (España).

<http://www.gem.es/materiales/document/document/g02/d02203/d02203.htm>

⁷⁶ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocátalisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

3.3.6. Diseño técnico de un filtro fotocatalítico. Para el diseño de sistemas de tratamiento de afluentes residuales se requiere determinar el tiempo de degradación de los contaminantes a escala y con dicha información se puede calcular el tiempo de residencia del agua en el tratamiento seleccionado. En los sistemas de tratamiento con colectores solares, el tiempo de fotodegradación del contaminante dependerá de la intensidad de radiación solar, la cual varía con la hora del día y las condiciones ambientales⁷⁷.

La fotodegradación con dióxido de titanio y con el reactivo Fenton se lleva a cabo en presencia de peróxido de hidrógeno y luz ultravioleta (UV), la cual puede ser natural (luz solar) o artificial, siendo esta última una forma más efectiva que la radiación solar porque se pueden seleccionar lámparas generadoras de luz UV de un amplio espectro de longitud de onda y con una gran potencia de emisión, pero tiene la desventaja de su elevado costo y alto consumo energético⁷⁸.

La radiación solar es un proceso sostenible por usar una energía limpia e inagotable, ya que sólo se requiere captar la máxima cantidad de radiación ultravioleta. El Grupo de Energía Alternativa (GEA) ha realizado diferentes proyectos que permiten el cuantificar esta disponibilidad energética y diseñar dispositivos como, los colectores cilindroparábolicos compuestos (CPCs) (Figura 15), los cuales mediante láminas de aluminio concentran la radiación UV solar hacia el interior de los tubos de vidrio (hechos de pyrex material que no absorbe

⁷⁷VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocátalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 2009.

⁷⁸ J. KWON, K. ARMBRUST. "Degradation of Chlorothalonil in Irradiated Water/Sediment Systems". Journal of Agricultural and food chemistry. Vol.54. 2006. pp. 3651-3657 citado por VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocátalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 2009.

radiación UV) y que se localizan en el eje del colector. Por el interior de los tubos circula el agua con los contaminantes a degradar.

Un estudio de fotodegradación de clorotalonilo, realizado en la planta piloto de la Universidad de Medellín por el Grupo de Diagnóstico y Control de la Contaminación y el Grupo de Energía Alternativa, obtuvo la degradación del 95% del plaguicida por fotocátalisis en 4 horas de tratamiento y una energía acumulada de 15,1 kJ/l con 500 mg/l de TiO_2 y 1,0 mg/l de persulfato; usando Foto-Fenton con 10 mg/l de hierro la degradación fue del 95% en 18 horas de irradiación y una energía acumulada de 38 kJ/l⁷⁹. El grado de mineralización fue del 80% en la fotocátalisis y 72% en la Foto-Fenton. Este resultado indica que aún quedan compuestos orgánicos por destruir, siendo entonces necesario el incremento en los tiempos de irradiación solar para lograr la mineralización total de la sustancia.

Figura 15 Colector solar CPC situado en la terraza de la sede de investigación universitaria.



Fuente VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocátalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia No.51 pp105-113. Febrero, 2010.

⁷⁹ VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Op. cit.

3.3.7. Elementos comunes. La instalación de un colector solar requiere adecuaciones adicionales para asegurar el flujo del agua residual al sistema.

Tanques de almacenamiento. Al inicio y final del tratamiento es necesario disponer de recipientes que permitan almacenar el líquido a tratar y el efluente para su recirculación o disposición final.

Sistema de bombeo. Se debe instalar para asegurar el suministro de agua al colector.

3.3.8. Residualidad.

Dioxido de titanio. El aumento en la dosis de este catalizador para mejorar la eficiencia del sistemas, incrementa la turbidez dificultando la difusión de la luz ultravioleta, por loque se hace necesaria su recuperaciòn y disposición final.

3.3.9. Mantenimiento. Las instalaciones de energía solar precisan un cierto mantenimiento. En instalaciones pequeñas, este mantenimiento puede limitarse a limpiar periódicamente la cubierta transparente eliminando el polvo que hubiera caída (con una manguera o paño) y tal vez pintar cada 2 ó 3 años los soportes u otros objetos de hierro para que no se oxiden.

En instalaciones medianas y grandes, aparte de la limpieza del polvo y pintado de los soportes, se hace necesario verificar todos los elementos de la instalación, comprobando su funcionamiento y reparando o reponiendo aquellos elementos defectuosos.

El empleo de TiO_2 puede ocasionar sólidos suspendidos, parámetro legislado en la normatividad de vertidos en Colombia. Por lo tanto, es necesario separar las

partículas de TiO_2 de las aguas tratadas antes de su vertido o reutilización, siendo uno de los principales inconvenientes a la hora de aplicar esta tecnología, debido a su reducido tamaño. Dado el reducido peso y tamaño de las partículas a separar, la aplicación de técnicas de decantación obliga a tiempos de residencia excesivos para que el proceso resulte económico.

Para solucionar este problema se puede aumentar el tamaño de las partículas para removerlas más fácilmente u optimizar bien el proceso para alcanzar el punto isoelectrico (al cual se coagula el TiO_2) o adherirlo en un soporte como vidrio, policarbonato, estireno, entre otros, para evitar utilizar el catalizador en suspensión, depositándolo sobre las paredes iluminadas del fotorreactor o sobre materiales transparentes a la radiación.

3.3.10. Costos de implementación. El cuadro 4 presenta los costos comerciales (para instaladores) de los colectores, reportados por Estrada y colaboradores⁸⁰. Schweiger y col. (2001) citados por Estrada, consideran costos adicionales de 80 €/m² por la construcción de los soportes, el montaje de los colectores y las tuberías del campo (en el caso de campos de colectores de más de 1,000 m²). El potencial de reducción de costos de los sistemas que estos autores estimaron para 2010 es del 50%.

⁸⁰ ESTRADA GASCA, Claudio A. et al, Visión a largo plazo sobre la utilización de las energías renovables en México. Energía solar. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigación en Energía. 2005. p.37.

Cuadro 4 Precios de los colectores de media temperatura.

Colector	Precio colector(€/m ²)	Estado
Planos con supresión de convección	200	comercial
Tubos evacuados	500	comercial
CPCs	150-350	comercial
Parabólicos	200	comercial
Fresnel Lineales	120-200	estimación
MaReCo	150	comercial

Fuente. ESTRADA GASCA, Claudio A. et al, Visión a largo plazo sobre la utilización de las energías renovables en México. Energía solar. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigación en Energía. 2005. p.37.

3.3.11. Ventajas y desventajas del sistema.

Ventajas:

- Una de las más preponderantes es que cambian químicamente el contaminante, no sólo es un cambio de fase como en otros métodos, además de esto, se logra una destrucción completa del mismo, mineralización; son muy útiles para compuestos de tipo refractario, que resisten otro tipo de tratamiento⁸¹.
- Es una técnica no selectiva y puede emplearse para tratar mezclas complejas de contaminantes.
- Son dependientes únicamente de la energía solar.
- No requieren equipamiento o desarrollos tecnológicos sofisticados o caros, ni poseen altos costos de energía.

Desventajas

⁸¹ BLANCO-GALVEZ, JULIÁN, FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, PILAR, MALATO-RODRÍGUEZ, SIXTO. Solar Photocatalytic Detoxification and Disinfection of Water: Recent Overview. Plataforma Solar de Almería (CIEMAT), Carretera Senés, km 4, 04200 Tabernas, Almería, Spain.

- Requiere un buen sistema de seguimiento para maximizar la recogida de radiación solar.
- Para la separación TiO_2 se pueden usar técnicas de filtración, que encarecen el tratamiento.

El cuadro 5 resume las características principales de las tres alternativas planteadas. De acuerdo a este consolidado, las camas biológicas y la fotocatalisis, resultan las alternativas de mayor viabilidad para su aplicación en el manejo de aguas con residuos de plaguicidas, el primer caso porque las camas biológicas pueden ser fácilmente establecidas utilizando los recursos de las mismas fincas, existen experiencias importantes que respaldan su eficiencia en campo y además, su manejo y mantenimiento son sencillos y la fotocatalisis porque posee ventajas importantes como, la posibilidad de tratar mezclas de productos, el bajo costo energético al aprovechar la luz solar y la existencia de resultados positivos en Colombia (a nivel experimental) que pueden respaldar su eficiencia.

Cuadro 5 Características principales de tres alternativas para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas generadas en fuentes fijas.

TECNOLOGIA	CAMA BIOLOGICA	CARBÓN ACTIVADO	FOTOCATALISIS
CARACTERISTICAS DEL PROCESO	Retención y biodegradación de los plaguicidas por microorganismos presentes en un sustrato orgánico	Adsorción y retención de los plaguicidas	Procesos de oxido reducción de los plaguicidas a compuestos menos complejos
VIABILIDAD	Excelentes resultados en la degradación de plaguicidas Fácil construcción Casos exitosos de implementación	Aunque el carbón tiene gran capacidad de retención de diferentes moléculas de plaguicidas los costos asociados a su mantenimiento limitan su implementación	Degradación de una amplia gama de sustancias plaguicidas pero requiere mayor divulgación y aplicación a nivel de finca para demostrar su eficiencia

VENTAJAS	Construcción a partir de materiales de la finca Diseño fácilmente adaptable a las necesidades de las fincas	No requiere elementos adicionales para el tratamiento. El sistema puede ser operado a diferentes condiciones de temperatura y pH. El carbón se puede reactivar varias veces	Mineralización de las sustancias químicas Permite tratar mezclas de productos Infraestructura sencilla Uso de energía solar a bajo costo
TECNOLOGIA	CAMA BIOLOGICA	CARBÓN ACTIVADO	FOTOCATALISIS
DESVENTAJAS	Área de terreno amplia para fincas grandes Dificultad para control de humedad y pH Fluctuaciones en la concentración de los productos puede afectar la eficiencia	El carbón usado requiere reactivación o disposición final adecuada Alto costo de regeneración Alto consumo de energía para activación La reactivación genera emisiones que deben ser controladas	Requiere seguimiento La recuperación del TiO_2 incrementa los costos
COSTOS APROXIMADOS	US \$200/m² la instalación No requiere actividades operativas continuas	1,000-15,000€ la instalación según capacidad 0,1€/m³ de agua tratada para la operación Carbón activo: 0,5-3 US/kg	280 €/m² la instalación Su operación requiere la activación del sistema de bombeo del agua a los colectores y recuperación del TiO_2

Una vez caracterizados los sistemas de tratamiento, la evaluación de la mejor alternativa requiere analizar las ventajas y desventajas relacionadas con las características de la finca donde se va a implementar. Cada evaluación es particular sin embargo, se deben considerar entre otras las variables asociadas a costos de inversión y operación, área requerida para la construcción, generación

de subproductos en otras⁸². Para el caso particular del agua con residuos de plaguicidas es importante contemplar la capacidad del sistema para tratar aguas con mezcla de varios ingredientes activos.

La evaluación se puede realiza a través de un análisis ponderado en el cual cada variable (vi) tendrá un valor de acuerdo a las características de la finca.

Una ponderación Pi para cada variable Vi.

Pi se encuentra entre 0-1 y la sumatoria de Pi=1

Se establece un rango de calificación de 0-100 para claificar cada variable Vi en relación a las condiciones de la finca y se calcula un promedio ponderado:

Calificación de la tecnología= $\Sigma(VixPi)$

Asumiendo una finca x con unas características particulares, la ponderación sería la siguiente:

Cuadro 6 Evaluación de alternativa tecnologica para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas.

Evaluación de alternativa tecnologica de tratamiento de aguas con residuo de plaguicidas					
Finca de flores en la Sabana de Bogotá* Area limitada para la instalación No tiene capacidad operative para mantenimiento Dispone de la inversión inicial que se requiera pero no recursos para mantenimiento Require tratar agua con mezcla de varios productos					
Tecnología	Calificación variable Vi (0-100)*				
	Costos inversión	Costos operación	Residualidad	Área requerida	Posibilidad de tratar mezclas de productos
Cama biológica	100	100	75	50	50
Carbón activado	25	25	25	50	100
Fotocatalisis	50	50	75	50	100

**Finca supuesto

*Calificación 0: no conviene la tecnología

Calificación 100: si conviene la tecnología

⁸² MINISTERIO DE AMBIENTE, DESARROLLO, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales municipales. Guia. 2002.

Ponderaciones adoptadas para cada variable:

Suma	Ponderaciones $P_i(0-1)$ para cada variable V_i				
	Costos inversión	Costos operación	Residualidad	Área requerida	Posibilidad de tratar mezclas de productos
1,0	0,25	0,10	0,15	0,25	0,25

Tecnología	Calificación Parcil ($V_i \times P_i$)*					Suma total $\Sigma(V_i \times P_i)$
	Costos inversión	Costos operación	Residualidad	Área requerida	Posibilidad de tratar mezclas de productos	
Cama biológica	25	10	11,25	12,5	12,5	71,25
Carbón activado	6,25	2,5	3,75	12,5	25	50
Fotocatalisis	12,5	5	11,25	12,5	25	66,25

Para una finca de flores con las características planteadas, el sistema de tratamiento recomendado sería la cama biológica, de bajos costos de inversión y operación y que se puede adecuar al área disponible.

4. ESTRATEGIA DE SEGUIMIENTO AMBIENTAL A LAS ALTERNATIVAS DE MAYOR VIABILIDAD

El seguimiento ambiental de las dos alternativas identificada como de mayor viabilidad para el tratamiento de las aguas con residuos de plaguicidas, deberá considerar la calidad del agua antes y al final del proceso. En este sentido se deberán adelantar mediciones de la concentración de plaguicidas en el agua previo tratamiento y análisis específicos al final para cada caso.

4.1. CAMAS BIOLÓGICAS

4.1.1. Concentración de pesticidas en la cama. Cantidad de ingrediente activo en mg/l presente en el agua residual que sale de la cama. Este parámetro deberá evaluarse también en el residuo de la cama cuando se haga cambio de biomezcla.

4.1.2. Actividad microbial. Medida a partir de la respiración basal y el contenido de fenoloxidasa.

4.1.3. Contenido de carbón. Permite determinar el grado de mineralización de las sustancias.

4.1.4. % de Disipación del plaguicida. Relación entre la cantidad inicial y final de plaguicida en el sustrato o el vertimiento en diferentes momentos de acuerdo al tiempo de tratamiento.

4.2. FOTOCATALISIS

4.2.1. **Demanda Química de Oxígeno (DQO)** Los valores de este parámetro están asociados al grado de avance de la oxidación de los contaminantes, por lo que la determinación seriada de DQO es una herramienta útil de seguimiento del proceso⁸³.

4.2.2. **Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).** Este parámetro se obtiene mediante una prueba empírica estándar, y mide la cantidad de oxígeno utilizado para la biodegradación de materia orgánica e inorgánica contenida en una muestra. El oxígeno se consume también en la oxidación de materia inorgánica como sulfuros o sales ferrosas.

4.2.3. **Carbono orgánico total (COT).** El carbono orgánico total mide la cantidad de dióxido de carbono producida en la mineralización total de una muestra. El seguimiento del proceso mediante esta herramienta es importante porque valores de COT cercanos a cero son los únicos que garantizan que no se acumulen contaminantes recalcitrantes, intermediarios de mayor persistencia, capacidad de acumulación o toxicidad que los iniciales.

4.2.4. **La Toxicidad.** La determinación de la toxicidad provee una prueba clave de la eficiencia de un proceso de degradación fotocatalítica y biológica, cuyo resultado esperado es la generación de una matriz libre de efectos nocivos sobre el ambiente. En el caso del agua, el producto deseable es un efluente que pueda ser vertido en cualquier cuerpo receptor sin afectar a ninguna de las especies del ecosistema.

⁸³ BLANCO GÁLVEZ, JULIÁN, MALATO RODRÍGUEZ, SIXTO, ESTRADA GASCA, CLAUDIO A., BANDALA, ERICK R., GELOVER, SILVIA Y LEAL, TERESA Purificación de aguas por fotocátalisis heterogénea: estado del arte. Editor Miguel Belsa, Red CYTED VIII-G, Buenos Aires, Argentina, 2001.

El tipo de prueba y los organismos empleados dependerán del tipo de toxicidad que se desea determinar y el nivel de la cadena trófica sobre el cual se requiere determinar el efecto.

4.2.4.1. Toxicidad aguda:

- Microtox®
- Mortalidad de *Daphnia magna* y peces (*Pimephales promelas*) para la evaluación en bacterias, invertebrados y vertebrados, respectivamente.

4.2.4.2. Toxicidad crónica:

- Pruebas de crecimiento de *Ceriodaphnia dubia* y *Arbacia punctulata* e inhibición de crecimiento de *Selenastrum capricornutum*, invertebrados los dos primeros y alga la tercera.

5. CONCLUSIONES

Las características de fácil diseño y construcción de las camas biológicas las convierten en una opción de tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas viable tanto para fincas grandes como para aquellas de menor escala.

El uso del carbón activado para el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas ha mostrado ser una técnica muy eficiente sin embargo los altos costos de implementación y mantenimiento puede limitar el acceso a las mismas por parte de los productores agrícolas.

La fotocátalisis ha sido estudiada en Colombia y los resultados de las investigaciones muestran su eficiencia en el tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas.

El uso de las camas biológicas, el carbón activado y la fotocátalisis para tratamiento de aguas con residuos de plaguicidas se encuentra reportado a nivel de investigación por lo que se hace necesario estudiar su desempeño bajo las condiciones particulares de los sistemas productivos agrícolas colombianos.

Guatemala cuenta con una experiencia interesante en el uso de las camas biológicas, experiencia que pueden servir de referencia para la adopción de esta tecnología en Colombia dada la similitud en la dimensión y característica de los sistemas productivos.

BIBLIOGRAFÍA

ADAS CONSULTING LTD. Design Manual. Pesticide Handling Areas and Biobeds. April 2005.

ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocátalisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

BACH, M. 1999. Reduction of pesticide contamination at the catchment level. In: Agriculture and the Environment – Challenges and Conflicts for the New Millenium.108-115. Ed. S. T. D. Turner and D. Alford, ADAS, Wolverhampton, pp. 108–115, Citado por CARTER, A.D., 2000. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

BLANCO GÁLVEZ, JULIÁN, MALATO RODRÍGUEZ, SIXTO, ESTRADA GASCA, CLAUDIO A., BANDALA, ERICK R., GELOVER, SILVIA Y LEAL, TERESA Purificación de aguas por fotocátalisis heterogénea: estado del arte. Editor Miguel Belsa, Red CYTED VIII-G, Buenos Aires, Argentina, 2001.

CANDAL, R.J, ARANCIBIA, A., LOEB B., RODRÍGUEZ, J. 2002, Fotocatálisis asistida por potencial. Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea, Cap. VIII, pag.166-183 CYTED, [En Red], disponible en <http://www.cnea.gov.ar//cyted/default.htm> citado por ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocátalisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

CARLSON, G. and WETZSTEIN, M. Pesticides and Pest Management. Agricultural and Environmental Resource Economics. Oxford University, 1993.

CARTER, A.D. (1999). Pesticide contamination of water sources and the monitoring data across the EU. En: Proceedings of the XI Symposium Pesticide Chemistry. Del Re, A.A.M., Brown, C., Capri, E., Errera, G., Trevisan, M. (Eds). La Goliardica Pavese, Pavia, Italy, pp. 11-20. Citado por CARTER, A.D., 2000. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

CARTER, A.D. [How pesticides get into water - and proposed reduction measures](#). Pestic. Outlook, 2000, 11, 149-156.

CASTILLO, M.D.P.; ANDER, P.; STENSTRÖM, J. Lignin and manganese peroxidase activity in extracts from straw solid substrate fermentations. Biotechnology Techniques 1997, 11, 701-706 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds – a swedish contribution to environmental protection from pesticide pollution. Press conference: Which chemicals spreads in soil and water? Swedish University of Agricultural Sciences – Competence Center for Pesticides, 2007.

CASTILLO, M. d. P. , TORSTENSSON, L. Effect of biobed composition, moisture and temperature on the degradation of pesticides. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 55, 5725-5733 Citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. J. Agric. Food Chem. 2008, 56, p.6209.

CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. J. Agric. Food Chem. 2008, 56, p.6207.

CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Camas biológicas – biotecnología para la preservación del medio ambiente de la contaminación por pesticidas. Segundo Simposio Internacional Suelo, Ecología y Medio Ambiente. 8 y 9 de noviembre de 2007, Temuco, Chile.

CASTILLO, M.D.P. (1997). Degradation of pesticides by *Phanerochaete chrysosporium* in Solid Substrate Fermentation. Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae Citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J. Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. J. Agric. Food Chem. 2008, 56, p.6208.

COPPOLA, L., CASTILLO, M.D.P., MONACI, E. & VISCHETTI, C. 2007. Adaptation of the biobed composition for chlorpyrifos degradation to southern Europe conditions. Journal of Agricultural and Food Chemistry. 55, 396-401.

DE WILDE, T.; SPANOGHE, P.; DEBAER, C.; Ryckeboer, J.; SPRINGAEL, D.; JAEKEN, P. Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point source contamination. Pest Manage. Sci. 2007, 63, 111–128. Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, a review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p. 6213.

DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO NACIONAL DE ESTADISTICA – DANE: resultado general de importaciones 1996-2002. Bogotá: DANE, 2002 citado por GOMEZ, A., WOLFGANG, K., RINCON, S. Carbón activado de cuesco de palma. Estudio de termogravimetria y estructura. Departamento de Ingeniería Mecánica y Mecatrónica, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá Colombia e Instituto de Ingeniería Térmica, Universidad de Kassel, Kassel, Alemania.

DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Adsorption Design Guide. 1 de marzo de 2001.

DUBININ, M.M., "Fundamentals of the theory of adsorption in micropores of carbon adsorbents: characteristics of their adsorption properties and microporous structures", Carbon, vol.27, No.3, p.457-461, 1989 citado por MÁRQUEZ MONTESINO, Francisco, CARBALLO ABREU, Leila Rosa y HERNÁNDEZ OBREGÓN, Javier.

ESTRADA GASCA, Claudio A. et al, Visión a largo plazo sobre la utilización de las energías renovables en México. Energía solar. Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigación en Energía. 2005. p.37.

FISHEL, F.M. Activated Charcoal for Pesticide Inactivation. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 1996.

FOGG, P.; BOXALL, A. B. A. Effect of different soil textures on leaching potential and degradation of pesticides in biobeds. J. Agric. Food Chem. 2004, 52, 5643–5652 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, a review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p. 6214.

FOGG, P.; BOXALL, A. B. A.; WALKER, A. Degradation of pesticides in biobeds: The effect of concentration and pesticide mixtures. J. Agric. Food Chem. 2003, 51, 5344–5349.

FOTOCATÁLISIS. (2012, 4 de marzo). En Wikipedia, la enciclopedia libre. Recuperado el 4 de marzo de 2012 a las 20:38 de <http://es.wikipedia.org/wiki/Fotocatálisis>.

FOURNIER, J.C. A survey of INRA studies on biobeds. In European Biobed Workshop; Husby, J., Ed.; Bayer CropScience: Malmö, Sweden, 2004 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p. 6213.

FOURNIER, J.C.; MARTIN-LAURENT, F.; CATROUX, G. Detoxifying plant health product effluents from farms.
http://www.international.in-ra.fr/press/detoxifying_plant_health.

GARCÉS GIRALDO, Luís Fernando. FeCl₃ y TiO₂ interaction with H₂O₂ in the liquid waste treatment from the textile industry using artificial Light trough factorial model. Atlantic International University. Honolulu, Hawai. Septiembre de 2008.

GLAZE, W.H., KANG, J.W. y CHAPIN, D.H. The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide, and ultraviolet radiation. 1987:335-352 citado por JARAMILLO PÁEZ César Augusto, TABORDA OCAMPO, Gonzalo. La fotocatalisis: aspectos fundamentales para una buena remoción de contaminantes. Revista Universidad de Caldas, Enero - Diciembre 2006, págs. 71 – 88.

HELWEG, A. (1994) Threats to water quality from pesticides—Case histories from

Denmark. Pesticide Outlook. 5, 12-18.

ICA, Instituto Colombiano Agropecuario. 2009. Comercialización de plaguicidas 2008. Subgerencia de Protección Vegetal, Bogotá. 104 p.

INSTITUTO COLOMBIANO DE NORMAS TÉCNICAS Y CERTIFICACIÓN ICONTEC. Norma Técnica Colombiana NTC 5400. Buenas prácticas agrícolas para frutas, hierbas aromáticas culinarias y hortalizas frescas. Editada 2005-08-02.

JARAMILLO PÁEZ César Augusto, TABORDA OCAMPO, Gonzalo. La fotocatalisis: aspectos fundamentales para una buena remoción de contaminantes. Revista Universidad de Caldas, Enero - Diciembre 2006, págs. 71 – 88.

KENNEDY, D. W.; AUST, S. D.; BUMPUS, J. A. Comparative biodegradation of alkyl halide insecticides by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium* (BKM-F-1767). *Appl. Environ. Microbiol.* 1990, 56, 2347–2353 y AUST, S. D. Degradation of environmental pollutants by *Phanerochaete chrysosporium*. *Microb. Ecol.* 1990, 20, 197–209 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide, a review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 56, p. 6214.

KWON, J. ARMBRUST, K. “Degradation of Chlorothalonil in Irradiated Water/Sediment Systems”. *Journal of Agricultural and food chemistry*. Vol.54. 2006. pp. 3651-3657 citado por VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocatalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 2009.

CRAIG, Lynsey. Guidance on using a lined biobed to dispose of agricultural waste consisting of non-hazardous pesticide solutions or washings. (Exemption 52).

Submitted: 27 April 2007 ADAS Project Code: XCH2001 Environment Agency ref: 30139296.

MALATO RODRÍGUEZ, Sixto, BLANCO GÁLVEZ, Julián, MILOW, Bárbara, MALDONADO RUBIO, Manuel Ignacio Y RICHTER, Christoph. Tratamiento de plaguicidas de la agricultura intensiva almeriense mediante la tecnología de detoxificación solar. Plataforma Solar de Almería - CIEMAT (España). <http://www.gem.es/materiales/document/document/g02/d02203/d02203.htm>

MALATO RODRIGUEZ, S. et al. Applied Catalysis. B: Environ.,28, 2002, 163-174 citado por ARRIAGA GAONA, Ma. de la Luz, SANDOVAL ROBLES, G., GARCÍA ALAMILLA, R., RAMOS GALVAN, C.E., ROSAS, J. y URUETA, J. Degradación de clorofenoles por fotocátalisis. 2^a división de Estudios de Posgrado e Investigación del ITCM y Universidad Veracruzana. 2003.

MALDONADO RUBIO, Manuel Ignacio. Descontaminación de aguas de lavado de envases de plaguicidas mediante fotocátalisis solar. Facultad de ciencias, Universidad de Almería. 2000.

MÁRQUEZ LONA, Héctor M. y TISCAREÑO L., Fernando. 2000. La foto oxidación en el tratamiento de aguas residuales. En : Ingeniería Química. Nº 358. pp. 22-2.

MÁRQUEZ MONTESINO, Francisco, CARBALLO ABREU, Leila Rosa y HERNÁNDEZ OBREGÓN, Javier. Centro de Estudios de Energía y Tecnologías Sostenibles, Universidad de Pinar del Río, Cuba. 2007. En <http://www.monografias.com/trabajos45/carbon-activado/carbon-activado.shtml>.

MINISTERIO DE AMBIENTE, DESARROLLO, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Decreto Número 3930 de 2010. Bogotá, 25 de octubre de 2010.

MINISTERIO DE AMBIENTE, DESARROLLO, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales municipales. Guía. 2002.

MORENO - PIRAJÁN, J.C., NAVARRETE, L.F., GIRALDO, L. y GARCÍA, V. Adsorción de Fenol y 3-Cloro Fenol sobre Carbones Activados mediante Calorimetría de Inmersión. Información tecnológica volumen 18 (3), 71-80, 2007.

NIVIA, E. Las mujeres y los plaguicidas. Rionegro – Antioquia, Octubre de 2010.

OMS. Programa Internacional de Seguridad de Sustancias Químicas. Seguridad química; principios básicos de toxicología aplicada. La naturaleza de los peligros químicos. 2. ed. (revisada). Lima: CEPIS; 1997. Módulo de capacitación, 1. También en inglés. (IPCS).

ONGLEY, E.D. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje – 55. GEMS / Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canadá. FAO, 1997.

PIGEON, O.; DE VLEESSCHOUWER, C.; CORS, F.; HUYGHEBAERT, B. P. V.; PUSSEMIER, L.; CULOT, M. Biofilters To Treat the Pesticides Wastes from Spraying Applications: Results after 4 Years of Study; Wallon Agricultural Research Centre (CRA-W), Pesticides Research Department: Gembloux, 2006 Citado por CASTILLO, M. d. P., TORSTENSSON, L. y STENSTROM, J. Biobeds for environmental protection from pesticide: A review. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56, p. 6214.

PONTIUS, F.W., ed., 1990. Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies, Fourth Edition, McGraw-Hill, Inc. Publishing Company, New York, NY. Citado por DEPARTMENT OF THE ARMY. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. Adsorption Design Guide. 1 de marzo de 2001.

RAMOS, Roberto. Eliminación de metales y otros compuestos inorgánicos de las aguas. Centro de Investigación y Estudios de Posgrado Facultad de Ciencias Químicas Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

RODRÍGUEZ S.M., BLANCO G., J., ESTRADA G., C.A. y BANDALA, E.R. Degradación de plaguicidas "Eliminación de contaminantes por fotocátalisis heterogénea". p.269-284. 2004.

ROSE, S., BASFORD, B. and CARTER, A. Development of a Design Manual for Agricultural Pesticide Handling and Washdown Areas. R&D Project Record P2-200/PR. Research Contractors: ADAS Consulting Ltd. Environmental agency, 2004.

SERRANO, J. Et al. Proyecto de instalación energía solar para climatización y obtención de agua caliente sanitaria en albergue rural. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Universidad Rovira i Virgili. 2006.

DEBAER C. Train the Operators to prevent Pollution from Point Sources. TOPSS. Sistemas de gestión de residuos de fitosanitarios en explotaciones agrícolas.

VÁSQUEZ, Esmeralda, PEÑUELA, Gustavo y AGUDELO, Sergio. Estudio de la fotodegradación del clorotalonilo usando las técnicas de fenton y fotocátalisis con dióxido de titanio mediante radiación solar. Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 2009.

VAUGHAN, D., CHESHIRE, M.V.; ORD, B.G. Exudation of peroxidase from roots of *Festuca rubra* and its effects on exuded phenolic acids. *Plant & Soil* 1994, 160, 153-155, citado por CASTILLO, M., TORSTENSSON, L. and STENSTRÖM, J.

Biobeds for Environmental Protection from Pesticide Uses. A Review. Department of Microbiology, Swedish University of Agricultural Sciences, Box 7025, SE-750 07 Uppsala, Sweden. J. Agric. Food Chem. 2008, 56, 6206–6219.

YELVERTON, Fred H., WEBER, Jerome B., PEEDIN, Gerald y SMITH, W. David. Using Activated Charcoal to Inactivate Agricultural Chemical Spills. Servicio de Extensión Cooperativa de Carolina del Norte. Número de publicación: AG-442. 1996.