

CASO PRÁCTICO

Conectividad estructural entre los Páramos de Guacheneque y Los Cristales, complejo Rabanal-río Bogotá, Colombia

Forero-Gómez, Y.K.*¹, Gil-Leguizamón, P.A.², Morales-Puentes, M.E.³

¹ Grupo GIGA, ViE-DIN, Escuela de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Av. Central del Norte 39-115, Campus Universitario, Edificio Central (2do piso), Tunja-Boyacá, Colombia.

² Grupo Sistemática Biológica-SisBio - Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental, Biodiversidad y Agroecología-GISABA, Herbario UPTC, ViE-DIN, Escuela de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Av. Central del Norte 39-115, Campus Universitario, Edificio Centro de Laboratorios, Tunja-Boyacá.

³ Grupo Sistemática Biológica-SisBio, Herbario UPTC, ViE-DIN, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Av. Central del Norte 39-115, Campus Universitario, Edificio Centro de Laboratorios, Tunja-Boyacá.

Resumen: La conectividad estructural es una medida del cambio espacio-temporal, que recae en el desplazamiento de las especies en el paisaje y la disponibilidad de hábitat; estas modificaciones se han documentado para ecosistemas de alta montaña en Colombia (páramo y bosque altoandino), causados por las actividades agrícolas y otras económicas que afectan su integridad. El objetivo de este estudio fue evaluar la dinámica del cambio, entre coberturas vegetales (1987-2018) en los páramos de Guacheneque y Los Cristales (Boyacá-Cundinamarca, Colombia). Se utilizaron imágenes de los sensores Landsat 4 y 8; se realizaron pre y pos-procesamientos (clasificación supervisada y verificación de campo) con ArcGIS y ERDAS. Para estimar la conectividad estructural se calcularon métricas de diversidad, composición y configuración del paisaje (Fragstats v4.2.1). La fiabilidad temática fue del 88%; las coberturas Mosaico de pastos y cultivos (Mpc), Herbazal denso de tierra firme (HdTf) y Bosque abierto alto (Baa), aumentaron en 31 años (288, 24 y 165 ha respectivamente), mientras, el Arbustal denso (Ad) disminuyó 477 ha. La distancia entre teselas de Mpc y Ad incrementó (de 150,74 a 170,70 m y de 196,96 a 236,64 m respectivamente), y disminuyó para Baa (de 166,74 a 159,27 m); la conectividad aumentó para el Mpc y Baa, y disminuyó para el Ad. Los páramos evaluados, conforman un paisaje con uso de suelo frecuente e intensivo, efecto de largas trayectorias de ocupación del territorio. La dinámica de conectividad estructural registró un aumento en las actividades agrícolas (transición páramo-pastizal); éstas han causado tensiones y contradicciones a la delimitación de páramos, pérdida local del área natural, disminución del tamaño medio de las teselas, distancia entre núcleos y aumento de la relación perímetro/superficie. Estos resultados corroboran el aislamiento y pérdida del hábitat, cuya incidencia negativa recae sobre la biodiversidad del complejo de páramos Rabanal-Río Bogotá.

Palabras clave: conectividad, fragmentación, páramo, bosque alto andino, dinámicas espacio-temporales.

To cite this article: Forero-Gómez, Y.K., Gil-Leguizamón, P.A., Morales-Puentes, M.E. 2020. Structural connectivity between the Páramos of Guacheneque and Los Cristales, Rabanal-Río Bogotá complex, Colombia. *Revista de Teledetección*, 57, 65-77. <https://doi.org/10.4995/raet.2020.13946>

* Corresponding author: yara.forero@uptc.edu.co

Structural connectivity between the Páramos of Guacheneque and Los Cristales, Rabanal-Río Bogotá complex, Colombia

Abstract: Structural connectivity is a measure of the spatio-temporal changes that affect the movement of species between elements of the landscape and availability of habitat; these modifications that have been documented for high mountain ecosystems in Colombia (páramo and high Andean forest) and are caused by agricultural and other economic activities that affect their integrity. The objective of this study was to evaluate the dynamics of the changes between plant cover (1987-2018) in the Guacheneque and Los Cristales páramos (Boyacá-Cundinamarca, Colombia). Images from Landsat 4 and 8 sensors were used. Pre and post-processing (supervised classification and field verification) were performed with ArcGIS and ERDAS. To estimate structural connectivity, metrics of landscape diversity, composition and configuration were calculated (Fragstats v4.2.1). Thematic reliability was 88%. Mosaic covering of pastures and crops (Mpc - 288 ha), dense grassland of firm ground (HdTf- 24 ha) and high open forest (Baa-165 ha), increased in 31 years, while dense bush (Ad) decreased 477 ha. The distance between tiles of Mpc and Ad increased (from 150.74 m to 170.70 m and from 196.96 m to 236.64 m respectively), and decreased for Baa (from 166.74 m to 159.27 m). Connectivity increased for Mpc and Baa, and decreased for Ad. The evaluated páramos make up a landscape with frequent and intensive land use, the effect of a long history of occupation of this territory. The dynamics of structural connectivity registered an increase in agricultural activities (páramo-grasslands transition). These have caused tensions and contradictions in the delimitation of páramos, a local loss of the natural area, a decrease in the average size of the tiles, and an increase in the perimeter /surface ratio distance between nuclei. The results corroborate the isolation and loss of habitat, the negative impacts on the biodiversity of the Rabanal-Río Bogotá páramos complex.

Key words: connectivity, fragmentation, páramo, high andean forest, spatio-temporal dynamics.

1. Introducción

La conectividad estructural es una medida del paisaje que impide o facilita la permeabilidad y el desplazamiento de las especies entre hábitats, basado en características físicas y de configuración de parches (Taylor et al., 1993; Hilty et al., 2020). La pérdida de conectividad se evidencia en procesos de fragmentación y representa un problema para la supervivencia y conservación de las especies, que afecta al flujo genético, a los procesos de dispersión y al mantenimiento de la integridad del ecosistema (Pascual-Hortal y Saura, 2006); un ejemplo son los ecosistemas de alta montaña en Colombia.

Algunos estudios interpretan la importancia de la conectividad al identificar las rutas de desplazamiento de la fauna y los procesos de dispersión de la flora (Bennet, 2003; Gergel y Turner, 2017). El análisis de la conectividad se desarrolla a través de las métricas del paisaje, que favorecen la identificación de los flujos de biodiversidad entre núcleos de hábitat (García-Gigorro y Saura, 2005; Saura y Pascual-Hortal, 2007; Saura y Rubio, 2010; Correa-Ayram et al., 2014; Errejón-Gómez et al., 2018).

Es el caso del páramo, que es un sistema transicional entre el bosque altoandino y las nieves perpetuas, es considerado ecosistema estratégico debido al potencial de diversidad con especies de flora (aproximadamente 4000 en Sudamérica, 60% endémicas) y fauna únicas por adaptaciones morfológicas y fisiológicas (Llambí et al., 2012); ofrece servicios ecosistémicos de provisión (abastecimiento de alimento o recursos genéticos), de regulación (relacionados con procesos de purificación del agua, polinización, regulación del clima, aire y suelo), de soporte (reciclaje de nutrientes, producción primaria, formación de suelo o provisión de hábitat), y culturales, importantes en la relación hombre-ecosistema.

Los páramos han experimentado transformaciones por causas naturales (periodos glaciares e interglaciares) y humanas (Vásquez y Buitrago, 2011). Estas se relacionan con el uso inadecuado de los recursos naturales, del suelo y la conversión de zonas naturales en cultivos, que en conjunto generan pérdida en área y calidad de hábitat (Armenteras et al., 2003; Newbold et al., 2015).

En Colombia, el 36% de los municipios poseen páramos; no obstante, 10 de éstos tienen el 70% de su superficie cubierta por ecosistemas paramunos,

y 31 con el 50%. No se conoce con certeza la extensión del área destinada a actividades agropecuarias, debido a que las zonas superiores a los 3000 m de altitud no han sido evaluadas en sus impactos por dichas actividades. Sin embargo, se estima que aproximadamente el 13% de estas zonas se usa con fines productivos (Sarmiento et al., 2013).

Casos particulares son los páramos de Guacheneque y Los Cristales en Colombia, cuya historia de uso de suelo, relaciona procesos de intervención humana que han limitado la ampliación de las áreas naturales de alta montaña, situación acrecentada, en los complejos de páramos cundiboyacense (Arellano-P y Rangel-Ch, 2010). Por lo anterior, el objetivo de esta investigación fue analizar la conectividad estructural a través de escenarios de cambio espacial y temporal entre estas dos áreas naturales (como medida de conectividad estructural); este trabajo se soporta en el método de clasificación supervisada con imágenes de satélite, en un periodo de 31 años (1987-2018), con verificación de campo e interpretaciones a escala de paisaje, a partir de métricas de diversidad, composición y configuración. La información aquí suministrada es necesaria para monitorear los cambios de las coberturas y facilitar la toma de decisiones en torno a la conservación y manejo integral del territorio.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

Guacheneque y Los Cristales conforman el complejo de páramos Rabanal-Río Bogotá, se localizan en inmediaciones de los departamentos de Boyacá (municipios de La Capilla, Pachavita, Úmbita y Turmequé) y Cundinamarca (Chocontá, Villapinzón, Machetá y Tibirita) en Colombia, en un rango altitudinal entre 2400-3400 m (Figura 1). El régimen de precipitación es bimodal, con un periodo de lluvias entre abril-mayo y octubre-noviembre (109-209 mm), y un periodo seco entre diciembre-febrero y julio-agosto (38-95 mm), siendo la precipitación anual de 700 a 1000 mm; las temperaturas más cálidas de diciembre a enero (16-17 °C), mientras que de julio a septiembre son más frías (6-7 °C, con una media anual de 12 °C); la humedad relativa promedio anual es de 86,6% (CAR, 2018). En el área se realizan actividades de tipo forestal protector, silvopastoril, cultivos transitorios semi-intensivos, agrosilvopastoril, conservación, recuperación y pastoreo extensivo (Equipo Profesional POMCA Río Garagoa, 2018).

A continuación, se describen actividades de pre y pos-procesamiento de imágenes de satélite hasta la obtención de métricas de paisaje, así:

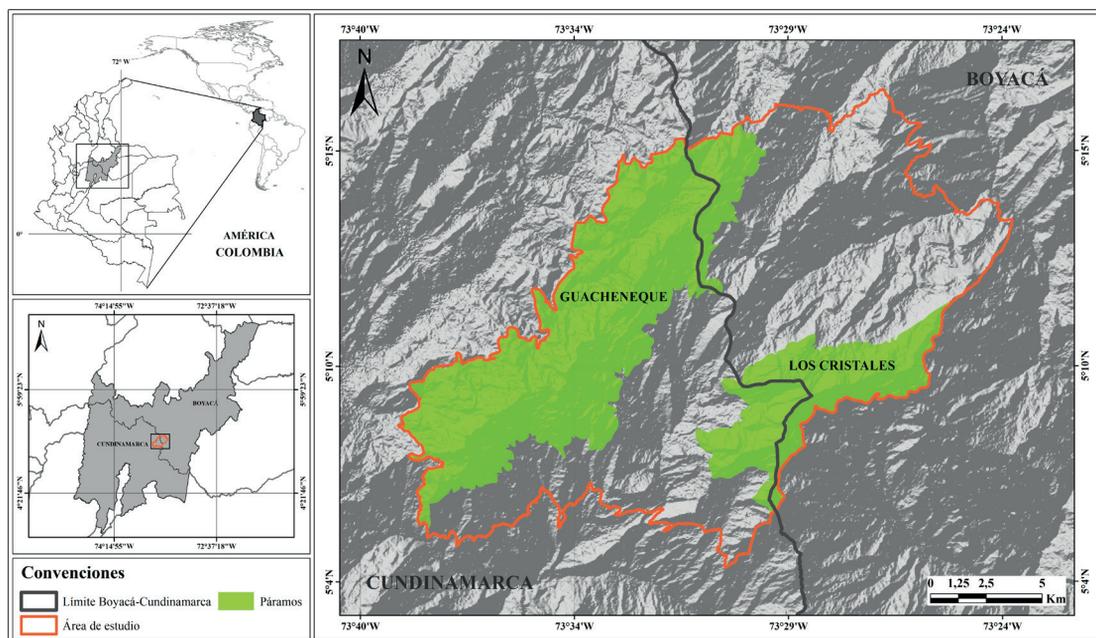


Figura 1. Ubicación espacial de los páramos de Guacheneque y Los Cristales (Boyacá -Cundinamarca).

pre-procesamiento: 1) adquisición de información base; 2) combinación de bandas y rectificación geométrica; 3) corrección radiométrica; 4) categorización temática y verificación de campo (corroboración de coberturas vegetales); *pos-procesamiento*: 1) estadístico de fiabilidad temática; 2) análisis de conectividad estructural a partir de métricas de paisaje.

2.2. Adquisición de información base

Se seleccionaron imágenes satelitales de los sensores Landsat 4 (1987) y Landsat 8 (2018), de la plataforma virtual del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS; Tabla 1), y fueron procesadas según lineamientos de Chuvieco (2002), Chander et al. (2007), Posada (2012a,b), y Ariza (2013), con uso de ERDAS Imagine v. 2016 y ArcGIS v. 10.7.

2.3. Combinación de bandas y rectificación geométrica

Se realizó combinación en falso color compuesto (R:4, V:5, A:3 para 1987; R:5, V:6, A:4 para 2018) según especificaciones del sensor, con el fin de diferenciar las coberturas vegetales en cada imagen. La rectificación geométrica (herramienta AutoSync) consistió en georreferenciar la imagen de 1987 con base en 2018. Para ello, se generaron 145 puntos de control de forma automática (en la extensión de la imagen) y 152 de forma manual sólo en el área de estudio. Se obtuvo un error estándar de 0,62 que apoyó una corrección geométrica fiable (Posada, 2012a). Luego, se realizó el recorte de la zona de interés a partir del polígono de referencia.

2.4. Corrección radiométrica

Corresponde a la conversión de los niveles digitales (ND) de las imágenes a niveles de reflectancia

(NR), que permitió la comparación de las coberturas entre fechas (herramienta *molder maker*), según la expresión:

$$L\lambda = \text{Greyscale} \cdot \text{QCAL} + \text{Brescale}$$

de tal forma que:

$$\text{Grescale} = (L\lambda_{MAX} - L\lambda_{MIN}) / (\text{QCAL}_{MAX} - \text{QCAL}_{MIN})$$

$$\text{Brescale} = L\lambda_{MIN} - \left(\frac{L\lambda_{MAX} - L\lambda_{MIN}}{\text{QCAL}_{MAX} - \text{QCAL}_{MIN}} \right) \cdot \text{QCAL}_{MIN}$$

Donde: $L\lambda$: radiancia espectral en longitud de onda determinada; $QCAL$: valor cuantificado y calibrado del pixel (ND); $QCAL_{MIN}$: valor mínimo cuantificado y calibrado correspondiente a $L\lambda_{MIN}$; $QCAL_{MAX}$: 255, valor máximo cuantificado y calibrado correspondiente a $L\lambda_{MAX}$; $L\lambda_{MIN}$: radiancia espectral del sensor correspondiente al valor digital 0; $L\lambda_{MAX}$: radiancia espectral del sensor correspondiente al valor digital 255.

El resultado obtenido se convirtió a NR, con el objetivo de eliminar la radiancia recibida por el sensor a causa de los efectos de la absorción y dispersión que generan las partículas suspendidas en la atmósfera, así:

$$\rho\lambda = \pi L\lambda d^2 / ESUN\lambda \cos\theta_s$$

donde: $\rho\lambda$: valor de reflectancia; $L\lambda$: radiancia espectral; d : distancia en unidades astronómicas de la Tierra al Sol; $ESUN\lambda$: irradiancia solar; θ_s : ángulo zenital solar en grados.

2.5. Categorización temática

Consistió en la delimitación de coberturas vegetales (clases temáticas) con la agrupación de los NR de las imágenes (delimitación de áreas de entrenamiento), a través del método de clasificación

Tabla 1. Principales metadatos de las imágenes satelitales procesadas.

Sensor	Landsat 4 TM	Landsat 8 OLI
Escena	LT40080561987351XXX09	LC80080562018076LGN00
Fecha	1987/12/17	2018/03/17
Path/Row	8/56	8/56
Resolución espacial	30 m	30 m
Resolución espectral	7 bandas	9 bandas
Resolución radiométrica	8 bits: 2 ⁸	16 bits: 2 ¹⁶
Elevación solar	60.94347070	60.94347070
Angulo azimutal solar	132.18091815	103.05323160

supervisada de tipo Máxima Verosimilitud y con la verificación directa en campo, que consistió en recorridos en la zona de estudio con el fin de corroborar cada una de las coberturas vegetales y el registro de coordenadas en sistema WGS 84. De esta forma, se contrastó la agrupación espectral de la clasificación y la verdad del terreno a escala 1:1 (*ground truth*). La verificación, permitió identificar los ecosistemas de alta montaña y el homólogo con el sistema de clasificación *Corine Land Cover* (IDEAM, 2010), de esta forma, se generaron salidas gráficas a escala 1:100.000 para 1987 y 2018 (Figura 2).

2.6. Estadístico de fiabilidad temática

Para evaluar la precisión de la clasificación se elaboró una matriz de confusión, que comparó la verdad del terreno (clases reales: verificación de campo) con las unidades cartográficas clasificadas (clases temáticas: coberturas vegetales). Con ella, se obtuvo el número de asignaciones correctas (coordenadas que concuerdan con la clasificación) y los elementos migratorios del mapa temático de 2018. La veracidad de la clasificación fue soportada con los estadísticos de fiabilidad del productor, fiabilidad del usuario y el índice Kappa.

2.7. Conectividad estructural

La dinámica espacial y temporal de la conectividad fue analizada a través de métricas de diversidad, composición y configuración del paisaje, siguiendo los criterios establecidos por McGarigal et al. (2012), calculados con Fragstats v4.2.1. (Software libre; Tabla 2).

3. Resultados

3.1. Coberturas vegetales identificadas en la verificación de campo

En los páramos de Guacheneque y los Cristales, se identificaron cuatro tipos de coberturas vegetales (Figura 2): 1. Arbustal denso (Ad; Código Corine Land Cover-CLC: 3.2.2.1), corresponde a vegetación de porte bajo, con especies arbustivas que conforman la franja de subpáramo; 2. Bosque abierto alto (Baa; CLC: 3.1.2.1), o ecosistema de bosque alto andino; 3. Herbazal denso de tierra firme no arbolado (HdTf, CLC: 3.2.1.1.1.1) o páramo propiamente dicho con tipos fisionómicos de pajonal y frailejonal; 4. Mosaico de pastos y cultivos (Mpc, CLC: 2.4.2), compuesto por zonas para agricultura (principalmente papa, frijol y alverja), así como ganadería.

3.2. Matriz de fiabilidad temática e índice Kappa

Con la clasificación supervisada y la verificación de campo se generaron 224 coordenadas para la totalidad de la zona de estudio (30.846,15 ha); del total de puntos, 207 son asignaciones correctas (casillas grises en diagonal) y los restantes (17) elementos fuga o migratorios entre clases (Tabla 3).

La fiabilidad del usuario, que muestra la probabilidad de que un punto clasificado pertenezca a la categoría otorgada en campo, determinó valores del 100% para las categorías Mosaico de pastos y cultivos, Arbustal denso, y para Bosque abierto alto 82% (Tabla 3). En el Herbazal denso de tierra firme no arbolado (páramo), la precisión fue

Tabla 2. Métricas de diversidad, composición y configuración.

CARACTERÍSTICA	MÉTRICA	SÍMBOLO	UNIDAD
Diversidad	Riqueza de parches	PR	Nº de clases
	Densidad de riqueza de parches	PRD	/
	Área total del paisaje	TA	Hectárea (ha)
	Número de parches total	NP	Total parches
Composición	Área de parches	CA	Hectárea (ha)
	Número de parches	NP	Nº parches
	Densidad de parches	PD	/
	Porcentaje de paisaje	PLAND	Porcentaje (%)
Configuración	Índice de parche más grande	LPI	Porcentaje (%)
	Distancia al vecino más cercano	ENN	Metros (m)
	Índice de conectividad	CONNECT	Metros (m)

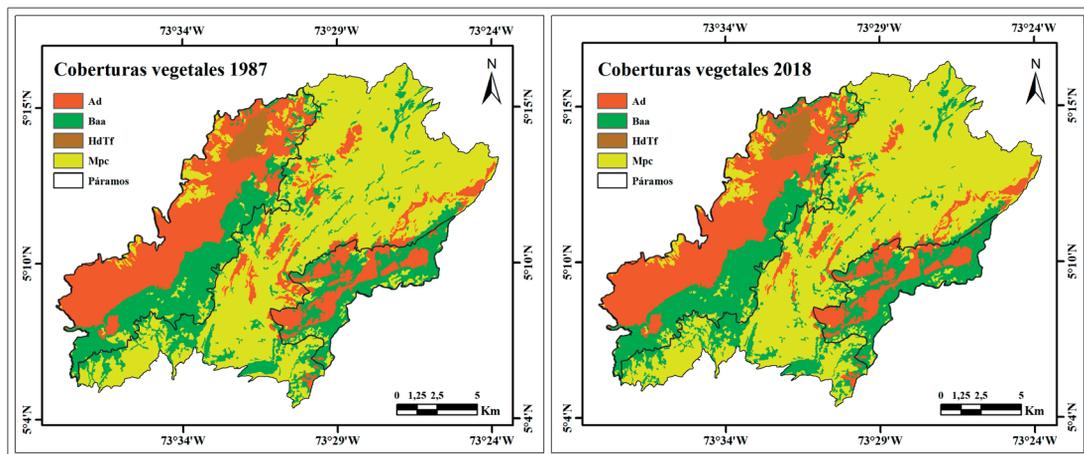


Figura 2. Mapas temáticos de coberturas vegetales (1987 y 2018) resultado de la clasificación supervisada. Arbustal denso (Ad), Bosque abierto alto (Baa), Herbazal denso de tierra firme (HdTf) y Mosaico de pastos y cultivos (Mpc).

aproximadamente del 42%, debido a la similitud en los niveles de reflectancia entre esta cobertura y la de Mosaico de pastos y cultivos en zonas adyacentes; la baja precisión en estas coberturas fue validada a través de la verificación de campo y el ajuste en las salidas gráficas.

La fiabilidad del productor (que mide la probabilidad de que un punto de referencia sea clasificado correctamente) arrojó valores superiores al 90% para las categorías de Bosque abierto alto y Mosaico de pastos y cultivos. En general, esta fiabilidad fue superior al 83% para todas las coberturas; mientras que el índice Kappa fue de aproximadamente el 88%, entre la veracidad de la clasificación supervisada con relación a la información registrada en campo (Tabla 3).

3.3. Conectividad estructural

Diversidad: la zona de estudio tiene un área total (AT) de 30.846,15 ha; a escala de paisaje, entre 1987 y 2018 el número de parches (NP) aumentó

(1987: 376; 2018: 396). La densidad de riqueza de parches se mantiene (PRD: 0,0085), al igual que la riqueza de los mismos (PR: 4), ya que corresponden a las cuatro coberturas identificadas en el periodo evaluado.

Composición: la cobertura con mayor área en 1987 y en 2018 es el Mosaico de pastos y cultivos (Mpc, Figura 3 - C y D); en 31 años, esta cobertura aumentó 288 ha, con 15.190,11 ha en 2018 (48% de área total), evidenciado en el sector occidental entre las áreas naturales de Guacheneque y Los Cristales. El Herbazal denso de tierra firme no arbolado (páramo – HdTf), y el Bosque abierto alto (Baa), aumentaron aproximadamente en 24 y 165 ha para 2018 (Figura 3 - A, B, C y D). Este cambio se originó al sur de Guacheneque y en Los Cristales (municipio de Pachavita). Por el contrario, la cobertura Arbustal denso disminuyó (Ad) 477 ha (Tabla 4; Figura 3 - E y F).

El Mosaico de pastos y cultivos se redujo en número de teselas entre fechas (NP de 128 a 111),

Tabla 3. Matriz de fiabilidad temática (2018). Ad: Arbustal denso; HdTf: Herbazal denso no arbolado de tierra firme; Mpc: Mosaico de pastos y cultivos; Baa: Bosque abierto alto.

Clasificación	Datos de referencia en el terreno				Total	Usuario		Productor	
	Ad	HdTf	Mpc	Baa		Precisión (%)	Error (%)	Precisión (%)	Error (%)
Ad	47	0	0	1	48	97,92	2,08	88,68	11,32
HdTf	0	5	7	0	12	41,67	58,33	83,33	16,67
Mpc	0	1	118	0	119	99,16	0,84	92,91	7,09
Baa	6	0	2	37	45	82,22	17,78	97,37	2,63
Total	53	6	127	38	224	Fiabilidad global de la clasificación (Kappa): 87,61%			

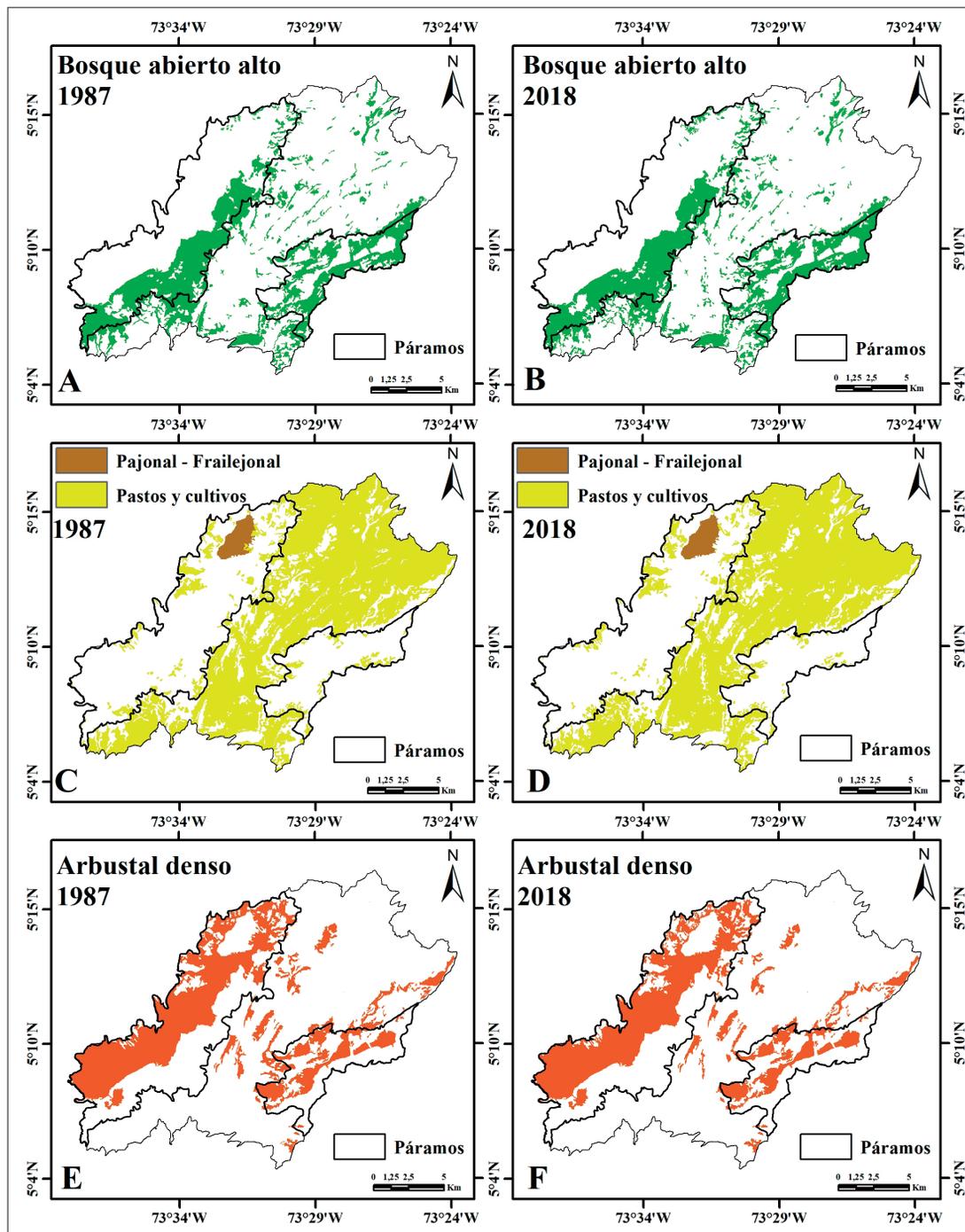


Figura 3. Composición y configuración de coberturas vegetales en 1987 y 2018. Dinámica espacio temporal del Bosque abierto alto (A-B), Herbazal denso (pajonal-frailejonal), Mosaico de Pastos y cultivos (C-D), y Arbustal denso (E-F).

mientras el Arbustal denso y el Bosque abierto alto aumentaron (de 57 a 65 y de 189 a 219); el Herbazal denso pasó de dos teselas a una, por tal razón disminuyó el valor de densidad de parches

en 2018 (de 0,0034 a 0,0017); el Bosque abierto alto y el Arbustal denso aumentaron la densidad (de 0,3194 a 0,3702 y de 0,0963 a 0,1099).

Tabla 4. Métricas de área (CA) y porcentaje de paisaje (PLAND) para 1987 y 2018. Mpc: Mosaico de pastos y cultivos; Baa: Bosque abierto alto; Ad: Arbustal denso; HdTf: Herbazal denso no arbolado de tierra firme.

Cobertura	1987		2018		Cambio 1987-2018	
	CA (ha)	PLAND (%)	CA (ha)	PLAND (%)	ha	%
Mpc	14901,93	48,31	15190,11	49,24	288,18	0,93
Baa	7565,85	24,53	773,82	25,06	164,97	0,53
Ad	7911,81	25,65	7434,81	24,10	-477,00	-1,55
HdTf	466,56	1,51	490,41	1,59	23,85	0,08
Total	30846,15	100	30846,15	100		

Para el Mosaico de pastos y cultivos, así como el Herbazal denso, el índice de parche más grande (LPI) aumentó (de 20 a 21% y de 0,79 a 0,83%). Por el contrario, el Bosque abierto alto y el Arbustal denso redujeron el área entre fechas (de 6,23 a 5,96% y de 8,76 a 8,33%, respectivamente).

Configuración: el Mpc y el Ad incrementaron la distancia euclídea en 31 años (de 150,74 a 170,70 m y de 196,96 a 236,64 m respectivamente), mientras que el Baa disminuyó la distancia entre teselas (de 166,74 a 159,27 m; Figura 4 - A); para el HdTf la distancia euclídea y la conectividad son nulas, debido a la única tesela presente en 2018 (en 1987 dos polígonos distanciados 60 m).

Para 2018 el número de uniones funcionales (conexiones entre teselas) aumentó para las coberturas de Mpc y Baa, mientras que para el Ad la conectividad disminuyó al aumentar la distancia entre teselas (Figura 4 - B, C y D).

4. Discusión

4.1. Verificación de campo

Los ecosistemas de Guacheneque y Los Cristales están definidos por gradientes ambientales y altitudinales, cuyas variaciones fisionómicas determinan la transición entre el bosque altoandino y el páramo. Sin embargo, la influencia de la matriz

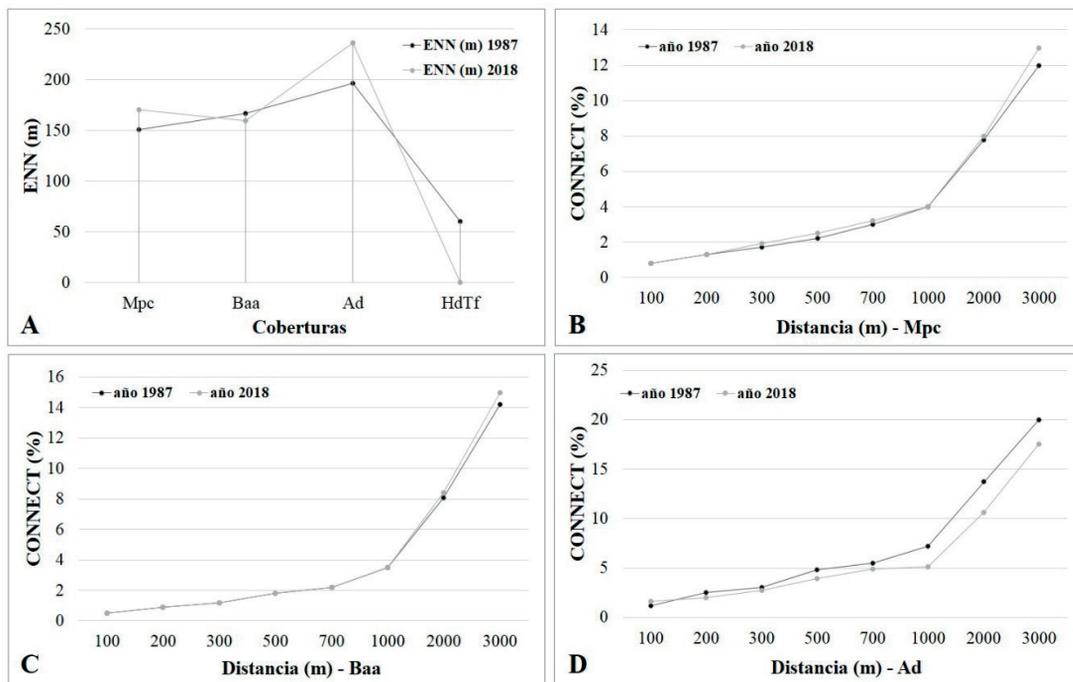


Figura 4. Métrica distancia euclídea y de conectividad (CONNECT). Mpc: Mosaico de pastos y cultivos; Baa: Bosque abierto alto; Ad: Arbustal denso.

de pastos y cultivos no permite diferenciar dicha transición en algunas zonas, como se ha demostrado en otros complejos de páramos (Cuesta et al., 2014; Gil, 2016). De esta forma, con la verificación en campo se identificaron diferencias en la composición y la estructura de la vegetación.

En la verificación de campo, en el HdTf se registraron especies con crecimiento en roseta, macollas y herbáceas, como *Espeletiopsis rabanalensis*, *Puya goudotiana*, *Chusquea tessellata*, *Hypericum*, *Rhynchospora*, *Eryngium*, *Geranium*, *Calamagrostis* y *Paepalanthus*. En Ad la fisionomía está representada por *Monochaetum myrtoideum*, *Macleania rupestris*, *Ageratina*, *Pentacalia*, *Disterigma*, *Berberis*, *Pernettya*, *Gaultheria* y *Symplocos*. En Baa son representativas leñosas de más de 5 m de altura, de *Viburnum*, *Vallea*, *Oreopanax*, *Brunellia*, *Weinmannia*, *Miconia*, *Clusia* y *Bucquetia*; esta composición también fue documentada por Carrillo et al. (2017), Gil-Novoa y Morales-Puentes (2017), Moreno-Mancilla et al. (2018), Olaya-Angarita et al. (2019) y Gil-Leguizamón et al. (2020) en otros ecosistemas de alta montaña del departamento Boyacá.

4.2. Conectividad estructural

Los páramos evaluados, conforman un paisaje con dinámicas de uso de suelo frecuente e intensivo. Lo anterior, debido a largas trayectorias de ocupación del territorio (Ether et al., 2000; Sarmiento et al., 2013), así como a procesos ambientales y sociales (Cuesta et al., 2014). Tales cambios, afectan de manera directa o indirecta los bienes y servicios que prestan dichos ecosistemas.

Para 2018, la cobertura Mosaico de pastos y cultivos (Mpc) comprendió áreas de bosque y arbustal (incluso en áreas legalmente delimitadas como zonas de páramo a escala 1:100.000); dicho suceso mostró la reducción del número de teselas de Mpc, causado por la unión entre éstas, y un suelo destinado para agricultura y ganadería. Las actividades agrícolas extensivas estimularon cambios en el paisaje, y transformaron el entorno natural (Gurrutxaga y Lozano, 2006).

Entre 1987 y 2018, los dos núcleos de páramo (HdTf) unieron sus límites, por procesos de restauración pasiva y reforestación (con *Vaccinium meridionale*, *Oreopanax floribundus*, *Weinmannia*

tomentosa, *Tibouchina grossa* y *Myrcianthes leucoxylla* registradas en la zona de estudio). Lo anterior también fue demostrado por Jiménez (2018), que indica que la transformación positiva de esta cobertura ha sido el resultado de la aparición de nuevos parches de vegetación en el complejo Rabanal-Río Bogotá.

El arbustal denso perdió 477 ha y aumentó el número de teselas en 31 años. Este cambio se asocia con transformaciones influenciadas por usos agrarios, datos también registrados por Cortés et al. (2004) y Bernal (2017) para los municipios del área. De igual forma, las teselas aumentaron la distancia euclídea y la conectividad entre años disminuyó. Esta dinámica espacial y temporal del páramo (que incluye arbustales del subpáramo) se evidencia desde la época prehispánica (Ether et al., 2008). La cordillera Oriental ha experimentado transformaciones en los ecosistemas altoandinos (Cuesta et al., 2014), lo que ocasionó el cambio de las coberturas arbustivas y boscosas a pastizales; lo anterior, ha generado el aislamiento entre poblaciones (Santos y Tellería, 2006; Armenteras et al., 2011; Gil-Leguizamón et al., 2018).

Espacialmente se identificaron modificaciones fisionómicas en la vegetación; en 1987 se identificaron 192,3 ha dominadas por Arbustal denso (Ad), áreas que para 2018 fueron definidas espectralmente como Bosque abierto alto (Baa). Esta modificación estructural de la vegetación es producto de la sucesión, evidenciado en la ampliación del borde del bosque, debido a procesos de colonización, dispersión de semillas, expresión del banco de semillas germinable en el suelo, así como, reemplazo, competencia e inhibición de especies de arbustal, asociado a procesos de restauración pasiva (Prado-Castillo et al., 2018).

De igual forma, la creación del área protegida “Parque Municipal Guanachas” impidió el avance de la frontera agrícola y facilitó la preservación en la zona. A su vez, el Parque tiene por objetivo la conservación, mediante actividades ecoturísticas como el senderismo (Acuerdo Municipal N° 007 de 1999). Esta tendencia también fue identificada en el páramo de los Cristales, donde el bosque aumentó 76,65 ha, producto de la creación y delimitación del “Parque Municipal Llanadas” (Acuerdo Municipal N° 008 de 2005). Estas figuras de protección permitieron la ampliación en 165 ha el bosque en 31 años.

Lo anterior corrobora que las políticas de fomento para el ecoturismo contribuyen a la recuperación y desarrollo de las áreas naturales. Sin embargo, las políticas públicas son inexistentes en gran parte de las áreas de páramo e, incluso algunas de ellas, entran en conflicto con los habitantes de estas zonas (Múnera y Barreto, 2016; Méndez, 2019); es por esto que se hace necesario trazar directrices que incorporen una visión integral sobre los espacios de alta montaña (Sarmiento et al., 2017).

Aunque el número de parches de bosque aumentó entre fechas y amplió el área producto de la creación de nuevas teselas (en áreas protegidas), también experimentó modificaciones en la configuración espacial, debido a la pérdida de parches distribuidos en 1987 entre las islas de páramo (inmersas entre la matriz del paisaje). Esta pérdida pudo irrumpir rutas de desplazamiento de la fauna (Bennet, 2003; Gergel y Turner, 2017).

La distancia euclídea del bosque se redujo para 2018 (7,47 m); en términos ecológicos (Fahrig, 2003, García-Gigorro y Saura, 2005; Saura y Pascual-Hortal, 2007; Sierra et al., 2020) representa trayectorias más cortas para el desplazamiento de las especies entre núcleos de esta cobertura (Saura y Rubio, 2010; Correa-Ayram et al., 2014; Errejón-Gómez et al., 2018; Flantua et al., 2019). Los valores del índice de conectividad entre 1987 y 2018 se mantienen para teselas con distancias <1000 m y aumenta para aquellas >1000 m; ello se debe a la ampliación de Baa en las zonas naturales de Guacheneque y Los Cristales, mientras que en sus inmediaciones se perdieron teselas por actividad agrícola.

Por consiguiente, se identificó un proceso de fragmentación de las teselas de Bosque abierto alto de 1987 a pequeños fragmentos inmersos en la matriz de pastos y cultivos para el 2018, debido al crecimiento económico y a la demanda de recursos por parte de los habitantes locales (Etter y van Wyngaarden, 2000; Rodríguez et al, 2013). No obstante, el aumento de la conectividad es producto de la recuperación de la biodiversidad en áreas alejadas a dichas actividades, más no a la creación de nuevos fragmentos de bosque (Gergel y Turner, 2017).

4.3. Consideraciones finales

En Guachemeque y Los Cristales, los cambios espaciales en 31 años (1987-2018) modificaron la conectividad estructural, ocasionando la pérdida de hábitat natural e incremento de la relación perímetro/superficie en el paisaje, lo que incrementa el riesgo de extinción local de la flora y la fauna.

El distanciamiento entre teselas dificulta la dispersión, los procesos reproductivos de las especies y disminuye la eficacia biológica de los fragmentos, debido a la influencia de la matriz circundante. Por lo anterior, son necesarias prácticas integrales de manejo sostenible de los ecosistemas y una planificación articulada del territorio con fines de restauración ecológica, repoblamiento de especies nativas que propicien procesos de conectividad funcional y que garanticen el abastecimiento y la regulación de servicios ecosistémicos, junto con acciones de educación ambiental.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Vidal González “El Guardián del Páramo de Guacheneque” por compartirnos su conocimiento y guiarnos en ese maravilloso ecosistema catalogado como vulnerable.

Referencias

- Arellano-P., H., Rangel-Ch., J. O. 2010. Fragmentación y estado de conservación en páramos de Colombia. *Colombia Diversidad Biológica X Cambios global (natural) y climático (antrópico) en el páramo colombiano*. Bogotá DC, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, 479-541.
- Ariza, A. 2013. *Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 LDCM (Landsat Data Continuity Mission)*. Bogotá D.C., Colombia: Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica (CIAF). Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).
- Armenteras, D., Gast, F., Villareal, H. 2003. Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological conservation*, 113, 245-256. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Armenteras, D., Rodríguez, N., Retana, J., Morales, M. 2011. Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Reg Environ. Change*, 11(3), 693-705. <https://doi.org/10.1007/s10113-010-0200-y>

- Bennett, A.F. 2003. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Bernal, M. 2017. *Conflictos socioambientales en el páramo de Guacheneque y estrategias de conservación para el ordenamiento ambiental regional* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Carrillo, M.Y., Morales-Puentes, M.E., Gil-Leguizamón, P.A. 2017. Catálogo de la flora (angiospermas) del páramo de Bijagual, Boyacá, Colombia. *Boletín Científico del Centro de Museos*, 21(2), 15-29.
- CAR. 2018. *Elaboración del Diagnóstico, Prospectiva, Formulación de la cuenca Hidrográfica del río Bogotá Subcuenca río alto Bogotá*. Bogotá D.C., Colombia: CAR, Planeación Ecológica LTDA y Ecoforest LTDA.
- Chander, G., Markham, B.L., Barsi, J.A. 2007. Revised Landsat-5 Thematic Mapper Radiometric Calibration. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 4(3), 490-494. <https://doi.org/10.1109/LGRS.2007.898285>
- Chuvieco, E. 2002. *Teledetección ambiental*. La observación de la tierra desde el espacio. España: Editorial Ariel S.A.
- Correa-Ayram, C.A., Mendoza, M.E., López-Granados, E. 2014. Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, 59, 7-23. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022014000300002>
- Cortés-S., S.P., Rangel-Ch., J.O., Serrano-V., H. 2004. Transformación de la cobertura vegetal en la alta montaña de la cordillera Oriental de Colombia. *Lyonia: A Journal of ecology and application*, 6(2), 153-160.
- Cuesta, F. J., Sevink, L., Llambí, B., De Bièvre, B., Posner, J. 2014. *Avances en investigación para la conservación de los páramos andinos*. Quito, Ecuador: CONDESAN.
- Duque, M., Montes del Olmo, C. 2011. Los servicios de los ecosistemas de Chocontá: un ejercicio de percepción con sus habitantes. *NOVA - publicación científica en ciencias biomédicas*, 9(15), 113-214. <https://doi.org/10.22490/24629448.500>
- Equipo profesional POMCA. (2018). *Documento general del Pomcarg (POMCA río Garagoa)*.
- Errejón-Gómez, J.C., Vila-Subirós, J., Flores-Flores, J.L., Reyes-Hernández, H., Muñoz-Robles, C.A. 2018. Conectividad de los ecosistemas entre las reservas de la biosfera “El Cielo” y “Sierra del Abra Tanchipa” en México. *Investigaciones Geográficas*, 70, 181-196. <https://doi.org/10.14198/INGEO2018.70.09>
- Etter, A., McAlpine, C., Possingham, H. 2008. Historical Patterns and Drivers of Landscape Change in Colombia since 1500: A Regionalized Spatial Approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23. <https://doi.org/10.1080/00045600701733911>
- Etter, A., van Wyngaarden, W. 2000. Patterns of Landscape Transformation in Colombia, with Emphasis in the Andean Region. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(7), 432-439. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.7.432>
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Flantua, S., O’Dea, A., Onstein, E., Giraldo, C., Hooghiemstra, H. 2019. The flickering connectivity system of the north Andean paramos. *Journal of Biogeography*, 46, 1808-1825. <https://doi.org/10.1111/jbi.13607>
- García-Gigorro, S., Saura, S. 2005. Forest fragmentation estimated from remotely sensed data: is comparison across scales possible? *Forest Science*, 51(1), 51-63. <https://doi.org/10.1093/forestscience/51.1.51>
- Gergel, S.E., Turner, M.G. 2017. *Learning Landscape Ecology*. New York: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4>
- Gil, P.A. 2016. *Análisis multitemporal de la vegetación del Macizo de Bijagual, Boyacá*. (Tesis de Maestría). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja.
- Gil-Leguizamón, P.A., Morales-Puentes, M. E., Jácome, J. 2020. Estructura del bosque altoandino y páramo en el Macizo de Bijagual, Boyacá, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 68(3), 765-776.
- Gil-Leguizamón, P.A., Bravo-Pedraza1, W.J., Hernández-Velandia, D.R., Moreno-Mancilla, O.F., Morales-Alba, A.F., Reyes Camargo, J.E., Ovalle-Pacheco, A.L., Muñoz-Avila, J.A., Vergara, P., Ortiz, L., Useche, D.S. 2018. Capítulo 4 - restauración ecológica del bosque altoandino en la vereda Montoya (Ventaquema, Boyacá): avances. En Prado-Castillo, L. F., Gil-Leguizamón, P. A., Sabogal-González, A., Morales-Puentes, M. E. (Eds.), *Restauración de ecosistemas de montaña: cultura y ecología desde el páramo y el piedemonte llanero*, (pp. 139-177), Tunja, Colombia: Búhos editores Ltda. <https://doi.org/10.19053/978-958-660-335-5.4>
- Gil-Novoa, J. E., Morales-Puentes, E. 2017. Briófitos del complejo de páramos Tota-Bijagual-Mamapacha: un acercamiento a su riqueza y fitogeografía. *Ciencia en Desarrollo*, 1E(Suplemento Especial), 157-158.

- Gurrutxaga, M., Lozano, P.J. 2006. Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Polígonos: Revista de Geografía*, 16, 35-54. <https://doi.org/10.18002/pol.v0i16.410>
- Hilty, J., Worborys, G.L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., Carr, M., Pulsford, I., Pittock, J., White, J.W., Thebald, D.M., Levine, J., Reuling, M., Watson, J.E.M., Ament, R., Tabor, G.M. 2020. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. *Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30*. Gland, Switzerland. IUCN. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- IDEAM. 2010. *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. Bogotá, D. C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- Jiménez, L. 2018. *Análisis multitemporal de la cobertura de la tierra del páramo Rabanal – Río Bogotá y su condición frente a los escenarios de cambio climático, utilizando sistemas de información geográfica*. (Tesis de especialización). Universidad Libre, Bogotá.
- Llambí, L.D., Soto, A., Celleri, R., De Bievre, B., Ochoa, B., Borja, P. 2012. *Páramos Andinos: Ecología, Hidrología y Suelos de Páramos*. Monsalve Moreno.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Department of Environmental Conservation, University of Massachusetts, Amherst.
- Méndez, O.L. 2019. Los intereses emergentes sobre la alta montaña y la vida campesina: tensiones y contradicciones de la delimitación de páramos en Colombia. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 28(2), 322-339. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.70549>
- Moreno-Mancilla, O.F., Caro-Melgarejo, D.P., Morales-Puentes, M.E., Gil-Leguizamón, P.A. 2018. *Entre plantas y animales: una muestra de la diversidad del DRMI Rabanal (Boyacá) y el piedemonte llanero Sabanalarga (Casanare)*, Tunja, Boyacá, Colombia: Búhos Editores Ltda. <https://doi.org/10.19053/978-958-660-332-4>
- Múnera, J.R., Barreto, J.C. 2016. Disyuntivas ambientales y Políticas de los Campesinos Paperos del Páramo de Cortadera en Boyacá-Colombia. *Psicología Política*, 16(37), 321-334.
- Newbold, T., Hudson, L., Hill, S., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R., Börger, L., Bennett, D., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverría-Londono, S., Edgar, M., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M., Alhusseini, T., Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45-50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Olaya-Angarita, J.A., Díaz-Pérez, C.N., Morales-Puentes, M.E. 2019. Composición y estructura de la transición bosque-páramo en el corredor Guantiva-La Rusia (Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 67(4), 755-768. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.31965>
- Pascual-Hortal, L., Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21, 959-967. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-0013-z>
- Posada, E. 2012a. *Manual de prácticas de percepción remota I*. Bogotá D.C., Colombia: Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica (CIAF). Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).
- Posada, E. 2012b. *Manual de prácticas de percepción remota II*. Bogotá D.C., Colombia: Centro de Investigación y Desarrollo en Información Geográfica (CIAF). Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC).
- Prado-Castillo, L.F., Gil-Leguizamón, P.A., Sabogal-González, A., Morales-Puentes, M.E. 2018. *Restauración de ecosistemas de montaña: cultura y ecología desde el páramo y el piedemonte llanero*. Tunja, Boyacá, Colombia: Búhos Editores Ltda.
- Rodríguez, N., Armenteras D., Retana, J. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 154-174. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>
- Santos, T., Tellería, J.L. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15(2), 3-12.
- Sarmiento, C., Cadena-Vargas, C., Sarmiento, M., Zapata, J., León, O. 2013. *Aportes a la conservación estratégica de los páramos de Colombia: Actualización de la cartografía de los complejos de páramo a escala 1:100.000*. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

- Sarmiento, C., Osejo, A., Ungar, P., Zapata, J. 2017. Páramos habitados: desafíos para la gobernanza ambiental de la alta montaña en Colombia. *Biodiversidad en la práctica: Documentos de trabajo del Instituto Humboldt*, 2(1), 122-145.
- Saura, S., Rubio, L. 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*, 33, 523-537. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3), 91-103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>
- Sierra, J.A., Marín, D., Salazar, D., García, M.V., Quijano, M.A. 2020. Especies pioneras, persistentes y ensayos de germinación en bosques montanos de la cordillera Central, Colombia. *Ciencia en Desarrollo*, 11(2), 9-25. <https://doi.org/10.19053/01217488.v11.n2.2020.10645>
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G. 1993. Connectivity is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos*, 68(3), 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- Vásquez, A., Buitrago, A. 2011. *El gran libro de los páramos*. Bogotá, D. C., Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Verano, A., Villamizar, A. 2017. Lineamientos agroecológicos para el desarrollo del agroecoturismo en páramos. *Turismo y Sociedad*, 21, 253-273. <https://doi.org/10.18601/01207555.n21.12>