



**“EVALUACIÓN DEL ESTADO ACTUAL DE LA VEGETACIÓN EN
PARCELAS ENMENDADAS CON BIOSÓLIDOS EN LA ANTIGUA ARENERA JUAN REY, BOGOTÁ
D.C”**

MAURICIO AGUDELO VALENCIA
Trabajo de Grado para optar por el título de
BIÓLOGO

Director:
JOSE IGNACIO BARRERA CATAÑO
Biólogo PhD.

PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS
CARRERA DE BIOLOGÍA

BOGOTÁ D.C. MAYO DE 2010

**“Evaluación del estado actual de la vegetación en
parcelas enmendadas con biosólidos en la antigua arenera Juan Rey, Bogotá D.C”**

MAURICIO AGUDELO VALENCIA

APROBADO

JOSE IGNACIO BARRERA PhD.

Director

JORGE JÁCOME PhD.

Par Académico

Artículo 23 de la Resolución No 13 de Julio de 1946

“La universidad no se hace responsable por los conceptos emitidos por los alumnos en sus trabajos de Tesis. Sólo velará porque no se publique nada contrario al Dogma y a la moral católica y porque las tesis no contengan ataques personales contra persona alguna, antes bien sea en ellas el anhelo de buscar la Verdad y la Justicia”

AGRADECIMIENTOS

Primero agradecer enormemente a las personas más importantes en mi vida: Mi Papá Libardo, Mi Mamá Nora Lucy y Mi Hermana Ana María; que a pesar de todas las adversidades y todas las vueltas que dio mi vida, estuvieron ahí para apoyarme incondicionalmente.

Agradezco a mi Director, José Ignacio Barrera, por haberme dado la oportunidad de salir adelante, por su comprensión y su paciencia.

A Ricardo Ayala y Iván Valencia por su amistad y por brindarme su mano siempre.

A mi Tía Marta por estar ahí cuando fue necesario.

A toda mi FAMILIA Agudelo y Valencia que son la principal fuente de mi fortaleza como persona.

A Carolina Moreno y Laura Gil por su orientación y acompañamiento durante mi fase de Campo

A la Escuela de Restauración Ecológica de la Pontificia Universidad Javeriana por presentarme grandes personas trabajadoras y dedicadas.

A todos mis Amigos, porque con ellos aprendí el verdadero significado de la AMISTAD.

A Andrea Forero que permitió que ésto fuera posible.

A la Secretaría Distrital de Ambiente por su apoyo económico.

...GRACIAS.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	8
2. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	10
3. MARCO TEÓRICO	11
3.1. DISTURBIO Y SUCESIÓN VEGETAL	11
3.2. RESTAURACIÓN ECOLÓGICA	13
3.3. MINERÍA A CIELO ABIERTO	15
3.4. ENMIENDAS ORGÁNICAS Y BIOSÓLIDOS	17
4. OBJETIVO	17
4.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
5. MÉTODOS	18
5.1. DISEÑO EXPERIMENTAL	18
5.2. UBICACIÓN DE LA ANTIGUA ARENERA JUAN REY	19
5.3. TOMA DE DATOS	19
5.4. ANÁLISIS DE DATOS	21
5.4.1. COMPOSICIÓN	21
5.4.2. ÍNDICE DE DIVERSIDAD	21
5.4.3. DISIMILARIDAD BRAY-CURTIS	22
5.4.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	22
6. RESULTADOS	22
6.1. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA	22
6.2. ESTRUCTURA	24
6.3. FORMAS DE VIDA	29
6.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICO	30
6.4.1. COBERTURA	30
6.4.2. RIQUEZA	31
6.4.3. DIVERSIDAD SHANNON-WEINER	31
6.4.4. ÍNDICE DE DOMINANCIA DE SIMPSON	32
6.4.5. ÍNDICE DE EQUIDAD DE PIELOU	33
6.4.6. ÍNDICE DE DISIMILARIDAD BRAY-CURTIS	33
7. DISCUSIÓN	33
7.1. COMPOSICIÓN	33
7.2. ESTRUCTURA	35
7.3. RIQUEZA Y DIVERSIDAD	39
7.4. FORMAS DE VIDA	39
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	41
9. BIBLIOGRAFÍA	41

LISTADO DE FIGURAS

Figura 1: Estadíos del experimento evaluado en Juan Rey.....	9
Figura 2: Distribución de tratamientos en las parcelas del experimento.....	19
Figura 3: Tamaño de la parcela y ubicación de las subparcelas.....	20
Figura 4. Método para calcular la cobertura de la copa.....	20
Figura 5. Distribución de Familias encontradas en el experimento.....	22
Figura 6: Porcentaje de Coberturas de especies en estrato arbustivo por tratamiento.....	25
Figura 7: Porcentaje de cobertura por estrato en los diferentes tratamientos.....	25
Figura 8: Cobertura de especies en estratos rasante y herbáceo, tratamiento Control.....	25
Figura 9: Cobertura promedio de especies en tratamientos con biosólidos (T1 y T2).....	27
Figura 10: Cobertura promedio de especies en tratamientos con biosólidos (T3, T4, T5).....	28
Figura 11: Formas de vida según Raunkiaer (1934) y Ciclo de vida.....	29
Figura 12: Porcentaje especies nativas y exóticas.	30
Figura 12: Valores promedio de Riqueza por tratamiento.....	31
Figura 13: Promedio de índices de diversidad de cada tratamiento.	32
Figura 14: Valores promedio de Dominancia Simpson de cada tratamiento.....	32
Figura 15: Clúster de Similaridad de Bray-Curtis	33

RESUMEN

En los últimos dos años Colombia ha tenido un inmenso crecimiento en el sector minero. El país ha abierto sus puertas a muchas empresas mineras internacionales que buscan hoy en día explotar los recursos naturales que se encuentran por debajo del subsuelo. Esto genera la total remoción de los compartimentos ecológicos que le brindan soporte a nuestros ecosistemas y generan uno de los disturbios más fuertes conocidos en la Ecología afectando directamente una de las riquezas más preciadas de Colombia: Su Biodiversidad.

Con el fin de desarrollar técnicas que mitiguen el impacto ambiental de la minería y que aceleren los procesos de Restauración Ecológica, se han generado varios estudios enfocados a restablecer el suelo, compartimento fundamental del ecosistema. Los biosólidos son residuos orgánicos producidos en grandes cantidades dentro de las ciudades y han servido en muchos países como enmienda orgánica que busca generar un suelo con las propiedades necesarias para que la regeneración vegetal tome menos tiempo que en un proceso de sucesión natural.

El presente estudio evaluó el estado de la vegetación en un experimento 4 años después de la aplicación de biosólidos en una mina de areniscas abandonada. Se evaluaron 5 tratamientos con distintas proporciones de biosólido/estéril y el control. Se observó una alta diversidad y riqueza en el Control, mientras que los biosólidos mostraron valores bajos y una fuerte dominancia de *P. clandestinum*. Se observaron diferencias significativas en la cobertura vegetal, diversidad, riqueza y dominancia entre biosólidos y el control, mientras que entre los tratamientos con biosólidos no se observaron diferencias. Se concluyó que la sucesión está definida por los atributos individuales de las especies y que al haber abundancia de nutrientes en los biosólidos, la competencia por la luz es la que define la estructura de la comunidad.

1. INTRODUCCIÓN

La minería extractiva a cielo abierto es una de las prácticas mineras que mayor impacto genera sobre los sistemas naturales. Con una remoción del 100% de la vegetación y el descapotamiento total del suelo, una mina abandonada no tiene ningún tipo de valor ecológico ni ambiental y puede llegar a causar varios problemas a los habitantes en zonas aledañas como erosión hídrica, flujos de tierra, deslizamientos, contaminación de acuíferos y de fuentes de agua y la ausencia de servicios ambientales.

Regulación del clima, retención del suelo, captura de materia orgánica y nutrientes, regulación ciclos hidrológicos y recarga de acuíferos son algunos de los muchos servicios que brindan los ecosistemas. Teniendo en cuenta la necesidad de restablecerlos, se adelantan estudios enfocados a la restauración de canteras mediante enmiendas orgánicas que sirvan de soporte para especies vegetales pioneras y acelerar el desarrollo de la dinámica sucesional que restablezcan la estructura del sistema.

El trabajo iniciado en el 2004, gracias al convenio 017 celebrado entre el Departamento Administrativo Del Medio Ambiente - DAMA (hoy Secretaría Distrital de Ambiente - SDA) y la Escuela de Restauración de la Pontificia Universidad Javeriana, tuvo como objetivo evaluar la utilización de biosólidos como enmienda orgánica para la restauración de los suelos de cantera de la Arenera Juan Rey.

El resultado fue la transformación de una cantera erosionada en uno de los parques más importantes del sur de la ciudad. El Parque Ecológico Entrenubes es un lugar de recreación y aprendizaje enfocado a la educación ambiental para los habitantes de toda la ciudad.

Durante el proceso de rehabilitación de la zona se elaboraron varias investigaciones enfocadas a estudiar la Ecología de la Restauración. Entre éstas estaba el uso de biosólidos como enmienda orgánica para lo cual se establecieron varias parcelas que evaluaban distintos tratamientos en donde se mezclaban biosólidos con material rocoso en diferentes proporciones. Se observó que los biosólidos permitían un establecimiento más rápido de la vegetación y un mejor desarrollo de su cobertura, pero disminuían la riqueza y diversidad respecto al tratamiento control (Rozo,

2006; Ibarra, 2009). Luego de cumplir sus objetivos, las parcelas se mantuvieron con el propósito de entender cómo se comporta la vegetación en su proceso sucesional después del restablecimiento de la zona degradada con biosólidos, eliminando tensiones y limitantes y en respuesta a técnicas y estrategias de restauración ecológica (Figura 1). El presente estudio tiene por objetivo evaluar el estado de la vegetación en esta antigua cantera a la que se le aplicaron diferentes tratamientos mezclando biosólidos con estériles en diferentes proporciones.



Figura 1: Estadíos del experimento evaluado en Juan Rey. Arriba: años 2005 (Rozo, 2006) y 2009 (Ibarra, 2009). Abajo: Año 2010 (Imagen: Mauricio Agudelo).

2. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El acelerado crecimiento urbano de la ciudad de Bogotá demanda grandes cantidades de material mineral, por ello Los Cerros Orientales han sido históricamente explotados para la extracción de gravas, arenas y arcillas como materia prima para la construcción.

Este tipo de minería extractiva se ha hecho mediante técnicas inapropiadas que generan daños en la estructura y composición de los ecosistemas eliminando toda la capa vegetal junto con el suelo, dejando un sustrato rocoso carente de materia orgánica con pendientes pronunciadas que no permiten el posterior establecimiento de comunidades vegetales debido a los procesos erosivos y deslizamientos continuos

Por otra parte, la planta de tratamiento El Salitre de la ciudad de Bogotá produce unas 150 toneladas diarias de biosólidos, un desecho con altas cantidades de materia orgánica que puede traer problemas ambientales debido a la cantidad de patógenos y metales pesados que contiene y que normalmente son depositados en el relleno sanitario de Doña Juana. Sin embargo, gracias a sus altos contenidos de materia orgánica y varios nutrientes, estos tipos de lodos han sido utilizados en otros países como enmiendas orgánicas para la restauración de zonas mineras, por lo cual puede llegar a ser un recurso reutilizable y brindar un uso adicional a las grandes cantidades producidas.

La Arenera Juan Rey fue durante mucho tiempo un ejemplo claro de extracción minera desfavorable para la recuperación natural. En el año 2003 cesó su funcionamiento y en el 2006 comenzaron experimentos de ecología de la restauración para establecer si los biosólidos podían servir como enmienda orgánica y acelerar el proceso de sucesión vegetal, encontrando un efecto positivo en la producción de biomasa (observada en un aumento de la cobertura) y un efecto negativo en la diversidad de especies (Barrera *et al*, 2007). Luego de 4 años, las características originales de los biosólidos han sufrido cambios físicos y químicos y han permitido el establecimiento de varias especies vegetales en las parcelas estudiadas (Rozo, 2007; Ibarra, 2009).

Durante los 4 años que lleva el estudio se han hecho 5 muestreos, el último de ellos se llevó a cabo en el 2009 (Ibarra, 2009). En restauración ecológica el seguimiento y evaluación de los procesos, como el que se hace en Juan Rey, son de suma importancia ya que genera conocimiento e información para establecer y comprobar normas, leyes o estándares predefinidos y determinar si la intervención ha tenido el impacto previsto. Por esto, en el experimento de restauración de la antigua arenera Juan Rey es necesaria una nueva evaluación del estado actual de la vegetación y observar el efecto de la aplicación de biosólidos sobre la estructura y composición luego de cuatro años y así generar conocimiento en la utilización de esta enmienda orgánica en la restauración de áreas disturbadas por minería a cielo abierto.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Disturbio y Sucesión Vegetal

Un disturbio es un evento que genera una alteración en la estructura de las poblaciones, comunidades, ecosistemas o paisajes, limita la biomasa vegetal y genera condiciones que cambian el funcionamiento de los sistemas biológicos (Grime, 1979; Forman & Gordon, 1986). Los impactos ocasionados suceden en tres dimensiones: Espacio, o extensión física del disturbio; tiempo, mostrado como frecuencia; y magnitud, que demuestra la fuerza del evento y la severidad con la que se afectó el sistema. Esta última se observa teniendo en cuenta en qué grado fue afectada la vegetación pre-disturbio y hasta qué punto fueron interrumpidas las propiedades del ecosistema (White & Pickett, 1985).

El disturbio genera una nueva disposición de los recursos, que comienzan a ser aprovechados por distintas especies pioneras que siguen su dinámica vegetal de colonización, establecimiento y competencia (White & Pickett, 1985; Tilman, 1982), y que poco a poco van generando cambios ecológicos bióticos y abióticos que permiten un remplazo de especies en el tiempo, en un proceso llamado Sucesión (Connel & Slatyer, 1977).

Cuando la magnitud del disturbio es grande y su severidad intensa, el substrato queda expuesto con baja fertilidad, ausencia de materia orgánica y sin banco de semillas que almacenen un legado genético del ecosistema pre-disturbio. A partir de este momento comienza la sucesión

llamada primaria (Gorham *et al*, 1979); el desarrollo vegetal es iniciado por especies pioneras que llegan siempre por migración de áreas adyacentes y contribuyen lentamente a la formación del suelo, que puede ser un proceso de siglos o milenios. Cuando el disturbio es de menor magnitud y sólo interrumpe la dinámica vegetal, comienza la sucesión secundaria a partir de un sustrato desarrollado y un banco de semillas con información genética de las especies antes presentes en la zona.

Los cambios ocurridos en la vegetación durante el proceso sucesional no tienen un rumbo o dirección establecida. Clements (1936) en el año de 1916 fue el primero en plantear un modelo de sucesión secuencial que sucedía en diferentes etapas serales en donde las especies pioneras cambiaban las condiciones del terreno permitiendo el establecimiento posterior de otras especies hasta llegar a un climax. Sin embargo, varios autores han demostrado que la sucesión puede tomar múltiples caminos (Glenn *et al*, 1992) que dependen de las condiciones locales como tipo de suelo o gradientes ambientales y de las características biológicas de las especies que se establezcan en el área del disturbio (Gleason, 1939, Bazzaz & Pickett, 1980).

Teniendo en cuenta la estocasticidad de estos procesos, Connell y Slatyer (1977) plantean un modelo basado en las interacciones interespecíficas en donde pueden darse tres formas de sucesión. *Facilitación* concuerda con el modelo planteado por Clements, en donde las especies generan condiciones idóneas para el establecimiento de especies tardías; *inhibición* en donde la competencia de las especies establecidas generan mecanismos que no permiten la llegada de otras; y *tolerancia* cuando especies tardías logran establecerse en presencia de otras, sin inhibir ni facilitar el establecimiento de más especies.

Por otro lado, cuando se observa la sucesión como el cambio de especies vegetales en el tiempo, Noble & Slatyer (1980) proponen un modelo cualitativo de remplazo basado en las características biológicas de las especies como su capacidad de colonización, competencia, supervivencia y reproducción en lugares disturbados a las cuales llamaron “atributos vitales” y los dividieron en tres grupos: 1) *Método de arribo o persistencia* luego del disturbio que hace referencia a las características de las especies que generan la dispersión de sus propágulos y el establecimiento en el lugar mediante sus mecanismos de regeneración vegetativa; 2) La

capacidad de establecimiento, en donde las especies maduran y establecen una comunidad a partir de los propágulos. Los procesos de competencia se dan en dos fases, recién ocurrido el disturbio, cuando hay mayor recurso y menor competencia, y cuando aumenta el número de individuos y la lucha por los recursos es mayor. Esto logra clasificar las especies en tres grados de tolerancia: especies tolerantes a las condiciones, especies intolerantes a la competencia y especies que necesitan condiciones especiales; 3) El tiempo que necesitan las especies para alcanzar estados de vida críticos, lo cual ocasiona la extinción local de las especies con ciclos de vida cortos, incapaces de competir con comunidades de ciclos de vida largos que llegan al punto de autorregulación con la capacidad de persistir indefinidamente en ausencia de disturbios.

Tilman (1985) plantea un modelo de sucesión basado en el aprovechamiento de recursos conocido como la “hipótesis de la razón de recursos”. Éste enfatiza en la competencia generada sobre un gradiente de recursos limitados, en donde el éxito y la dominancia de una especie sobre las otras, depende de la capacidad y velocidad de aprovechamiento de estos recursos. Este modelo predice la sucesión en respuesta a cambios en los niveles de dichos recursos, ya sean por factores externos a la comunidad (sucesión autogénica) o generados por sus mismos componentes bióticos (sucesión a través de facilitación) (Tilman, 1985).

3.2. Restauración Ecológica

Después de un disturbio, los sistemas naturales tienen la extraordinaria característica de regenerarse hasta recuperar su resiliencia y autosostenibilidad. Sin embargo, este proceso depende de muchos factores bióticos y abióticos, de las tensiones que recibe el sistema y de los limitantes que constantemente generen tensión sobre éste.

En un mundo donde los sistemas naturales son constantemente degradados, el ser humano ha visto la necesidad de restablecerlos haciendo uso de herramientas que aceleren los procesos de sucesión vegetal, y mediante un manejo estratégico, revertir las consecuencias negativas de un ecosistema degradado (Barrera & Ríos, 2002).

La restauración ecológica surge como herramienta para lograr el restablecimiento de ecosistemas que han sido dañados, degradados o destruidos. Su objetivo es generar condiciones

ambientales y bióticas para que se recupere el sistema y sea autosostenible (SER, 2004). La ciencia que estudia estos principios es la Ecología de la Restauración que observa, analiza e interpreta las áreas disturbadas en proceso de restablecimiento de manera natural o asistida (Barrera & Ríos, 2002) para proporcionar conceptos claros, modelos, metodologías y herramientas que apoyen la práctica de los profesionales (SER, 2004).

La restauración busca llevar el sistema a un estado pre-disturbio y restablecer su estructura y función buscando restablecer algunos servicios ecosistémicos perdidos. Como referencia se tiene en cuenta un ecosistema externo que tenga características ambientales similares y que no haya sido disturbado (Brown & Lugo, 1994). No obstante, algunas veces las condiciones no permiten volver a las características iniciales, por lo cual la restauración puede tomar diferentes caminos como rehabilitación y recuperación. La *rehabilitación* busca devolver la estructura y funcionalidad a un ecosistema degradado para que éste pueda mantenerse y autoregularse, pero será un sistema distinto al pre-disturbio (Brown & Lugo, 1994); la *recuperación* tiene como objetivo devolver la productividad del sistema con el restablecimiento de algunos atributos perdidos y la incorporación de nuevos (Barrera, 2008).

La Sociedad de Restauración Ecológica (SER, 2004) establece varios parámetros que definen que un ecosistema ha sido efectivamente restaurado: debe estar conformado por un conjunto de especies características que sean nativas y que incluyan todos los grupos funcionales necesarios para la estabilidad del sistema; el ambiente físico es autosostenible ecológicamente y se integra adecuadamente al paisaje con todos sus componentes bióticos y abióticos; las amenazas y tensiones que pueden disturbar el sistema tienen que haber sido eliminadas y reducidas. Una vez restaurado, el ecosistema tiene la capacidad de aguantar disturbios a pequeña escala ocasionados por el ambiente local y tiene el potencial de persistir indefinidamente bajo las condiciones locales persistentes.

Finalmente, es importante resaltar que el éxito de un proyecto de restauración depende del seguimiento y la continua evaluación del proceso. Prado *et al* (2005) argumentan que los procesos de evaluación y seguimiento son pasos importantes en la restauración ecológica donde se observa el éxito de los tratamientos establecidos en función del progreso de las metas

iniciales del proyecto. Mediante estrategias de comparación directa, análisis de atributos y de trayectoria se generará una aproximación sistemática a la información para dar continuidad a la restauración. Barrera & Valdés (2007) proponen los compartimentos del ecosistema tales como suelo, vegetación y fauna, como variables útiles para la valoración del proceso en el tiempo y entender mejor la sucesión vegetal luego de una restauración. La evaluación observa cambios y tendencias en los recursos e incrementa la comprensión sobre la función y los umbrales de respuesta de los ecosistemas, mientras que el seguimiento del proyecto recolecta y analiza sistemáticamente la información y genera indicaciones sobre el avance y cumplimiento de las actividades planificadas y las metas establecidas (Prado *et al*, 2005).

3.3. Minería a Cielo Abierto

De todos los disturbios antrópicos conocidos, la minería es uno de los más dañinos y genera impactos tan fuertes que la regeneración natural en la zona puede durar cientos o miles de años (Bradshaw, 1997). Su impacto incluye la pérdida total del suelo junto con todos los atributos del sistema (bióticos y abióticos), todos sus compartimentos, sus interacciones, condiciones microclimáticas y geoformas características (Barrera, 2009). No obstante, su explotación es necesaria y consecuente con el crecimiento de la población humana que necesita generar espacios habitables mediante construcciones que demandan grandes cantidades de material, ya sea para vivienda, infraestructura o vías.

Las canteras de extracción a cielo abierto son las fuentes originales de estos materiales. Durante la extracción se usan diferentes técnicas como uso de retroexcavadoras o explosivos para obtener gravas, arenas, arcillas y piedras. Estos procedimientos generan inmediatamente la erradicación de la vegetación y el descapotamiento del suelo, generando la pérdida de servicios ambientales como captación de CO₂, liberación de O₂, cobertura del suelo, barreras rompeviento, pérdida de nutrientes, eliminación de la edafofauna y del banco de semillas de la vegetación nativa del sistema (Correa, 2002). Junto con esto están los procesos erosivos, compactación, aumento de temperatura, transformación geomorfológica del terreno en taludes altamente inestables y la modificación del drenaje superficial que aumenta la precipitación de material sobre los cuerpos de agua (Correa, 2002).

Todo esto ha llevado a que sea cada vez más frecuente la incorporación de legislaciones estatales enfocadas a exigir medidas de prevención y corrección de los impactos provocados y así crear una visión de la minería más amigable con el ambiente mediante un desarrollo ecológico sostenible (Andrés, 2009). Nicolau & Moreno (2009) dicen que hay que establecer en qué medida se quieren preservar los bienes y servicios ambientales que contribuyen al bienestar de la sociedad; decidir cuánta naturaleza se puede transformar para recibir sus beneficios y cuánta hay que conservar y/o restaurar para no perder los valiosos servicios ambientales. Según Constanza y colaboradores (1997) estos bienes a nivel mundial tienen un valor entre 16 y 54 billones de dólares anuales que equivalen entre 1 y 3 veces el producto mundial bruto.

Como la minería tiene un devastador impacto sobre los tres compartimentos de los ecosistemas, su sostenibilidad ecológica y el mantenimiento de servicios y bienes ambientales debe ser abordado en procesos de Restauración Ecológica. Las legislaciones recurren a la concesión de licencias de explotación (estudios de impacto ambiental, planes de recuperación post-cierre), penalización por incumplimiento de requerimientos ambientales y estímulos a las buenas prácticas (Andrés, 2009). Esto ha generado un incremento importante en la investigación de herramientas de restauración, que si bien todavía es deficiente, ha adquirido experiencia suficiente para disponer de protocolos que tengan resultados aceptables (Nicolau & Moreno, 2009).

La restauración de canteras debe enfocarse a generar espacios idóneos para la regeneración vegetal. Inicialmente se deben estabilizar los taludes y generar espacios que eviten el deslizamiento del terreno. Igualmente, es importante manejar los procesos de escorrentía superficial, para evitar el arrastre de material. Una vez estabilizado el terreno, se procede a restaurar el suelo. A veces es posible utilizar el sustrato original que fue removido antes de la explotación, pero si no se cuenta con este elemento, se pueden usar enmiendas orgánicas con cargas importantes de materia orgánica y nutrientes que permitan la regeneración vegetal (Bradshaw, 1997).

3.4. Enmiendas Orgánicas y Biosólidos

Las Enmiendas orgánicas son materiales de origen animal o vegetal que aportan materia orgánica a suelos pobres o degradados y tienen un efecto importante sobre las propiedades físicas del suelo mejorando la capacidad de retención y el drenaje de agua, permitiendo mayor aireación y aumentando la capacidad de intercambio catiónico. También mejoran las propiedades químicas ya que aportan gran cantidad de nutrientes y elementos esenciales para el establecimiento de la vegetación (Tate, 1987). Estas enmiendas pueden tener origen animal, vegetal o en procesos mecánicos. El humus, las turbas, el estiércol son normalmente utilizados.

Los biosólidos son residuos orgánicos de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Su alto contenido de materia orgánica lo hacen una herramienta muy útil en restauración de canteras (Alcañiz, 2004). Además brinda al terreno características importantes para el crecimiento óptimo de las plantas como retención de agua, contenidos altos de nitrógeno, fósforo y carbono, mejoramiento de la estructura del suelo lo que permite un medio propicio para el desarrollo radicular (Sort & Alcañiz, 1996).

Sin embargo, este tipo lodos tienen altos contenidos de microorganismos patógenos y metales pesados por lo cual necesitan tratamientos especiales antes de ser aplicados. De igual forma, la aplicación equivocada de estas enmiendas puede traer problemas de sobre-fertilización de terrenos y contaminación de acuíferos por lo cual estas prácticas tienen que cumplir reglamentaciones especiales para ser aplicadas (Andrés & Alcañiz, 2009).

4. OBJETIVO

Evaluar el estado actual de la vegetación en parcelas enmendadas con diferentes cantidades de biosólidos en la antigua arenera Juan Rey cuatro años después de haber finalizado su actividad extractiva.

4.1. Objetivos Específicos

- Determinar la composición de la vegetación presente en parcelas de restauración, sometidas diferentes tratamientos aplicados.
- Determinar la estructura de la vegetación presente en parcelas de restauración, sometidas diferentes tratamientos aplicados.
- Comparar la estructura y composición de la vegetación entre las parcelas estudiadas y establecer si existen diferencias entre los diferentes tratamientos.

5. MÉTODOS

5.1. Diseño Experimental

El montaje del experimento fue previamente realizado por la Escuela de Restauración de la Pontificia Universidad Javeriana, en el año 2005 bajo el marco del convenio 17 del 2003 del DAMA (Hoy Secretaría Distrital de Ambiente, SDA). Consistió en emplear diferentes proporciones volumen a volumen de biosólidos – estériles que fueron distribuidos en bloques completamente al azar de la siguiente forma:

T1: Proporción 1/1; **T2:** Proporción 2/1; **T3:** Proporción 4/1; **T4:** Proporción 8/1; **T5:** Proporción 1/0, 100% Biosólido; **Control:** Proporción 0/1, 100% Estériles (Figura 2).

Los tratamientos fueron repartidos en tres bloques de seis parcelas (4.5m x 4.5m), para un total de 18; y fueron sorteados para que cada una de las tres repeticiones correspondiera a cada uno de los bloques.

En cada parcela se ubicaron aleatoriamente 4 subparcelas de 1 m² (Figura 3) en las cuales se tomarán los datos de abundancia y cobertura.

Los Biosólidos usados son originarios de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales del Salitre y el estéril es material residual proveniente del proceso de extracción minera en el lugar de estudio.

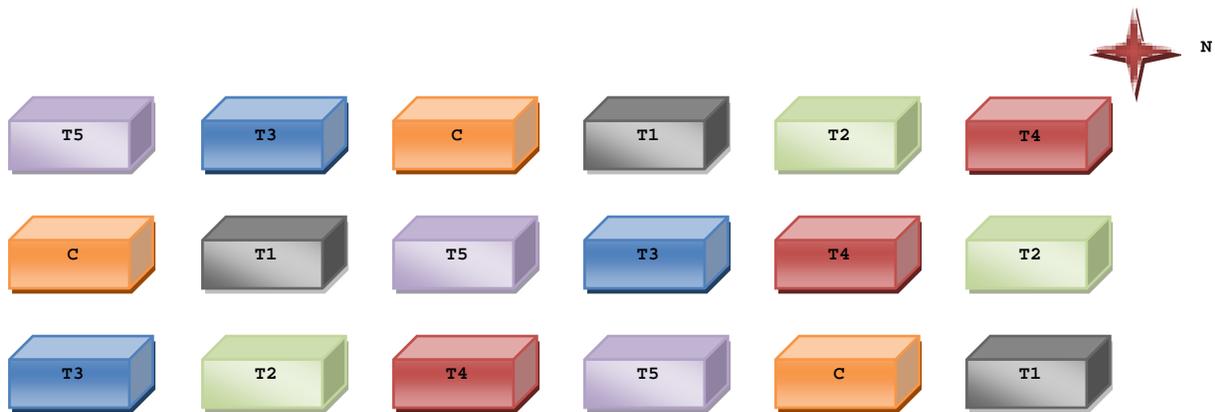


Figura 2: Distribución de tratamientos en las parcelas del experimento

5.2. Ubicación de la antigua arenera Juan Rey – Parque Entre Nubes.

El lugar donde se encuentra el experimento se encuentra en el Parque Ecológico Distrital de Montaña Entre Nubes, en la localidad de San Cristóbal al sur oriente de Bogotá D. C. sobre las coordenadas N04° 31' 09.5" W074° 05' 39.3" (Anexo 1).

5.3. Toma de Datos

El muestreo se realizó en marzo de 2010 los días 5, 8, 9 y 10.

Para definir la estructura, se siguió la clasificación de Rangel y Lozano (1986) respecto a la altura de cada individuo:

Rasante: < 0.3 m; Herbáceo: 0.3m – 1.5m; Arbustivo: 1.5m – 5m; Sub-arbóreo: 12m – 25m; Arbóreo: > 25 m

Para la toma de datos en el estrato herbáceo utilizaron en cada parcela 4 subparcelas, previamente delimitadas (Ibarra, 2009; Figura 3). En cada una se midió altura de los individuos con una cinta métrica desde la base en el suelo hasta el punto apical más alto. La cobertura de especies rasantes y herbáceas calculó según la técnica de unidades muestrales puntuales (Matteucci & Colma, 1982) haciendo uso de un cuadrante de PVC de 1 m² con cuadrículas de 0.1m² y aplicando la siguiente fórmula:

$$Xi = (m_i / M_t) \times 100$$

Donde:

m_i = No de cuadrados con especie presente

M_t = No total de Cuadrados

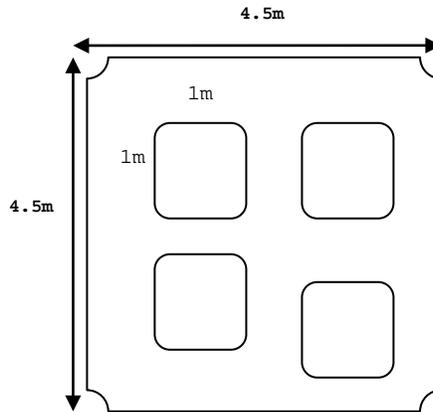


Figura 3: Tamaño de la parcela y ubicación de las subparcelas

Para el estrato arbustivo se tuvieron en cuenta todos los individuos presentes en cada parcela. Se midió su altura desde la base de la planta hasta la parte apical; la cobertura se estableció teniendo en cuenta el diámetro mayor y el diámetro menor del área que ocupe la planta y se calculará con la siguiente fórmula: $C_1 = \frac{1}{2} (D_1 \times D_2)$ (Rangel & Lozano, 1986; Figura 4).

C = Cobertura (m^2). D1= Diámetro mayor D2= Diámetro menor

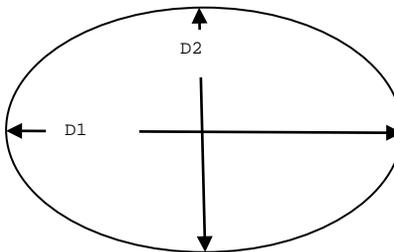


Figura 4: Método para calcular la cobertura de la copa según Rangel & Lozano (1986).

Luego de calcular la cobertura en m^2 , se hizo la conversión a porcentaje sobre el total del área de cada parcela ($20.25 m^2$), para permitir el análisis en las mismas unidades que se usaron en los estratos herbáceo y rasante.

La mayoría de especies fueron identificadas en campo con ayuda de la bióloga Carolina Moreno. Las especies no identificadas fueron colectadas y prensadas con alcohol concentrado al 75%, para su posterior identificación en el Herbario de la Universidad Javeriana.

5.4. Análisis de Datos

La evaluación de la comunidad se realizó mediante el cálculo de la riqueza promedio por tratamiento, los índices de diversidad y dominancia de las especies.

5.4.1. Composición

Se elaboró un listado de especies vegetales identificadas por familia, género y especie (Tabla 1).

5.4.2. Índices de diversidad:

Riqueza específica: En cada parcela se contó el número de especies y para cada tratamiento se promediaron los valores de las tres parcelas que lo componen.

Índice de Shannon – Wiener: Los individuos se muestrean al azar a partir de una población indefinidamente grande. Se asume que todas las especies están representadas en la muestra y entre más equitativa sea la distribución de las abundancias, más alto será el valor del índice y más diversa será la comunidad en estudio (Magurran, 1989). En este estudio, los valores de las coberturas serán tomados como abundancia relativa, para facilitar la estimación de especies clonales como las poáceas (Matteucci & Colma, 1982).

$$H' = - \sum (P_i \ln P_i)$$

P_i = proporción de individuos hallados en la especie i .

Medida de dominancia de Simpson (λ): Este índice se pondera según la abundancia de las especies más comunes, es decir que está fuertemente recargado hacia las especies más abundantes de la muestra y es menos sensible a la riqueza de especies.

$$\lambda = \sum (n_i (n_i - 1) / N_i (N_i - 1))$$

n_i = número de individuos en la especie

N_i = Número total de individuos en la muestra

5.4.3. Disimilaridad Bray-Curtis

El cálculo de la Disimilaridad Bray-Curtis se hizo con los datos de cobertura con ayuda del software *Biodiversity*[®].

5.4.4. Análisis estadístico

El análisis estadístico se hizo sobre los datos de cobertura, riqueza, diversidad y dominancia usando el software *PASW Statics 18*[®] de la empresa SPSS INC. Primero se sometieron a la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov. Los datos de dominancia fueron paramétricos, y se compararon por medio de la prueba ANOVA y posteriormente el test de Tukey. La cobertura, diversidad y riqueza no mostraron parametricidad por lo que las diferencias entre tratamientos se buscaron por medio del test Kruskal-Wallis.

6. RESULTADOS

6.1. Composición florística

En el experimento evaluado se encontraron en total 26 especies, pertenecientes a 25 géneros y 12 familias. La familia más representativa fue Asteraceae con 9 especies, seguida de Poaceae con 5 especies; Oxalidaceae y Rosaceae con 2 especies cada una y 8 familias con un solo representante (Dicranaceae, Fabaceae, Juncaceae, Phytolaccaceae, Polygonaceae, Polytrichaceae, Rubiaceae y Scrophulariaceae)(Figura 5; Tabla 1).

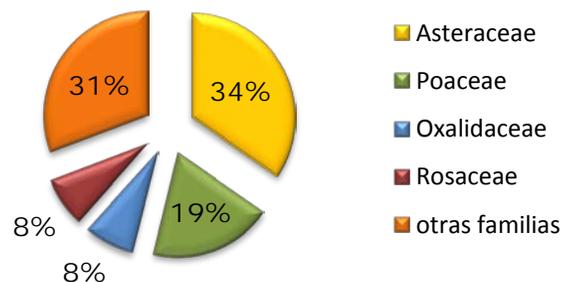


Figura 5. Distribución de Familias encontradas en el experimento

Al observar la composición de especies por cada tratamiento, se estableció que el Tratamiento Control contenía el mayor número de especies con 21 pertenecientes a 8 familias y 20 géneros.

El Tratamiento T2 fue el que tuvo menor número de especies con 4 representadas en 2 familias y 4 géneros.

Tabla 1: Clasificación de especies encontradas por tratamiento

FAMILIA	ESPECIE	C	T1	T2	T3	T4	T5
ASTERACEAE	<i>Achyrocline satureoides</i> (Lam.)	X					
	<i>Ageratina gracilis</i> (Kunth)	X					
	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.)	X	X	X		X	X
	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill)	X					
	<i>Hypochaeris radicata</i> (L.)	X					
	<i>Senecio madagascarensis</i> (Poir.)	X					
	<i>Calea</i> sp. (L.)		X				
	<i>Taraxacum officinale</i> (F.H.Wigg)	X				X	
	<i>Verbesina crassiramea</i> (S.F. Blake)			X			
DICRANACEAE	<i>Dicranum</i> sp.	X					
FABACEAE	<i>Trifolium repens</i> (Walter)	X					
JUNCACEAE	<i>Juncus efusus</i> (L.)	X					
OXALIDACEAE	<i>Oxalis corniculata</i> (L.)	X					
	<i>Oxalis medicaginea</i> (Kunt)	X			X		X
PHYTOLACCACEAE	<i>Phytolacca bogotensis</i> (Kunt)	X			X	X	
POACEAE	<i>Anthoxantum odoratum</i> (L.)	X				X	
	<i>Brachypodium mexicanum</i> (Roem. & Schult.)						X
	<i>Holcus lanatus</i> (L.)	X	X	X	X	X	X
	<i>Pennisetum clandestinum</i> (Hochst. ex Chiov.)	X	X	X	X	X	X
	<i>Stipa ichu</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	X				X	
POLYGONACEAE	<i>Rumex acetocella</i> (L.)	X					
POLYTRICHACEAE	<i>Polytrichum commune</i> (Hedw.)	X					
ROSACEAE	<i>Lachemilla orbiculata</i> (Ruiz & Pav.) Rydb.				X	X	
	<i>Rubus bogotensis</i> (Kunt)		X		X		
RUBIACEAE	<i>Galium aschenbornii</i> aff. (Nees & S. Schauer)	X					
SCROPHULARIACEAE	<i>Digitalis purpurea</i> (L)	X					

El tratamiento Control contenía 7 de las 9 especies de Asteráceas. Los otros tratamientos constaban máximo de 2 especies de esta familia a excepción del tratamiento T3 donde no hubo

presencia de ésta. *Baccharis latifolia* fue la especie que más recurrencia tuvo en los tratamientos donde se encontraban las Asteráceas.

La familia Poaceae fue la única presente en todos los tratamientos con las especies *Holcus lanatus* y *Pennisetum clandestinum*. La mayoría de especies estuvo representada en el tratamiento Control, a excepción de *Brachipodium mexicanum* que sólo estaba en el Tratamiento 5. El Tratamiento 4 Tuvo la misma composición de gramíneas que el tratamiento Control.

Dos especies de musgos (Clase Briophyta: *Polytrichum commune* y *Dicranium sp.*) se encontraron solamente en el Tratamiento Control, la clase Monocotiledonea fue representada con dos familias (Juncaceae y Poaceae) y La clase Dicotiledónea con 8 familias.

6.2. Estructura

La estratificación de la comunidad se hizo de acuerdo a la distribución vertical de la vegetación según su altura (Rangel & Lozano 1986) en donde se establecieron los siguientes intervalos: Rasante: < 0.3 m; Herbáceo: 0.3m – 1.5m; Arbustivo: 1.5m – 5m.

El estrato arbustivo muestra bajas coberturas en los tratamientos, nunca superiores al 26.4% (T2)(Figura 6). *Baccharis latifolia*, *Calea sp* y *Verbesina crassiramea* son las únicas especies que alcanzaron este estrato. *B. latifolia* está presente en el Control y 4 tratamientos. Alcanza su cobertura máxima en el tratamiento T2 con 13.76% (Figura 6) y en C, T1, T4 y T5, tiene también pequeñas coberturas (12.2%, 1.4%, 7.9%respectivamente). Las coberturas de esta especie corresponden a 15 individuos presentes en el experimento de los cuales 9 se ubican en las parcelas Control y 6 se reparten en los tratamientos con biosólidos. 8 de estos arbustos han alcanzado la altura necesaria para hacer parte del estrato arbustivo. *Verbesina crassiramea* hace presencia en el tratamiento T2 con una cobertura de 12.65% representada con un individuo en el estrato arbustivo y otro en el estrato herbáceo. *Calea sp* se encuentra únicamente en el tratamiento T1 con una cobertura de 12.65%.

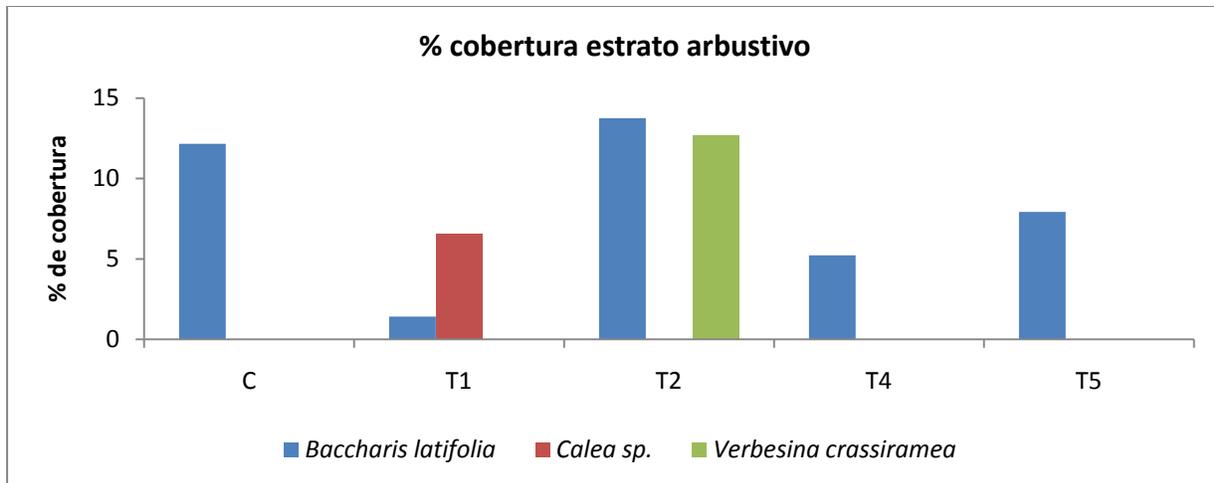


Figura 6: Porcentaje de Coberturas de especies en estrato arbustivo por tratamiento.

El tratamiento Control presenta el mayor porcentaje promedio de cobertura del estrato rasante con un 51.42% (Figura 7). *Hypochaeris radicata* fue la especie que más cobertura presentó en este estrato con un 15% seguida de *Penisetum clandestinum* con un 14.8%. El otro 20% de las especies en el estrato estuvo compuesta de 12 especies que no sobrepasaban el 10% (*Trifolium repens*, *Polytrichum commune*, *Rumex acetocella*, *Senecio madagascarensis*, *Oxalis corniculata*, *Achyrocline satureoides*, *Dicranium sp.*, *Gamochaeta americana*, *Digitalis purpurea*, *Stipa ichu*, *Taraxacum officinale* y *Galium aschenbornii*) (Figura 8). En éste tratamiento un 2.63% del área era suelo desnudo sin cobertura vegetal (Figura 7).

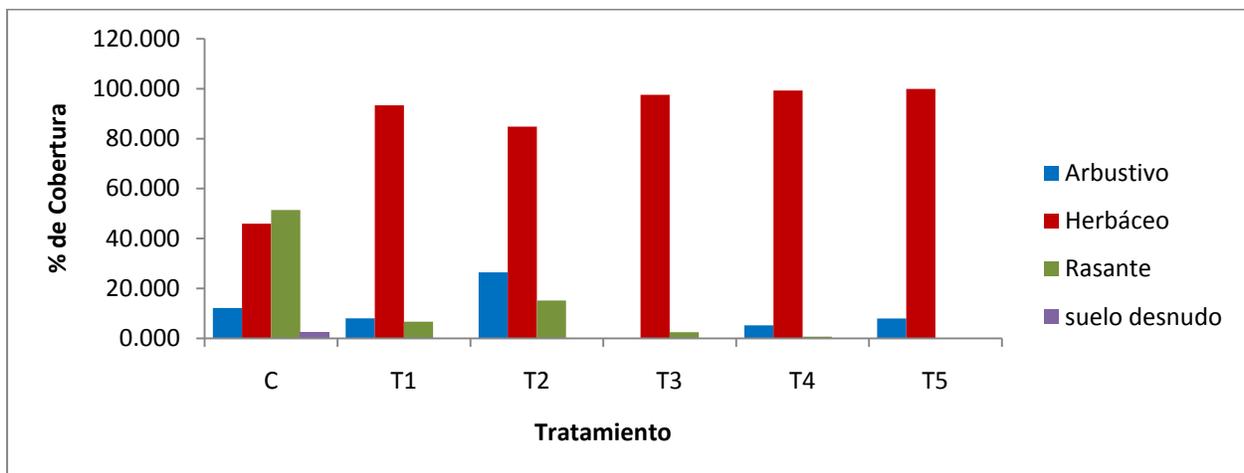


Figura 7: Porcentaje de cobertura por estrato en los diferentes tratamientos

En los tratamientos con biosólidos, el estrato rasante obtuvo coberturas insignificantes con especies como *Oxalis medicaginea* (T5) y *Taraxacum officinale* (T4), que no sobrepasaban el 1%. *Lachemilla orbiculata* hizo presencia en los tratamientos T3 y T4 con 2.38% y 0.5% respectivamente (Figuras 9 y 10). En el tratamiento T2 hay una cobertura rasante promedio de 15,2% ocupada en su mayoría (14.8%) por *Pennisetum clandestinum* (Figura 9b).

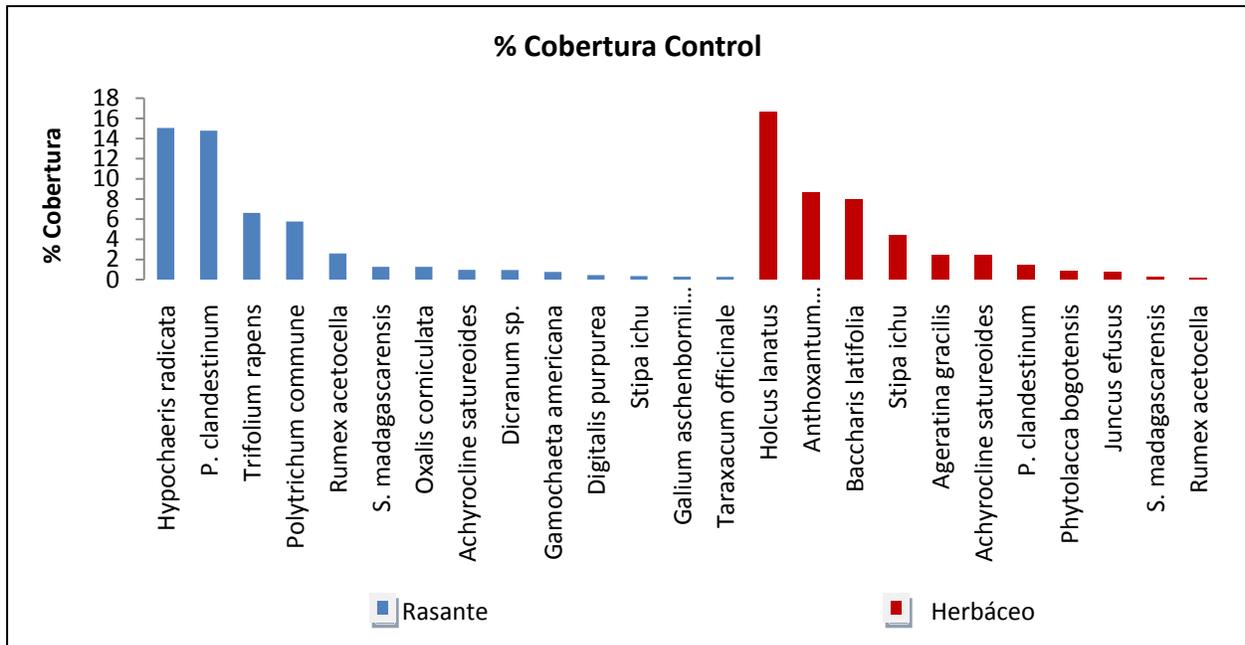


Figura 8: Cobertura de especies en estratos rasante y herbáceo, en el tratamiento Control (C).

El estrato herbáceo se estableció como el estrato dominante en las parcelas en donde se aplicaron biosólidos. En T1, T3, T4 y T5 la cobertura herbácea fue mayor al 90% mientras que T2 mostraba coberturas de 84.8.7% (Figura 7). En este estrato estaba presente la especie *Pennisetum clandestinum* que siempre tenía coberturas con más del 50%, acompañada de *Holcus lanatus* que con valores pequeños (del 5% al 15%) se encontraba en todos los tratamientos (Figuras 8, 9, 10 y 11). En el tratamiento Control, el estrato herbáceo tuvo un comportamiento diferente con una cobertura de 46%, compuesta por *Holcus lanatus* (16.6%), *Anthoxantum odoratum* (8.6%), *Baccharis latifolia* (8%) y otras 8 especies con coberturas menores al 5% (*Stipa ichu*, *Achyrocline satureoides*, *Ageratina gracilis*, *Pennisetum clandestinum*, *Phytolacca bogotensis*, *Juncus efusus*, *Senecio madagascarensis* y *Rumex acetocella*); (Figura 8).

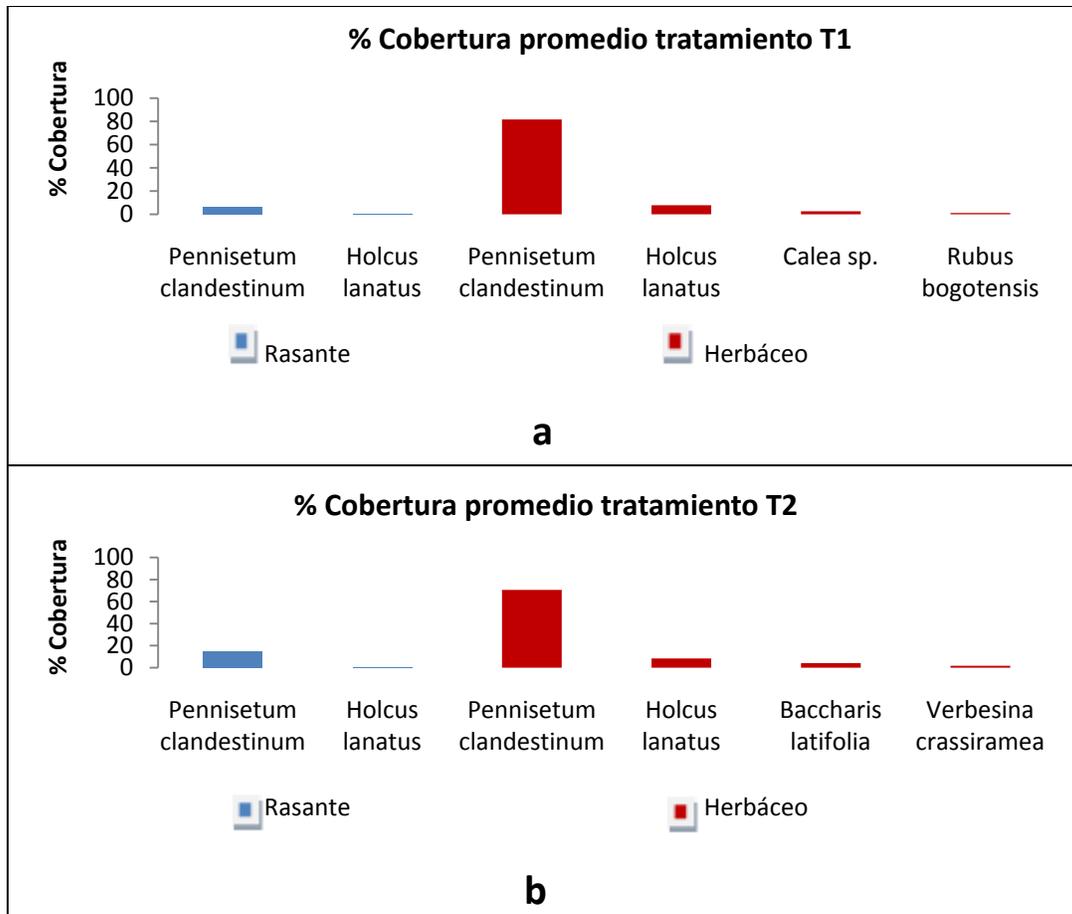


Figura 9: Cobertura promedio de especies por tratamiento en estratos rasante y herbáceo. **a.** Tratamiento T1; **b.** Tratamiento T2

El tratamiento T3 no posee ninguna especie en el estrato arbustivo. El 97.5% de su cobertura pertenece al estrato herbáceo que lo domina *Pennisetum clandestinum* con 85.6% y algunos individuos de *Phytolacca bogotensis* que ocupan un 3.6% (Figura 10). Una estructura muy similar se encuentra en los tratamientos T4 y T5 donde *P. clandestinum* tiene coberturas de 76.6% y 88% y *H. lanatus* con 15.7% y 11.1% respectivamente (Figura 10).

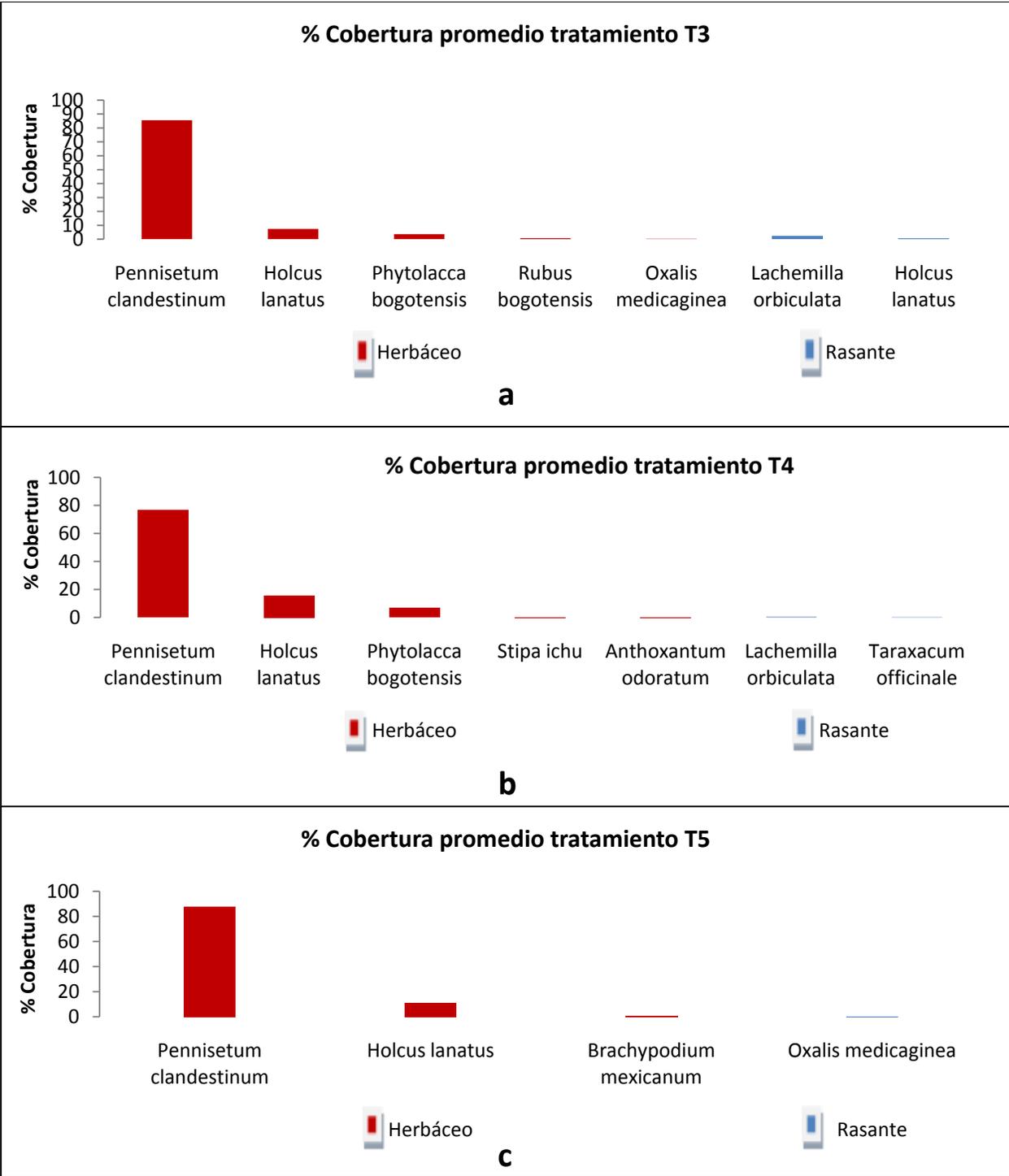


Figura 10: Cobertura promedio de especies en tratamientos con biosólidos, estrato rasante y herbáceo. **a.** T3; **b.** T4; **c.** T5

6.3. Forma de Vida

Según la clasificación de formas de vida de Raunkiaer, 16 especies correspondientes al 64% de las encontradas en el experimento, son **Hemicriptófitas**, 4 especies son **Caméfitos**, 3 son **Fanerófitos** y 3 son **Criptófitos**. Las hemicriptófitas como *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus* estuvieron presentes en todos los tratamientos. El tratamiento control contó con mayor número de especies con esta forma de vida. Las especies caméfitas como *Senecio madagascarensis* y *Achyrocline satureoides* estuvieron exclusivamente en el Control; *Phytolacca bogotensis* hizo presencia en los tratamientos Control, T3 y T4 y *Calea sp.* estuvo presente en el tratamiento T1. Las especies criptófitas cuyas yemas reproductivas se encuentran debajo de la superficie fueron *Oxalis corniculata*, *O. medicaginea* y *Trifolium repens* (Figura 11; Anexo 2).

El fanerófito más importante fue *Baccharis latifolia* que sólo estuvo ausente en el tratamiento T3. *Verbesina crassiramea* fue el único fanerófito del tratamiento T2 y *Rubus bogotensis* estuvo presente en los tratamientos T1 y T3.

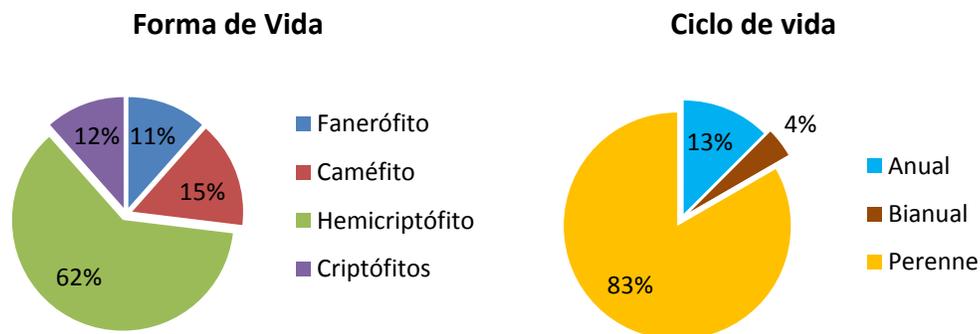


Figura 11: Formas de vida según Raunkiaer (1934) y Ciclo de vida.

Al observar los ciclos de vida de las especies, las más comunes fueron las especies perennes que correspondieron a un 84% (19) de las encontradas en todo el experimento. Las 3 especies Anuales, (*Senecio madagascarensis*, *Polytrichum commune* y *Dicranium sp*) y la única Bianual (*Digitalis purpurea*) se encontraron exclusivamente en el tratamiento Control (Figura 11; Anexo 2).

Según el modo de dispersión, la anemocoria es el sistema más común utilizado por 20 especies en su mayoría Asteráceas y Poáceas. La zoocoria es el segundo método más común en 9 especies de las cuales 3 son exclusivamente zoócoras (*Phytolacca bogotensis*, *Rubus bogotensis* y *Galium aschenbornii*). Las otras 6 corresponden a todas las Gramíneas que comparten estos dos métodos de dispersión. *Oxalis corniculata*, *O. medicaginea* y *Trifolium repens* son Autócoras y se dispersan gracias a la explosión de la cápsula que contiene las semillas. *Rumex acetocella* y *Dicranium sp.* son especies anemócoras que algunas veces son dispersadas por hidrocoria (Anexo 2).

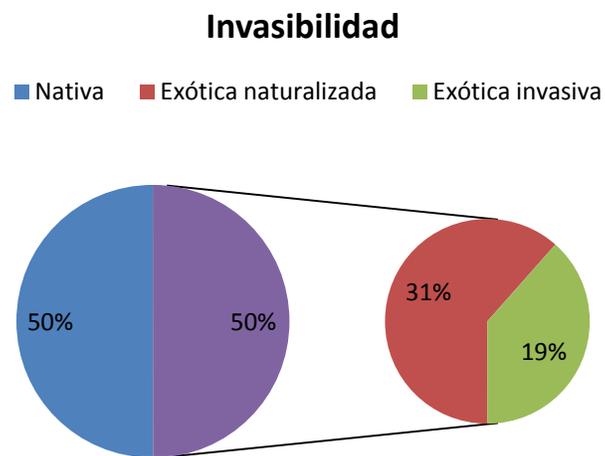


Figura 12: Porcentaje especies nativas y exóticas.

Las especies nativas constituyeron el 50% (13) de las especies presentes en el experimento. El otro 50% fueron especies exóticas, de las cuales 5 tienen características de especies invasoras. *Pennisetum clandestinum* es la especie invasora más común que domina en los tratamientos con biosólidos, mientras que *Baccharis latifolia* fue la especie nativa más importante (Figura 12; Anexo 2).

6.4. Análisis Estadístico

6.4.1. Cobertura

Al hacer la comparación de las coberturas entre tratamientos, se observó que no presentaban una distribución normal por lo cual fue necesario elaborar la prueba no paramétrica Kruskal-

Wallis. Esta indicó que existían diferencias significativas entre los tratamientos y con un $p < 0.0001$ y un nivel de significancia de 0.05 (Anexo 3).

Al hacer la comparación entre los tratamientos con aplicación de biosólido, la prueba Kruskal-Wallis no encontró diferencias significativas entre éstos ($p = 0.587$; $\alpha = 0.05$).

6.4.2. Riqueza

El tratamiento que obtuvo mayor riqueza fue el Control con 15.3 especies promedio y el que presentó el menor promedio de especies fue T1 y T5 con 3 especies por parcela (Figura 12).

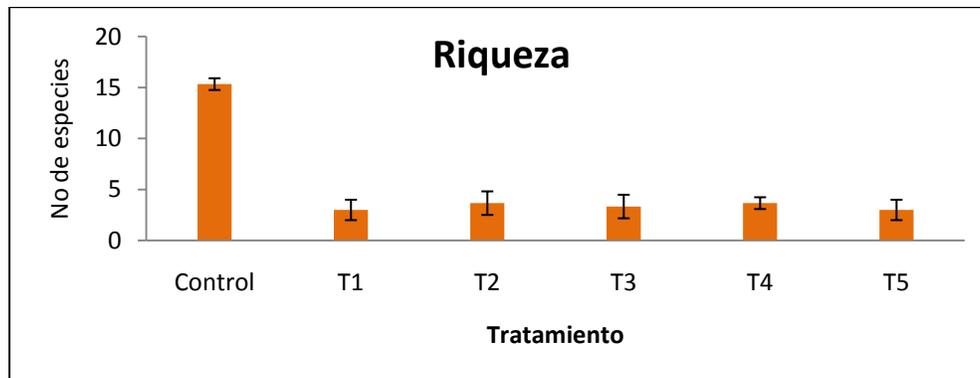


Figura 12: Valores promedio de Riqueza por tratamiento.

Según el análisis de varianza, se observaron diferencias significativas entre el control y los tratamientos con biosólido ($p < 0.001$, $\alpha = 0.05$) (Anexo 4). Esto fue confirmado por la prueba Tukey que detectó la diferencia del Control con los otros tratamientos, mas no observó diferencias significativas entre los biosólidos. Los datos presentaban homogeneidad entre varianzas.

6.4.3. Diversidad Shannon-Weiner

Los índices de indicaron una alta diversidad (2.221) para el Control y diversidades bajas para los tratamientos con biosólidos. De éstos T4 fue el más diverso con un promedio de 0.686 y T3 fue el menos diverso con un índice de 0.504 (Figura 13).

Los valores de diversidad en las parcelas mostraron diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.0001$; $\alpha = 0.05$) (Anexo 4). La posterior prueba Tukey demostró que el control era diferente a los demás tratamientos. Los datos mostraron homogeneidad entre las variables.

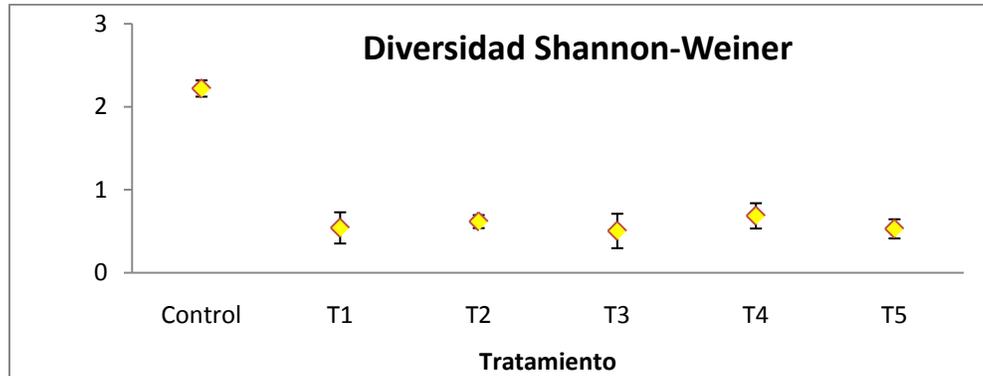


Figura 13: índices promedio de diversidad Shannon-Weiner en los tratamientos.

6.4.4. Índice de dominancia de Simpson

La dominancia más alta se observó en el tratamiento T3 que obtuvo un índice promedio de 0.747, mientras que el valor más bajo fue el del tratamiento Control con un índice de 0.138. Al realizar la prueba estadística a través del programa PASW Statics®, se encontró que los datos presentaban normalidad y según el análisis de varianza los tratamientos presentaban diferencias significativas ($p < 0.0001$; $\alpha = 0.05$) (Figura 14; Anexo 5).

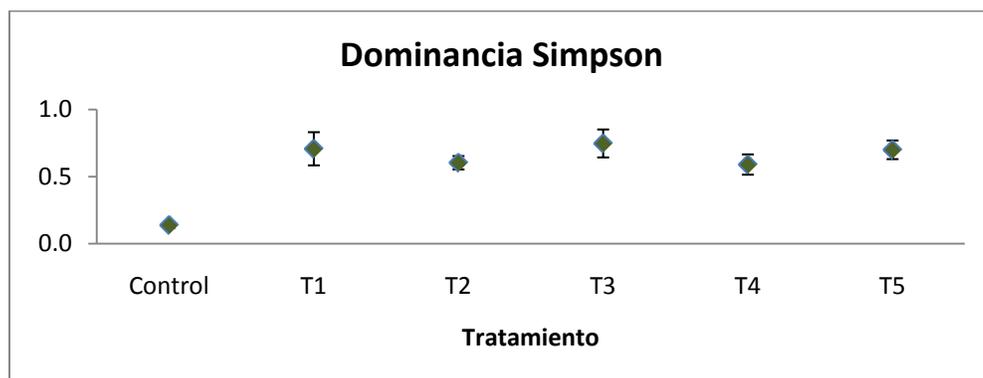


Figura 14: Valores promedio Dominancia Simpson de cada tratamiento.

6.4.5. Índice de Equidad de Pielou

Al observar la equidad entre la riqueza y la diversidad, se encontró que el tratamiento control fue el más equitativo con un índice de 0.814 mientras que T3 presentó la menor equidad con un índice 0.419. Los valores de este índice presentaron normalidad y según el análisis de varianza no mostraron diferencias significativas entre tratamientos ($p=0.75$; $\alpha=0.05$).

6.4.6. Índice de disimilaridad Bray-Curtis

Este índice fue calculado a partir de las coberturas de las especies. Según éste, T1 y T5 fueron los más parecidos con un 90.4% de similitud. El Control fue el tratamiento más diferente de todos con semejanzas menores al 37% respecto a los tratamientos con biosólidos. Es importante destacar la alta semejanza de T5 con todos los tratamientos con biosólidos que siempre fueron superiores al 85% (Figura 14) (Anexo 5).

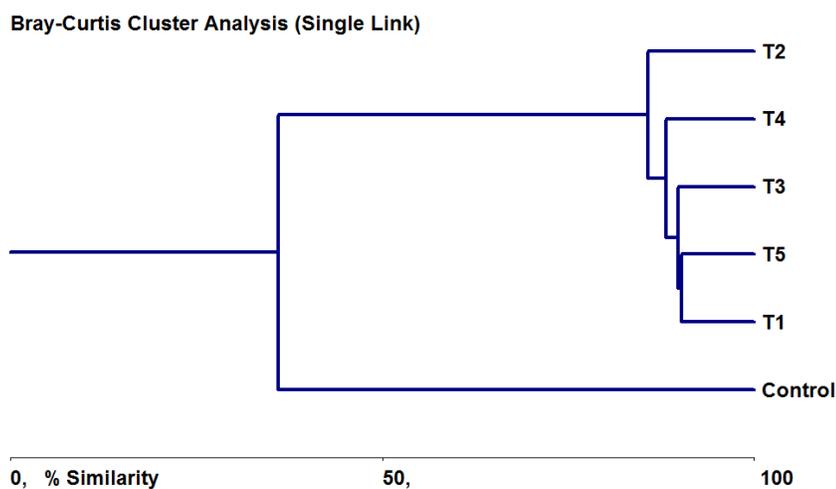


Figura 15: Clúster de Similitud de Bray-Curtis (%)

7. DISCUSIÓN

7.1. Composición Florística

La familia con más especies encontrada en el experimento fue Asteraceae. Gentry (1993) define esta familia como la más numerosa de las Angiospermas y presenta una gran variabilidad en sus formas de vida como hierbas, lianas, arbustos y árboles (Heywood, 1995). El estudio realizado por Rangel & Velásquez (1997) indican que esta familia domina los matorrales en los

páramos colombianos y presenta el mayor número de especies en este bioma. El tratamiento Control presenta 7 especies de Asteráceas de las 9 encontradas en el experimento; Mora (1999) encontró que esta familia era una de las más importantes en tres fases de sucesión primaria y se mantenían hasta 10 años después del disturbio. Su forma de dispersión anemócora, sus características competitivas y su capacidad de persistencia en lugares disturbados explican su riqueza.

La familia Poaceae fue la segunda familia con más especies que se establecieron en el experimento. Su forma de dispersión anemócora facilita el reclutamiento de semillas durante la colonización inicial y su característica clonal de expandirse les permite establecerse rápidamente sobre una zona perturbada (Svensson *et al*, 2006). Varias especies son mundialmente conocidas por su capacidad invasora y su establecimiento en comunidades vegetales nativas disturbadas y no disturbadas (D'Antonio & Vitousek, 1992). Según Heywood (1995) es la familia más dominante del mundo y la tercera más abundante después de Asteraceae y Orchidaceae.

En los tratamientos con aplicaciones de biosólidos, Poaceae fue la familia que obtuvo mayor cobertura, dominando incluso el 90% de área en algunos tratamientos. Paschke *et al* (2005), Ghani *et al* (2003) y Smith & Tibbett (2003) también reportaron una alta dominancia de pastos perennes en parcelas con aplicación de biosólidos lo que indica que estas especies tienen una respuesta positiva al nitrógeno adicional que se encuentra en esta enmienda orgánica cuando es aplicada en el suelo.

Trifolium repens, *Oxalis corniculata*, *Hypochaeris radicata*, *Taraxacum officinale*, *Digitalis purpurea* y *Rumex acetocella* corresponden a especies exóticas ruderales que normalmente se encuentran en sitios disturbados por minería y pastoreo a estas altitudes y generalmente son pioneras en la colonización después del disturbio (Escobar, 2005; Ochoa, 2005; Cárdenas, 2006).

Las especies nativas de hábito herbáceo como *Lachemilla orbiculata*, *Oxalis medicaginea*, *Galium ascherbornii* y *Gamochaeta americana* son normalmente encontradas en páramos y responden positivamente zonas disturbadas (Rangel & Velásquez, 1997) al igual que las exóticas *Rumex acetocella*, *Trifolium repens*, *Anthoxantum odoratum* (Cárdenas & Vargas,

2008). *Phytolacca bogotensis*, *Achyrocline satureoides*, *Rubus bogotensis* son consideradas como especies nativas pioneras que tienen comportamiento de invasoras y colonizan rápidamente áreas alteradas en páramos, donde la remoción del suelo facilita la implantación de semillas (Vargas, 2000).

La presencia de sólo dos especies de musgos (Clase Briophyta) en el Control muestra el alto impacto del disturbio ocasionado por la minería. Colombia es considerado como el segundo país más rico en briófitos y su zona altitudinal de 2500 - 3000 m.s.n.m tiene la mayor riqueza de especies con más de 380 (Churchill & Linares, 1995). *Polytrichum commune* es conocida como una especie exótica ruderal que coloniza ambientes fuertemente disturbados (Clément & Touffet, 1990) y *Dicranium sp.* es la única especie nativa encontrada en el experimento, a pesar que su familia (Dicranaceae) tiene el mayor número de especies en la Cordillera Oriental (Churchill & Linares, 1995). Rangel (2000) argumenta que la fragmentación de los ecosistemas altera procesos vitales importantes como la reproducción y disminuye la capacidad de perpetuación de estas especies. Las actividades humanas como la minería, ganadería, destrucción de páramos y cuerpos de agua, entre otros, afectan directamente el hábitat natural de muchas especies de Briófitos y los llevan a su desaparición.

7.2. Estructura

Según los resultados de la cobertura, *Pennisetum clandestinum* es la especie más importante que domina en todos los tratamientos con biosólidos. Esta especie exótica es originaria de África y ha logrado expandirse por todo el mundo (Wilén & Holt, 1996). D'Antonio & Vitousek (1992) indican que los pastos exóticos compiten efectivamente con las especies nativas por los nutrientes y el agua del suelo gracias a sus sistemas radiculares densos y superficiales. Estos autores también resaltan el papel que cumple el denso follaje en la competencia por luz solar lo que le brinda una gran ventaja sobre las especies herbáceas y arbustivas.

Varias investigaciones han demostrado la respuesta positiva de gramíneas perennes a distintas aplicaciones con biosólido. Paschke *et al* (2005) encontraron una alta abundancia de pastos en sus parcelas con aplicaciones de biosólidos y argumentaron que esta enmienda favorece las gramíneas perennes y tienen un efecto negativo en el crecimiento de de arbustos. Carson &

Barret (1998) observaron la producción primaria de una comunidad vegetal en tratamientos con fertilizantes y biosólidos encontrando que las poáceas perennes *Festuca eliator* y *Poa pratensis* respondían con alta productividad en biomasa y dominando las comunidades 3 años después de su establecimiento. En Colombia, el estudio realizado por Ochoa y Barrera (2007) en donde enriquecieron el sustrato con biosólidos, *Pennisetum clandestinum* y *Holcus lanatus* obtuvieron los mayores porcentajes de cobertura.

Los altos valores de dominancia de Simpson obtenidos en los tratamientos con biosólidos concuerdan con las altas coberturas de *P. clandestinum* en los tratamientos. Por ejemplo T4 presenta el índice dominancia más bajo entre las parcelas con biosólido (0.590) y la cobertura de *P. clandestinum* alcanza el valor más bajo en este tratamiento con 59.7%. En T3 el índice de Simpson fue 0.747 y a pesar que la cobertura del kikuyo no era la más alta entre tratamientos (60%), este tratamiento fue totalmente dominado por el estrato herbáceo, lo que demuestra que el índice responde al grupo de especies que controla la comunidad y que presentan la mayor productividad (Odum, 1972).

Los biosólidos se caracterizan por generar un ambiente físico aireado y tener una alta concentración de nutrientes fundamentales para el crecimiento de las plantas, en especial Nitrógeno y Fósforo lo que brinda un terreno apto para el crecimiento de muchas especies vegetales (Sort & Alcañiz 1996; Crush *et al*, 2006; Barrera *et al*, 2008). Sin embargo el camino de la sucesión es definido por los atributos vitales individuales de las especies, mas no por la disponibilidad de recursos en el lugar del disturbio (Connell & Slatyer, 1977; Noble & Slatyer, 1980; Gleason 1926). La dominancia de *P. clandestinum* en las parcelas enmendadas, 4 años después de iniciado el proceso de sucesión, no responde a la presencia de altos niveles de nitrógeno, sino a la alta capacidad de competencia para obtener otro recurso fundamental como la Luz. Tilman (1986) indica que, si la competencia por nitrógeno es importante durante los procesos de sucesión temprana, la importancia de competencia por luz se incrementa significativamente en la sucesión tardía. Paschke *et al* (2000) estudiaron el aprovechamiento del nitrógeno en condiciones de abundancia y escasez y observaron que las especies de sucesión temprana (pastos y hierbas anuales) tenían mejor capacidad para explotar el nitrógeno cuando era abundante, pero al disminuir su disponibilidad eran remplazadas por especies de pastos,

hierbas y arbustos perennes que tenían menor capacidad de extracción de N del suelo. Según el modelo de competencia de Tilman, el mejor competidor es aquel que puede reducir el consumo de un recurso a menores niveles que sus competidores (Tilman, 1985).

La intensa competencia por la luz y la poca competencia por un recurso abundante como el N, explica la alta similitud en las coberturas de las parcelas con aplicación de biosólido observado en el análisis Bray-Curtis y confirmado por la prueba Kruskal-Wallis (Figura 15; Anexo 5). Ibarra en el año 2009 realizó la caracterización de las variables químicas del suelo contenido en este mismo experimento y encontró que los valores del nitrógeno en las parcelas enmendadas con biosólidos eran altos (T1=0.79; T2=0.98; T3=0.95; T4=1.21; T5=1.05. Según la estimación de %N del IGAC: %NT>0.5= alto), lo que demuestra la abundancia de este recurso en éstos tratamientos. Sin embargo al no existir un stress generado por disponibilidad de Nitrógeno, la competencia por Luz toma más importancia (Tilman, 1986) y esto favorece el crecimiento clonal de pastos perennes que presentan raíces superficiales y invierten más recursos en la creación de tejidos fotosintéticos que estructurales (Svensson *et al*, 2006).

Las bajas coberturas de las especies del tratamiento Control muestran su comportamiento zonas con baja disponibilidad de recursos, en donde los individuos invierten más energía en la generación de sistemas radiculares más eficientes para la extracción de nutrientes que en tejidos fotosintéticos (Crawley, 1997; Tilman, 1986). Ibarra (2009) reportó niveles bajos de Nitrógeno y otros nutrientes en el control (%N = 0.06; IGAC %NT < 0.25 = bajo). Sin embargo se observa que la cobertura vegetal de las parcelas se acercan al 100%, con sólo un 2.63% de suelo desnudo, lo que concuerda con Moreno y colaboradores (2004) que indican que en sitios pocos productivos, la cobertura vegetal tiende a alcanzar el 100% a medida que avanza la sucesión.

Los altos porcentajes de cobertura del estrato herbáceo posiblemente han impedido el aumento de cobertura del estrato arbustivo que alcanza su valor más alto en T2 con un 16.2%. *Baccharis latifolia* es la especie arbustiva más abundante gracias a su forma anemócora de dispersión y su capacidad de habitar suelos pesados o deteriorados con algo de materia orgánica y humedad (Salamanca & Camargo, 2000). Bartholamäus *et al* (1995) destaca la capacidad de esta especie en colonizar suelos erosionados y pastizales de *P. clandestinum*, sin

embargo varios autores afirman que la abundancia de especies arbustivas es fuertemente afectada por la presencia de gramíneas exóticas (Posada *et al*, 2000; Rydin & Borgegard, 1991; Groenendijk *et al*, 2005).

Posada *et al* (2000) estudiaron el efecto de *P. clandestinum* sobre varios arbustos leñosos, entre ellos *B. latifolia*. Estos autores observaron que el 35 % de la biomasa aérea de *P. clandestinum* estaba localizada en los estolones y creaban una barrera física que inhibía la germinación y el establecimiento de las semillas de arbustos. Esto explica la alta cantidad de individuos de *B. latifolia* en el tratamiento Control y su cobertura superior respecto a los tratamientos con biosólidos. Paschke *et al* (2005) obtuvieron un resultado similar cuando evaluaron la biomasa de los arbustos comparando parcelas con biosólido y sin biosólido llegando a la conclusión que para una comunidad arbustiva la aplicación de esta enmienda tenía efectos positivos a corto plazo, pero efectos negativos a largo plazo.

Posiblemente la germinación de *B. latifolia* en las parcelas con biosólidos sucedió antes que *P. clandestinum* dominara la cobertura de las parcelas. El muestreo de la vegetación realizado por Ibarra (2009) reporta la presencia de *B. latifolia* en los tratamientos Control, T2, T4 y T5, lo que demuestra la persistencia de estas especies en el experimento. Posada *et al* (2005) concluye que para el establecimiento de arbustos en un lugar dominado por *P. clandestinum* es necesario reducir la biomasa de esta especie ya sea por medio de podas o pastoreo.

Ippolito *et al* (2000) afirma que los biosólidos compostados incrementan el crecimiento y la producción de biomasa de los arbustos, aunque reducen su supervivencia, esto se refleja en las especies *Phytolacca bogotensis* y *Rubus bogotensis* que redujeron notablemente su cobertura y presencia respecto al estudio hecho un año atrás por Ibarra (2009). Sin embargo, también puede ser resultado del reemplazamiento de especies después de haber alcanzado su punto de vida crítico (Connell & Slatyer, 1977). Vargas (2000) considera algunos géneros de estas especies como D-pioneras-anales o bianuales (*Phytolacca*, *Achyrocline*, *Gnaphalium*, *Hypochaeris*). Su comportamiento es tipo invasor y las considera como especies pioneras que son eliminadas posteriormente por competencia.

7.3. Riqueza y Diversidad

Según la prueba ANOVA, la riqueza y diversidad presentaron diferencias significativas entre los tratamientos. Se observa un mayor número de especies en el tratamiento control respecto a los tratamientos con biosólidos.

Estas diferencias se observan en forma significativa en el estudio de Paschke *et al* (2000) en donde se redujo significativamente la diversidad de especies al aplicar biosólidos mientras aumentaba la dominancia de gramíneas perennes. Ippolito *et al* (2010) también concluyó en su estudio con biosólidos por 13 años que la estimulación del crecimiento de pastos perennes generada por biosólidos resulta en una reducción significativa en la diversidad de especies. Moreno *et al* (2004) explican que las condiciones poco favorables para el crecimiento vegetal en los controles, proveen más espacio y heterogeneidad ambiental, lo que favorece el aumento en la diversidad de especies.

Carson & Barret (1988) estudiaron la sucesión en parcelas enmendadas con fertilizantes y biosólidos. Observaron que en los primeros años, la riqueza de especies era mayor en las parcelas enmendadas que en los controles, sin embargo, a medida que las especies anuales iban siendo reemplazadas por especies perennes, el dosel se iba cerrando y el denso follaje reducía notablemente la riqueza y diversidad de las comunidades establecidas en las parcelas enmendadas. Posiblemente sucedió lo mismo en las parcelas enmendadas con biosólidos en el presente estudio, donde los valores de riqueza y diversidad son significativamente bajos respecto al Control.

7.4. Formas de Vida

Las especies hemicriptófitas representaron el 64% de las encontradas. La posición de sus yemas vegetativas se encuentran cerca del suelo, lo que favorece su protección de climas fríos (Crawley, 1997). Según Svensson y colaboradores (2006) las hierbas perennes clonales son hemicriptófitas que protegen sus yemas vegetativas de la herbivoría y desecación por medio de sus densos estolones secos en épocas adversas.

Las caméfitas representaron un 15%. Mateucci & Colma (1982) destacan que estas especies protegen sus yemas reproductivas con sus tejidos leñosos muertos y les permiten permanecer latentes en temporadas de stress hídrico. Sin embargo, esta forma de vida es más viable en climas extremos y con niveles de radiación alta (Crawley, 1997).

El 83% de las especies encontradas en el experimento presentaron un ciclo de vida perenne. Cuatrecasas en 1964 (Citado por Cárdenas, 2006) observó que los ciclos de vida en el páramo son en su mayoría perennes ya que un ciclo de vida anual está sometido a estación de crecimiento muy corta y muy fría. Esto genera tasas metabólicas muy altas para generar germinación, floración y producción de semillas en periodos muy cortos, por lo cual es una estrategia poco viable y muy rara en estas altitudes. Sin embargo en el experimento se observaron 3 especies anuales y una bianual de las cuales 2 son musgos y las otras dos son hierbas exóticas naturalizadas muy comunes en la zona (Cortés *et al*, 1999).

Otra característica de las hierbas perennes es que secan sus tallos al nivel del suelo al final de la época de crecimiento. La ventaja de esta forma de crecimiento es que los tallos son resistentes a la desecación, al congelamiento o a enemigos naturales durante la época no favorable (Crawley, 1997).

Otra ventaja de los hábitos herbáceos perennes es la habilidad de “moverse” a través de rizomas, estolones o tallos enraizados como *P. clandestinum* y *H. lanatus*. Es un esparcimiento radial a través de entidades clonales que permite explotar hábitats separados y moverse a través de sustratos inhabitables. También le permiten sobresalir a través de una matriz densa de plantas más altas como lo hace *Trifolium repens* (Crawley, 1997).

8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- El camino de la sucesión en suelos enmendados con biosólidos no depende de la cantidad de nutrientes disponibles en éstos, sino de los atributos individuales de las especies que logran colonizar y persistir en estos sustratos.
- La especie exótica *Pennisetum clandestinum* impide la generación de un estrato arbustivo y el establecimiento de especies de sucesión tardía que puedan generar un dosel y así existan avances en las etapas serales de la sucesión.
- Los biosólidos permiten el rápido establecimiento de especies arbustivas, pero no garantizan su sobrevivencia a largo plazo.
- Al aplicar biosólidos como enmienda orgánica es necesario decidir cuál va ser el objetivo de la restauración, para así hacer un control de las especies exóticas y permitir el establecimiento de nuevas especies que acerquen el proceso sucesional a la meta esperada.
- La mejor mezcla biosólido-estéril será la que me permita un rápido establecimiento de la vegetación en las etapas iniciales de la sucesión. Luego de esto es necesario realizar un mantenimiento continuo para evitar la fuerte dominancia de especies que impidan el establecimiento de otras.
- Se recomienda sembrar arbustos perennes sobre los biosólidos antes que las especies invasoras como *P. clandestinum* cubran la superficie. De esta forma se evitará el estancamiento de la sucesión y el crecimiento de estos arbustos evitará la total dominancia de una sola especie, aumentando paulatinamente la diversidad de la comunidad.

9. BIBLIOGRAFÍA

- **Alcañiz J.** Utilización de lodos de depuradoras urbanas en la restauración de canteras. En: *Memorias Curso internacional de Restauración de Canteras y uso de biosólidos*. Pontificia Universidad Javeriana. 2004.
- **Andrés PJ. & Alcañiz.** Restauración de minería con fangos de depuradora. En: **Barrera-Cataño JI, Contreras-Rodríguez S, Ochoa-Carreño AC, Perilla-Castro SC, Garzón-Yepes N, Rondón-Camacho DC (eds).** *Restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto en Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. 2009; 221 – 233.
- **Andrés, P.** Minería y planificación del territorio: Un juego de escalas. En: **Barrera-Cataño JI, Contreras-Rodríguez S, Ochoa-Carreño AC, Perilla-Castro SC, Garzón-Yepes N, Rondón-Camacho DC (eds).** *Restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto en Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 2009; 57 – 70.
- **Arias A.** Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la Cantera Soratama, localidad Usaquén – Distrito Capital. **Trabajo de pre-grado**. Facultad de Ciencias Ambientales y Rurales. Pontificia Universidad Javeriana. 2005; 117 p.
- **Barrera JI & Ríos HF.** Acercamiento a la ecología de la restauración. *Pérez-Arbelaezia*. 2002; 13: 33 – 46.
- **Barrera JI.** Barreras al restablecimiento natural y a la restauración ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. En: **Barrera-Cataño JI, Contreras-Rodríguez S, Ochoa-Carreño AC, Perilla-Castro SC, Garzón-Yepes N, Rondón-Camacho DC (eds).** *Restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto en Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 2009; Pp 35 – 44.
- **Barrera, J. I. et al.** Aplicación experimental de mezclas de estériles y biosólidos como una estrategia de Restauración Ecológica de áreas afectadas por minería a cielo abierto. El caso de la Arenera Juan Rey, Bogotá D.C. (Síntesis Fase II). Pontificia Universidad Javeriana - Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente (DAMA) hoy Secretaria Distrital de Ambiente (SDA). 2007.
- **Barrera-Cataño JI & Valdés-López C.** Herramientas para abordar la restauración ecológica de áreas disturbadas en Colombia. *Universitas Scientiarum: Revista facultad de Ciencias, Pontificia Universidad Javeriana*. 2007. 12: 11 – 24.
- **Barrera-Cataño JI.** Modelos teóricos y experimentales en la ecología de la restauración. En: **Barrera-Cataño, J. I.; M. Aguilar-Garavito & D.C. Rondón-Camacho (eds).** *Experiencias de Restauración Ecológica en Colombia*. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 2008; 23 – 36.

- **Bartholomäus A, De la Rosa A, Santos J, Acero L, Moosbrugger W.** *El manto de la tierra: la flora de los Andes.* CAR, KGZ, KFW. Bogotá, Colombia. 1995; 109 – 127.
- **Bazzaz FA & Pickett STA.** Physiological ecology or tropical succession: a comparative review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 1980; 11: 287 – 310
- **Bradshaw A.** Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering.* 1997. 8: 255 – 269.
- **Brown S. & Lugo AE.** Rehabilitation of tropical lands: A key to sustaining development. *Restoration Ecology.* 1994; 2(2): 97 – 111.
- **Cárdenas G & Vargas O.** Rasgos de vida de especies en una comunidad vegetal alterada en un páramo húmedo (Parque Nacional Natural Chingaza). *Caldasia.* 2008; 30 (2): 245 – 264.
- **Cárdenas G.** Rasgos de vida de especies en una comunidad alterada principalmente por pastoreo en un páramo húmedo (Parque Nacional Natural Chingaza). **Trabajo de Grado Maestría.** Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 2006; 132 p.
- **Churchill SP & Linares EL.** *Prodromus Bryologiae Novo-Granatensis.* Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. 1995; Vol 1: 453 p.
- **Clément B & Touffet J.** Plant strategies and secondary succession on Brittany heatlands after severe fire. *Journal of vegetation science.* 1990; 1: 195 – 202.
- **Clements FE.** Nature and structure of the climax. *Journal of Ecology.* 1936; 24(1): 252 – 248.
- **Connell JH & Slatyer.** Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist.* 1977; 11 (982): 1119 – 1144.
- **Constanza R, Arge R, Groot R, Faber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, Belt M.** The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature.* 1997. 387(6630): 253 – 260.
- **Correa A.** La explotación Racional de Canteras y su incidencia en el Medio Ambiente. II CER. Restauración de ecosistemas alterados por la Explotación minera. Bogotá. 2002; Pp. 13.
- **Cortés SP, Van der Hammen T & Rangel-Ch.** Comunidades vegetales y patrones de degradación y sucesión en la vegetación de los cerros occidentales de Chía-Cundinamarca – Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias.* 1999; 23 (89): 529 – 555.

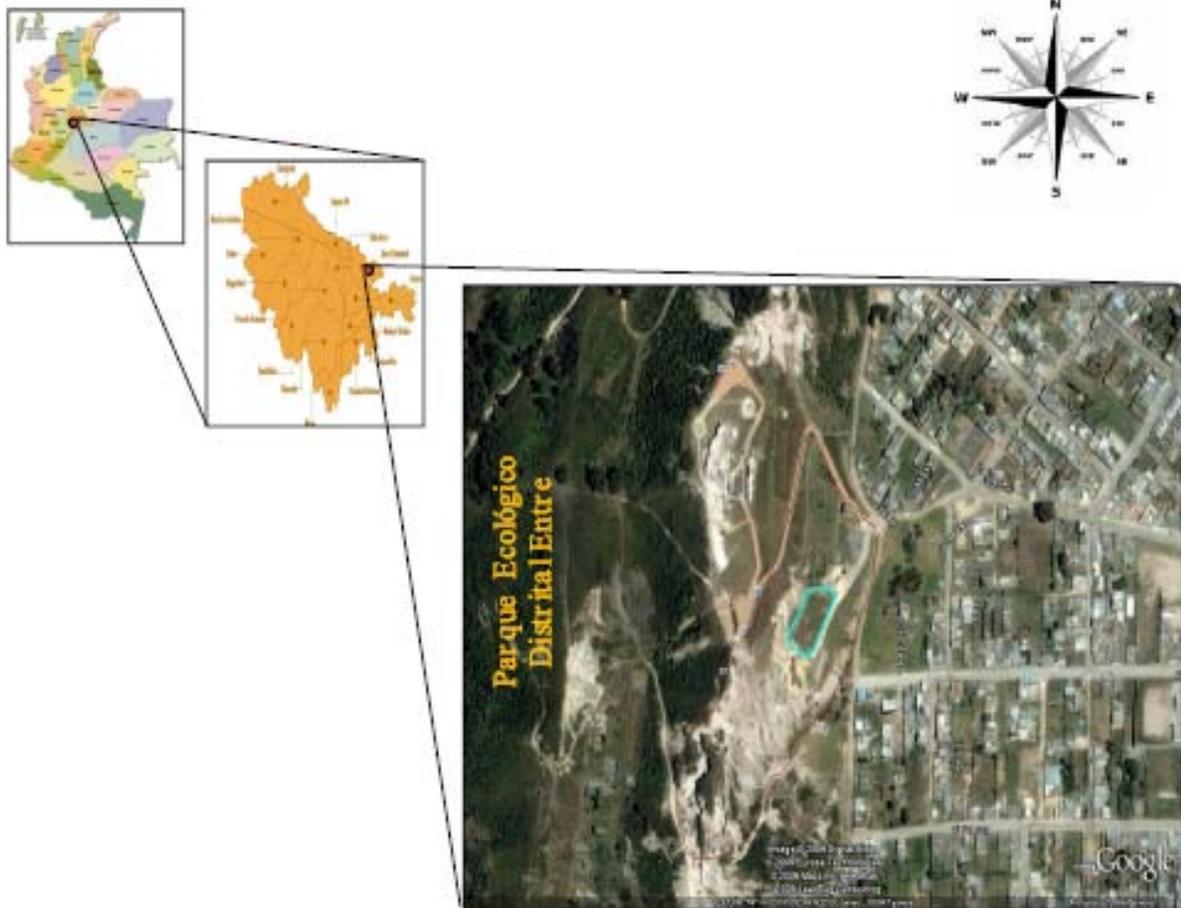
- **Crawley MJ.** Life history and environment. *En: Crawley MJ (ed). Vegetation Ecology.* Blackwell Publishing. 1997; 73 – 131.
- **D'Antonio CM & Vitousek PM.** Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual review of Ecology and Systematics.* 1992; 23: 63 – 87.
- **Forman, R T & Gordon M.** Landscape Ecology. Wiley. New York. 1986.
- **Gentry AH.** A field guide to the families and genera of woody plants of northwest South America. Conservation International. Washington, D.C. 1993. 895p.
- **Ghani A, Longhurst B, Dexter M.** Effects of chemical nature and vermicomposting of biosolids and sewage sludge on plant growth. *En: Proceedings of the New Zealand wastewater Association Annual Conference.* 2003; 212 – 219.
- **Gleason H A.** The individualistic concept of the plant association. *The American Naturalist.* 1939. 21(1): 92 – 110.
- **Glenn-Lewin D, Peet RK & Veblen TT.** Plant succession: theory and prediction. Chapman & Hall. United States of America. 1992. 352p.
- **Gorham E, Vitousek PM & Reiners WA.** The regulation of chemical budgets over the course of terrestrial ecosystem succession. *Ann. Rev. Ecol. System.* 1979. 10: 53-84.
- **Grime JP** Plant Strategies and vegetation processes. Wiley. Chichester. 1979.
- **Groenendijk J, Duivenvoorden J, Rietman N, Cleef A.** Successional position of dry Andean dwarf forest species as a basis for restoration trails. *Plant Ecology.* 2005; 181: 243 – 253.
- **Heywood VH.** Las plantas con flores. Ed. Reverté. S.A. Barcelona, España. 1985. 259-264 p.
- **Marrugan, A.E.** Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral. España. 1989. 200 p.
- **Matteucci SD & Colma A.** Metodología para el estudio de la vegetación. Secretaría general de la Organización de Estados Americanos. Washington D.C. 1982. 168p.
- **Mora RA.** Patrones de sucesión vegetal sobre depósitos de material residual mineral en minas de gravas (Bogotá D.C.). **Tesis de Pregrado.** Universidad Nacional de Colombia. 1999.
- **Moreno C.** Métodos para medir la biodiversidad. Manuales y Tesis SEA 1. CYTED, ORCYT, SEA. 2001.

- **Moreno-Peñarda R, Lloret F & Alcañiz JM.** Effect of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. *Restoration Ecology*. 2004; 12(2): 290 – 296.
- **Nicolau JM & Moreno M.** Minería y desarrollo sostenible: una perspectiva desde la ecología. En: **Barrera-Cataño, J. I.; S. Contreras-Rodríguez; A. C. Ochoa-Carreño; S. C. Perilla-Castro; N. Garzón Yepes & D. C. Rondón Camacho (eds).** Restauración ecológica de áreas degradadas por minería a cielo abierto en Colombia. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá D.C. 2009. Pp: 83-91.
- **Noble IR & Slatyer RO.** The Use of Vital Attributes to Predict Successional Changes in Plant Communities Subject to Recurrent Disturbances. *Vegetatio*. **1980**. 43(1/2): 5 – 21.
- **Ochoa A & Barrera JI.** Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el desarrollo de la vegetación en las primeras etapas sucesionales, en la cantera Soratama, localidad de Usaquen, Bogotá D.C. *Universitas Sciencitarum*. 2007. 10: 37 – 42.
- **Ochoa AC.** Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el desarrollo de la vegetación en las primeras etapas sucesionales en la Cantera Soratama, localidad Usaquén, Bogotá D.C. **Trabajo de pre-grado.** Facultad de Ciencias Ambientales y Rurales. Pontificia Universidad Javeriana. 2005; 177 p.
- **Odum EP.** *Ecología*. Interamericana. 1972; 639 p.
- **Paschke MW, McLendon T & Redente EF.** Nitrogen availability and Old-Field succession in a shortgrass steppe. *Ecosystems*. 2000; 3: 144 – 158.
- **Paschke MW, Topper K, Brobst RB, Redente EF.** Long-Term effects of biosolids on revegetation of disturbed sagebrush steppe in Northwestern Colorado. *Restoration Ecology*. 2005; 13 (3): 545 – 551.
- **Posada JM, Aide TM & Cavelier J.** Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. 2000; 8 (4): 370 – 379.
- **Prado-Castillo LF; Barrera JI & Montoya SP.** Programa de evaluación y Seguimiento a proyectos de restauración ecológica del Distrito Capital. Pontificia Universidad Javeriana y Departamento Técnico Administrativo del Medio Ambiente. Bogotá D.C., Colombia. **2005**.
- **Rangel-Ch JO.** Flora y vegetación amenazada. En: Rangel JO (ed). Colombia Diversidad Biótica III: La región de vida paramuna. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. 2000; 785 – 813.
- **Rydin H & Borgegard SO.** Plant characteristics over a century primary succession on islands: Lake Hjälmaren. *Ecology*. 1991; 72 (3): 1089 – 1101.

- **Salamanca B & Camargo G.** Protocolo distrital para la restauración ecológica. Guía para la restauración de ecosistemas nativos en las áreas rurales de la ciudad de Bogotá. Departamento Técnico y Administrativo. Medio Ambiente. Alcaldía Mayor Bogotá D.C. Fundación ecológica Bachaqueros y DAMA. 2000; 285 p.
- **Smith MTE, Tibbett M.** Nitrogen dynamics under *Lolium perenne* after a single application of three different sewage sludge types from the same treatment stream. *Bioresource Technology*. 2003; 91: 233 – 241.
- **Society Of Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.** The SER International Primer on Ecological Restoration. *On line*: www.ser.org. 2004.
- **Sort X & Alcañiz JM.** Contribution of Sewage Sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. *Land degradation & development*. 1996.7: 69 – 76.
- **Svensson BM, Rydin H, Carlsson B.** Clonal plants in the community. *En*: van der Maarel (ed). *Vegetation Ecology*. Blackwell Publishing. Reino Unido. 2006; 129 -146.
- **Tate RT.** Soil organic matter. John Wiley & Sons, Inc. United States of America. 1987. 291 pp.
- **Tilman D.** Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. *Ecology*. 67: 555 – 563.
- **Tilman D.** Resource competition and community structure. Princeton University Press. Princeton NJ. USA. 1982
- **Tilman D.** The resource-ratio hypothesis of plant succession. *American Naturalist*. 1985; 125: 827 – 852.
- **Van der Berg, JP** Changes in the composition of mixed populations of grassland species. *En The study of vegetation* (ed. M. J. A. Weger). Junk. The Hage. 1979. Pp. 57 – 80.
- **Vargas O.** Sucesión y regeneración del páramo después de quemas. **Tesis doctoral**. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. 2000; 146 p.
- **White PS & Pickett STA.** The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. United States of America. 1985. 472 pp.
- **Wilens CA & Holt JS.** Spatial growth of Kikuyugrass (*Pennisetum clandestinum*). *Weed Science*. 1992; 44 (2): 323 – 330.

ANEXO 1

IMAGEN SATELITAL PARQUE ECOLÓGICO ENTRE NUBES Y UBICACIÓN DEL EXPERIMENTO



ANEXO 2

Tabla Formas de Vida

ESPECIE	HÁBITO		FORMA DE VIDA			CICLO DE VIDA			MODO DISPERSIÓN			INVASIBILIDAD				
	Hierbas	Arbustos	Fanerófito	Caméfito	Hemicriptófito	Geófito	Annual	Bianual	Perenne	Anemócora	Hidrócora	Zoocora	Autocórica	Nativa	Exótica naturalizada	Exótica invasiva
<i>Achyrocline satureoides</i>		X		X				X	X					X		
<i>Ageratina gracilis</i>		X			X			X	X					X		
<i>Baccharis latifolia</i>		X	X					X	X					X		
<i>Gamochaeta americana</i>	X				X			X	X					X		
<i>Hypochaeris radicata</i>	X				X			X	X						X	
<i>Senecio madagascarensis</i>	X			X			X		X						X	
<i>Calea sp.</i>		X														
<i>Taraxacum officinale</i>	X				X			X	X							X
<i>Verbesina crassiramea</i>		X	X					X	X					X		
<i>Dicranum sp.</i>	X				X		X		X	X				X		
<i>Trifolium rapens</i>	X					X		X				X			X	
<i>Juncus efusus</i>	X				X			X	X					X		
<i>Oxalis corniculata</i>	X					X		X				X			X	
<i>Oxalis medicaginea</i>	X					X		X				X		X		
<i>Phytolacca bogotensis</i>		X		X				X			X			X		
<i>Anthoxantum odoratum</i>	X				X				X	X						X
<i>Brachypodium mexicanum</i>	X				X			X	X		X					X
<i>Holcus lanatus</i>	X				X			X	X		X					X
<i>Pennisetum clandestinum</i>	X				X			X	X		X					X
<i>Stipa ichu</i>	X				X			X	X		X				X	
<i>Rumex acetocella</i>	X				X			X	X	X	X				X	
<i>Polytrichum commune</i>	X				X		X		X						X	
<i>Lachemilla orbiculata</i>	X				X			X	X					X		
<i>Rubus bogotensis</i>		X	X					X			X			X		
<i>Galium aschenbornii aff.</i>	X				X						X			X		
<i>Digitalis purpurea</i>	X				X		X		X						X	

ANEXO 3

Prueba de Normalidad Kolmogorov-Smirnov para la cobertura

Tests of Normality							
Tratamiento	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk			
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.	
Cobertura_por_tratamiento	,00	,174	114	,000	,809	114	,000
	1,00	,237	29	,000	,798	29	,000
	2,00	,172	24	,063	,903	24	,025
	3,00	,261	31	,000	,768	31	,000
	4,00	,166	28	,047	,868	28	,002
	5,00	,278	23	,000	,833	23	,001

a. Lilliefors Significance Correction

Prueba Kruskal-Wallis para cobertura

Hypothesis Test Summary

	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision
1	The distribution of Cobertura_por_tratamiento is the same across categories of Tratamiento.	Independent-Samples Kruskal-Wallis Test	.000	Reject the null hypothesis.

Asymptotic significances are displayed. The significance level is .05.

Test Statistics^{a,b}

	Cobertura_por_t ratamiento
Chi-square	2,830
df	4
Asymp. Sig.	,587

a. Kruskal Wallis Test

b. Grouping Variable:
Tratamiento

Anexo 4

Prueba de Normalidad para Riqueza, Diversidad, Dominancia y Equidad

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Riqueza	,686	5	12	,643
Diversidad	,784	5	12	,580
Dominancia	1,741	5	12	,200
Equidad	2,112	5	12	,134

Prueba ANOVA para Riqueza, Diversidad, Dominancia y Equidad

		Sum of Squares	df	F	Sig.
Riqueza	Between Groups	361,333	5	81,300	,000
	Total	372,000	17		
Diversidad	Between Groups	6,836	5	62,746	,000
	Total	7,097	17		
Dominancia	Between Groups	,764	5	23,140	,000
	Total	,843	17		
Equidad	Between Groups	,258	5	2,686	,075
	Total	,488	17		

Valores promedio de Riqueza, Diversidad y Dominancia por Tratamiento.

	C	T1	T2	T3	T4	T5
Riqueza	15,3	3,0	3,7	3,3	3,7	3,0
Diversidad	2,221	0,541	0,617	0,504	0,686	0,530
Dominancia	0,138	0,707	0,603	0,747	0,590	0,700
Equidad Pielou	0,814	0,493	0,475	0,419	0,528	0,482

Anexo 5

Test de Tukey Riqueza

Riqueza

Tukey HSD^a

Tratamiento	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	3,00	
5	3	3,00	
3	3	3,33	
2	3	3,67	
4	3	3,67	
0	3		15,33
Sig.		,948	1,000

Test Tukey Diversidad

Diversidad

Tukey HSD^a

Tratamiento	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
3	3	,504227	
5	3	,529852	
1	3	,541416	
2	3	,617375	
4	3	,686357	
0	3		2,221257
Sig.		,664	1,000

Anexo 6

Test de Tukey Dominancia

Dominancia

Tukey HSD^a

Tratamiento	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
0	3	,137922	
4	3		,590059
2	3		,603423
_5	3		,699906
1	3		,707470
3	3		,747304
Sig.		1,000	,240

Matriz de distancia Bray-Curtis

Similarity Matrix						
	Control	T1	T2	T3	T4	T5
Control	*	23,6159	33,4991	23,2595	36,0959	32,5819
T1	*	*	79,7063	89,7282	81,5472	90,2421
T2	*	*	*	78,3985	83,3619	85,7445
T3	*	*	*	*	84,3654	89,0931
T4	*	*	*	*	*	88,1306
T5	*	*	*	*	*	*