

**ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD REGIONAL POR COBERTURA VEGETAL
ENTRE EL CERRO LA CONEJERA, QUEBRADA LA SALITROSA, EL
HUMEDAL LA CONEJERA Y LA RESERVA THOMAS VAN DER HAMMEN**



**MANUEL SANTIAGO GUZMAN BERNAL
LUISA FERNANDA MORENO PANTOJA**

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
DIVISIÓN DE INGENIERÍAS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C.
2022**

**ANÁLISIS DE LA CONECTIVIDAD REGIONAL POR COBERTURA VEGETAL
ENTRE EL CERRO LA CONEJERA, QUEBRADA LA SALITROSA, EL
HUMEDAL LA CONEJERA Y LA RESERVA THOMAS VAN DER HAMMEN**

**MANUEL SANTIAGO GUZMAN BERNAL
LUISA FERNANDA MORENO PANTOJA**

**Trabajo de grado presentado como requisito para optar al título de
Ingeniero Ambiental**

**Director
Yenny Beatriz Mendoza Plazas
Agróloga Msc**

**Co- Director
Liliana Salazar López
Bióloga Msc**

**UNIVERSIDAD SANTO TOMÁS
DIVISIÓN DE INGENIERÍAS
FACULTAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL
BOGOTÁ D.C.
2022**

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos primordialmente a Dios por habernos dado la oportunidad de llegar a este momento de ser profesionales en el área que siempre quisimos desarrollar, a nuestros familiares por su apoyo incondicional, al alma mater de la Universidad Santo Tomás por brindarnos los conocimientos adquiridos a través de su destacado equipo de docentes con el cual adquirimos las aptitudes para desarrollar nuestra carrera profesional con excelencia, a nuestros compañeros de estudios por su acompañamiento en este tiempo de desarrollo tanto intelectual como personal, a la directora Yenny Mendoza y codirectora Liliana Salazar por su guía en el desarrollo de este trabajo y a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá a través del ingeniero Jaime Moncada, por su colaboración para realizar esta tesis como un aporte al proyecto de recuperación de la Quebrada la Salitrosa.

A todos ustedes mil gracias por que sin su apoyo y colaboración sería imposible culminar este gran sueño.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	12
ABSTRACT.....	13
1. INTRODUCCIÓN.....	14
2. OBJETIVOS.....	16
2.1 OBJETIVO GENERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. ANTECEDENTES.....	17
4. MARCO TEÓRICO	19
4.1 Descripción del área de estudio.....	19
4.2 Conectividad y fragmentación ecológica.....	20
4.2.1 Elementos del paisaje en la conectividad ecológica	21
4.3 Índices de paisaje	22
4.4 Análisis espacial del paisaje	24
4.5 Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá.....	26
5. METODOLOGÍA.....	27
5.1 Etapa 1. Revisión de información secundaria.....	27
5.1.1 Evaluación de imágenes satelitales	28
5.2 Etapa 2. Recorridos de campo	28
5.3 Etapa 3. Análisis espacial del paisaje	32
6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	36
7. IMPACTO SOCIAL Y HUMANÍSTICO DEL PROYECTO	68
8. CONCLUSIONES	69

9. RECOMENDACIONES.....	70
10. REFERENCIAS	71
11. ANEXOS.....	77

LISTA DE MAPAS

Mapa 1. Área de estudio.....	19
Mapa 2. Combinación de bandas infrarrojo (5,4,3).....	36
Mapa 3. Combinación de bandas (6,5,4) análisis de vegetación.....	37
Mapa 4. Clasificación no supervisada de coberturas vegetales	38
Mapa 5. <i>Transectos realizados por puntos muestreados</i>	40
Mapa 6. Transectos realizados por puntos muestreados en cada ecosistema	41
Mapa 7. Concentración total de individuos arbóreos.....	47
Mapa 8. Concentración de especies arbóreas con IVI mayor	48
Mapa 9. Clasificación supervisada de coberturas vegetales	50
Mapa 10. Coberturas de la tierra conforme a la Metodología Corine Land Cover.....	52
Mapa 11. Diversidad de forma de parches de bosque	54
Mapa 12. Grado de fragilidad de parches de bosques	56
Mapa 13. Grado de fragmentación de los parches de bosque	58
Mapa 14. <i>Dificultad de movimiento de especies</i>	63
Mapa 15. <i>Cost- Distance y Cost –Black link</i>	64
Mapa 16. Rutas de conectividad entre los parches de bosque con coberturas de la tierra.....	65
Mapa 17. Rutas de conectividad demarcadas entre los parches de bosque.....	66

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Índices de paisaje más usados.....	23
Tabla 2. Rangos del índice de forma.....	33
Tabla 3. Rangos de grado de fragmentación	34
Tabla 4. Índices de valor de importancia de especies	42
Tabla 5. Resultados índices de diversidad de forma de Patton.....	53
Tabla 6. Resultados índices de compactación	55
Tabla 7. Resultados del índice de continuidad espacial	57
Tabla 8. Resultados del índice de grado de fragmentación.....	57
Tabla 9. Resultados Software Fragstats.....	59
Tabla 10. Categorías dificultad de movimiento de especies utilizadas.....	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Bandas espectrales de Landsat 8.....	25
Figura 2. Diagrama metodológico	27
Figura 3. Descripción de transectos.....	29

LISTA DE GRÁFICAS

Gráfica 1. Índice de valor de importancia de especies.....	43
Gráfica 2. Distribución de clases diamétricas.....	45
Gráfica 3. Distribución de clases altimétricas.....	46
Gráfica 4. Ocupación de coberturas vegetales en el área de estudio	51

LISTA DE ECUACIONES

Ecuación 1. Diámetro a la altura del pecho.	29
Ecuación 2. Área basal.....	29
Ecuación 3. Índice de valor de importancia	30
Ecuación 4. Abundancia relativa.....	30
Ecuación 5. Frecuencia absoluta.....	30
Ecuación 6. Frecuencia relativa.....	30
Ecuación 7. Área basal por individuo.....	31
Ecuación 8. Área basal de una especie.....	31
Ecuación 9. Área basal de una comunidad	31
Ecuación 10. Área basal relativa	31
Ecuación 11. Índice de diversidad de forma	33
Ecuación 12. Índice de compactación	33
Ecuación 13. Índice de continuidad espacial	34
Ecuación 14. Grado de fragmentación	34

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Índice de nivel de importancia de todas las especies registradas.....	77
Anexo 2. Datos de construcción de diagrama de barras de distribución de clases diamétricas.....	79
Anexo 3. Datos de construcción de diagrama de barras de distribución de clases altimétricas.....	79
Anexo 4. Resultados programa Fragstats	79
Anexo 5. Valores de dificultad de movimiento por tipo de cobertura en la herramienta Weighted Overlay	80
Anexo 6. Fotografías.....	81

RESUMEN

El Cerro la Conejera, La Quebrada la Salitrosa, El Humedal la Conejera y La Reserva Thomas van der Hammen (RTvdH), son ecosistemas ubicados al noroccidente de Bogotá, en la localidad de Suba; contando conjuntamente con aproximadamente 1.651 Ha; son ecosistemas clave de la estructura ecológica de la ciudad de Bogotá por su alta riqueza biológica; su importancia radica en la diversidad de especies que albergan en estos hábitats, contando con algunas especies de fauna y flora que se encuentran amenazadas y en peligro de extinción (Secretaría Distrital de Ambiente, 2021). A pesar de su importancia, en estos ecosistemas y a sus alrededores se ha incrementado las actividades económicas como la agricultura y la infraestructura de vías y viviendas, generando la transformación de los bosques de tal manera que se producen fragmentos aislados de bosque, presentando así un aumento en la pérdida de la conectividad ecológica, generando una presión sobre la fauna y la flora que allí habitan, alterando las interacciones entre las especies y originando cambios en la funcionalidad de los ecosistemas.

Por esta razón, este trabajo, tuvo como objetivo analizar la conectividad regional ecológica por cobertura vegetal entre El Cerro La Conejera, La Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la RTvdH; inicialmente se realizó una recopilación y revisión de información secundaria principalmente de los usos del suelo, especies vegetales presentes en el área de estudio y la evaluación de imágenes satelitales de tipo Landsat 8, seguido a esto se realizaron recorridos de campo para la identificación de las coberturas de la tierra y de las especies arbóreas clave en la conectividad siguiendo la metodología Gentry; con la información obtenida de los recorridos de campo se construyó el mapa de coberturas de la tierra y se delimitaron los fragmentos de bosque definiendo sus áreas y perímetros para el cálculo de diferentes índices y métricas del paisaje con los cuales se determinó el grado de conectividad y fragmentación ecológica que hay entre los bosques del área de estudio; posteriormente, se identificaron las rutas de conectividad de menor costo, con base a la ejecución de un mapa de dificultad de movimiento de especies.

Se identificaron un total de nueve parches de bosque, definidos en el grado más alto de fragmentación (insularizado) y ocupando el menor espacio en comparación con las demás coberturas, representando solo un 13% del área total de estudio; a su vez el índice de Vogelmann evidenció la discontinuidad de los parches de bosque; igualmente las rutas de menor dificultad de movimiento modeladas demostraron la necesidad de recuperar los ecosistemas, con estrategias como la plantación de las especies identificadas en los recorridos como *Juglans neotropics*, *Quercus humboldtii* y *Cedrela montana* en áreas donde la vegetación es escasa y dificulta el movimiento de especies.

Palabras claves: bosque, ecosistema, conectividad, fragmentación.

ABSTRACT

Cerro la Conejera, Quebrada la Salitrosa, Conejera Wetland and Thomas Van Der Hammen Reserve (RTvdH), are ecosystems located northwest of Bogotá, in the town of Suba; counting jointly with approximately 1,651 Ha; They are key ecosystems of the ecological structure of the city of Bogotá due to their high biological wealth, their importance lies in the diversity of species that they house in these habitats, with some species of fauna and flora that are threatened and endangered of extinction (District Secretary of the Environment, 2021). Despite its importance, in these ecosystems and their surroundings, anthropic economic activities such as agriculture and road and housing infrastructure have increased, generating the transformation of forests in such a way that forest's isolated fragments are produced, thus presenting an increase in the loss of connectivity, generating pressure on the fauna and flora that live there, altering the interactions between species and causing changes in the functionality of ecosystems.

For this reason, the goal of this project is analyze the ecological regional connectivity by plant cover among Cerro La Conejera, Quebrada La Salitrosa, Conejera Wetland and the Thomas Van Der Hammen Reserve; Initially, a compilation and review of secondary information was carried out, mainly on land uses, plant species present in the study area and the evaluation of satellite images of the Landsat 8 type, followed by field trips to identify the coverage of land and key tree species in connectivity following the Gentry methodology; with the information obtained from the field trips, the land cover map was constructed and the forest fragments were delimited, defining their areas and perimeters for the calculation of different indices and metrics of the landscape with which was determined the degree of connectivity and the fragmentation between the forests in the study area; subsequently, the least cost connectivity routes were identified, based on the execution of a species movement difficulty map.

A total of nine forest patches were identified, defined in the highest degree of fragmentation (insularized) and occupying the smallest space compared to the other coverages, representing only 13% of the total study area; successively, the Vogelmann index evidenced the discontinuity of the forest patches; likewise, the modeled lower-cost routes demonstrated the need to recover the ecosystems, with strategies such as the planting of the species identified in the routes such as *Juglans neotropics*, *Quercus humboldtii* and *Cedrela montana* in areas where the vegetation is scarce and makes it difficult for the species to move.

Keywords: forest, ecosystem, connectivity, fragmentation.

1. INTRODUCCIÓN

Una de las maneras más eficientes de conservar la biodiversidad, es por medio de la conectividad ecológica entre las áreas protegidas y/o bosques, ya que permite la conexión entre hábitats para que los procesos ecológicos se puedan llevar a cabo con más facilidad y así conservar los ecosistemas con sus respectivos atributos naturales (Puebla, 2020), por lo que desde hace varios años las entidades y organizaciones internacionales para la conservación del medio ambiente, están de acuerdo con preservar los sistemas ecológicos conectados por medio de rutas de conectividad que contribuyan al decrecimiento de la tasa de extinción de especies, así mismo de alguna manera llegar a conectar los hábitats que están aislados para garantizar la supervivencia de la fauna y la flora del sector.

La conectividad se refiere a la conexión que hay entre ecosistemas y como la fauna y la flora logra interactuar y desplazarse entre ellos según su necesidad; por lo que la mayor amenaza para la biodiversidad es la fragmentación de los bosques, siendo así un proceso degradativo en el cual un área continua de vegetación o bosque se reduce y se transforma en fragmentos desconectados y aislados que hacen vulnerable a las especies que allí habitan y las ponen en riesgo de extinción (Bordino, 2022), ya que los flujos naturales de materia y energía se ven afectados. Esto tiene un efecto adverso, como lo es la alteración del hábitat, que tiene una gran injerencia entre las especies para lograr su reproducción y por lo tanto su supervivencia, provocando un incremento en el riesgo de extinción local de especies, ya sea por la decadencia de su población o los cambios ecológicos que se puedan dar, lo cual sería un obstáculo para una posible migración entre hábitats.

Esto es un problema ecológico puesto que la fragmentación genera cambios medioambientales hacia el interior de los fragmentos, ocasionando la disminución de la luminosidad, la temperatura, la evapotranspiración, la velocidad del viento e incrementa la humedad del suelo, este tipo de efectos son complejos ya que influye en los procesos biológicos como la fotosíntesis, así mismo el crecimiento de la vegetación y el ciclo de los nutrientes (Santos, 2006). Cada una de las especies reacciona de forma distinta a estos cambios, ya que todos los individuos tienen un mínimo de condiciones para vivir, las especies que tienen una movilidad limitada, que necesitan de superficies extensas y que son dependientes de un tipo de hábitat en particular, son las que mayormente se verán afectadas por los cambios que se generan en su hábitat natural, causando la extinción local de estas especies; ocasionando cambios en las interacciones entre ellas, como en la polinización, el parasitismo, la depredación, la dispersión de semillas, entre otras (Santos, 2006).

Existen distintos argumentos dados por personas que han estudiado la dispersión de las especies y los modelos de procesos ecológicos, los cuales ayudan a entender cómo funcionan las redes de conectividad, en donde expresan que todo se basa en

una estructura, la cual enlaza las áreas protegidas y/o bosques en forma de núcleo, lo que genera rutas que hacen que haya mayor factibilidad para el desplazamiento de las especies y así puedan completar sus ciclos de vida (Bennett, 2006), así queda claro que la conectividad entre hábitats se convierte en un elemento imprescindible para la conservación y para la planificación de proyectos futuros, donde esté de por medio la dispersión ecológica y el uso del suelo, ya que lo ideal es mantener los procesos ecológicos, sobre todo de las áreas que tienen mayor vulnerabilidad a impactos negativos o donde la integridad ecológica se vea afectada por el ser humano (Miller, 2001).

Es claro que Colombia tiene una gran red de áreas protegidas, contando con un total de 1.391 áreas a nivel nacional (31.447.094 ha), de estas 19.008.065 ha son terrestres (16,6%) y 12.439.028 ha marinas (13,3%) (RUNAP, 2022); las cuales son muy importantes para la conservación ecológica en el país y más en ciudades que han tenido un gran desarrollo como lo es la ciudad de Bogotá, lugar donde se encuentra el área de estudio del presente trabajo, comprendida por el Cerro la Conejera, La Quebrada la Salitrosa, El Humedal la Conejera y La Reserva Thomas van der Hammen, en donde se evidencia un gran deterioro en los hábitats y la disminución de redes de conectividad ecológica, en gran parte por el desarrollo urbano y agrícola que rodea parte del área de estudio, por esta razón en este proyecto se analiza la conectividad regional ecológica por cobertura vegetal entre El Cerro La Conejera, Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la Reserva Thomas Van Der Hammen, definiendo y determinando el grado en que se encuentra la fragmentación entre estos ecosistemas y modelando las rutas de conectividad de menor costo de desplazamiento, identificando las especies vegetales que permitirían la recuperación de dichas rutas por medio del nivel de importancia y los servicios ecológicos que brindan estas especies.

Para este estudio se trabajó en conjunto con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), siendo este trabajo un aporte para la recuperación de la Quebrada La Salitrosa y el Humedal La Conejera que está realizando dicha entidad.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GENERAL

Analizar la conectividad regional por cobertura vegetal entre El Cerro La Conejera, Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la Reserva Thomas Van Der Hammen.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Definir las unidades de cobertura vegetal relacionadas con la conectividad ecológica regional.
2. Identificar las especies características que son clave para la conectividad ecológica regional entre el Cerro La Conejera, Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la Reserva Van Der Hammen.
3. Realizar un análisis espacial del paisaje para el Cerro La Conejera, Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la Reserva Van Der Hammen.

3. ANTECEDENTES

La conectividad regional ecológica es una variable dependiente de la biodiversidad de un hábitat, ya que describe la capacidad de los organismos de desplazarse de un lugar a otro entre ecosistemas e intercambiar materia y energía. De esta forma, ha sido definida como el nivel en el que el paisaje facilita o impide el movimiento entre los diferentes parches de un hábitat donde se encuentran los recursos (Bennett A. F., 1999), siendo su opuesto la fragmentación, fenómeno que al pasar de los años ha sido estudiado en diversas investigaciones, esto debido a los efectos adversos que causa sobre la diversidad de especies (Fazey, 2005). Larry Harris establece que a medida que aumenta la fragmentación de las áreas de bosques, el tamaño de sus fragmentos progresivamente va disminuyendo, provocando la extinción de las especies (Harris, 1984).

Felipe D. Taylor fundamenta que el desplazamiento de los organismos depende de tres componentes, empezando con los patrones de comportamiento de cada especie en particular en cuanto a sus movimientos, la disposición y el tamaño espacial de los fragmentos en los que los organismos se desarrollan y ejecutan su ciclo de vida y las características del espacio que divide cada uno de los fragmentos denominado como matriz circundante (Taylor, 2006). De igual forma, se considera importante las características propias del medio por el cual los organismos desarrollan sus desplazamientos, denominados como corredores ecológicos definido como un elemento fundamental del paisaje y dependiendo de sus funciones ecológicas y atributos espaciales facilita o dificulta el movimiento de las especies entre dos fragmentos (Forman, 1986).

El análisis de la conectividad ha sido objeto de muchas investigaciones, en las que desarrollan distintas metodologías en diferentes países, principalmente basadas en la ecología del paisaje; demostrando la importancia que tiene la conectividad para la conservación de los hábitats y así mismo la creación, ejecución y mantenimiento de corredores ecológicos. En países centroamericanos se han desarrollado iniciativas para la gestión de directrices que fomenten la creación de corredores ecológicos y así mismo su mantenimiento, siendo una de las más importantes estrategias que promueven la conservación de la biodiversidad (Jiménez, 2000).

Se han realizado estudios con el fin de analizar los efectos de borde sobre los bosques ocasionados por la fragmentación de los mismos, definiendo tres clases de paisajes, cada uno con características diferentes en los grados de perturbación antropogénica, concluyendo que estas perturbaciones afectan la presencia de las especies que tienen una mayor sensibilidad a la transformación de los bosques, recomendando a las futuras investigaciones a tener en cuenta los efectos de las perturbaciones antropogénicas para el manejo de los bosques, recalcando la

relación que tienen estas para los efectos de borde que afectan la calidad y funcionalidad de los hábitat (Isaacs, 2011).

Germán Jiménez, plantea una metodología para corredores ecológicos, en la península de Osa de Costa Rica, para el desplazamiento de los gatos monteses, considerando tres elementos, los cuales son la revisión de los usos de los diferentes hábitats por parte de la vida silvestre, el uso de los sistemas de información geográfica para delimitar los corredores ecológicos y las normas de gestión para utilizar el corredor como parte del paisaje; siendo esta una metodología utilizada como base para diversos estudios en las que establecen rutas de conectividad a partir de niveles de dificultad de movimiento de especies, como es el estudio *“Propuesta de rutas de conectividad para la conservación de la biodiversidad en Sierra Maestra, Cuba”* en el que establecen niveles de dificultad de desplazamiento de organismos para lograr la conectividad de los bosques, con base a cinco factores, como hidrografía, densidad de poblados, pendientes del terreno, cobertura del suelo y red vial (Puebla, 2020).

En el 2009, se realizó una investigación para analizar el estado de la conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo, igualmente se realizó una modelación de los corredores ecológicos, siguiendo dos fases, para la primera fase se utilizó la cartografía base referente a hidrografía, curvas de nivel, vías, y límites de la subcuenca, para elaborar mapas de cobertura vegetal y para la segunda fase se cuantificó la conectividad estructural de las coberturas con índices de paisaje y se determinaron las rutas de mínimo costo a partir de un mapa de permeabilidad desarrollado a partir del cálculo del grado de resistencia al desplazamiento de especies y a un modelo de costo distancia; concluyendo que el estado de la conectividad a nivel de paisaje está dominado por la matriz antrópica, lo cual juega un papel crucial en las interacciones entre los fragmentos de las coberturas naturales, evidenciando el bajo grado de conectividad entre las áreas de bosques (Correa, 2009).

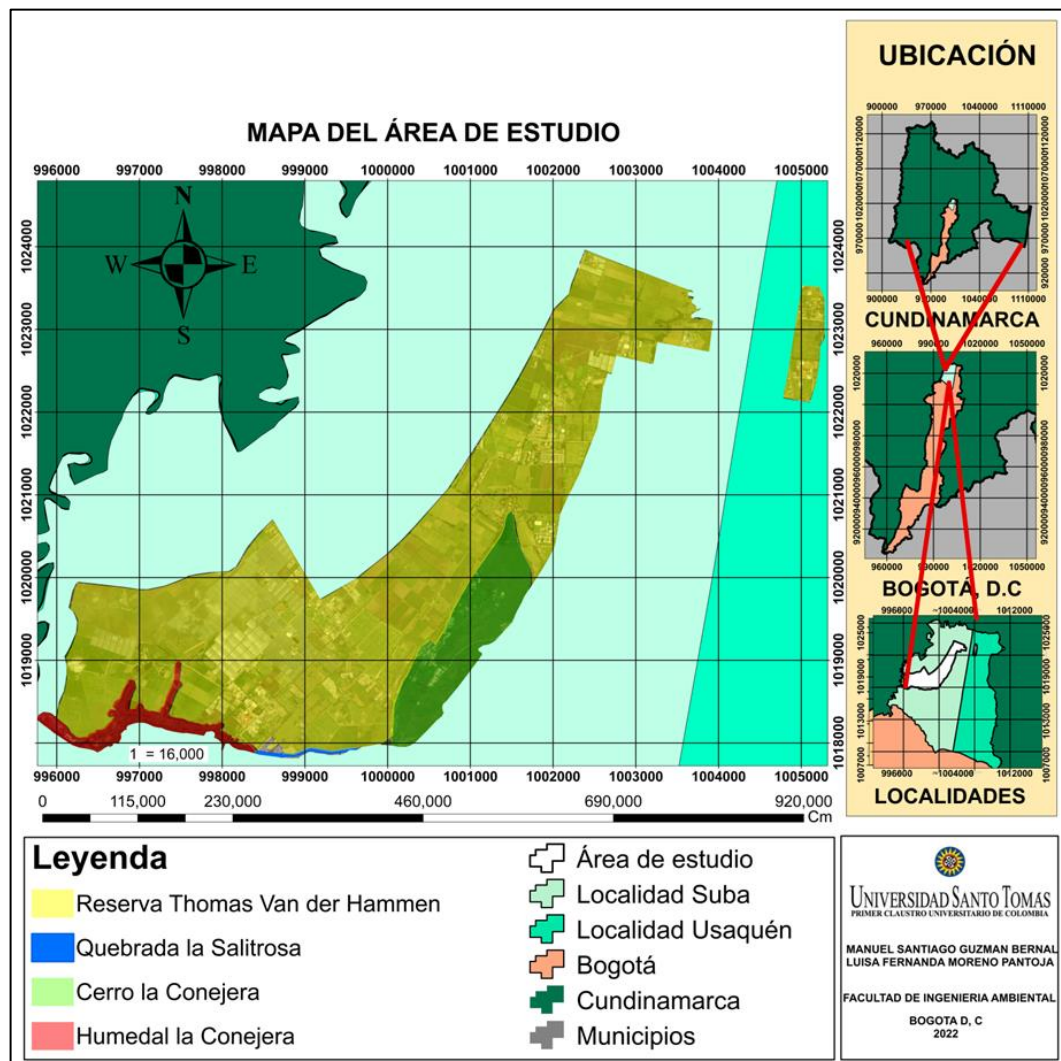
El Plan de Manejo ambiental (PMA) de la RTvdH analiza la conectividad regional de la reserva incluyendo diferentes metodologías, entre ellas, la conectividad a partir de la cobertura vegetal en la cual se evaluaron imágenes satelitales acompañados de recorridos de campo con el fin de establecer corredores ecológicos, entre los cuales están el corredor cuenca alta, Cerros orientales, Van Der Hammen, Torca, corredor ecológico regional Páramos Chingaza-Sumapaz, corredor cerros y el virrey y corredor suba- conejera (Secretaría Distrital de Ambiente, 2020), la investigación mencionada fue la guía base para el proceder de este trabajo, enfocando este en la importancia de la Quebrada la Salitrosa, el Humedal La Conejera y sus servicios ecosistémicos, aportando a la recuperación de la quebrada y el humedal que pretende hacer el EAAB, ya que la investigación de la RTVDH no tiene en cuenta estos dos ecosistemas.

4. MARCO TEÓRICO

4.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio está comprendida por el Cerro la Conejera, la Quebrada la Salitrosa, El Humedal la Conejera y La Reserva Thomas Van Der Hammen, estos están ubicados al noroccidente de Bogotá, en la localidad de Suba, rodeados por barrios como el Salitre, Turinga, Compartir, Bilbao, Gibraltar y San José de Bavaria, contando con aproximadamente 1.651 hectáreas (Ha).

Mapa 1. Área de estudio



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Respecto al Humedal la Conejera, su principal afluente es la Quebrada la Salitrosa la cual nace en los Cerros la Conejera y desemboca en el río Bogotá; el humedal hace parte del Área Forestal Protectora (AFP), según la Resolución N°250 de 1995 de la EAAB (Secretaría Distrital de Ambiente, 2019). En cuanto a la RTvdH en el año 2011 fue declarada Reserva Forestal Regional Productora por la Corporación Autónoma Regional (CAR), teniendo el objetivo de asegurar la conectividad regional de los Cerros Orientales con el río Bogotá (Alcaldía de Bogotá, 2021).

La importancia que tienen estos ecosistemas en la ciudad de Bogotá, se debe a que es un hábitat de más de 486 especies con 514 de ellas nativas, albergando también gran cantidad de especies endémicas y en peligro de extinción como *Rallus semiplumbeus* (Tingua bogotana), *Porphyriops melanops bogotensis* (Tingua de Pico Verde), *Senecio carbonelli* (Margarita de pantano), *Cistothorus apolinari* (Cucarachero de pantano), *Oxyura jamaicensis andina* (Pato Pico Azul), que contribuyen al mejoramiento de la calidad del agua, del aire y así mismo generan un valor agregado tanto natural como cultural (CAR, 2014)

Las actividades económicas que se realizan en el área de estudio son agropecuarias, de comercio y servicios, industriales, residenciales y cultivos principalmente de flores (Castiblanco, 2018). Estas estructuras ecológicas presentan problemas ambientales que conllevan a la afectación de la fauna y flora, debido al uso del suelo por su expansión urbanística, los numerosos planes viales y el mal manejo de los desechos (Franco, 2017).

4.2 Conectividad y fragmentación ecológica

La conectividad ecológica es una característica que facilita los flujos ecológicos en el paisaje y se convierte en un aspecto fundamental para el sostenimiento y conservación de la biodiversidad, favoreciendo la genética para la dispersión y la diversidad de las especies y aumentando la capacidad de recuperación frente a las distintas alteraciones y así favoreciendo nuevamente a la mitigación del efecto de la fragmentación de los hábitat y facilitando la adaptación de estas especies al cambio climático y el uso de los suelos, permitiendo de esta manera la buena distribución de las especies (Blanco, 2020).

Este término surgió por Grey Merriam, quien fundamentó que el traslado de una especie desde un parche de hábitat a otro, dependía no sólo de las características de las especies sino también de los elementos que conforman el paisaje, surgiendo el concepto de conectividad ecológica, como un elemento clave para la estructura del paisaje (Merriam, 1999). Convirtiéndose en una estrategia muy importante para conservar los ecosistemas funcionales y así mantener la biodiversidad facilitando la movilidad y la adecuación de la fauna y la flora, siendo la capacidad espacial de los

seres vivos de moverse entre ecosistemas y/o parches de hábitats, llegando a un punto de ayuda en el diseño de diferentes actuaciones de restauración ambiental y gestión de espacios protegidos, en el que el paisaje impide o facilita el movimiento entre parches de hábitats donde se encuentran los recursos (A. F. Bennett, 1999).

En los últimos años, esta estrategia se ha convertido en un concepto de mayor alcance para la conservación de la naturaleza, ya que su potencial estructural para la conexión entre ecosistemas se convierte en un gran apoyo para la restauración ambiental y la gestión de ecosistemas protegidos, convirtiéndose así en un ejemplo de conectividad vital de las áreas ecológicas que se encuentran en ciudades de gran envergadura, facilitando así el cuidado y funcionamiento de los territorios (Herrera, 2016).

De esta forma, es necesario tener en cuenta los elementos del paisaje que determinan la conectividad ecológica, siendo los siguientes:

4.2.1 Elementos del paisaje en la conectividad ecológica

Los parches son áreas no lineales que se diferencian de las áreas que son continuas y contrastan de su alrededor, presentando variaciones de tamaño, tipo, características y forma; existiendo tres tipos de parche, el primero se denomina remanentes los cuales son generados por disturbios extensivos y son aislados unos de otros por una matriz circundante, el segundo son los introducidos los cuales son generados por actividades antropogénicas y los no colonizados son los que son para el tránsito de pequeñas especies (Correa, 2020).

Un corredor es una red que tiene como finalidad la conexión entre ecosistemas que hace posible el fenómeno migratorio mediante una formación vegetal, la cual es aprovechada por las especies animales y vegetales que están en los parches del paisaje. De igual manera, favorece al movimiento de especies de gran importancia, como lo son las polinizadoras y dispersoras de semillas ayudando a la regeneración de ecosistemas y brindando mayor estabilidad y disponibilidad de recursos, disminuyendo el riesgo de extinción de especies, por efecto del aislamiento geográfico (Szpeiner, 2007).

La matriz es el área dominante del paisaje, siendo el elemento más conectado que controla la dinámica del paisaje y por lo tanto los flujos que se generan en el mismo (Etter, 1990).

En cuanto a la fragmentación ecológica se refiere a un cambio en la configuración del hábitat, generando su división e incrementado el número de parches en el paisaje, la disminución de su tamaño y aumentando el aislamiento entre los mismos, producto de las actividades antropogénicas (Fahrig, 2003), que si estos reducen progresivamente, genera la disminución de la biodiversidad y la reducción de las poblaciones de diferentes especies, como resultado de esto se produce la pérdida del hábitat para el ecosistema, aumentando la vulnerabilidad y el riesgo de desaparición de especies, ya que dependen fundamentalmente de la forma del fragmento y la extensión del terreno para su sustento, además de que la gran mayoría de estos fragmentos se suelen llevar a cabo por actividades humanas, que producen un cambio en el uso del suelo, afectando así especies vegetales nativas y por lo tanto especies polinizadoras, que son especies importantes para el ecosistema (Vila, 2006).

La pérdida del hábitat es generada usualmente por actividades humanas en el desarrollo urbano deforestando grandes fragmentos de paisaje, los cuales tienen una gran reducción del espacio total disponible para la vida silvestre y a su vez, aísla los ecosistemas y reduce la migración de los animales entre los paisajes conectados para darle un uso ya sea agrícola, expansión urbana o construcción de carreteras, dejando como consecuencia la reducción de biodiversidad (CEPAL, 2020).

4.3 Índices de paisaje

Relacionan algoritmos que cuantifican y determinan una característica espacial de un fragmento de cobertura, lo cual es realizado exclusivamente con mapas seleccionados previamente, que provienen en su mayoría de la clasificación de imágenes de sensores remotos (Altamirano, 2012), unos de los índices de paisaje más usados se describen en la tabla 1.

Tabla 1. Índices de paisaje más usados

Índice	Acrónimo	Descripción
Porcentaje del paisaje	PLAND	Es la participación que tiene un tipo de cobertura en la totalidad del paisaje, siendo el índice fundamental en los estudios de métricas del paisaje; se aproxima a 0 cuando la cobertura tiene una menor área y se aproxima a 100 cuando es la cobertura que domina el total del paisaje. Unidad: Porcentaje (Turner, 1990).
Índice del Fragmento más grande	LPI	Es el porcentaje que ocupa el fragmento más grande de un tipo de cobertura del total del paisaje. Cuando este índice se aproxima a 0 es cuando el área del fragmento más grande de ese tipo de cobertura es muy pequeña y se aproxima o es igual a 100 cuando el total del paisaje corresponde a un solo fragmento de un tipo de cobertura. Unidad: porcentaje (Saura, 2001).
Índice de proximidad media	MPI	Es un índice que define el grado de aislamiento espacial de los fragmentos de un tipo de cobertura, considerando todos los fragmentos que se encuentran más próximos dentro de un radio de búsqueda que se especifica en el programa. Cuando los valores son altos indican que los fragmentos están más cercanos los unos de los otros con un mismo tipo de cobertura, definiendo menos aislamiento entre ellos, mientras que los valores bajos representan que los fragmentos se encuentran aislados. Unidad: Ninguna (Hargis, 1998).
Conectancia	CONNECT	Determina el grado de relación entre los fragmentos del mismo tipo de cobertura que conforman un paisaje, para establecer la conectividad espacial, teniendo en cuenta el número de enlaces funcionales entre fragmentos de cobertura, donde cada uno de ellos está conectado entre sí, establecido por la distancia, el rango está establecido de 0 a 100, donde 0 representa que ninguno de los fragmentos de esa cobertura está enlazado y es igual a 100 cuando todos los fragmentos de esa clase de cobertura están enlazados. Unidad: porcentaje (Kindlmann, 2008).
Índice de Cohesión	COHESIÓN	Es un indicador que establece la conectividad física de un paisaje. Teniendo un rango de 0 a 100; cuando el índice se incrementa define que la agrupación entre las coberturas es mayor (Gustafson, 1998).

Nota. Elaboración propia, adaptado de Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México de Camilo Correa (2014).

Uno de los software más usados para el cálculo de índices de paisaje es Fragstats que es un programa de patrones, el cual utiliza un software diseñado para analizar mapas categóricos y cuantificar la extensión de la amplia variedad de matrices del paisaje, el cual es sujeto a un análisis definido por el usuario para representar cualquier fenómeno espacial, de forma heterogénea y así continuar calculando estadísticas que muestran la composición del paisaje y su distribución espacial (McGarigal, 1995).

4.4 Análisis espacial del paisaje

El análisis espacial es una técnica que permite resolver problemas geográficos, geométricos o topológicos, utilizando una ubicación geográfica para evaluar patrones, que luego conlleven a una cierta toma de decisiones en donde se evalúen las tendencias y se puedan estudiar las características de los lugares y las relaciones entre ellos. Mediante esto es posible combinar información de muchas fuentes y obtener información nueva aplicando una serie de operadores espaciales que permiten responder dudas complejas para tomar decisiones cruciales que van más allá del alcance del simple análisis visual (ArcGIS Pro, 2018).

La Metodología Corine Land Cover hace parte de una clasificación de coberturas, la cual es de origen Francés y se adaptó para Colombia por medio del IGAC, permite describir, clasificar y comparar características evaluando la cobertura de la tierra empleando imágenes de resolución media tipo LANDSAT para construir mapas de cobertura en distintas escalas para determinar los cambios espaciotemporales del paisaje, con el fin de analizar los datos en distintas etapas para crear una base de datos geográfica, la metodología que se emplea es adquirir y preparar las imágenes satelitales, interpretar y analizar las coberturas de la tierra, verificar en campo y generar el mapa de coberturas (IDEAM, 2018). Para realizar esta metodología se deben aplicar diversos programas los cuales son:

El Software ArcGIS que es un sistema que permite recopilar, ordenar, analizar y evaluar información geográfica; una de las aplicaciones en ArcMap es que se puede visualizar y explorar los dataset de sistemas de información geográfica de un área de estudio, para crear distintos diseños de mapas, representando la información geográfica en una colección de capas y elementos correspondientes a un mapa (Esri, 2019)

El programa EarthExplorer es una fuente de imágenes satelitales de alta resolución, la cual tiene el mayor registro de recolección de datos de satélite SIG gratuito, ya que brinda datos ópticos por modelos DEM como también una gran variedad de datos sensoriales de observación tomada de la NASA e incluye datos satelitales de código abierto permitiendo así restringir la búsqueda por área, fecha y porcentaje

de cobertura (Earth Observing System, 2020), con ayuda de este programa se recopilan principalmente las imágenes de tipo Landsat con las cuales se desarrolla la metodología Corine Land Cover.

Landsat 8 es un satélite de observación de la tierra, en colaboración de la NASA con el USGS, fue construido, lanzado y operado. El estudio de los datos resultantes se desarrolla a partir de dos sensores los cuales son Operational Land Imager (OLI) y Thermal InfraRed Sensor (TIRS), este satélite opera con luz visible, infrarrojo cercano e infrarrojo de onda larga, se compone por 11 bandas diferenciadas por la longitud de onda de su visión. Para el seguimiento de la cobertura terrestre se pueden seleccionar una o varias de las bandas espectrales, desarrollando una combinación de estas y obtener una imagen más clara conforme a las necesidades que se requieren, las bandas de este satélite son las siguientes:

Figura 1. Bandas espectrales de Landsat 8

Bands	Wavelength (micrometers)	Resolution (meters)
Band 1 - Coastal aerosol	0.43 - 0.45	30
Band 2 - Blue	0.45 - 0.51	30
Band 3 - Green	0.53 - 0.59	30
Band 4 - Red	0.64 - 0.67	30
Band 5 - Near Infrared (NIR)	0.85 - 0.88	30
Band 6 - SWIR 1	1.57 - 1.65	30
Band 7 - SWIR 2	2.11 - 2.29	30
Band 8 - Panchromatic	0.50 - 0.68	15
Band 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
Band 10 - Thermal Infrared (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100
Band 11 - Thermal Infrared (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100

Nota. Tomado de Combinación de bandas en imágenes de satélite Landsat y Sentinel por MappingGIS (2020).

Con la combinación de estas bandas espectrales se realiza la clasificación tanto supervisada y no supervisada de coberturas que consiste en explorar distintos tipos de imágenes por medio de análisis estadístico multivariado identificando los valores del píxel en una imagen raster, evaluando las clases para finalmente reclasificarlas de acuerdo a las posibilidades de cada uno (Esri, 2020).

Ahora bien, la clasificación supervisada utiliza firmas espectrales para clasificar una imagen, teniendo conocimiento previo del área a estudiar. Por otro lado, la clasificación no supervisada busca datos espectrales o clústeres en una imagen multibanda sin la intervención del analista (Esri, 2020).

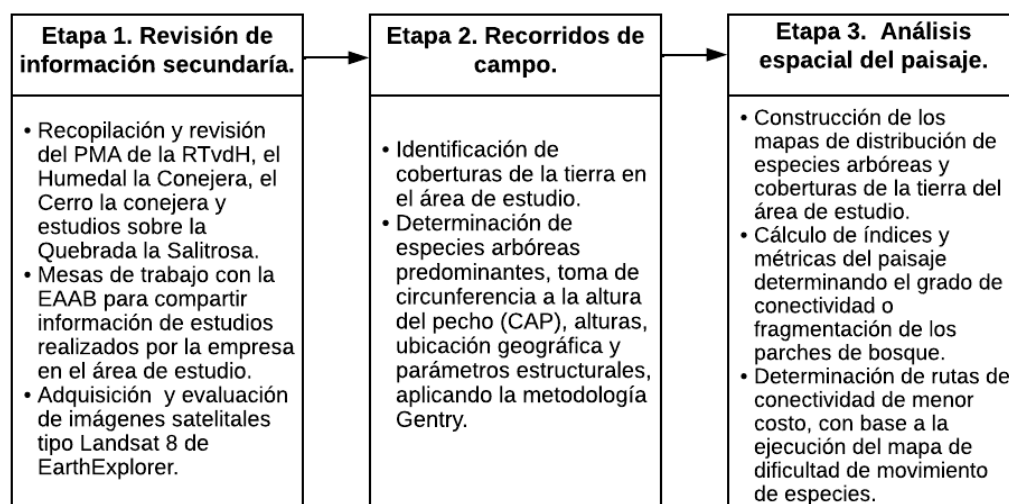
4.5 Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá

La Empresa de acueducto y alcantarillado de Bogotá es una empresa pública que es prestadora de los servicios de alcantarillado y acueducto sanitario y pluvial, es encargada de la gestión integral de los recursos hídricos en la ciudad y sus alrededores, formada por varios componentes, los cuales cumplen la función de captación, transporte, tratamiento, almacenamiento y distribución del agua. Además de esto, se encargan de la recuperación de humedales y afluentes hídricos de la ciudad, realizando estudios y las acciones necesarias para conservar, mantener y recuperar los humedales, en componentes sanitarios, bióticos, hidráulicos y urbanísticos, además de esto se encarga del seguimiento técnico, preservación y manejo ambiental (EAAB, 2019).

5. METODOLOGÍA

Para el desarrollo de este proyecto se llevaron a cabo tres etapas, la primera corresponde a la revisión de información secundaria, la segunda comprende los recorridos de campo en el área de estudio y la tercera al análisis espacial del paisaje, representando las principales actividades realizadas por cada una de las etapas por medio de un diagrama en la figura 2.

Figura 2. *Diagrama metodológico*



Nota. Elaboración propia.

Se describen detalladamente las etapas a continuación:

5.1 Etapa 1. Revisión de información secundaria

Se realizó una recopilación y revisión de información secundaria como el plan de manejo ambiental (PMA) de la Reserva Thomas Van Der Hammen (2014), el PMA del Humedal la Conejera (2014) y de los Cerros la Conejera (2004), el POMCA del Río Bogotá (2019) y estudios sobre la Quebrada la Salitrosa, con el fin de obtener información principalmente de las coberturas de la tierra y de las especies vegetales presentes en estos ecosistemas.

Igualmente, en esta etapa se realizó mesas de trabajo con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) empresa que es partícipe de esta investigación, con la finalidad de compartir información de estudios realizados por la misma,

especialmente de la Quebrada la Salitrosa y el Humedal la Conejera, que sirvieron de apoyo para el desarrollo de este trabajo.

5.1.1 Evaluación de imágenes satelitales

Se adquirieron imágenes satelitales y sus respectivas bandas espectrales de los años más recientes de tipo Landsat 8 por EarthExplorer del área de estudio, con la finalidad de analizar e interpretar las coberturas de la tierra; esto se realizó conforme a la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia (IDEAM, 2018), mediante el Software ArcGIS; para esto se realizó una corrección atmosférica a la imagen por medio de la herramienta GEOBIA Landsat 8, haciendo uso de *pan-sharpened composite* y *radiance with atmospheric correction* para luego realizar combinaciones de bandas espectrales, con ayuda de la herramienta *Composite Bands*; especialmente se combinaron las bandas 543 (infrarrojo) y 654 para el análisis de vegetación (Franco, 2017), así se desarrolló la clasificación no supervisada con la herramienta *Iso Cluster Unsupervised Classification*, para posteriormente realizar visitas de campo y desarrollar el mapa de coberturas de la tierra.

Asimismo, las imágenes satelitales se utilizaron como guía al momento en que se desarrollaron los recorridos de campo, con el fin de delimitar los principales puntos donde se encuentran las especies vegetales y que podrían permitir la conectividad ecológica entre los ecosistemas objeto de estudio.

5.2 Etapa 2. Recorridos de campo

Con la clasificación no supervisada se definieron los puntos de muestreo para la comprobación de la presencia de las diferentes coberturas, realizando recorridos de forma lineal por los límites de los ecosistemas donde presuntamente existe una conectividad ecológica con los demás ecosistemas objeto de estudio, esto ya que dentro de las áreas al ser predios privados, no se tenía una aprobación para el ingreso, de esta forma se tomaron coordenadas geográficas mediante un GPS, identificando las especies vegetales predominantes, su circunferencia a la altura del pecho (CAP) y su respectiva altura (Gentry, 1982).

Esto se realizó para hacer una comparación en la cual se tuvieran en cuenta las distintas especies que se localizan en las áreas donde se realizaron los recorridos y determinar si estas se encuentran dispersas en todos los ecosistemas objeto de estudio dando lugar a una conectividad ecológica de especies arbóreas o se hallan localizadas en solo un ecosistema de los mencionados anteriormente.

Para esto se aplicó la metodología Gentry (1982), (por solicitud de la empresa de acueducto se hace el respectivo ajuste), la cual consiste en censar todos los individuos cuyo tallo tenga una circunferencia a la altura del pecho (CAP) mayor o igual a 50 cm (Gentry, 1982). Para esto, se realizaron 21 transectos de 0.1 Ha, cada uno contando aproximadamente con 10 sub – transectos de 50 m X 2 m de área, para un total de 210 sub – transectos, como se muestra a continuación:

Figura 3. Descripción de transectos



Nota. Elaboración propia, 2022.

Cada sub – transecto se delimitó con una cuerda la cual se sujetó a un árbol, incluido también dentro de los registros en formatos de campo. Finalizada esta fase de campo, se obtuvo la lista de especies registradas en los muestreos y se almacenaron todos los datos de campo en una tabla en Excel, en esta lista los valores de CAP se transformaron a DAP (Juárez, 2014) con la ecuación 1 :

$$DAP = \frac{CAP}{\pi} \quad \text{Ecuación 1.}$$

Seguido a esto, se transformó el DAP a valores de área basal con la ecuación 2 (Gentry, 1982):

$$\text{Área basal} = 0.785 \times DAP^2 \quad \text{Ecuación 2}$$

A partir de la tabla base en Excel, se utilizaron los comandos de “Asistente para tablas dinámicas” y “filtro”, para organizar los datos y obtener información de la riqueza total (número de especies/ área muestreada), densidad total (número total de individuos/ área muestreada), área basal total (sumatoria de las áreas basales de todos los individuos/ área muestreada) y las listas de las familias, géneros y especies (Gentry, 1982).

Igualmente, con los datos organizados se calculó parámetros estructurales para cada una de las especies registradas en el muestreo. Estos parámetros son: frecuencia relativa, abundancia relativa y dominancia relativa. Con estos parámetros se calculó el Índice de Valor de Importancia (IVI) de cada una de las especies en el

muestreo; el IVI es un estimativo de cuán dominante es cada especie con respecto a la totalidad de las especies registradas en el muestreo (Gentry, 1982).

Para calcular el IVI se sumó la abundancia relativa, la frecuencia relativa y el área basal relativa o dominancia relativa de cada especie (Campo, 2014), con la ecuación 3:

$$IVI = A_r + F_r + D_r \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

Ar: abundancia relativa.

Fr: frecuencia relativa.

Dr: dominancia relativa.

Para desarrollar este indicador se tuvo en cuenta las siguientes ecuaciones:

Abundancia relativa (Matteucci, 1981):

$$D_{iR} = \left(\frac{n_i}{N_T} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

ni: número de individuos de la especie i.

NT: número total de individuos en un área determinada.

Frecuencia absoluta (Matteucci, 1981):

$$F_i = \left(\frac{m_i}{M_t} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

mi: número de veces que se registra la especie i.

Mt: número total de puntos muestreados.

Frecuencia relativa (Matteucci, 1981):

$$F_{iR} = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde:

Fi: frecuencia de una especie en especial.

$\sum F_i$: suma de las frecuencias de todas las especies.

Área basal por individuo (Matteucci, 1981):

$$b_i = \left(\frac{\pi}{4} * DAP^2 \right) \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde:

DAP: diámetro a la altura del pecho de cada individuo.

Área basal o dominancia de una especie (Matteucci, 1981):

$$B_i = \sum_{i=1}^{N_i} b_i \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde:

b_i : área basal de individuos de una sola especie.

Área basal total de la comunidad (Matteucci, 1981):

$$B = \sum_{i=1}^N B_i \quad \text{Ecuación 9}$$

Donde:

B_i : área basal de cada especie.

N : total de individuos de todas las especies.

Área basal relativa (Matteucci, 1981):

$$B_{iR} = \left(\frac{B_i}{B} \right) * 100 \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde:

B_i : es área basal de una especie.

B : es el área basal total de la comunidad.

Seguido a esto, otro tipo de información estructural que se obtuvo con los datos es la distribución de individuos por clases de alturas y de tallos por clases diamétricas. Para esto se establecieron los rangos de diámetros por cada 10 cm y de altura por cada 5 m (Juárez, 2014) y se determinaron cuántos individuos o tallos se encuentran en cada uno de estos rangos y se realizaron gráficas de barras.

Al finalizar el muestreo y el procesamiento de los datos, se obtuvo:

- Tabla base de los datos de campo en Excel.
- Lista de familias y especies.
- Tabla con parámetros estructurales.
- Riqueza total, densidad total.
- Área basal total.
- Gráficas de clases diamétricas y de alturas.
- Índice de valor de importancia de cada especie.

5.3 Etapa 3. Análisis espacial del paisaje

Luego de identificar las especies vegetales, se realizaron mapas de calor para distinguir los sectores donde hay una mayor abundancia y carencia de especies, según los puntos e individuos muestreados de cada especie en los límites de los ecosistemas donde presuntamente existe una conectividad ecológica con los demás ecosistemas objeto de estudio, esto se realizó insertando los puntos GPS registrados anteriormente en la herramienta *Point Density* de la caja de herramientas *Spatial Analyst* del software ArcGIS (Esri, 2020), esto se realizó para determinar si existe una conectividad ecológica de especies arbóreas entre los ecosistemas objeto de estudio.

Seguido a esto, basados con la cartografía suministrada por EAAB, la clasificación no supervisada realizada anteriormente y las visitas de campo, se establecieron los diferentes usos del suelo y se realizó la clasificación supervisada de la cobertura vegetal con ayuda de la herramienta *Maximum Likelihood Classification* de ArcGIS, posteriormente se desarrolló el mapa de coberturas de la tierra conforme a la metodología Corine Land Cover adaptada para Colombia.

A partir de esto, se identificaron los fragmentos de bosque, se delimitaron y se obtuvieron sus determinadas áreas y perímetros de cada uno de estos, así se calcularon diferentes índices para medir el grado de fragmentación ecológica de los ecosistemas del área de estudio, los índices calculados son los siguientes:

Índice de diversidad de forma de Patton: se utilizó para evaluar la forma de los fragmentos de bosque, cuando el índice es 1 la forma del fragmento semeja un círculo, a medida que este índice va aumentando la forma se torna más compleja y así mismo aumenta el efecto de borde de las áreas circundantes o adyacentes (Patton, 1975), este índice se calculó con ecuación 11:

$$DI = \frac{P}{2 * \sqrt{3.1416 * A}} \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde:

DI: Índice de diversidad de Patton.

P: perímetro de cada fragmento.

A: área de cada fragmento.

Este índice se agrupa en 5 rangos, como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Rangos del índice de forma

Forma	Índice
Redondo	< 1.25
Oval – redondo	$1.25 \leq 1.50$
Oval – oblongo	$1.50 \leq 1.75$
Rectangular	$1.76 \leq 2$
Amorfo o irregular	>2

Nota. Tomado de A Diversity Index for Quantifying Habitat, por David Patton (1975).

Índice de compactación: se empleó para indicar el grado de fragilidad, expresando el nivel de exposición de cada fragmento de bosque a los efectos de la matriz; los valores oscilan entre 0 y 1, siendo los frágiles los cercanos o igual a 0 y los compactos los cercanos o igual a 1 (Ulbrich, 2009), se calculó con la ecuación 12:

$$\frac{1}{DI} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde:

DI: Índice de diversidad de Patton.

Índice de continuidad espacial: garantiza la supervivencia de las especies y así mismo el intercambio continuo de genes. Para esto, se utilizó el Índice de continuidad de Vogelmann; los valores máximos involucran una mayor continuidad del bosque, mientras que valores mínimos implican una mayor discontinuidad y fragmentación de los parches de bosque (Lozano, 2011), este índice se calculó con la ecuación 13 :

$$FCI = \ln\left(\frac{\sum A}{\sum P}\right) \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde:

FCI = Índice de continuidad de Vogelmann.

$\sum A$ = área total de parches de bosque del paisaje.

$\sum P$ = perímetro total de parches de bosque del paisaje.

Grado de fragmentación: se realizó a través de la relación del área total estudiada y el área de cada fragmento de bosque (Lacava, 2003), se calculó con la ecuación 14 :

$$F = \left(\frac{\text{Área de cada fragmento}}{\text{Área total}} \right) \quad \text{Ecuación 14}$$

Los valores resultantes se caracterizaron de acuerdo con los rangos de valores presentados en la tabla 3.

Tabla 3. Rangos de grado de fragmentación

Rangos	Grado de fragmentación
F =1	Sin fragmentación
F=< 1 ≤ 0,7	Fragmentación moderada
F = 0,7 ≤ 0,5	Altamente fragmentado
F = < 0,5	Insularizado

Nota. Tomado de Instrumentos para la planificación integral del uso de la tierra con sistemas de información geográfica, por Amalia Lacava (2003).

Con los resultados de estos índices, se realizaron los mapas de fragmentación de los parches de bosque en el área de estudio, con ayuda del software ArcGIS.

Por otro lado, con el fin de cuantificar la conectividad ecológica y la estructura del paisaje conforme a las coberturas de la tierra del área de estudio, se calcularon índices del paisaje, los cuales son porcentaje de cobertura (PLAND), índice del fragmento más grande (LPI), índice de proximidad (MPI), conectancia (CONNECT) y cohesión (COHESIÓN), se calcularon por medio del programa FRAGSTATS el cual es un programa para el cálculo de métricas del paisaje en formato ráster (McGarigal, 2002).

Posteriormente, se identificaron las posibles rutas de conectividad de cobertura vegetal, esto se realizó con base a las coberturas del área de estudio, para esto se elaboró un mapa de dificultad de movimiento de especies asignando un peso a cada una de las coberturas de la tierra con la herramienta *Weighted Overlay*, definiendo un peso menor a los sectores donde hay algún tipo de cobertura vegetal y un mayor peso a los sectores con suelos sin cobertura vegetal; seguido a esto se utilizó las herramientas *Cost Distance* y *Cost Back Link* las cuales crean un ráster en el que cada celda se le asigna un coste acumulativo a la celda de origen más cercana (Benayas, 2019).

Seguido a esto se utilizó la herramienta *Cost Path* la cual calculó las rutas de menor dificultad de movimiento de especies en cuanto a la cobertura vegetal desde un origen a su destino, para este caso desde la Quebrada la Salitrosa, hasta cada uno de los parches de bosque, creando así los corredores ecológicos más viables, es decir, los que menor dificultad de movimiento presentan para que las especies se transporten entre cada uno de los parches de bosque.

6. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

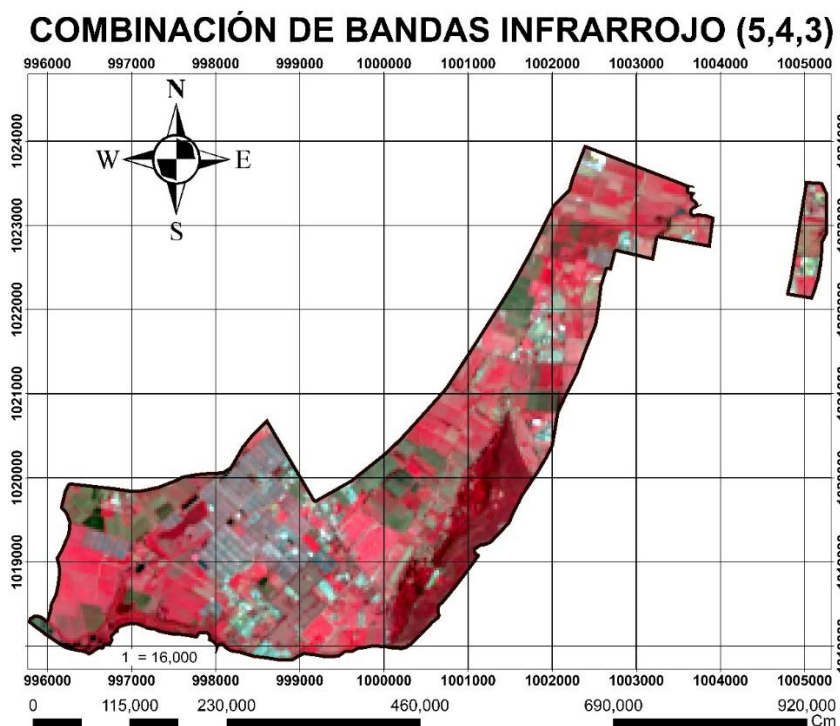
Evaluación de imágenes satelitales

Se obtuvieron las imágenes satelitales de tipo Landsat 8 de EarthExplorer y sus respectivas bandas espectrales, estas se dividen a través de tres canales: rojo, verde y azul; el paso de cada una de las bandas por estos canales da como resultado distintas tonalidades, dependiendo a la respuesta de las bandas a la longitud de onda (Ramos, 2020). Para interpretar las coberturas del área de estudio se realizó la corrección atmosférica a las imágenes y luego las siguientes combinaciones:

Infrarrojo (Combinación de bandas 5,4,3)

Esta combinación logra visualizar las variaciones de la vegetación, donde, las áreas rojas representan una vegetación sana y desarrollada, las áreas rosas indican zonas con vegetación menos densa y menos desarrollada, en color verde la vegetación escasa y en color blanco se indican las áreas con nula vegetación, como se muestra en el mapa 2.

Mapa 2. *Combinación de bandas infrarrojo (5,4,3)*



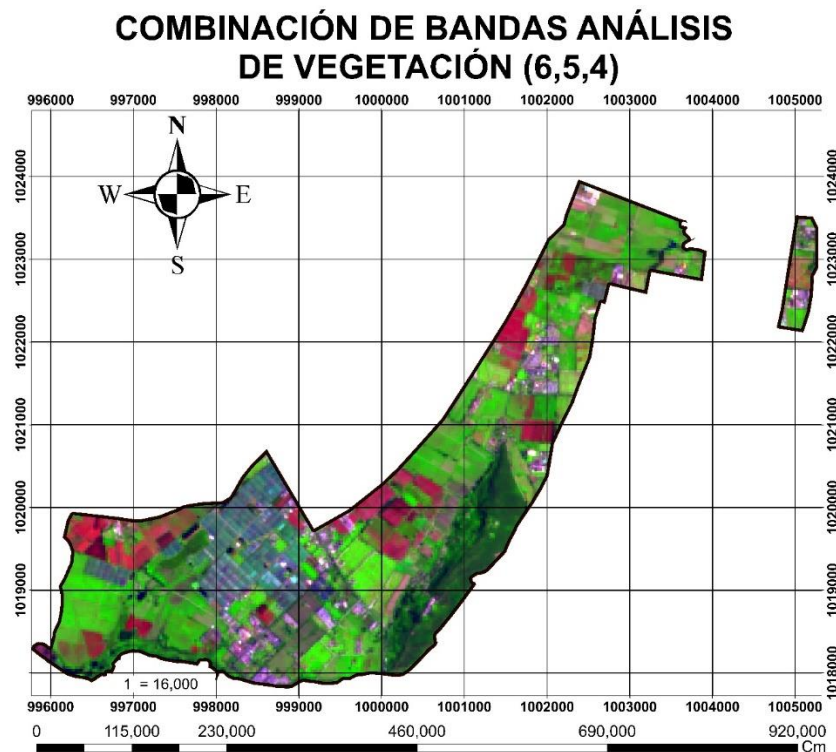
Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Con esta combinación se visualiza que el color rosa siendo la vegetación menos densa, es el color más abundante, seguido por el color blanco representando las áreas con nula vegetación y el color que menos se visualiza el verde con vegetación escasa.

Análisis de vegetación (Combinación de bandas 6,5,4)

Con esta combinación se identifican de color verde oscuro los bosques, en color verde claro la vegetación menos densa, en color fucsia las zonas agrícolas y en tonalidades blancas los suelos sin vegetación, como se muestra en el mapa 3.

Mapa 3. *Combinación de bandas (6,5,4) análisis de vegetación*



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

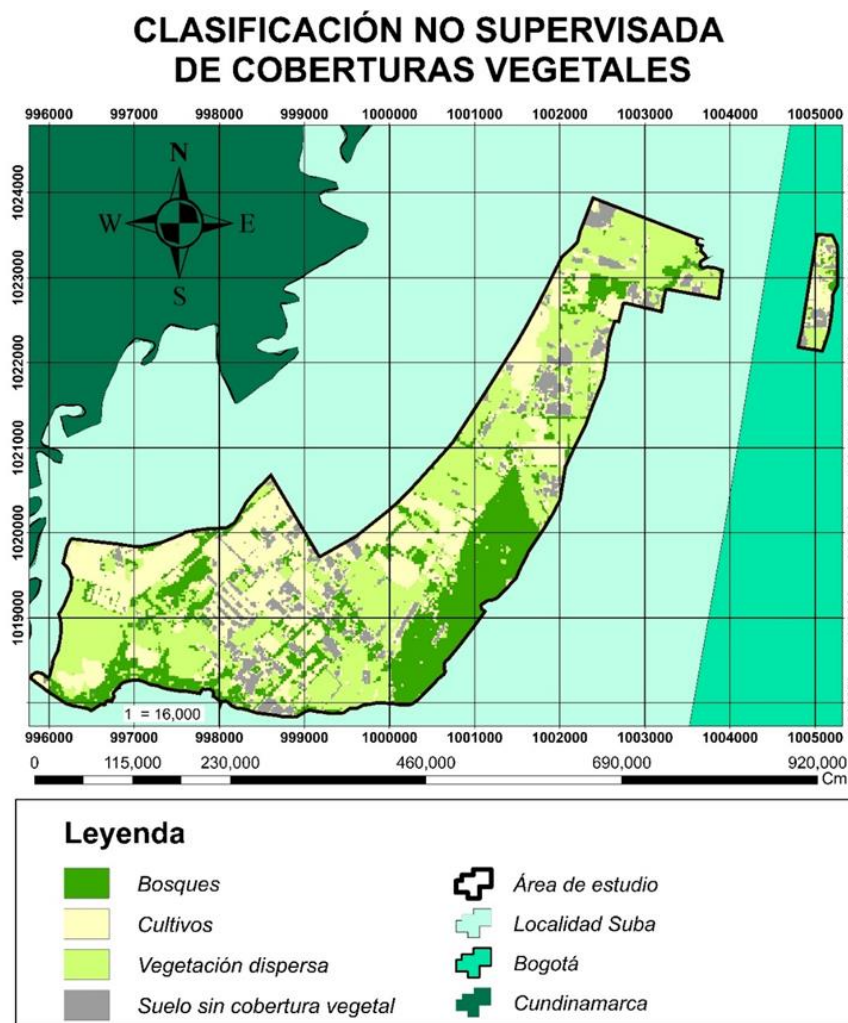
Se visualiza que el color verde claro con vegetación menos densa es el más abundante, distinguiendo las mismas áreas de color rosa en la combinación infrarroja, siendo estas la vegetación menos densa y menos desarrollada; comprobando que en el área total de estudio predomina este tipo de cobertura.

Con estas combinaciones, se realizó la clasificación no supervisada con la herramienta *Iso Cluster Unsupervised Classification* de ArcGIS; como se muestra en el mapa 4 se clasificó en cuatro clases, visualizando las áreas de bosques de

color verde, los cultivos de color amarillo claro, las áreas con vegetación dispersa de color verde claro y el suelo sin cobertura vegetal de color gris.

Con esta clasificación, se visualiza que la cobertura de vegetación dispersa es la que predomina en el área de estudio, siendo la cobertura de bosques la que menos abunda, igualmente se muestra el aislamiento de los parches de bosque, encontrándose los fragmentos discontinuos, este tipo de cobertura se da por el desarrollo agrícola y el aumento de la fragmentación para el desarrollo urbano el cual a generado que en las distintas áreas del sector haya una pérdida de vegetación las cuales son las que se logran observar a los largo de la clasificación no supervisada.

Mapa 4. *Clasificación no supervisada de coberturas vegetales*



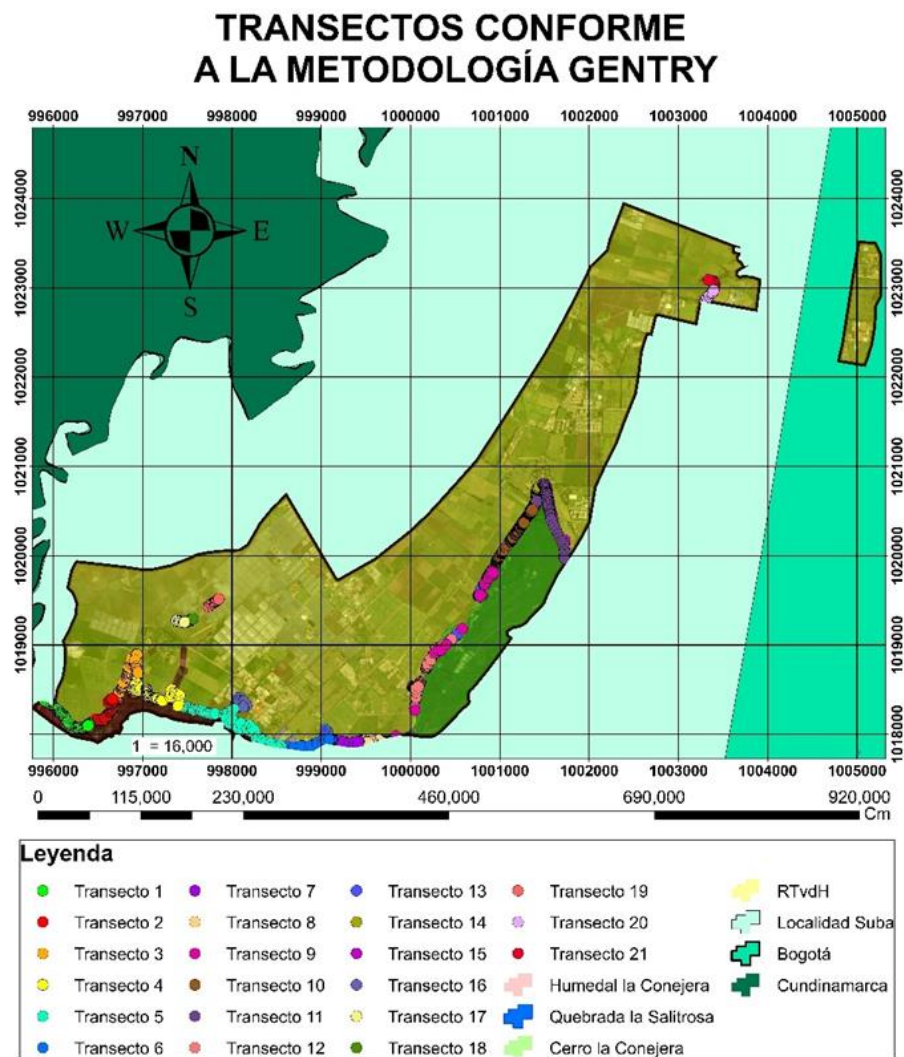
Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Esto se desarrolló sin tener ningún tipo de intervención sobre el programa, simplemente indicando el número de clases, es decir, las clases se crean en función de la información espectral de la combinación de las bandas (Toribio, 2020), por esta razón para evitar errores de cálculo fue necesario corroborar la información en campo, como se muestra a continuación para luego ejecutar la clasificación supervisada de coberturas vegetales.

Recorridos de campo

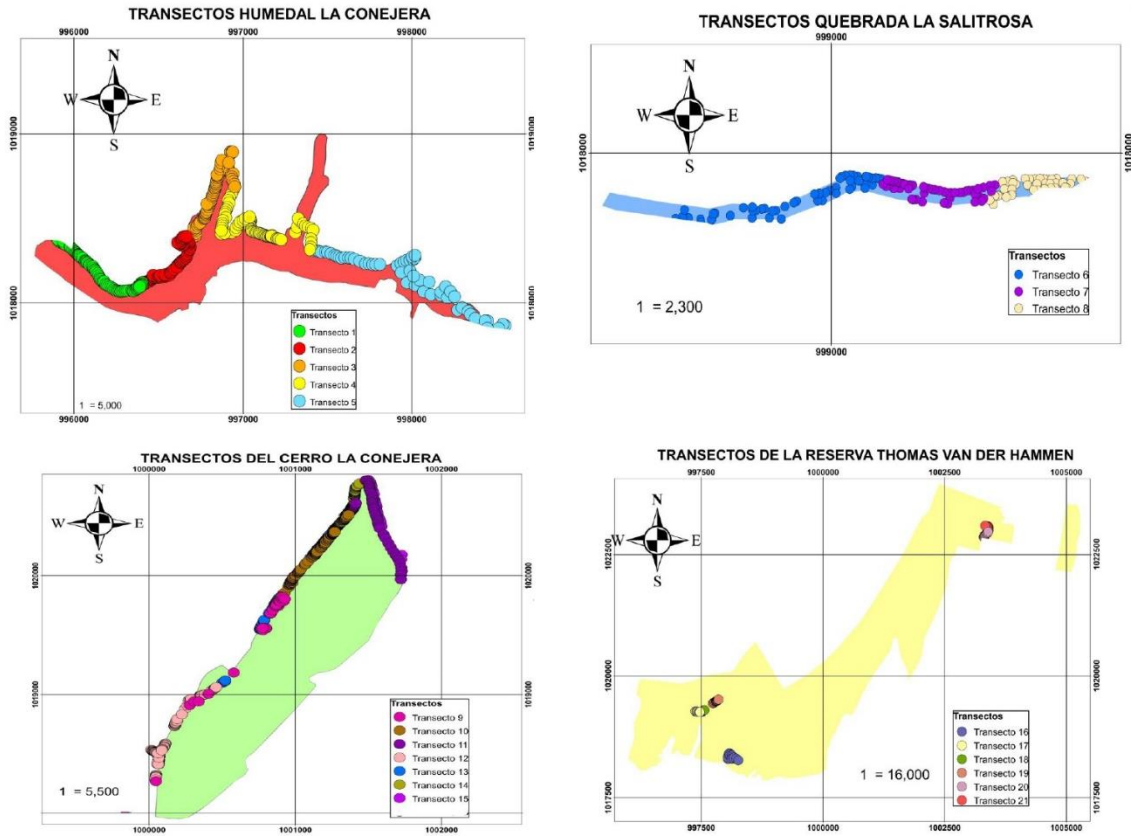
Con las imágenes satelitales se identificaron las principales áreas con vegetación vigorosa, en las cuales se realizaron visitas de campo de forma lineal por los límites donde presuntamente existe una conectividad ecológica con los demás ecosistemas objeto de estudio, esto ya que dentro de las áreas de estudio se encuentran predios privados, en los cuales no se podía ingresar porque no fueron otorgados los permisos. Con los recorridos se identificó la ubicación geográfica con un GPS de algunos de los individuos arbóreos identificando su especie con ayuda de la información secundaria revisada, igualmente se comprobó la presencia de las diferentes coberturas de la tierra, esto se hizo siguiendo la metodología Gentry, realizando un total de 21 transectos, en el mapa 5 se muestra su distribución.

Mapa 5. Transectos realizados por puntos muestreados



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Mapa 6. *Transectos realizados por puntos muestreados en cada ecosistema*



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

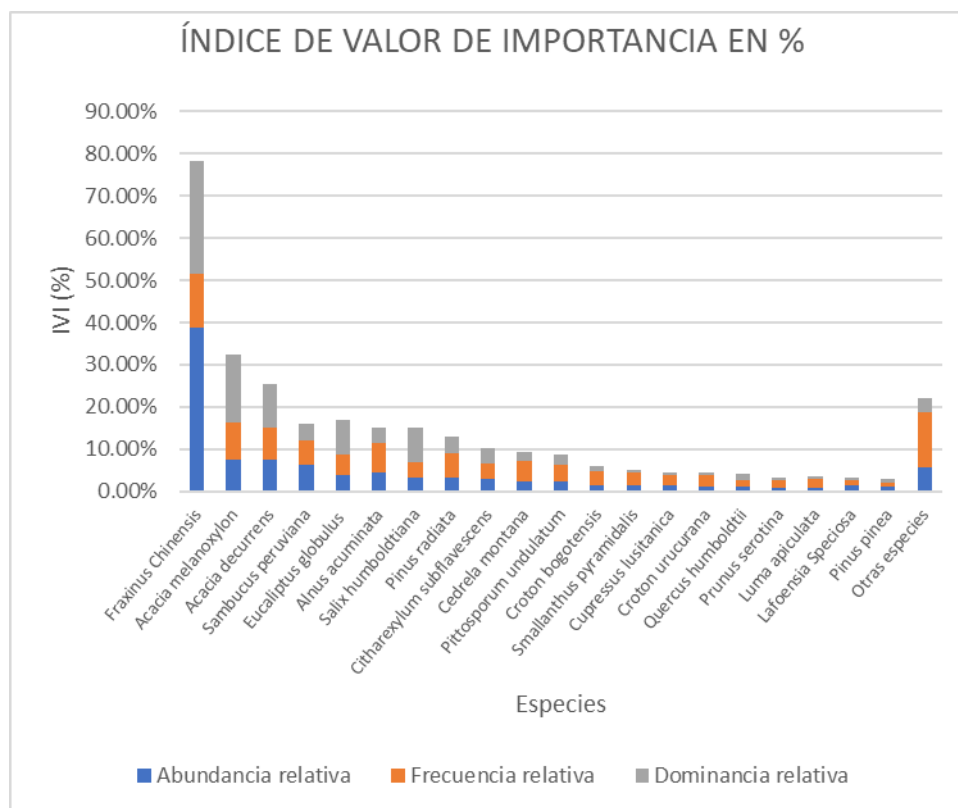
Finalizados los recorridos de campo, se muestrearon un total de 1256 individuos, divididos en 39 especies vegetales; se organizaron los datos conforme a cada una de las especies y se halló la frecuencia relativa, abundancia relativa y dominancia relativa, para calcular el índice de valor de importancia de todas las especies (Ver anexo 1), de esta forma se realizó un diagrama de barras (gráfica 1) donde se muestra las primeras 20 especies con su respectivo nivel de importancia y representando las otras 19 especies menos comunes en los ecosistemas como otras especies, tomando como base la tabla 4.

Tabla 4. Índices de valor de importancia de especies

Orden	Familia	Especie	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	IVI(%)
Lamiales	Oleaceae	Fraxinus Chinensis	38.69%	12.68%	26.81%	78%
Fabales	Fabaceae	Acacia melanoxylon	7.48%	8.85%	16.15%	32%
Fabales	Fabaceae	Acacia decurrens	7.56%	7.42%	10.49%	26%
Dipsacales	Adoxaceae	Sambucus peruviana	6.37%	5.74%	3.88%	17%
Myrtales	Myrtaceae	Eucaliptus globulus	3.82%	5.02%	8.14%	17%
Fagales	Betulaceae	Alnus acuminata	4.54%	6.94%	3.63%	15%
Malpighiales	Salicaceae	Salix humboldtiana	3.18%	3.83%	8.12%	15%
Pinales	Pinaceae	Pinus radiata	3.42%	5.50%	4.03%	13%
Lamiales	Verbenaceae	Citharexylum subflavesceus	3.03%	3.59%	3.54%	10%
Sapindales	Meliaceae	Cedrela montana	2.31%	4.78%	2.20%	10%
Apiales	Pittosporaceae	Pittosporum undulatum	2.47%	3.83%	2.41%	9%
Malpighiales	Euphorbiaceae	Croton bogotensis	1.51%	3.35%	1.15%	6%
Asterales	Asteraceae	Smallanthus	1.59%	2.87%	0.67%	5%
Pinales	Cupressaceae	Cupressus lusitanica	1.59%	2.15%	0.88%	5%
Malpighiales	Euphorbiaceae	Croton urucurana	1.19%	2.63%	0.62%	4%
Fagales	Fagaceae	Quercus humboldtii	1.27%	1.44%	1.39%	4%
Rosales	Rosaceae	Prunus serotina	0.80%	1.91%	0.53%	4%
Myrtales	Myrtaceae	Luma apiculata	0.88%	2.15%	0.59%	4%
Myrtales	Lythraceae	Lafoensia Speciosa	1.35%	1.20%	0.62%	3.2%
Pinidae	Pinaceae	Pinus pinea	1.19%	0.96%	0.84%	3%
		Otras especies	5.73%	13.16%	3.33%	22.60%

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Gráfica 1. Índice de valor de importancia de especies



Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Se evidencia que la cobertura vegetal del área de estudio conforme al Índice de valor de importancia (IVI) está dominado por la especie *Fraxinus chinensis* con un IVI del 78%, esto se debe, a que es una especie muy abundante con 486 individuos en el área muestreada, además de esto, el área ocupada por esta especie es demasiado elevada en comparación con las otras especies contando con un DAP promedio de 25 cm, esta especie es introducida pero de fácil adaptabilidad, se reproduce de manera natural resultado de las semillas que arrojan los árboles mayores (Escobar, 2013), los servicios ecosistémicos que brinda es que ofrece sombra, regulación del agua, la protección del suelo, entre otros (Guapucal, 2013).

Por otra parte, las especies *Acacia melanoxylon* y *Acacia decurrens*, son otras de las especies más importantes con un IVI de 32% y 26% respectivamente, principalmente por su dominancia, ya que su DAP promedio es de 27 cm, estas especies son parte de la familia *Fabaceae*; son especies características por ser fuertes y resistentes frente a otros árboles de rápido crecimiento, son especies con un alto porcentaje de adaptabilidad, pese a que son especies introducidas consideras con un grado de invasión moderado, porque tienen sustancias

alelopáticas que alteran la química del suelo, lo que inhibe la germinación de plantas nativas, también tienen un alto consumo de agua lo que produce un efecto por la desecación de los ecosistemas en que están presentes (Secretaría Distrital de Ambiente, 2013), pero cuentan con diversos servicios ecosistémicos como la fijación de nitrógeno, la recuperación de suelos y el control de la erosión (CAR, 2020).

En general en cuanto a las especies arbóreas identificadas, se puede evidenciar que en el área de estudio están presentes muchas especies denominadas invasoras, como la *Acacia melanoxylon*, *Acacia decurrens*, *Cupressus lusitánica*, *Eucalyptus globulus* que se encuentra principalmente en el Cerro la Conejera y la RtvDH, el *Pinus radiata* y la especie *Pittosporum undulatum* que es denominada invasora ya que puede reducir la diversidad de las zonas donde permanece, ya que domina los bosques en que está presente, teniendo una copa muy densa, inhibiendo la sombra para el crecimiento de las demás especies nativas y además compite excesivamente por los nutrientes y el suelo (CAR, 2015). A pesar de esto, son especies que se han desarrollado en el ecosistema, siendo árboles adultos ya adaptados en el ambiente.

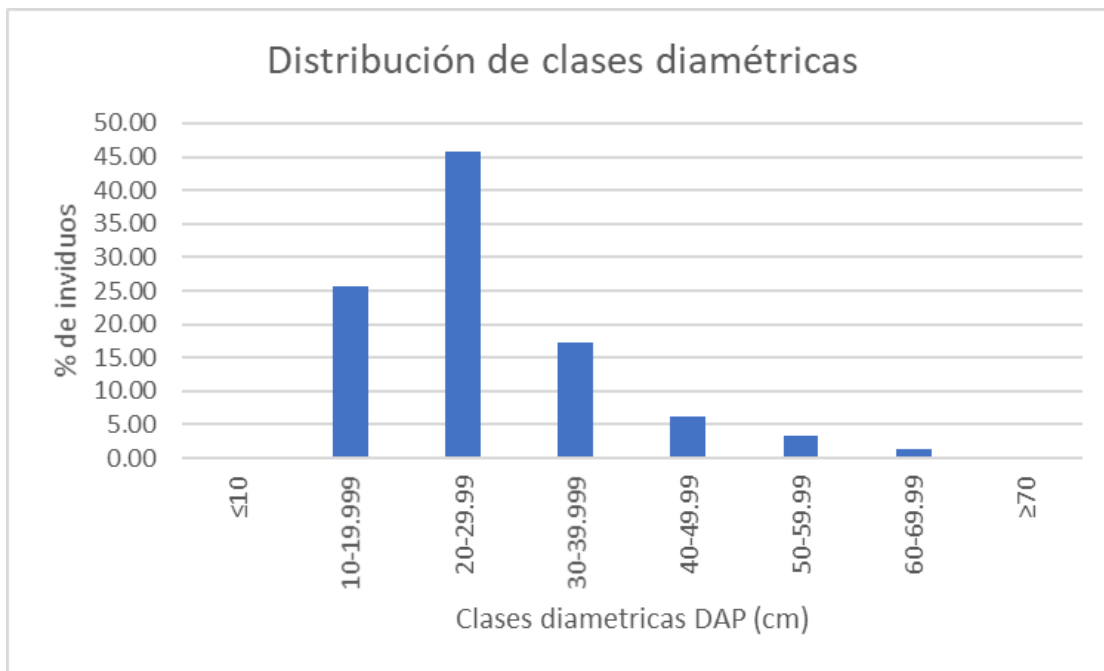
Igualmente, se obtuvo la información de la riqueza total, densidad total y área basal total del área muestreada, identificando un valor de riqueza total de 23 especies por cada hectárea muestreada, densidad total de 631 individuos por hectárea y un área basal total de 41 metros cuadrados por hectárea, estos valores dan a conocer que existe una alta biodiversidad de especies en el área muestreada, teniendo en cuenta que esta área representa las zonas de cobertura vegetal densa y boscosa; gracias a que estos individuos tienen características, que contribuyen al mejoramiento de los ecosistemas por lo que estas masas arbóreas brindan factores positivos como la reducción en la temperatura del suelo, regeneración de nutrientes, producción de oxígeno y mejoran notablemente el paisaje, ya que es deplorable la situación que se vive fuera de estos ecosistemas.

Teniendo en cuenta, que cada especie tiene su nicho ecológico y cada una representa una función diferente, se puede resaltar que hay una función que todos los árboles tienen en común, y es que capturan el carbono de la atmósfera y contribuyen a la mitigación de los cambios negativos en el ambiente, convirtiéndose en un sumidero de carbono (Kanninen, 1995).

En cuanto a la distribución por clases de alturas y diámetros, representadas en las gráfica 2 y gráfica 3 respectivamente, se evidenció que un 46% de individuos tienen un DAP entre 20 a 30 cm y un 45% cuentan con una altura de 15 a 20 m, estos valores reafirman lo representado en el IVI, ya que las especies más importantes, tienen estas medidas promedio, la especie *Fraxinus chinensis*, cuenta con un DAP promedio de 25 cm y una altura de 18.7 m; en cuanto a las especies *Acacia*

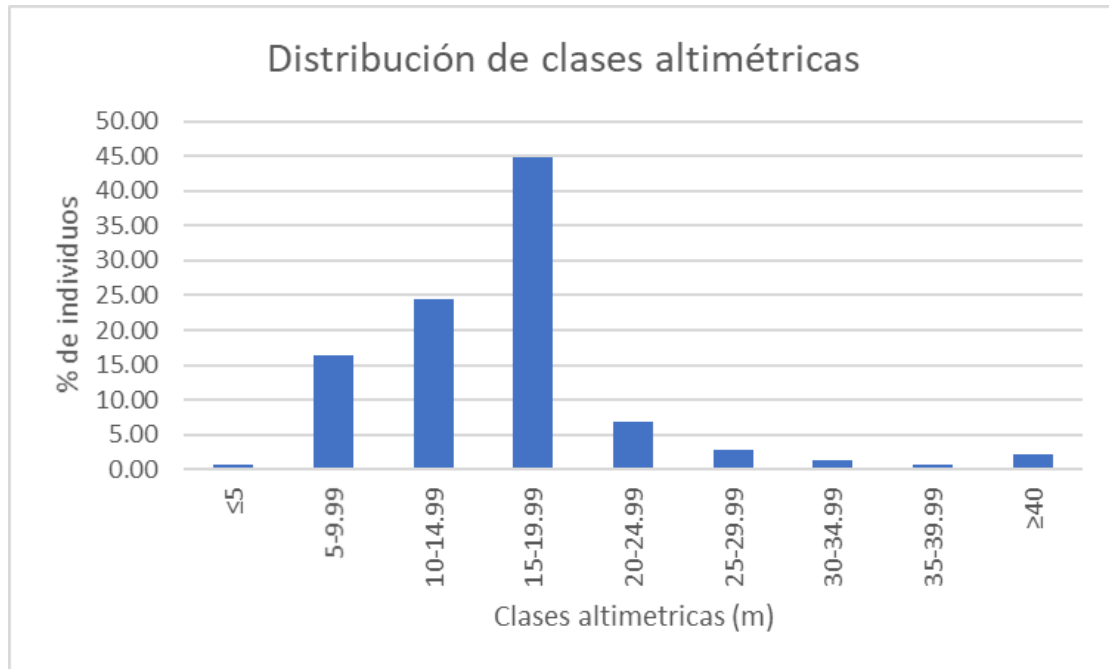
melanoxyton y *Acacia decurrens* cuentan con un DAP de 27 cm y una altura promedio de 16 m.

Gráfica 2. *Distribución de clases diamétricas*



Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022

Gráfica 3. Distribución de clases altimétricas



Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022

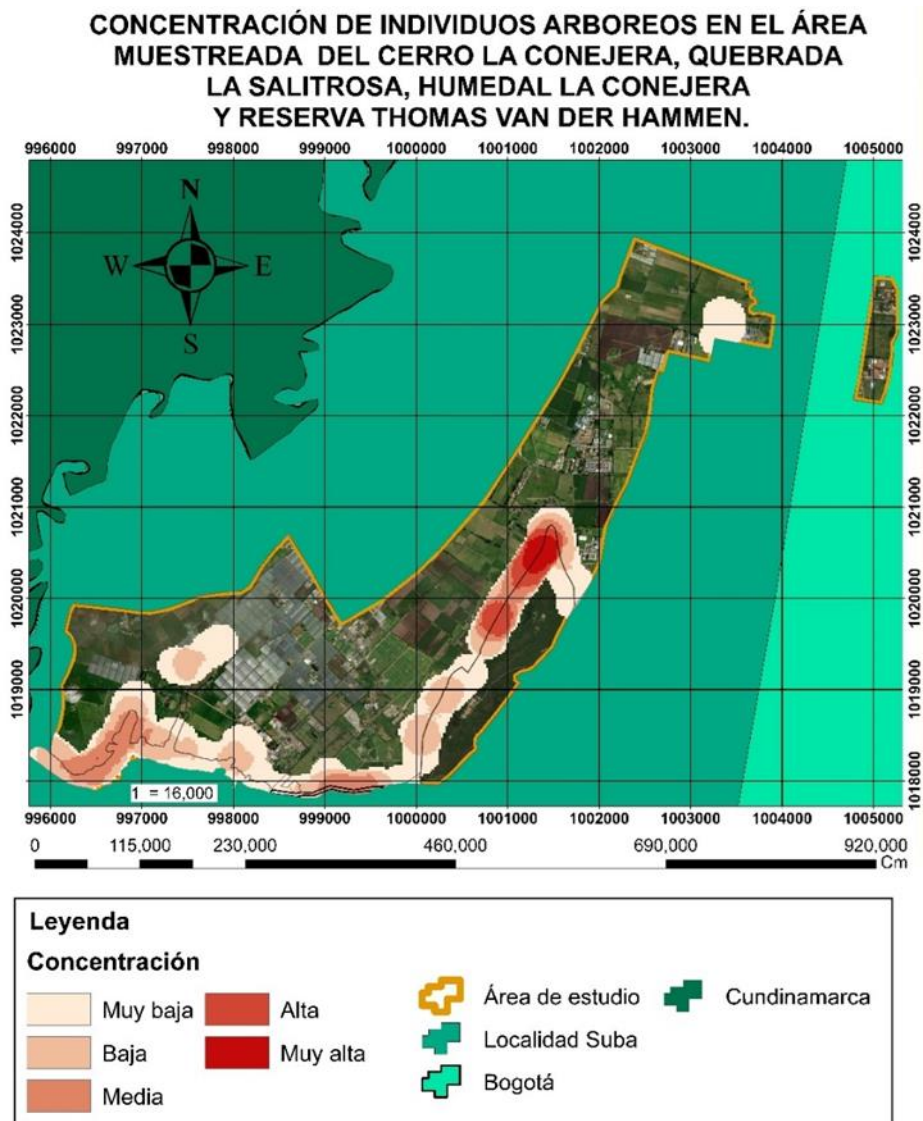
De igual manera, estas gráficas representan que la masa forestal es regular, ya que la gran mayoría de los árboles que componen el área muestreada, son de edades similares y por lo tanto cuentan con dimensiones parecidas, siendo la edad de los árboles el aspecto más importante para el mantenimiento de las poblaciones (CORPOURABA, 2019).

En cuanto a la conectividad ecológica por especies arbóreas, se puede determinar que dependiendo la velocidad de crecimiento, reproducción y el tipo de especies, siendo así nativa o invasora, se podrían ver cambios significativos en la conectividad en los distintos ecosistemas, ya que como se encontraron en gran cantidad las especies invasoras, muchas de estas inhiben el crecimiento de especies nativas y por lo tanto reprimen su reproducción y abundancia alrededor de estas, obstaculizando la dispersión de semillas y por consiguiente la presencia de especies nativas en los ecosistemas objeto de estudio.

Análisis espacial del paisaje

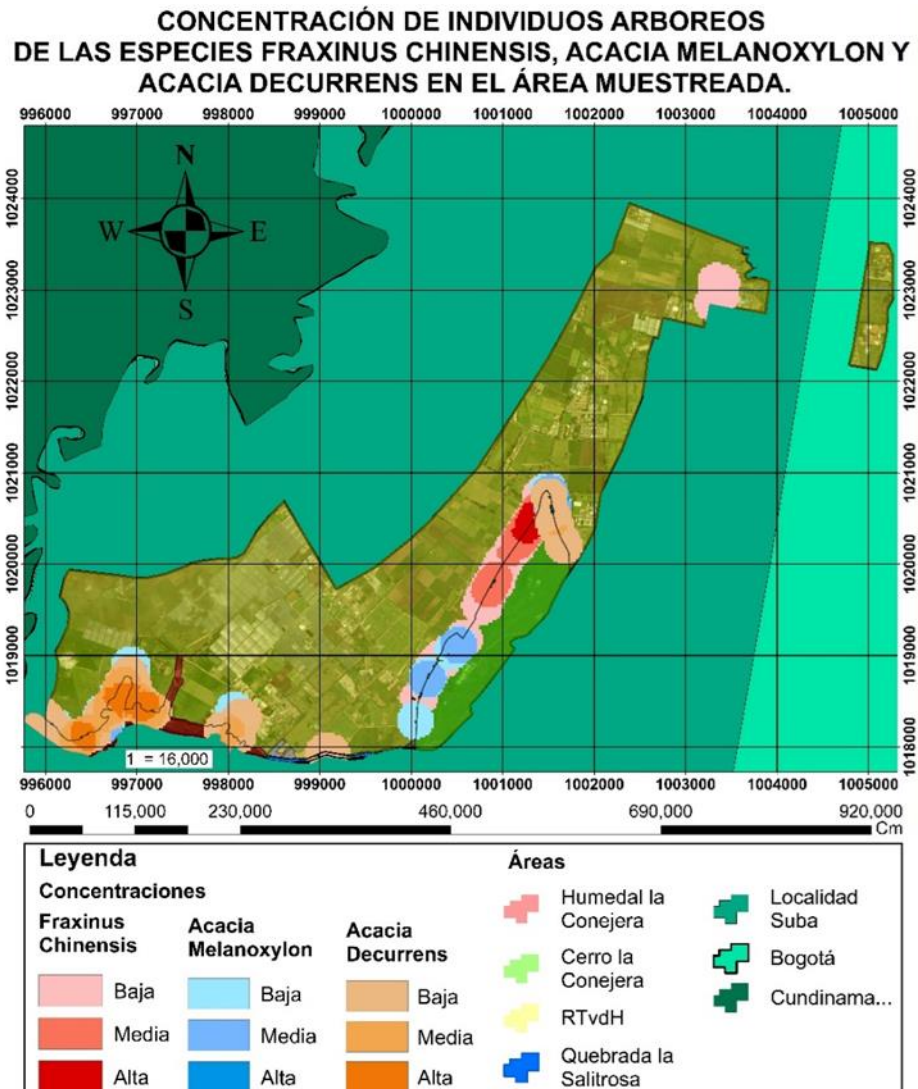
Con las coordenadas de los individuos arbóreos se creó el mapa 7 el cual representa en qué zonas hay una abundancia y una menor proporción de especies vegetales en el área muestreada y el mapa 8 muestra las tres especies con mayor porcentaje de IVI y su respectiva distribución.

Mapa 7. *Concentración total de individuos arbóreos*



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Mapa 8. Concentración de especies arbóreas con IVI mayor



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

En los anteriores mapas se muestra que donde hay una mayor abundancia de individuos arbóreos es en el cerro la conejera, por la parte que colinda con la RTvdH; el cerro la conejera, hace parte del Sistema de Áreas Protegidas del Distrito Capital, siendo a su vez uno de los componentes principales de la estructura ecológica del distrito (Secretaría de Ambiente, 2014), por esta razón es la zona que tiene más concentración de árboles en comparación con los otros ecosistemas objeto de estudio.

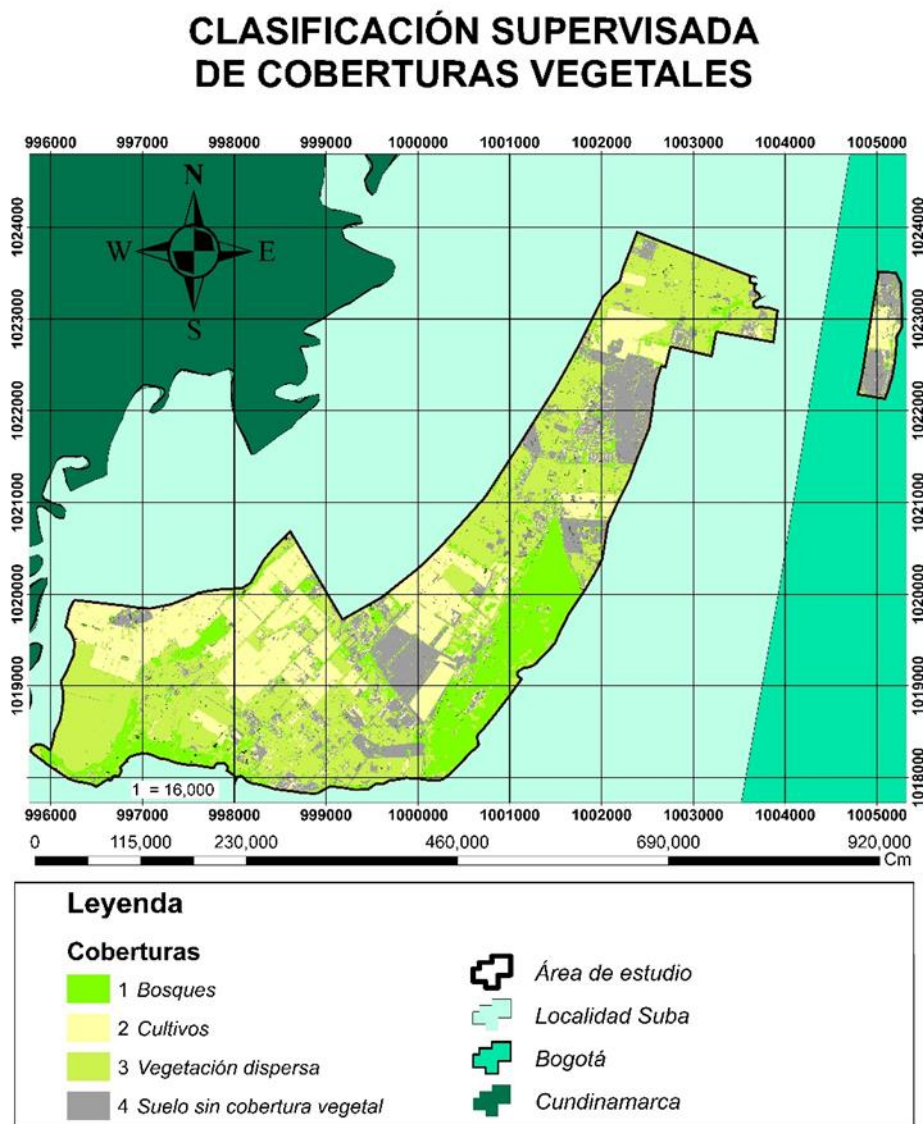
Como se muestra en el mapa 8 las especies que abundan en esta zona es la especie *Fraxinus chinensis*, mostrando también que esta especie tiene una menor o nula proporción en los otros ecosistemas, lo que evidencia la falta de conectividad ecológica en cuanto a esta especie, ya que no hay una continuidad de individuos de la misma especie por los diferentes ecosistemas.

Refiriéndose a la distribución de las otras dos especies más importantes, se puede evidenciar que están presentes en casi todos los ecosistemas objeto de estudio, resaltando su mayor abundancia en el Humedal la Conejera; lo que permite una mayor conectividad ecológica en cuanto a estas dos especies con los demás ecosistemas objeto de estudio.

Sin dejar de lado, las otras especies que se identificaron en los recorridos de campo, se puede manifestar, que hay especies que están presentes en solo un ecosistema como la *Salix humboldtiana*, que se encuentra solo en la Quebrada la Salitrosa, al igual que la especie *Luma apiculata*, presente solo en el bosque las mercedes, esto reduce la conectividad ecológica de especies arbóreas entre los ecosistemas, por esta razón es importante tomar medidas de recuperación en las zonas donde los individuos arbóreos son escasos o nulos, en estas áreas se podrían hacer proyectos de reforestación, incluyendo las especies mencionadas anteriormente que no son consideradas invasoras como la *Salix humboldtiana*, que aporta diversos servicios ecosistémicos a los ambientes donde es sembrada, como la conservación del suelo, el control de la erosión, igualmente las especies del género *Salix* se caracterizan por modificar el sustrato y ayudar al establecimiento de otras especies arbóreas y de esta forma aportar en la conectividad ecológica en estos ecosistemas (Liotta, 2001).

Por esta razón, para precisar y analizar un poco más la conectividad ecológica entre los ecosistemas y tomar medidas de recuperación en cuanto a esto, se debe conocer el área de estudio y sus correspondientes coberturas, para identificar las áreas que presentan vegetación y por lo tanto puede haber una presunta conectividad ecológica; es por esto que luego de realizar las visitas de campo para corroborar la información identificada en la clasificación no supervisada, se reconocieron las respectivas coberturas en el área de estudio y se realizó la clasificación supervisada (mapa 9) con ayuda de la herramienta *Maximum Likelihood Classification* de ArcGIS.

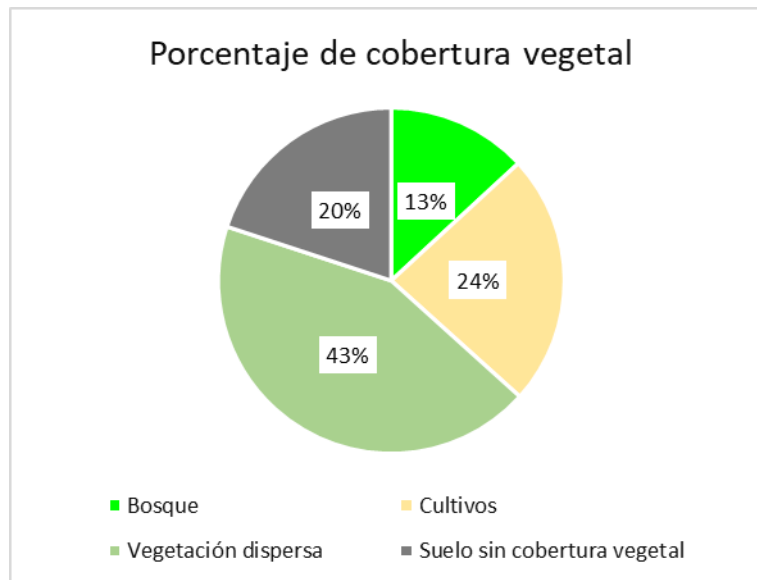
Mapa 9. *Clasificación supervisada de coberturas vegetales*



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

En el mapa se visualiza las diferentes coberturas vegetales en los ecosistemas objeto de estudio, con esto se procedió a calcular las áreas correspondientes contando con bosques (214,5 Ha), cultivos (384,7 Ha), vegetación dispersa (707.3 Ha) y suelo sin cobertura vegetal (325.4 Ha), mostrado en la gráfica 4 sus respectivos porcentajes:

Gráfica 4. Ocupación de coberturas vegetales en el área de estudio



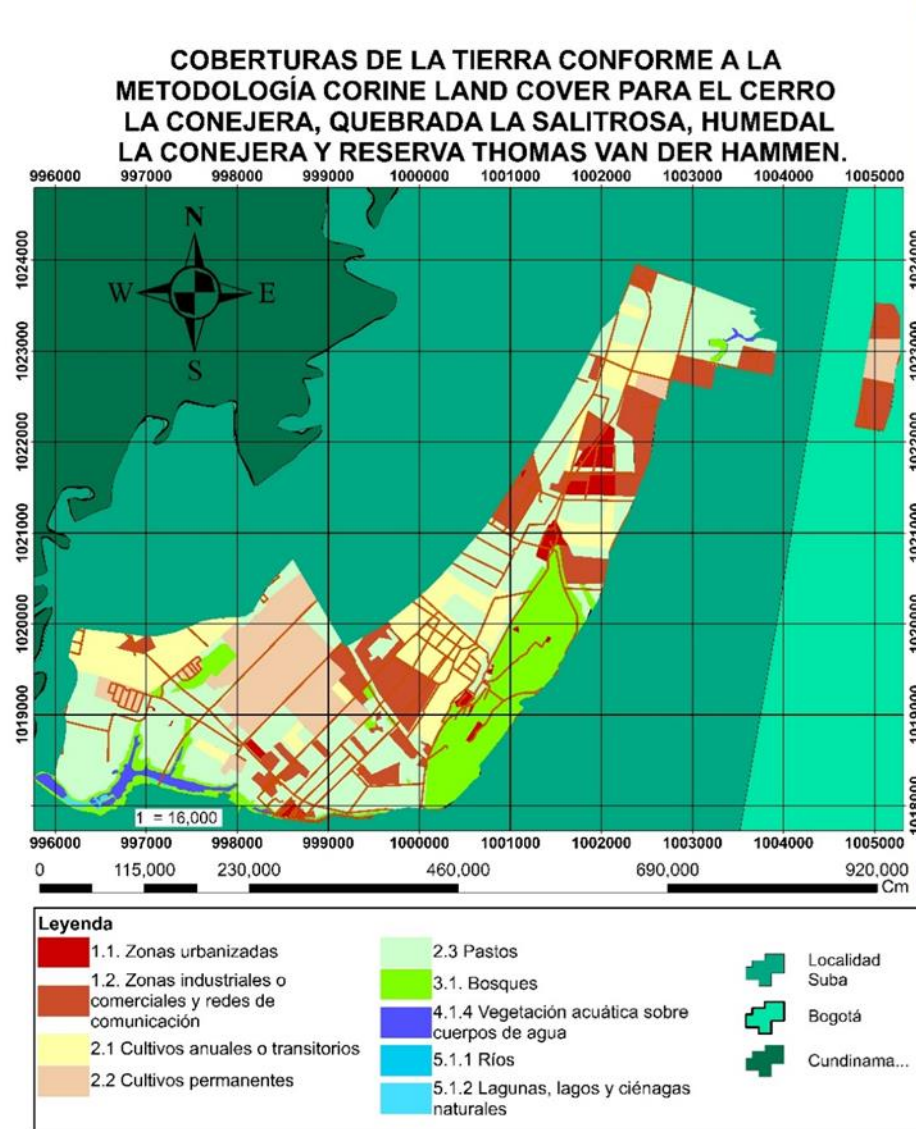
Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Se evidencia que los bosques son los que menor representación tienen en el área de estudio ya que solo poseen un 13%, debido a que al pasar de los años estos son deforestados para darles un uso agrícola con cultivos de papa, maíz, zanahoria y hortalizas, entre otros; igualmente el urbanismo y la construcción de vías han sido un factor importante en la reducción de bosques, ya que, por culpa de estos un gran porcentaje de los árboles han desaparecido, por lo tanto los fragmentos de bosque del área de estudio se han aislado entre ellos por lo cual la conectividad ecológica entre estos ecosistemas ha disminuido.

Por otro lado, la vegetación dispersa tiene una gran representación contando con un 43%; estas áreas están compuestas principalmente por pastos, los cuales tienen distintos usos, como la ganadería, que causa que estos suelos se compacten y no pueda haber una pronta reforestación, pero hay otras áreas de pasto que no tienen ningún uso en las cuales con estudios, podría verse la recuperación de la conectividad ecológica por medio de una reforestación con especies que tienen una gran adaptabilidad y prestación de servicios ecosistémicos como las especies *Salix humboldtiana*, *Luma apiculata*, *Alnus acuminata*, entre otras.

Con el mapa de la clasificación supervisada e información secundaria, se procedió a realizar el mapa de coberturas de la tierra conforme a la metodología Corine Land Cover, que se representa en el mapa 10.

Mapa 10. Coberturas de la tierra conforme a la Metodología Corine Land Cover



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Como se evidencia en el mapa 10, hay una gran pérdida de la conectividad ecológica en cuanto a los parches de bosques por la construcción de viviendas y

vías principales que pasan por el interior de los ecosistemas o sus alrededores obstaculizando la conectividad ecológica y dividiendo en una gran parte la conexión vegetal entre el Cerro la Conejera, el Humedal la Conejera, la Quebrada la Salitrosa y la RTVDH, dificultando el desplazamiento de la fauna por los diferentes ecosistemas estudiados, debido a la gran afluencia de vehículos que transitan estas vías y como gran ejemplo está la vía cota, que divide el Cerro la Conejera con la Quebrada la Salitrosa y la avenida ciudad de cali que separa la Quebrada la Salitrosa con el Humedal la Conejera.

Teniendo en cuenta con lo analizado anteriormente se infiere que hay poca conectividad ecológica entre los ecosistemas objeto de estudio, por esta razón se definió el grado de fragmentación en que se encuentran los bosque, delimitando estas áreas, extrayendo un total de 9 parches de bosque esparcidos en el área de estudio, se calcularon sus respectivas áreas y perímetros para así definir el nivel de fragmentación en que se encuentran, esto se realizó con diferentes índices dando los siguientes resultados:

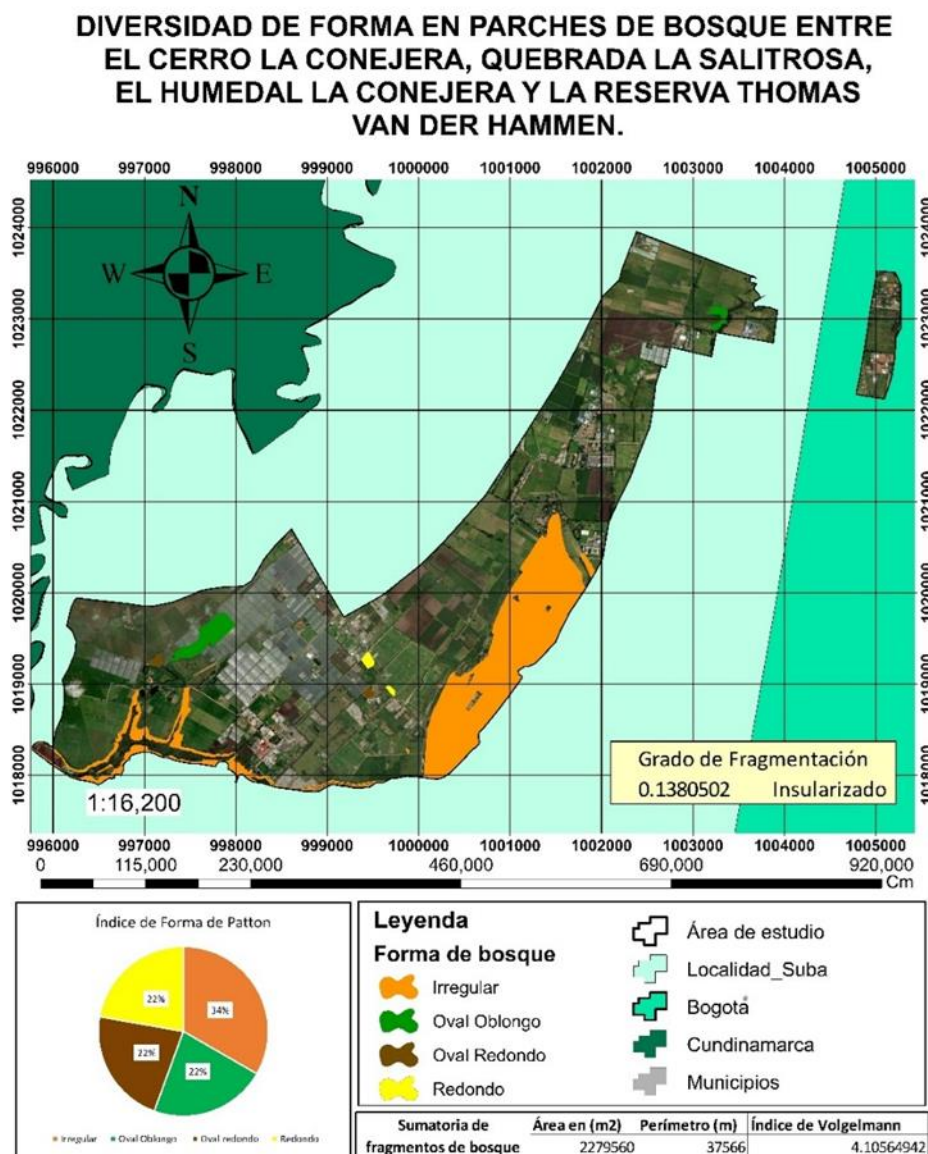
Índice de diversidad de forma de Patton:

Tabla 5. Resultados índices de diversidad de forma de Patton

Parche	Cobertura	Área(m ²)	Perímetro(m)	Índice de diversidad de forma de Patton	Forma
1	Boque	347579	17818	8.525814	Irregular
2	Boque	29382	4762	7.836176	Irregular
3	Boque	1697651	10035	2.172707	Irregular
4	Boque	129517	2053	1.609584	Oval Oblongo
5	Boque	13005	596	1.473170	Oval redondo
6	Boque	6427	337	1.186289	Redondo
7	Boque	11117	527	1.410467	Oval redondo
8	Boque	16704	503	1.097338	Redondo
9	Boque	28177	934	1.569995	Oval Oblongo

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Mapa 11. Diversidad de forma de parches de bosque



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Como se evidencia en la tabla 5 y el mapa 11 respecto al índice de diversidad de forma, los parches de bosque del área de estudio, se encuentran en su gran mayoría (43%) con una forma irregular, lo cual indica que la cobertura de bosque está espacialmente fragmentada, estos fragmentos de bosque, al poseer una forma irregular, manifiestan un mayor efecto de borde, ampliando la influencia sobre la matriz paisajística, esto hace que se afecte directamente la flora presente en estos bosques, ya que se provocan cambios en el hábitat, como en la composición y

distribución de las especies vegetales y así mismo sus interacciones (Guevara, 2015).

El índice de diversidad de forma es importante para la ecología del paisaje, ya que este índice se asocia a los efectos de borde, debido a que al exponer fragmentos irregulares se presenta una mayor longitud y área de borde lo que genera cambios en las condiciones abióticas y bióticas, afectando el hábitat de las especies (Colorado, 2017).

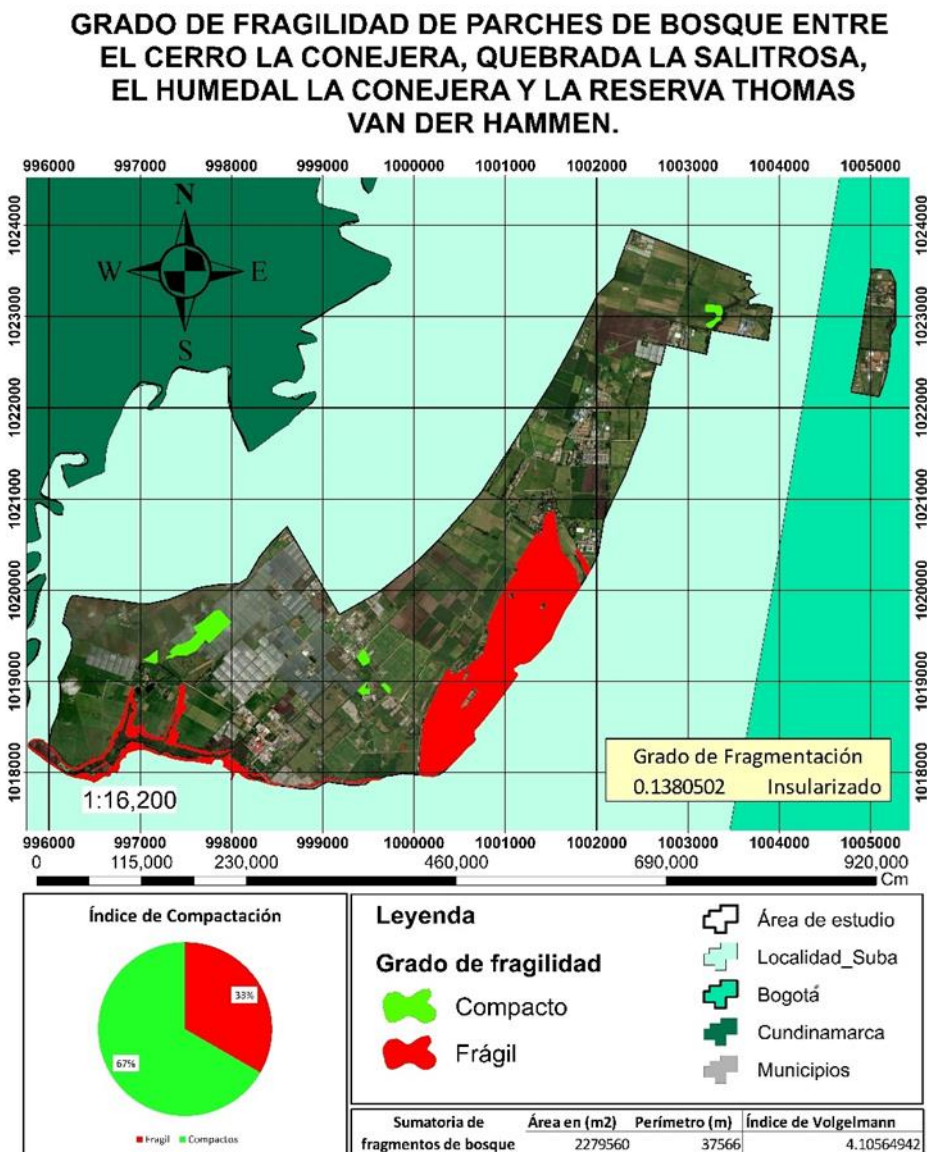
Índice de compactación:

Tabla 6. *Resultados índices de compactación*

Parche	Cobertura	Índice de compactación	Definición
1	Bosque	0.117290856	Fragil
2	Bosque	0.127613265	Fragil
3	Bosque	0.460255336	Fragil
4	Bosque	0.621278459	Compacto
5	Bosque	0.678808444	Compacto
6	Bosque	0.842965205	Compacto
7	Bosque	0.708984925	Compacto
8	Bosque	0.911296557	Compacto
9	Bosque	0.636944875	Compacto

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Mapa 12. Grado de fragilidad de parches de bosques



Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Este índice está relacionado con el índice de forma y muestra una medida de vulnerabilidad de un bosque frente al exterior sobre la base de la forma de sus límites (Gorospe, 2019); como se muestra en el mapa 12, los parches de bosque de la RtvDH, por su forma que se asemeja un círculo, son denominados fragmentos compactos. Refiriéndose a los fragmentos de bosque con forma irregular, los cuales son los bosques del Cerro la Conejera, la Quebrada la Salitrosa y el Humedal la

Conejera, son bosques con denominación frágil, lo que indica que están expuestos a ser afectados por la matriz paisajística o los diferentes usos del suelo que están a sus alrededores, como las áreas de viviendas, de cultivos y ganadería. Esto genera un aumento en el aislamiento de las especies y la pérdida de calidad de su hábitat y de sus condiciones bióticas y abióticas, lo cual genera cambios en la distribución de la población y de la persistencia a largo plazo de las especies (Martínez, 2011).

Índice de continuidad espacial:

Tabla 7. Resultados del índice de continuidad espacial

Sumatoria de fragmentos de bosque	Área en (m ²)	Perímetro (m)	Índice de Volgelmann
	2279560	37566	4.10564942

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Con estos resultados, se evidencia que los fragmentos de bosque en el área de estudio, son discontinuos, ya que el valor del índice de Volgelmann fue mayor a cero, esto muestra que existe una fragmentación en los bosques del área de estudio; esto se debe al resultado de las diversas actividades económicas que se realizan en el área, como actividades agrícolas, ganaderas, las extensas áreas urbanísticas, industriales y vías de comunicación, donde los parches de bosque tienen una forma discontinua.

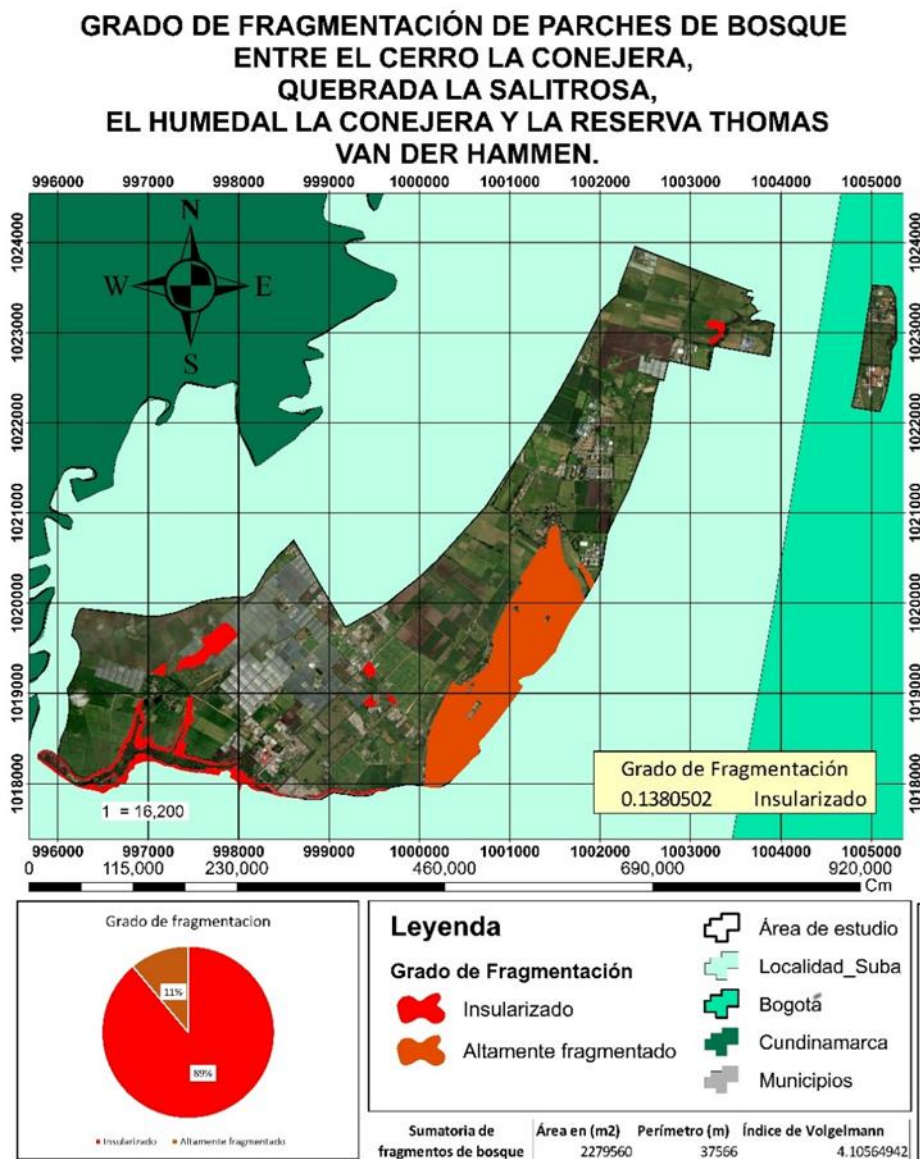
Grado de fragmentación:

Tabla 8. Resultados del índice de grado de fragmentación

Parche	Cobertura	Valores de fragmentación	Grado de fragmentación
1	Bosque	0.152	Insularizado
2	Bosque	0.013	Insularizado
3	Bosque	0.745	Altamente fragmentado
4	Bosque	0.057	Insularizado
5	Bosque	0.006	Insularizado
6	Bosque	0.003	Insularizado
7	Bosque	0.005	Insularizado
8	Bosque	0.007	Insularizado
9	Bosque	0.002	Insularizado

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Mapa 13. Grado de fragmentación de los parches de bosque



Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Con estos resultados, se evidencia la fragmentación crítica en que se encuentran los bosques, obstruyendo el intercambio genético y de igual manera el tránsito de fauna entre las unidades de bosque, afectando la supervivencia de las especies; es importante resaltar que, aumentando la cobertura boscosa, mejorarían los servicios ecosistémicos de los hábitats naturales, a la captura de carbono, a mejorar la regulación hídrica y a la conservación de la biodiversidad.

Si la fragmentación de los bosques se mantiene o peor aún aumenta su transformación, conlleva a una pérdida de la diversidad biológica que aún existe en

los ecosistemas, por esta razón es importante conservar y restaurar estos hábitats (Guevara, 2015), con medidas de prevención como la no construcción de infraestructuras en áreas de bosque y vegetación densa, construyendo corredores de vegetación para el transporte de la fauna, la creación de nuevos hábitat de superficie y calidad equivalentes a los afectados, entre otras (Consultora Datum Ambiental, 2015).

Para cuantificar la conectividad ecológica y la estructura a nivel de paisaje, se calcularon diversos índices, con el Software Fragstats, los cuales arrojaron los siguientes resultados:

Tabla 9. Resultados Software Fragstats

CLASE	PLAND	LPI	MPI	CONNECT
Bosque	13.1	1.1	7.8	5.0
Cultivos	23.5	8.7	57.4	6.1
Vegetación Dispersa	43.3	9.9	170.8	6.4
Suelo sin vegetación	19.9	9.3	41.9	5.2
Nivel de paisaje	COHESSION			
	95.4			

Nota. Elaboración propia, por medio de Fragstats, 2022.

En general, en cuanto al porcentaje de paisaje, se encontró que el área de estudio está dominada por la cobertura de vegetación dispersa con un PLAND de 43.4%, con representatividad media están las coberturas de cultivos y suelo sin vegetación con un PLAND de 23.5% y 19.9% respectivamente, y finalmente, la cobertura que mostró el valor más bajo con un PLAND de 13.1% son los bosques, este valor está directamente relacionado con el área ocupada por cada una de las coberturas en el área total de estudio.

Esto se debe a que en el área de estudio se encuentran los suelos de la mas alta calidad para la producción agrícola, con cultivos principalmente de papa, arveja, tomate, lechuga y variedad de frutas como el durazno, la manzana, ciruela, pera y fresa. Así mismo los suelos se dedican principalmente a la ganadería de leche, cría de especies menores y avicultura (Mondragón, 2016).

Se puede resaltar que en el norte de Bogotá, el paisaje está dividido en tres tipos de fragmentos como lo es el urbano, el agrícola y las áreas protegidas, donde no tienen ningún tipo de interacción entre sí a tal punto de que deben tener un adecuado manejo si no pueden desaparecer, ya que el 90% de los predios principalmente de la RtvDH son privados y la mayoría de ellos son usados para actividades agrícolas o no tienen un uso definido (Quintero, 2017).

Según el índice del parche más grande (LPI) las coberturas de vegetación dispersa y suelo sin vegetación contienen los parches más grandes (LPI: 9.9% y 9.3%, respectivamente), es decir que solo un parche de cada una de estas coberturas ocupa aproximadamente el 20% del paisaje total. Siendo la cobertura de bosque el valor menor en LPI con 1.1%, representando así la decadencia en cuanto a la ocupación del bosque en el paisaje.

El índice de proximidad media muestra que las coberturas de vegetación dispersa y cultivos poseen un valor más alto respecto a las demás coberturas con MPI: 170.8 y 57.4, respectivamente, lo que indica que en un radio de 500 m se pueden encontrar más parches de estas coberturas, indicando una mayor contigüidad o vecindad en estas coberturas, este comportamiento se debe al tamaño y al bajo grado de aislamiento que presentan sus parches, mientras que, la cobertura de bosque posee los valores más bajos indicando un grado de fragmentación ecológica ya que es la cobertura con mayor aislamiento entre sus parches.

Respecto al índice de conectividad CONNECT, el cual define el grado de conexión física entre los fragmentos y el grado de dominancia de las coberturas que conforman el paisaje; las coberturas con mayor valor son vegetación dispersa y cultivos, representando así una mayor conectividad ecológica en comparación a las otras coberturas, la que menor valor tuvo fue la cobertura de bosque es decir que el número de enlaces funcionales entre los parches de bosque son menores, mostrando así una menor conectividad ecológica entre los fragmentos y demostrando que esta cobertura tiene muy poco contacto funcional con los otros parches de la misma cobertura.

En cuanto al índice de COHESIÓN a nivel general del paisaje, se muestra que las diferentes coberturas tienen registros altos de cohesión, representando así un grado alto de conexión entre los parches, resaltando que este valor fue medido teniendo en cuenta la unión de todas las coberturas.

El estado de la conectividad estructural ecológica de las coberturas del área de estudio está ampliamente impactado por la influencia de la matriz antrópica,

evidenciando la transformación de las coberturas de bosques en el área de estudio por la introducción de cultivos, pastos y zonas urbanizadas, esto se asocia a la extinción de la fauna nativa y de la flora, esta situación ha sido reportada en diferentes casos, donde la extinción de especies de fauna está altamente relacionada con la pérdida de hábitat, en donde se reemplazó los bosques o la vegetación natural, ocasionando estos efectos (Brook, 2003).

Mencionado lo anterior, se buscó identificar las rutas de conectividad ecológica que tienen un menor costo en cuanto a la dificultad de desplazamiento de especies, tomando como punto de inicio la Quebrada la Salitrosa, ya que este ecosistema es objeto de recuperación por parte de la EAAB; esto se realizó conforme a los modelos más usados para el diseño de una ruta de conectividad (Rabinowitz, 2010), la cual plantea la identificación de las áreas a conectar, para este caso los bosques, seguido a esto el establecimiento de los niveles de dificultad para el desplazamiento de especies y por último la modelación de las rutas de conectividad entre las áreas identificadas como objetivo.

La dificultad para alcanzar la conectividad ecológica entre los parches de bosques, se determinó conforme a los tipos de cobertura y las actividades que se desarrollan en el área de estudio, siendo así, las zonas con asentamientos urbanos y áreas con alto tránsito vehicular, con una dificultad más alta; mientras que las zonas que tienen una cobertura natural, sin presencia de áreas urbanas, son las que menor dificultad presentan.

Los valores de dificultad se determinaron con base a un estudio de “Propuesta de rutas de conectividad para la conservación de la biodiversidad en Sierra Maestra, Cuba” (Puebla, 2020), donde se establecen 5 categorías de dificultad, con base a estas categorías se clasificaron las coberturas del área de estudio, las cuales se muestran en la tabla 10 :

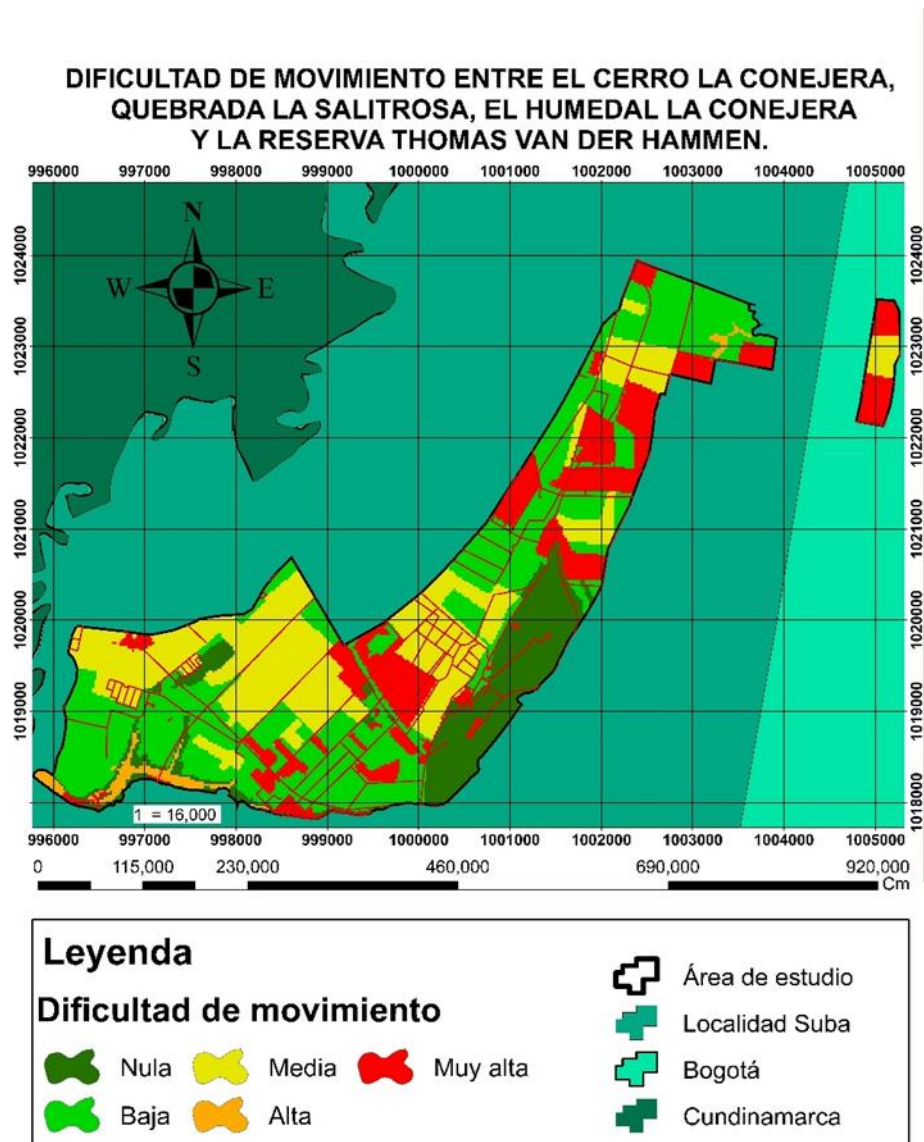
Tabla 10. *Categorías dificultad de movimiento de especies utilizadas*

Categoría de dificultad	Cobertura del suelo	Descripción
1	Bosques	Cobertura densa de bosque, sin asentamientos urbanos.
2	Pastos	Herbazales, pastizales con vegetación aislada.
3	Cultivos permanentes y transitorios	Cultivos varios.
4	Vegetación acuática sobre cuerpos de agua.	Poca vegetación y superficies hídricas.
5	Zona urbanizadas, industriales o comerciales, ríos, lagunas.	Suelo desnudo sin vegetación, superficies construidas, carreteras principales y grandes superficies hídricas.

Nota. Elaboración propia, 2022.

Con estas categorías se creó el mapa de dificultad de desplazamiento (mapa 14), usando la herramienta *Weighted Overlay* de ArcGIS.

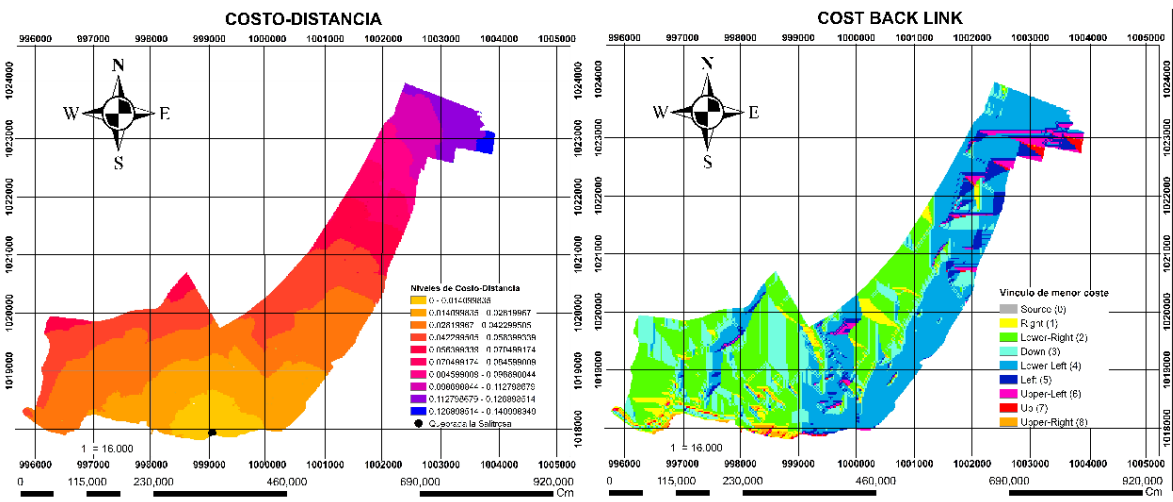
Mapa 14. *Dificultad de movimiento de especies*



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

El mapa de dificultad de movimiento se empleó como fichero de entrada en las herramientas *Cost Distance* y *Cost Back Link*, de la extensión *Spatial Analysis*, los cuales representan la distancia desde el punto de inicio (Quebrada la Salitrosa) con cada uno de los píxeles hasta el punto de destino (parches de bosque) y la ruta de menor coste acumulativo; a continuación, se muestran los ráster resultantes:

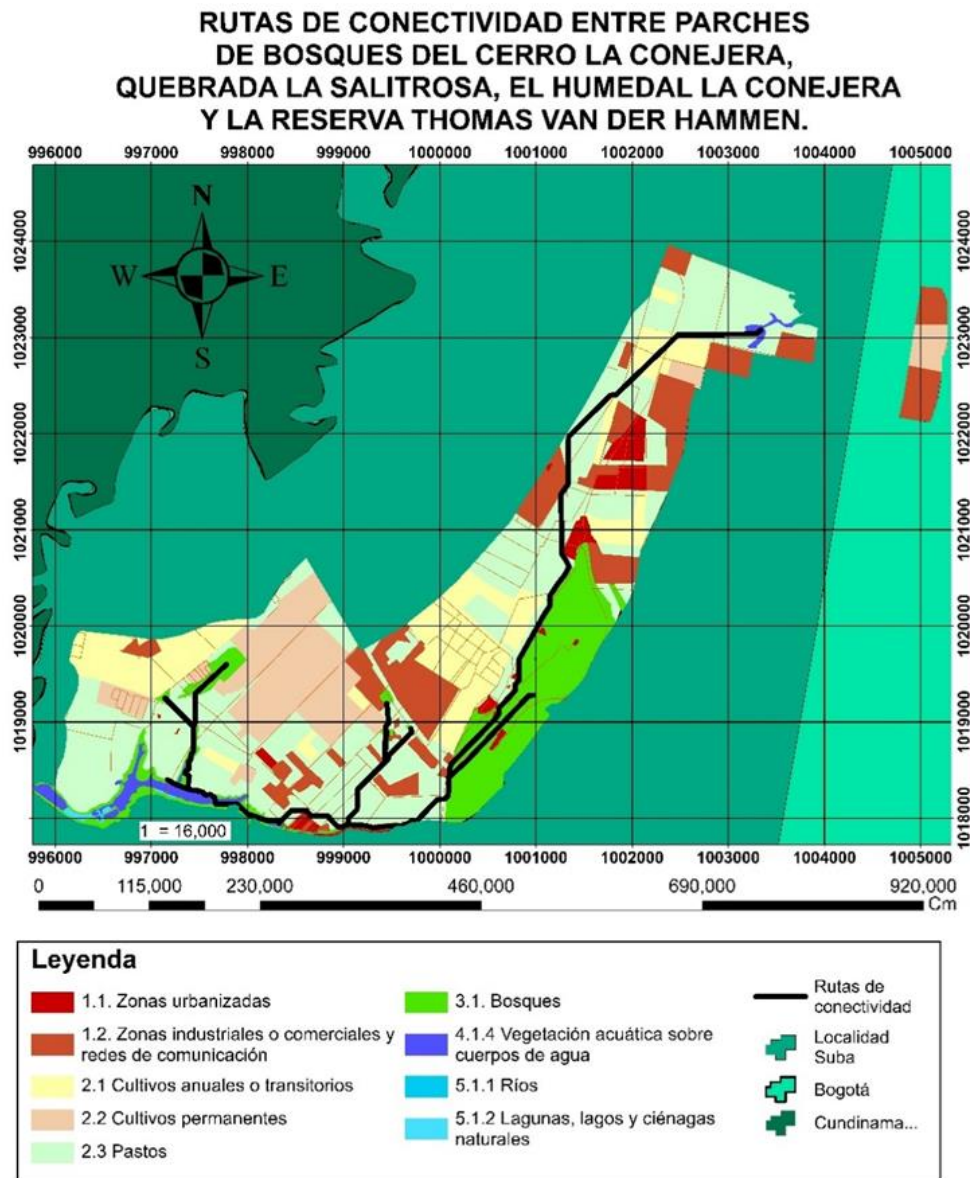
Mapa 15. Cost- Distance y Cost –Black link



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

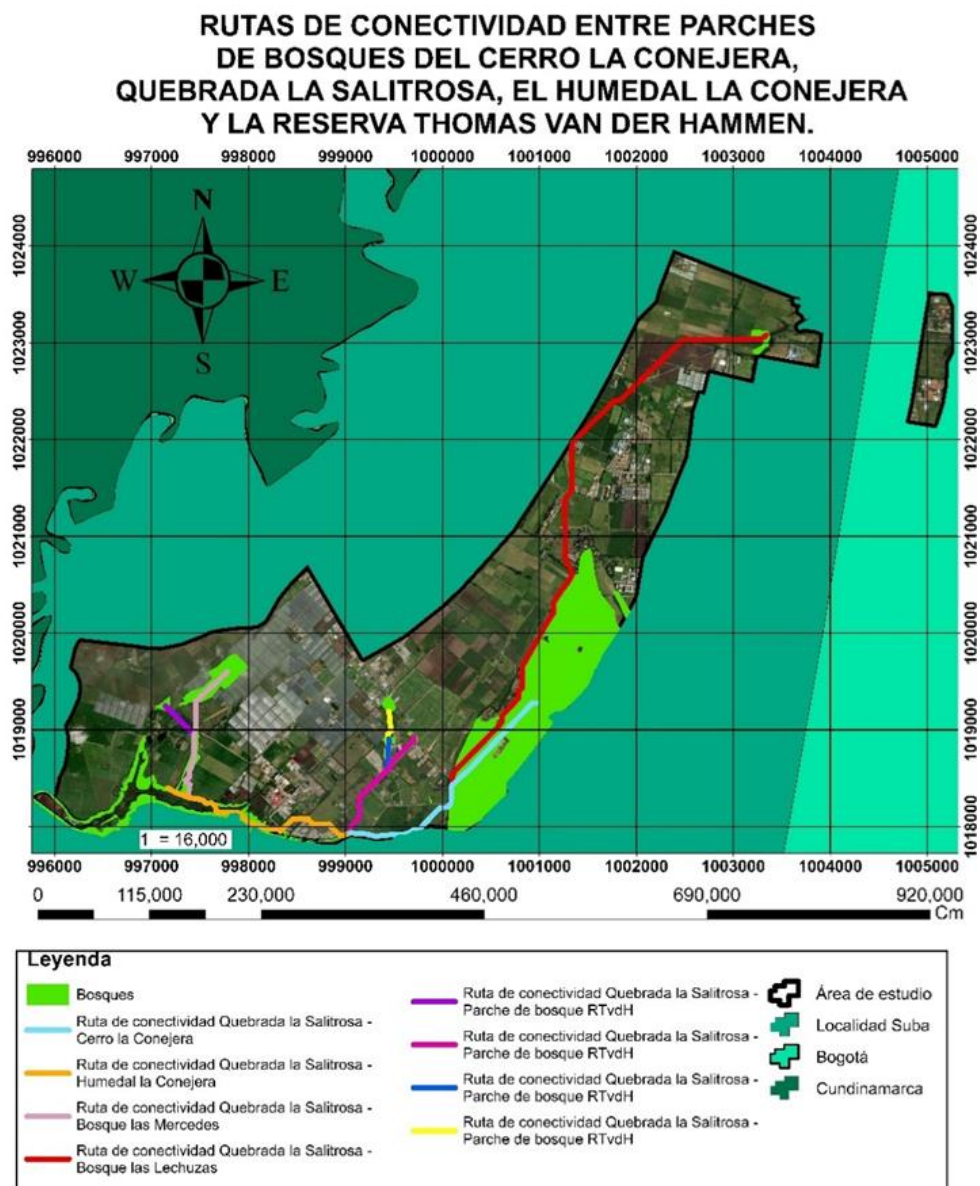
Estos raster se usaron en la herramienta *Cost Path*, la cual definió y ejecutó las rutas óptimas (de menor coste) desde la Quebrada la Salitrosa, hasta cada uno de los parches de bosques (Mapa 16 y Mapa 17).

Mapa 16. Rutas de conectividad entre los parches de bosque con coberturas de la tierra



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Mapa 17. Rutas de conectividad demarcadas entre los parches de bosque



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Las rutas de conectividad resultantes recorren principalmente bosques, pastos y algunos cultivos; sin dejar de lado que, aunque las rutas trazadas son denominadas las de menor costo, estas también atraviesan algunas vías secundarias, ya que el área de estudio está colmada de estas, lo que dificulta la conectividad ecológica

afecta el desplazamiento de las especies, generando un problema en la conservación de la biodiversidad, alterando el flujo genético y el mantenimiento y funcionalidad entre los ecosistemas (Forero, 2019).

Recolectando todo lo anteriormente mencionado y representado, se puede manifestar el bajo grado de conectividad regional ecológica y el alto grado de fragmentación en que se encuentran los parches de bosque del área de estudio; hablando de la Quebrada la Salitrosa, esta tiene una diversidad biológica que se relaciona principalmente con las especies que se encuentran presentes en el Humedal la Conejera y los Cerros la Conejera, pero al pasar el tiempo se ha visualizado que entre más se transforman los espacios naturales de la quebrada por acciones antrópicas, la fauna disminuye progresivamente y solo permanecen las especies que se adaptan a las perturbaciones (Bejarano, 2016).

Es importante destacar que la fauna es un elemento de gran valor para mantener el equilibrio del ecosistema, ya que cada especie cuenta con su nicho ecológico contribuyendo al mantenimiento de los procesos naturales.

Igualmente, investigaciones realizadas por diferentes autores reflejan el impacto ambiental que se ha generado en los ecosistemas objeto de estudio, como el Humedal la Conejera el cual se ha visto amenazado por las diferentes construcciones que se han edificado progresivamente muy cerca al humedal, afectando principalmente los puntos de anidación de aves situados en esta zona (Fundación Humedales Bogotá, 2014), lo mismo ocurre con la Reserva Thomas Van der Hammen, ya que esta se ubica en un área de gran interés por la expansión urbana (Cardona, 2018).

Por esta razón, se necesitan mantener y recuperar las coberturas boscosas para favorecer la conectividad y así mismo el desplazamiento de la fauna; con el modelamiento de las rutas de menor costo mostrado anteriormente se podrían ejecutar los corredores de vegetación con estrategias de mitigación como la reforestación, con especies arbóreas principalmente con las que mostraron un mayor valor de importancia, igualmente se podría plantar árboles y arbustos autóctonos que favorezcan la regeneración natural y de la misma manera implementar refugios para animales dispersores de semillas, establecimiento de barreras que impidan el acceso de animales como el ganado en áreas de bosque y vegetación densa (WWF, 2018) y la descompactación mecánica del suelo es sitios de ganadería, siendo una de las principales actividades agrícolas, por lo que el pisoteo del ganado modifica la morfología del terreno, lo cual afecta el sistema de germinación de las especies haciéndolas más susceptibles a ser removidas (Ríos, 2011).

7. IMPACTO SOCIAL Y HUMANÍSTICO DEL PROYECTO

El desarrollo de este proyecto es principalmente un aporte para la recuperación de la Quebrada La Salitrosa y el Humedal La Conejera que está realizando la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB); mediante los resultados de este trabajo, en los cuales se evidencia la falta de conectividad ecológica por cobertura vegetal que se presenta en el área de estudio, se desarrollarán por parte de la EAAB estrategias de restauración en los ecosistemas estudiados principalmente en la Quebrada la Salitrosa, se espera que dentro de las estrategias se tenga en cuenta la reforestación en áreas donde la cobertura boscosa es muy escasa o nula contribuyendo a la conectividad de los bosques presentes en el área de estudio.

La recuperación de los ecosistemas, beneficiaría a la reconexión de los fragmentos de bosque, mejorando y potenciando los servicios ecosistémicos, generando un hábitat óptimo para las especies que viven en estos, aportando a la conservación de la biodiversidad, previniendo también la erosión del suelo y aumentando el potencial de los árboles para el secuestro de dióxido de carbono, mejorando la calidad del aire.

Igualmente, la sociedad se verá favorecida ya que los árboles tienen la capacidad de retener partículas contaminantes para los pulmones y producir oxígeno, también se beneficiarán principalmente los usuarios que practican el ecoturismo, creando consciencia del cuidado de los ecosistemas y brindando una experiencia positiva a los turistas, los habitantes de los barrios aledaños al área de estudio se verán beneficiados ya que los niveles de inundación en el área se reducirían.

8. CONCLUSIONES

Se concluyó que entre El Cerro La Conejera, La Quebrada La Salitrosa, el Humedal La Conejera y la Reserva Thomas Van Der Hammen, existe una deficiencia en cuanto a la conectividad ecológica por cobertura vegetal, esto ya que, los parches de bosque de estos ecosistemas se encuentran aislados e insularizados, mostrando el alto grado de fragmentación entre ellos, además de que la cobertura de bosques es deficitaria en comparación con las demás coberturas presentes en el área de estudio.

El área de estudio está definida principalmente por cuatro coberturas las cuales son bosques, vegetación dispersa, cultivos y suelos sin cobertura vegetal; esto se evidencia con los resultados de la evaluación de imágenes satelitales tipo Landsat 8 y el desarrollo de la clasificación supervisada, demostrando que en cuanto a los bosques que son los ecosistemas fuentes de conectividad ecológica, presentan una mayor decadencia en el área, representando solo un 13% respecto al área total.

El análisis espacial concluyó el bajo grado de conectividad ecológica y alto grado de fragmentación en que se encuentran los parches de bosque del área de estudio, esto considerando índices como el de diversidad de forma ya que un 43% de los bosques presentan formas irregulares y baja compactación, lo que expone mayores riesgos derivados a la fragmentación y siendo vulnerables de seguir siendo afectados por las actividades económicas del sector y los usos del suelo. El índice que determinó el grado de fragmentación sitúa los bosques en la mayor categoría de fragmentación, la cual es el grado de insularizado, reafirmando esto con el índice de continuidad espacial que mostró un valor de 4.1 señalando discontinuidad en el ecosistema.

El cálculo de métricas del paisaje, mostró que la cobertura de vegetación dispersa domina en el área de estudio por su alta relevancia en los índices de PLAND, LPI, MPI y CONNECT, con valores de 43,4%, 9.9%, 170.8 y 6.4% respectivamente, siendo así la cobertura de bosques la que menor representatividad tuvo con PLAND de 13.1%, LPI de 1.1%, MPI de 7.8 y CONNECT de 5%, determinando un alto grado de aislamiento entre los parches de bosque y la deficiencia de conectividad ecológica.

Las rutas de conectividad ecológicas modeladas, demuestran que es necesario realizar acciones de recuperación con estrategias como la reforestación en áreas donde la vegetación arbórea es escasa o nula, ya que esto contribuiría a la restauración de la conectividad ecológica entre los bosques, disminuyendo los efectos adversos de la fragmentación, aportando a la mejora de los servicios

ambientales de los hábitats, a la conservación de la biodiversidad de fauna y flora y mejorando los procesos ecológicos y funciones de los bosques del área de estudio.

Las especies arbóreas clave que podrían permitir una conectividad ecológica y podrían ser reforestadas entre los parches de bosque, son algunas de las especies que mostraron un índice de valor de importancia mayor, las cuales son *Salix humboldtiana* esto teniendo en cuenta que indicaron una mayor área ocupada y así mismo una elevada frecuencia y abundancia en el área de estudio. Sin pasar por alto a las demás especies identificadas en el área de estudio, que, aunque no figuraron una representatividad alta en el IVI, proveen diversos servicios ecosistémicos aportando a la conectividad; considerando especies como *Junglans neutropic*, *Quercus humboldtii* y *Cedrela montana*, los cuales son árboles endémicos y adaptables a las condiciones (Fundación Red de Árboles, 2019).

9. RECOMENDACIONES

Es importante que las autoridades competentes de cada ecosistema como la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR), la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) y La Secretaría Distrital de Ambiente, tomen medidas que lleven al crecimiento de las coberturas boscosas, para mejorar la conectividad entre los distintos ecosistemas objeto de estudio.

De acuerdo a los resultados obtenidos, se recomienda realizar una reforestación en la cobertura de vegetación dispersa, ya que la gran mayoría de esta cobertura colinda con los parches de bosques, de esta forma se podría contribuir con la conectividad ecológica.

Acorde con lo visualizado en los recorridos se recomienda una mayor atención sanitaria a la Quebrada la Salitrosa, ya que es lamentable y deplorable como se encuentra el cuerpo de agua y sus alrededores por la presencia de asentamientos informales, los cuales generan una gran contaminación debido a la falta de cultura ciudadana por parte de los pobladores que habitan las viviendas alrededor de la quebrada, ya que arrojan sus desechos a este ecosistema.

Se propone realizar campañas de concientización ambiental con los habitantes de los barrios aledaños a los ecosistemas objeto de estudio. Se recomienda que la policía nacional realice las correspondientes actividades de control en dichas áreas, con el fin de evitar el incumplimiento de las normas establecidas para la protección y preservación del ambiente.

10. REFERENCIAS

- Altamirano, A. (2012). Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. *Bosque (Valdivia)*, 33(2), 171–181. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000200007>
- ArcGIS Pro. (2018). *Análisis espacial en ArcGIS Pro*. <https://pro.arcgis.com/es/pro-app/2.8/help/analysis/introduction/spatial-analysis-in-arcgis-pro.htm>
- Bejarano, C. (2016). *Modelo de administración integral para la quebrada la salitrosa ubicada en la localidad de Suba*. <https://repository.udistrital.edu.co/handle/11349/4705>
- Benayas, R. (2019). *Coste distancia con ArcGIS | Tutoriales ArcGIS | GEASIG*. <https://www.geasig.com/analisis-coste-distancia-con-arcgis/>
- Bennett, A. F. (1999). *Enlazando el Paisaje El Papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre Enlazando el Paisaje*.
- Bennett, G. (2006). *Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones*. <http://www.biodiv.org>
- Blanco, R. (2020). *Análisis de la conectividad y fragmentación ecológicas en el Parque Nacional de Cabañeros*.
- Bordino, J. (2022). *Fragmentación de hábitats: qué es, causas y consecuencias - Resumen*. <https://www.ecologiaverde.com/fragmentacion-de-habitats-que-es-causas-y-consecuencias-3702.html>
- Brook, B. W. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature*, 424(6947), 420–423. <https://doi.org/10.1038/NATURE01795>
- Campo, A. M. (2014). Diversidad y valor de importancia para la conservación de la vegetación natural. Parque Nacional Lihué Calel (Argentina). *Anales de Geografía de La Universidad Complutense*, 34(2), 25–42. https://doi.org/10.5209/REV_AGUC.2014.V34.N2.47071
- CAR. (2014). *PMA Reserva Thomas Van Der Hammen*. https://www.car.gov.co/van_der_hammen/vercontenido/16
- CAR. (2015). *Catálogo de especies invasoras del territorio CAR*.
- CAR. (2019). *POMCA Río Bogotá*. <https://www.car.gov.co/vercontenido/41>
- CAR. (2020). *Plan de prevención, manejo y control de las poblaciones de Acacia Decurrens willd en la jurisdicción CAR*.
- Cardona, A. (2018). *Colombia: el largo camino para salvar la reserva Thomas Van der Hammen en el norte de Bogotá*. <https://es.mongabay.com/2018/10/reserva-thomas-van-der-hammen-conflictos-alcaldia-bogota/>
- Castiblanco, C. (2018). *Bogotá y la reserva Thomas Van der Hammen*. <http://www.idea.unal.edu.co>
- CEPAL. (2020). *Daño y pérdida de biodiversidad | Static Page | Comisión Económica para América Latina y el Caribe*.

- <https://www.cepal.org/es/temas/biodiversidad/perdida-biodiversidad>
- Colorado, G. (2017). Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3), 379–393. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>
- Consultora Datum Ambiental. (2015). *Medidas para la conservación de la biodiversidad: corredores ecológicos y pasos de fauna para mitigar la fragmentación de los hábitats* - Datum Ambiental. <https://datumambiental.es/medidas-la-conservacion-la-biodiversidad-corredores-ecologicos-pasos-fauna-mitigar-la-fragmentacion-los-habitats/>
- CORPOURABA. (2019). *Ajuste del plan de ordenación y manejo de la cuenca del río león szh (1201) localizada en el departamento de antioquia en jurisdicción de la corporación para el desarrollo sostenible del urabá (corpouraba)*. 1201, 1–214.
- Correa, C. (2009). *Análisis del estado actual de conectividad de las coberturas vegetales de la cuenca media del río Tunjuelo*. https://www.researchgate.net/publication/266852543_Analisis_del_estado_act_ual_de_conectividad_de_las_coberturas_vegetales_de_la_cuenca_media_del_río_Tunjuelo
- Correa, C., Mendoza, M. E., & Granados, E. L. (2014). *Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México* 1. 59, 7–23.
- EAAB. (2014). *Plan de Manejo Ambiental del Humedal La Conejera*. https://oab.ambientebogota.gov.co/?post_type=dln_download&p=15059
- EAAB. (2019). *Humedales*. https://www.acueducto.com.co/wps/portal/EAB2/Home/ambiente/recurso-hidrico/humedales!/ut/p/z0/04_Sj9CPykssy0xPLMnMz0vMAfljo8zizQKdDQwtDIz8DEyMnA0CgwOcgvxDnT1cDU30C7IdFQFzBGLK/
- Earth Observing System. (2020). *Imágenes De Satélite Gratis*. <https://eos.com/es/blog/imagenes-de-satelite-gratis/>
- Escobar, J. (2013). *Los Árboles del Humedal El Salitre - Fundación Humedales Bogotá*. <https://humedalesbogota.com/2013/06/12/los-arboles-del-humedal-el-salitre/>
- Esri. (2019). *Qué es ArcMap—Ayuda | ArcGIS for Desktop*. <https://desktop.arcgis.com/es/arcmap/10.3/main/map/what-is-arcmap-.htm>
- Esri. (2020). *Pregunta frecuente: ¿cómo se puede crear un mapa de calor en ArcMap?* <https://support.esri.com/es/technical-article/000012211>
- Etter, A. (1990). Introducción a la Ecología del Paisaje. Un Marco de Integración para los Levantamientos Rurales. *Instituto Geográfico Agustín Codazzi, Subdirección de Docencia e Investigación, Unidad de Levantamientos Rurales. Bogotá, Colombia., October 1991*. <https://doi.org/10.13140/2.1.4464.5121>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review*

- of *Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.34.011802.132419>
- Fazey, I. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124(1), 63–73. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2005.01.013>
- Forero, K. (2019). *Conectividad ecológica entre los páramos guacheneque y los cristales, complejo rabanal-río bogotá (boyacá-cundinamarca). yara katerine forero gómez universidad pedagógica y tecnológica de colombia facultad de ingeniería escuela de ingeniería ambiental Tun.*
- Forman, R. T. T. (1986). *Landscape ecology*. 619.
- Franco, R. (2017). *Composiciones Landsat en ArcGIS*. <http://wp.me/p2lwQU-1bh>
- Fundación Humedales Bogotá. (2014). *Construcciones amenazan el Humedal La Conejera - Fundación Humedales Bogotá*. <https://humedalesbogota.com/2014/09/02/construcciones-amenazan-el-humedal-la-conejera/>
- Fundación Red de Árboles. (2019). *Ocho especies nativas colombianas para sembrar*. <https://www.reddearboles.org/noticias/nwarticle/384/1/ocho-especies-nativas-colombianas-para-sembrar>
- Gentry, A. H. (1982). Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. In *Evolutionary Biology*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- Gorospe, J. (2019). Proposal of reference landscape to assess landscape indexes performance. tagua tagua park case, Chile. *Charles University in Prague*, 25(1). <https://doi.org/10.21829/MYB.2019.2511757>
- Guapucal, M. (2013). *Characterization of traditional agroforestry systems in the village franco villa, municipality of Buesaco, Nariño.*
- Guevara, S. (2015). *Determinación de la fragmentación del bosque seco del arroyo Pechelín, Montes de María, Caribe, Colombia | Biota Colombiana*. <http://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/380>
- Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, 1(2), 143–156. <https://doi.org/10.1007/S100219900011>
- Hargis, C. D. (1998). The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13(3), 167–186. <https://doi.org/10.1023/A:1007965018633>
- Harris, L. D. (1984). *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. 211.
- Herrera, P. (2016). *¿Por qué es importante la conectividad ecológica? - entretantos*. <https://www.entretantos.org/porque-es-importante-la-conectividad-ecologica-en-la-planificacion-territorial/>
- IDEAM. (2018). *METODOLOGÍA CORINE LAND COVER - IDEAM*. <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/metodologia-corine-land-cover>
- Isaacs, P. J. (2011). Anthropogenic disturbance and edge effects on anuran

- assemblages inhabiting cloud forest fragments in Colombia. *Natureza a Conservacao*, 9(1), 39–46. <https://doi.org/10.4322/NATCON.2011.004>
- Jiménez, G. (2000). *Propuesta metodológica en el diseño y evaluación de un corredor biológico en la reserva forestal Golfo Dulce, Costa Rica*. <https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/10097>
- Juárez, Y. (2014). *DASOMETRÍA: Apuntes de Clase y Guía de Actividades Prácticas*. https://www.academia.edu/35493332/DASOMETRÍA_Apuntes_de_Clase_y_Guía_de_Actividades_Prácticas
- Kanninen, M. (1995). *Secuestro de Carbono en bosques, su papel en el ciclo global*. <https://www.fao.org/3/y4435s/y4435s09.htm>
- Kindlmann, P. (2008). Connectivity measures: A review. *Landscape Ecology*, 23(8), 879–890. <https://doi.org/10.1007/S10980-008-9245-4>
- Lacava, A. (2003). *Instrumentos para la planificación integral del uso de la tierra con sistemas de información geográfica*. <https://edoc.hu-berlin.de/handle/18452/15743>
- Liotta, J. (2001). *Rasgos biológicos de salix humboldtiana willd. y régimen de pulsos de inundación*. http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442001000900006
- Lozano, L. (2011). *Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia* - Dialnet. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3944231>
- Martínez, I. (2011). Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los líquenes epífitos en la Región Mediterránea. *Ecosistemas*, 20(2), 54–67. <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=692>
- Matteucci, S. D. (1981). *Metodología para el estudio de la vegetación. Monografía n° 22*. 1–159. https://www.researchgate.net/publication/44553298_Metodologia_para_el_estudio_de_la_vegetacion_por_Silvia_D_Matteucci_y_Aida_Colma
- McGarigal. (2002). *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. <https://www.sciencebase.gov/catalog/item/5888ed89e4b05ccb964c396e>
- McGarigal, K. (1995). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122 P, 351. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- Merriam, G. (1999). Connectivity is a vital element of landscape structure. *NCASI Technical Bulletin*, 2(781), 534. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Miller, K. (2001). En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. *World Resources Institute*.
- Mondragón, H. (2016). *La reserva Van Der Hammen y los suelos agrícolas de la Sabana*. <https://viva.org.co/cajavirtual/svc0489/articulo03.html>

- Patton, D. (1975). *A Diversity Index for Quantifying Habitat "Edge"*. <https://www.jstor.org/stable/3781151>
- Puebla, A. R. (2020). Propuesta de rutas de conectividad para la conservación de la biodiversidad en Sierra Maestra, Cuba. *Revista de Ciencias Ambientales*, 54(2), 51–67. <https://doi.org/10.15359/RCA.54-2.3>
- Quintero, A. (2017). Mixticidad de paisajes como solución al área de tratamiento de la Reserva Thomas van der Hammen. *Universidad Javeriana*.
- Rabinowitz, A. (2010). A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation*, 143(4), 939–945. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.01.002>
- Ramos, D. (2020). *Combinación de bandas en imágenes de satélite Landsat y Sentinel*. <https://mappinggis.com/2019/05/combinaciones-de-bandas-en-imagenes-de-satelite-landsat-y-sentinel/>
- Ríos, O. V. (2011). Ecological Restoration: Biodiversity and Conservation. *Acta Biol. Colomb*, 16(2), 221–246.
- RUNAP. (2022). *Áreas protegidas de Colombia*. <https://runap.parquesnacionales.gov.co/>
- Santos, T. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Revista Científica Ecosistemas*.
- Saura, S. (2001). *Sensitivity of Landscape Pattern Metrics to Map Spatial Extent*.
- Secretaría de Ambiente. (2014). *Cerro La Conejera - Secretaría Distrital de Ambiente*. <https://ambientebogota.gov.co/cerro-la-conejera1>
- Secretaria Distrital de Ambiente. (2004). *Plan de Manejo Ambiental del Cerro la Conejera*. https://oab.ambientebogota.gov.co/?post_type=dln_download&p=4177
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2013). *Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá by Ambiente Bogotá - Issuu*. https://issuu.com/ambientebogota/docs/cat__logo_plantas_invasoras
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2020). *Reserva Thomas Van Der Hammen y corredores de conectividad ecológica*. www.ambientebogota.gov.co
- Secretaría Distrital de Ambiente. (2021). *Informe de Gestión de parques Ecológicos Distritales de Humedales - PEDH*.
- Taylor, F. (2006). Landscape connectivity: A return to the basics. *Connectivity Conservation*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>
- Toribio, G. (2020). *Clasificación no supervisada en QGIS 3*.
- Turner, M. G. (1990). Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4(1), 21–30. <https://doi.org/10.1007/BF02573948>
- Ulbrich, P. (2009). *Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos Patch size and shape and their relationship with tree and shrub species richness*.

- Vila, J. (2006). *Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje* by Alberto Lozada Silva - Issuu.
https://issuu.com/alberik/docs/conceptos_y_metodos_fundamentales_en_ecologia_del_
- WWF. (2018). *Bosques: Restauración de bosques - Nuestro trabajo* | WWF España.
https://www.wwf.es/nuestro_trabajo/bosques/restauracion_de_bosques/

11. ANEXOS

Anexo 1. Índice de nivel de importancia de todas las especies registradas

Orden	Familia	Especie	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	IVI(%)
Lamiales	Oleaceae	Fraxinus Chinensis	38.69%	12.68%	26.81%	78%
Fabales	Fabaceae	Acacia melanoxylon	7.48%	8.85%	16.15%	32%
Fabales	Fabaceae	Acacia decurrens	7.56%	7.42%	10.49%	26%
Dipsacales	Adoxaceae	Sambucus peruviana	6.37%	5.74%	3.88%	17%
Myrtales	Myrtaceae	Eucaliptus globulus	3.82%	5.02%	8.14%	17%
Fagales	Betulaceae	Alnus acuminata	4.54%	6.94%	3.63%	15%
Malpighiales	Salicaceae	Salix humboldtiana	3.18%	3.83%	8.12%	15%
Pinales	Pinaceae	Pinus radiata	3.42%	5.50%	4.03%	13%
Lamiales	Verbenaceae	Citharexylum subflavescentes	3.03%	3.59%	3.54%	10%
Sapindales	Meliaceae	Cedrela montana	2.31%	4.78%	2.20%	10%
Apiales	Pittosporaceae	Pittosporum undulatum	2.47%	3.83%	2.41%	9%
Malpighiales	Euphorbiaceae	Croton bogotensis	1.51%	3.35%	1.15%	6%
Asterales	Asteraceae	Smallanthus	1.59%	2.87%	0.67%	5%
Pinales	Cupressaceae	Cupressus lusitanica	1.59%	2.15%	0.88%	5%
Malpighiales	Euphorbiaceae	Croton urucurana	1.19%	2.63%	0.62%	4%
Fagales	Fagaceae	Quercus humboldtii	1.27%	1.44%	1.39%	4%

Orden	Familia	Especie	Abundancia relativa	Frecuencia relativa	Dominancia relativa	IVI(%)
Rosales	Rosaceae	Prunus serotina	0.80%	1.91%	0.53%	4%
Myrtales	Myrtaceae	Luma apiculata	0.88%	2.15%	0.59%	4%
Myrtales	Lythraceae	Lafoensia Speciosa	1.35%	1.20%	0.62%	3.2%
Pinidae	Pinaceae	Pinus pinea	1.19%	0.96%	0.84%	3.0%
Lamiales	Verbenaceae	Cytharexylum subflavesce ns	0.56%	1.67%	0.36%	3%
Fabales	Mimosaceae	Albizia lophanta	0.64%	1.67%	0.21%	3%
Fagales	Juglandaceae	Junglans Neotropic	0.96%	0.96%	0.54%	2%
Aquifoliales	Aquifoliaceae	Ilex kunthiana	0.64%	1.20%	0.40%	2%
Fabales	Fabaceae	Paraserianthes lophanta	0.48%	0.72%	0.46%	2%
Escalloniales	Escalloniaceae	Escallonia pendula	0.48%	1.20%	0.29%	2%
Rosales	Moraceae	Ficus soatensis	0.40%	0.96%	0.37%	2%
Pinales	Podocarpaceae	Nageia rospigliosii	0.24%	0.72%	0.11%	1%
Myrtales	Lythraceae	Lafoensia acuminata	0.24%	0.72%	0.10%	1%
Myrtales	Myrtaceae	Eugenia myrtifolia	0.24%	0.72%	0.09%	1%
Malpighiales	Euphorbiaceae	Ricinus communis	0.16%	0.48%	0.06%	0.7%
Lamiales	Verbenaceae	Duranta mutisii	0.16%	0.48%	0.03%	0.7%
Fabales	Fabaceae	Acacia baileyana	0.08%	0.24%	0.11%	0.4%
Lamiales	Bignoniaceae	Tecoma stans	0.08%	0.24%	0.05%	0.4%
Brassicales	Caricaceae	Carica pubescens	0.08%	0.24%	0.04%	0.4%
Pinales	Pinaceae	Pinus patula	0.08%	0.24%	0.03%	0.4%
Papaverales	Papaveraceae	Bocconia frutescens	0.08%	0.24%	0.03%	0.35%
Rosales	Rosaceae	Prunus persica	0.08%	0.24%	0.02%	0.34%
Primulales	Primulaceae	Myrsine guianensis	0.08%	0.24%	0.02%	0.34%

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Anexo 2. Datos de construcción de diagrama de barras de distribución de clases diamétricas

Clases diamétricas (cm)	≤10	10-19.999	20-29.99	30-39.999	40-49.99	50-59.99	60-69.99	≥70	Total general
Número de individuos	4	322	575	216	78	41	16	4	1256
% de individuos	0.32	25.64	45.78	17.20	6.21	3.26	1.27	0.32	100.00

Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Anexo 3. Datos de construcción de diagrama de barras de distribución de clases altimétricas

Clases altimétricas (m)	≤5	5-9.99	10-14.99	15-19.99	20-24.99	25-29.99	30-34.99	35-39.99	≥40	Total general
Número de individuos	9	207	307	562	85	34	16	8	28	1256
% de individuos	0.72	16.48	24.44	44.75	6.77	2.71	1.27	0.64	2.23	100.00

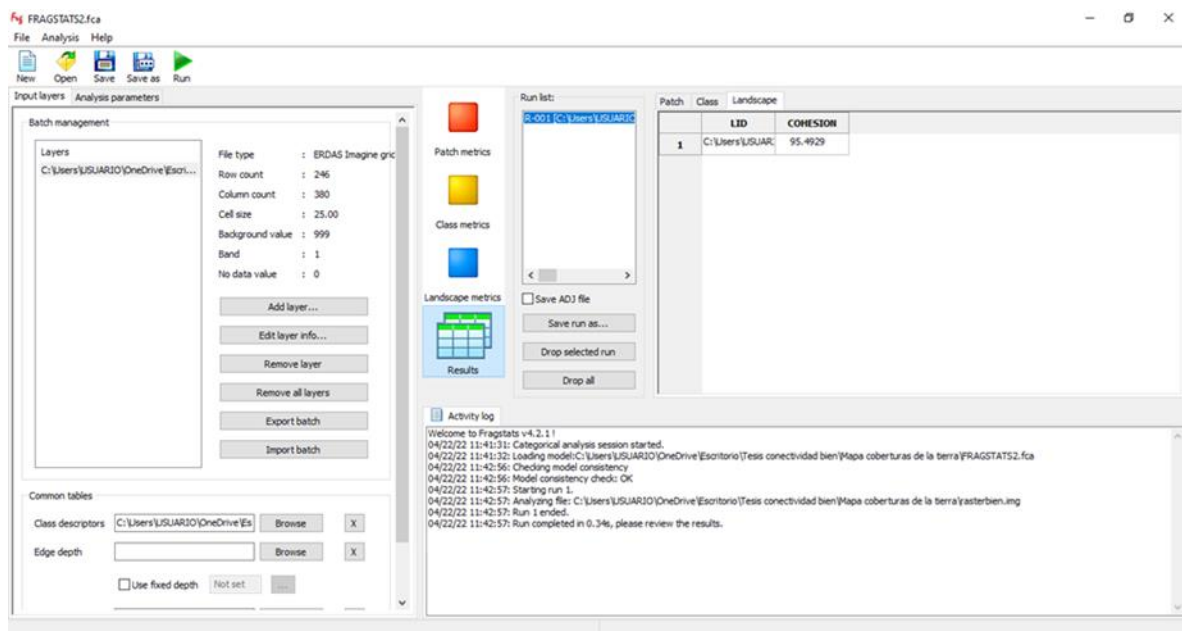
Nota. Elaboración propia, por medio de Excel, 2022.

Anexo 4. Resultados programa Fragstats

The screenshot displays the FRAGSTATS2.1c4 software interface. The 'Input layers' section shows a file named 'C:\Users\USUARIO\OneDrive\Escri...' with parameters: File type: ERDAS Imagine grc, Row count: 246, Column count: 380, Cell size: 25.00, Background value: 999, Band: 1, No data value: 0. The 'Run list' section shows a single run selected. The 'Patch' table lists four patches with their LID, TYPE, PLAND, LPI, PROX_PEN, and CONNECT values. The 'Activity log' at the bottom shows the sequence of operations performed during the analysis.

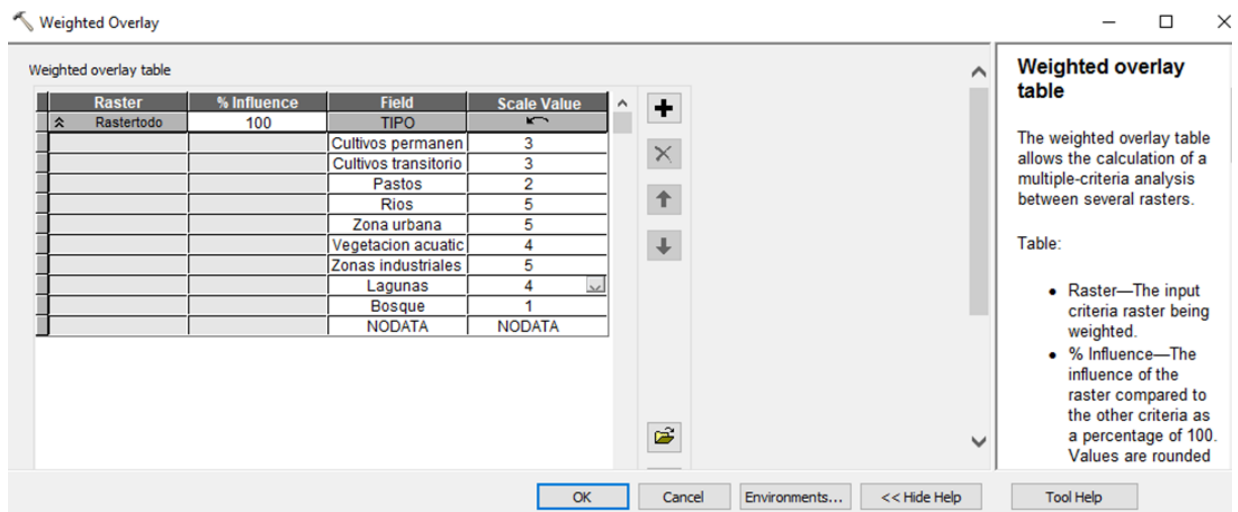
Patch	LID	TYPE	PLAND	LPI	PROX_PEN	CONNECT
1	C:\Users\USUARIO\OneDrive\Escri\...	ds_4	19.9395	9.3130	41.9339	5.2146
2	C:\Users\USUARIO\OneDrive\Escri\...	ds_3	43.3407	9.9487	170.8054	6.4542
3	C:\Users\USUARIO\OneDrive\Escri\...	ds_2	23.5736	8.7769	57.4032	6.1681
4	C:\Users\USUARIO\OneDrive\Escri\...	ds_1	13.1462	1.1335	7.8062	5.0842

Nota. Elaboración propia, por medio de Fragstats, 2022.



Nota. Elaboración propia, por medio de Fragstats, 2022.

Anexo 5. Valores de dificultad de movimiento por tipo de cobertura en la herramienta Weighted Overlay



Nota. Elaboración propia, por medio de ArcGIS, 2022.

Anexo 6. Fotografías





Nota. Elaboración propia.