



Estudio preliminar de lotes con diferente historial de incorporación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre en la escombrera El Corzo, Bogotá

I.A. Yaneth Rodríguez Pérez

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Agrarias
Maestría en Ciencias Agrarias con énfasis en Suelos y Aguas
Bogotá D.C., Colombia
2016

Estudio preliminar de lotes con diferente historial de incorporación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre en la escombrera El Corzo, Bogotá

I.A. Yaneth Rodríguez Pérez

Trabajo de investigación presentado como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Ciencias Agrarias con énfasis en Suelos y Aguas

DIRECTOR:

Ph.D. Jairo Leonardo Cuervo Andrade

CODIRECTOR

Ph.D. Luz Marina Melgarejo Muñoz

Línea de investigación:

Énfasis en suelos y aguas

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Agrarias

Maestría en Ciencias Agrarias

Bogotá D.C., Colombia

2016

Este trabajo está dedicado a:

A mis padres Pipita y Pedrito por el inmenso amor que cada día nos regalan y nos ofrecen, serán el mejor ejemplo de vida y de lucha para toda la familia y el obsequio más grande que mi Diosito lindo nos haya podido ofrecer

Mis amados angelitos, **Juan Esteban, Gabriela y Julieta**, la principal y la mayor razón de mi felicidad en este mundo

Arleicillo, eres el amor de mi vida y la luz de mis ojos

Mis hermanos **Cristina, Frey y Wilson**, por siempre creer en mí y respaldarme incondicionalmente hasta el final

....."La alegría está en la lucha, en el esfuerzo, en el sufrimiento que supone la lucha, y no en la victoria misma. Nuestra recompensa se encuentra en el esfuerzo y no en el resultado. Un esfuerzo total es una victoria completa"

Gandhi

Agradecimientos

A mi Diosito lindo, gracias por mi vida y por permitirme culminar esta fase de mi vida

Al profesor Jairo Leonardo Cuervo Andrade por dar inicio y financiación a la tesis y por su completo respaldo a la misma

A la PTAR El Salitre, por permitirme desarrollar la pregunta de investigación especialmente a los Ingenieros Clara Lorena Ibarra y Cristian Santos

A la Profesora Luz Marina Melgarejo Muñoz, por ser la maestra, guía y ejemplo. Siempre estaré agradecida por su total compromiso, respaldo y ayuda para mi proceso de formación profesional y personal.

Al Profesor Daniel Uribe Vélez, por enseñarme a entender y desentrañar el mundo científico, por generar en mí el porqué, cómo y para que hacer las cosas, y por sobre todo, el gran ser humano y el buen ejemplo de aquellas personas que hemos tenido el privilegio de ser sus estudiantes

A los profesores Gerhard Fischer y Margarita Perea, por ser el respaldo incondicional y compromiso absoluto. Sin palabras.....*Danke schön!*

A la profesora Loyla Rodríguez por ser la guía, apoyo y respaldo en diferentes momentos de mi vida, Gracias jiiii

A la c-MsC. Marcela Rodríguez, por su ayuda y asesoría en la clasificación de los lotes

A la profesora Yolanda Rubiano, por ser la maestra exigente y ejemplar que marcará mi vida profesional

A mis amigos y compañeritos de la Universidad, Nathalia, Mery Nair, Jeiner Giovanni, Mavel Xiomara, Catalina, Paula, Jose Miguel, Enrique y Carlos

Al Laboratorio Dr. Calderón por permitirme desarrollar varias metodologías de las muestras de la tesis en sus instalaciones

Al Laboratorio de suelos y aguas de la Universidad Jorge Tadeo Lozano y en especial a Adriana Zamudio y Sandra Torres, por el apoyo y paciencia para el procesamiento de las muestras.

Resumen

Depurar las aguas residuales generadas en las grandes ciudades ha traído consigo otro problema ambiental, la generación de enormes cantidades de un producto no deseado como son los lodos residuales o biosólidos provenientes de los procesos de tratamiento de aguas residuales. Tradicionalmente, los métodos más utilizados para la disposición final de biosólidos son la incineración, su colocación en rellenos sanitarios y utilizarlos como enmiendas en suelos agrícolas. La Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) El Salitre en Bogotá, genera aproximadamente 160 t d^{-1} de biosólido que son incorporados en terrenos de escombrera ubicados en El Corzo (Bogotá) desde el año 2007. Con el objetivo de evaluar el impacto de la incorporación de los biosólidos sobre las propiedades químicas, biológicas, microbiológicas de estos lotes. Se seleccionaron tres lotes con diferente historial de aplicación de biosólidos (0, 21 y 80 meses) para cuantificar en los primeros 20 cm de profundidad los metales pesados, bio-indicadores de riesgo ambiental (coliformes totales y fecales), respiración microbiológica del suelos, ácidos húmicos y fúlvicos y nutrientes minerales (macro y micro) de interés agronómico. Los niveles de metales pesados y coliformes (totales y fecales) confirman que el biosólido es de clase B según la clasificación de *Environmental Protection Agency* (EPA), facultando su uso en lugares con mínima presencia de personas con fines de restauración ecológica. La incorporación de los biosólidos mejoraron las características de los lotes en cuanto a la materia orgánica y nutricional como N, P y Ca y otros menores. Además no se evidenció niveles de metales pesados superiores a los límites permisibles en suelos agrícolas, como tampoco la presencia de los bio-indicadores de riesgo ambiental como los coliformes totales y fecales, entre otros.

Palabras clave: contaminación ambiental, restauración ecológica, suelos, aguas residuales, Sabana de Bogotá.

Abstract

Treating waste water generated in large cities has brought another environmental problem, generating huge amounts of unwanted product such as biosolids or sewage sludge from treatment processes of wastewater. Traditionally, the most widely used for the disposal of biosolids methods are incineration, landfill placement and use them as amendments in agricultural soils. Plant Wastewater Treatment Plant (WWTP) El Salitre in Bogota, generates approximately 160 t d⁻¹ of biosolids that are built on land waste dump located in El Corzo (Bogota) since 2007. In order to assess the impact the incorporation of biosolids on chemical, biological and microbiological properties of these lots. Three lots of different backgrounds application of biosolids (0, 21 and 80 months) were selected to quantify in the first 20 cm deep heavy metals, bio-indicators of environmental risk (total and fecal coliforms), microbial respiration of soil, humic and fulvic acids and (macro and micro) of agronomic interest mineral nutrients. The levels of heavy metals and coliforms (total and fecal) confirm that the biosolids is Class B according to Environmental Protection Agency (EPA), entitling use in places with minimal presence of persons for ecological restoration. The incorporation of biosolids improved batch properties regarding the nutritional and organic matter such as N, P and Ca and other minors. In addition, no heavy metal levels above permissible limits in agricultural soils, nor the presence of bio-indicators of environmental irrigation as total and fecal coliforms, among others was evident.

Key words: environmental pollution, ecological restoration, soil, wastewaters, Bogota Plateau.

Tabla de contenido

	Pág.
Resumen.....	¡Error! Marcador no definido.
Abstract	6
Lista de figuras	10
Lista de tablas.....	12
Lista de símbolos y abreviaturas	14
Glosario	16
1. Introducción	1
2. Revisión de literatura	5
2.1. Residuos urbanos: biosólidos provenientes del tratamiento de aguas residuales.....	5
2.1.1. Definición	5
2.1.2. Los lodos de depuradora y su utilización en la restauración de suelos degradados .	5
2.2. Reseña histórica del tratamiento de aguas residuales y los biosólidos	7
2.3. Manejo de los biosólidos en Colombia	8
2.4. Reglamentación nacional e internacional acerca del uso de biosólidos en agricultura ..	10
2.5. Características de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá	12
2.6. Uso potencial de los biosólidos	17
2.7. Contaminación por metales pesados provenientes de biosólidos	21
2.8. Bio-indicadores de riesgo ambiental.....	24
2.9. Fracciones de la materia orgánica	26
2.9.1. Composición, estructura y propiedades físico-químicas de las sustancias húmicas	27
2.9.2. Fracciones de la materia orgánica	28
2.9.3. Efectos de las sustancias húmicas sobre el suelo	29
2.10. Respiración microbiana del suelo	30

2.11.	Efecto nutricional de los biosólidos en el suelo	32
3.	Hipótesis.....	36
4.	Objetivos	36
5.	Materiales y métodos	37
5.1.	Generalidades del área de estudio	37
5.2.	Clasificación taxonómica.....	39
5.3.	Biosólidos de la PTAR El Salitre	45
5.3.1.	Respiración del suelo	46
5.3.2.	Ácidos húmicos y fúlvicos.....	46
5.3.3.	Coliformes fecales y totales	49
5.4.	Preparación de muestras y muestreo	51
5.5.	Diseño experimental	52
6.	Resultados y discusión	53
6.1.	Caracterización del biosólido obtenido de la PTAR El Salitre y el lote de la escombrera en el predio El Corzo	53
6.1.1.	Dinámica de nutrientes y metales pesados	53
6.1.2.	Bio-indicadores de riesgo ambiental, respiración y ácidos húmicos y fúlvicos	55
6.2.	Contenidos de metales pesados y bioindicadores de riesgo ambiental en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre	57
6.2.1.	Metales pesados en lotes de escombrera con incorporación de biosólido.....	57
6.2.2.	Bio-indicadores de riesgo ambiental en las escombreras con incorporación de biosólido	61
6.3.	Evaluar las fracciones de la materia orgánica, la respiración presentes en lotes de escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR Salitre	62
6.4.	Dinámica de los nutrientes de interés agronómico en lotes de escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre	66

7. Conclusiones	71
8. Recomendaciones	72
9. Bibliografía	73

Lista de figuras

	PÁG.
Figura 1. Principales cuencas en la ciudad de Bogotá, Salitre, Fucha, Tunjuelo y Soacha. Fuente: EAAB (2014).	2
Figura 2. Cobertura de alcantarillado vs cobertura de tratamiento de aguas residuales. Fuente: DANE (2005).	9
Figura 3. Esquema general de las etapas de tratamiento de aguas residuales y lodos PTAR El Salitre. Fuente: Aguas de Bogotá (2013).	13
Figura 4. Estructura química del ácido húmico (Stevenson, 1982).	28
Figura 5. Estructura química del ácido fúlvico (Buffle, 1977).	29
Figura 6. (A) Localización del predio El Corzo en la ciudad de Bogotá; (B) ruta de traslado del biosólido proveniente de la PTAR El Salitre - El Corzo.	37
Figura 7. Predio el Corzo de la de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) donde se incorporan los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá. Celda 1(0 meses), celda 8 (20 meses), celda 2 (80 meses).	40
Figura 8. Perfil modal de la Celda 2 en el predio El Corzo, Bogotá.	42
Figura 9. Perfil modal de la Celda 8 en el predio El Corzo, Bogotá.	44
Figura 10. Protocolo para la identificación de colonias de coliformes fecales. Fuente: Camacho <i>et al.</i> (2009).	50
Figura 11. A, concentración de zinc y cobre en suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia; B, concentración de Pb, Cr y Cd en suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes, indican diferencias significativas entre metales según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).	58
Figura 12. Concentración de mercurio y arsénico en escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas entre metales según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$). ...	59

-
- Figura 13.** Contenido de materia orgánica y relación de CIC/%C en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$). 63
- Figura 14.** Contenido de materia orgánica, relación C/N y respiración microbiana en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$). 64
- Figura 15.** Fracciones de la materia orgánica en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$). 65
- Figura 16.** Concentración de micro y macronutrientes en suelos con aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, Bogotá. 69

Lista de tablas

	PÁG.
Tabla 1. Características de las principales plantas de tratamiento de agua residual en Colombia.	10
Tabla 2. Legislación de países latinoamericanos, USA y Unión Europea.	11
Tabla 3. Características físicas de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá.	14
Tabla 4. Contenido de formas nitrogenadas y fósforo total (mg kg^{-1}) de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá.....	15
Tabla 5. Características microbiológicas de los biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, según la Norma EPA 40 CFR 503 (Environmental Protection Agency, USA) y el Decreto No.1287 (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, Colombia).....	16
Tabla 6. Valores de las concentraciones de metales pesados en el biosólido de la PTAR El Salitre (Bogotá) y valores considerados por las normas EPA 503-13 y la Norma Colombiana.	17
Tabla 7. Usos potenciales de los biosólidos, reglamentación y ejemplos.....	18
Tabla 8. Experiencias internacionales relacionadas con la aplicación de biosólidos.	19
Tabla 9. Aportes estimados de metales pesados agregados a suelos agrícolas por diferentes fuentes (mg kg^{-1}).	22
Tabla 10. Características principales de algunos metales pesados en suelos.....	22
Tabla 11. Indicadores comunes de contaminación fecal (Metcalf y Eddy, 2003).	25
Tabla 12. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos por la EPA (EPA, 1995).....	26
Tabla 13. Aprovechamiento de biosólidos de acuerdo a la categoría de la EPA (EPA, 1995).....	26
Tabla 14. Propiedades físico-químicas de las sustancias húmicas (Stevenson y Cole, 1999).	27
Tabla 15. Efecto sustancias húmicas sobre el suelo.....	30
Tabla 16. Descripción del perfil de Anthroportic Ustorhents, familia fina, isomésica calicata celda No. 2.	42

Tabla 17. Descripción del perfil de Anthroportic Ustorthents, familia fina sobre esquelética franca fina, isomésica, calicata II. Celda No. 8.	44
Tabla 18. Metodologías empleadas en la determinación de las propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas en suelos con incorporación de biosólidos.	45
Tabla 19. Suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, Bogotá.....	51
Tabla 20. Caracterización química de los biosólidos de la PTAR El Salitre y escombrera sin biosólido en El Corzo.	53
Tabla 21. Bioindicadores de riesgo ambiental, respiración y ácidos húmicos y fúlvicos de los biosólidos de la PTAR El Salitre y la escombrera sin biosólidos.....	56
Tabla 22. Contenido de patógenos humanos (NMP/g suelo) en las escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia.....	62
Tabla 23. Caracterización de las propiedades químicas de las escombreras incorporados con biosólidos.	66

Lista de símbolos y abreviaturas

Símbolo	Término	Unidad SI
DBO ₅	Demanda biológica de oxígeno al quinto día	mg O ₂ /L
DQO	Demanda química de oxígeno	mg O ₂ /L
°C	Grados centígrados	
CO ₂	Dióxido de carbono	
cmol(+) kg ⁻¹	Centimoles de carga positiva / Kilogramo	
g	Gramos	
g L ⁻¹	Gramos por litro	
Kg	Kilogramo	
mg CO ₂ m ² d ⁻¹	Miligramos de dióxido de carbono por metro cuadrado	
ppm	partes por millón	
UI	Unidad Internacional	
Abreviatura	Significado	
AMB	Acueducto Metropolitano de Bucaramanga	
AH	Ácidos Húmicos	
AF	Ácidos Fúlvicos	
AR	Agua Residual o Servida	
ARC	Agua Residual Cruda	
ART	Agua Residual Tratada	
CAR	Corporación Autónoma Regional	
CO	Carbono Orgánico	
CE	Conductividad Eléctrica	
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico	
CF	Coliformes Fecales	
CSO	Descarga del Sistema Unitario	
CT	Coliformes Totales	
DANE	Departamento Administrativo Nacional de Estadística	
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno	
DQO	Demanda Química de Oxígeno	
EAAB	Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá	
EMCALI	Empresa Metropolitana de Cali	
EPA	Environmental Protection Agency	
EPM	Empresa de Acueducto de Medellín	
IHSS	International Humic Substances Society	
IGAC	Instituto Geográfico Agustín Codazzi	
NMP	Número más probable	
NH ₄	Amonio	
NO	Nitrógeno Orgánico	

NO ₃	Nitratos
pH	Potencial Hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
SDA	Secretaria Distrital de Ambiente, Bogotá
SER	Society for Ecological Restoration International
SH	Sustancias Húmicas
STD	Sólidos Disueltos Totales
SST	Sólidos Suspendidos Totales
WRC	Water Research Centre
C/N	Relación moles de carbono sobre nitrógeno

Glosario

Agua de abastecimiento: Agua que ha sido usualmente tratada para pasar a distribución o almacenamiento.

Aguas residuales: Las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, agrícolas, pecuarios, domésticos y similares, así como la mezcla de ellas.

Agua residual doméstica: Agua proveniente de los desechos de una comunidad.

Agua residual doméstica cruda: Agua residual doméstica no tratada.

Agua residual doméstica tratada: Agua residual doméstica que ha recibido un tratamiento parcial o total, a fin de remover o mineralizar las substancias orgánicas y otros materiales que ésta contenga.

Almacenamiento: Acción de mantener en un sitio los lodos y biosólidos hasta su aprovechamiento o disposición final.

Aprovechamiento: Es el uso de los biosólidos como mejoradores o acondicionadores de los suelos por su contenido de materia orgánica y nutrientes, o en cualquier actividad que represente un beneficio.

Atracción de vectores: Es la característica de los lodos y biosólidos para atraer vectores como roedores, moscas, mosquitos u otros organismos capaces de transportar agentes infecciosos.

Biosólidos: Lodos que han sido sometidos a procesos de estabilización y que por su contenido de materia orgánica, nutrientes y características adquiridos después de su estabilización, pueden ser susceptibles de aprovechamiento.

Biofiltro: Consiste en un filtro con capas de distintos materiales, microorganismos por las cuales se hace pasar el agua a tratar. Los microorganismos especialmente acondicionados, oxidan y degradan las aguas residuales que son retenidos en las capas físicas.

Coliformes fecales: Bacterias patógenos presentes en el intestino de animales de sangre caliente y humanos. Bacilos cortos Gram negativos no esporulados, también conocidos como coliformes termo-tolerantes. Pueden identificarse por su tolerancia a temperaturas de 44 a 45°C.

Tiene la capacidad de fermentar la lactosa a temperatura de 44°C. Incluyen los géneros de *Escherichia coli* y algunas especies de *Klebsiella*.

Coliformes totales: Conjunto de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común e importancia relevante como indicadores de contaminación del agua y los alimentos.

Detritos (detritus): En el contexto biológico, partículas de materia orgánica. En el contexto práctico del tratamiento de agua residual, desechos capaces de ser arrastrados por una corriente de agua.

Demanda bioquímica de oxígeno: Concentración del oxígeno disuelto consumido bajo condiciones especificadas por la oxidación biológica de las materias orgánicas, inorgánicas o ambas, contenidas en el agua.

Demanda química del oxígeno: Concentración de oxígeno equivalente a la cantidad de un oxidante especificado, consumida por la materia disuelta o suspendida cuando se trata una muestra de agua con el oxidante bajo condiciones definidas.

Digestión: Acción y efecto de degradar materia orgánica mediante el calor, los reactivos químicos o los microorganismos.

Disposición final: la acción de depositar de manera permanente lodos y biosólidos en sitios autorizados.

Efluentes de aguas residuales domésticas tratadas: Descarga de las aguas residuales domésticas tratadas en un sistema de tratamiento.

Espesamiento: Procedimiento que consiste en aumentar la concentración en sólidos de un lodo, por eliminación del agua.

Estabilización: Son los procesos físicos, químicos o biológicos a los que se someten los lodos para acondicionarlos para su aprovechamiento o disposición final para evitar o reducir sus efectos contaminantes al medio ambiente. La estabilización alcalina es el proceso mediante el cual se añade cal viva (óxido de calcio) a la masa de lodos y biosólidos para elevar el pH.

Eutroficación: El enriquecimiento del agua, tanto dulce como salina, por nutrientes especialmente compuestos de nitrógeno y fósforo que aceleran el crecimiento de algas y formas vegetales superiores.

Floculación: Formación de partículas gruesas por aglomeración de partículas pequeñas; el proceso es generalmente acelerado por medios mecánicos, físicos, químicos o biológicos.

Helmintos: Término designado a un amplio grupo de organismos que incluye a todos los gusanos parásitos (de humanos, animales y vegetales) y de vida libre, con forma y tamaños variados. Poseen órganos diferenciados, y sus ciclos de vida comprenden la producción de huevos o larvas, infecciosas o no y la alternancia compleja de generaciones que incluye hasta tres huéspedes diferentes.

Índice de dicromato: Demanda química de oxígeno cuando es determinada por un procedimiento normalizado, utilizando dicromato como oxidante.

Lodos: Acumulación de sólidos sedimentados separados de varios tipos de aguas, como resultado de procesos naturales o artificiales.

Lodo activado: Masa biológica formada, durante el tratamiento de agua residual, por el crecimiento de bacterias y de otros microorganismos en presencia de oxígeno disuelto. El término residual se utiliza indistintamente para denominar las aguas residuales tanto de uso industrial como doméstico, también se usa agua servida, agua negra o agua usada.

Percolación: El flujo o goteo del líquido que desciende a través del medio filtrante. El líquido puede o no llenar los poros del medio filtrante.

Periodo de incubación: Es tiempo entre la exposición a un organismo patógeno y el comienzo de los síntomas de enfermedad. Tiempo necesario para inducir el desarrollo del embrión a partir de un huevo o el desarrollo y la replicación de células titulares o microorganismo en un medio de cultivo.

Sedimentación: Proceso de asentamiento y depósito, bajo la influencia de la gravedad, de los sólidos en suspensión transportados por el agua o el agua residual.

Sólidos totales: Es el material que permanece como residuo en una cápsula previamente tarada después de evaporar y secar una muestra a una temperatura de 376 – 378°K (103 – 105°C). Corresponde a la suma de los sólidos suspendidos totales y los sólidos disueltos totales.

Tratamiento biológico o por lodos activados: Es el proceso biológico del agua residual en el cual ésta es mezclada con lodo activado y es posteriormente agitada y aireada. El lodo activado es a continuación separado del agua residual tratada por sedimentación, y es eliminado o recirculado en el proceso según se requiera.

Tratamiento primario: Se prepara el agua, limpiándola de todas aquellas partículas cuyas dimensiones puedan obstruir o dificultar los procesos consecuentes. Estos tratamientos son el cribado o las mallas de barreras, la flotación o eliminación de grasas y la sedimentación.

Tratamiento secundario: Tratamiento donde el objetivo es limpiar el agua de aquellas impurezas cuyo tamaño es mucho menor a las que se pueden captar por la decantación y las rejillas, estos sistemas se basan en métodos mecánicos y biológicos combinados.

1.Introducción

El río Bogotá es el principal cuerpo receptor del sistema de drenaje de la ciudad de Bogotá. En dicha corriente desembocan los ríos Salitre, Fucha y Tunjuelo, y adicionalmente recibe descargas directas del alcantarillado de la ciudad. Lo anterior, sumado a la baja capacidad de asimilación del río, ha generado un deterioro notable en la calidad del agua, llegando a condiciones anaerobias a su paso por la ciudad (Rodríguez *et al.*, 2008).

Entre las principales deficiencias del sistema se pueden mencionar: alto porcentaje de conexiones erradas, descargas directas de aguas residuales a los cuerpos receptores, falta de mantenimiento y control de las estructuras de drenaje existente, entre otras (Conagua, 2011).

El Ministerio del Medio Ambiente (2002) señala ocho factores que no permiten una adecuada gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales:

1. La falta de interés político y conciencia ambiental, pasando por alto la normatividad en las administraciones municipales.
2. El supuesto de que existe una mayor prioridad por ejecutar proyectos alusivos al sistema de acueducto. La disminución de la contaminación en los ríos permite una mejor disponibilidad de agua para el consumo disminuyendo la inversión en infraestructura para potabilización.
3. La falta de recursos para invertir en proyectos de descontaminación hídrica debido al alto costo que presentan los sistemas centralizados que habitualmente se utilizan.
4. La falta de claridad sobre el tipo de tecnologías correctas para el tratamiento de las aguas residuales.
5. La falta de planes maestros de alcantarillado y de saneamiento urbano.

6. La baja capacidad de gestión para obtener recursos en la zona que se desea implementar la PTAR.
7. El rezago en el cobro de la tarifa real de alcantarillado que tienen las localidades.
8. La falta de reestructuración de las empresas de servicios públicos.

Bogotá cuenta con un sistema de alcantarillado separado en algunas zonas, y combinado en otras. Las aguas lluvias y residuales de la ciudad drenan a cuatro sub-cuencas principales, correspondientes a los ríos Torca, Salitre, Fucha y Tunjuelo (Fig. 1) (EAAB, 2007).

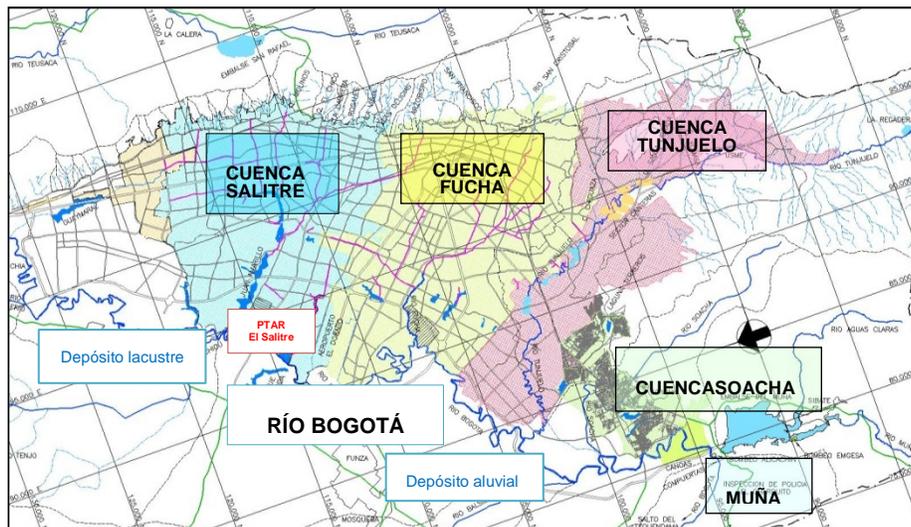


Figura 1. Principales cuencas en la ciudad de Bogotá, Salitre, Fucha, Tunjuelo y Soacha. Fuente: EAAB (2014).

Sin embargo, tratar y depurar las aguas residuales generadas en las grandes ciudades ha traído consigo otro problema ambiental, la generación de enormes cantidades de un producto no deseado como son los lodos residuales o biosólidos provenientes de los procesos de tratamiento (Semarnat, 2002).

Aunque en la Comunidad Europea y en los Estados Unidos de América, los biosólidos son comúnmente usados como enmiendas agrícolas, la práctica es aún muy controversial (McBride, 1995; Renner, 2000). Por un lado, el reciclado de nutrientes contenidos en los biosólidos,

conforma un principio de la sustentabilidad, por el otro, la introducción de contaminantes en el suelo y los riesgos a los organismos, incluido el hombre, contradice los principios de prevención. Para uso a corto plazo solamente los biosólidos de la mejor calidad deben ser utilizados (tipo excelente o bueno, clase A, [Decreto No. 1287 del 10 de Julio de 2014, MVCT, 2014] para el caso de Colombia). Para su empleo a largo plazo, deberán desarrollarse sistemas y técnicas que permitan conciliar el principio mencionado de la sustentabilidad y la prevención de riesgos (O'Connor *et al.*, 2005).

Los biosólidos contienen materia orgánica y varios nutrientes que contribuyen a la nutrición de las plantas (Singh y Agrawal, 2008), mejoran las características físicas, químicas y biológicas del suelo y pueden incrementar el rendimiento de la materia seca de muchos cultivos (Andrade *et al.*, 2000; Hernández-Herrera *et al.*, 2005). La mayor parte de la investigación que se realiza sobre el uso de biosólidos en suelos se enfoca al impacto ambiental que puede ser provocado en el suelo. Esto es debido, principalmente, al contenido de elementos potencialmente tóxicos en los biosólidos y al riesgo de su potencial ingreso a las redes tróficas, lo que pone en peligro la salud humana y animal (Granato *et al.*, 2004; He *et al.*, 2005; González-Flores *et al.*, 2009; Torri y Lavado, 2009; González-Flores *et al.*, 2011). Otros aspectos muy estudiados sobre los efectos del uso de biosólidos en suelos agrícolas y no agrícolas, son el impacto en las características que determinan la fertilidad del suelo y el desarrollo de las plantas, y los rendimientos en diferentes tipos de cultivos (Bañuelos *et al.*, 2007; Odlare *et al.*, 2008; Samaras *et al.*, 2008).

Los biosólidos se utilizan como mejoradores de suelos agrícolas en comunidades rurales en grandes ciudades del mundo, para el caso de la ciudad de Bogotá, la Empresa de Acueducto y Alcantarillado (EAAB) produce e incorpora dichos biosólidos desde el año 2007 en el predio El Corzo, ubicado en el suroccidente de la ciudad (entre las localidades de Bosa y Kennedy). Los suelos de este predio tienen muy baja productividad, son pobres en contenido de materia orgánica y otros elementos esenciales para el desarrollo de los cultivos; además son suelos de topografía plana desarrollados a partir de depósitos lacustres (EAAB, 2014).

La finalidad de aplicar los biosólidos en esta zona es mejorar las condiciones naturales, ya que anteriormente habían sido receptores de material donde se dispusieron los sobrantes de la

excavación de las obras de alcantarillado del Tintal y del Canal Cundinamarca (EAAB, 2014). Teniendo en cuenta la necesidad de restablecer estos terrenos, se adelantan estudios enfocados a la restauración ecológica mediante la incorporación de enmiendas orgánicas que sirvan de soporte para especies vegetales pioneras y acelerar el desarrollo de la dinámica sucesional que restablezcan la estructura del sistema. La CAR, como ente nacional, es quién ejerce las funciones de evaluación, control y seguimiento ambiental de los usos del agua, suelo, aire y los demás recursos naturales renovables en Colombia. Esta corporación tiene dimensionado generar en el predio El Corzo, un parque o zona recreacional (EAAB, 2014).

Debido a lo anterior, existe la necesidad de determinar la calidad del suelo para evaluar el impacto que provoca la aplicación de biosólidos en suelos agrícolas y no agrícolas, desde la perspectiva ambiental y edafológica, que repercute en las condiciones sociales y económicas de la zona tratada.

Bajo el anterior contexto, la presente investigación tuvo como objetivo realizar un estudio preliminar en lotes con diferente historial de incorporación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre en la escombrera El Corzo, Bogotá, partiendo de la hipótesis que al realizar la incorporación de los biosólidos de la PTAR El Salitre en los lotes de escombrera, estos mejorarían la calidad y se reduciría el riesgo ambiental por encontrarse en la categoría clase B, según la norma colombiana (Decreto No.1287 del 10 de Julio de 2014). Para alcanzar el objetivo general se plantearon varias evaluaciones, la primera fue la caracterización de los nutrientes de interés agronómico y los bioindicadores de riesgo ambiental (metales pesados y patógenos humanos) en biosólidos, la segunda fue evaluar las fracciones de la materia orgánica y la respiración microbiana presentes en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre.

2.Revisión de literatura

2.1. Residuos urbanos: biosólidos provenientes del tratamiento de aguas residuales

2.1.1. Definición

“Los biosólidos o lodos estabilizados son considerados residuos asimilables a urbanos y, aunque no pueden clasificarse como tóxicos ni peligrosos, si poseen contaminantes que obligan a su tratamiento. Son lodos generados en el tratamiento de aguas residuales y sometidos a un proceso de estabilización mediante una degradación biológica de carácter anaerobio”... (EPA, 1995). Estos han sido definidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos en su código 40 CFR 503 como “sólidos provenientes del tratamiento de las aguas residuales y estabilizados biológicamente, con suficiente concentración de nutrientes, bajo contenido de microorganismos patógenos, presencia permisible de metales pesados, que se puede utilizar como fertilizante, acondicionador o mejorador de suelos, de acuerdo con la composición físico-química del biosólidos y la vocación de uso del suelo”.

2.1.2. Los lodos de depuradora y su utilización en la restauración de suelos degradados

Según la Sociedad de Ecología de la Restauración (SER – USA), la restauración ecológica es la disciplina científica que se basa en principios de la ecología que tiene por objeto la recuperación de los ecosistemas que han sido degradados, dañados o transformados. La restauración ecológica es empleada para recuperar o acelerar la recuperación de un ecosistema con respecto a su integridad y sostenibilidad, ya que generalmente la pérdida de los componentes biológicos (vegetación, fauna y suelo) en los ecosistemas disturbados es tan grande, que el ecosistema no se puede restablecer por sí solo al estado anterior al disturbio (SER, 2004).

Desde la perspectiva de la SER, las pautas de un programa de evaluación y seguimiento de restauración, comprende etapas como la comparación directa de parámetros en los sitios de referencia o en los lugares donde aún se conservan las características iniciales de los ecosistemas previos al disturbio generado. El análisis de los atributos donde se analizan los datos cualitativos y cuantitativos del inventario de evaluación y seguimiento, permite medir el grado de alcance de las metas propuestas y redirigir las tendencias que conducen a afirmar si la restauración del ecosistema sigue la trayectoria indicada (Van der Hammen *et al.*, 2008). La restauración es la recuperación del potencial ambiental de un área para un uso predeterminado como es la agricultura, la caza, abastecimiento hídrico o usos no comestibles de tipo recreativo, para investigación y de ecoturismo (DAMA, 2002).

En los últimos años, los lodos de depuradora son uno de los residuos orgánicos que más interés han despertado para ser aplicados al suelo, y además es una opción económicamente ventajosa basada en el beneficio agronómico de añadir elementos fertilizantes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica al suelo (Pascual *et al.*, 1999). Según Navas (1999) la aplicación de biosólidos en suelos degradados obtiene un doble beneficio al incrementar los niveles de materia orgánica y disminuir el gran volumen de lodos que genera la depuración de aguas residuales.

Los residuos orgánicos sólidos como los biosólidos juegan un papel importante en el suelo al ser incorporados, tanto transformados (compostados) como crudos, ya que cumplen cuatro funciones particulares, según Gómez (1996):

1. Papel de acondicionador. Es un mejorador de las condiciones físicas de los suelos, principalmente en la estructura (aumento de la porosidad, friabilidad y estabilidad). Además activa la biota del suelo, generando un efecto rizogénico por la acción de las sustancias húmicas y mayor eficiencia en el uso del agua.
2. Papel de enmienda. La mejoría en las propiedades químicas del suelo se manifiesta en dos condiciones particulares, el aumento de la capacidad de intercambio catiónico y el rol amortiguador o “efecto buffer”.
3. Papel de abono. Incorporación de macro y micronutrientes de lenta liberación al suelo.

4. Papel como sustrato. La adecuada condición para cumplir la función de soporte mecánico al sistema radical.

El uso de biosólidos en la restauración de espacios degradados, en comparación con el uso agrícola, se caracteriza por generar aportes relativamente altos, pero únicas por unidad de superficie; además, esta aplicación limita la dispersión de contaminantes, ya que se aplican en áreas muy localizadas (Alcañiz *et al.*, 2009).

Según lo reportado por Agudelo (2010), en la ciudad de Bogotá, en la antigua arenera de Juan Rey, se realizó un proceso de transformación, donde se incorporaron biosólidos a dicha cantera para la creación de uno de los parques más importantes en el sur-oriente de la ciudad capital, denominado Parque Ecológico Entrenubes, como un lugar de recreación y aprendizaje, enfocado a la educación ambiental para los habitantes de la zona.

2.2. Reseña histórica del tratamiento de aguas residuales y los biosólidos

Los residuos generados por las primeras poblaciones humanas eran fácilmente reciclados por la naturaleza sin riesgos importantes de contaminación, pero a medida que se fue incrementando la población mundial, los residuos generados se convirtieron en un problema importante para la sociedad (Olivares, 2001).

Para fines del siglo XVII, en 1665, cuando una gran plaga (la peste negra) mató a más de 60 mil londinenses, el Rey Enrique VIII decretó que cada habitante de Londres, debía limpiar su propia alcantarilla. Estos estándares de higiene se mantuvieron y llevaron a que las aguas se contaminaran y muchas personas presentaran enfermedades como el cólera, fiebre tifoidea y hepatitis. Esta situación empeoró con los siglos, ya que no se realizó ningún cambio en el sistema y fue la llegada de la revolución industrial lo que desencadenó un cambio. La masiva llegada de trabajadores desde las granjas a la ciudad a mediados de 1800, generó un aumento en la densidad de la población con los consiguientes problemas de higiene que esto traía. Los gases liberados en las alcantarillas eran explosivos y en caso de lugares cerrados mataba a las personas mientras dormían, los alcantarillados colapsaron, había malos olores y desechos por las

calles, la gente bebía agua del río sin ser tratada. La solución a estos problemas vino con diluir los excrementos en agua y tirarlos en un sistema de alcantarillados centrales, los cuales posteriormente serían lanzados al río con la marea alta.

Los problemas con el agua residual a gran escala surgen después de que son establecidos los sistemas de drenaje en Europa y Estados Unidos a mediados del siglo XIX. Estos desechos se arrojaban a los ríos sin ningún tratamiento, por lo que surgieron problemas de contaminación y eutroficación de los ríos por el exceso de materia orgánica en los residuos. Esta situación obligó a todos los países a dar tratamiento a las aguas residuales, lo que se llevaba a cabo en “granjas de tratamiento” las cuales evolucionaron hasta las plantas modernas de tratamiento; en 1875 había alrededor de 50 granjas de este tipo en Inglaterra (Olivares, 2001).

Hasta 1940, los biosólidos generados en las granjas y plantas de tratamiento de aguas residuales más evolucionadas, se aplicaban a suelos agrícolas, y su uso disminuyó debido a la aparición de fertilizantes químicos, los cuales eran de bajo costo y fácil aplicación. En las últimas décadas, la aplicación de biosólidos a terrenos agrícolas se ha incrementado considerablemente. Se estima que en 1988 en USA, se generaron 6,9 millones de toneladas de biosólidos, de los cuales el 60% se usó en terrenos agrícolas, recuperación de suelos, cobertura de rellenos sanitarios, aprovechamiento forestal, minas, campos deportivos, jardines, bosques y se espera que para el 2020 se aplique el 70% (Outwater, 1994).

2.3. Manejo de los biosólidos en Colombia

En Colombia el 50% del agua potable es de mala calidad (Beleño, 2011), según el informe nacional sobre la gestión del agua en el país, se descargan al entorno natural aproximadamente cuatro millones y medio de metros cúbicos de aguas residuales. Los principales sectores que contribuyen al incremento constante de la contaminación hídrica son: agropecuario, industrial y el doméstico, los cuales generan en conjunto aproximadamente 9000 toneladas diarias de materia orgánica contaminante, en términos de DBO (Ojeda y Arias, 2000).

La construcción de sistemas de tratamientos de aguas en Colombia es una práctica relativamente reciente. Colombia trata el 10% de las aguas residuales a pesar de contar con una capacidad instalada que alcanzaría el 20%. Según DANE (2005), menos de la cuarta parte de los municipios de 21 departamentos analizados cuentan con una planta de tratamiento de aguas residuales (Fig. 2). La primera planta de tratamiento de aguas residuales en Colombia (Vitelma), fue construida en 1.933 en Bogotá (Andesco, s.f).

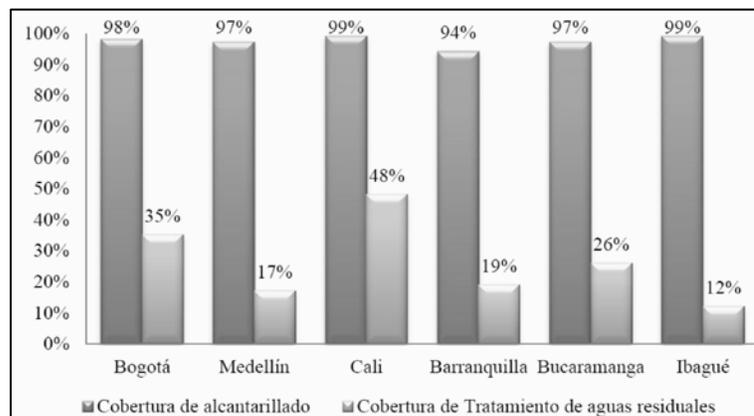


Figura 2. Cobertura de alcantarillado vs cobertura de tratamiento de aguas residuales. Fuente: DANE (2005).

En Colombia se han realizado ensayos preliminares sobre la reutilización de biosólidos, entre los que se destaca la protección de taludes, proyectos forestales, recuperación de suelos de minería, explotación de canteras y usos agrícolas y pecuarios (Vélez, 2007).

Según Dágner (2004), la entrada en operación de plantas de tratamiento de aguas residuales en las grandes ciudades de Colombia ha generado un incremento en la producción de biosólidos. En Colombia se registra 237 PTAR construidas en 235 municipios, lo que representa el 21,7% de los municipios del país. Un estimativo del caudal de aguas residuales generado por los centros urbanos identifica que en Colombia se están arrojando a los cuerpos de agua cerca de $67 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, en donde Bogotá representa más del 15,3%, Antioquia el 13%, Valle del Cauca el 9,87% y los demás departamentos están por debajo del 5%. Esta proporcionalidad condiciona el grado de impacto sobre las corrientes hídricas, y marca una tendencia de marginalidad en las regiones.

El 97% de la producción nacional es generada por las siguientes PTAR's: El Salitre, San Fernando, Cañaveralejo y Río Frío (Tab. 1).

Tabla 1. Características de las principales plantas de tratamiento de agua residual en Colombia.

Parámetro	El Salitre (Bogotá)	San Fernando (Medellín)	Cañaveralejo (Cali)	Río Frío (Bucaramanga)
Humedad (%)	67	68	66	29
Sequedad (%)	33	32	34	71
Caudal máximo ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	4,0	3,6	3,5	0.55
Producción, base húmeda (t d^{-1})	160	90	80	2
Producción base seca (t d^{-1})	43	28	20	1.4
Tipo de tratamiento	Primario	Secundario (lodos activados)	Primario	Secundario (lagunas facultativas)
Tratamiento de lodos	Digestión anaerobia	Digestión anaerobia	Digestión anaerobia	Digestión anaerobia

EAAB (2014); EPM (2014); EMCALI (2014); AMB (2014).

Un caso exitoso del aprovechamiento de los biosólidos en Colombia provenientes de las PTAR's es por EMCALI, quién produce el acondicionador orgánico para suelos Abonem® (certificación ICA No. 002500 del 31 de mayo de 2013) (EMCALI, 2014).

2.4. Reglamentación nacional e internacional acerca del uso de biosólidos en agricultura

En la Tab. 2 se reúne las reglamentaciones existentes sobre los biosólidos en diferentes países latinoamericanos, USA y la Unión Europea, destacándose estas dos últimas en liderar el uso de acuerdo a las características de los biosólidos.

Tabla 2. Legislación de países latinoamericanos, USA y Unión Europea.

País	Normativa	Reglamento
Argentina	Resolución N°97/01(22/11/2001)	El reglamento para el manejo sustentable de los barros generados en plantas tratamiento de efluentes líquidos del Ministerio de Desarrollo Social y Medio Ambiente
Brasil	Resolución N°375 de 29 de agosto de 2006	Dispone sobre la clasificación de los cuerpos de agua y las directrices ambientales para su marco, así como establece las condiciones y normas para la descarga de efluentes y otros asuntos. Ministerio do Meio Ambiente. Conselho Nacional Meio Ambiente
Chile	Decreto supremo N°123 (20/08/2006)	De la comisión nacional del medio ambiente (CONOMA CHILE) reglamento para el manejo de lodos no peligrosos generados en las plantas de tratamiento de aguas
Colombia	Decreto No. 1287 del 10 de Julio de 2014	Uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en Colombia
México	NOM-004-2002	Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final de la secretaria de medio Ambiente y recursos naturales
USA	Norma 40 CFR parte 503	Standards for the use or disposal of sewage sludge
Unión Europea	Directiva 86/278/CEE	Relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura

Para Colombia, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (Minvivienda), quién lidera, y tanto el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (Minagricultura) como el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), quienes respaldan, son las entidades estatales que tienen a cargo el seguimiento al cumplimiento de la Licencia Ambiental otorgada para la construcción y operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales en Colombia y quienes muy recientemente se han legislado sobre el tema (Tab. 2).

El Gobierno Nacional de Colombia expidió el Decreto No. 1287 del 10 de Julio de 2014, por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales en Colombia. Este Decreto, reviste una gran importancia, teniendo en cuenta que a la fecha no existía legislación al respecto y los biosólidos eran enviados a rellenos sanitarios agotando prematuramente su vida útil y a su vez, desperdiciando un material importante que puede ser empleado en aplicaciones ambientales y agrícolas (importante como materia orgánica), como por ejemplo, la recuperación de aquellas zonas que se han degradado por múltiples causas.

2.5. Características de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá

La principal función de los sistemas de alcantarillado es recoger y transportar las aguas lluvias y residuales hacia las PTAR o directamente hacia el cuerpo receptor. Existen dos tipos de alcantarillado: separado, en el que las aguas lluvias y las aguas residuales son transportadas en conductos independientes, y combinado, en el que un solo conducto transporta toda el agua. En alcantarillados de tipo combinado, los flujos que exceden la capacidad del sistema son descargados directamente al cuerpo receptor mediante estructuras de alivio (CSO, por sus siglas en inglés) (Schütze *et al.*, 2002).

Las redes de alcantarillado transportan, principalmente, tres tipos de sustancias: contaminantes transportados durante tiempo seco (efluentes domésticos e industriales), contaminantes depositados en la superficie de la cuenca y lavados por eventos de precipitación, y contaminantes sedimentados en el sistema de drenaje, y re-suspendidos debido a aumentos de caudal. De acuerdo a Aguas de Bogotá (2013), la PTAR El Salitre recibe las aguas residuales producidas por aproximadamente 2,2 millones de habitantes de la parte norte de Bogotá (Fig. 1). La capacidad de operación de la PTAR El Salitre es de $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sometiendo las aguas residuales a un tratamiento preliminar, en el cual se eliminan sólidos gruesos y finos, arenas y grasas. El tratamiento de lodos realizado en la PTAR El Salitre se basa en la digestión anaerobia ($35 \pm 1^\circ\text{C}$) y su secado en filtros bandas que llegar hasta $30 \pm 2\%$ (EAAB, 2014). Dicho tratamiento es seguido de un tratamiento primario con adición de químicos, en el que se emplea cloruro férrico (FeCl_3) y un polímero aniónico para la coagulación y floculación de los sólidos, lo que optimiza su sedimentación en los tanques decantadores, permitiendo alcanzar las metas de remoción exigidas en la Licencia Ambiental y que corresponden a 40% en DBO5 (carga orgánica) y 60% en SST (sólidos suspendidos) (Fig. 3).

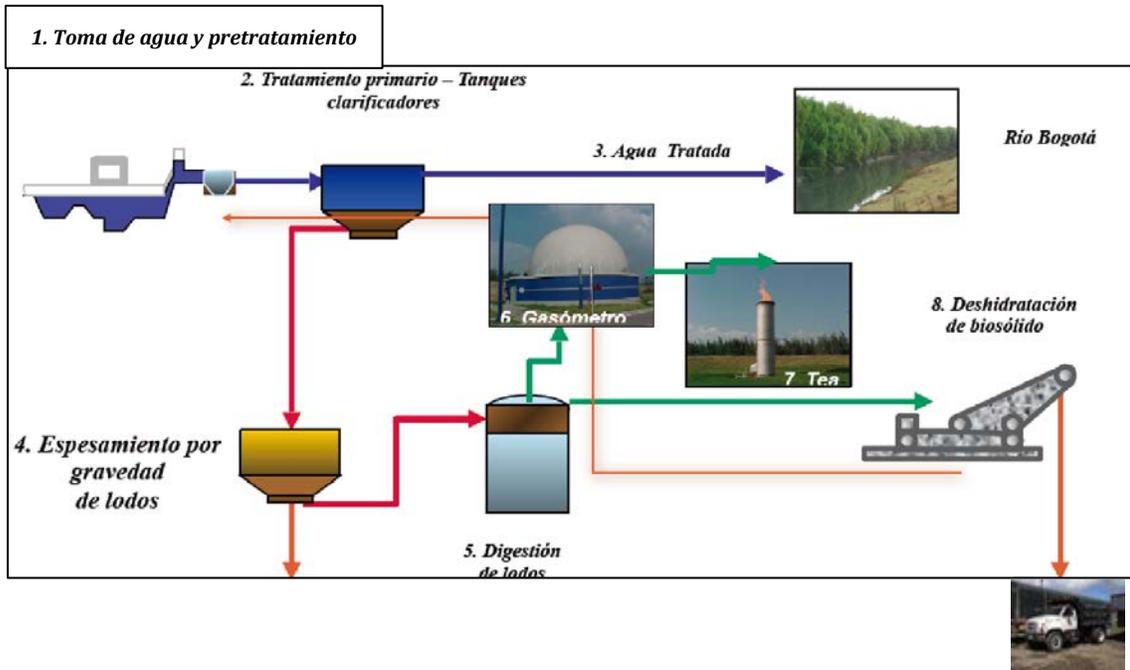


Figura 3. Esquema general de las etapas de tratamiento de aguas residuales y lodos PTAR El Salitre. Fuente: Aguas de Bogotá (2013).

Los sólidos primarios que se concentran en el fondo de los tanques decantadores con el fin de reducir su volumen y aumentar su concentración, son espesados, para posteriormente realizar su estabilización mediante un tratamiento biológico controlado en digestores anaerobios y producir biogás (metano y dióxido de carbono). Finalmente, el lodo estabilizado o biosólidos son deshidratados para disminuir su contenido de humedad a un 70% en promedio (Aguas de Bogotá, 2013).

En la mayoría de los casos, el proceso va precedido de una decantación primaria, que también genera lodos orgánicos, aunque de naturaleza ligeramente diferente. Estos lodos primarios se deben eliminar conjuntamente con el exceso de lodos secundarios. Otro factor importante de mencionar, es que la calidad de los lodos no es constante; varía según las características de diseño de cada planta, el tipo de aguas residuales tratadas, las industrias que las producen, la

época del año, la climatología, la situación de la planta; tal variedad de factores hace que no se pueda generalizar su composición.

Los biosólidos son el producto remanente, líquido, sólido o semisólido, originado después de un proceso mecánico biológico de estabilización de lodos orgánicos provenientes del tratamiento de las aguas residuales. La estabilización se realiza para reducir el nivel de patógenos, su poder de fermentación y su capacidad de atracción de vectores (Dáguer, 2004).

La clasificación del biosólido generado en la PTAR El Salitre, según la norma establecida en el Código de Registro Federal, Título 40 Parte 503 de la Agencia de Protección Ambiental-EPA de los Estados Unidos y por la normatividad nacional con las exigencias del Decreto 1287 (MVCT, 2014) es **clase B**, porque cumple con la “concentración alta calidad” con respecto a elementos potencialmente tóxicos (metales pesados) y la cantidad de agentes patógenos (Aguas de Bogotá, 2013), así como también los criterios a cumplir para disminuir la atracción de vectores y generación de olores, antes de ser usados o dispuestos en el ambiente (EAAB, 2014).

A continuación se presentan las características generales de los biosólidos de la PTAR El Salitre en cuanto a parámetros físicos (Tab. 3), químicos (Tab. 4), patógenos humanos (Tab. 5), metales pesados (Tab. 6), en condiciones húmedas al 70% (Aguas de Bogotá, 2013).

Tabla 3. Características físicas de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá.

Parámetro	Cantidad	Promedio histórico
Producción mensual (t)	3.772	4.168 ⁽³⁾
Producción media diaria (t d ⁻¹)	121,7	137 ⁽³⁾
Humedad promedio biosólido patio PTAR (%)	71,7	68,6 ⁽³⁾
Humedad biosólido El Corzo 28 días (%)	68	67 ⁽¹⁾
Densidad aparente húmeda (t m ⁻³)	0,80	0,82 ⁽²⁾
Densidad de transporte (t m ⁻³)	1,24	1,25 ⁽⁴⁾

(1) Promedio según reporte laboratorio muestreo puntual desde octubre/09.

(2) Promedio desde ene/06, excluyendo prueba de esfuerzo.

(3) Promedio agosto/2001-marzo/2006; marzo/2007 a la fecha. No se incluyó el periodo comprendido entre abril 01 de 2006 a febrero 28 de 2007, puesto que correspondió al desarrollo de las pruebas de esfuerzo en la PTAR.

(4) Promedio desde enero/2011.

Como se puede observar en la Tab. 3, los biosólidos generados en la PTAR El Salitre, por su alto contenido de humedad, es para la EAAB un parámetro sensible tanto por el costo del transporte y de la disposición final del material, teniendo en cuenta que no es trasladado a un relleno sanitario sino a un espacio que tiene un destino eco-turístico. (CAR, 2006).

Tabla 4. Contenido de formas nitrogenadas y fósforo total (mg kg^{-1}) de los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá.

Parámetro	Muestra PTAR Marzo/2014	Promedio PTAR ⁽¹⁾
Nitrógeno total	29,75	28,52
Nitrógeno amoniacal	2,92	4,17
Nitratos	4,29	14,85
Nitritos	1,84	1,27
Fósforo total	4,46	9,16
pH	8,30	7,70

⁽¹⁾ Muestra compuesta desde agosto/2007.

En la Tab. 4, se evidencia los altos contenidos de nitrógeno total y fósforo ($29,75 \text{ mg kg}^{-1}$) de los biosólidos de la PTAR El Salitre, siendo éstos llamativos para la incorporación de N y P al suelo y además su pH alcalino, permite neutralizar las condiciones redox de suelos ácidos muy frecuentes en la Sabana de Bogotá.

Tabla 5. Características microbiológicas de los biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, según la Norma EPA 40 CFR 503 (Environmental Protection Agency, USA) y el Decreto No.1287 (Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio, Colombia).

Parámetro	Unidad	Lugar de origen	Resultado	Norma EPA 40 CFR 503		Decreto No.1287	
				Clase A	Clase B	Clase A	Clase B
Coliformes fecales	NMP/g	PTAR	$2,723 \cdot 10^6$	$<1,0 \cdot 10^3$ NMP/g	$<2,0 \cdot 10^6$ NMP/g	$<1,0 \cdot 10^3$	$<2,0 \cdot 10^3$
		El Corzo	5.281				
Coliformes totales	NMP/g	PTAR	$2,419 \cdot 10^7$	No requerido	---	---	---
		El Corzo	$1,526 \cdot 10^5$				
<i>Salmonella</i> sp.	NMP/4 g	PTAR	No detectable	<3 NMP/4 g	---	ausencia	$<1,0 \cdot 10^3$
		El Corzo	---				
Huevos de helminto viables	HHV/4 g	PTAR	18	Requiere conocer viabilidad de los huevos ⁽³⁾	---	$<1,0$	$<10,0$
		El Corzo	0				
<i>Escherichia coli</i>	NMP/g	PTAR	27.200	No requerido	---	---	---
		El Corzo	---				

(1) La clase A requerirá demostrar reducción de virus entéricos y huevos de helmintos viables, según el proceso de tratamiento de lodos utilizado. Para el caso de digestión anaerobia mesófila es requerido.

(2) No requiere determinarse para la clase B.

(3) Promedio 2011-2012. Para huevos de helminto viables: 22 muestras (febrero/2011 a abril/2013).

Tabla 6. Valores de las concentraciones de metales pesados en el biosólido de la PTAR El Salitre (Bogotá) y valores considerados por las normas EPA 503-13 y la Norma Colombiana.

Metal (mg kg ⁻¹) base seca	Promedio El Salitre	Rango Colombia*	Biosólido de excelente calidad (EPA 503-13)	Norma Colombia Decreto No. 1287 del 2014	
				Clase A	Clase B
Arsénico	0,4	0,4 – 0,6	41	20	40
Cadmio	4,7	0,4 – 4,7	39	8	40
Cobre	140	61 - 446	1.500	1.000	1.750
Cromo	60	59 - 2693	-	---	---
Mercurio	1,4	<0,01-1,7	17	10	20
Níquel	36,1	33 - 137	420	80	420
Plomo	114	36 - 114	300	300	400
Selenio	0,2	0,04 – 0,9	100	36	100
Zinc	1.027	482-1.587	2.800	2.000	2.800

*Promedio obtenido de las PTAR's, El Salitre, Medellín, Cañaveralejo y Rio Frio en Colombia. A y B, clases para caracterizar los biosólidos.

Los biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre cumplen con la reglamentación de la norma EPA (USA) y del Ministerio del Medio Ambiente (Colombia) para la clase B (Tabla 5 y 6), ya que dentro de los bio-indicadores de riesgo ambiental, los coliformes fecales superan las $2,0 \cdot 10^6$ NMP/g. Por otra parte la presencia de metales pesados es bajo para los niveles regulados por la norma EPA y del Decreto 1287, siendo aceptable su uso en la jardinería y la restauración ecológica.

2.6. Uso potencial de los biosólidos

Los principales usos de los biosólidos se reportan en la Tab. 7 y las experiencias internacionales relacionadas con la aplicación de biosólidos en la Tab. 8.

Tabla 7. Usos potenciales de los biosólidos, reglamentación y ejemplos.

Usos	Beneficio	Reglamentación-ejemplos	Referencia
Enmienda orgánica al suelo	Uso de lodos de depuradora en agricultura (suelos)	Directiva 86/278/CEE del Consejo de Europa (12/06/86)	Bernal y Gondar (2008)
	Protección de las aguas por lixiviación N de origen agrícola	Directiva 91/676/CE	Flotats y Sole (2008)
Sobre suelos agrícolas	Nutrientes (liberación lenta)	Las formas hidrofóbicas de nutrientes son menos soluble en agua (menor lixiviación en el agua subterránea o aguas superficiales de escorrentía)	EPA (2007)
	Saturación de bases	El incremento de la capacidad de cambio de iones junto con el porcentaje de saturación de bases mejora la estructura y estabilidad del suelo	Mbagwu <i>et al.</i> (1991)
	Tasa de aplicación	Aplicación agrícola máxima de 150 t ha ⁻¹ para evitar toxicidad de metales pesados	Wei y Liu (2005)
Suelos no agrícolas	Enmienda	Suelos forestales, campos de golf, parques públicos, en laterales de carreteras, jardines de casa	EPA (2007)
	Tipo de biosólidos	Biosólidos líquidos (94-97% de agua) se pueden inyectar al suelo o a la superficie	EPA (2007)
Vertido de aguas continentales	La Unión Europea reglamenta la depuración de las aguas residuales	Directiva 91/271/CEE	Mateos (2007)
Depósito en vertederos controlados	Reducción gradual y obligatoria de residuos biodegradables	Ley 10/1998 de 21 de abril sobre residuos – Directiva 99/31/CE	Bernal y Gondar (2008)
Producción de biogás	Procesos anaeróbicos	Generación de biogás (metano) con amplias posibilidades energéticas	Flotats y Solé (2008)
Incineración (pirólisis)	Uso como recurso calórico	Potencial uso de biomasa residual como recurso energético	Flotats y Solé (2008)
Compostaje	Métodos de estabilización	Ajuste del pH o estabilización alcalina, digestión, secado térmico y compostaje	Warman y Termeer (2005)
Otros	Materiales de relleno	Piezas o elementos prefabricados que no estén destinados a soportar cargas	Albareda-Pares (2003)

La Tab. 7 presenta una amplia variedad de experiencias en el uso de los biosólidos que van desde el compostaje, incineración, pirolisis, producción de biogás, depósito de vertederos, vertidos de aguas continentales y como enmiendas en suelos agrícolas.

Tabla 8. Experiencias internacionales relacionadas con la aplicación de biosólidos.

Objetivo	Cultivo	Tratamiento	Dosis	Tiempo	Escala	Tipo suelo	Resultados	Referencia
Fuente de nutrientes	Pino	Deshidratado	0, 300 y 600 kg ha ⁻¹ N	3 años	Campo	A-baja fertilidad	Mejóro crecimiento del árbol	Wang <i>et al.</i> (2004)
		Peletizado	0, 200, 400 y 800 kg ha ⁻¹ N		Campo	FA muy pedregoso	No se recomienda aplicación, sensibilidad a altas dosis de N	Kelty <i>et al.</i> (2004)
		Deshidratado	90 y 180 kg ha ⁻¹ N	4 años	Campo			Sigua <i>et al.</i> (2005)
		Compostado	0, 5, 10, 20, 40, 70 y 100% base a suelo	Única	Materas	F	Con <20% no presentó diferencias. Mayores dosis presentó salinización	Cheng <i>et al.</i> (2007)
	Algodón	Deshidratado	0, 10, 30, 50 t ha ⁻¹	3 años	Campo	FAr	Aumento en producción	Tsadilas <i>et al.</i> (2005)
	Caña de azúcar	Aplicación de yeso y compostado	0; 2.24; 4.48 y 8.96 t yeso/ha + 44.8 t/ha biosólido	Única	Campo	FARL	Proporcionó mejor fertilidad	Viator <i>et al.</i> (2002)
		Deshidratado	19.5 y 39 t ha ⁻¹ biosólido 435 y 870 m ³ ha ⁻¹ vinaza	4 años	Campo	Oxisol Ar	Aumento de macro y micro porosidad	Camilotti <i>et al.</i> (2006)
		Deshidratado en asocio con vinaza	5 y 10 t ha ⁻¹ biosólido 115 y 230 m ³ ha ⁻¹ vinaza	Única	Parcela	Oxisol	Combinación de biosólido y vinaza mejoró la fertilidad	Tasso <i>et al.</i> (2007)
		Biosólido urbano + NPK	5; 32 y 10.65 t ha ⁻¹ biosólido	Única	Campo	Ultisol	Alfa fertilidad, reduce aplicación de N y P	Franco <i>et al.</i> (2010)
	Metales pesados	Sin cultivo	Deshidratado	0, 100 y 200 t ha ⁻¹ de biosólido	Única	Laboratorio	FARa	Aumentaron nitratos y fósforo aprovechable (35 cm)
Caña de azúcar		Radiación	3.5 y 10, t ha ⁻¹	1 año	Parcela	FA	Cu, Pb, Zn y Ni aumentaron significativamente (0-10cm) con dosis altas	Ratto <i>et al.</i> (2000)
Pastos		Compostado	0, 5, 10, 20, 40, 70 y 100% base a suelo	Única	Materas	F	En mayores dosis aumento excesivo de concentración	Cheng <i>et al.</i> (2007)
Maíz		Deshidratado encalado	0, 25% base a suelo	Única	Laboratorios	----	Incremento de Zn, Cu, Cd y Cr en adición con cal	Jamali <i>et al.</i> (2008)
Microorganismo	Pastos y manzano	Deshidratado	244 t ha ⁻¹	Única	Parcela	FARL	Disminución de la actividad microbiana	Kelly <i>et al.</i> (1999)

	Sin cultivo	Deshidratado	Sin especificar	Única	Parcela	FARL	Aumento de la actividad microbiana	Kelly <i>et al.</i> (1999)
	Algodón	Deshidratado	0,10,30,50 t ha ⁻¹	3 años	Campo	FAR	< Da, aumento estabilidad de agregados e infiltración	Tsadilas <i>et al.</i> (2005)
Propiedades físicas	Sin cultivo	Compostado; mezcla con aserrín		Única	Laboratorio	Horizonte argílico Bt	Aumento porosidad total	Civeira y Lavado (2006)
	Sin cultivo	Lodo fresco, compostado y secado térmico	50 t ha ⁻¹ ; 13.8 t ha ⁻¹ compostado y 11.3 t ha ⁻¹ secado térmicamente	Única	Parcela	Inceptisol/erosión	Dos años después de la aplicación < Da, aumento estabilidad de agregados; biosólidos compostado	Ojeda <i>et al.</i> (2008)
	Maíz	Deshidratado	8, 16, 32 y 64 t ha ⁻¹ 1er año; 4.8 12 y 32 t ha ⁻¹ 2º año; 5,10, 21 y 42 t ha ⁻¹ 3 er y 4º año; 3, 6, 12 y 22 t ha ⁻¹ 5º año	5 años	De campo a laboratorio	Oxisol arcilloso	Dispersión de arcilla y daño en la estructura	Filizola <i>et al.</i> (2008)
	Caña de azúcar	Deshidratado	19.5 y 39 t ha ⁻¹ lodo esgoto 435 y 870 m ³ ha ⁻¹ vinaza	4 años	Campo	Oxisol arcilloso	Ningún efecto	Camilotti <i>et al.</i> (2006)

Los biosólidos se han empleado con diferentes propósitos como es la fuente de nutrientes, impacto de los metales pesados en el suelo, cuantificación de patógenos humanos y mejoradores de las propiedades físicas del suelo. Por otro lado han sido evaluados en diferentes tecnologías de aplicación (deshidratado, peletizado) y tratamientos (compostado, estabilización alcalina) en varios cultivos y zonas de restauración ecológica. Además, las dosis aplicadas han variado desde 0 hasta 800 t ha⁻¹ de biosólidos al suelo, evaluándolo en diferentes años de aplicación tanto en condiciones controladas como en campo abierto (Tab. 8). La mayoría de las investigaciones han reportado efectos positivos en el suelo después de ser aplicados los biosólidos.

2.7. Contaminación por metales pesados provenientes de biosólidos

Los metales pesados, y en general los elementos traza, están presentes en bajas concentraciones (mg kg⁻¹) en la corteza terrestre, los suelos y las plantas. La presencia de concentraciones nocivas en los suelos es una degradación especial denominada contaminación. Los metales pesados antropogénicos derivan de residuos, procedentes de actividades industriales, minería e industria agrícola, y residuos sólidos urbanos (biosólidos). La continua aplicación de lodos en suelos conduce a la acumulación de metales pesados en plantas, siendo la vía principal a través de la cual los metales pesados pueden entrar a la cadena trófica (Epstein, 2003).

El interés ambiental por los metales pesados en suelos agrícolas está relacionado con su carácter acumulativo, su no bio-degradabilidad, su capacidad de inadvertida acumulación en el perfil del suelo hasta concentraciones tóxicas y su interacción con diferentes propiedades del suelo que determinan su acumulación, movilidad y biodisponibilidad hacia otros componentes del ecosistema (Rueda *et al.*, 2011).

Los metales pesados en suelos agrícolas generalmente aparecen en bajas concentraciones y presentan una gran variabilidad debido a la composición del material parental y los procesos de formación y evolución del suelo. Las fuentes de metales pesados en suelos pueden ser tanto endógenas como exógenas. Estas concentraciones se pueden modificar e incrementar por diversas prácticas agronómicas como la aplicación de fertilizantes minerales y agroquímicos, fertilizantes orgánicos de origen animal o vegetal, enmiendas orgánicas, lodos de plantas de tratamiento de aguas y aguas residuales domésticas utilizadas para riego, que constituyen las principales fuentes de estos metales (Gjoka *et al.*, 2010). En la Tab. 9, se observa de qué manera los metales pesados pueden estar presentes en diferentes fuentes de fertilizantes sintéticos (nitrogenados y fosfatados) y residuos orgánicos y lodos.

Tabla 9. Aportes estimados de metales pesados agregados a suelos agrícolas por diferentes fuentes (mg kg^{-1}).

Metal pesado	Fertilizantes fosfatados	Fertilizantes nitrogenados	Fitosanitarios	Estiércol	Lodos de aguas residuales
Pb	7-225	2-27	60	6.6-15	50-3000
Cd	0.1-170.0	0.05-8.5	1.38-1.94	0.3-0.8	2-1500
Cu	1-300	1-15	12-50	2-60	50-3300
Zn	50-1450	1-42	1.3-25	15-250	700-49000
Cr	66-245	3.2-19	13	5.2-55.0	20-40600
Ni	7-38	7-34	0.8-14	7.8-30	16-5300

Los metales pesados son elementos con densidad superior a 5 g cm^{-3} . Generalmente se encuentran en pequeñas cantidades y pasan a ser tóxicos a partir de un determinado umbral de concentración (Tab. 10). Los factores que afectan en la presencia y disponibilidad de los metales en los suelos son: el pH del medio, su estructura, textura, mineralogía de las arcillas, materia orgánica, capacidad de intercambio iónico, condiciones redox, salinidad, carbonatos y óxidos de Fe y Mn.

Tabla 10. Características principales de algunos metales pesados en suelos.

Metal pesado	Densidad (g cm^{-3})	Número atómico	Nivel en suelos (mg kg^{-1})	Esencial para organismos vivos	Tóxico
Pb	11,3	82	20	--	A, P, H
Cd	8,7	48	0,35	--	A, P, H
Cu	8,9	29	30	A, P, H	P
Zn	7,1	30	90	A, P, H	P
Cr	7,2	24	40	A, H	P, H
Ni	8,9	28	20	A, P, H	A, P, H

A, animales; P, plantas; H, humanos. Fuente: Micó (2005).

Se encuentran más de 20 elementos que tienen relación con los seres vivos por ser esenciales para que los organismos completen su ciclo vital (Díez, 2006; Camilotti *et al.*, 2007). Estos metales se clasifican en dos grupos; el primero considera los micronutrientes esenciales para los organismos vivos (plantas, animales y humanos), como Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn, pero pueden producir efectos tóxicos cuando sobrepasan determinados niveles, y el segundo lo componen aquellos que no presentan una función biológica conocida y que después de determinados niveles

provocan disfunciones graves en los organismos, incluidos los seres humanos, como es el caso de Cd, Pb, As y Hg (Moolenaar *et al.*, 1997; García y Dorronsoro, 2005; Recatalá *et al.*, 2010).

Por otro lado, los metales pesados que puedan contener los biosólidos suponen un riesgo en las zonas restauradas, ya que se ha comprobado su baja movilidad en el suelo y la limitada transferencia a las plantas (Ortiz y Alcañiz, 2006). Los materiales calcáreos, las margas y los sedimentos arcillosos son los más adecuados para la restauración con biosólidos y las limitaciones más importantes se presentan en suelos ácidos y arenosos que facilitan la movilidad o la lixiviación de algunos contaminantes que contienen los lodos (Ortiz y Alcañiz, 2006). Es importante considerar, cuando se realicen investigaciones de metales pesados en suelos incorporados con biosólidos, que los niveles totales son una medida de la peligrosidad potencial de un suelo a futuro; sin embargo, si se quiere medir la peligrosidad real en el momento de la determinación se debe medir los metales en la fase disponible o asimilable del suelo (Tack *et al.*, 1997; Sánchez, 2003). Los metales pesados están asociados a varios componentes del suelo, dando lugar a diversas formas químicas que determinan su movilidad y disponibilidad (Ahumada *et al.*, 2011).

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales: pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación; pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a la cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización; o pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas. Resulta fundamental conocer la forma química bajo la que se presenta, es decir la especiación (Mapanda *et al.*, 2005).

Los complejos que forman los metales con los distintos componentes del suelo son: estructuras solubles e intercambiables, metales complejados o adsorbidos en la materia orgánica, ocluidos en óxidos, asociados a minerales de arcilla y a minerales primarios del suelo.

2.8. Bio - indicadores de riesgo ambiental

En Colombia, el interés en la aplicación de los biosólidos al suelo ha aumentado recientemente como consecuencia de la menor disponibilidad y viabilidad de otras opciones de gestión de los biosólidos, tales como el transporte a vertederos controlados, la incineración y la evacuación en el mar (Rechcigl, 1995).

A pesar del alto potencial de los biosólidos por su contenido de materia orgánica y nutrientes, la presencia de microorganismos patógenos es un limitante para la aplicación directa sin tratamiento previo de este tipo de residuo, debido a la amenaza para la salud humana y el ambiente, siendo necesario implementar tratamientos complementarios de estabilización como el secado térmico, el tratamiento alcalino, entre otros (Kiely, 1999; EPA, 1999).

Una de las alternativas para el manejo de los biosólidos consiste en realizarles un tratamiento de secado, con el fin de reducir su volumen y eliminar los patógenos, de manera que puedan ser aprovechados desde el punto de vista agrícola, con un doble beneficio: al ambiental, al eliminarse los residuos orgánicos urbanos sin alteración relevante del equilibrio ecológico, y el agrícola, al incorporar a los suelos de cultivo la materia orgánica y los contenidos de estos desechos (Giraldo y Lozano, 2006). El secado térmico es un sistema de acondicionamiento que provee al biosólidos de características uniformes y sirve esencialmente para incrementar el contenido de sólidos por reducción de agua; además destruye patógenos (organismos causantes de enfermedades), minimiza olores y reduce la atracción potencial de vectores (moscas, mosquitos y roedores) y de patógenos (*Salmonella* sp., *Shigella* sp. y *Campylobacter* sp.) (EPA, 1993).

El tratamiento alcalino pretende aumentar el pH y/o mantener valores elevados, que evitan el crecimiento de microorganismos patógenos y la estabilización del lodo. Normalmente se realiza este proceso con cal, que ha sido el producto de mayor uso para este fin, además como la cal viva (CaO) e hidratada (Ca(OH)₂) y las cenizas de horno. Estos productos generan un aumento de la temperatura y producen iones hidróxido que aumentan el pH (Andreoli *et al.*, 2001).

Algunos organismos patógenos que se encuentran presentes en las aguas residuales y posteriormente concentrados en los lodos, son excretados por los seres humanos y algunos animales infectados con algún tipo de enfermedad patogénica. En la Tab. 11 se resumen algunos de los organismos que han sido propuestos como indicadores de contaminación fecal. Las bacterias que pertenecen al grupo de los coliformes fecales tiene la capacidad de fermentar lactosa por medio de una acidificación en el medio y producir dióxido de carbono (CO₂) a una temperatura de 44.5°C en un periodo de 24 h.

Tabla 11. Indicadores comunes de contaminación fecal

Organismo indicador	Característica
Coliformes totales	Bacilos gram negativos fermentadores de lactosa y producción de gas a 35°C de 24 a 48 h. Incluye los géneros de <i>Escherichia coli</i> , <i>Enterobacter</i> y <i>Citrobacter</i>
Coliformes fecales	Producen gas a 44.5°C en 24h. Incluye los géneros de <i>Escherichia coli</i> (aprox 90%), <i>Klebsiella</i> y <i>Citrobacter</i>
<i>Klebsiella</i>	Coliformes totales, termotolerantes con crecimiento a 35°C en 24 h
<i>Escherichia coli</i>	Es el coliforme más representativo del grupo fecal
Bacteroides	Organismos anaeróbicos indicadores específicos de contaminación humana
<i>Streptococo</i> fecal	Utilizado para la determinación de contaminación fecal reciente
<i>Enterococo</i>	Organismo presente a concentraciones bajas pero resistente en aguas de mar
<i>Clostridium perfringens</i>	Organismo esporulado anaeróbico persistente
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> y <i>Aeromonas hydrophila</i>	Organismos presentes en aguas residuales domésticas en concentraciones altas

Los coliformes fecales son contaminantes comunes del tracto intestinal tanto del hombre como de los animales de sangre caliente; están presentes en el tracto intestinal en grandes proporciones, permanecen por más tiempo en el agua que las bacterias patógenas y se comportan de igual manera que los patógenos en los sistemas de desinfección. En la inactivación de los coliformes fecales se deben tener en cuenta factores ambientales como la humedad, temperatura, luz ultravioleta, pH, ya que estos microorganismos al no encontrarse en un ambiente favorable y al no obtener los nutrientes necesarios para su crecimiento se hacen más susceptibles a la inactivación (Guzmán y Campos, 2004).

La EPA clasifica a los biosólidos atendiendo a una serie de normas (Tab. 12) y esta clasificación determina su potencial uso (Tab. 13). Los biosólidos de clase A no contienen niveles detectables

de organismos patógenos y niveles muy bajos de metales pesados, esta clase de biosólidos pasan unos estrictos estándares de calidad y pueden ser utilizados en pequeñas cantidades para todo tipo de cultivo. Los biosólidos clase B contienen niveles detectables de organismos patógenos por lo que el acceso público, consumo de vegetales por animal y el tiempo de cosecha post-enmienda está limitado, es el caso de los biosólidos generados en la PTAR El Salitre. Finalmente los biosólidos clase C son los que tienen un contenido más alto de contaminantes y se pueden emplear en casos donde haya un contacto mínimo con el público tales como los forestales y la recuperación de suelos muy degradados (EPA, 2007).

Tabla 12. Límites máximos permisibles para patógenos y parásitos en lodos y biosólidos por la EPA (EPA, 1995).

Clase	Indicador bacteriológico de contaminación (Coliformes NMP/g [bs])	Patógenos (<i>Salmonella</i> sp. NMP/g [bs])	Parásitos (Huevos de helmintos/g [bs])
A	Menor a 1000	Menor de 3	Menor a 1 a
B	Menos a 1000	Menor de 3	Menor a 10 a
C	Menor a 2.000.000	Menor a 300	Menor a 35 a

a, huevos de helmintos viables; bs, base seca.

Tabla 13. Aprovechamiento de biosólidos de acuerdo a la categoría de la EPA (EPA, 1995).

Clase	Aprovechamiento
A	Usos urbanos con contacto público directo durante su aplicación. Los establecidos para la clase B y C
B	Usos urbanos sin contacto público directo durante su aplicación. Los establecidos para la clase C
C	Usos forestales, mejoramiento de suelos, usos agrícolas

2.9. Fracciones de la materia orgánica

Las sustancias húmicas, representa la parte mayoritaria de la materia orgánica (Stevenson, 1994). Estas provienen de desechos de animales y plantas descompuestas microbial y químicamente, son de color oscuro, con carácter ácido, elevado peso molecular, muy resistentes al ataque microbiano y con propiedades refractarias (Aiken *et al.*, 1985; Stevenson, 1994). En el suelo las

sustancias húmicas se encuentran formando complejos macromoleculares que pueden estar ligados a cationes como el Ca (II), Fe (III) y Al (III), combinados con los minerales de las arcillas, o asociados a algunas sustancias no húmicas (compuestos orgánicos de composición química definida procedentes de restos vegetales y animales) como los carbohidratos, generalmente mediante uniones de carácter débil (fuerzas de Van der Waals, puentes de hidrógeno), aunque también se pueden unir covalentemente (Stevenson, 1994).

2.9.1. Composición, estructura y propiedades físico-químicas de las sustancias húmicas

Las sustancias húmicas poseen numerosas características físico-químicas que provocan efectos positivos tanto en el suelo como en la planta (Evans, 1989). Tienen una estructura química compleja y amorfa que las caracteriza como macromoléculas. Su color es pardo negruzco, los colores pardo oscuro a negros son característicos de aquellas sustancias húmicas de pesos moleculares altos, en cambio las fracciones de pesos moleculares bajos poseen colores pardos claros o amarillentos (Urzúa, 1978). La magnitud de sus pesos va desde 2.000 a 400.000 Da (Wilson, 2001) (Tab. 14).

Tabla 14. Propiedades físico-químicas de las sustancias húmicas (Stevenson y Cole, 1999).

Propiedades	Ácidos fúlvicos	Ácidos húmicos
Color	Claro	Oscuro
Grado de polimerización	Bajo	Alto
Peso molecular (Da)	<1.000	<300.000
Acidez total	1.400	<500
Grado de solubilidad	Alto	Bajo
Origen	Químico	Biológico
Movilidad	Muy móvil	Movilidad media
Suceso	Suelos ácidos pobres, con poca actividad biológica	Débil/ ácidos-neutros, ricos en nutrientes y con alta actividad biológica

En estado natural, los ácidos húmicos y fúlvicos están íntimamente ligados a arcillas (Guerrero, 1996).

la abundancia de estos complejos es en parte responsable de su floculación a pH moderadamente ácido o neutro. Son extraíbles con reactivos alcalinos y solubles a todos los valores de pH y poseen una estructura más sencilla (Labrador, 2001).

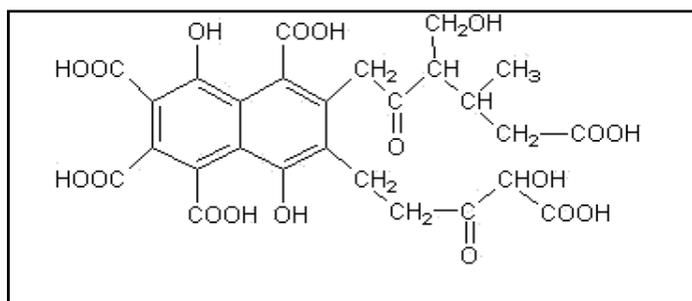


Figura 5. Estructura química del ácido fúlvico (Buffle, 1977).

Huminas. Constituyen la parte no soluble, y por lo tanto no extraíble de las sustancias húmicas (Wilson, 1991). Esta fracción del humus, es la de mayor peso molecular (más polimerizada). Son las más difíciles de extraer y de aislar, están formadas en el suelo por metabolitos microbianos y por compuestos alifáticos que derivan de ellos, próxima a la materia orgánica fresca, que es el resultado de procesos de inmovilización por los cationes y no es extraíble por reactivos alcalinos (Labrador, 2001).

2.9.3. Efectos de las sustancias húmicas sobre el suelo

Las sustancias húmicas inciden indirectamente en el desarrollo de las plantas, al modificar las propiedades que determinan la fertilidad del suelo (Tab. 14) cuando se aportan en grandes cantidades.

Tabla 15. Efecto sustancias húmicas sobre el suelo.

Propiedad	Efecto	Referencia
Estructura del suelo	Formación de agregados (alta porosidad, mayor capacidad y retención de agua y aireación), y proporciona una coloración oscura al suelo	Piccolo y Moagwu (1997)
Capacidad tampón o buffer	Evita cambios bruscos del pH	Stevenson (1994)
CIC	Retiene nutrientes en formas fácilmente disponibles para las plantas, evitando sus pérdidas por lavado	Stevenson (1994)
Nutrientes	Aporta nutrientes (N, P, S) por efecto de la mineralización de los microorganismos del suelo. Forma complejos naturales con los cationes, aumentando la solubilidad de los metales en el suelo	Akinremi <i>et al.</i> (2000)
Población microbiana	Proporcionan carbono a microorganismos del suelo e incrementa la población microbiana y su actividad enzimática	Lizarazo (2001)
Combinación con xenobióticos y metales contaminantes	Sus radicales libres descomponen plaguicidas (afectan persistencia, biodegradabilidad y bioactividad) y forman complejos con metales pesados, quedando retenidos sobre las superficies orgánicas, limitando su movilidad	Chen y Aviad (1990); Wang <i>et al.</i> (1997)

Modificado de Labrador (2001).

2.10. Respiración microbiana del suelo

Para que los lodos se puedan aplicar exitosamente en suelos como enmiendas orgánicas debe existir un alto grado de descomposición de la materia orgánica hasta llegar a su estabilización biológica, tarea que es desempeñada por una variedad de microorganismos, y microfauna (tales como los protozoarios), bacterias, hongos, actinomicetos y levaduras (Pinochet *et al.*, 2001). La estabilización biológica implica una inhibición del proceso de nitrificación. Los nitratos resultantes de la nitrificación son considerados uno de los contaminantes del agua subterránea y superficial (Sawyer *et al.*, 2000) y la reducción de estos por parte de la respiración de los microorganismos es un indicador de la estabilización de lodos.

La respiración es uno de los parámetros más frecuentemente usados para cuantificar actividad microbiana en el suelo (Zagal *et al.*, 2002), y está directamente relacionada con la descomposición de residuos orgánicos provenientes de distintas fuentes (Silvia *et al.*, 1998). La actividad metabólica que realizan los microorganismos en cualquier proceso de descomposición puede ser cuantificada por medición de la producción de CO₂ o por el consumo de O₂ (Alef, 1995).

Aunque el CO₂ producido en el interior del suelo puede tener también un origen abiótico (Miglietta *et al.*, 1993), fundamentalmente proviene de su actividad biológica. La producción de CO₂ está asociada a la biomasa microbiana y es un indicador de la actividad microbiológica del suelo (Anderson y Domsch, 1989; 1990). Esta variable puede relacionarse con cambios en el tipo de cubierta vegetal, puede presentar variaciones estacionales y estar vinculada a la etapa de descomposición de los residuos orgánicos (Gispert y Arcara, 1988). También es sensible a las alteraciones producidas por distintos sistemas de labranza (Carter, 1991) y/o rotaciones de cultivo (Campbell *et al.*, 1991), a la presencia de contaminantes (Chander y Brookes, 1993) y a su vez, se acrecienta por la adición de materiales orgánicos.

Según Moreira y Siqueira (2002), indican que la respiración es uno de los parámetros más antiguos de cuantificación de la actividad microbiana. La actividad respiratoria es considerada como una medida de la actividad heterotrófica de los organismos, y el CO₂ es el producto final de la respiración aeróbica. La respiración del suelo es el componente más importante en el ciclo del carbono. Se estima que entre el 50-84% del total de CO₂ emitido a la atmósfera desde la superficie de la tierra está constituido por la respiración del suelo (FAO, 2001). La oxidación de los residuos orgánicos que se incorporan al suelo es llevada a cabo por la actividad de los microorganismos y puede valorarse por la producción de CO₂, que es consecuencia de dicho proceso de oxidación. La cantidad de CO₂ liberado durante la mineralización de la materia orgánica varía ampliamente con el tipo de suelo. Las estimaciones de la producción de CO₂ bajo condiciones controladas de laboratorio incluyen las actividades microbiológicas; en cambio, en las realizadas a campo influyen también las actividades respiratorias de raíces y animales del suelo.

Rangos usuales de respiración se encuentran entre 10 – 100 kg ha⁻¹d⁻¹ CO₂, pero la mayoría de suelos se encuentran en el rango 25 - 40 kg ha⁻¹d⁻¹ CO₂. En climas cálidos las tasas de respiración son mayores y varían con el pH del suelo, contenido de humedad y disponibilidad de O₂ y de N. Además, son mayores cerca de la superficie del suelo, debido a altas concentraciones de MO y a la disponibilidad de oxígeno. Valores elevados en el flujo de CO₂ indican altos contenidos de materia orgánica, además de una biomasa microbiana metabólicamente activa y no afectada por factores que puedan inhibir su desarrollo (Jandl y Sollins, 1997). Por el contrario, valores menores indican bajos contenidos de materia orgánica o una actividad metabólica

reducida (Anderson y Domsch, 1993; García y Hernández, 1997). García *et al.* (1993), en un estudio de actividad microbiana en suelos bajo condiciones ambientales mediterráneas, hallaron valores de aproximadamente 3 mg CO₂ C/100 g suelo por día en la mayoría de los suelos estudiados. Respecto a los efectos de los biosólidos sobre los microorganismos del suelo, Ortiz y Alcañiz (1994) observaron, en un estudio de aplicación de lodos a un suelo calcáreo en dosis de 7,5 y 15,0%, que la respiración del suelo y la biomasa microbiana fueron proporcionales al contenido de lodos y no detectaron inhibición del crecimiento microbiano a pesar del hecho de que la dosis del 15% de los lodos duplicó la dosis máxima recomendada aplicable al suelo.

La aplicación de fertilizantes orgánicos al suelo es uno de los principales factores que influyen en la emisión de CO₂ y existe una gran demanda de métodos que permitan estimar el impacto de estas aplicaciones en las emisiones gaseosas (Ajwa y Tabatabai, 1994). El hecho de que la respiración pueda inducirse con diferentes fuentes de energía (respiración inducida) es un reflejo de la potencialidad microbiana de este parámetro. A pesar de sus limitaciones, la respiración continúa siendo el método más común que se usa como indicador de la actividad microbiana y de la descomposición de sustratos específicos del suelo. Estos parámetros indican de manera fehaciente la mineralización que ocurre en el sustrato orgánico del suelo y son indicadores de la calidad de la materia orgánica y salud del suelo.

2.11. Efecto nutricional de los biosólidos en el suelo

Una característica dominante de los suelos es su heterogeneidad, aún en pequeñas áreas que podrían considerarse como homogéneas. Esta induce una variabilidad en las propiedades del suelo que puede llegar a ser de considerable magnitud, la cual puede afectar grandemente las generalizaciones y predicciones que se hagan con ellas (Jaramillo, 2012).

Las propiedades químicas de los suelos en las zonas tropicales presentan gran variabilidad en el espacio, debido a diferentes factores como el relieve, la temperatura, la acción de los microorganismos, prácticas de manejo, mecanización y uso al que han sido sometidos. La distribución de los minerales en el suelo está determinada por la composición de la roca madre, sobre la cual influyen procesos de descomposición química y procesos físicos (Labrador, 2001).

Con respecto al aporte de nutrimentos, la composición química de los biosólidos hace que sean atractivos para la incorporación en los suelos. Los biosólidos contienen un valor de los nutrientes que mejora la fertilidad de los suelos y la producción de los cultivos (Kara *et al.*, 2003); son ricos en materia orgánica (60-70%) y nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas, como el nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), liberándolos lentamente, los cuales permanecen disponibles para las plantas durante el ciclo del cultivo (Cogger *et al.*, 2004). Una tonelada de biosólidos puede contener en promedio de 37 a 50 kg de N y de 13 a 24 kg de P (Stehower, 2000), lo anterior permite disminuir el uso de los fertilizantes comerciales, ya que en la actualidad el costo de los mismos es muy elevado. Con la aplicación de biosólidos en parcelas comerciales. Shober *et al.*, 2003, encontraron que las diferencias en MO en el suelo con biosólidos y testigo no fueron significativas, con valores de 3,67 y 3,72% (2,16 y 2,13% de C orgánico) respectivamente; estos mismos autores mencionan que una posible razón es una acelerada mineralización por una población microbiana estimulada. La concentración de N y P disponible fue mayor donde se aplicó biosólido, mientras que el K disponible fue menor donde se aplicó.

Desde el punto de vista físico, los lodos incorporados al suelo mejoran la agregación de partículas y aumentan la estabilidad de los agregados (Sort y Alcañiz, 2001). La porosidad también aumenta, sobre todo la microporosidad interna de los agregados. Como resultado de los cambios en agregación y porosidad, otros autores han registrado cambios en la hidrología del suelo (Aggelides y Londra, 2000). Se ha demostrado que la incorporación de los lodos reducen las tasas de erosión, tanto por efecto directo, mejorando la estabilidad de los agregados como por la mayor cobertura vegetal en las zonas restauradas (Sort y Alcañiz, 2001).

La principal característica física de los biosólidos es su contenido de humedad, dependiendo del método de estabilización y deshidratado, el porcentaje de sólidos varía de 5 a 90%; a medida que el porcentaje de sólidos aumenta, su aspecto cambia a una masa sólida, suave como lodo; respecto al color, los biosólidos son negros y el olor fuerte (NRC, 2002).

La composición química de los desechos sólidos municipales depende de un gran número de factores: la naturaleza de reutilización, el método de almacenaje y la evolución subsecuente (tratamiento aeróbico y anaeróbico), la humedad, el pH y la temperatura (Chian y Dewalle, 1976).

Nitrógeno. Los biosólidos incorporados al suelo se descomponen rápidamente y favorecen la mineralización del nitrógeno que contienen, con el consiguiente aumento de la concentración de nitratos que pueden ser lixiviados si no hay plantas que los absorban (Ojeda *et al.*, 2006). Por este motivo, el aporte de biosólidos para la restauración está limitado según su contenido de materia orgánica lábil, y así, se recomienda utilizar lodos con la mayor estabilidad como sea posible; se sugiere que debe superarse la dosis de 50 t de biosólido deshidratado por hectárea (expresada en materia seca) (Alcañiz *et al.*, 2009). En los lodos este nutriente se encuentra en forma nítrica (N-NO_3^-), amoniacal (N-NH_4) y orgánica siendo esta la más abundante. El porcentaje de cada fracción varía en cada lodo y en función del tratamiento y proceso de acondicionamiento al que ha sido sometido. Teniendo en cuenta que las plantas toman el nitrógeno de la solución del suelo en forma de iones nitrato o amonio, es necesario que este nitrógeno orgánico se transforme en estos iones, este proceso dependerá de las características del lodo como del suelo.

A fin de determinar la posible mineralización que puede sufrir un lodo y conocer el aporte de nitrógeno a lo largo de un ciclo de cultivo, se han desarrollado distintos métodos basados en incubaciones en laboratorio a temperatura controlada, tratamientos con extractantes químicos y estudios de invernadero o campo (Juárez *et al.*, 1987). Además, no todo el nitrógeno del lodo está inmediatamente disponible para las plantas ya que buena parte está presente como nitrógeno orgánico que debe ser mineralizado por los microorganismos del suelo a formas inorgánicas para poder ser asimilado por las plantas. Por tanto, la disponibilidad de este nutriente procedente del lodo para las plantas depende de la descomposición microbiana en los suelos, al igual que para otros materiales orgánicos (Jacobs, 1981). Además Roberts *et al.*, 1988, argumentan que la aportación de N por los biosólidos disminuye con el tiempo y entonces se requiere suministrar fertilizante nitrogenado para mantener el crecimiento de los cultivos. La disponibilidad del N está en función de las condiciones climáticas y de la cantidad de biosólido aplicado y de su relación C/N (Gilmour y Skinner, 1999).

Fósforo. Las formas en que se halla el fósforo en el lodo, dependen de la composición de este antes de ser tratado y de los procesos a que se halla sometido durante su estabilización. Según los datos recopilados los lodos que más fósforo contienen son aquellos que han sido tratados con sales de hierro, razón por la cual se puede encontrar compuestos orgánicos e inorgánicos

solubles e insolubles. En la mayoría de las condiciones del suelo, el fósforo que se adiciona en forma soluble, al igual que aquel insoluble que en un momento determinado pasa por disolución al suelo, sufren procesos de retención, fundamentalmente por parte de óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, carbonato de calcio y minerales de la arcilla, que son capaces de fijar formas orgánicas e inorgánicas de este elemento. Para ser aprovechable por la planta el fósforo tiene que estar en la solución del suelo en forma iónica como H_2PO_4^- y HPO_4^{2-} (Juárez *et al.*, 1987).

Potasio. El contenido de potasio (K) en los lodos es bajo comparado con el resto de nutrientes (N y P), dada su naturaleza formadora de sales solubles y gran parte del potasio es arrastrado por las aguas depuradoras. Este elemento se encuentra fundamentalmente en forma de sales inorgánicas, fácilmente solubles y asimilables para la planta (Juárez *et al.*, 1987). Sólo se puede garantizar una elevada productividad del cultivo si se dispone de una fuente suplementaria de K cuando se fertiliza el suelo con lodo (Juárez *et al.*, 1987), como KCl o una fuente de origen orgánico como cenizas de madera o residuos de cultivos ricos en K, como hojas de piña (*Ananus comosus*) (Hue y Ranjith, 1994).

Materia orgánica. El contenido de materia orgánica en estos materiales es bastante considerable y de gran importancia por su incidencia en propiedades del suelo como estructura, permeabilidad, porosidad (paso de agua y aire), capacidad e retención de agua, aireación, pH, capacidad de intercambio catiónico, etc. La mayor parte de la materia orgánica se concentra en la fase sólida razón por la cual puede resultar afectada por algunos tratamientos.

Finalmente, La tasa agronómica de la aplicación de biosólidos al suelo depende de la concentración de N en los biosólidos, suelo y agua de riego, de la tasa de descomposición del N orgánico de los biosólidos y de la demanda de N del cultivo asociado a un potencial de rendimiento. Las dosis de biosólidos se han basado en la cantidad de N y no deben exceder la tasa agronómica que se define como la cantidad de N requerido por los cultivos para alcanzar un potencial productivo dado en un período de crecimiento definido, de tal manera que la cantidad de N en los biosólidos que sobrepase el perfil radicular del cultivo se minimice para evitar un impacto negativo en la calidad del agua freática (Barbarick e Ippolito, 2000).

3. Hipótesis

La incorporación de biosólidos de la PTAR El Salitre en lotes de escombrera mejora la calidad de estos terrenos y representan un riesgo ambiental por encontrarse en la categoría Tipo B según la EPA.

4. Objetivos

El objetivo general de este estudio es realizar un estudio preliminar de lotes con diferente historial de incorporación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre en la escombrera El Corzo, Bogotá. Para llevar a cabo este objetivo se deberán cumplir con los siguientes objetivos específicos: (1) caracterización del biosólido obtenido de la PTAR El Salitre y el lote de la escombrera en el predio El Corzo, (2) evaluar los contenidos de metales pesados y bio-indicadores de riesgo ambiental en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos; (3) evaluar las fracciones de la materia orgánica y la respiración microbiana presentes en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos, y (4) determinar la dinámica de los nutrientes de interés agronómico en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos.

5. Materiales y métodos

5.1. Generalidades del área de estudio

El predio El Corzo, propiedad de la EAAB, ubicado entre las localidades de Kenedy y Bosa en la ribera del río Bogotá con un área de 49,5 ha (Fig. 6), donde se dispusieron los sobrantes de la excavación de las obras de alcantarillado del Tintal y del Canal Cundinamarca (EAAB, 2014).

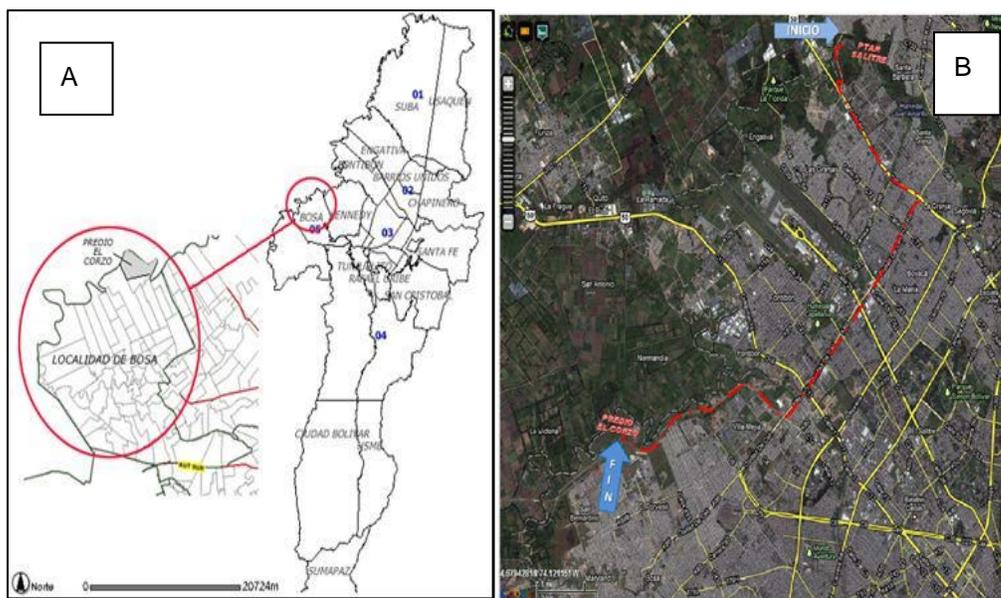


Figura 6. (A) Localización del predio El Corzo en la ciudad de Bogotá; (B) ruta de traslado del biosólido proveniente de la PTAR El Salitre - El Corzo.

La disposición y aprovechamiento del biosólido de la PTAR El Salitre fue autorizada por la CAR como cobertura final para el restablecimiento de la cobertura vegetal del predio El Corzo a través de la Resolución 3292 de 2006 (CAR, 2006).

Desde el punto de vista agrológico, los estudios del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) reportan que los suelos de la Sabana de Bogotá, en general tiene como característica común la

presencia de cenizas volcánicas provenientes de las erupciones de los volcanes de la Cordillera Central, que son transportadas por el viento hasta la Sabana de Bogotá. Antes de 30.000 años AC, durante el Plioceno superior y el Pleistoceno, estas cenizas caían sobre la superficie del lago o Sabana de Bogotá (llamado Tunjo) y hoy en día se encuentran intercaladas entre las capas de arcillas de la formación Sabana (Pérez, 2000).

El sistema hidrográfico de la localidad, se encuentra conformado por las cuencas del río Tunjuelito y el Tintal, así como por las Chucuas (humedales). Esta zona presenta un alto riesgo de inundación, afectada por la cantidad de quebradas que las atraviesan y la cercanía del río Tunjuelito; regularmente este sector de Bogotá, en temporadas invernales es altamente vulnerable a inundaciones por desbordamiento, por encharcamientos y deslizamientos como consecuencia de taponamientos de drenaje, desvíos de corrientes de agua o la saturación de algunas redes de alcantarillados. La clasificación climática de esta zona es "Semiseca (C1)". La temperatura promedio anual se encuentra entre 13.5 y 14.6°C, registrando temperaturas mínimas de hasta 9.6°C y máximas de 19.9°C. Con respecto a las precipitaciones acumuladas que oscilan entre 623 y 704 mm, es de las zonas de Bogotá que presentan menores precipitaciones (occidente y suroccidente) (IDEAM, 2002).

Con las anteriores consideraciones y la incorporación de los biosólidos se pretende caracterizar los Tecnosoles derivados de residuos, suelos hechos "a imagen de los suelos naturales" y "a la carta", es decir, con las propiedades que se necesitan para mejorar el cumplimiento de las funciones, especialmente en áreas previamente degradadas, contaminadas o que han perdido su capacidad productiva. Los Tecnosoles se encuentran en todo el mundo donde la actividad humana ha llevado a la construcción de suelo artificial, sellando el suelo natural, o extrayendo material que normalmente no sería afectado por procesos de superficie. Así, ciudades, caminos, minas, vertederos de basura, depósito de lodos (biosólidos), derrames de petróleo, depósitos de hollín de carbón y otros semejantes, se incluyen en los Tecnosoles (IUSS, 2007).

5.2. Clasificación taxonómica

La clasificación taxonómica del suelo se inició buscando en los mapas del último estudio realizado de suelos de Bogotá (IGAC, 1984) las unidades cartográficas, consociaciones de suelos y las clasificaciones taxonómicas de los suelos del área de estudio.

Posteriormente, se realizó una calicata en los lotes seleccionados, es decir la celda 2 y celda 8 (Fig. 7) para describir el suelo y se tomaron muestras de cada horizonte diagnóstico que fueron llevadas al laboratorio y se le determinaron propiedades organolépticas para su debida clasificación siguiendo los protocolos del Laboratorio Nacional de Suelos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2006).

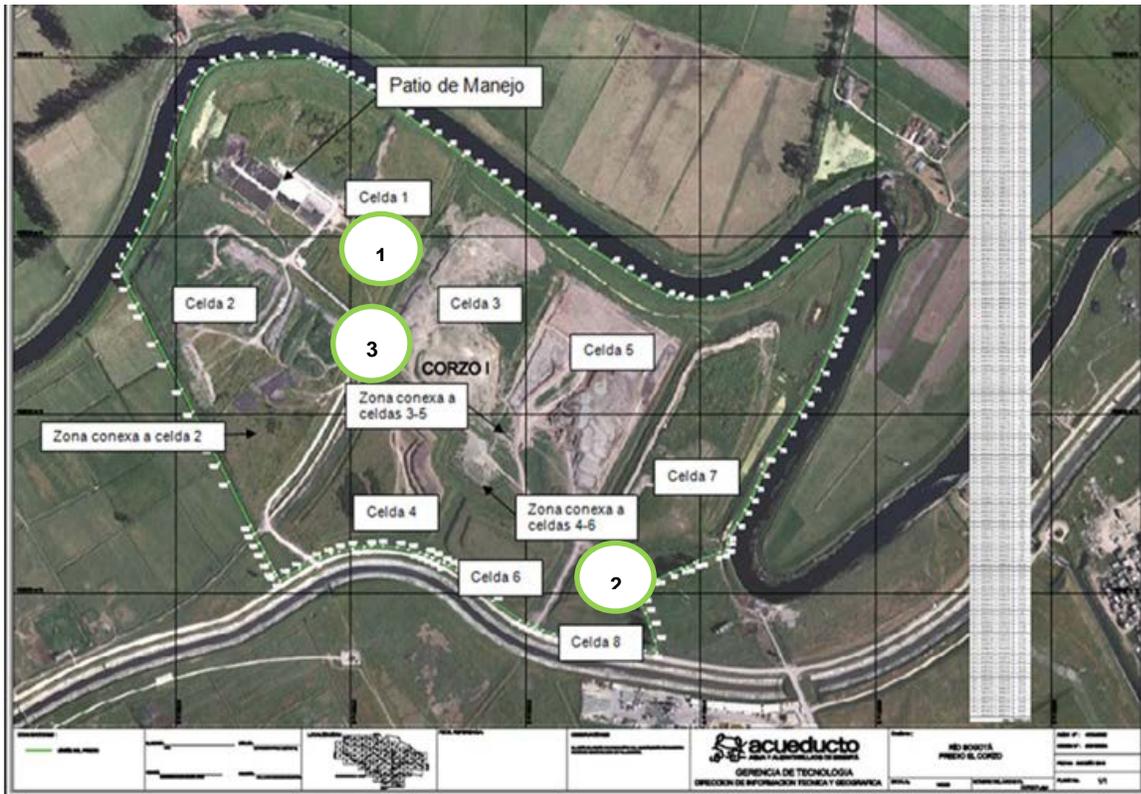


Figura 7. Predio el Corzo de la de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) donde se incorporan los biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá. Celda 1(0 meses), celda 8 (20 meses), celda 2 (80 meses).

Los perfiles descritos y caracterizados en el área de estudio hacen referencia a un **Anthroportic ustorthents** para las dos calicatas descritas, que es un perfil alterado y transportado por el ser humano, según USDA, 2014.

A continuación se describe el perfil modal de los lotes:

Descripción del predio El Corzo – Celda 2**Calicata I (Fig. 8, Tab. 16)****Fecha: 21 de Noviembre de 2015****Taxonomía: *Anthroptic ustorthents***

Perfil No: Perfil: Biosolido 1 Tipo de perfil: Modal

Taxonomía: ***Anthroptic ustorthents***

Localización geográfica: Departamento: Cundinamarca. Municipio: Bogotá

Sitio: El Corzo

Coordenadas geográficas: 4,651388°E – 74,193517°N

Paisaje: Planicie aluvial Tipo de relieve: Terraza fluvio lacustre Forma del terreno: Plano de terraza, modificada con acumulación de 2 m de materiales antrópicos, con respecto al nivel original

Litología / sedimentos: depósitos de materiales alterados y transportados por el hombre

Clase de pendiente: plano (1-3%)

Clima ambiental: frío seco

Precipitación promedio anual: 694,1 mm. Temperatura promedio anual: 16 °C.

Clima edáfico: ústico, isomésico

Erosión: no hay.

Movimientos en masa: no hay.

Pedregosidad superficial: no hay.

Afloramientos rocosos: no hay

Inundaciones: raras, cortas

Encharcamientos: no hay

Nivel freático: no aparece

Drenaje natural: bueno

Profundidad efectiva: superficial. Limitada por: material de escombros y compactación.

Horizontes diagnósticos: Epipedón: antrópico.

Características diagnósticas: materiales transportados y generados por el hombre.

Vegetación natural: sustituida

Uso actual: pecuario

Limitantes del uso: poca profundidad efectiva e inundaciones

Descrito por: Yaneth Rodríguez, Arley García y Lady Marcela Rodríguez

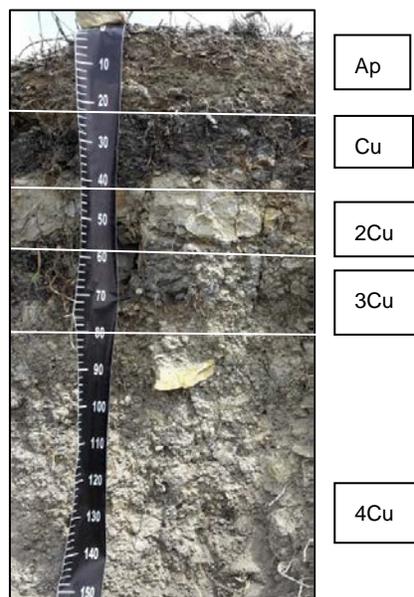


Figura 8. Perfil modal de la Celda 2 en el predio El Corzo, Bogotá.

Tabla 16. Descripción del perfil de *Anthroportic ustorthents*, calicata celda No. 2.

Nomenclatura	Características
Ap 0-20 cm	Acumulación de una capa mineral, sin estructura, con textura de campo franca fina (FAr), de color 2.5 Y 8/2. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH fuertemente ácido (5,5).
Cu 20-40 cm	Biosolido, sin estructura, con textura de campo muy fina (Ar), de color n 6/1. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH ligeramente ácido (6,5).
2Cu 40-55 cm	Acumulación de una capa mineral de arcilla lacustre, sin estructura, con textura de campo Muy fina (Ar), de color 10 YR 8/2. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH fuertemente ácido (5,5).
3Cu 55-75 cm	Biosolido, sin estructura, con textura de campo muy fina (Ar), de color n 6/1. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH ligeramente ácido (6,5).
4Cu 75-160 cm	Acumulación de materiales manufacturados por el hombre, como escombros de viviendas, asfalto, plásticos, etc. Adicionalmente, se encuentran materiales como cantos rodados de las terrazas fluvio lacustres y las vegas, pocos (20%) que fueron escavadas para la construcción de viviendas. Esta capa no presenta estructura, con textura fina (ArA), de color 2.5 Y 8/1. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH fuertemente ácido (5,5).

Descripción del predio El Corzo – Celda 8**Calicata II (Fig. 9, Tab. 17)****Fecha: 21 de Noviembre de 2015****Taxonomía: *Anthroportic ustorthents***

Perfil No: Perfil Biosólidos 2 Celda 8

Tipo de perfil: Modal

Taxonomía: *Anthroportic ustorthents*

Localización geográfica: Departamento: Cundinamarca. Municipio: Bogotá

Sitio: El Corzo

Coordenadas geográficas: 4,646580°E - 74,188095°N

Paisaje: Planicie aluvial Tipo de relieve: Terraza fluvio lacustre Forma del terreno: Plano de terraza, modificada con acumulación de 2 m de materiales antrópicos, con respecto al nivel original

Litología / sedimentos: depósitos de materiales alterados y transportados por el hombre

Clase de pendiente: plano (1-3%)

Clima ambiental: frío seco

Precipitación promedio anual: 694,1 mm. Temperatura promedio anual: 16°C.

Clima edáfico: ústico, isomésico

Erosión: no hay.

Movimientos en masa: no hay.

Pedregosidad superficial: no hay.

Afloramientos rocosos: no hay

Inundaciones: raras, cortas

Encharcamientos: no hay

Nivel freático: no aparece

Drenaje natural: bueno

Profundidad efectiva: superficial. Limitada por: material de escombros y compactación.

Horizontes diagnósticos: Epipedón: antrópico.

Características diagnósticas: materiales transportados y generados por el hombre.

Vegetación natural: sustituida

Uso actual: pecuario

Limitantes del uso: poca profundidad efectiva e inundaciones

Descrito por: Yaneth Rodríguez, Arley García y Marcela Rodríguez

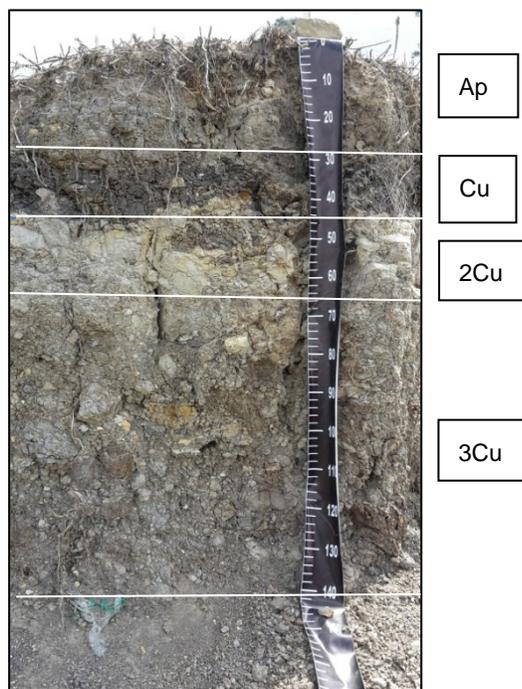


Figura 9. Perfil modal de la Celda 8 en el predio El Corzo, Bogotá.

Tabla 17. Descripción del perfil de *Anthroportic ustorthents*, calicata II. Celda No. 8.

Nomenclatura	Características
Ap 0-30 cm	Acumulación de una capa mineral, sin estructura, con textura de campo franca fina (FAr), de color 2.5 Y 8/2. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH fuertemente ácido (5,0).
Cu 30-45 cm	Biosólido, sin estructura, con textura de campo muy fina (Ar), de color n 6/1. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH neutro (7,0).
2Cu 45-65 cm	Acumulación de una capa mineral de arcilla lacustre, sin estructura, con textura de campo Muy fina (Ar), de color 10 YR 8/2. Sin reacción al Peróxido y al NaF, y reacción ligera al HCl, pH ligeramente ácido (6,5).
3Cu 65-140 cm	Acumulación de materiales manufacturados por el hombre, como escombros de viviendas, asfalto, plásticos, etc. Adicionalmente, se encuentran materiales como cantos rodados de las terrazas fluvio lacustres y las vegas, muy abundante (80%) que fueron excavadas para la construcción de viviendas. Esta capa no presenta estructura, con textura franca fina (FArA), de color 2.5 Y 8/1. Sin reacción al HCl, Peróxido ni al NaF, y pH fuertemente ácido (5,5).

5.3. Biosólidos de la PTAR El Salitre

Los biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre corresponden a un tratamiento primario del agua residual. Para la caracterización de los biosólidos se tomó la muestra de la banda transportadora del deshidratador y este material se guardó en bolsas de polietileno con cierre hermético a 4°C durante 2 d antes de su evaluación, con un porcentaje de humedad del 74%. Las muestras de biosólidos y tratamientos se entregaron al Laboratorio de Suelos y Aguas de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano para su debido procesamiento. Los elementos analizados son pH, C.E., N-NH₄, N-NO₃, elementos mayores (N total y mineral, P, K, Ca, Mg, Na, Al, S) y menores (Fe, Mn, Cu, Zn, B), CO, CIC, metales pesados (Pb, Cr, Cd, As y Hg). Las metodologías que se usaron están registradas en la Tab. 18.

Tabla 18. Metodologías empleadas en la determinación de las propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas en suelos con incorporación de biosólidos.

Parámetro	Metodología	Análisis	
		Biosólidos	Suelo
Sólidos totales	Secado a 105°C	X	X
Sólidos volátiles	Calcinación a 550°C	X	X
Textura	Método organoléptico		X
Densidad aparente	Método del terrón parafinado	X	X
Densidad real	Método del picnómetro	X	X
Humedad relativa	Método Gravimétrico (105°C por 24 h)	X	X
Color	Tabla Munsell	X	X
Materia orgánica	Combustión seca y Walkey y Black	X	X
Carbono orgánico	Dicromato de potasio	X	X
Nitrógeno total	Extracto con mezcla diácida	X	X
N mineral, amonio y nitratos	Micro-Kjeldahl	X	X
Fósforo disponible	Método Bray II. Extracción con NH ₄ F 0,03 M y HCl 0,1 N	X	X
Bases intercambiables (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ y K ⁺)	Extracción con acetato de amonio 1,0 N pH 7,0. Determinación y cuantificación por absorción atómica y emisión de llama	X	X
Boro	Fotocolorimetría	X	X
Zn, Fe, Mn, Cu, Pb, Cr, Cd extractables	Absorción atómica extracto con DTPA	X	X
As y Hg	Absorción atómica-Generador de hidruros	X	X
CIC	Determinación de amonio con formaldehído neutro al 40% y valoración con NaOH 0,1 N	X	X
Humedad	Gravimetría	X	X

pH	Pasta saturada y relación 1:1 y determinación potenciométrica	X	X
Conductividad eléctrica	Extracto de saturación y determinación por conductivimetría	X	X
Ácidos húmicos y fúlvicos	NTC 5167	X	X
Coliformes totales	Fermentación tubos múltiples (NMP/g)	X	X
Coliformes fecales	Fermentación tubos múltiples (NMP/g)	X	X
<i>Salmonella</i> sp.	Presencia/ausencia	X	X
<i>Escherichia coli</i>	(NMP/g)	X	X
Respiración microbiana del suelo	Incubación cerrada	X	X

Según EPA (2007).

5.3.1. Respiración del suelo

Se determinó por la técnica de incubación cerrada descrita por Celis *et al.* (2009), con algunas modificaciones; para ello, se colocaron sobre el suelo, vasos pequeños de 300 mL (altura de 111 cm y 58 mm de diámetro) con 10 mL de NaOH 0,5 N sin tapa para adsorber el CO₂ liberado por el suelo, el cual estaba levantado a 1 cm del suelo con un soporte, seguidamente se cubrió con un frasco plástico más grande invertido, el cual actuó como campana de respiración y se enterró hasta 2 cm de profundidad para minimizar la difusión de CO₂ por el borde del frasco. Transcurridas 24 h, se retiró el vaso con NaOH y se le adicionó 1 mL de BaCl₂ para detener la reacción y así precipitar el C inorgánico como BaCO₃ insoluble. Posteriormente, se adicionaron unas gotas de fenolftaleína como indicador de ácido base y se tituló el NaOH con HCl 0,5 N; se utilizaron patrones primarios para valorar la concentración del HCl y del NaOH. La cantidad de CO₂ desprendido de las muestras se calculó mediante la fórmula de Krebs (2003).

5.3.2. Ácidos húmicos y fúlvicos

El protocolo utilizado para la determinación de ácidos húmicos y fúlvicos, se rige por la Norma Técnica Colombiana 554/02. Por definición, la fracción húmica son materiales de origen pedogenético y analíticamente es la fracción de materia orgánica (carbono orgánico) extraíble o soluble en medio alcalino.

Cuantificación del Carbono Orgánico del Extracto Húmico Total (CEHT). Este se define como el contenido de carbono total extraíble en medio alcalino sobre un material de origen pedogenético, es decir de un suelo. Se pesan 15 g del material seco, molido, tamizado. Luego se adicionan 100 mL de hidróxido de potasio (KOH) al 4%, se agita durante 2 h y se centrifuga a una velocidad de 4.000 rpm durante 15 min. Se coloca una alícuota de 2 mL del sobrenadante obtenido, en un erlenmeyer y se evaporen en baño de maría a 70°C. Hasta este punto se cuantifica el carbono orgánico. Se debe adicionar la mezcla oxidante, dicromato de potasio 1,0 N y ácido sulfúrico concentrado ($K_2Cr_2O_7$ y H_2SO_4), y dejar enfriar. Si la solución se torna verde brillante se deben duplicar las cantidades añadidas o pesar menos según sea el caso. A un volumen de 30 mL de ácido fosfórico concentrado y 5 gotas del indicador (ortofenantrolina) y se deben preparar paralelamente un blanco de reactivos compuesto por 10 mL de $K_2Cr_2O_7$ y 20 mL de H_2SO_4 concentrado. Esto permite la valoración de la normalidad de la solución de sulfato ferroso amoniacal. Seguido se debe titular con sulfato ferroso amoniacal previamente valorado, el cambio de color es de un café rojizo hasta un verde brillante.

Carbono orgánico en los ácidos húmicos. El carbono de los ácidos húmicos es el contenido de carbono precipitable a pH 2 a partir del extracto húmico total, es decir del extracto en medio alcalino. De igual manera el contenido de carbono que no es precipitable a pH 2 y que se mantiene en solución se denomina carbono de ácidos fúlvicos. El proceso para determinar estos ácidos se describen a continuación: se tomó una alícuota de 25 mL del extracto húmico total en un vaso precipitado ajustándolo a pH 2 con ácido sulfúrico concentrado. Luego se colocó la muestra a 4°C durante 24 h. Al cabo de este tiempo centrifugar por 15 min a 4,000 rpm. Se pasa el precipitado con agua destilada a un vaso de precipitado y secar a 50°C en baño maría y se pesa 0,1 g del precipitado seco. Se adicionó la mezcla oxidante, dicromato de potasio 1,0 N y ácido sulfúrico concentrado ($K_2Cr_2O_7$ y H_2SO_4) y se deja enfriar. Si la solución se torna verde brillante se debe duplicar las cantidades añadidas, después se debe agregar un volumen de 30 mL más 5 mL de ácido fosfórico concentrado y 5 gotas del indicador (ortofenantrolina). Finalmente se debe titular la solución con sulfato ferroso amoniacal previamente valorado y el cambio de color es desde un café rojizo hasta un verde brillante.

A continuación se presentan las fórmulas usadas para la cuantificación de los ácidos húmicos y fúlvicos:

Contenido del CO del suelo

(%CO)

$$\%C = (Vb - Vm) * N * 0,0003 * 100 / Pm$$

Contenido del carbono del Extracto

Húmico Total

(%CEHT)

$$(\%CEHT) = (Vb - Vm) * N * 0,003 * mL * 100 g / A * 15 g$$

Contenido del carbono no extraído

(%C)

$$\% C \text{ extraído} = \% \text{ carbono del EHT} * 100 / \% \text{ carbono total en el producto}$$

Contenido del CO en los ácidos húmicos

$$\%C = (Vb - Vm) * N * wt * 100 mL * 100g / 0.1g * 25 mL * 15$$

Porcentaje de carbono de ácidos fúlvicos

(%CAF)

$$\% C \text{ de ácidos fúlvicos} = \% CEHT - \% CAH$$

donde, Vb volumen de solución de sulfato ferroso amoniacal gastado en el blanco, Vm volumen de solución de sulfato ferroso amoniacal gastado en la muestra, N normalidad de la solución de sulfato ferroso amoniacal, Pm peso de la muestra, A alicuota de la solución problema y wt peso total del residuo en gramos.

5.3.3. Coliformes fecales y totales

La determinación de microorganismos coliformes totales por el método del Número Más Probable (NMP), de acuerdo con el protocolo de la EPA/625/R-92/013 (1999); se fundamenta en la capacidad de este grupo microbiano de fermentar la lactosa con producción de ácido y gas al incubarlos a $35 \pm 1^\circ\text{C}$ durante 48 h, utilizando un medio de cultivo que contenga sales biliares. Esta determinación consta de dos fases, la fase presuntiva y la fase confirmativa. En la fase presuntiva el medio de cultivo que se utiliza es el caldo lauril sulfato de sodio el cual permite la recuperación de los microorganismos dañados que se encuentren presentes en la muestra y que sean capaces de utilizar a la lactosa como fuente de carbono. Durante la fase confirmativa se emplea como medio de cultivo caldo lactosado bilis verde brillante el cual es selectivo y solo permite el desarrollo de aquellos microorganismos capaces de tolerar tanto las sales biliares como el verde brillante. La determinación del número más probable de microorganismos coliformes fecales se realiza a partir de los tubos positivos de la prueba presuntiva y se fundamenta en la capacidad de las bacterias para fermentar la lactosa y producir gas cuando son incubados a una temperatura de $44.5 \pm 0.1^\circ\text{C}$ por un periodo de 24 a 48 h. Finalmente, la búsqueda de *Escherichia coli* se realiza a partir de los tubos positivos de caldo EC, los cuales se siembran por agotamiento en medios selectivos y diferenciales (Agar Mac Conkey, Agar eosina azul de metileno) y posteriormente realizando las pruebas bioquímicas básicas (IMViC) a las colonias típicas (Fig. 10).

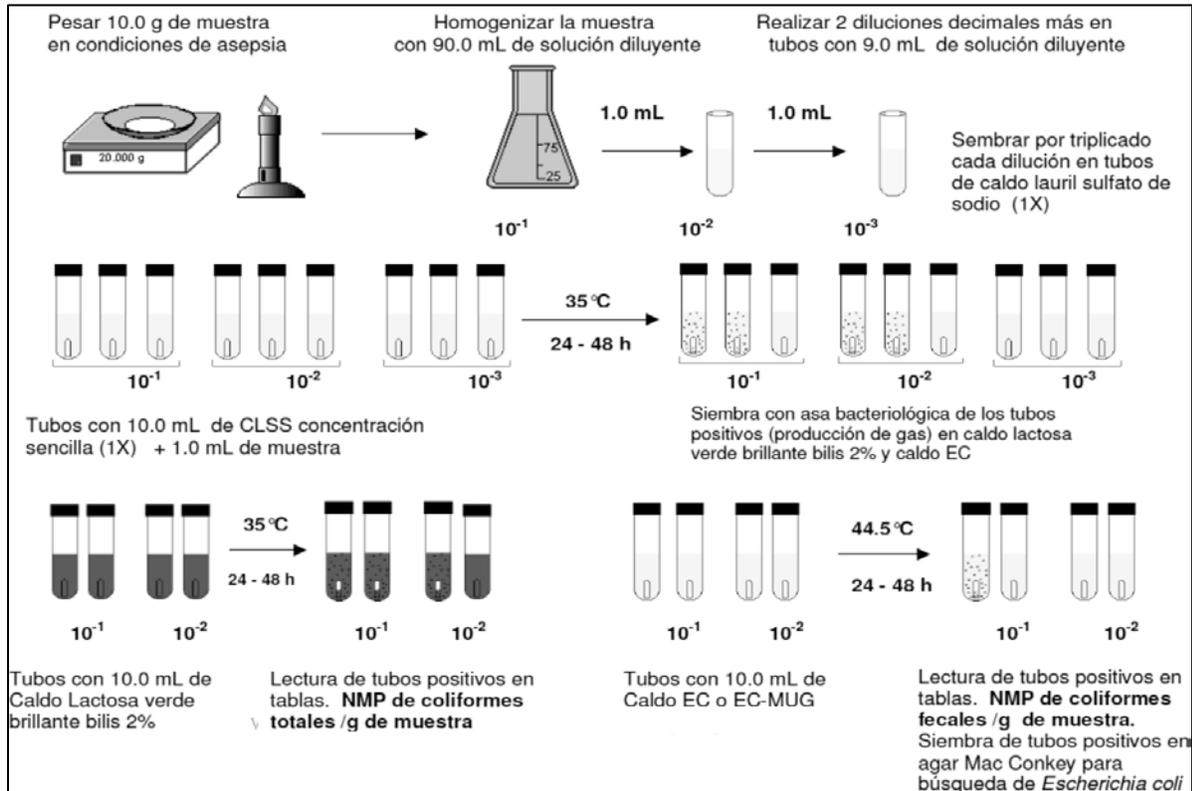


Figura 10 Protocolo para la identificación de colonias de coliformes fecales. Fuente: Camacho *et al.* (2009).

Para la determinación de los coliformes fecales se adicionó 1 mL de cada una de las diluciones preparados por triplicado en series de cinco tubos, los cuales contenían 10 mL del medio. Estos fueron incubados por 3 h a 35°C en un horno (Memmert, WB 22) controlado mediante recirculación de aire caliente. Para terminar el proceso de incubación, los tubos son transferidos a un baño de agua (Isotemp 115, Fisher Scientific) a 44.5°C hasta completar 24 h. La presencia de gas en cualquiera de los tubos a las 24 h de incubación, correspondió a una reacción positiva indicando la presencia de bacterias coliformes de origen fecal.

5.4. Preparación de muestras y muestreo

El material del biosólido proveniente de la PTAR El Salitre, (después del tratamiento de digestión anaerobia) con un 70% de humedad, se dirige al predio El Corzo con una carga diaria de 150 t d⁻¹ e ingresa al patio de secado en volquetas (Fig. 6), donde se le es asignado un módulo para realizar el descargue del material y luego extender a este hasta un espesor de 0,4 m durante el cual permanece 12 días para su secado con frecuentes volteos y estabilizado con cal, para manejar la carga microbiana del material inicial e igualmente los olores. Este material termina con un porcentaje de humedad del 30 – 35% de humedad (Aguas de Bogotá, 2013).

Finalmente, este biosólido es trasladado hasta el área de aprovechamiento (celdas) y es mezclado en proporción 1:1 con la escombrera del sitio hasta alcanzar una elevación de 0,5 m sobre la cota inicial del terreno (Aguas de Bogotá, 2013). Se seleccionaron tres celdas (0, 2 y 8) y se monitorearon por la homogeneidad del área, el tiempo de aplicación y el manejo interno de las celdas, ya que las demás celdas no contaban con una información precisa acerca de la duración del llenado de la misma (Tab. 19). De acuerdo al área de cada una de las tres celdas monitoreadas (tratamientos), se tomaron tres réplicas y cada una de ellas formada por ocho sub-muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad para tener una muestra compuesta, las cuales se colocaron en bolsas de polietileno y se almacenaron a 4°C, para después ser monitoreadas.

Tabla 19. Suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, Bogotá.

No.	Tratamiento	Área (ha)	Celda	Fecha de inicio	Fecha de culminación	Meses de llenado *	Coordenadas
1	0 meses	1,95	1	---	---	0	4,648052°E – 74,193796°N
2	20 meses	2,24	8	Febrero 2013	Julio 2013	6	4,646580°E - 74,188095°N
3	80 meses	1,87	2	Julio 2008	Diciembre 2008	6	4,651388°E – 74,193517°N

*El muestreo se realizó el 26 de marzo de 2015.

Aproximadamente 1 kg de suelo de cada réplica por tratamiento se separó, se puso a secar al aire bajo sombra, durante una semana y luego se tamizó con malla de 2 mm de diámetro y se le hicieron determinaciones descritas en la Tab. 18.

El muestreo se planteó de acuerdo a la legislación emitida por la EPA y la Unión Europea quienes iniciaron con la regulación en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura y reportan la manera de cómo se deben monitorear los suelos que han sido incorporados anteriormente de biosólidos con el fin de evitar los efectos nocivos en los suelos, en la vegetación, animales y el ser humano. La EPA y países latinoamericanos se han regido a estas recomendaciones. La Comunidad Económica Europea, y particularmente la Directiva del Consejo de esta organización del 12 de Junio de 1986 (86/278/CEE), anexo IIC, regula los métodos de muestreo y de análisis de suelos que han sido previamente depositados por biosólidos. Con respecto al muestreo de los suelos, las muestras representativas se constituirán normalmente mediante la mezcla de 25 muestras tomadas en una superficie inferior o igual a 5 ha explorada de forma homogénea. Las tomas se deben realizar a una profundidad de 0 – 20 cm, salvo si la profundidad de la capa arable es inferior a ese valor, pero sin que en ese caso la profundidad de la toma de las muestras sea inferior a 10 cm.

5.5. Diseño experimental

Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con tres tratamientos correspondientes a tres tiempos de aplicación de los biosólidos (Tab. 19) y cada tratamiento tuvo tres repeticiones. Los datos se procesaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y las comparaciones de medias fueron realizadas de acuerdo a la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$), para establecer posibles diferencias entre los tratamientos en cada una de las propiedades a evaluar. Se usó el programa SAS versión 9.2 para Windows (SAS Institute Inc, Cary, N.C, USA).

6. Resultados y discusión

6.1. Caracterización del biosólido obtenido de la PTAR El Salitre y el lote de la escombrera en el predio El Corzo

6.1.1. Dinámica de nutrientes y metales pesados

La composición química de los biosólidos de la PTAR El Salitre y escombreras sin aplicación de biosólido se presenta en la Tab. 20 y se analiza detalladamente a continuación, realizando una interpretación de éstos niveles para una pastura de kikuyo (*Pennisetum clandestinum*).

Tabla 20. Caracterización química de los biosólidos de la PTAR El Salitre y escombrera sin biosólido en El Corzo.

Parámetro	Unidades	Biosólido	Escom.	Parámetro	Unidad	Biosólido	Escom.
		Valor				Valor	
pH	agua 1:1	7,2 (N)	5,4 (MA)	Mn	mg kg ⁻¹	7,4 (D)	12,3 (O)
CE	dS m ⁻¹	2,14 (E)	0,7 (O)	Cu	mg kg ⁻¹	0,4 (D)	4,03 (E)
N mineral	mg kg ⁻¹	30,8 (A)	32,4 (A)	Zn	mg kg ⁻¹	110,6 (E)	35,1 (E)
N total	%	2,87	0,21	CIC/%C	%	4,55	10,79
N-NH ⁺ ₄	mg kg ⁻¹	14,6	28,0	B	mg kg ⁻¹	3,9 (E)	0,6 (O)
N-NO ⁻ ₃	mg kg ⁻¹	16,3	4,3	% de agua	%P/W	5,9	5,6
P	mg kg ⁻¹	343,7 (E)	79,4 (A)	% saturación	%Ps	188,8	101,5
K	mg kg ⁻¹	594 (A)	606,0 (E)	Carbón orgánico	%	12,13	4,2
Ca	mg kg ⁻¹	6.038 (A)	1.272 (D)	Materia orgánica	%	20,86	7,2
Mg	mg kg ⁻¹	307 (D)	430 (A)	CIC		55,3	39,7
Na	mg kg ⁻¹	289	215,3	CICe		35,4	12,6
Al	mg kg ⁻¹	0	0,2	Ca/mg		11,9 (E)	1,8 (D)
S	mg kg ⁻¹	320,4 (E)	140,4 (E)	Ca/K		19,8 (A)	4,1 (D)
Cl	mg kg ⁻¹	NA	NA	Mg/K		1,8 (D)	2,3 (D)
Fe	mg kg ⁻¹	346,5 (E)	384,8 (E)	(Ca+Mg)/K		21,4 (A)	6,4 (D)
Pb	mg kg ⁻¹	0,09	0,03	As	µg kg ⁻¹	0,15	0,38
Cr	mg kg ⁻¹	0,09	0,12	Hg	µg kg ⁻¹	4,62	0,28
Cd	mg kg ⁻¹	ND	--	C/N		0,19	0,06

B, bajo; O, óptimo; A, alto; E, exceso; N, neutro; MA, moderadamente ácido; ND, No detectable; Escom., escombrera.

Con respecto a las características químicas del biosólidos (Tab. 20), las concentraciones de los siguientes nutrientes se presentan en exceso en orden descendente Fe > P > S > B, mientras que

valores altos para $\text{Ca} > \text{K} > \text{N mineral}$. Por otro lado se presentan deficientes de $\text{Mg} > \text{Mn} > \text{Cu}$. En comparación con la escombrera sin biosólido, se encontraron valores en exceso en el siguiente orden: $\text{K} > \text{Fe} > \text{S} > \text{Zn} > \text{Cu}$, valores altos de $\text{N mineral} > \text{P} > \text{Mg}$. Por otra parte se reportaron valores óptimos de $\text{Mn} > \text{B}$. Asimismo, la conductividad eléctrica demuestra valores bajos y una mayor cantidad de nutrientes en el biosólido ($2,14 \text{ dS m}^{-1}$) frente a la escombrera sin biosólido ($0,7 \text{ dS m}^{-1}$).

El pH del biosólido reportó una condición neutra (7,2), con respecto a la escombrera sin biosólido que fue de 5,4, una condición moderadamente ácida. Es importante mencionar que el lodo producido por la PTAR de El Salitre ha tenido un procedimiento adicional de encalado que disminuye la carga microbiológica y eleva su pH, como lo reporta la EAAB (2014), con valores promedios de 7,12 en los biosólidos crudos.

Los valores reportados para N total son altos en los biosólidos que en la escombrera, principalmente en forma de nitrato. Con respecto al Ca, se encontraron valores muy altos en el biosólido y deficientes en la escombrera, ya que se utiliza óxido de calcio (CaO) como material alcalino en la estabilización de los biosólidos, siendo un factor importante para eliminar el contenido de los patógenos (Keller, 2004). El tratamiento alcalino que realiza la planta con los biosólidos (aplicación de cal), tiene grandes ventajas respecto a otros, ya que reduce los olores, lo estabiliza, controla la presencia de microorganismos patógenos e incrementa su contenido de calcio (Cappizi-Banas *et al.*, 2004).

El contenido de carbono orgánico y de nitrógeno amoniacal del biosólido se redujo por el tratamiento alcalino que previamente se le realiza, es decir que este tratamiento influye significativamente en estas propiedades como lo confirma Czechowski (2006), quienes encontraron pérdidas de nitrógeno del 28% en relación con los biosólidos deshidratados.

Se encontró un alto porcentaje de carbono (12,13), valor similar al reportado por Bedoya-Urrego *et al.* (2013), en la caracterización de los biosólidos generados en la PTAR de San Fernando (Itagüí), con un valor promedio de 14.

La relación entre la CIC y el %C es uno de los índices de madurez de la materia orgánica de los lodos; entre mayor sea su valor, se considera más maduro el material orgánico. Con respecto a los valores obtenidos del biosólido y la escombrera, esta relación es más alta en la escombrera, ya que el biosólido no ha tenido el proceso de mineralización. De acuerdo a la relación C/N para el biosólido fue un valor bajo, ya que la cantidad de nitrógeno, es relativamente alta y esto se debe a que los residuos tratados de esta planta son en su mayoría de origen doméstico.

Se encontró que la abundancia de los metales pesados obedece al orden $Zn > Cu > Pb > Cr > Cd$, tanto para los biosólidos como para la escombrera sin biosólido. De la totalidad de los metales pesados analizados en los biosólidos y en la escombrera, de acuerdo a la normativa colombiana (Decreto 1287/2014) ambas muestras cumplen con las concentraciones máximas de metales que pueden contener los suelos receptores previo a la aplicación de lodos.

6.1.2. Bio-indicadores de riesgo ambiental, respiración y ácidos húmicos y fúlvicos

Los resultados obtenidos de la caracterización de los biosólidos en el componente de patógenos humanos (Tab. 21), referencian al material en la clase B, ya que presentó un alto nivel de respiración microbiana, coliformes fecales, coliformes totales, *Escherichia coli*, esto implica que su estabilización no es completa y por tanto no debe usarse en lugares con presencia de personas y alimentos para consumo animal, pero pueden ser usados en cultivos donde la parte del interés tenga un posterior procesamiento, como es el caso de los cereales. Además pueden tener un particular uso en la cobertura de rellenos sanitarios, aplicaciones forestales y recuperación de suelos degradados (EPA, 2004).

Tabla 21. Bioindicadores de riesgo ambiental, respiración y ácidos húmicos y fúlvicos de los biosólidos de la PTAR El Salitre y la escombrera sin biosólidos.

Parámetros	Unidades	24 h	48 h	72h	96h
	mg CO ₂ /g	Biosólidos			
Respiración		4,39	8,04	11,99	16,24
		Escombrera			
		0,166	0,258	0,399	0,58
<i>Salmonella</i> spp		Biosólidos ND		Escombrera ND	
Coliformes totales	NMP g ⁻¹ ó ml	Biosólidos >594		Escombrera <2	
Coliformes fecales	NMP g ⁻¹ ó ml	Biosólidos >594		Escombrera <2	
<i>Escherichia coli</i>	NMP g ⁻¹ ó ml	Biosólidos >594		Escombrera <2	
Ácidos húmicos	%	Biosólidos 9,40		Escombrera 1,19	
Ácidos fúlvicos	%	Biosólidos 30,0		Escombrera 2,63	
CEHT	%	Biosólidos 39,4		Escombrera 3,82	
Tasa de humificación	%	Biosólidos 77,00		Escombrera 31,23	
Razón de polimerización		0,31		0,45	

CEHT, carbón extracto húmico total.

Con respecto a la presencia de *Salmonella* sp. no fueron detectables tanto para el biosólido como para la escombrera. Según Bedoya-Urrego *et al.* (2014), situación que contrasta con la composición física-química de los biosólidos generados en la PTAR San Fernando, favorece su aplicación en suelos, se encontraron concentraciones de *Salmonella* sp. superiores a los valores recomendados en la norma colombiana (Decreto 1287/2014), por lo tanto, se evidenció el riesgo potencial que representa el uso de éstos biosólidos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Medellín (NTC, 2004).

En otros reportes sobre el contenido de patógenos en los biosólidos de la PTAR San Fernando siguiendo las indicaciones de la EPA, se han encontrado concentraciones de coliformes fecales de $7,8 \cdot 10^5$ NMP/g, por lo que el biosólido ha sido clasificado como B (valor establecido menor de 1.000 NMP/g clase A y de $2 \cdot 10^6$ NMP/g clase B) (Daguer, 2004), resultados que difieren de los encontrados en la presente investigación.

De acuerdo al parámetro de respiración ($\text{mg CO}_2/\text{g}$) se midió cada 24 h (cuatro evaluaciones) donde se reportó una mayor tasa de esta en los biosólidos que en la muestra de la escombrera sin biosólidos. El pH puede tener importancia en la retención de microorganismos que son los encargados del efecto de la respiración en el suelo (Bitton *et al.*, 1974). La mayor parte de las bacterias y actinomicetos se desarrollan mejor a pH neutros y ligeramente alcalinos y los resultados obtenidos para la muestra de los biosólidos es mayor que la de los suelos, ya que el pH del biosólidos es neutro (7,2) comparado al moderadamente ácido de la escombrera (5,4). También existe la posibilidad que la materia orgánica por su carga negativa, absorba y retenga a estos microorganismos de manera significativa (Goyal y Gerba, 1979). Dighon *et al.* (1997), señalan que los factores abióticos del suelo pueden tener un papel importante en la dispersión de los microorganismos del suelo.

6.2. Contenidos de metales pesados y bioindicadores de riesgo ambiental en lotes de escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre

6.2.1. Metales pesados en lotes de escombrera con incorporación de biosólido

Los metales pesados constituyen un grupo de elementos químicos que se convierten en no deseados, porque no se descomponen (solo cambian de estado de oxidación). Tienen efectos negativos en la salud humana, y un impacto en la cadena trófica a nivel terrestre y acuático. Aunque se encuentran en la naturaleza, cuando la concentración supera límites definidos, puede haber problemas de acumulación en tejidos vegetales (fruta, raíz) o en órganos vitales (hígado, cerebro, tejido graso) con efectos generalmente a largo plazo (crónicos) (Román *et al.*, 2013).

Los metales pesados como el Zn, Pb y Cr aumentaron en las escombreras con la incorporación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre. Se presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre las escombreras con aplicación de biosólidos y la escombreras sin biosólido para zinc y plomo (Fig. 11).

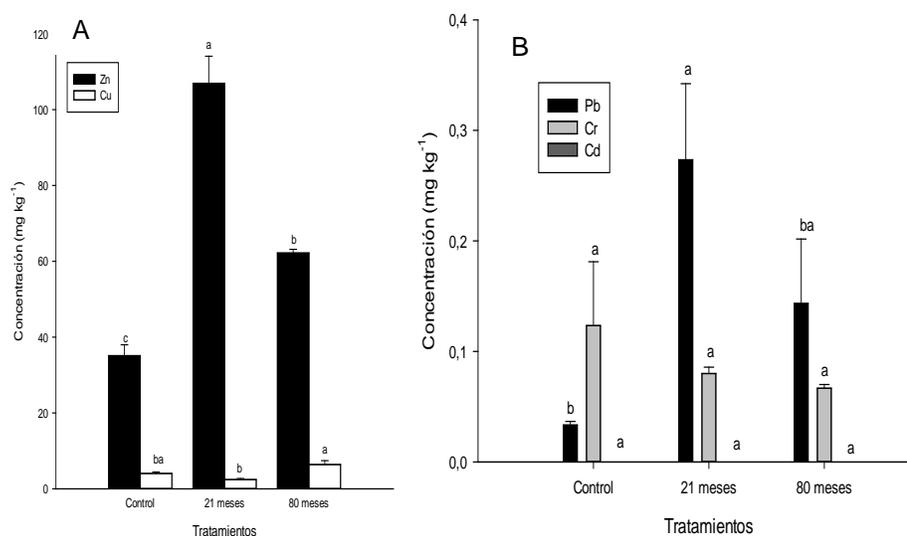


Figura 11. A, concentración de zinc y cobre en suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia; B, concentración de Pb, Cr y Cd en suelos con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes, indican diferencias significativas entre metales según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

El Zn presentó la mayor concentración en la escombrera con 21 meses de aplicación de biosólido ($106,9 \text{ mg kg}^{-1}$) pero no superó los niveles máximos de este elemento para suelo según la Directiva 86/278/CEE (Consejo de las Comunidades Europeas, 1986), la Norma 40CFR Parte 503 (EPA, 2003) y los reportes mencionados por Nicholson *et al.* (2003) y Rueda *et al.* (2011). Los contenidos de Zn en las escombreras evaluadas se encuentran entre adecuados a altos ($<100 \text{ mg kg}^{-1}$). En la escombrera con 80 meses de aplicación de biosólido presentó una disminución del 58,1% en relación con la escombrera de 21 meses de aplicación, esto debido al pH ácido para su movilidad en el suelo e incorporación en la cadena trófica (Estévez *et al.*, 2000).

Para los demás metales no se superaron los valores de referencia para metales pesados en suelos por Rueda *et al.* (2011), la Directiva 86/278/CEE (Consejo de las Comunidades Europeas, 1986; Nicholson *et al.*, 2003), tanto el Cu, Pb, Cr y Cd se encuentran por debajo de los niveles permisibles (Fig. 11), asimismo, sucedió para el Hg (Directiva 86/278/CEE, Consejo de las Comunidades Europeas, 1986; Nicholson *et al.*, 2003) y el As (Ma *et al.* 2001; Nicholson *et al.*, 2003) (Fig. 12).

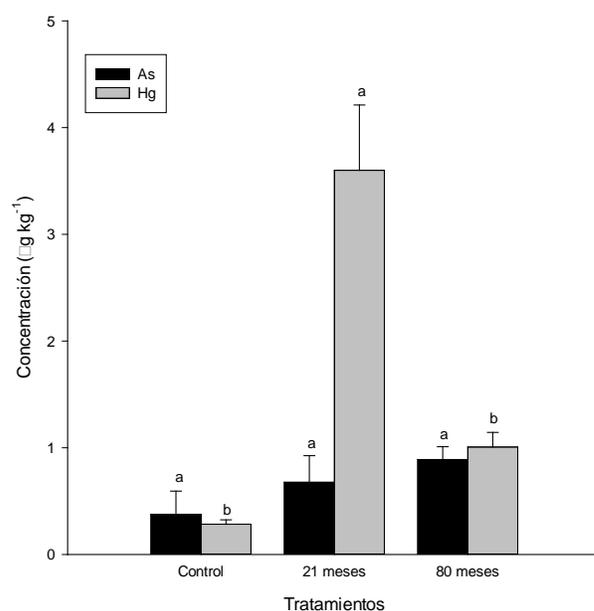


Figura 12. Concentración de mercurio y arsénico en escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas entre metales según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

Las concentraciones de Cu presentó diferencias entre la escombrera de 21 meses de aplicación de biosólido y la escombrera de 80 meses de aplicación de biosólido. Los contenidos de cobre en el suelo varían entre 2 a 40 mg Kg⁻¹. (Navarro, 2000).

El aporte de Pb por parte de los biosólidos se evidenció en la escombrera con 21 meses de aplicación de biosólido (0,27 mg kg⁻¹) con respecto a la escombrera sin biosólido ($P \leq 0,05$), pero

no se presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) con la escombrera de 80 meses de aplicación. Los contenidos de Pb en el suelo pueden variar en 2 a 200 mg kg⁻¹. El Pb es inmóvil en el suelo y su entrada a las cadenas tróficas se introduce en los organismos por tres rutas: respiratoria, digestiva y cutánea (Chamorro y Sánchez, 2012). En el caso de la escombrera con 80 meses de aplicación de biosólidos ha tenido cuatro veces más de tiempo de actividad microbiana para incorporar este elemento con respecto a la escombrera de 21 meses de aplicación de biosólido.

Los contenidos de Cr fueron inferiores en las escombreras con aplicación de biosólidos con respecto a la escombrera sin biosólido, a pesar de su presencia en el biosólido (0,09 mg kg⁻¹). Las concentraciones de Cr en la escombrera evaluados (0,12 a 0,06 mg kg⁻¹) se encuentran dentro el rango reportado por Richard y Bourg (1991) de 0,002 a 58 mg kg⁻¹. El Cr es un elemento inmóvil en el suelo. La movilidad del Cr depende de su presencia oxidada hexavalente, que es la más móvil y tóxica, en comparación a la especie reducida trivalente que es menos móvil y tóxica; dentro de las condiciones que favorecen la reducción del Cr se encuentra la materia orgánica, principalmente humificada, el potencial oxido-reducción, el pH, la cantidad de agua y oxígeno en el suelo, presencia de especies divalentes de Fe y S (Sotelo, 2012). Todas estas condiciones hacen que la cantidad de Cr sea mayor en la escombrera sin biosólido, ubicado en la zona de inundación del Río Bogotá, que la escombrera que recibió biosólido que no tuvieron esta condición por las obras hidráulicas del lugar.

No se presentaron contenidos de Cd tanto en la escombrera sin biosólidos como en la escombrera con biosólidos. La ausencia de este metal pesado en las escombreras evaluados se debe a su no detección en la caracterización realizada en los biosólidos (Fig. 11).

El contenido de Hg (Fig. 12) se vio incrementada en la escombrera con 21 meses de aplicación de biosólido ($P \leq 0,05$) con respecto a la escombrera sin biosólido y la escombrera con aplicación de biosólido de 80 meses, debido esto, a su presencia en el biosólido (4,62 mg kg⁻¹). Los contenidos de Hg en la escombrera de 21 meses de aplicación (0,0036 mg kg⁻¹) se encuentran por debajo de los rangos normales para suelos según McBride (1994) entre 0,02 y 0,41 mg kg⁻¹. La movilidad del Hg desde el suelo en forma de vapor se debe a su reducción Hg⁺² a Hg (0) y la metilación por la

actividad bacteriana del suelo, principalmente en metilmercurio (Navarro *et al.*, 2005), por esto, la escombrera con 80 meses de aplicación de biosólidos a presentado mayor tiempo de acción de los microorganismos del suelo y asimismo la movilidad se encuentra favorecida por la formación de complejos estables con la materia orgánica (Navarro *et al.*, 2005).

El contenido de As (Fig. 12) en la escombrera se favoreció por el aporte de biosólidos, aunque no se presentaron diferencias estadísticas entre los tratamientos, los niveles de As presentado en la escombrera de 80 meses de aplicación de biosólido ($0,00089 \text{ mg kg}^{-1}$) que normalmente se encuentra $0,2$ a 40 mg kg^{-1} (Wauchope, 1983).

El Cd y otros metales tienden a quedar adsorbidos por los carbonatos; mientras que los metales incorporados en la red cristalina de las arcillas parecen ser relativamente inertes. Metales asociados a óxidos e hidróxidos de Fe, Al y Mn, pueden ser considerados potencialmente activos dependiendo de las propiedades físicas del suelo, estos se encuentran finamente diseminados en la masa de suelo por lo que son muy activos. Por su baja cristalinidad y pequeño tamaño de partícula, tienen los metales divalentes una alta capacidad sortiva, especialmente Cu, Pb y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo, Ni y As. Por otro lado, la materia orgánica del suelo interacciona con los metales, formando complejos de intercambio o quelatos. La adsorción puede ser tan fuerte que queden estabilizados, como el caso de Cu o formen quelatos también muy estables, como puede pasar con el Pb y Zn (Ahumada *et al.*, 2004; Jamali *et al.*, 2007).

6.2.2. Bio-indicadores de riesgo ambiental en las escombreras con incorporación de biosólido

Con respecto a los bio-indicadores de riesgo ambiental, en condiciones generales, no se encontraron presencia de patógenos humanos en las escombreras con diferentes historiales de aplicación de biosólidos (Tab. 22). La Norma 40CFR Parte 503 (EPA, 2003) enmarcó los biosólidos de la PTAR El Salitre dentro de la categoría B por no sobrepasar los contenidos de coliformes fecales de $2 \cdot 10^6$ NMP/g en la escombrera.

Tabla 22. Contenido de patógenos humanos (NMP/g suelo) en las escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia.

Tratamiento	Coliformes totales	Coliformes fecales	<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella sp.</i>
Control	1,99	1,99	1,99	0
21 meses	1,99	1,99	1,99	0
80 meses	1,99	1,99	1,99	0

El contenido de patógenos en los biosólidos de la PTAR EL Salitre pertenece a la categoría B. La Norma 40CFR Parte 503, restringe su aplicación en cultivos próximos para cosecha, pastizales en los cuales se esté alimentando animales, y en caso de ser aplicado en lugares públicos como parques recreativos se debe limitar el acceso de personas por un año y de 30 días en campos agrícolas (EPA, 2003). Un estudio realizado por López *et al.* (2010), quienes realizaron el seguimiento de patógenos humanos en el suelo y el agua de escorrentía a una pastura de brachiaria y kikuyo, con aplicación de biosólidos después de 5 meses, no encontraron patógenos en la pastura de kikuyo. Así mismo, no se esperaba encontrar patógenos en los suelos estudiados (21 y 80 meses de aplicación).

6.3. Evaluar las fracciones de la materia orgánica, la respiración presentes en lotes de escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR Salitre

Un componente importante del suelo es la materia orgánica como fuente de energía y alimento para los organismos, de ellos dependemos en la producción de alimentos y fibras naturales como servicios de los ecosistemas (Tian *et al.*, 2013). La aplicación de biosólidos al suelo ha demostrado ser un método rentable en la eliminación de residuos mediante el reciclaje de la materia orgánica de forma beneficiosa al incorporar nutrientes y mejorar la calidad del suelo (Lu *et al.*, 2012).

El contenido de materia orgánica se incrementó en las escombreras con aplicación de biosólidos en comparación con la escombrera sin biosólido (Fig. 13), que concuerda también con los

resultados de Stehouwer *et al.* (2000) y Potisek-Talavera *et al.* (2010) quienes encontraron mayores cantidades de materia orgánica hasta profundidades de 35 cm en el perfil del suelo.

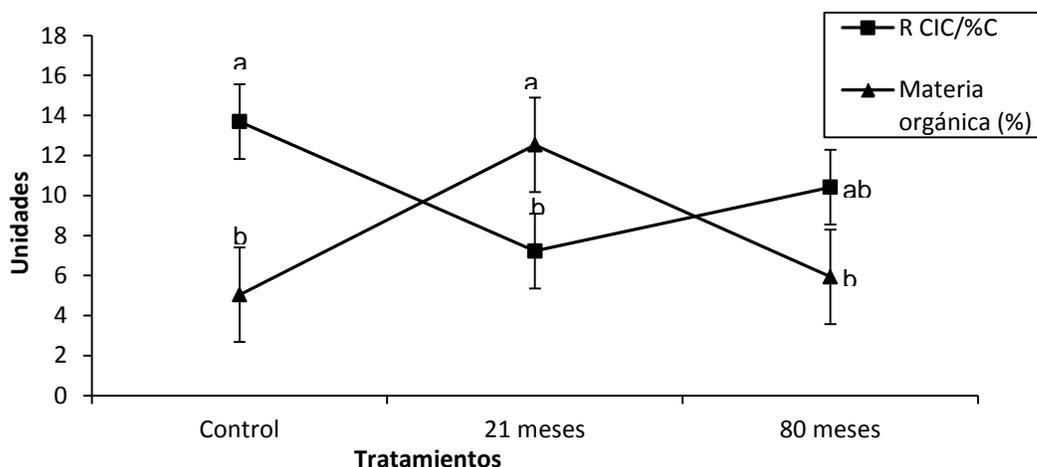


Figura 13. Contenido de materia orgánica y relación de CIC/%C en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

La escombrera con 21 meses de aplicación de biosólidos presentó la mayor cantidad de materia orgánica ($P \leq 0,05$) en comparación a la escombrera sin biosólido y la escombrera con aplicación de biosólido de 80 meses (Fig. 13). Esta diferencia se debe a la mayor presencia de compuestos orgánicos lábiles (Vaca *et al.*, 2006) en la escombrera de 21 meses por la baja relación CIC/%C que un indicador de la baja madurez del material orgánico (Bernal *et al.*, 2008) y presentando diferencias significativas ($P \leq 0,05$) con la escombrera sin biosólido (Fig. 13).

Lo anterior también es confirmado con la respiración microbiana que es mayor en la escombrera de 21 meses de aplicación de biosólido que presenta diferencias significativas ($P \leq 0,05$) con la escombrera sin biosólido y la escombrera de 80 meses de aplicación de biosólido (Fig. 14) ya que la respiración microbiana es utilizada para determinar la actividad biológica del suelo y conocer los procesos de mineralización y la cinética del carbono (Vaca *et al.*, 2006), y que de igual manera, la

relación C/N en la escombrera con aplicación de biosólido se encuentran por debajo de 8 (2,0 en la escombrera de 21 meses y 2,6 en la escombrera de 80 meses de aplicación de biosólidos) indicando una alta liberación de nitrógeno por la acción de la microbiota del suelo sobre la materia orgánica, que en comparación de la escombrera sin aplicación de biosólido, la relación C/N es de 16 y de la cual se encontró diferencias significativas ($P \leq 0,05$) con la escombrera con biosólido, indicando las necesidades de nitrógeno en este suelo.

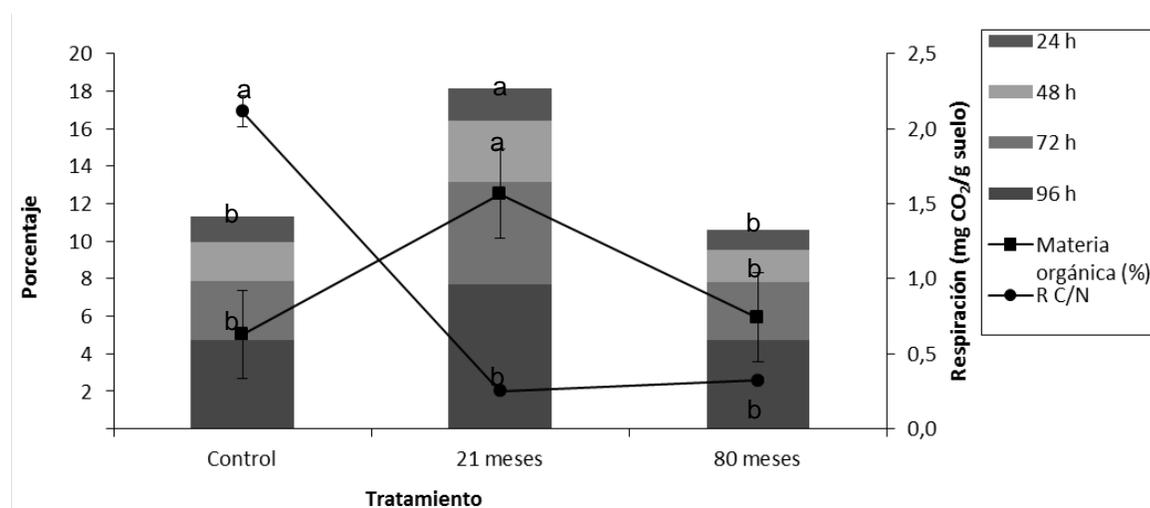


Figura 14. Contenido de materia orgánica, relación C/N y respiración microbiana en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

Las fracciones de la materia orgánica no presentaron diferencias en el extracto húmico total pero si se presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) para los ácidos fúlvicos y húmicos entre las escombreras evaluadas (Fig. 15).

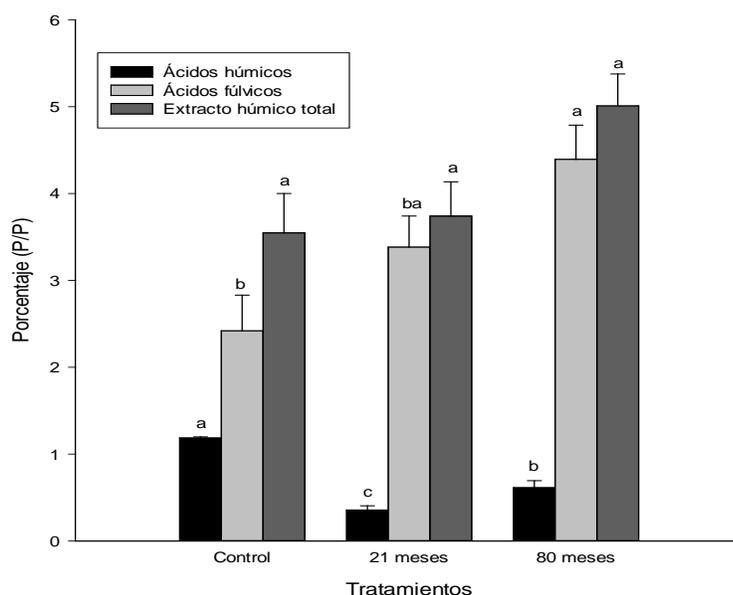


Figura 15. Fracciones de la materia orgánica en la escombrera con diferente historial de aplicación de biosólidos de la PTAR El Salitre, Bogotá – Colombia. Promedios con letras diferentes indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($P \leq 0,05$).

Se encontró la mayor cantidad de ácidos fúlvicos en la escombrera de 80 meses de aplicación de biosólido con diferencias significativas ($P \leq 0,05$) con la escombrera sin biosólido y sin diferencias con la escombrera de 21 meses de aplicación de biosólidos. En el contenido de ácidos fúlvicos predominan compuestos alifáticos junto con amidas y grupos carboxilos y carbonilos que son indicativo del menor grado de humificación (Vaca *et al.*, 2006) afectando la inmovilización biológica de numerosos contaminantes (bifenil policlorados, aromáticos policíclicos y metales pesados) (Hübner *et al.*, 2004). Los contenidos de ácidos húmicos presentaron diferencias significativas entre las tres escombreras evaluadas ($P \leq 0,05$) (Fig. 15), con mayor presencia de ácidos húmicos en la escombrera sin biosólido (1,18%), seguido de la escombrera de 80 meses (0,61%) y por último la escombrera de 21 meses (0,35%) de aplicación de biosólidos. El predominio de constituyentes aromáticos en los ácidos húmicos signo indicativo del proceso de

humificación más maduro y estabilizado de la materia orgánica en el suelo (Hübner *et al.*, 2004; Tian *et al.*, 2013).

6.4. Dinámica de los nutrientes de interés agronómico en lotes de escombreras con diferente historial de aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre

La composición y calidad de los lodos son muy variables en función del origen de las aguas depuradas. Desde el punto de vista nutricional, la aplicación de compuestos ricos en materia orgánica (como los biosólidos) supone una fertilización de liberación gradual, por lo que permite que sus efectos sobre la vegetación forestal natural o introducida puedan ser más persistentes en el tiempo que en el caso de la aplicación de fertilizantes inorgánicos (Miller, 1990). Los resultados de la caracterización nutricional de las escombreras tratadas con biosólidos (Tab. 23).

Tabla 23. Caracterización de las propiedades químicas de las escombreras incorporados con biosólidos.

Parámetro	Unidades	Escombreras sin biosólido	Escombreras 21 meses	Escombreras con 80 meses
pH	agua 1:1	5,4 a (MA)	4,6 a (MFA)	5,26 a (FA)
CE	dS m ⁻¹	0,7 c (O)	10,46 a (A)	2,46 b (O)
Elementos mayores				
N mineral	mg kg ⁻¹	32,4 b (A)	632,3 a	214,36 ab
N total	%	0,21 b (O)	0,29 a (O)	0,33 ab (O)
N-NH ₄ ⁺	mg kg ⁻¹	28,0 b	418,03 a	44,8 b
N-NO ₃ ⁻	mg kg ⁻¹	4,3 a	214,2 a	169,56 a
P	mg kg ⁻¹	79,43 b (A)	279,53 a (A)	106,8 b (A)
K	cmol kg ⁻¹	1,55 a (MA)	1,49 a (MA)	1,19 b (MA)
Ca	cmol kg ⁻¹	6,34 b (O)	108,68 a (MA)	31,28 b (MA)
Mg	cmol kg ⁻¹	3,54 b (B)	7,49 a (A)	1,52 c (MB)
Na	cmol kg ⁻¹	0,93 a	0,92 a	0,28 b

Al	cmol kg ⁻¹	(MA) 0,22 b	(MA) 1,00 a	(O) 0,28 b
S	mg kg ⁻¹	140,43 b	513,5 a	373,3 ab
Cl	mg kg ⁻¹	NA	NA	NA
Elementos menores				
Fe	mg kg ⁻¹	384,8 a (MA)	341,23 a (MA)	400,9 a (MA)
Mn	mg kg ⁻¹	12,3 b (O)	24,7 a (A)	4,73 b (D)
Cu	mg kg ⁻¹	4,03 ab (MA)	2,43 b (A)	6,4 a (MA)
Zn	mg kg ⁻¹	35,13 c (MA)	106,96 a (MA)	62,2 b (MA)
B	mg kg ⁻¹	0,63 b (A)	1,06 a (MA)	0,46 b (O)
Porcentaje de agua	%	5,63 b	14,7 a	4,96 b
Porcentaje de saturación	%	104,6 b	136,1 a	96,23 b
Carbón orgánico	%	4,2 b (O)	7,28 a (O)	3,87 b (O)
Materia orgánica	%	7,21 b (O)	12,53 a (O)	6,67 b (O)
CIC		39,73 b (A)	51,76 a (A)	35,9 b (A)
CICe		12,6 b	119,6 a	34,6 b
Relaciones catiónicas				
Ca/Mg		1,79 b (D - Ca)	14,51 a (O - Ca)	20,57 a (O - Ca)
Ca/K		4,09 b (D - Ca)	72,9 a (O - Ca)	26,28 b (O - Ca)
Mg/K		2,28 b (D - Mg)	5,02 a (O - Mg)	1,27 b (D - Mg)
(Ca+Mg)/K		6,37 b (D-Ca-Mg)	77,96 a (O Ca-Mg)	27,56 b (O-Ca-Mg)

MA, moderadamente ácido; MFA, muy fuertemente ácido; FA, fuertemente ácido; O, óptimo; A, alto; MA, muy alto; D, deficiente; NA, no analizado.

pH. Los tratamientos no presentaron diferencias significativas (Tab. 23), encontrándose que la escombrera con 21 meses de aplicación de biosólido se encuentra en el rango de muy fuertemente ácido (4,6) a moderadamente ácido. La incorporación de los biosólidos disminuyó el pH de una manera drástica principalmente en el tratamiento de 21 meses de la aplicación. Además, los biosólidos con alta carga de materia orgánica, se produce una reactivación de las bacterias presentes tanto en los biosólidos como en el suelo, aumentando su metabolismo y disminuyendo los valores de pH del suelo.

CE. Para esta variable se presentó mayor conductividad eléctrica para el tratamiento de escombrera de 21 meses ($10,46 \text{ dS m}^{-1}$) y presentó diferencias significativas con los otros tratamientos. La mayor conductividad eléctrica que se obtuvo después de la incorporación de los biosólidos en comparación con los reportados en las muestras de la escombrera, es indicativo de la presencia de altos contenidos de sales y/o compuestos hidrosolubles. La conductividad eléctrica es un parámetro muy usado como indicador de salinidad de los suelos (Casado – Vela *et al.*, 2006b). Esta propiedad está asociada positivamente al contenido en materia orgánica, al sodio y magnesio de cambio, que en la escombrera de 21 meses aumentó respectivamente (Tab. 23).

Nitrógeno. El tratamiento de 21 meses de aplicación de biosólidos se encontró la mayor cantidad de nitrógeno (Tab. 23) con diferencias estadísticas con los demás tratamientos ($P \leq 0,05$). La mayor parte del nitrógeno presente en los lodos se encuentra en formas orgánicas, aunque también existe en formas minerales como amonio y, en menor medida, nitratos. Las pérdidas de N por volatilización tras la aplicación del biosólido pueden suponer del 50 al 75% del N dependiendo de la textura de los suelos. Este porcentaje disminuye notablemente cuando el lodo es incorporado en el suelo, ya que la volatilización y la desnitrificación son vías importantes de la pérdida del N en aplicaciones superficiales.

Estudios realizados en la Universidad de Washington (EE.UU.) determinaron que dos años después de la aplicación del biosólido sobre el suelo forestal todavía permanecía en éste el 65% del N y el 80-90% del P aplicados originalmente (Edmonds y Mayer, 1981). En el mismo Estado se ha observado que durante el primer año tras la aplicación se puede mineralizar más del 40% del N orgánico añadido (Henry y Cole, 1997).

Fósforo. Se encontró mayor concentración de P ($279,53 \text{ mg kg}^{-1}$) en el tratamiento de 21 de aplicación de biosólido con diferencias estadísticas a los demás tratamientos (Tab. 23). La mayor parte del fósforo que contienen los lodos está en formas orgánicas (Brockway *et al.*, 1986). El aumento en la cantidad de materia orgánica en los suelos posterior a la aplicación de biosólidos tiene un efecto temporal y acumulativo en la disponibilidad de P en los suelos, a distintos periodos de evaluación (Acevedo, 2004). Lo anterior, se ajusta a los resultados obtenidos en que se evidencia un aumento significativo en las concentraciones de P al incorporar biosólidos a las

escombreras. Esto se debe, principalmente, a la descomposición de la materia orgánica presente en los biosólidos, generando mayor disponibilidad de nutrientes. Si la aplicación se realiza en superficie, la mayor parte del P aplicado puede permanecer en bajo nivel de acomplejamiento y precipitado, debido a la baja movilidad de los compuestos de P (Sommers y Sutton 1980).

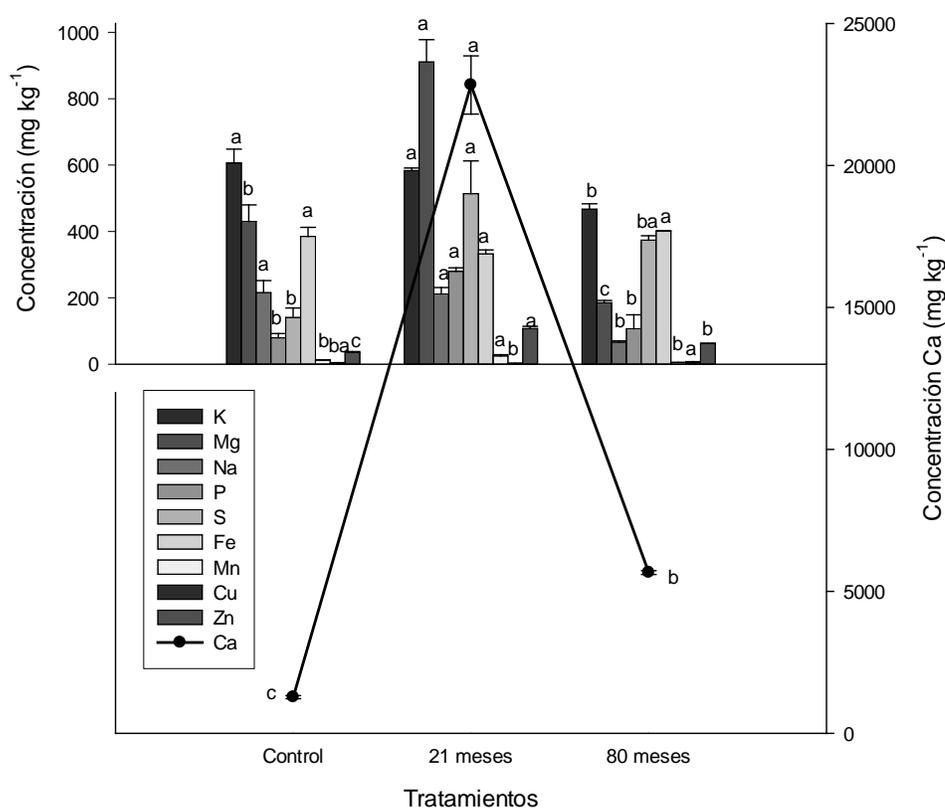


Figura 16. Concentración de micro y macronutrientes en suelos con aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, Bogotá.

La Fig. 16 presenta el contenido de macro y micronutrientes en suelos con aplicación de biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre donde es notorio la cantidad de Ca aportado por esto residuos a las escombreras. Estos altos contenidos de Ca se deben a la incorporación previa

de escombros de las obras del Tintal y la Avenida Cundinamarca. Se presentan diferencias significativas para la mayoría de nutrientes en la escombrera con 21 meses de aplicación de biosólidos en comparación a los demás tratamientos debido al menor tiempo de degradación de la materia orgánica aportada por el biosólido y las condiciones climáticas del predio El Corzo.

7. Conclusiones

El tratamiento de aguas residuales genera como subproducto lodos cuyas características dependen del origen del agua y del tratamiento utilizado para su depuración. El uso de este material en campos como la agricultura, recuperación de canteras, reforestación y producción de materiales de construcción, entre otros, son alternativas a su disposición final en rellenos sanitarios, en el océano o por incineración. Su aplicación en agricultura está condicionada a la concentración de microorganismos patógenos, así como a la presencia de sustancias tóxicas y metales pesados.

Las pruebas de bio-indicadores de riesgo ambiental y metales pesados de los biosólidos provenientes de la PTAR El Salitre, han permitido clasificar este material como clase B, según la EPA. Por tanto, este material con previa estabilización y un adecuado manejo, permitiría su uso en aplicaciones forestales y recuperación de suelos degradados.

El aporte de biosólidos a lotes de escombreras mejora los niveles de los principales nutrientes en los suelos como N, P, NH_4^+ , Ca, Al, Mn, B, CO, MO.

8.Recomendaciones

Por la revisión y conclusiones obtenidas en el anterior trabajo de investigación se recomienda evaluar:

1. La tasa agronómica de la aplicación de biosólidos al suelo depende de la concentración de N en los biosólidos, suelo y agua de riego, la tasa de descomposición del N orgánico de los biosólidos y de la demanda de N del cultivo asociado a un potencial de rendimiento. Las dosis agronómicas de biosólidos se calculan con base en tasas de mineralización en suelos, lo cual puede ocasionar que se realicen aplicaciones excesivas o dosis con las que no se satisface el requerimiento de N del cultivo para obtener el potencial productivo. Es imperativo realizar un manejo apropiado del N antes de realizar cualquier aplicación de biosólidos al suelo para evitar la contaminación de los acuíferos por lixiviación de nitratos.
2. En referencia a la cuantificación de metales pesados se sugiere emplear diferentes métodos de extracción para determinar los niveles “disponibles” de estos metales.
3. Intensificar la búsqueda en métodos de higienización de los biosólidos para un mayor aprovechamiento en uso agrícola.
4. La forma de la aplicación de los biosólidos provenientes de la PTAR EL Salitre, deben ser incorporados al suelo, debido a la presencia de patógenos humanos.

9. Bibliografía

- Acevedo**, E. 2004. Valorización de lodos provenientes de tratamiento de aguas servidas como mejorador de suelos degradados. Universidad de Chile, Santiago.
- Aggelides**, S.M. y P.A. Londra. 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresour. Technol.* 1, 253-259.
- Aguas de Bogotá**. 2013. Condiciones técnicas generales. Invitación para realizar propuesta de disposición y aprovechamiento biosólido generado por la planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre. Bogotá.
- Ahumada**, I., P. A. Escudero, G. Carrasco, L. Castillo, E. Fuentes. 2004. Use of sequential extraction to assess the influence of sewage sludge amendment of metal mobility in Chilean soils. *J. Environ. Monit.* 5, 327-334.
- Ahumada**, I., L. Ascar, C. Pedraza, A. Vásquez, P. Carrasco, Richter y S. Brown. 2011. Determination of the bioavailable fraction of Cu and Zn in soils amended with biosolids as determined by diffusive gradients in thin films (DGT), BCR sequential extraction, and ryegrass plant. *Water Air Soil Pollut.* 219, 225-237.
- Aiken**, G.R., D.M. McKnight, R.L. Wershaw y P. MacCarthy. 1985. An introduction to humic substances in soil, sediment, and water. pp:1-9. En: G.R. Aiken *et al.* (eds.). *Humic substances in soil, sediment, and water: Geochemistry, isolation and characterization*. Wiley-Interscience, New York, NY.
- Ajwa**, H.A. y M.A. Tabatabai. 1994. Decomposition of different organic materials in soils. *Biol. Fertil. Soils* 18, 175-182.
- Akinremi**, O.O., H.H. Janzen, R.L. Lemke y F.J. Larney. 2000. Response of canola, wheat and green beans to leonardite additions. *Can.J. Soil Sci.* 80, 437-443.
- Albareda-Pares**, F. 2003. Durabilidad de hormigones con adición de lodos secos de depuradora de aguas residuales. PhD tesis. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona, España.
- Alcañiz**, J.M., O. Ortiz y V. Carabassa. 2009. Utilización de lodos de depuradora en restauración. Manual de aplicación en actividades extractivas y terrenos marginales. Generalitat de Catalunya, Barcelona, España.

- Alef**, K. 1995. Soil respiration. pp. 214-218. En: Alef, K. y P. Nannipieri (eds). *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press Limited, San Diego, CA.
- Anderson**, J.P.E. y K.H. Domsch. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 471-479.
- Anderson**, J.P.E. y K.H. Domsch. 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping stories. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 251-255.
- Anderson**, T.H. y K.H. Domsch 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of the soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393-395.
- Andesco**, Asociación Nacional de empresas de servicios públicos y comunicaciones. s.f. *Historia de las PTAR en Colombia*. Bogotá.
- Andrade**, M.L., P. Marcet, M.L. Reyzábal y M.J. Montero. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología* 3, 21-29.
- Andreoli**, C., Ferreira, A. Cherubini, C. Rodríguez, C. Cameiro, Ch. y Fernández, E. 2001. Capítulo 4. Higienização do lodo de esgoto. P. 87-116. En: Andreoli, C. *Resíduos sólidos do saneamento: processamento e disposição final*. ABES y PROSAB, Río de Janeiro, Brasil.
- Bañuelos**, G.S., S. Pasakdee, S.E. Benes y C.A. Ledbetter. 2007. Long-term application of biosolids on apricot production. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis* 38, 1533-1549.
- Barbarick**, K. A. and J. A. Ippolito. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosolids applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29: 1345-1351.
- Bedoya-Urrego**, K., Acevedo-Ruiz. J.M., Peláez-Jaramillo. C.A., Agudelo-López. S.P. 2013. Caracterización de biosólidos generados en la planta de tratamiento de agua residual San Fernando, Itagüí. Antioquia, Colombia. *Rev. Salud pública.* 15 (5): 778-790.
- Beleño**, I. 2011, 13 de Febrero. El 50 % del agua potable es de mala calidad. *UN Periódico*. Ed. 141.
- Bernal**, M. P. Y GONDAR, D. M. 2008. Producción y gestión de los residuos orgánicos. Situación actual a nivel mundial, comunitario y estatal. En: Moreno Casco, J. & R. Moral Herrero. *Compostaje*. Ed. Mundi Prensa. Madrid. 570 p.
- Bitton**, G. Lahav, N y Henis, Y. 1974. Movement and retention of *Klebsiella aerogenes* in soils columns. *Plant and soil* 40, 373-380.
- Brockway**, D.G., Urie, D.H., Nguyen, P.V. y Hart, J.B. 1986. Wastewater and sludge nutrient utilization in forest ecosystems. En: *The forest alternative for treatment and utilization of municipal and*

industrial wastes. Cole, D.W., Henry, C.L. y W.L. Nutter (eds.). University of Washington Press, Seattle. Pp: 221-245.

- Camacho**, A., M.Giles, A.Ortegón, M.Palao, B.Serrano y O.Velázquez. 2009. Técnicas para el Análisis Microbiológico de Alimentos. 2ª ed. Facultad de Química, UNAM. México.
- Camilotti**, F; Andrioli, I; Marques, M; Da silva, A; Tasso, L; De Nobile, F. 2006. Atributos físicos de um latossolo cultivado com cana-de-açúcar após aplicações de lodo de esgoto e vinhaça. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.26, n.3, p.738-747.
- Camilotti**, F., M.O. Marqués, I. Andrioli, A.R.d. Silva, L.C. Tasso Junior, and F.O.d. Nobile. 2007. Acúmulo de metais pesados em cana-de-acúcar mediante a aplicacáo de lodo de esgoto e vinhaca. Engenharia Agrícola 27:284-293.
- Campbell**, C.A., Biederbeck,V.O., Zentner, R.P., Lafond, G.P., 1991. Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter, microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. Can. J. Soil Sci., 71:363-376.
- CAR**, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. sf. Río Bogotá, adecuación hidráulica y recuperación ambiental. Evaluación ambiental y plan de gestión ambiental – Versión final. Volumen 3. E2218 v3. Bogotá.
- CAR**, Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. 2006. Resolución 3292 “Por la cual se aprueba la utilización de biosólidos como cobertura para el predio el Corzo”. Bogotá.
- Carter**, M.R.,1991. The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. Biol. Fertil. Soil, 11:135-139.
- Chamorro**, A.F. y R.A. Sánchez A. 2012. Estudio de la adsorción de plomo en suelos de la región minera en el Distrito de Buenos Aires en el departamento del Cauca, Colombia. Rev. Cienc. 16, 145-160.
- Chander**, K., P.C., Brookes. 1993. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. Soil Biol. Biochem., 25:1231-1239.
- Chen**, Y., Aviad, T. 1990. Effects of humic substance on plant growth. In Humic substances in soil and crop science, select readings. American Society of Agronomy and Soil Science Society of América (Eds.), Madison, Wisconsin, USA.pp:161-186.
- Cheng**, H; Xub, W; Liuc, J; Zhaod, Q; Heb, Y.; Chen, Y. 2007. Application of composted sewage sludge (CSS) as a soil amendment for turfgrass growth. Ecological Engineering. 29:96-104.

- Chian**, E.S.K. y F.B. Dewalle. 1976. Sanitary Landfill Leachates and their Treatment. *Journal of Environmental Engineering*. División of the American Society of Civil Engineers. Vol. 102 (EE2), pp. 411-431.
- Civeira**, G. y R. Lavado. 2006. Efecto del aporte de enmiendas orgánicas sobre propiedades físicas e hidrologicas de un suelo urbano degradado. *CI. Suelo (argentina)* 24 (2) 123-130.
- Cogger**, C. G., A. I. Bary, and D. M. Sullivan, and E. A. Myhre. 2004. Biosolids processing effects on first- and second-year available nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 162-167.
- Conagua**, 2011. Estadísticas del agua en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México DF.
- Consejo de las Comunidades Europeas**, 1986. Directiva 86/278/CEE del Consejo de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura. Brussels.
- Czechowski**, F. y T. Marcinkowski. 2006. Sewage sludge stabilisation with calcium hydroxide: Effect on physicochemical properties and molecular compositions. *Water Res.* 40: 1985.
- DAMA**, Departamento de Medio Ambiente. 2002. Protocolo distrital de restauración ecológica. Departamento Técnico Administrativo Medio Ambiente, Alcaldía Mayor Santa Fe de Bogotá DC; Fundación Estación Biológico Bachaqueros, Bogotá DC.
- Dáguer**, G. 2004. Gestión de biosólidos en Colombia. pp. 29-31. En: 46 Congreso Internacional ACODAL: Sociedad, Ambiente y Futuro. Cali, Colombia.
- Díez**, M. 2006. Valores de Fondo de Elementos Traza en Suelos de la Provincia de Granada. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Granada. España. 200p.
- Dighon**, J., Jones, H. Robinson, C. Beckett, Y. 1997. The role of abiotic factors, cultivation practices and soil fauna in the dispersal of genetically modified microorganism in soils. *Applied Soil Ecology* 5: 109-131.
- Edmonds**, R.L. y Mayer, K.P. 1981. Survival of sludge-associated pathogens and their movement into groundwater. En: *Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands*. C.L. Bledsoe (ed.). Institute of Forest Resources, Univeristy of Washington, Seattle. Pp: 79-86.
- Environmental Protection Agency**, EPA. 1995. Parte 503 Biosolids Rule. Uso y disposición de lodo municipal. Cincinnati, Ohio. USA, 177 pp.

- EAAB**, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. 2007. Gerencia Corporativa Sistema Maestro, Dirección Red Troncal Alcantarillado. "Diseño y Construcción del Interceptor Tunjuelo Bajo y Obras Complementarias de Conexión." Cámara Colombiana de la Infraestructura.
- EAAB**, Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. 2014. Planta de tratamiento de aguas residuales El Salitre Fase I. Informe mensual de actividades septiembre 2014. Bogotá.
- EMCALI**, Empresas Municipales de Cali. 2015. Planta de tratamiento de aguas residuales de Cañaveralejo de Santiago de Cali.
- EPA**, 1999. Environmental Protection Agency. Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013.
- EPM**, Empresas Públicas de Medellín. 2014. Planta de tratamiento de aguas residuales San Fernando, Medellín.
- Epstein**, J. Land application of sewerage sludge and biosolids. Colorado, United States of America, Lewis Publishers, 2003.
- Estévez**, J., M.L. Andrade, P. Marcet y M.J. Montero. 2000. Fijación y movilidad de cadmio y zinc en tres tipos de suelos ácidos de Galicia, España. *Cienc. Suelo* 18, 28-35.
- Evans**, L.J., *Chemistry of metal retention by soils*, Environmental Science & Technology: 23, 1048-1056 (1989).
- FAO**, 2001. Soil carbon sequestration for improved land management. World soil reports 96. Rome, 58 p.
- Flotats**, X., Solé, F. 2008. Situación actual en el tratamiento de los residuos orgánicos: aspectos científicos, económicos y legislativos. In: Moreno Casco, J., Moral Herrero, R.(Ed) *Compostaje*. Mundi-Prensa-Madrid . 43-74.
- González-Flores**, E., M.A. Tornero-Campante, E. Sandoval-Castro, A. Pérez-Magaña y A.J. Gordillo-Martínez. 2011. Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 4, 291-301.
- González-Flores**, E., E. Sandoval Castro y A. Pérez-Magana. 2014. Biosólidos en la producción de maíz: impacto socioeconómico en zonas rurales del municipio de Puebla. *Estud. Soc.* 22, 61-86.
- Granato**, T.C., R.I. Pietz, G.J. Knafl, C.R. Jr Carlson, P. Tata y C. Lue-Hing. 2004. Trace element concentrations in soil, corn leaves and grain after cessation of biosolids applications. *J. Environ. Quality.* 33, 2078-2089.
- Filizola**, H.F.; De Souza, M.D.; Ferreira, M.A.; Boeria, C.R. 2008. Capítulo 8 Aspectos físicos de um solo tratado com lodo de esgoto. Estabilidad de agregados e argila dispersa em agua. En : Bettiol, W y

- Camargo, O. Lodo de esgoto impactos ambientais na agricultura. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária –EMBRAPRA. 2º Edición. 349p.
- Franco**, A, Hamilton, C, Perecin, D, Carvalho, F, Ribeiro, A. C.; Santoro, V. 2010. Sewage sludge as nitrogen and phosphorus source for cane-plant and first ratoon crops. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34:553-561.
- García**, D., Cegarra, J. Bernal, M.P., Navarro, A. 1993. Comparative evaluation of methods employing alkali and sodium pyrophosphate to extract humic substance from peat. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 24(13&14): 1481-1494.
- García**, I., and C. Dorronsoró. 2005. Contaminación por Metales Pesados. En *Tecnología de Suelos*. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Granada, Granada.
- Gilmour**, J. T. and V. Skinner. 1999. Predicting plant available nitrogen in land-applied biosolids. *J. Environ. Qual.* 28: 1122-1126.
- Gispert**, M.A., Arcara, P.G., 1988. Studio dell'attività biologica di diversi suoli dell'area mediterranea: rapporti tra attività enzimatiche, tasso di respirazione e biomassa batterica (FITC). *Agrochimica* 37: 491-499.
- Gjoka**, F., P. Felix-Henningsen, H.-R. Wegener, I. Salillari, and A. Beqiraj. 2010. Heavy metals in soils from Tirana (Albania). *Environmental Monitoring and Assessment* 172:517-527.
- Gómez**, Z., J. 1996. Papel de los biosólidos en la agricultura. Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Colombia.
- Goyal**, S.M. y Gerba, C.P. 1979. Comparative adsorption of human enteroviruses, simian rotovirus and selected bacteriophages to soils. *Applied Environment Microbiology* 38, 241-247.
- Guzmán**, C. y C. Campos. 2004. Indicadores de contaminación fecal en biosólidos aplicados en agricultura. *Universitas Scientiarum* 9, 59-67.
- Guerrero**, A. 1996. El Suelo, los abonos y la fertilización de los cultivos. Ediciones Mundi – Prensa, Bilbao, España.
- He**, Z.L., X.E. Yang y P.J. Stofella. 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *J. Trace Elem. Med. Biol.* 19, 125-140.
- Henry**, C.L. y Cole, D.W. 1997. Use of biosolids in the forest: technology, economics and regulations. *Biomass and Bioenergy* 13: 269-277.

- Hernández, C.,** Chocano, J., Melgares de Aguilar *, D. González * y C. García. 2006. Incidencia de enmiendas orgánicas sobre la calidad del Suelo en ciruelo ecológico. Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura.
- Hernández-Herrera, J.M.,** E. Olivares-Sáenz, I. Villanueva-Fierro, H. Rodríguez-Fuentes, R. Vázquez-Alvarado y J.F. Pissani-Zúñiga. 2005. Aplicación de lodos residuales, estiércol bovino y fertilizante químico en el cultivo de sorgo forrajero. *Rev. Int. Contam. Amb.* 1, 31-36.
- Hübner, M.,** K.E.N. Jonassen y T. Nielsen. 2004. Interactions and conversions of polycyclic aromatic compounds in the process of humification. pp. 139-159. En: Ghabbour, E.A. y G. Davies (eds.). *Humic substances*. Taylor and Francis, Nueva York, NY.
- IDEAM,** Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2002. Guía técnica científica para la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas en Colombia. Bogotá.
- IGAC,** Instituto Geográfico Agustín Codazzi. 2006. Métodos analíticos de laboratorio de suelos. 6 ed. Bogotá, D.C. Colombia. P. 470-410.
- Jacobs, L.W.** (1981): Agricultural application of sewage sludge. En: *Sludge and its ultimate disposal*, Ed. Ann Arbor Science, Nueva York (EEUU), 109- 126.
- Jamali, M. K.,** Kazi, T. G., Arain, M. B., Afridi, H. I., Jalbani N., Memon A.R. and Shah, A. 2007. Heavy metals from soil and domestic sewage sludge and their transfer to Sorghum plants. *Environ. Chem. Lett.* 5:209-218.
- Jamali, M.;** Kazi, T.; Arain, M. B.; Afridi, H.I.; Memon, A.R.; Jalbani, N.; Shah, A. 2008. Use of sewage sludge after liming as fertilizer for Maize growth. *Pedosphere*, 18, 203-213.
- Jandl, R.,** Sollins, P., 1997. Water-extractable soil carbon in relation to the belowground carbon cycle. *Biol. Fertil. Soil*, 25: 195-201.
- Jaramillo, D.F.** 2012. Variabilidad espacial del suelo: bases para su estudio. *Revista de la Facultad de Ciencias*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
- Juárez, M.,** Sánchez-Andreu, J., Mataix, J. (1987): Interés agrícola de lodos de depuradoras de aguas residuales. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 46(1-2), 211- 228.
- Kara, Y.,** D. Basaran, I. Kara, A. Zeitunluoglu and H. Genci. 2003. Bioaccumulation of nickel by aquatic Macrophyta *Lemna minor* (Duckweed). *Inter. Agron. Biol.* 5: 281-283.

- Keller**, R., Passamani-Francia, R.F., Cassini, S.T., Goncalves, F.R, 2004. Desinfection of sludge using lime stabilization and pasteurisation in a small wastewater treatment plant. *Water science and technology* 50: 13-17
- Kelly**, J.J.; Haggblom, M. & Tate, R.L., 1999. Effects of the land application of sewage sludge on soil heavy metal concentrations and soil microbial communities. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1467–1470
- Kelty**, M.J.; Menalled, F.D. & Carlton, M.M. 2004. Nitrogen dynamics and red pine growth following application of pelletized biosolids in Massachusetts, USA. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 1477–1487
- Kiely**, G. 1999. Ingeniería ambiental. Fundamentos, tecnologías y sistemas de gestión. Vol I, II y III. España. Mac Graw Hill.
- Labrador**, M., J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Lizarazo**, L.M. 2001. Incidencia de sustancias húmicas comerciales sobre microorganismos del suelo. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.
- López**, S., I.J., D.R. Acevedo C. y C.A. Ordóñez A. 2010. Seguimiento a patógenos presentes en biosólido empleado como enmienda para revegetalizar un talud. *Rev. Ing. Univ. Medellín* 9, 29-40.
- Mbagwu**, J.S.C.; Lal, R.; Scott, T.W. Effects of desurfacing of alfisols and ultisols in southern Nigeria: Crop performance. *Soil science society of America journal* 48(4):828-833. 1984.
- McBride**, M.B. 1994. Environmental chemistry of soil. Oxford University Press, Oxford, UK.
- McBride**, M.B. 1995. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA Regulation Protective. *J. Environ. Qual.* 24, 5-18.
- Mapanda**, F., E.N. Mangwayana, J. Nyamangara, and K.E. Giller. 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107:151-165.
- Micó**, C. 2005. Estudio de metales pesados en suelos agrícolas con cultivos hortícolas de la provincia de alicante. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Valencia. España. 508p.
- Miglietta**, F., Raschi, A., Bettarini, I., Resti, R., Selvi, F., 1993. Natural CO₂ springs in Italy: a resource for examining longterm response of vegetation to rising atmospheric CO₂ concentrations. *Plant Cell Environ.*, 16: 873-878.

- Miller**, F.O.; Harper, E.R.; Macauley, B.J. and Gulliver, A. 'Composting based on moderately thermophilic and aerobic conditions for the production of commercial mushroom growing compost' Australian Journal of Experimental Agriculture (1990) 30: pp 278-296.
- Ministerio del Medio Ambiente**, 2002. Gestión para el manejo, tratamiento y disposición final de las aguas residuales municipales. Bogotá
- Moolenaar**, S.W., T.M. Lexmond, and S.E.A.T.M. vander Zee. 1997. Calculating heavy metal accumulation in soil: a comparison of methods illustrated by a case study on compost application Agriculture, Ecosystems and Environment 66:71-82.
- Moreira**, M. M. S., Siqueira, J. O., 2002. Microbiología e bioquímica do solo: Brasil: UFLA Ed., Universidad Federal de Lavras, Brasil, 625 p.
- MVCT**, Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. 2014. Decreto 1287 "Por el cual se establecen criterios para el uso de los biosólidos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales municipales". República de Colombia. Bogotá.
- NRC**, National Research Council. 2002. Biosolids applied to land: advancing standars and practices. Washington, NRC.
- Navarro**, G.G. 2000. Química agrícola. Mundi-Prensa, Madrid.
- Navarro**, A., J.L. Mendoza y Doménech, L.M. 2005. Movilización de Hg en suelos contaminados por actividades mineras. pp. 1-10. En: V Congreso Ibérico de Geoquímica. At Soria, España.
- Navas**, A.; Machín, J.; Navas, B. 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation cover on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). Bioresource Technology 69: 199-205.
- Nicholson**, F.A., S.R. Smith, B.J. Alloway, C. Carlton-Smith y B.J. Chambers . 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. Sci. Total Environ. 311, 205-219.
- NTC 5167**. 2004. Productos para la industria agrícola, productos orgánicos usados como abonos o fertilizantes y enmiendas de suelo.
- O'Connor**, G.A., H.A. Elliott, N.T. Basta, R.K. Bastian, G.M. Pierzynski, R.C. Sims y J.E. Jr Smith. 2005. Sustainable land application: an overview. J. Environ. Qual. 34, 7-17.
- Odlare**, M., M. Pell, y K. Svensson. 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. Waste Manag. 28, 1246-1253.
- Ojeda**, E. y R. Arias. 2000. *Informe Nacional sobre la gestión del agua en Colombia*. Asociación Mundial del Agua y la Comisión Económica para América Latina (CEPAL)

- Ojeda, G.**; Alcañiz J.M. & Le Bissonnais, Y. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Ecosystems and Environment*, 125, 48-56.
- Olivares, S.**, E. 2001. Tratamiento de aguas residuales y uso de biosólidos en la agricultura. pp. 29-34. En: Memoria de la XII Semana Internacional de Agronomía FAZ- UJED. Facultad de Agronomía. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, N.L. México.
- Outwater, A.**, B. 1994. Reuse of sludge and minor waste water residuals. Lewis Publishers. Boca Raton, FL.
- Ortiz, O.** y J.M. Alcañiz. 1994. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiol. J.* 11, 333-340.
- Ortiz, O.** y J.M. Alcañiz. 2006. Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 97, 545-552.
- Pascual, J.A.**, C. García y T. Hernández. 1999. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresour. Technol.* 68, 255-264.
- Pérez, P. A.** 2000. La estructura ecológica principal de la Sabana de Bogotá. Sociedad Geográfica de Colombia. Academia de Ciencias Geográficas. Bogotá.
- Piccolo, A.** Moagwu.J.S.C. 1997. Exogenous humic substances as conditioners for the rehabilitation of degraded soils. *Agro-Food-Industry HiTeach.* Marzo/Abril 2-4.
- Pinochet, D.**, P. Artacho, P. Azúa. 2001. Potencialidad como abono orgánico de los desechos sólidos subproductos del cultivo de especies salmonídeas. *Agro Sur* 29, 78-82.
- Potisek-Talavera, M.C.** U. Figueroa-Viramontes, G. González-Cervantes, R. Jasso-Ibarra, y I. Orona-Castillo. 2010. Aplicación de biosólidos al suelo y su efecto sobre contenido de materia orgánica y nutrientes. *Terra Latinoam.* 28, 327-333.
- Ratto, S.**; Marban, L. & Magnavacca, C. 2000. Metales pesados por aplicación de biosólidos en un Hapludol de Tucumán, República Argentina. *Ciencia del Suelo (Argentina)*, 18, 59-63.
- Recatalá, L.**, J. Sánchez, C. Arbelo, and D. Sacristán. 2010. Can be reference values of heavy metals useful as soil quality standards? Contributions from assays in representative Mediterranean agricultural soil, pp. 23-26 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World. 1 – 6 August. Australia. Published on DVD. 23-26.
- Renner, R.** 2000. Sewage Sludge, Pros & Cons. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1-19.

- Rechcigl, J.E.** 1995. Soil amendments and environmental quality. Jack E. Lewis Publishers, CRC Press, Inc. pp. 199-232.
- Richard, F.C.** and Bourg, A.C.M. (1991). Aqueous geochemistry of chromium: a review. *Wat. Res.* 25, 7: 807-816
- Roberts, J. A.,** W. L. Daniels, J. C. Bell, and J. A. Burger. 1988. Early stages of mine soil genesis in Southwest Virginia spoil Lithosequence. *Soil Sci. Soc. J.* 52: 716-723.
- Rodríguez, J.,** M. Díaz-Granados, L. Camacho, I. Raciny, C. Maksimovic, and N. McIntyre. 2008. "Bogotá's urban drainage system: context, research activities and perspectives." *Sustainable Hydrology for the 21st Century, Proceedings of the BHS Tenth National Hydrology Symposium.* University of Exeter, p. 15-17.
- Román, P.,** M.M. Martínez y A. Pantoja. 2013. Manual de compostaje del agricultor. FAO, Santiago.
- Rueda, S.,** G., J.A. Rodríguez V., y R. Madriñán M. 2011. Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia. *Acta Agron.* 60, 2013-2018.
- Samaras, V.,** C.D. Tsadilas y S. Stamatiadis. 2008. Effects of repeated application of municipal sewage sludge on soil fertility, cotton yield and nitrate leaching. *Agron. J.* 100, 477-483.
- Sánchez, M.I.** 2003. Determinación de metales pesados en suelos de Medina del Campo – Valladolid: contenidos extraíbles, niveles de fondo y de referencia. Tesis de Doctorado. Universidad de Valladolid. Valladolid. España. 298p.
- Sawyer, C,** P McCarty, G Parkin. 2000. *Chemistry for environmental engineering.* McGraw-Hill Inc, New York, USA.
- Schütze, M.,** D. Butler, and B. Beck. 2002. *Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems.* Springer-Verlag London.
- Semarnat,** 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-004-Semarnat-2000. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. México DF.
- Shober, A. L.,** R. C.Stehouwer, and K. E. Macneal. 2003. Farm assessment of biosolids effects on soil and crop tissue quality. *J. Environ. Qual.* 32: 1873-1880.
- Sigua, G.;** Adjei, M. & Rechcigl, J. 2005 Cumulative and Residual Effects of Repeated Sewage Sludge Applications: Forage Productivity and Soil Quality Implications in South Florida, USA (9 pp). *Environmental Science and Pollution Research*, 12, 80-88.

- Singh**, R.P. y M. Agrawal. 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Manag.* 28, 347-358.
- Sylvia**, D, J Fuhrmann, P Hartel, D Zuberer. 1998. Principles and applications of soil microbiology. Prentice Hall Inc., New Jersey, USA.
- SER**, Society for Ecological Restoration International, Grupo de trabajo sobre ciencia y políticas. 2004. Principios de SER International sobre la restauración ecológica. Tucson, AZ.
- Sommers**, L. E., Sutton, A.L., 1980. Use of waste materials as sources of phosphorus. In: The role of phosphorus in agriculture.
- Sort**, X. y M. Alcañiz. Contribution of sewage sludge to erosion control in rehabilitation of limestone quarries. *Land degradation and development*. Vol 7. Pp. 6976.
- Sort**, X. and Alcañiz J.M., 1999(a). Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation and Development* 10: 3-12.
- Sort**, X. y Alcañiz. J.M. 2001. Application of X – ray microanálisis to study the distribution of organic waste in soil. *Geoderma* 104: 1-15.
- Sotelo**, M., A.P. 2012. Especiación de cromo en la solución del suelo de tres suelos enmendados con biosólidos bajo diferentes condiciones oxido-reductoras. MSc tesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Medellín, Colombia.
- Stevenson**, F.J., 1994. Humis Chemistry. Genésis, composition, reaction. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Stehouwer**, R.C., A.M. Wolf y W. Doty. 2000. Chemical monitoring of sewage sludge in Pennsylvania, variability and application uncertainty. *J. Environ. Qual.* 29, 1686-1695.
- Stehouwer**, R. 1999. Use of biosolids in Crop Production. Pensilvania, The Pensilvania State University. University Park.
- Tack**, F.M.G., M.G. Verloo, L. Vanmechelen, and E. Van Ranst. 1997. Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). *Science of The Total Environment* 201:113-123.
- Tasso**, L.; Marques, M.; Franco, A.; Nogueira, G.; De Nobile, F.; Camilotti, F.; Da Silva, A. 2007. Produtividade e qualidade de cana-de-açúcar cultivada em solo Tratado com lodo de esgoto, vinhaça e adubos minerais. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, v.27, n.1, p.276-283.
- Tian**, G., A.J. Franzluebbers, T.C. Granato, A.E. Cox y C. O'Connor. 2013. Stability of soil organic matter under long-term biosolids application. *Appl. Soil Ecol.* 64, 223-227.

- Torri, S.** y R. Lavado. 2009. Plant absorption of trace elements in sludge amended soils and correlation with soil chemical speciation. *J. Hazard. Mater.* 166, 1459-1465.
- Tsadilas, C.,** I. Mitsios y E. Golia. 2005. Influence of biosolids application on some soil physical properties. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis* 36, 709-716.
- Urzúa, H.** 1978. *Materia orgánica y sustancias húmicas del suelo.* Publicación número 19, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 77p.
- USDA,** United States Department of Agriculture. 2014. *Keys to soil taxonomy.* 12th ed. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Vaca, P., R.,** J. Lugo F., y M.V. Esteller A. 2006. Caracterización de la materia orgánica soluble y de los ácidos húmicos en suelo acondicionado con lodo residual fresco o compostado. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 22, 27-37.
- Van der Hammen, T.,**F. Gary, L. Roselli, M. Chisacá, G. Camargo, G. Guillot, Y. Useche y D. Rivera. 2008. *Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos.* Secretaria Distrital de Ambiente Bogotá DC.
- Vélez, J.A.** 2007. Los biosólidos una solución o un problema? *Rev. Prod. Limp.* 2, 57-71.
- Viator, R.P.;** Kovar, J.L. & Hallmark, W. B., 2002. Gypsum and compost effects on sugarcane root growth, yield, and plant nutrients. *Agronomy Journal.* 94:1332-1336
- Wang, D.Y.,** Qing, C.L., Guo, T.J. 1997. Effects of humic acid on transport and transformation of mercury in soil-plant systems. *Water, Air and Soil Pollution.* 95:35-43.
- Wang, H.;** Magesan, G.; Kimberley, M.; Payn, T.; Wilks, P. & Fisher, C. 2004. Environmental and nutritional responses of a *Pinus radiata* plantation to biosolids application. *Plant and Soil,* 267, 255-262.
- Wauchope, R.D.** 1983. Uptake, translocation and phytotoxicity of arsenic in plants. pp. 348-374. In: Lederer, W.H, y R.J. Fensterheim (eds.). *Arsenic: industrial, biomedical, environmental perspectives.* Arsenic Symposium, Gaithersburg, Maryland. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY.
- Warman, P.R.,** Termeer, W.C., accepted for publication. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: Ca, Mg, S, Fe, Mn, Cu, Zn and B content of crops and soils. *Bioresource Tech.*
- Wei, Y.** y Liu Y. (2005) Effects of sewage sludge composting technology and effects of cropland in 3-years field study. *Chemosphere* 59, 1257-1265

Wilson, W.S. (eds.). 1991. Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment. Woodhead Publishing Limited, Cambridge, UK.

Zagal, E, N Rodríguez., I. Vidal, L. Quezada. 2002. Actividad microbiana en un suelo de origen volcánico bajo distinto manejo agronómico. Agric Téc (Chile) 62, 297-309.