

**PATRONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA INVASIÓN DE RETAMO
ESPINOSO (*Ulex europaeus* L.) Y SUS IMPLICACIONES PARA LA REHABILITACIÓN
ECOLÓGICA EN ÁREAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE ALTOANDINO EN
TEUSACÁ, BOGOTÁ D.C.**



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Robinson Duque-Osorio

**FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
SANTIAGO DE CALI**

2025

**PATRONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA INVASIÓN DE RETAMO
ESPINOSO (*Ulex europaeus* L.) Y SUS IMPLICACIONES PARA LA REHABILITACIÓN
ECOLÓGICA EN ÁREAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE ALTOANDINO EN
TEUSACÁ, BOGOTÁ D.C.**



Pontificia Universidad
JAVERIANA
Colombia

Robinson Duque-Osorio

Adriana M. Diaz Espinosa (Ph.D.)

Directora

Natalia Aguirre Acosta (Ph.D.)

Codirectora

Trabajo de Grado para optar por el título de

**MAGÍSTER EN RESTAURACIÓN ECOLÓGICA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS
FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA
SANTIAGO DE CALI**

2025

NOTA DE ADVERTENCIA

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

Artículo 23 de la Resolución No. 13 de julio de 1946.

Tabla de contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	5
2. MÉTODOS	9
2.1. ÁREA DE ESTUDIO	9
2.2. COMPONENTES METODOLÓGICOS	11
3. RESULTADOS	17
3.1. ANÁLISIS DE LA INVASIÓN DE <i>U. EUROPAEUS</i>	17
3.2. CARACTERIZACIÓN BIÓTICA.....	28
3.3. DEFINICIÓN DE ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN.....	29
4. DISCUSIÓN.....	35
4.1. ANÁLISIS DE LA INVASIÓN DE <i>U. EUROPAEUS</i>	35
4.2. CARACTERIZACIÓN BIÓTICA.....	38
4.1. DEFINICIÓN DE ESCENARIOS DE RESTAURACIÓN.....	39
5. CONCLUSIONES.....	43
6. RECOMENDACIONES.....	44
7. AGRADECIMIENTOS	46
8. LITERATURA CITADA	48
9. MATERIAL SUPLEMENTARIO	63

PATRONES ESPACIALES Y TEMPORALES DE LA INVASIÓN DE RETAMO ESPINOSO (*Ulex europaeus* L.) Y SUS IMPLICACIONES PARA LA REHABILITACIÓN ECOLÓGICA EN ÁREAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE ALTOANDINO EN TEUSACÁ, BOGOTÁ D.C.

Duque-Osorio, Robinson¹, Aguirre-Acosta Natalia², Díaz Espinosa Adriana³

1. Introducción

Las especies exóticas invasoras son uno de los cinco principales impulsores globales directos de transformación en la naturaleza y la segunda causa de pérdida de biodiversidad, después de la destrucción y transformación de hábitats naturales (Bellard et al., 2016; IPBES, 2023). Sus impactos van más allá de disminuir la abundancia y riqueza de las especies nativas, también pueden alterar la estructura y función de los ecosistemas, competir con especies locales y modificar los ciclos de nutrientes (Mack et al., 2000; Hess et al., 2019; Galappaththi et al., 2023). Además, pueden afectar el comportamiento de la fauna nativa y, en muchos casos, llevar a la extinción especies de flora y fauna (Mack et al., 2000; Vilà et al., 2011; Jayasekara et al., 2021; IPBES, 2023). Las especies invasoras no sólo afectan los bienes y servicios ambientales derivados de la biodiversidad (Mack et al., 2000; IPBES, 2023), sino que también pueden afectar negativamente la salud humana, la seguridad hídrica y alimentaria y generar impactos económicos y sociales (Vilà et al., 2010; Castro-Díez et al., 2019; IPBES, 2023; Lamas-Francis et al., 2023). El proceso de invasión biológica y sus efectos negativos pueden incrementarse aún más por el cambio climático (Van Kleunen et al., 2015; IPBES, 2023; Da Re et al., 2024).

De acuerdo con la SER (2004), la *restauración ecológica* se define como el proceso de ayudar a la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Es una actividad intencional que inicia o acelera una trayectoria ecológica a lo largo del tiempo hacia un estado de referencia. Por su parte, la *rehabilitación ecológica* es un término genérico que abarca actividades de reparación ecológica orientadas a restaurar algunos atributos del ecosistema, con énfasis en su

¹Estudiante de la Maestría en Restauración Ecológica, Universidad Javeriana, Cali, Colombia. robinsonduque08@gmail.com

²Profesora departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Grupo de investigación Conservación y Biotecnología, Pontificia Universidad Javeriana, Cali, Colombia. natalia.aguirre@javerianacali.edu.co

³Profesora departamento de Ciencias Naturales y Matemáticas, Maestría en Restauración Ecológica, Pontificia Universidad Javeriana, Cali, Colombia. amdiaze@unal.edu.co

función, pero sin necesariamente replicar un ecosistema de referencia (Gann et al., 2019). Uno de los principales desafíos para la restauración o rehabilitación ecológica es la comprensión de los procesos que operan a diferentes escalas espaciales y temporales, en ambientes altamente heterogéneos (Vargas et al., 2008). Para ello, es fundamental entender el régimen de disturbios, tanto naturales como antrópicos (Pickett & White, 2013), así como las barreras bióticas y abióticas que impiden el desarrollo de las sucesiones naturales (Vargas, 2011). Un ejemplo de barrera biótica son las especies invasoras, debido a que impiden los mecanismos naturales de regeneración y colonización de especies nativas (D'Antonio & Vitousek, 1992; Clements et al., 2001). Estas, pueden afectar desde la dispersión de propágulos y el establecimiento de plántulas, hasta la persistencia de las poblaciones de especies nativas, lo que dificulta el ensamblaje de la comunidad vegetal y, en consecuencia, la recuperación del ecosistema (Baret et al., 2006; Hess et al., 2019; Roberts & Florentine, 2021; Galappaththi et al., 2023). En este sentido la rehabilitación ecológica se ha convertido en una herramienta fundamental para revertir los daños ocasionados por la degradación ambiental, incluidas las invasiones biológicas y la pérdida de biodiversidad (Hess et al., 2019; FAO, 2024; González-Montelongo et al., 2024).

Según la teoría ecológica, una especie exótica se considera invasora cuando logra extenderse más allá de su punto de introducción, con individuos que se dispersan, sobreviven y se reproducen exitosamente en diferentes localidades y hábitats, estableciendo poblaciones persistentes (Richardson et al., 2000; Theoharides & Dukes, 2007; Blackburn et al., 2011). Esta capacidad de expansión no solo se debe a sus atributos biológicos, como la alta tasa de establecimiento y la eficiencia en la dispersión que determinan su invasividad, sino también por condiciones del paisaje que favorecen su propagación y establecimiento (invasibilidad), tales como la alta conectividad de hábitats, la historia de uso del suelo, la disponibilidad de recursos, la disponibilidad de nichos vacantes y la configuración espacial del territorio (With, 2002; Theoharides & Dukes, 2007; Vilà & Ibáñez, 2011; Gioria et al., 2023). Por tanto, en el caso de las invasiones de retamo, su éxito no depende únicamente de las características biológicas que la hacen altamente invasiva (Díaz & Vargas, 2009; Cárdenas-Cárdenas & Cortés-Peréz, 2023), sino que ciertas características del paisaje, como la proximidad a vías, la distancia a centros poblados, así como algunas prácticas de uso y manejo del suelo (p. ej., actividades agrícolas, pecuarias, incendios), favorecen su establecimiento y expansión (Cordero et al., 2016). Por lo cual, las iniciativas de conservación y restauración de ecosistemas estratégicos deben considerar su manejo en el paisaje.

Comprender la dimensión espacio-temporal de estas invasiones resulta clave para anticipar su propagación y diseñar estrategias efectivas de manejo. Diversos estudios han mostrado que las especies invasoras tienden a presentar patrones de colonización no aleatorios, frecuentemente mediados por la combinación de dispersión local (crecimiento por coalescencia de parches) y eventos episódicos de largo alcance (propagación en saltos), lo que genera una expansión acelerada y heterogénea en el tiempo (Hastings et al., 2005; Petrovskaya & Zhang, 2020). Por ejemplo, investigaciones en sistemas forestales templados han demostrado que el éxito de especies como la *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon* o *Lantana camara* está asociado a su capacidad para aprovechar disturbios antrópicos, conectividad del paisaje y presiones de propagación elevadas (Kannan et al., 2013; Hernández et al., 2014). Frente a este panorama, enfoques que integran análisis multiescalares, modelamiento de patrones espaciales y reconstrucción histórica de la expansión permiten no solo entender mejor los procesos de invasión, sino también orientar acciones de control más costo-efectivas (Gränzig et al., 2021; Yang et al., 2023).

En Colombia, uno de los países megadiversos del mundo y signatario de acuerdos internacionales como el Marco Global de Biodiversidad Kunming-Montreal, la gestión de especies invasoras y la rehabilitación de ecosistemas degradados representan un desafío considerable para evitar la pérdida de especies (Cárdenas et al., 2015). Esto teniendo en cuenta que a nuestro país han llegado especies altamente agresivas como el retamo espinoso (*Ulex europaeus* L.). Esta leguminosa arbustiva es originaria de la costa atlántica templada de Europa y las Islas Británicas, incluida Irlanda (Hill et al., 2008), a nivel global, se considera una de las 100 especies invasoras más agresivas (Lowe et al., 2000), y en Colombia una de las diez especies invasoras más problemáticas (MADS, 2018). Su presencia, representa una amenaza para ecosistemas de montaña reconocidos por su elevada diversidad y endemismo, al igual que por su importancia para la producción de alimentos, la captura de carbono atmosférico y la regulación hídrica (Cabrera & Ramírez, 2014; León, 2016).

Una de las hipótesis más citadas sobre la introducción de esta especie a Colombia sostiene que fue plantada como cerca viva en los linderos de los predios de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-E.S.P), en las zonas donde se encuentran los embalses de Chisacá y La Regadera, al sur de la ciudad de Bogotá D.C aproximadamente a 3100 m s. n. m. (Ríos, 2005; Cano & Zamudio, 2006). No obstante, actualmente tiene una distribución amplia que va desde los

2200 hasta los 4052 m s. n. m., en la Cordillera Central y Oriental de Colombia invadiendo ecosistemas andinos, altoandinos y de páramo (Ángel-Vallejo et al., 2024). Además, se estima que su distribución potencial podría cambiar debido al cambio climático (Gong et al., 2020; Ángel-Vallejo et al., 2024; Da Re et al., 2024). En ese sentido, comprender la dinámica temporal y espacial de su invasión es fundamental para diseñar estrategias eficaces de erradicación, contención o control, optimizando así los esfuerzos de conservación y restauración de los ecosistemas afectados por su establecimiento.

A pesar de que *U. europaeus* ha sido reconocido como una de las especies exóticas invasoras de mayor impacto ecológico en ecosistemas altoandinos de Colombia (Vargas, 2007; Carreño, 2012), los estudios que caractericen de manera detallada su comportamiento espacio-temporal en el país siguen siendo escasos. La mayoría de los reportes se han centrado en su presencia puntual, efectos sobre la vegetación nativa o recomendaciones generales de control, sin profundizar en la dinámica de su expansión, ni en su interacción con factores ecológicos y antrópicos a lo largo del tiempo. Este vacío limita la capacidad de las autoridades ambientales y actores territoriales para anticipar áreas de riesgo, establecer prioridades de intervención y diseñar estrategias de manejo adaptativas.

El artículo 216 de la Ley 1450 de 2011 de la legislación colombiana, que modificó el artículo 43 de la Ley 99 de 1993, establece que “*todo proyecto que requiera licencia ambiental y que implique el uso de agua en su ejecución debe destinar al menos el 1% del total de la inversión para la recuperación, preservación, conservación y vigilancia de la cuenca hidrográfica que alimenta la respectiva fuente hídrica*”. Esta inversión contempla, entre otras acciones, la compra de predios, lo cual favorece la conservación de ecosistemas estratégicos no solo para el recurso hídrico, sino también para la biodiversidad del país. Sin embargo, ecosistemas como los bosques andinos, altoandinos, subpáramos y páramos claves para la regulación hídrica, enfrentan crecientes amenazas por la expansión de especies invasoras, como *U. europaeus*, que alteran la estructura y el funcionamiento de estos hábitats (Cárdenas et al., 2015). Esta situación puede afectar negativamente la capacidad de regulación y la calidad de los cuerpos de agua (Stewart et al., 2019), limitando la efectividad de las medidas normativas y generando resultados no deseados sobre la biodiversidad. Específicamente en la cuenca alta del río Teusacá se han tomado medidas para la conservación de fuentes hídricas, a través de la compra de predios por parte de la Empresa de

Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB - E.S.P.) en áreas de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá. No obstante, el bosque alto andino en esta región ha sido históricamente transformado (Carreño, 2012), por lo cual existe un legado histórico del paisaje o crédito de invasión (Vilà & Ibáñez, 2011) que puede favorecer la persistencia de esta especie en la cuenca.

Teniendo en cuenta, las características de la especie y su presencia en la zona desde la primera década del siglo XXI, el presente estudio tuvo como objetivo “*analizar los patrones espaciales y temporales de la invasión de Ulex europaeus L. en un área de conservación del bosque altoandino en la cuenca alta del río Teusacá, Bogotá D.C., con el fin de comprender su dinámica de expansión y proponer estrategias de rehabilitación ecológica que contribuyan a la recuperación funcional del ecosistema y la gestión adaptativa de esta especie invasora*”. De esta manera, se espera que en el futuro puedan implementarse las estrategias propuestas, contribuyendo de forma efectiva al cumplimiento del objetivo de conservación de fuentes hídricas en áreas similares, así como de la restauración, en beneficio de la biodiversidad nativa y los servicios ecosistémicos asociados, especialmente aquellos relacionados con la regulación hídrica.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se realizó en el predio Lote B8 Hacienda La Hoja, ubicado al nororiente de Bogotá, Colombia, dentro de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá (RFPBOB), en la zona rural de la localidad de Santa Fe, entre las veredas El Verjón Bajo y El Verjón Alto. Con una extensión de 6,47 hectáreas y un rango altitudinal entre 3097 y 3130 m s. n. m., el predio pertenece a la cuenca hidrográfica del río Teusacá y se sitúa en la franja del bosque altoandino. Presenta un relieve montañoso, abrupto y escarpado, con una precipitación media anual de 750 mm, una temperatura promedio de 12 °C y una humedad relativa del 77,8% (Ecoforest, 2006). Durante muchos años, por el predio atravesaba una servidumbre correspondiente a un camino que comunicaba las veredas El Verjón Bajo y El Verjón Alto, utilizado habitualmente por personas con semovientes (ganado vacuno y equino) y animales de compañía. Sin embargo, a partir de 2021, con la implementación del cerramiento del predio por parte de la EAAB, el acceso fue restringido. Actualmente, el predio se encuentra invadido por *U. europaeus* y está inmerso en una matriz de

áreas abiertas dominadas por pastos limpios, evidencia de un proceso de transformación antrópica derivado de prácticas pecuarias. En la Figura 1, se presenta la ubicación del área de estudio.

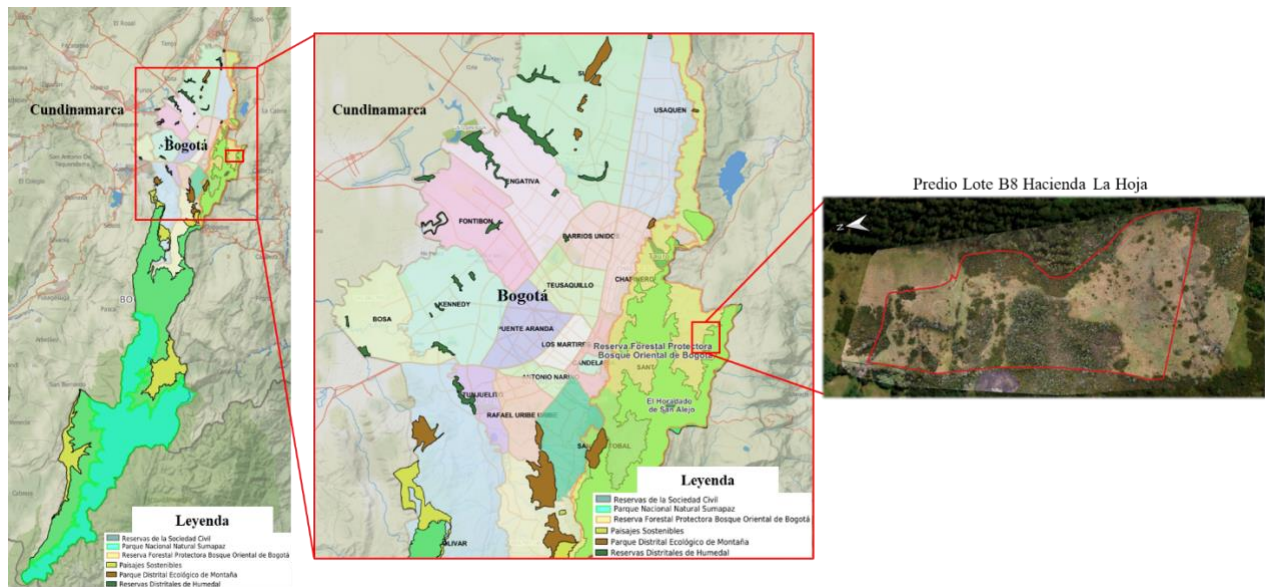


Figura 1 Ubicación del área de estudio predio Lote B8 Hacienda La Hoja

Según la zonificación establecida en el Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá (Resolución 1766 del 27 de octubre de 2016), el predio se encuentra clasificado en las categorías de manejo de Uso Sostenible (21,4%) y Restauración (78,6%, Figura 2). Estas categorías reflejan las directrices para garantizar la conservación y recuperación de los ecosistemas del área, no obstante, se resalta que sobre el predio nunca se ha implementado un plan de restauración o rehabilitación ecológica. Desde el año 2021, no se desarrollan actividades agropecuarias ya que el predio fue adquirido con recursos del 1% con fines de conservación de fuentes hídricas por encontrarse en un área de importancia estratégica de los cerros orientales, en la cuenca alta del río Teusacá.



Figura 2 Zonificación ambiental del predio Lote B8 Hacienda La Hoja, la imagen de fondo corresponde a la disponibilizada por ESRI 2024.

2.2. Componentes metodológicos

Con el propósito de comprender los patrones espacio temporales de invasión de *U. europaeus* y a su vez orientar el diseño de las estrategias de rehabilitación ecológica se estructuró la metodología en tres fases principales: (1) un análisis de la invasión a través de la comprensión de la historia de uso del suelo en el predio y alrededores, así como la descripción de la dinámica temporal y espacial de la invasión y el estado actual de la misma; (2) la caracterización biótica, la cual consistió en un inventario de flora del fragmento más grande de vegetación nativa presente en el predio y (3) definición de escenarios de restauración y propuesta de estrategias de rehabilitación ecológica (Figura 3).

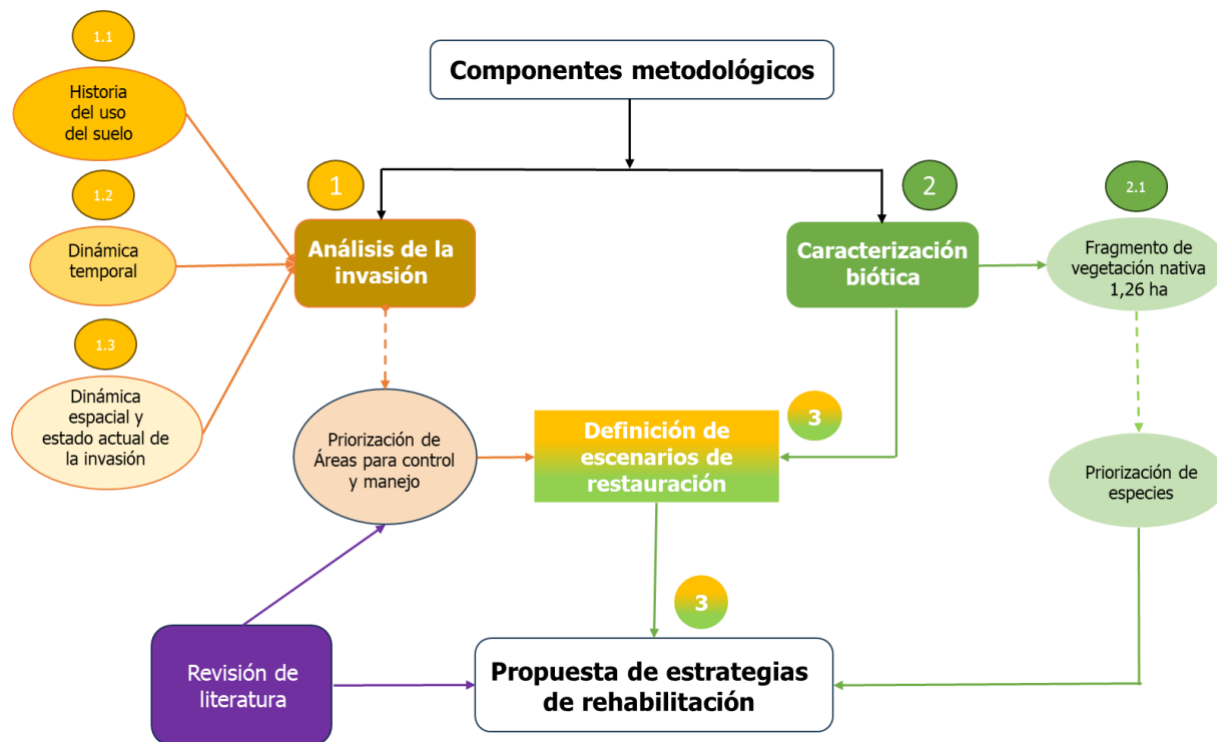


Figura 3 Ruta metodológica para la definición de estrategias para la rehabilitación ecológica del área de estudio. Presenta de forma esquemática la ruta metodológica seguida para dar cumplimiento al objetivo de la investigación, integrando los componentes clave del análisis de la invasión, la caracterización biótica y la revisión de literatura, que en conjunto permitieron la definición de los escenarios de rehabilitación ecológica y la posterior definición de las estrategias de rehabilitación ecológica

Adicionalmente, con el fin de describir el estado actual de la invasión de retamo en el predio se generó un ortofotomosaico mediante un vehículo aéreo no tripulado – VANT, correspondiente a un dron DJI MINI 2, con una cámara DJI FC7303 (febrero de 2025). El tiempo de vuelo fue de 20 minutos, a una altura promedio de 103 m. Para obtener ortoimágenes sin intervalos, se utilizó una superposición lateral y frontal del 80 %. Con base en estos ajustes de vuelo, se capturaron un total de 186 imágenes con un tamaño de salida de 3583 x 8241 a 6,6 cm/píxel. El procesamiento de la ortofoto se realizó en la plataforma Maps Made Easy en su versión gratuita y fue ortorectificada a partir de 69 puntos de control ubicados en el área de estudio, esto permitió corregir errores de distorsión y garantizar una adecuada precisión planimétrica (Material suplementario – Anexo 1).

2.2.1. Fase 1. Análisis de la invasión de *U. europaeus*. Esta fase contó con tres momentos así:

i) Historia de uso del suelo

Para entender los legados del paisaje en el proceso de invasión se realizó un análisis de la dinámica de uso del suelo a lo largo del tiempo. Este análisis se realizó a partir de la interpretación y

comparación de imágenes satelitales históricas y de buena calidad disponibles en Google Earth (años 2000, 2013, 2015, 2021 y 2022). Para complementar y validar la información obtenida a través del análisis espacial, se llevaron a cabo reuniones con grupos focales, habitantes de la zona de estudio. A partir de estos espacios se logró recopilar información sobre las prácticas de uso del suelo, los principales hitos en la transformación del paisaje y el conocimiento local sobre la llegada y expansión del retamo espinoso en el área.

ii) Dinámica temporal de la invasión de *U. europaeus*

Para evaluar la dinámica temporal de la invasión de *U. europaeus* en la región, se realizó una revisión de documentos y registros de herbario históricos que reportaran su presencia en la cuenca alta del río Teusacá. El objetivo fue establecer una hipótesis sobre las posibles rutas de introducción, mecanismos de dispersión y patrones de expansión de la especie a lo largo del tiempo. Para ello se analizó información secundaria proveniente de literatura científica y cartografía, con énfasis en la ciudad de Bogotá y particularmente en los Cerros Orientales. Adicionalmente, se consultó el Sistema de Biodiversidad Colombiana (SIB Colombia), así como el Sistema Global de Información de Biodiversidad (GBIF) con el fin de identificar los registros de ocurrencia más antiguos cercanos a la zona.

iii) Dinámica espacial y estado actual de la invasión de *U. europaeus*

Dinámica espacial y estado actual de la invasión de *U. europaeus*. Esta actividad se llevó a cabo en tres etapas:

1) ***Comparación de las coberturas terrestres en la cartografía oficial y las coberturas actuales en el predio***: Se realizó un análisis de coberturas de la tierra del predio con el objetivo de identificar los cambios ocurridos en un periodo de 9 años. Para ello, se utilizaron como base dos fuentes principales de información: (i) el Mapa de Coberturas de la Tierra del Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá del año 2016, el cual se obtuvo a partir de la interpretación de una imagen satelital GeoEye-I del año 2013, a una escala de 1:10000, y comprobación en campo de las mismas en el año 2015 (CAR, 2016) y (ii) el ortofotomosaico generado en 2025 con el dron DJI MINI 2 y procesado en la plataforma Maps Made Easy en su versión gratuita. La interpretación de las coberturas terrestres se realizó siguiendo la metodología

Corine Land Cover adaptada para Colombia, ampliamente reconocida a nivel nacional e internacional por su enfoque estandarizado en la clasificación de coberturas.

2) **Análisis histórico de la presencia de *U. europaeus* en el predio antes y después de su compra por parte de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá – E.S.P:** Se llevó a cabo un análisis de presencia-ausencia de *U. europaeus* en 62 cuadrantes de 20 × 20 metros, generados aleatoriamente mediante la herramienta “Selección Aleatoria” del software libre QGIS versión 3.36.0-Maidenhead en el área de estudio (Figura 4). Para este proceso, se utilizaron diversas fuentes de imágenes satelitales, anteriores al año 2021 fecha en la cual fue comprado el predio con fines de conservación de ecosistemas estratégicos para la regulación hídrica. Estas, incluyeron las imágenes publicadas por el Instituto Distrital de Espacio Público y Catastro (IDECA) correspondientes a los años 2004, 2015 y 2017, así como una imagen de Google Earth del año 2021. También se seleccionaron imágenes posteriores al año 2021 (después de la compra del predio) que incluyeron una imagen ESRI del año 2024 y el ortofotomosaico generado en 2025. Las imágenes de IDECA fueron descargadas como geopdf y las de Google y ESRI fueron visualizadas con el complemento *Basemap Management* del programa QGIS. A través de esta evaluación, se determinó la presencia de parches de la especie en los diferentes momentos.

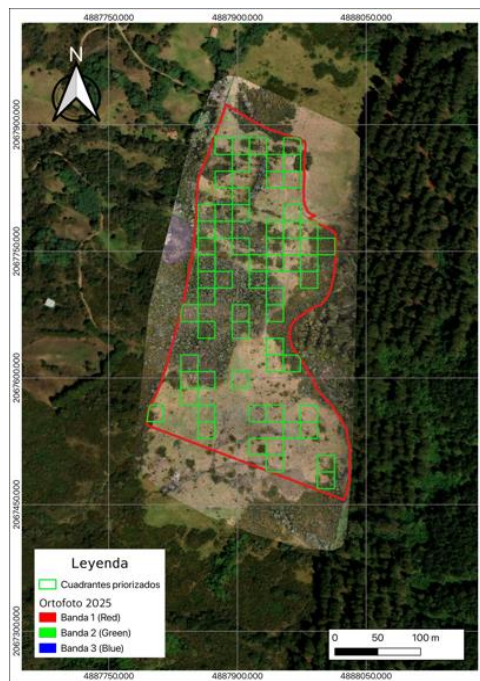


Figura 4 Cuadrantes priorizados para el análisis presencia-ausencia de retamo espinoso, la imagen de fondo corresponde a la disponibilizada por ESRI 2024.

3) *Análisis de los patrones de invasión de U. europaeus a una resolución temporal de un año:*

Con el fin de entender la invasión de *U. europaeus* en el área de estudio se evaluaron dos periodos de referencia: 2024 y 2025. Se realizó la interpretación de la imagen satelital de ESRI (2024), la cual tiene una resolución de 0,30 metros identificando y digitalizando todos los parches e individuos aislados de *U. europaeus* presentes en el predio. Para el 2025, se adelantó la interpretación de la ortofoto generada en 2025 con un dron DJI MINI 2, con una resolución de 6,6 cm lo que permitió identificar y digitalizar nuevamente los parches e individuos aislados de la especie en el área de estudio. Esta información fue validada a través de levantamientos de campo con la versión gratuita de la aplicación Avenza Maps, georreferenciando los parches e individuos aislados.

Adicionalmente, se calculó el área ocupada de cada parche en el software libre QGIS versión 3.36.0-Maidenhead, permitiendo estimar su tamaño individual y el área total de invasión en el predio, así como el número de individuos aislados identificados en cada uno de estos dos periodos de tiempo.

Para el caso del área ocupada, se llevó a cabo una clasificación basada en la superficie total registrada para cada parche, lo que permitió definir cinco grupos principales, por medio del algoritmo Jenks (Jenks, 1967), que permite que los valores dentro de una misma clase sean lo más similares posible y los valores entre diferentes clases lo más diferente posible:

- Parches muy pequeños (6 a 59 m²)
- Parches pequeños (60 a 191 m²)
- Parches medianos (192 a 427 m²)
- Parches grandes (428 a 803 m²)
- Parches muy grandes (>803 m²)

Es importante resaltar que el sistema de coordenadas empleado para los análisis corresponde al sistema de referencia espacial de Colombia Magna Sirgas / Origen Nacional CTM12, adoptado según la Resolución 471 de 2020 y la Resolución 529 de 2020.

2.2.2. Fase 2. Caracterización biótica

Fragmento de vegetación nativa

La caracterización biótica se enfocó en la vegetación del sitio. Para ello, se realizó un recorrido en un fragmento de vegetación nativa de 1,26 hectáreas previamente identificado a partir del análisis de imágenes satelitales y verificaciones en campo (Figura 5). Durante el recorrido, se registró la composición florística mediante la identificación de las especies presentes, clasificándolas según su posición sucesional: temprana/pionera, intermedia y tardía (Chazdon, 2014; Monguí et al., 2021). Los datos recopilados permitieron obtener una visión general de la trayectoria sucesional del fragmento, identificando las especies dominantes y el estado de regeneración del ecosistema. Es importante resaltar que no se llevó a cabo la recolección de material vegetal. La identificación taxonómica se adelantó con la colaboración de especialistas del Jardín Botánico de Bogotá, los nombres fueron verificados utilizando las plataformas electrónicas: WFO Plant List (<https://wfoplantlist.org/>) y Tropicos (<http://tropicos.org/>).

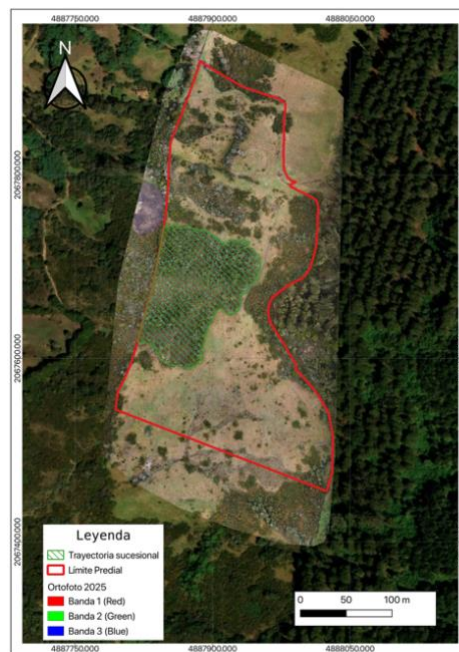


Figura 5 Fragmento de vegetación nativa muestreado, la imagen de fondo corresponde a la disponibilizada por ESRI 2024.

2.2.3. Fase 3. Definición de escenarios de restauración

Para la definición de los escenarios de restauración, se consideraron las coberturas actuales del predio, que incluyen desde pastizales hasta matorrales nativos, así como el análisis del grado de

invasión por *U. europaeus*, evaluado a partir del tamaño y distribución de los parches e individuos aislados. Además, se tuvo en cuenta la presencia de núcleos consolidados de retamo en zonas adyacentes, así como la existencia de fragmentos de vegetación nativa en el entorno inmediato. Para cada escenario, se identificaron también posibles barreras bióticas y abióticas que podrían limitar la regeneración natural del ecosistema, como la ausencia de propágulos nativos, compactación del suelo o alta cobertura de especies competitivas. En este sentido, cada escenario representa una combinación específica de condiciones ecológicas, niveles de invasión y grado de alteración del ecosistema.

Como herramienta complementaria para la sistematización y análisis de estos escenarios, se elaboró una propuesta de diagrama ternario que permite representar gráficamente la interacción relativa entre tres variables clave: tamaño de parches de *U. europaeus*, número de individuos de *U. europaeus* y estructura vertical de la vegetación. Esta herramienta facilita la visualización de transiciones entre escenarios y la priorización de estrategias de intervención.

Una vez definidos los escenarios, se formularon estrategias diferenciadas de rehabilitación ecológica, priorizando aquellas áreas con mayor urgencia de intervención, de acuerdo con su nivel de degradación, conectividad ecológica y factibilidad de restauración.

3. Resultados

3.1. Análisis de la invasión de *U. europaeus*

i) Historia de uso del suelo

El análisis de presencia-ausencia de actividades agropecuarias en la caracterización de la historia de uso del suelo en el predio muestra que, durante los años 2000 y 2013, la matriz predominante estaba conformada por potreros, tanto al interior del predio como en las áreas circundantes. Esto sugiere que, en dicho período, se desarrollaban actividades pecuarias asociadas a la cría y levante de ganado vacuno. En la imagen de 2013, se evidencia la aparición de parches dispersos de *U. europaeus*, tanto dentro del predio, como en los terrenos adyacentes, lo que indica un proceso incipiente de invasión. Para el año 2015, se identificó la presencia de un arado al interior del predio, lo que indica una posible preparación del terreno para el establecimiento de un cultivo de ciclo corto, aunque la matriz de pastos para ganadería continuaba dominando el paisaje. En contraste, para los años 2021 y 2022, la cobertura seguía compuesta por pastos, pero sin evidencia de

actividad ganadera ni agrícola, esto dado que en el año 2021 la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-E.S.P) compró el predio para la protección y conservación de los recursos hídricos que surten de agua al Acueducto Distrital, con recursos provenientes de la inversión forzosa de no menos del 1% (Figura 6).

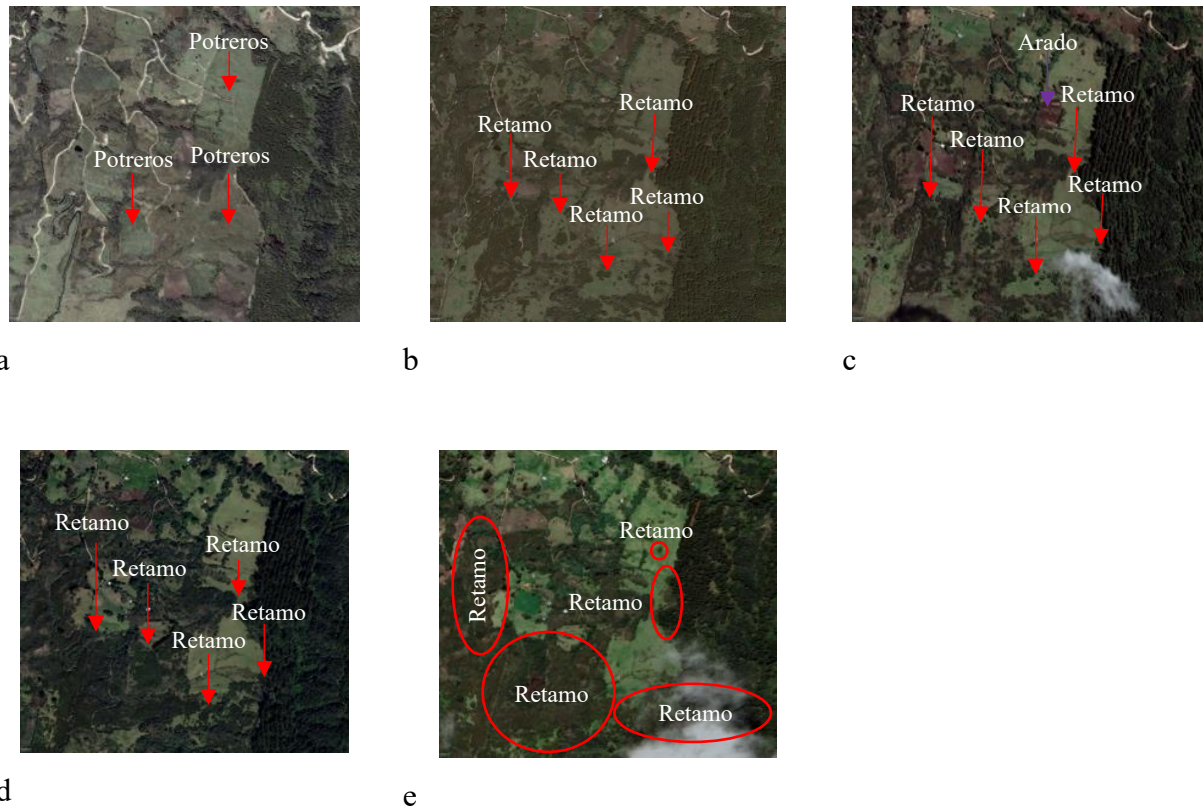


Figura 6 Imágenes de Google Earth. a. año 2000, b. año 2013, c. año 2015, d. año 2021 y e. año 2022

Lo anterior coincide con lo expresado por los habitantes del territorio, quienes señalaron que en el predio se desarrollaban históricamente actividades agropecuarias, con énfasis en la cría de ganado bovino para engorde y producción de leche, el pastoreo de ganado equino y, de forma ocasional, la siembra de cultivos de cebolla larga. Asimismo, indicaron que el retamo espinoso llegó a los predios circundantes al área de estudio hace aproximadamente 20 años, y manifestaron conocer esta especie invasora y su presencia, en mayor o menor grado, en sus propiedades. Destacaron además que la expansión del retamo espinoso se ha intensificado en los últimos cinco años, coincidiendo con la adquisición del predio por parte de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB-E.S.P), entidad que cercó el área y restringió el acceso y uso del suelo, lo que

habría contribuido a la proliferación de la especie en los potreros que dejaron de tener uso agropecuario.

ii) Dinámica temporal de la invasión de *U. europaeus*

Del análisis de registros de ocurrencia se encontró que el registro más antiguo de *U. europaeus* en Colombia, según el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SIB Colombia), corresponde a un ejemplar recolectado en 1916 por el hermano José Ariste. La colecta, realizada en un potrero en la localidad de Chapinero, incluye un ejemplar con flor y se encuentra actualmente en la colección botánica del Museo Nacional Smithsoniano de Historia Natural. Por otro lado, el registro más antiguo registrado en el Herbario Nacional Colombiano, data de 1932, pero no corresponde a Bogotá sino a Anolaima-Cundinamarca, fue realizada por Enrique Pérez Arbeláez y depositada en la colección botánica del Herbario Nacional que se encontraba en el Departamento Nacional de Agricultura del Ministerio de Industria, dicho herbario fue trasladado posteriormente al Herbario Nacional Colombiano en la Universidad Nacional de Colombia (COL000060248). De nuevo en el año de 1937 fue registrado en la localidad de Chapinero y depositado en el Herbario del Museo de la Salle (MLS:BOG:3231). En el Herbario de la Pontificia Universidad Javeriana también hay dos registros en los Montes de Chapinero en los años de 1946 y 1949 (HPUJ:2807, HPUJ:2805) y en 1948 en la localidad de Uribe al sur de la ciudad (HPUJ:2808). Por su parte el registro más antiguo para la zona de estudio, data del año 2002, en la vereda El Verjón Alto (Páramo de la Cumbre) a 3100 m s. n. m (HPUJ:12858) a una distancia aproximada de 4 km al sur del predio (Figura 7).

Para llegar al predio existen dos vías principales: la carretera Bogotá-Choachí y la vía los Verjones - Patios. La carretera Bogotá-Choachí fue inaugurada a comienzos de la década de 1950, durante el gobierno del presidente Gustavo Rojas Pinilla. A lo largo del tiempo, esta vía ha sido objeto de múltiples adecuaciones, siendo la más reciente la realizada por el IDU entre los kilómetros 2 y 13, en el primer tramo saliendo de Bogotá, obra que concluyó en el año 2009 (IDU, 2009). Por su parte, la construcción de la vía Verjones – Patios inicio entre 1978 y 1980 (Comunicación personal de Elsa Constanza Rey Zuluaga habitante de la Vereda el Verjon Bajo)

De forma paralela a estas vías vehiculares, se identificaron tres caminos históricos o caminos reales que datan de la época colonial y que han sido utilizados tradicionalmente por campesinos. Estos son: el camino real Bogotá–Choachí, que corre de manera relativamente paralela a la vía en

dirección a El Verjón Alto. El camino El Granizo, que atraviesa el páramo, y el camino Potrero Grande, que cruza los cerros hacia El Verjón Bajo y en algún punto confluye con la vía Los Verjones–Patios, muy cerca al predio (Figura 7).

Dado que el primer registro de *U. europaeus* en Colombia proviene de un potrero en la localidad de Chapinero, es posible que para la época la especie ya estuviera naturalizada y que su expansión posterior hacia los Cerros Orientales se haya dado a través de los “montes de Chapinero” y de ahí su dispersión a la cuenca alta del río Teusacá, en cercanías del predio estudiado, por los bordes de la vía Los Verjones–Patios. Desde esta vía, en El Verjón Bajo, se desprende un carretable que atraviesa el río Teusacá y llega directamente al Predio (Figura 7, círculo fucsia)

Por otro lado, el registro más antiguo de *U. europaeus* en la cuenca se localiza al borde de la vía Bogotá-Choachí, en el páramo La Cumbre, en un punto donde converge el antiguo camino real que atraviesa los cerros orientales desde la localidad de San Cristóbal hacia Choachí. Este registro podría estar relacionado con otro posible punto de introducción de la especie en los cerros, asociado a la construcción de la Planta de Tratamiento de Agua Potable en Vitelma (1933–1938). Según comunicación personal con O. Vargas (2025), *U. europaeus* habría sido plantado por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB – E.S.P) como cerca viva para proteger dicha infraestructura. En los alrededores de la planta se encuentran senderos que conectan con el antiguo camino real Bogotá-Choachí, lo que podría haber facilitado su llegada al páramo de La Cumbre y su posterior expansión hacia el predio. Esta hipótesis se refuerza al considerar que en el kilómetro 11 de la vía Bogotá-Choachí converge la vía Los Verjones-Patios, desde la cual parte un carretable que conduce directamente al área de estudio. En este contexto, la presencia de vías principales, secundarias, caminos reales y carretables rurales probablemente facilitaron la dispersión de la especie en la zona. Esta dispersión también pudo haber sido favorecida por vectores como los cascotes de semovientes (caballos y vacas), animales de compañía, y el transporte intencional o no de semillas por parte de campesinos. Adicionalmente, la expansión de la especie pudo haber ocurrido a lo largo de los bordes del río Teusacá y sus afluentes.

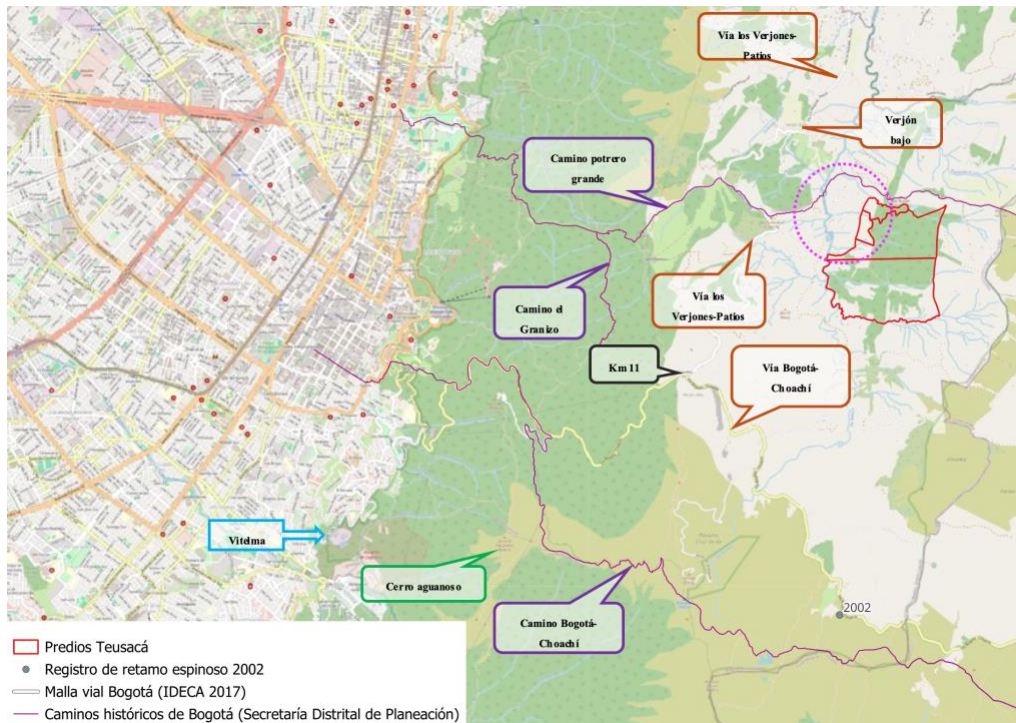


Figura 7 Vías y caminos históricos en los alrededores del predio

iii) Dinámica espacial y estado actual de la invasión de *U. europaeus*

Comparación de las coberturas terrestres en la cartografía oficial y las coberturas actuales en el predio

Los resultados muestran un cambio significativo en la cobertura del suelo entre 2016 y 2025, con una reducción en la extensión de pastos limpios de 65,84 % a 52,70 % y un aumento notable en la cobertura de retamo espinoso de 2,89 % a 15,39 %. Esta expansión del retamo sugiere un proceso de invasión acelerado, probablemente favorecido por el abandono de prácticas agropecuarias y la disponibilidad de nichos vacantes. Otras coberturas, como los pastos enmalezados, mosaico de pastos con espacios naturales y vegetación secundaria, se mantienen relativamente estables, lo que indica que la mayor transformación en el paisaje se debe al avance de retamo en áreas previamente dominadas por pastos (

Tabla 1).

Tabla 1 Área y porcentaje de cobertura terrestre para 2016 y 2025 en el área de estudio

Cobertura del suelo	2016		2025	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Pastos limpios	4,26	65,84	3,51	54,24
Pastos enmalezados	0,518	8,01	0,517	7,99
Mosaico de pastos con espacios naturales	0,066	1,02	0,063	0,97
Pino	0,056	0,87	0,054	0,83
Árboles plantados y vegetación natural	0,072	1,11	0,072	1,11
Herbazal denso inundable no arbolado	0,128	1,98	0,123	1,90
Arbustal denso mesófilo de tierra firme	0,796	12,30	0,795	12,28
Retamo	0,187	2,89	0,996	15,39
Vegetación secundaria alta	0,081	1,25	0,081	1,25
Vegetación secundaria baja	0,306	4,73	0,26	4,02
Vía sin pavimentar	0,0004	0,01	0,0004	0,01

En el caso particular de la cobertura de *U. europaeus* en el predio, se evidencia un incremento sostenido en el área ocupada por esta especie invasora entre 2016 y 2025. Según el Plan de Manejo Ambiental de la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, en 2016 la especie cubría 0,187 hectáreas, invadiendo principalmente áreas de pastos. Para 2025, el análisis detallado del ortofotomosaico reveló una cobertura estimada de 0,996 hectáreas, lo que representa un aumento de 0,809 hectáreas en nueve años, equivalente a un incremento del 433%. En la Figura 8, se presentan los cambios en la cobertura de retamo entre el 2016 y el 2025. Con base en la tasa de expansión observada, se estima que, de mantenerse condiciones similares y sin implementar acciones de manejo, *U. europaeus* podría llegar a ocupar la totalidad del área actual de pastos limpios (3,51 ha) en un periodo aproximado de 39 años, suponiendo una tasa constante de expansión de 0,09 ha por año, este dato será contrastado más adelante con el análisis del crecimiento de retamo entre el año 2024 a 2025, la cual es una medida más precisa

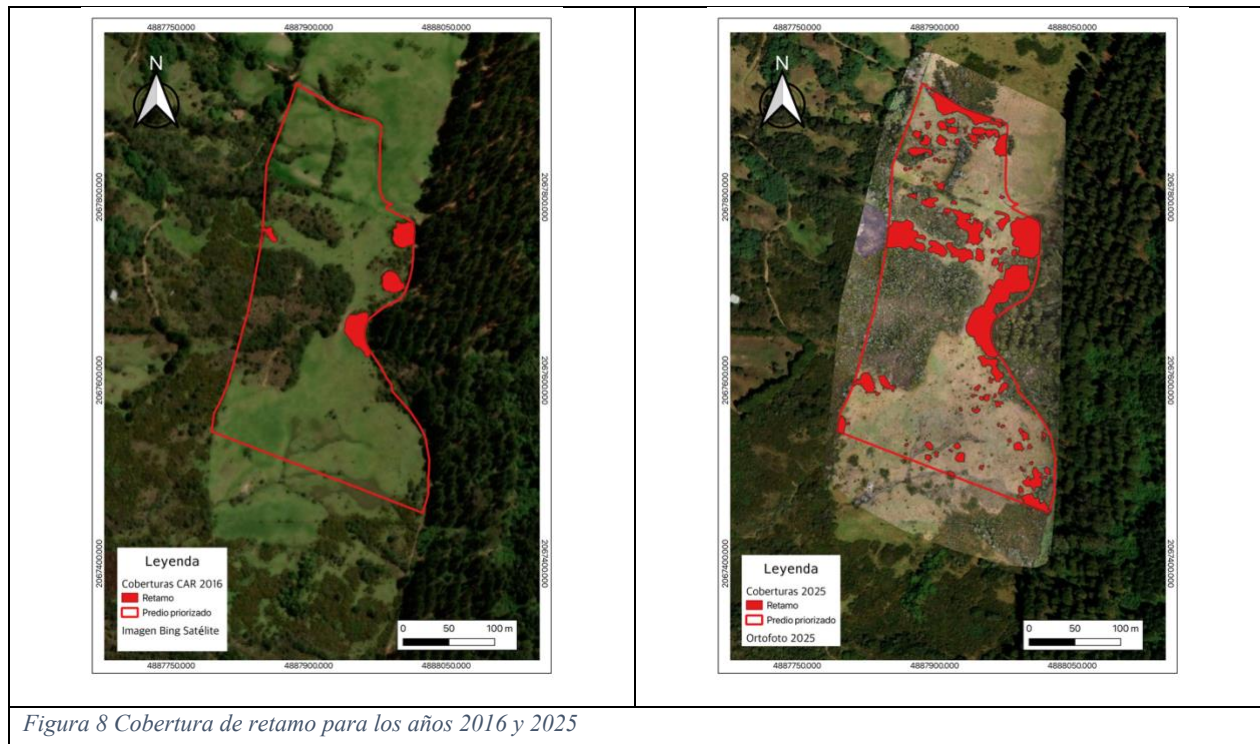


Figura 8 Cobertura de retamo para los años 2016 y 2025

Análisis histórico de la presencia de retamo en el predio antes y después de su compra por parte del Acueducto de Bogotá

Los resultados muestran que en 2004 no se registraba su aparición, lo que sugiere que para ese año la especie aún no había colonizado el predio. En 2015, se identificó la presencia de retamo espinoso en seis cuadrantes, indicando un establecimiento incipiente. Para 2017, la invasión se expandió a 17 cuadrantes, casi triplicando la presencia registrada en la medición anterior. En los años siguientes, la tasa de expansión mostró un crecimiento acelerado. Para 2021 la presencia de retamo espinoso se detectó en 37 cuadrantes, lo que representa más de la mitad del área evaluada. En 2024, el número de cuadrantes invadidos ascendió a 43, y para 2025 se identificó la colonización de 53 cuadrantes, lo que equivale al 85% del total analizado (Figura 9).

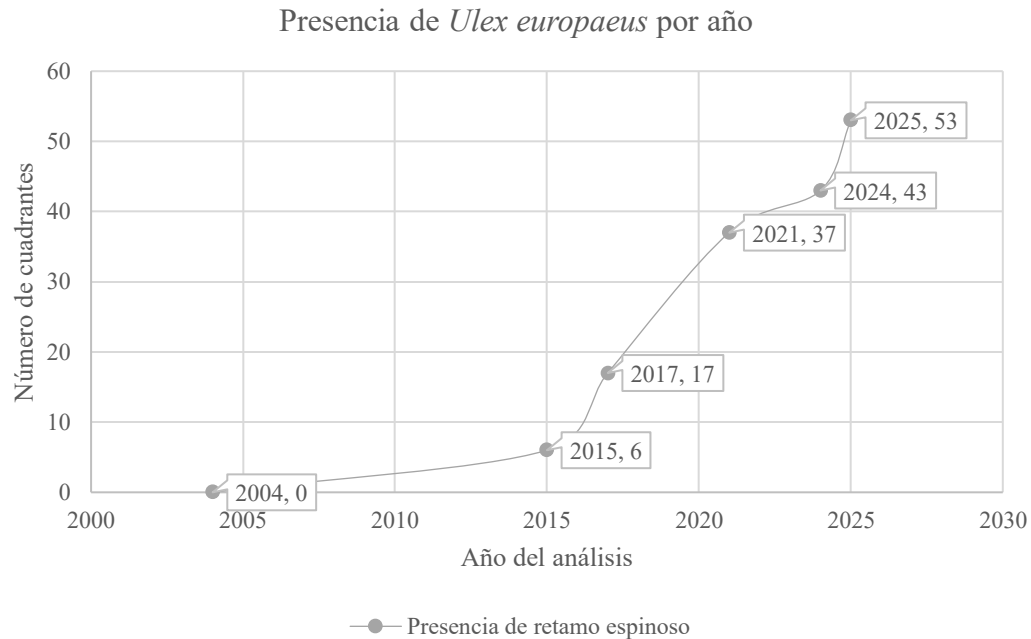


Figura 9 Presencia de *Ulex europaeus* en el predio

Análisis de los patrones de invasión de retamo a una resolución temporal de un año

La comparación entre la interpretación de la imagen ESRI 2024, el ortofotomosaico generado en 2025 y la verificación en campo realizada en enero y febrero de 2025 evidencia un incremento significativo en la detección de *U. europaeus* en el área de estudio. Mientras que a partir del análisis de la imagen satelital se identificaron 60 parches con una cobertura total de 0,635 hectáreas (9,8% del predio) y 404 individuos aislados, el ortofotomosaico y la validación en campo revelaron la presencia de 96 parches, con una cobertura de 0,996 hectáreas (15,39% del predio), y un total de 595 individuos aislados, con un aumento de 0,361 hectáreas. El área promedio de los parches de *U. europaeus* analizados fue de 105,79 m² para el 2024 y de 103,77 m² para el 2025. Sin embargo, debido a la presencia de valores extremos (áreas superiores a 400 m²), se observó una notable asimetría en la distribución de los datos, por esta razón, se consideró más representativo el uso de la mediana, la cual fue de 35,7 m² para 2024 y 32,7 m² para 2025 (Figura 10). Para el año 2025, se identificó la presencia de parches pequeños, medianos y grandes, así como individuos aislados algunos de los cuales presentaban floración y producción de semillas desde tan solo 33 cm de altura (Figura 11).

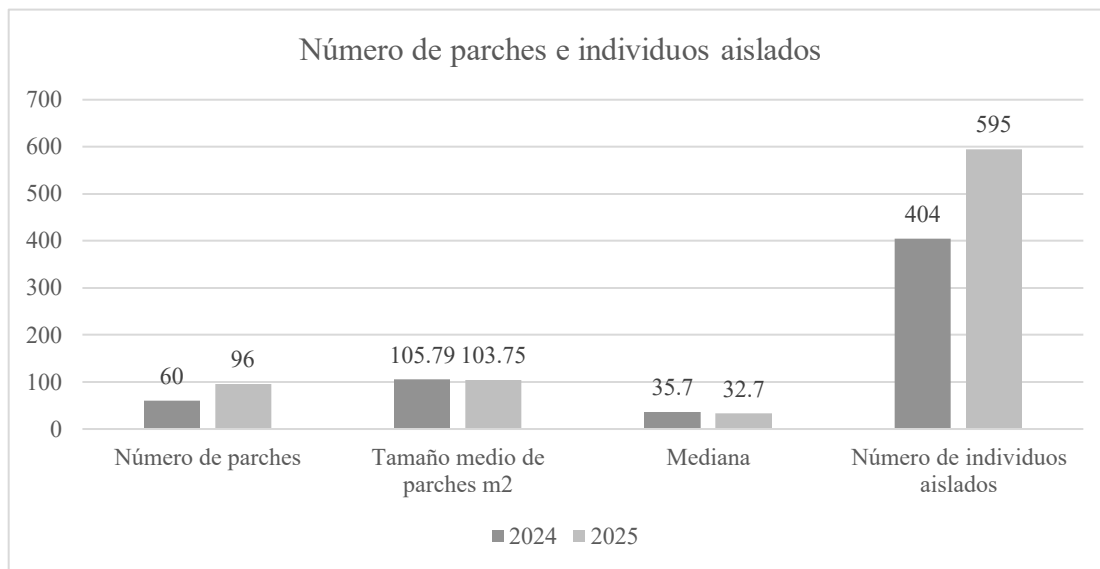


Figura 10 Número de parches e individuos aislados 2024-2025



Figura 11 a. Parche de retamo. b. Individuo de retamo espinoso de más de 3 metros de altura. c. Juveniles de retamo con flores y semillas

El análisis de la distribución de los parches de *U. europaeus* en el área de estudio muestra un proceso de expansión progresiva entre 2024 y 2025. En 2024, la mayoría de los parches correspondían a unidades muy pequeñas (40 parches, 66,7%), seguidas por parches pequeños (10

parches, 16,7%) y medianos (7 parches, 11,6%), mientras que solo se identificaron dos parches grandes (3,3%) y un parche muy grande (>803 m²). Esta distribución sugiere una fase temprana de invasión, caracterizada por pequeños focos de invasión. Para 2025, se evidencia un incremento en el número total de parches. Los parches muy pequeños siguen siendo predominantes (66 parches, 68,8%), los parches pequeños aumentan a 15 unidades (15,6%) y los medianos a 11 unidades (11,4%), reflejando un crecimiento continuo. Además, el número de parches grandes se mantiene (2 parches, 3,3%), y se incrementa a dos el número de parches muy grandes (>803 m², 2,1%), lo que indica un avance significativo en la consolidación y establecimiento de la especie en el área. (Figura 12 y Figura 13).

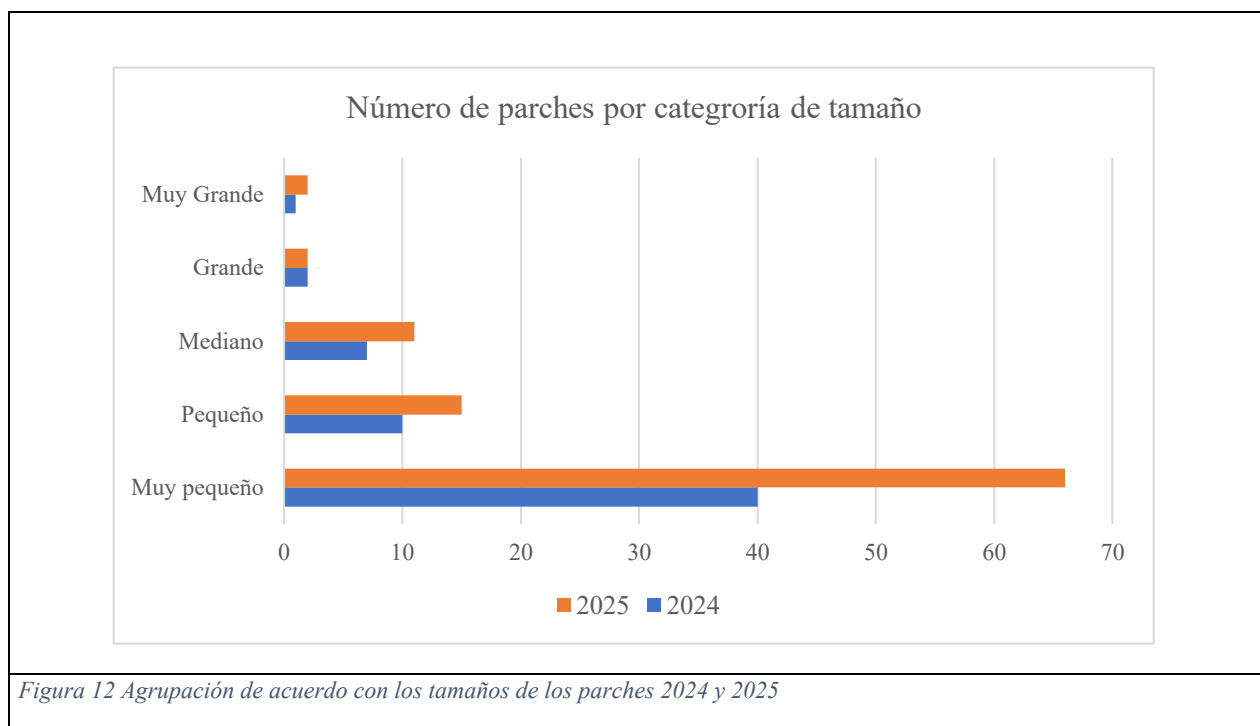


Figura 12 Agrupación de acuerdo con los tamaños de los parches 2024 y 2025

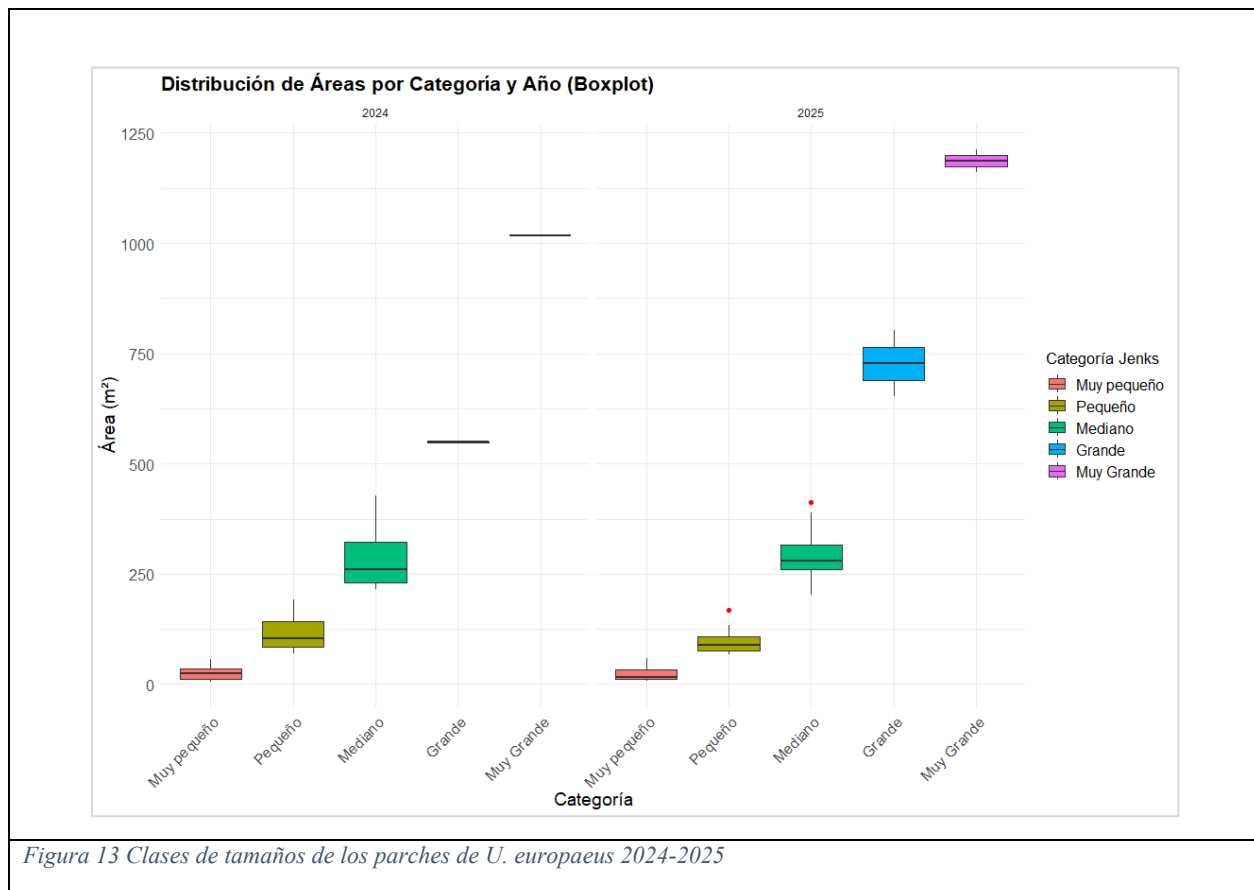
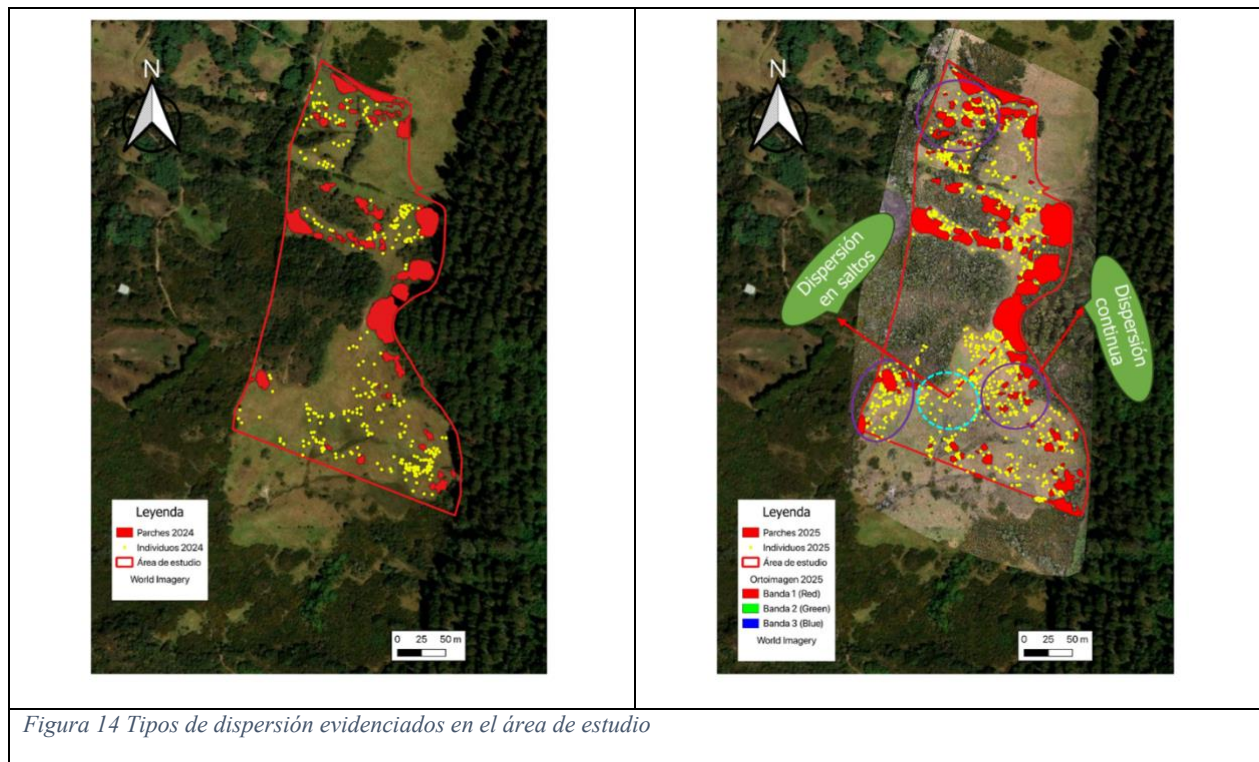


Figura 13 Clases de tamaños de los parches de *U. europaeus* 2024-2025

Es importante resaltar que un total de 292 individuos detectados en 2024, aún se encontraban aislados en 2025, 10 continuaban en el borde de vegetación nativa y 100 individuos aislados en 2024, se fusionaron en parches en 2025. De los individuos que continuaban aislados en 2025, 141 estaban a una distancia mínima de 10 metros de un parche ya establecido en 2025 (entre 10 y 64 m) y los otros 151 individuos estaban a una distancia promedio de 6 metros de cualquier otro parche. De acuerdo con lo anterior, el análisis de la dinámica de invasión de *U. europaeus* en el área de estudio evidencia la coexistencia de dos patrones de dispersión: dispersión continua o de corto alcance y dispersión en saltos o de largo alcance (Figura 14). La dispersión continua se manifiesta principalmente en el costado norte del área, donde se observa la presencia de individuos aislados en proximidad inmediata a parches medianos y grandes, lo que sugiere una expansión progresiva desde núcleos ya establecidos. En contraste, la dispersión en saltos se presenta al sur del predio, donde se identifican individuos aislados y parches pequeños significativamente distanciados de los núcleos principales. Este patrón sugiere la participación de agentes dispersores secundarios, como animales, maquinaria agrícola o personas, que podrían estar facilitando el

transporte de semillas a mayores distancias, promoviendo así la colonización de áreas previamente no ocupadas.



3.2. Caracterización biótica

Fragmento de vegetación nativa

En el proceso de caracterización de la vegetación dentro del fragmento de cobertura nativa, se registraron 54 especies vegetales, pertenecientes a 28 familias botánicas y 48 géneros, en un área total de 1,26 hectáreas. Las familias con mayor riqueza específica fueron Asteraceae (9 especies), Ericaceae (6), Melastomataceae (4) y Myricaceae (4), seguidas por Araliaceae y Rosaceae, con 3 especies cada una. En cuanto a los géneros, *Ageratina* presentó la mayor diversidad con 3 especies, mientras que *Oreopanax*, *Linochilus*, *Weinmannia* y *Morella* registraron 2 especies cada uno. Los 43 géneros restantes estuvieron representados por una sola especie. Se identificó la presencia simultánea de especies características de páramo (como *Puya nitida* y *Espeletia corymbosa*), subpáramo (*Macleania rupestris*, *Bucquetia glutinosa*) y bosque altoandino (*Persea mutisii*, *Weinmannia tomentosa*), lo cual evidencia una mezcla de elementos florísticos propios de distintos pisos altitudinales. Esta configuración refleja no solo la complejidad ecológica del fragmento, sino

también su relevancia como zona de transición ecológica. No obstante, esta superposición de especies podría estar indicando un incipiente proceso de paramización, posiblemente asociado a la pérdida de cobertura boscosa, el disturbio histórico y la alteración de los regímenes naturales, que favorecen la expansión de especies típicas de ecosistemas más abiertos y de mayor altitud.

De las 54 especies registradas durante el muestreo en el fragmento de bosque, se identificó que 25 especies (46,3%) corresponden a etapas tempranas de la sucesión, 18 especies (33,3%) a etapas intermedias y 11 especies (20,4%) a etapas tardías. Esta categorización se basó en la revisión de literatura secundaria especializada, considerando los rasgos ecológicos y patrones de establecimiento de cada especie (Material suplementario – Anexo 2). La alta proporción de especies pioneras sugiere una dinámica sucesional activa, posiblemente relacionada con disturbios previos o actuales que han favorecido la colonización de especies de rápido crecimiento y alta capacidad de dispersión (Figura 15).

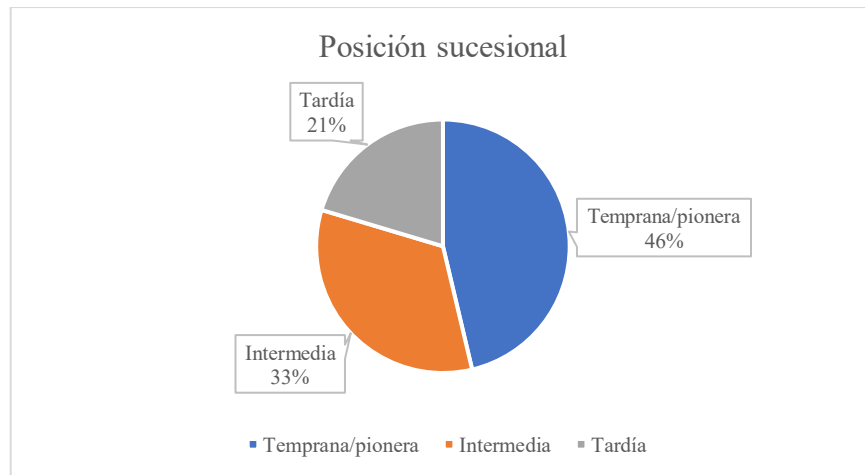


Figura 15 Posición sucesional de las especies presentes en el área muestreada

3.3. Definición de escenarios de restauración

La caracterización actual del predio (2025) permitió identificar una matriz espacial con tres gradientes ecológicos principales: i) el tamaño de los parches de *U. europaeus*, que aumentan desde núcleos pequeños (6 m²) hacia áreas consolidadas (1212 m²), ii) el número de individuos aislados de *U. europaeus*, con mayor densidad hacia la zona sur del área de estudio, y iii) un gradiente estructural de la vegetación, desde áreas abiertas de potrero hacia fragmentos de vegetación nativa (Figura 16).

De acuerdo con lo anterior, se definieron 5 escenarios de restauración diferenciados por horizonte temporal.

Tabla 2 Escenarios de restauración identificados

Escenarios de restauración	Descripción	Horizonte temporal de intervención
Fragmentos de vegetación nativa	Remanentes naturales dentro del predio con alto valor ecológico, aunque vulnerables por su pequeño tamaño y aislamiento (área resaltada en verde en el diagrama).	3- 6 meses
Bordes de bosque nativo	Zonas de transición entre fragmentos de vegetación nativa y áreas alteradas, que presentan alto efecto de borde y vulnerabilidad a la colonización por <i>U. europaeus</i> (área resaltada en roja en el diagrama).	3 - 6 meses
Áreas abiertas con dominancia de pastos e individuos aislados o parches pequeños/medianos de <i>U. europaeus</i>	Sectores degradados dominados por gramíneas exóticas, con presencia dispersa de <i>U. europaeus</i> (área resaltada en roja en el diagrama).	3 - 6 meses
Linderos del predio expuestos a presión externa	Zonas perimetrales del predio que reciben propágulos de retamo desde áreas vecinas invadidas (área resaltada en amarillo en el diagrama).	6 - 12 meses
Parches consolidados de retamo espinoso	Áreas con alta densidad y cobertura de <i>U. europaeus</i> , donde la invasión está avanzada (área resaltada en amarillo en el diagrama).	6 - 12 meses

De forma transversal, se considera el control trimestral de rebrotes durante tres años como una medida clave para evitar la recolonización por parte de *U. europaeus* y asegurar la efectividad del proceso de rehabilitación ecológica. No obstante, estas acciones técnicas deben estar necesariamente acompañadas de un componente robusto de educación ambiental, que permita generar apropiación social del territorio y transformar las percepciones y prácticas locales en torno

al manejo de especies invasoras. Involucrar activamente a las comunidades en procesos de formación, monitoreo participativo y restauración no solo fortalece la sostenibilidad a largo plazo de las intervenciones, sino que también reduce el riesgo de reinvasiones, al promover prácticas conscientes y corresponsables. La articulación entre control manual y mecánico, restauración ecológica y educación ambiental representa, por tanto, un eje estratégico para la consolidación de paisajes resilientes y la construcción de ciudadanía ambiental en territorios de alta sensibilidad ecológica (Figura 16).

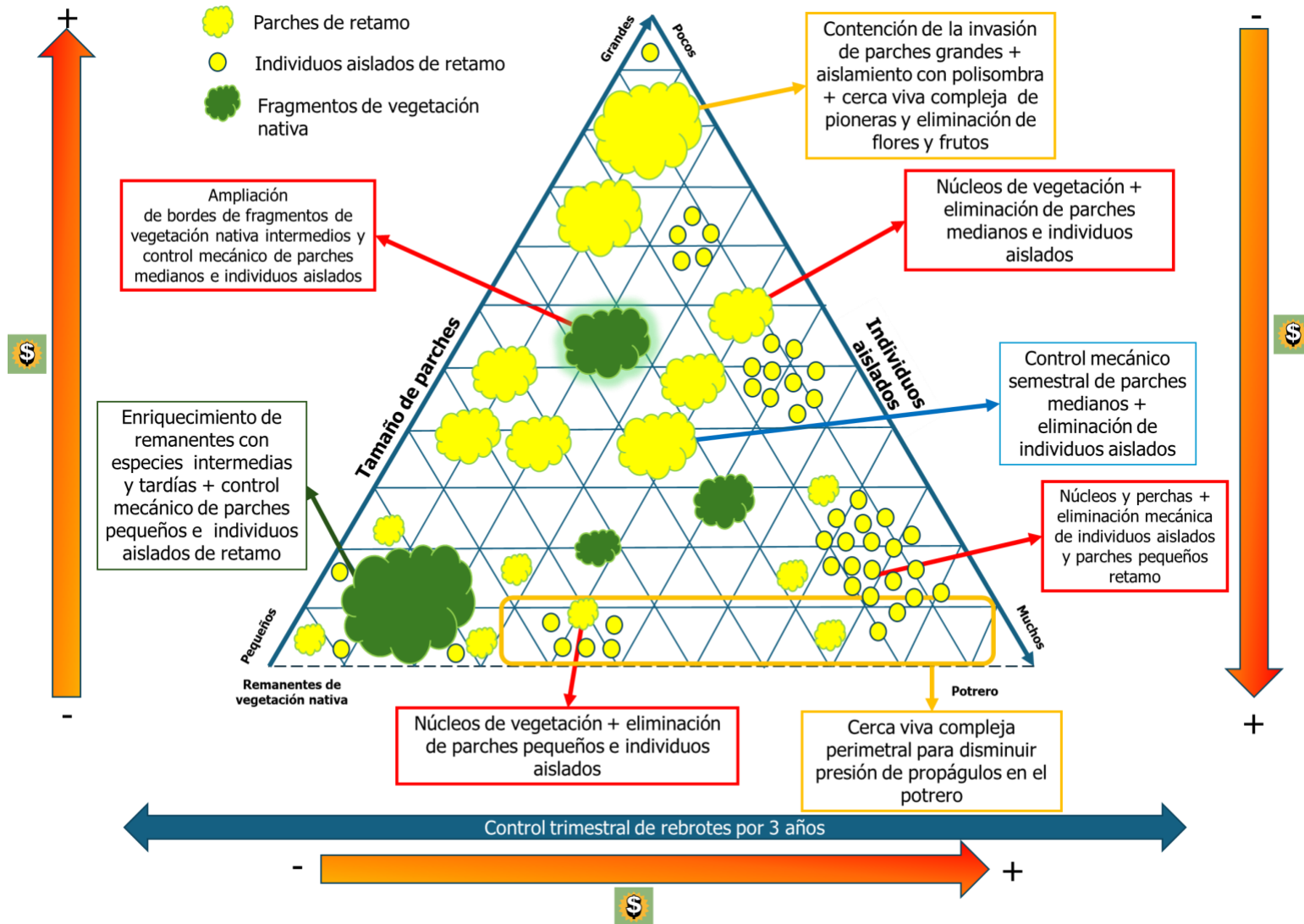


Figura 16 Diagrama ternario que representa los escenarios de restauración identificados al interior del área de estudio

A partir de lo anterior, se definieron cinco estrategias de rehabilitación ecológica orientadas a manejar tanto la invasividad de *U. europaeus* como la invasión del ecosistema. 1) Ampliación de fragmentos medianos de vegetación nativa, que presentan un mayor efecto de borde con el fin de evitar que individuos aislados y parches pequeños y medianos de *U. europaeus* invadan estas áreas; 2) Conformación de núcleos de especies nativas pioneras/intermedias en las áreas abiertas e instalación de perchas artificiales para la avifauna, con el fin de aumentar la presión de propágulos de especies nativas y la eliminación mecánica de individuos aislados y parches pequeños de retamo; 3) Cerca viva compleja perimetral, con la siembra de especies pioneras/intermedias, con el fin de mitigar la presión de propágulos de *U. europaeus* provenientes de predios vecinos; 4) Acciones de contención y aislamiento de parches grandes con polisombra verde, así como la implementación de una cerca; viva compleja con especies pioneras y eliminación de estructuras reproductivas (flores y frutos), 5) Enriquecimiento de fragmentos de vegetación nativa con especies intermedias y tardías de bosque altoandino para redirigir la trayectoria sucesional hacia este ecosistema e incrementar su resiliencia. En la Tabla 3, se relacionan los escenarios planteados, las estrategias de rehabilitación propuestas y otros elementos clave para la sostenibilidad de las intervenciones.

En el material suplementario – Anexo 3, se puede observar el área de estudio, los escenarios de restauración y las estrategias de rehabilitación ecológica propuestas para cada uno de estos.

Tabla 3 Estrategias de rehabilitación ecológica propuestos

ESTRATEGIAS DE REHABILITACIÓN ECOLÓGICA					
	Enriquecimiento con siembra de especies nativas	Nucleación + instalación de perchas para avifauna	Ampliación del borde con especies conectivas	Cerca viva compleja perimetral	Aislamiento con polisoma + barrera viva + control reproductivo
Escenarios de restauración	Fragmentos de vegetación nativa	Áreas abiertas con dominancia de pastos e individuos aislados o parches pequeños/medianos de <i>U. europaeus</i>	Bordes de bosque nativo	Linderos del predio expuestos a presión externa	Parches consolidados de retamo espinoso
Barreras bióticas	<ul style="list-style-type: none"> - Baja diversidad estructural en el sotobosque - Aislamiento funcional de los parches - Presencia de especies de páramo y subpáramo - Baja presencia de fauna dispersora y polinizadora 	<ul style="list-style-type: none"> - Alta densidad de individuos aislados de <i>U. europaeus</i> - Presión de recolonización - Competencia con gramíneas exóticas (p. ej. kikuyo) 	<ul style="list-style-type: none"> - Alta presión de rebrote de <i>U. europaeus</i> - Disminución de especies nativas tolerantes a sombra - Dispersión de <i>U. europaeus</i> desde zonas contiguas 	<ul style="list-style-type: none"> - Alta dispersión de semillas de retamo por caminos y animales - Introducción recurrente de propágulos por dispersión en saltos - Presencia de otras especies ruderales invasoras 	<ul style="list-style-type: none"> - Alta densidad y cobertura de retamo - Banco de semillas persistente - Ausencia de especies nativas - Ausencia de dispersores funcionales
Barreras abióticas	<ul style="list-style-type: none"> - Suelos con posible compactación superficial - Alta exposición en bordes - Microclima alterado por efecto de borde 	<ul style="list-style-type: none"> - Suelo compactado - Baja fertilidad - Alta radiación solar y escasa sombra para regeneración natural 	<ul style="list-style-type: none"> - Alteración microclimática (efecto de borde) - Posible escorrentía superficial y erosión 	<ul style="list-style-type: none"> - Compactación extrema del suelo - Baja retención de humedad 	<ul style="list-style-type: none"> - Sombra densa que impide regeneración - Alteración profunda del suelo - Acumulación de materia seca inflamable
Objetivo de la rehabilitación	Incrementar la diversidad de especies sucesionales avanzadas de bosque alto andino y la representatividad de estratos arbóreos	Sustituir la matriz de pastos con parches de vegetación producto de la nucleación y facilitar la llegada de propágulos de vegetación nativa	Fortalecer la conectividad estructural y funcional entre fragmentos de bosque nativo mediante la ampliación del borde con especies nativas que faciliten el flujo de fauna y flora, reduzcan el efecto de borde y mejoren la resiliencia del ecosistema frente a especies invasoras	Disminuir presión de propágulos desde predios externos	Confinar el retamo y reducir dispersión de semillas
Especies	Intermedias/tardías	Pioneras/intermedias	Pioneras/intermedias	Pioneras/intermedias	Pioneras/intermedias
Control de gramíneas e invasoras	Manejo y control de individuos aislados de retamo	Eliminación de pastos + sombreado con pioneras + control trimestral de plántulas de retamo espinoso	Eliminación manual selectiva de individuos aislados y parches pequeños y medianos de retamo espinoso	Eliminación manual selectiva de individuos aislados y parches pequeños y medianos de retamo espinoso	Eliminación manual selectiva de individuos aislados y parches pequeños y medianos de retamo espinoso

4. Discusión

En esta investigación se describen los patrones espaciales y temporales de la invasión por *U. europaeus* en la cuenca alta del río Teusacá, dentro de un predio que actualmente permanece en conservación para el recurso hídrico dentro de una matriz de uso agropecuario. Estos patrones tienen implicaciones ecológicas y operativas para su control y manejo, ya que conocer la magnitud de la invasión y los patrones temporales y espaciales de su expansión, permite definir escenarios de manejo, diferenciados; así como la necesidad de enfoques adaptativos basados en el contexto local. La construcción de un diagrama ternario fundamentado en criterios ecológicos y espaciales (como el tamaño de parches, número de individuos y estructura vertical de la vegetación) representa un aporte metodológico relevante, que ayuda a identificar posibles barreras bióticas y abióticas para la regeneración natural, ayuda a definir escenarios de restauración y consecuentemente las estrategias de intervención. Esta herramienta no solo facilita la priorización de áreas de intervención, sino que también puede ser replicada y adaptada a otros paisajes andinos del país que enfrentan presiones similares por especies invasoras. En este sentido, los resultados obtenidos no solo amplían la comprensión de los procesos de invasión en ecosistemas de alta montaña, sino que también ofrecen lineamientos técnicos concretos para apoyar la toma de decisiones en escenarios de restauración o rehabilitación ecológica y conservación a múltiples escalas, contribuyendo así a la gestión territorial basada en evidencia.

4.1. Análisis de la invasión de *U. europaeus*

Patrones temporales y espaciales de la invasión de *U. europaeus*

La invasión de *U. europaeus* en los Cerros Orientales de Bogotá, y particularmente en la cuenca alta del río Teusacá, evidencia un patrón de expansión progresiva y sostenida, impulsado por una combinación de factores antrópicos (como el uso histórico del suelo, la fragmentación del paisaje, la conectividad vial y el abandono de actividades agropecuarias) que incrementan la invasibilidad del ecosistema, y atributos ecológicos y de historia de vida de la especie (como su alta capacidad de dispersión, rápido crecimiento, tolerancia a condiciones adversas, capacidad de fijación de nitrógeno, baja susceptibilidad a plagas, persistencia de propágulos y formación de bancos de semillas persistentes) que explican su alta invasividad (León Cordero et al., 2016; Broadfield & McHenry, 2019; Roberts & Florentine, 2021). Este comportamiento concuerda con el modelo de invasión propuesto por Pyšek & Hulme (2005), que describe una combinación de dispersión local

lenta con eventos de largo alcance facilitados por vectores como el ganado, los vehículos y el tránsito humano.

En este contexto, la introducción inicial de *U. europaeus* en Bogotá a principios del siglo XX, seguida por su propagación acelerada en la década de 1930 asociada al uso como cercado en infraestructuras de la EAAB (embalses La Regadera y Chisacá y posiblemente en la PTAP Vitelma - comunicación personal con el profesor Orlando Vargas), sugiere un proceso de colonización gradual reforzado por factores como el tránsito sobre las vías Bogotá – Choachí, Verjones - Patios y la movilidad de actores rurales por la red de caminos ancestrales. Registros como la colecta de 2002 en la Vereda Verjón Alto, a 3 100 m s. n. m., en el Páramo de la Cumbre, evidencian la expansión altitudinal de la especie y su establecimiento en zonas de alta montaña, coincidiendo con lo encontrado por Ángel-Vallejo et al. (2024) en la cordillera Central. La trayectoria espacio-temporal observada en la cuenca alta del Teusacá supone que la invasión responde tanto a la dinámica de expansión desde focos locales como al establecimiento en lugares distantes a través de mecanismos de dispersión secundaria. La expansión documentada del 433% entre 2016 y 2025 en el área de estudio refuerza esta interpretación, y pone de manifiesto que la ausencia de manejo activo y la presencia de potreros abandonados con escasa cobertura nativa han facilitado su avance. Este patrón concuerda con lo reportado en Islas Canarias, Chile y Brasil, donde la presión antropogénica, el cambio de uso del suelo asociado a la transición de actividades agropecuarias hacia la conservación, la pérdida de cobertura vegetal, el déficit hídrico y la densificación de vías de acceso son considerados los principales impulsores de la expansión de especies invasoras como *U. europaeus* (Altamirano et al., 2016; Guido et al., 2016; Da Re et al., 2024).

Evolución histórica de la invasión y efectos de la falta de manejo

El análisis histórico de la presencia de *U. europaeus* en el predio muestra una expansión significativa posterior a 2015, acelerada tras la adquisición del terreno por parte de la EAAB en 2021. La suspensión de actividades agropecuarias sin la implementación de medidas de manejo permitió una rápida colonización que, en menos de una década, alcanzó el 85% de los cuadrantes analizados (Figura 4). Este fenómeno ha sido documentado en otras regiones donde el abandono de tierras agrícolas facilitó la expansión de *U. europaeus*, así como el impacto sobre la vegetación nativa (Da Re et al., 2024). Estudios recientes advierten sobre los efectos de esta especie en la calidad del agua, ya que su presencia dominante en una cuenca puede incrementar los niveles de

nitratos, inducir procesos de eutrofización y reducir la concentración de oxígeno disuelto, afectando la integridad ecológica del sistema hídrico (Smith et al., 1999; United Nations, 2017; Stewart et al., 2019). Esta situación resalta la importancia de acompañar la adquisición de predios con estrategias integrales de restauración que puedan mejorar la capacidad de respuesta de los ecosistemas nativos a las especies invasoras mediante la recuperación de los atributos del ecosistema (Hobbs et al., 2009).

Patrones de dispersión y recomendaciones para el control

El análisis de alta resolución temporal (2024–2025) permite identificar una transición clara de una fase de establecimiento a una de expansión acelerada, caracterizada por el incremento en el número de parches y la aparición de unidades muy grandes (>803 m²). Este patrón responde a mecanismos de dispersión tanto de corto alcance, desde focos iniciales, como de largo alcance, responsables de nuevos núcleos aislados (Cannas et al., 2003), tal como lo evidenciaron León & Vargas (2009) en otros sectores de Bogotá. La coexistencia de parches pequeños y grandes sugiere un proceso de consolidación poblacional que puede intensificarse en ausencia de control, como se ha observado en predios de conservación sin manejo activo. En este escenario, se hace urgente incorporar estudios demográficos que permitan estimar tasas de natalidad, mortalidad y crecimiento poblacional, información clave para anticipar escenarios de invasión y orientar estrategias de manejo costo-efectivas (Rejmánek, 2000, Buckley et al., 2005). La demografía, además, permite identificar etapas críticas del ciclo de vida donde las intervenciones tienen mayor impacto, mejorando la eficacia del control a largo plazo.

Proyecciones basadas en la tasa de expansión actual (433 % entre 2016 y 2025) indican que, en ausencia de control, *U. europaeus* podría colonizar completamente las áreas de pastos limpios en aproximadamente 39 años. Sin embargo, este proceso podría acelerarse: entre 2024 y 2025, bajo condiciones de conservación pasiva, se registró un aumento del 56,85 % en la cobertura (0,31 ha/año), cuadruplicando la tasa observada en el periodo anterior. Este comportamiento evidencia que la simple ausencia de perturbaciones humanas no es suficiente para frenar la invasión, y que, por el contrario, favorece una dinámica metapoblacional con parches pequeños y medianos actuando como focos de dispersión activa (Rees & Paynter, 1997). Este patrón espacial refleja una fase temprana de consolidación poblacional, donde los núcleos satélites podrían fusionarse y acelerar aún más la expansión.

Experiencias documentadas en Nueva Zelanda, Islas Canarias y Chile confirman que la falta de manejo oportuno facilita que *U. europaeus* transforme rápidamente hábitats naturales y agrícolas, incrementando los costos de restauración y generando impactos severos en la biodiversidad, el régimen de incendios y la funcionalidad ecosistémica (Lee et al., 1986; Altamirano et al., 2016; Da Re et al., 2024; González-Montelongo et al., 2024). Moody & Mack (1988) destacan que los focos satélites deben ser intervenidos tempranamente, ya que su crecimiento no controlado dificulta su erradicación. Por tanto, las proyecciones de expansión deben ser incorporadas como herramienta clave para la planificación preventiva, priorización de áreas de intervención y asignación eficiente de recursos, especialmente en paisajes estratégicos como la cuenca alta del río Teusacá, donde la presión por especies invasoras puede comprometer los objetivos de conservación a largo plazo.

4.2. Caracterización biótica

Fragmento de vegetación nativa

Los resultados obtenidos en la caracterización florística del fragmento de 1,26 hectáreas evidencian una notable heterogeneidad en la composición vegetal, con una mezcla de especies propias de páramo, subpáramo y bosque altoandino. Esta superposición de elementos florísticos de distintos pisos altitudinales es característica de los gradientes ecológicos presentes en la sabana de Bogotá y sus alrededores (Van der Hammen & Gonzalez, 1963). Estos resultados coinciden con lo reportado por Aguilar-Garavito (2010), quien documentó 56 especies pertenecientes a 18 familias botánicas en un relicto de vegetación ubicado en la Serranía del Zuque, también en los Cerros Orientales. De igual manera, la composición de especies del área de estudio se asemeja a las reportadas por Cortés (2003), para bosques secundarios andinos bajos de los cerros de Bogotá. Así mismo, Beltrán-G & Barrera-Cataño (2014), reportaron 36 familias y 65 especies en la caracterización de una invasión de *U. europaeus* de aproximadamente 20 años en bosques altoandinos ubicados en el embalse de La Regadera, al sur de la ciudad de Bogotá, como herramienta para la implementación de acciones de restauración ecológica.

Pese a que la Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá fue declarada hace cerca de medio siglo, la cuenca alta del río Teusacá muestra procesos de transformación profunda con una clara tendencia a la paramización: ocupación gradual de las zonas de bosque altoandino por formaciones características de páramo. Esto ha sido documentado tanto en Colombia como en los Andes en general. Moscol Olivera & Cleef (2009) describen cómo las comunidades arbóreas ceden

terreno a pajonales y frailejonales en áreas relativamente alteradas, mientras que Olaya Angarita (2019) identifican los frailejonales como los componentes vegetacionales dominantes en ecosistemas altoandinos perturbados. En el contexto específico de la vereda Verjón Alto, investigaciones de Lozano (2007), Carreño (2012) y Morales et al. (2007), señalan que tanto la ganadería extensiva como la fragmentación forestal han favorecido la expansión de unidades vegetacionales de páramo, respaldando la hipótesis de que los bosques han sido desplazados altitudinalmente por vegetación de páramo más adaptada a condiciones abiertas y perturbadas. Este cambio no solo genera implicaciones significativas en términos de conectividad y estructura paisajística, sino que también plantea desafíos para la restauración o rehabilitación ecológica, al requerir estrategias específicas que consideren la evolución de estas transiciones ecosistémicas.

De acuerdo con lo anterior, a continuación, se presentan los escenarios de restauración identificados y las estrategias de rehabilitación ecológica propuestas, orientadas a redirigir la trayectoria sucesional hacia formaciones propias de bosques altoandinos, evitando procesos de paramización y la expansión de *U. europaeus* sobre los fragmentos de vegetación nativa. Esta orientación es clave si se considera que muchos de estos fragmentos presentan reducida extensión y alto efecto de borde, condiciones que aumentan su vulnerabilidad a la invasión por especies exóticas, especialmente aquellas con alta capacidad de dispersión y colonización como el retamo espinoso (Murcia, 1995; Cramer et al., 2008)

4.1. Definición de escenarios de restauración

Diagrama ternario para la identificación y priorización de estrategias de rehabilitación ecológica

El diagrama ternario desarrollado constituye una herramienta innovadora para la gestión adaptativa de *U. europaeus*, al integrar visualmente tres gradientes ecológicos clave identificados en el área de estudio: (i) el tamaño de los parches invasores (de pequeños a grandes), indica una gradiente de consolidación de la invasión, que a su vez se relaciona con la capacidad de producir propágulos y almacenar estos en el suelo (ii) la densidad de individuos aislados (de pocos a muchos), es un gradiente que muestra los focos satélite y la prioridad para su control y (iii) un gradiente estructural que va desde potreros abiertos hacia fragmentos de vegetación nativa, es un gradiente que muestra la resistencia de la matriz a las acciones de restauración y la necesidad de aumentar la presión de propágulos de especies nativas allí. Esta representación permite identificar y clasificar con precisión distintos escenarios de invasión, lo que a su vez facilita la definición de estrategias

específicas de intervención orientadas a reducir tanto la invasividad de la especie (relacionados con los rasgos de historia de vida de la especie que facilitan su invasión) como la invasibilidad del ecosistema (es decir la vulnerabilidad de este a la invasión por especies invasoras). Su valor radica en la capacidad de traducir información espacial compleja en una herramienta de planificación clara, útil para tomadores de decisiones al momento de priorizar acciones en función del contexto ecológico. Por ejemplo, mientras los parches grandes requieren medidas de contención física y control reproductivo, en áreas con individuos dispersos se pueden implementar acciones menos intensivas como el control manual, la nucleación con la siembra de especies pioneras/intermedias que generen sombra al retamo (Díaz-Espinosa & Vargas, 2009; León & Vargas, 2009) y la instalación de perchas para avifauna, optimizando el uso de recursos financieros y técnicos, como lo sugieren Rejmánek & Pitcairn (2002) y Pyšek & Richardson (2010) en contextos similares de manejo adaptativo de especies invasoras.

Adicionalmente, el diagrama integra el componente temporal mediante la inclusión transversal de una estrategia de control de rebrotes cada tres meses durante tres años, aspecto clave para evitar la recolonización por parte de *U. europaeus* dada su alta capacidad de rebrote y persistencia de su banco de semillas (Rees & Hill, 2001; Ríos, 2005). Este control sostenido responde a recomendaciones de manejo basadas en el ciclo de vida de especies invasoras, donde intervenciones puntuales son insuficientes sin un seguimiento prolongado (Buckley et al., 2004; Simberloff et al., 2013). Cada vértice del triángulo representa un extremo de los gradientes ecológicos mencionados, mientras que los puntos dentro del triángulo simbolizan combinaciones intermedias observadas en el campo. Esta representación no solo facilita la identificación de patrones espaciales complejos de invasión, sino que también apoya la implementación de estrategias diferenciadas de restauración y control según el contexto ecológico de cada unidad de manejo, tal como se ha propuesto en enfoques basados en paisajes heterogéneos (Chazdon, 2008).

Escenarios y estrategias para la rehabilitación ecológica

De acuerdo con lo planteado por Hess et al. (2019) “*Más especies nativas, menos invasoras*” se resalta la importancia de promover comunidades vegetales diversas y funcionalmente estructuradas como estrategia clave en la rehabilitación ecológica del área de estudio respondiendo a distintos niveles de intervención y estados de alteración del ecosistema, sustentados en principios

ampliamente reconocidos en la literatura científica. A continuación, se presentan las estrategias de rehabilitación priorizadas ordenadas de mayor a menor prioridad:

- 1) La ampliación del borde con especies nativas permite amortiguar las condiciones extremas generadas en los bordes (como cambios en temperatura, humedad y luz) que afectan la regeneración natural y la estabilidad de los fragmentos de vegetación. Además, fortalece la conectividad funcional del paisaje al facilitar el desplazamiento de fauna y el flujo de propágulos entre parches, lo cual es esencial para mantener procesos ecológicos clave y asegurar la viabilidad de las poblaciones a largo plazo. Diversos estudios, como el de Chen et al., (2023), han señalado que esta estrategia contribuye directamente a reducir la vulnerabilidad de los ecosistemas fragmentados y a aumentar su resiliencia frente a perturbaciones como las invasiones biológicas y el cambio climático.
- 2) La nucleación, complementada con la instalación de perchas para avifauna, tiene como objetivo incrementar la presión de propágulos nativos en el paisaje, favoreciendo así la competencia ecológica con *U. europaeus*, considerando que este presenta una producción continua de flores y frutos durante todo el año, lo que contribuye a la formación de bancos de semillas densos, con registros superiores a 10.000 semillas por metro cuadrado (León Cordero et al., 2016; Cárdenas-Cárdenas & Cortés-Peréz, 2023). Al atraer aves frugívoras mediante perchas artificiales, se busca facilitar la dispersión secundaria de semillas de especies nativas, potenciando procesos de regeneración natural y alterando la dominancia de especies invasoras, como lo han demostrado Holl (1998) y Vargas et al. (2008) en contextos similares de restauración ecológica asistida. Esta estrategia concuerda con lo propuesto por Benayas et al. (2008), quienes plantean la siembra de “*islotos forestales*” como una alternativa efectiva para promover la restauración ecológica en paisajes agrícolas altamente transformados. Este enfoque resulta particularmente pertinente en el contexto del área de estudio, donde la red de predios adquiridos por la Empresa de Acueducto de Bogotá para la conservación de recursos hídricos se encuentra inmersa en una matriz predominantemente agrícola, caracterizada por una baja cobertura de vegetación nativa remanente y una elevada presión antrópica, especialmente en zonas de baja productividad (Carreño, 2012). De manera complementaria, Díaz-Triana et al. (2023), destacan que la nucleación facilita la formación de microhábitats que promueven la regeneración natural y

estimulan interacciones ecológicas clave, lo que potencia los procesos sucesionales en ecosistemas degradados.

- 3) Cerca viva compleja perimetral, representa una estrategia eficaz para mitigar la presión de propágulos de *U. europaeus* provenientes de predios vecinos. Este tipo de barrera biológica no solo actúa como un filtro físico que reduce la entrada de semillas dispersadas por viento, animales o agua, sino que también contribuye a restaurar gradualmente la estructura y funcionalidad ecológica del borde del ecosistema. La selección de especies pioneras nativas permite una rápida cobertura del suelo, reduce la erosión, mejora la calidad del hábitat y limita la disponibilidad de nichos para el establecimiento de especies invasoras (Holl et al., 2000; Padilla & Pugnaire, 2006). Además, al establecer un borde funcional con alta densidad vegetal y diversidad estructural, se genera un microambiente menos favorable para la germinación y expansión del retamo espinoso, y se promueve la conectividad ecológica entre fragmentos (Benayas et al., 2008; Chazdon, 2008)
- 4) Para áreas bajo alta presión de propágulos, se recomienda el aislamiento mediante polisombra, complementado con barreras vivas y control reproductivo de *U. europaeus*, siguiendo enfoques de manejo integrado que combinan exclusión física y reducción de la capacidad reproductiva de la especie. Este enfoque ha sido respaldado por estudios como los de Hill et al. (2008) y Galappaththi et al. (2023) quienes destacan que el control efectivo requiere bloquear la dispersión de semillas y reducir la capacidad reproductiva de las plantas: mallas o barreras impiden el ingreso de propágulos, mientras que el des-floración o corte antes de la semilla reduce significativamente la densidad del banco de semillas en el suelo. Rees & Hill (2001) demostraron que los métodos que combinan exclusión física con reducción de producción de semillas, como el control manual antes de la fructificación, son los más eficientes a nivel poblacional, especialmente cuando se aplican en estadios tempranos de invasión.
- 5) El enriquecimiento con siembra de especies nativas en fragmentos de vegetación ya establecidos, como los presentes en la zona de estudio, constituye una estrategia clave para acelerar los procesos de sucesión ecológica hacia bosque alto andino y restablecer la estructura y funcionalidad del ecosistema. Esta intervención permite mejorar la oferta de hábitat para fauna silvestre y fortalecer la resiliencia del sistema frente a perturbaciones, incluidas las invasiones biológicas (Holl & Aide, 2011). Según Kassa et al. (2023), entre

las opciones de rehabilitación, una combinación de plantación asistida y de enriquecimiento podría ser la mejor estrategia para la rehabilitación de bosques naturales degradados.

De igual manera, la eliminación de parches pequeños y medianos de *U. europaeus* se justifica como una acción prioritaria dentro de la estrategia de rehabilitación ecológica, ya que estos núcleos actúan como focos satélites de dispersión que facilitan la expansión progresiva de la especie en el paisaje. Según Rejmánek & Pitcairn (2002) y Pyšek & Hulme (2005) el control temprano de estos focos secundarios es más eficiente y costo-efectivo que la intervención en parches consolidados, especialmente en estadios iniciales de invasión. Además, su remoción contribuye a reducir el banco de semillas en el suelo y a limitar la recolonización de áreas intervenidas, permitiendo redirigir la sucesión ecológica hacia comunidades nativas más estables y resilientes. Esta medida, por tanto, no solo contiene la propagación de *U. europaeus*, sino que también abre oportunidades para procesos de regeneración natural o asistida.

Los resultados de nuestra investigación contribuyen a una comprensión más profunda de la dinámica espacial y temporal de la invasión de *U. europaeus* en la cuenca alta del río Teusacá, ofreciendo información valiosa sobre la posible ruta de llegada al área de estudio y posiblemente a Bogotá D.C. Estos hallazgos no solo amplían nuestro conocimiento sobre la especie, sino que también aportan insumos técnicos y espaciales que orienten decisiones de conservación basadas en evidencia, y promuevan una gestión más efectiva del territorio frente a esta especie invasora de alto riesgo

5. Conclusiones

- Los resultados de esta investigación evidencian la importancia de contar con estrategias de rehabilitación ecológica específicas para predios adquiridos en el marco de la inversión forzosa de no menos del 1 %, particularmente en ecosistemas estratégicos como el bosque altoandino. Si bien la compra de tierras constituye un avance significativo en la protección de la oferta hídrica y la conservación de la biodiversidad, su eficacia depende en gran medida de la implementación posterior de acciones de manejo y restauración. La falta de intervención oportuna no solo compromete los objetivos de conservación hídrica, sino que, como lo evidencian múltiples estudios a nivel global, puede generar costos mucho más altos a futuro debido al avance de procesos de degradación como la invasión por especies

exóticas. En este sentido, se hace un llamado a las empresas responsables de este tipo de adquisiciones (particularmente aquellas del sector público y privado vinculadas al manejo del recurso hídrico) a destinar recursos no solo para la compra, sino también para el diseño e implementación de planes de restauración o rehabilitación ecológica efectivos. Solo así será posible garantizar que estas inversiones contribuyan realmente a la sostenibilidad ecológica y al cumplimiento de los fines para los cuales fueron concebidas.

- Los enfoques de gestión eficaces frente a la expansión de especies invasoras como *U. europaeus* deben ir más allá de acciones aisladas, priorizando la mitigación de los impactos antropogénicos (como la fragmentación del hábitat y la conectividad vial) que facilitan su propagación. Para ello, resulta fundamental adoptar estrategias integradas que articulen acciones de restauración ecológica, educación ambiental para la prevención, el control, la planificación territorial y el monitoreo continuo.

6. Recomendaciones

- Se considera prioritario desarrollar investigaciones enfocadas en las interacciones ecológicas derivadas de la presencia de *U. europaeus*, con el objetivo de prevenir efectos no deseados sobre la biodiversidad nativa y orientar adecuadamente las acciones de manejo.
- Se recomienda adelantar estudios sobre los rasgos funcionales de especies nativas que permitan enfrentar eficazmente las invasiones de *U. europaeus*. Estos estudios facilitarán la selección de especies con características que favorezcan la competencia por recursos, la rápida cobertura del suelo y la resistencia a la reinvasión, contribuyendo a la estabilización y recuperación del ecosistema..
- Sumado a lo anterior es importante promover investigaciones orientadas a identificar qué especies nativas son capaces de tolerar los legados del suelo generados por *Ulex europaeus*. Comprender estas dinámicas permitirá diseñar estrategias de rehabilitación más efectivas, seleccionando especies con mayor probabilidad de éxito en su establecimiento y desarrollo.
- Asimismo, la participación de las comunidades locales debe entenderse como un componente clave del éxito a largo plazo, ya que su involucramiento no solo potencia la apropiación social de los procesos de conservación, sino que también permite desarrollar mecanismos de vigilancia, educación ambiental y corresponsabilidad en el cuidado del territorio. En este sentido, una gestión ecosistémica y participativa representa no solo una

alternativa más costo-efectiva, sino una vía necesaria para garantizar la resiliencia de los paisajes estratégicos ante amenazas como la invasión biológica.

7. Agradecimientos

Deseo expresar mi más profundo agradecimiento a mi esposa, Adriana Barrero Parra, por su amor incondicional, su apoyo constante y su paciencia infinita a lo largo de este proceso. Su compañía ha sido fundamental para culminar este trabajo. A nuestra hija Emilia, que viene en camino, le dedico también este logro, porque ella ya es nuestro mayor regalo de vida y una fuente inmensa de inspiración para seguir construyendo un futuro lleno de propósito, amor y compromiso con la naturaleza.

Con especial gratitud y amor eterno, dedico estas líneas a mi madre, quien ya no me acompaña físicamente, pero cuya presencia y fuerza me guían todos los días. Su ejemplo, sus enseñanzas y su amor incondicional han sido luz y motor en cada paso de este camino.

A mi familia y amigos, gracias por su confianza, palabras de aliento y compañía en los momentos más exigentes. A mis compañeros de camino, por compartir conocimientos, dudas y aprendizajes que enriquecieron esta experiencia académica.

Agradezco profundamente a la directora de este trabajo de grado, Adriana M. Diaz Espinosa, por su guía rigurosa, compromiso académico y generoso acompañamiento desde el inicio hasta la culminación del proyecto. Asimismo, a la codirectora Natalia Aguirre Acosta, por sus valiosos aportes técnicos y reflexivos, que fortalecieron tanto la investigación como mi formación profesional.

A Enoc Sánchez, por su valioso apoyo en la determinación taxonómica de las especies identificadas en el fragmento de vegetación nativa, así como por sus generosas enseñanzas en temas de propagación y restauración ecológica, que enriquecieron significativamente este trabajo.

A Luis Adrián Rivera y William Pinto, por su acompañamiento y asistencia técnica durante las salidas cartográficas, contribuyendo al levantamiento y análisis espacial del área de estudio.

A Luis Moreno por el acompañamiento en campo.

A los evaluadores por sus aportes para mejorar este manuscrito. En especial, al profé Orlando Vargas, por su valiosa compañía durante el trabajo de campo y por sus comentarios reflexivos, que no solo enriquecieron el análisis, sino que fueron fundamentales para consolidar el enfoque y la

estructura final del documento. Su mirada crítica y compromiso con el territorio aportaron una perspectiva integral que fortaleció significativamente esta investigación.

Este trabajo es también resultado de cada persona que creyó en la importancia de comprender y enfrentar la invasión del retamo espinoso en los ecosistemas altoandinos.

8. Literatura citada

- Aguilar-Garavito, M. (2010). *Restauración ecológica de áreas afectadas por Ulex europaeus, Serranía El Zuque, Reserva Forestal Protectora Bosque Oriental de Bogotá, localidad 4 San Cristóbal*. Universidad de Alcalá.
- Altamirano, A., Cely, J. P., Etter, A., Miranda, A., Fuentes-Ramirez, A., Acevedo, P., Salas, C., & Vargas, R. (2016). The invasive species *Ulex europaeus* (Fabaceae) shows high dynamism in a fragmented landscape of south-central Chile. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(8). <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5498-6>
- Ana María, M., & Angie Catalina, R. (2023). *Caracterización de la diversidad de plantas asociadas a ulex Europaeus presente en la Reserva Umbral Cultural Horizontes*.
- Ángel-Vallejo, M. C., Aguirre-Acosta, N., Rodríguez-Rey, G. T., García-Marín, E. J., Álvarez-Mejía, L. M., & Feuillet-Hurtado, C. (2024). Distribution models in invasive plants with climatic niche expansion: a case study of *Ulex europaeus* L. in Colombian Andes. *Biological Invasions*, 26(6), 1919-1930. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03285-7>
- Avella-M., A., Torres-R., S., Gómez-A., W., & Pardo-P., M. (2014). Los páramos y bosques altoandinos del pantano de Monquentiva o pantano de Martos (Guatavita, Cundinamarca, Colombia): caracterización ecológica y estado de conservación. *Biota Colombiana*, 15(1).
- Baret, S., Rouget, M., Richardson, D. M., Lavergne, C., Egoh, B., Dupont, J., & Strasberg, D. (2006). Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Réunion (Indian Ocean, Mascarene islands). *Austral Ecology*, 31(6). <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01636.x>
- Barrera-Cataño, J. I. (2010). *Estrategias de restauración ecológica del bosque alto andino, afectado por diferentes tipos de disturbios, en los alrededores de Bogotá-Colombia*. [Tesis Doctoral]. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, 12(4). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0623>

- Beltrán-G, H. E., & Barrera-Cataño, J. I. (2014). Caracterización de invasiones de *Ulex europaeus* L. de diferentes edades como herramienta para la restauración ecológica de bosques altoandinos, Colombia. *Biota Colombiana*, 15(2).
- Benayas, J. M. R., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336. <https://doi.org/10.1890/070057>
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. En *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 26, Número 7). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Broadfield, N., & McHenry, M. T. (2019). A World of Gorse: Persistence of *Ulex europaeus* in Managed Landscapes. *Plants*, 8(11), 523. <https://doi.org/10.3390/plants8110523>
- Buckley, Y. M., Brockerhoff, E., Langer, L., Ledgard, N., North, H., & Rees, M. (2005). Slowing down a pine invasion despite uncertainty in demography and dispersal. *Journal of Applied Ecology*, 42(6). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01100.x>
- Buckley, Y. M., Rees, M., Paynter, Q., & Lonsdale, M. (2004). Modelling integrated weed management of an invasive shrub in tropical Australia. *Journal of Applied Ecology*, 41(3). <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00909.x>
- Cabrera, M., & Ramírez, W. (2014). Restauración Ecológica de los páramos de Colombia: Transformación y herramientas para su conservación. En *Restauración Ecológica de los páramos de Colombia: Transformación y herramientas para su conservación*.
- Cannas, S. a, Marco, D. E., Páez, S. a, Montemurro, M. a, & Montemurro, a. (2003). Modelado de invasiones biológicas: dinámica poblacional y formación de patrones espaciales. *Procesos Biofísicos Complejos*.
- Cano, I. J., & Zamudio, N. (2006). Recuperar lo nuestro - Una experiencia de Restauración Ecológica con participación comunitaria en predios del Embalse de Chisacá, Localidad de Usme, Bogotá D.C. *Universidad Nacional de Colombia*.

CAR. (2016). *MODIFICACIÓN AL PLAN DE MANEJO RESERVA FORESTAL PROTECTORA BOSQUE ORIENTAL DE BOGOTÁ*.

Cárdenas, J., Baptiste, P., Ramirez, W., & Aguilar-garavito, M. (2015). Herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia. En *Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia*.

Cárdenas-Arévalo, G., & Vargas-Ríos, O. (2008). Rasgos de historia de vida de especies en una comunidad vegetal alterada en un páramo húmedo (parque nacional natural Chingaza). *Caldasia*, 30(2).

Cárdenas-Cárdenas, M. A., & Cortés-Peréz, F. (2023). Historia de vida de *Ulex europaeus* y acciones de gestión para controlar su invasión. *Actualidades Biológicas*, 45(119). <https://doi.org/10.17533/udea.acbi/v45n119a03>

Carreño, L. (2012a). *Reconstrucción histórica e interpretación de los procesos de transformación en el uso y manejo del paisaje en la cuenca alta del Río Teusacá. Bogotá, Cundinamarca últimos cuarenta años (1970-presente)*. PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA.

Carreño, L. (2012b). *RECONSTRUCCIÓN HISTÓRICA E INTERPRETACIÓN DE LOS PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN EN EL USO Y MANEJO DEL PAISAJE EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO TEUSACÁ. BOGOTÁ, CUNDINAMARCA*. Pontificia universidad Javeriana.

Castro-Díez, P., Vaz, A. S., Silva, J. S., van Loo, M., Alonso, Á., Aponte, C., Bayón, Á., Bellingham, P. J., Chiuffo, M. C., DiManno, N., Julian, K., Kandert, S., La Porta, N., Marchante, H., Maule, H. G., Mayfield, M. M., Metcalfe, D., Monteverdi, M. C., Núñez, M. A., ... Godoy, O. (2019). Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews*, 94(4). <https://doi.org/10.1111/brv.12511>

Chazdon, R. L. (2008). Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. En *Science* (Vol. 320, Número 5882). <https://doi.org/10.1126/science.1155365>

Chazdon, R. L. (2014). *Second Growth*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>

- Chen, S., Wu, S., & Ma, M. (2023). Ecological restoration programs reduced forest fragmentation by stimulating forest expansion. *Ecological Indicators*, 154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110855>
- Clements, D. R., Peterson, D. J., & Prasad, R. (2001). The biology of Canadian weeds. 112. *Ulex europaeus* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 81(2). <https://doi.org/10.4141/P99-128>
- Cogollo Calderón, A. M., Velasco Linares, P., & Manosalva, L. (2020). Caracterización funcional de plantas y su utilidad en la selección de especies para la restauración ecológica de ecosistemas altoandinos. *Biota Colombiana*, 21(1). <https://doi.org/10.21068/c2020.v21n01a01>
- Consorcio Planeación Ecológico-Ecoforest. (2006). Elaboración del Diagnostico, Prospectiva y Formulación de la Cuenca Hidrográfica del río Bogotá Subcuenca del río Teusaca – 2120-13. *Elaboración del Diagnostico, Prospectiva y Formulación de la Cuenca Hidrográfica del río Bogotá Subcuenca del río Teusaca –2120-13*.
- Cordero, R. L., Torchelsen, F. P., Overbeck, G. E., & Anand, M. (2016). Analyzing the landscape characteristics promoting the establishment and spread of gorse (*Ulex europaeus*) along roadsides. *Ecosphere*, 7(3). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1201>
- Cortés, S. P. (2003). Estructura de la vegetación arbórea y arbustiva en el costado oriental de la serranía de Chía (Cundinamarca, Colombia). *Caldasia*, 25(1).
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J., & Standish, R. J. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. En *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 23, Número 2). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.005>
- Cuatrecasas, J. (1958). Aspectos de la vegetación natural de Colombia. En *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* (Vol. 10, Número 40).
- Da Re, D., Tordoni, E., Naranjo-Cigala, A., Padrón-Mederos, M. A., González, M., González-Montelongo, C., & Arévalo-Sierra, J. R. (2024). Assessing the impacts of land use and climate change on the distribution patterns of *Ulex europaeus* L. (Fabaceae) in the Canary Islands. *Biological Invasions*, 26(12), 4363-4379. <https://doi.org/10.1007/s10530-024-03452-w>

- D'Antonio, C. M., & Vitousek, P. M. (1992). Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23(1). <https://doi.org/10.1146/annurev.es.23.110192.000431>
- Díaz, A., & Vargas, O. (2009). Rasgos de historia de vida y ecología de las invasiones de *Ulex europaeus*. En *Restauración Ecológica en Zonas Invasidas por Retamo Espinoso y Plantaciones Forestales de Especies Exóticas* (pp. 59-67).
- Díaz-Espinosa, A. M., & Vargas, O. (2009). Efecto de la siembra de leguminosas herbáceas y arbustivas sobre el control en el establecimiento de la especie invasora *Ulex europaeus* L. (Fabaceae), en los alrededores de Chisacá (Localidad de Usme. Bogotá D.C.). En *Restauración Ecológica en zonas invadidas por Retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*.
- Díaz-Triana, J. E., Vargas-Ríos, O., & Rodríguez-Eraso, N. (2023). La nucleación: Una alternativa para la restauración ecológica de bosques neotropicales. *Ecología Austral*, 33(3). <https://doi.org/10.25260/ea.23.33.3.0.2134>
- FAO. (2024). Standards of practice to guide ecosystem restoration. En *Standards of practice to guide ecosystem restoration*. <https://doi.org/10.4060/cc9106en>
- Galappaththi, H. S. S. D., de Silva, W. A. P. P., & Clavijo McCormick, A. (2023). A mini-review on the impact of common gorse in its introduced ranges. En *Tropical Ecology* (Vol. 64, Número 1). <https://doi.org/10.1007/s42965-022-00239-9>
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., Hua, F., Echeverría, C., Gonzales, E., Shaw, N., Decler, K., & Dixon, K. W. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- García, N., Vargas, O., & Figueroa, Y. (2006). Los cerros de Bogotá y su flora. En *Los cerros de Bogotá y su Flora: El acueductor de Bogotá, Sus Reservas y Su Gestión ambiental*.
- Garnica, C., & Saldarriaga, S. (2015). *Diversidad funcional en un gradiente altitudinal del complejo de Páramos Sumapaz - Cruz Verde*.

- Gioria, M., Hulme, P. E., Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2023). Why Are Invasive Plants Successful? En *Annual Review of Plant Biology* (Vol. 74). <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-070522-071021>
- Gong, X., Chen, Y., Wang, T., Jiang, X., Hu, X., & Feng, J. (2020). Double-edged effects of climate change on plant invasions: Ecological niche modeling global distributions of two invasive alien plants. *Science of the Total Environment*, 740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139933>
- González-M, R., & López-Camacho, R. (2012). CATÁLOGO DE LAS PLANTAS VASCULARES DE RÁQUIRA (BOYACÁ), FLORA ANDINA EN UN ENCLAVE SECO DE COLOMBIA. *Colombia Forestal*, 15(1). <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2012.1.a02>
- González-Montelongo, C., Padrón-Mederos, M. A., Negrín-Pérez, Z., González, M., & Arévalo, J. R. (2024). Management Strategies for *Ulex europaeus* L. Control in a Native Plant Community in Tenerife, Canary Islands. *Agriculture*, 14(10), 1683. <https://doi.org/10.3390/agriculture14101683>
- Gränzig, T., Fassnacht, F. E., Kleinschmit, B., & Förster, M. (2021). Mapping the fractional coverage of the invasive shrub *Ulex europaeus* with multi-temporal Sentinel-2 imagery utilizing UAV orthoimages and a new spatial optimization approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 96. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102281>
- Guido, A., Vélez-Martin, E., Overbeck, G. E., & Pillar, V. D. (2016). Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. *Applied Vegetation Science*, 19(4). <https://doi.org/10.1111/avsc.12263>
- Hastings, A., Cuddington, K., Davies, K. F., Dugaw, C. J., Elmendorf, S., Freestone, A., Harrison, S., Holland, M., Lambrinos, J., Malvadkar, U., Melbourne, B. A., Moore, K., Taylor, C., & Thomson, D. (2005). The spatial spread of invasions: New developments in theory and evidence. En *Ecology Letters* (Vol. 8, Número 1). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00687.x>

- Hernández, L., Martínez- Fernández, J., Cañellas, I., & de la Cueva, A. V. (2014). Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of Acacia species in NW Spain. *Forest Ecology and Management*, 329. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.058>
- Hess, M. C. M., Mesléard, F., & Buisson, E. (2019). Priority effects: Emerging principles for invasive plant species management. En *Ecological Engineering* (Vol. 127). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.011>
- Hill, R. L., Ireson, J., Sheppard, A. W., Gourlay, A. H., Norambuena, H., Markin, G. P., Kwong, R., & Coombs, E. M. (2008). A global view of the future for biological control of gorse, *Ulex europaeus* L. . En *Proceedings of the XII International Symposium on Biological Control of Weeds, La Grande Motte, France, 22-27 April, 2007*. <https://doi.org/10.1079/9781845935061.0680>
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(11). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management*, 261(10). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8(4). <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2000.80049.x>
- Homeier, J., Werner, F. A., Gawlik, J., Peters, T., Diertl, K.-H. J., & Richter, M. (2013). *Plant Diversity and Its Relevance for the Provision of Ecosystem Services*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-38137-9_8
- IDU. (2009). *CONCLUIDA RECUPERACIÓN DE 11 KILÓMETROS DE LA VÍA QUE COMUNICA A BOGOTÁ CON CHOACHÍ*.
- IPBES. (2023). Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Environmental Indicators*.

- Jaimés, V., & Sarmiento, L. (2002). Regeneración de la vegetación de páramo después de un disturbio agrícola en la Cordillera Oriental de Colombia. *ECOTRÓPICOS, Sociedad Venezolana de Ecología*, 15(1).
- Jayasekara, D., Chandrasiri, P. H. S. P., Dharmarathne, W. D. S. C., Prabhath, M. C., & Mahaulpatha, W. A. D. (2021). Implications of invasive shrub gorse (*Ulex europaeus* L.) eradication programs in Horton Plains National Park, Sri Lanka: A case study from a tropical island. *Applied Ecology and Environmental Research*, 19(4). https://doi.org/10.15666/aer/1904_33233341
- Jenks, G. F. (1967). The data model concept in statistical mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7(1).
- Kannan, R., Shackleton, C. M., & Uma Shaanker, R. (2013). Reconstructing the history of introduction and spread of the invasive species, Lantana, at three spatial scales in India. *Biological Invasions*, 15(6). <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0365-z>
- Kassa, K., Gebeyehu, G., Bekele, T., & Abebe, S. (2023). Rehabilitation options for degraded secondary forests in Adiyodi district of Kaffa zone, Southwest Ethiopia. *Trees, Forests and People*, 12. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2023.100394>
- Lamas-Francis, D., Llovo-Taboada, J., Navarro, D., Touriño, R., & Rodríguez-Ares, T. (2023). Necrotizing scleritis due to *Hormoglyphiella aspergillata*. *European Journal of Ophthalmology*, 33(5). <https://doi.org/10.1177/11206721221118209>
- Lee, W. G., Allen, R. B., & Johnson, P. N. (1986). Succession and dynamics of gorse (*Ulex europaeus* L.) communities in the Dunedin Ecological District South Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*, 24(2). <https://doi.org/10.1080/0028825X.1986.10412678>
- León Cordero, R., Torchelsen, F. P., Overbeck, G. E., & Anand, M. (2016). Invasive gorse (*Ulex europaeus*, Fabaceae) changes plant community structure in subtropical forest–grassland mosaics of southern Brazil. *Biological Invasions*, 18(6). <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1106-5>

- León, O. (2016). Transición bosque-páramo. Bases conceptuales y métodos para su identificación en los Andes colombianos. En *Transición bosque-páramo. Bases conceptuales y métodos para su identificación en los Andes colombianos*. <https://doi.org/10.21068/b16529>
- León, O., & Vargas, O. (2009a). Estrategias para el control , manejo y restauración de áreas invadidas por retamo espinoso (*Ulex europaeus*) en la vereda El Hato, Localidad de Usme, Bogotá D.C. *La Restauración Ecológica en la Practica: Memorias del I Congreso Colombiano de Restauración Ecológica*.
- León, O., & Vargas, O. (2009b). Sombreado artificial y natural en el control y restauración ecológica de áreas invadidas por *Ulex europaeus* (retamo espinoso). En *Restauración ecológica en zonas invadidas por retamo espinoso y plantaciones forestales de especies exóticas*.
- López Herrera, L. G. (2022). Relaciones entre rasgos funcionales de plantas en bosques secundarios altoandinos de la Cordillera Oriental, Colombia. *Biota Colombiana*, 23(2). <https://doi.org/10.21068/2539200x.1008>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the world's worst invasive species. *Aliens*, 12.
- Lozano, M. (2007). *Los instrumentos normativos y la configuración espacial de las áreas peri-urbanas: el caso de la vereda el Verjón Alto, cuenca alta del río Teusacá, Bogotá d.c., durante el periodo 1965-2005*. [Tesis de maestría en Desarrollo Rural]. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.
- Lozano, P., Bussmann, R. W., & Küppers, M. (2007). Regeneración pionera en deslizamientos de tierra producidos por perturbaciones antropogénicas junto a carreteras, en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Podocarpus, Ecuador. *Cinchonia*, 8(1).
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3). [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
- MADS. (2018). *Por la cual se establecen lineamientos tanto para la prevención y manejo integral de las especies de Retamo Espinoso (Ulex europaeus L.) y Retamo Liso (Genista*

monspessulana (L.) L.A.S. Johnson) como para la restauración ecológica, rehabilitación y recuperación de las áreas afectadas por estas especies en el territorio nacional y se adoptan otras determinaciones.

Mendoza-Cifuentes, H. (2017). Catálogo de la flora vascular de los Parques Nacionales de Colombia: SFF de Iguaque y su zona de amortiguamiento. *Biota Colombiana*, 18(1). <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n01a8>

Monguí, F., Vargas, O., Caballero, A., Mosquera, B., & Peña, A. (2021). *CATÁLOGO DE FLORA RESERVA GUAGINASIE AGUA DE LA MONTAÑA*.

Monguí, F., Vargas, O., Caballero, A., Mosquera, B., & Peña, A. (2020). *Catálogo de Flora Reserva Guaginasie Agua de la Montaña*.

Montenegro, A. L., & Ríos, O. V. (2008). Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 56(3). <https://doi.org/10.15517/rbt.v56i3.5728>

Montes-Pulido, C. (2011). Estado del conocimiento en *Weinmannia tomentosa* L.f. (encenillo) y algunas propuestas de estudio sobre su regeneración. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 2(1), 45-53.

Moody, M. E., & Mack, R. N. (1988). Controlling the Spread of Plant Invasions: The Importance of Nascent Foci. *The Journal of Applied Ecology*, 25(3). <https://doi.org/10.2307/2403762>

Morales, J., Van der Hammen, T., Torres A., C. C., C., P., Rodríguez N., F. C., J.C., B., Olaya E., P. E., & L., C. (2007). Atlas de Páramos de Colombia. *Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt*, 1.

Moscol Olivera, M. C., & Cleef, A. M. (2009). A phytosociological study of the páramo along two altitudinal transects in El Carchi province, northern Ecuador. *Phytocoenologia*, 39(1). <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2009/0039-0079>

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. En *Trends in Ecology & Evolution* (Vol. 10, Número 2). [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)

- Murcia Rodríguez, M. (2010). *Productividad primaria neta del bosque altoandino en la cuenca del río Pamplonita (Norte de Santander, Colombia): sucesión regenerativa del bosque altoandino*.
- Olaya Angarita, J. A. (2019). Composición y estructura de la transición bosque-páramo en el corredor Guantiva-La Rusia (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 67(4). <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.31965>
- Padilla, F. M., & Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. En *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 4, Número 4). [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0196:TRONPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0196:TRONPI]2.0.CO;2)
- Parra, C. (2003). Revisión taxonómica de la familia Myricaceae en Colombia. *Caldasia*, 25(1).
- Peralta, N. (2016). *Estrategias para incrementar la funcionalidad de las aves en la restauración ecológica de bosques subandinos*.
- Petrovskaya, N., & Zhang, W. (2020). Accurate Recognition of Spatial Patterns Arising in Spatio-Temporal Dynamics of Invasive Species. En *SEMA SIMAI Springer Series* (Vol. 21). https://doi.org/10.1007/978-3-030-41120-6_2
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (2013). The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. En *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. <https://doi.org/10.2307/5048>
- Pinto, E., Pérez, Á. J., Ulloa, C., & Cuesta, F. (2018). Árboles representativos de los bosques montanos del noroccidente de Pichincha, Ecuador. En *Condesan*.
- Pyšek, P., & Hulme, P. E. (2005). Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. *Écoscience*, 12(3), 302-315. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-302.1>
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Ramírez, S. (2018). EVALUACIÓN DEL PROCESO DE REHABILITACIÓN DE SUELO DEGRADADO POR MINERÍA A TRAVÉS DE LA IMPLEMENTACIÓN DE

BIOMANTOS EN EL PARQUE ECOLÓGICO DISTRITAL DE MONTAÑA
ENTRENUBES. *Journal of Materials Processing Technology*, 1(1).

- Rees, M., & Hill, R. L. (2001). Large-scale disturbances, biological control and the dynamics of gorse populations. *Journal of Applied Ecology*, 38(2). <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00598.x>
- Rees, M., & Paynter, Q. (1997). Biological Control of Scotch Broom: Modelling the Determinants of Abundance and the Potential Impact of Introduced Insect Herbivores. *The Journal of Applied Ecology*, 34(5). <https://doi.org/10.2307/2405232>
- Rejmánek, M. (2000). Invasive plants: Approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25(5). <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2000.tb00055.x>
- Rejmánek, M., & Pitcairn, M. J. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? *Turning the tide: the eradication of invasive species*.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Dane Panetta, F., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2). <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Ríos, F. (2005). *Guía técnica para la restauración ecológica de áreas afectadas por especies vegetales invasoras en el Distrito Capital*.
- Ríos, O. (2011). RESTAURACIÓN ECOLÓGICA : BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN
Ecological Restoration : Biodiversity and Conservation. *Acta Biológica Colombiana*, 16(2).
- Roberts, J., & Florentine, S. (2021). Biology, distribution and control of the invasive species *Ulex europaeus* (Gorse): A global synthesis of current and future management challenges and research gaps. En *Weed Research* (Vol. 61, Número 4). <https://doi.org/10.1111/wre.12491>
- Rodas, L. A., Henao, C. A. A., & Amorocho, M. G. (2025). Florística paramuna, un insumo para la selección de especies en procesos de rehabilitación del páramo “El Campanario”, Calarcá - Quindío, Colombia. *Caderno Pedagógico*, 22(5), e14955. <https://doi.org/10.54033/cadpedv22n5-183>

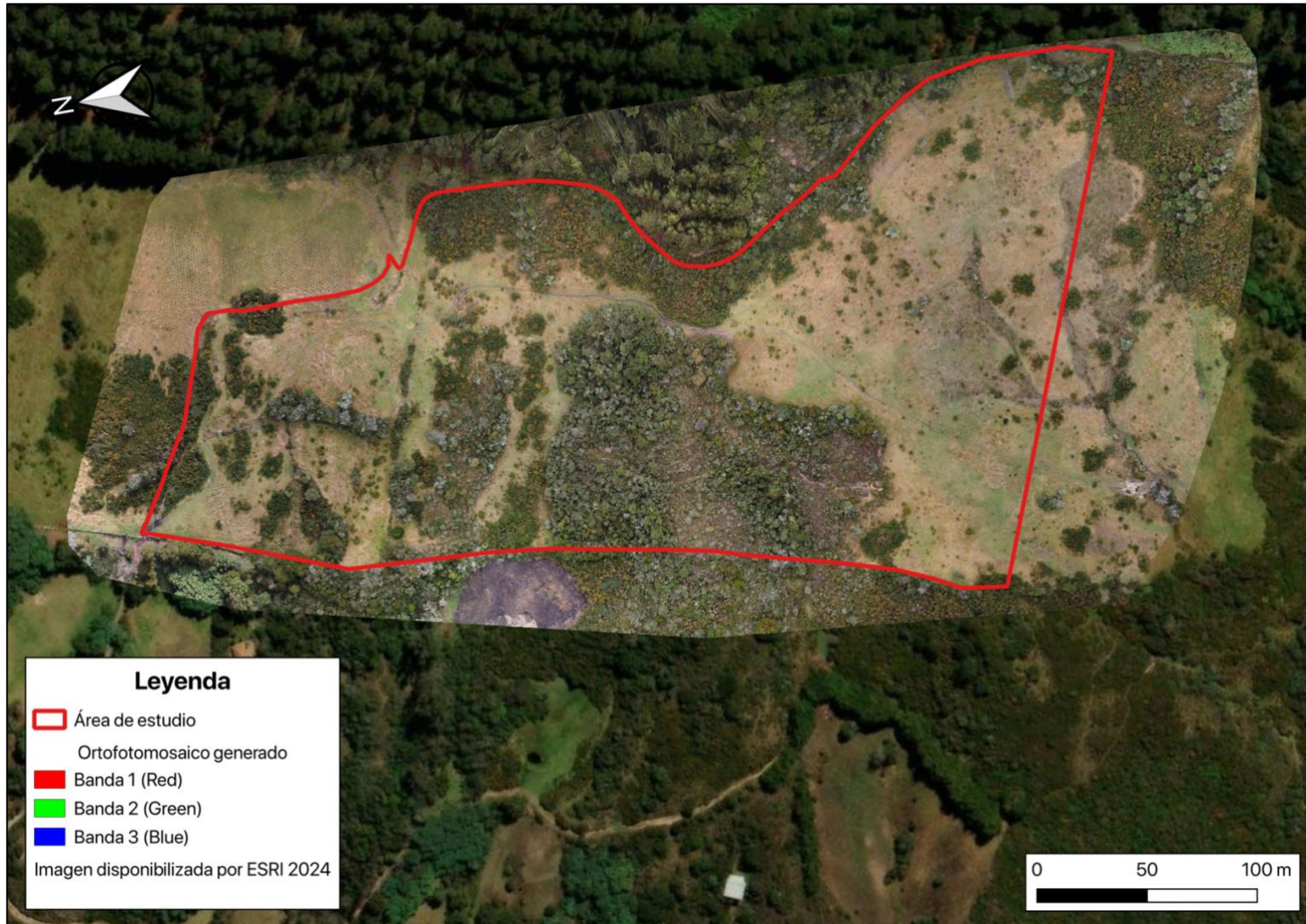
- Salamanca, B., & Camargo, G. (2000). Protocolo distrital de restauracion ecologica. *Convenio DAMA–Fundación Bachaqueros, Bogotá*, 402.
- Sarmiento, L., & Smith, J. K. (2011). Degradación de laderas durante el ciclo triguero en Los andes venezolanos y factores que limitan su restauración. *La Restauración Ecológica en Venezuela: fundamentos y experiencias*.
- SER. (2004). Principios de SER international sobre la restauración ecológica. *Society for Ecological Restoration International*.
- Sierra Escobar, J. A., Henao, D. M., Suaza, D. S., Garcés, M. V. G., & Abril, M. A. Q. (2020). Especies Pioneras, Persistentes Y Ensayos De Germinación En Bosques Montanos De La Cordillera Central, Colombia. *Ciencia en Desarrollo*, 11(2). <https://doi.org/10.19053/01217488.v11.n2.2020.10645>
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. En *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 28, Número 1). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>
- Smith, V. H., Tilman, G. D., & Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100(1-3). [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3)
- Smith-Ramírez, C., Armesto, J. J., & Figueroa, J. (1998). Flowering, fruiting and seed germination in Chilean rain forest myrtaceae: Ecological and phylogenetic constraints. *Plant Ecology*, 136(2). <https://doi.org/10.1023/A:1009730810655>
- Stewart, S. D., Young, M. B., Harding, J. S., & Horton, T. W. (2019). Invasive Nitrogen-Fixing Plant Amplifies Terrestrial–Aquatic Nutrient Flow and Alters Ecosystem Function. *Ecosystems*, 22(3). <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0289-2>
- Theoharides, K. A., & Dukes, J. S. (2007). Plant invasion across space and time: Factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. En *New Phytologist* (Vol. 176, Número 2). <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02207.x>

- United Nations. (2017). Water pollution from agriculture: a global review Executive summary. *FAO and IWMI, November*.
- Van der Hammen, T., & Gonzalez, E. (1963). *Historia de clima y vegeacion del pleistoceno superior y del holoceno de la sabana de Bogota*.
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Kreft, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A., Barcelona, J. F., Cabezas, F. J., Cárdenas, D., Cárdenas-Toro, J., Castaño, N., Chacón, E., Chatelain, C., Ebel, A. L., ... Pyšek, P. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525(7567). <https://doi.org/10.1038/nature14910>
- Vargas, O. (2007). Guía Metodológica Para La Restauracion Del Bosque Altoandino. En *Greunal* (Número November 2007).
- Vargas, O., Díaz, A., Ledy, E., Velasco-Linares, P., Díaz-martín, R., León, O., & Montenegro, A. (2008). Estrategias para la restauración ecológica del Bosque Altoandino: El caso de la Reserva Forestal municipal de Cogua, Cundinamarca. En *Estrategias para la restauración ecológica del Bosque Altoandino: El caso de la Reserva Forestal municipal de Cogua, Cundinamarca*.
- Vargas, W. (2015). Las plantas invasoras en los procesos de sucesión y restauración ecológica: experiencias en Quindío y valle del cauca (colombia). En *Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia*.
- Vargas-Rios, O. (1997). Un modelo de sucesión-regeneración de los páramos después de quemas. *Caldasia*, 19(1-2).
- Vasquez Valderrama, M. Y., & Solorza-Bejarano, J. (2017). Agrupación funcional de especies vegetales para la restauración ecológica de ecosistemas de montaña, Bogotá, Colombia. *Colombia forestal*, 21(1). <https://doi.org/10.14483/2256201x.11730>
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E., Andriopoulos, P., Arianoutsou, M., Bazos, I., Kokkoris, I., Yannitsaros, A., Zikos, A., Augustin, S., Cochard, P. O., ... Zagatti, P. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-

- taxa assessment. En *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 8, Número 3). <https://doi.org/10.1890/080083>
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: A meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. En *Ecology Letters* (Vol. 14, Número 7). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>
- Vilà, M., & Ibáñez, I. (2011). Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*, 26(4). <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- With, K. A. (2002). The landscape ecology of invasive spread. *Conservation Biology*, 16(5). <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01064.x>
- Yang, M., Zhao, H., Xian, X., Qi, Y., Li, Q., Guo, J., Chen, L., & Liu, W. (2023). Reconstructed Global Invasion and Spatio-Temporal Distribution Pattern Dynamics of *Sorghum halepense* under Climate and Land-Use Change. *Plants*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/plants12173128>

9. Material suplementario

Anexo 1 Ortoimágen generada con dron DJIMINI 2 del área de estudio



Anexo 2 Listado de especies de flora registradas en el fragmento de bosque muestreado

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Posición sucesional	Fuente
APIACEAE	<i>Eryngium humboldtii</i> F. Delaroché	Cardón	Temprana/pionera	(González-M & López-Camacho, 2012)
ARALIACEAE	<i>Oreopanax bogotensis</i> Cuatrec.	Pateindio	Tardía	(Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Oreopanax mutisianus</i> (Kunth) Decne. & Plancha.	Mano de oso pequeño	Temprana/pionera	(Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Monticalia pulchella</i> (Kunth) C. Jeffrey	Romero de páramo	Intermedia	(Monguí et al., 2020)
ASTERACEAE	<i>Ageratina tinifolia</i> (Kunth) RMKing & H.Rob.	Chilco negro	Temprana/pionera	(Cogollo Calderón et al., 2020)
	<i>Ageratina baccharoides</i> (Kunth) RMKing & H.Rob.	Amargoso	Temprana/pionera	(Mendoza-Cifuentes, 2017)
	<i>Ageratina aristei</i> (BLRob.) RMKing & H.Rob.	Blanquillo	Intermedia	(Vasquez Valderrama & Solorza-Bejarano, 2017)
	<i>Linochilus rosmarinifolius</i> Benth.	Romero de páramo	Temprana/pionera	(Ana María & Angie Catalina, 2023)
	<i>Linochilus tenuifolius</i> (Cuatrec.) Saldivia & OMVargas		Temprana/pionera	(Monguí et al., 2020)
	<i>Bidens rubifolia</i> Kunth	Caripapunga	Temprana/pionera	(González-M & López-Camacho, 2012)
	<i>Espeletia corymbosa</i> Bonpl.	Carrasco	Temprana/pionera	(Ramírez, 2018)
	<i>Munozia senecionidis</i> Benth.		Temprana/pionera	(Lozano et al., 2007)
	<i>Pentacalia ledifolia</i> (Kunth) Cuatrec.	Romero	Temprana/pionera	(Monguí et al., 2020)
BERBERIDACEAE	<i>Berberis rigidifolia</i> Kunth	Espino de oro	Intermedia	(Monguí et al., 2020)
	<i>Ilex microphylla</i> Hook.	Palo mulato	Intermedia	(López Herrera, 2022)
BROMELIACEAE	<i>Puya nitida</i> Mez	Piñuela	Tardía	(Jaimes & Sarmiento, 2002)
	<i>Tillandsia turneri</i> Baker	Quiche	Temprana/pionera	(Garnica & Saldarriaga, 2015)
CLETHRACEAE	<i>Clethra fimbriata</i> Kunth	Manzano colorado	Intermedia	(Monguí et al., 2020)
CLUSIACEAE	<i>Clusia multiflora</i> Kunth	Gaque	Intermedia	(Sierra Escobar et al., 2020)
CUNONIACEAE	<i>Weinmannia cundinamarcensis</i> Cuatrec.	Encenillo	Tardía	
	<i>Weinmannia tomentosa</i> L.f.	Ensenillo negro	Tardía	(Montes-Pulido, 2011)

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Posición sucesional	Fuente
ELAEOCARPACEAE	<i>Vallea stipularis</i> Mutis ex L.fil.	Raque	Temprana/pionera	(González-M & López-Camacho, 2012)
ERICACEAE	<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C.Sm.	Uva camarona	Intermedia	(Monguú et al., 2020; Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Cavendishia bracteata</i> (Ruiz & Pav. ex A.St.-Hil.) Hoerold	Uvo de monte	Intermedia	(Monguú et al., 2020)
	<i>Gaultheria erecta</i> Vent.	Uvita	Intermedia	(Homeier et al., 2013)
	<i>Bejaria resinosa</i> Mutis ex Lf	Pegamosco	Temprana/pionera	(Monguú et al., 2020; Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Gaylussacia buxifolia</i> Kunth	Uvito	Temprana/pionera	(Sarmiento & Smith, 2011)
	<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	Maíz de perro	Temprana/pionera	(Rodas et al., 2025)
GENTIANACEAE	<i>Gentianella corymbosa</i> (Kunth) Weaver & Rüdemberg	Parásita	Tardía	(Cárdenas-Arévalo & Vargas-Ríos, 2008)
HYPERICACEAE	<i>Hypericum juniperinum</i> (L.fil.) Kunth	Guarda rosio	Temprana/pionera	(Monguú et al., 2020)
IRIDACEAE	<i>Orthrosanthus chimboracensis</i> (Kunth) Panadero	Espadilla	Temprana/pionera	(Salamanca & Camargo, 2000)
LAURACEAE	<i>Persea mutisii</i> Kunth	Aguacatillo	Tardía	(Avella-M. et al., 2014)
LORANTHACEAE	<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz & Pav.) G.Don	Cacho de vednado	Intermedia	(Salamanca & Camargo, 2000)
MELASTOMATACEAE	<i>Bucquetia glutinosa</i> (L.fil.) DC.	Saltón	Intermedia	(Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Chaetogastra grossa</i> (Lf) P.JFGuim. y Miguel Ángel.	Sietecueros rojo	Temprana/pionera	(Montenegro & Ríos, 2008)
	<i>Monochaetum myrtoideum</i> (Bonpl.) Naudin	Saltón	Intermedia	(Monguú et al., 2020)
	<i>Miconia ligustrina</i> (Sm.) Triana	Esmeraldo	Intermedia	(Murcia Rodríguez, 2010)
MYRICACEAE	<i>Morella parvifolia</i> (Benth.) Parra-Os.	Laurel hojipequeño	Temprana/pionera	(Parra, 2003)
	<i>Morella pubescens</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Wilbur	Laurel hojigrande	Temprana/pionera	(Monguú et al., 2020; Parra, 2003)
	<i>Myrcianthes leucoxylla</i> (Ortega) McVaugh	Arrayan blanco	Intermedia	(Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Myrteola nummularia</i> (Poir.) O.Berg	Zarapito	Intermedia	(Smith-Ramírez et al., 1998)

Familia	Nombre Científico	Nombre Común	Posición sucesional	Fuente
ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum</i> sp.	Orquidea	Temprana/pionera	
PENTAPHYLACACEAE	<i>Freziera bonplandiana</i> Tul.	Fresiera	Temprana/pionera	(W. Vargas, 2015)
PRIMULACEAE	<i>Geissanthus quindensis</i> Mez	Cucharo blanco	Tardía	(Cuatrecasas, 1958)
RHAMNACEAE	<i>Frangula goudotiana</i> (Triana & Planch.) Grubov	Pepero	Temprana/pionera	(Peralta, 2016)
ROSACEAE	<i>Hesperomeles goudotiana</i> (Decne.) Killip	Motiño	Temprana/pionera	(Salamanca & Camargo, 2000)
	<i>Acaena elongata</i> L.	Cadillo	Tardía	(García et al., 2006)
	<i>Rubus choachiensis</i> A. Berger	Morón	Intermedia	(Monguí et al., 2020)
RUBIACEAE	<i>Arcytophyllum nitidum</i> (Kunth) Schltdl.		Tardía	(Vargas-Rios, 1997)
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos theiformis</i> (L.f) Oken	Té de Bogotá	Intermedia	(Cogollo Calderón et al., 2020)
THEACEAE	<i>Gordonia fruticosa</i> (Schrad.) H.Keng	Chizgo	Tardía	(Pinto et al., 2018)
VERBENACEAE	<i>Citharexylum reticulatum</i> Kunth	Cajeto de páramo	Temprana/pionera	
VIBURNACEAE	<i>Viburnum tinoides</i> L.f.	Garrocho	Intermedia	(Monguí et al., 2020; Salamanca & Camargo, 2000)
WINTERACEAE	<i>Drimys granadensis</i> L.f.	Ají de monte	Tardía	(Salamanca & Camargo, 2000)

Anexo 3. Área de estudio, escenarios de restauración y estrategias de rehabilitación propuesta

