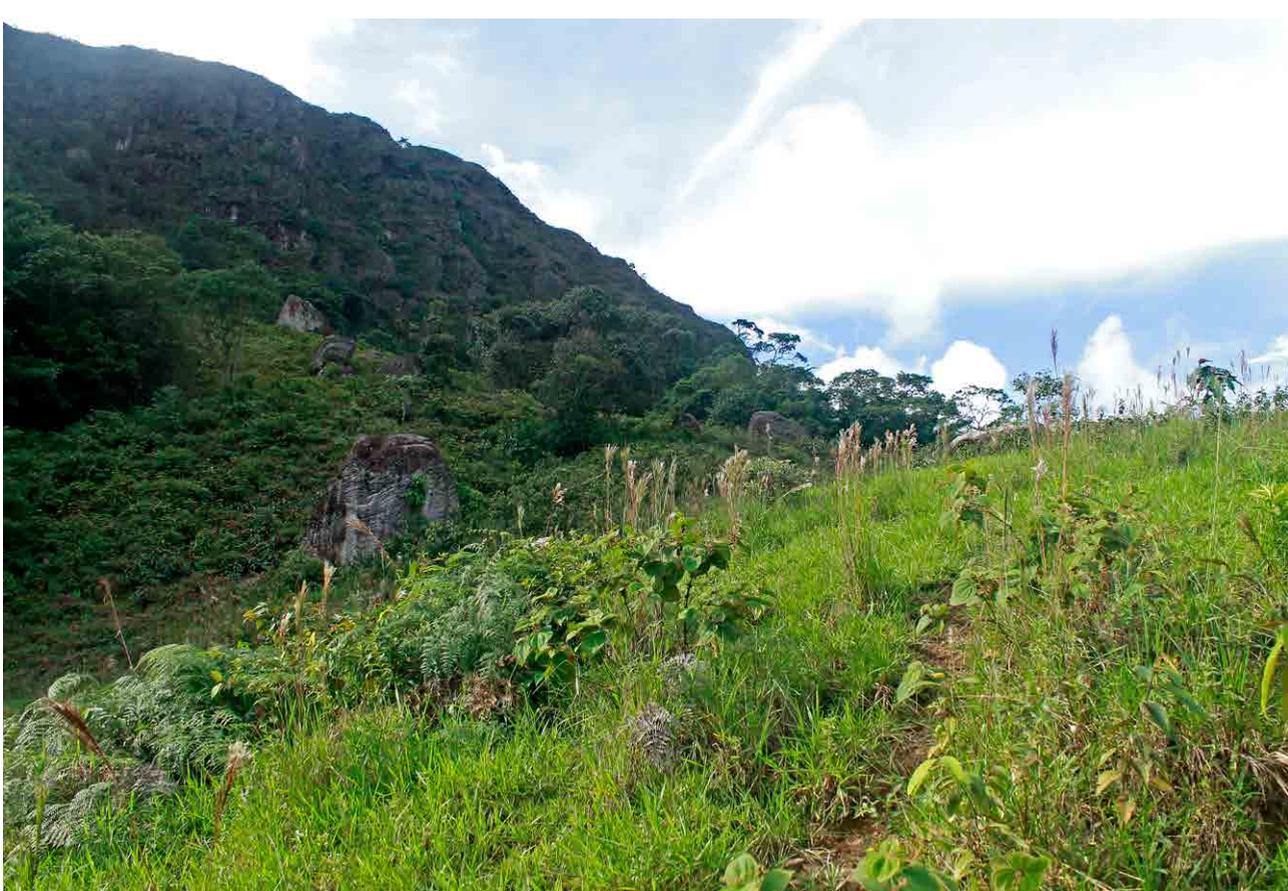


CAPÍTULO 6

RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DEL BOSQUE ANDINO EN LA VEREDA MONSERRATE (SABANALARGA, CASANARE): AVANCES



Jeison Adrián Olaya-Angarita¹, William Javier Bravo-Pedraza¹, David Ricardo Hernández-Velandia¹⁻², Pablo Andrés Gil-Leguizamón¹, Oscar Felipe Moreno-Mancilla¹, Andrés Felipe Morales-Alba¹⁻², John Edison Reyes Camargo¹, Andrés Leonardo Ovalle-Pacheco¹, Javier Andrés Muñoz-Avila¹⁻², Paulina Vergara¹, Laura Ortiz

¹Grupo de Investigación Sistemática Biológica (SisBio), Herbario UPTC. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia

²Maestría en Ciencias Biológicas. Escuela de Posgrados. Facultad de Ciencias. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

INTRODUCCIÓN

La degradación de los ecosistemas ha acelerado la crisis ambiental producto de la reducción de la calidad y disponibilidad de agua, ciclos de materia, pérdida de coberturas vegetales, productividad del suelo y biodiversidad (Acosta & Vargas-Ríos, 2007). Ante esta situación, las estrategias de restauración ecológica se convierten en soluciones que mitigan dicha degradación y favorecen la biodiversidad. La restauración se considera entonces una estrategia que soporta la sustentabilidad de los sistemas naturales y sociales, medida a diferentes escalas (paisajes, ecosistemas, comunidades y poblaciones) y que integra el papel fundamental de la flora, la fauna, los flujos ecológicos y la conservación de los recursos naturales (Díaz, 2007; Lozano-Zambrano, 2009).

En el presente capítulo se describen avances en la restauración ecológica a partir de los componentes: 1) temporalidad de coberturas vegetales; 2) suelo; 3) vegetación; 4) fauna y 5) sociedad, como aprendizajes obtenidos durante la estrategia de restauración de 25 ha en el municipio de Sabanalarga (Casanare), vereda Monserrate, las áreas San Martín I y Aguaclara.

6.1 TEMPORALIDAD DE COBERTURAS VEGETALES

Abordaje del componente temporalidad: la identificación de cambios espaciales y temporales se abordó a partir de información histórica de uso de suelo y la distribución de las coberturas; de este modo, se obtuvieron dos mapas temáticos de coberturas vegetales de los años 2015 y 2018 (Figs. 1 y 2), cuya dinámica de cambio fue soportada con las especies que caracterizan cada asociación vegetal (Capítulo 5, diagnóstico y diseño).

Coberturas vegetales identificadas - mapas temáticos 2015 y 2018.

Según leyenda nacional de coberturas de la Tierra (Corine Land Cover CLC; IDEAM, 2010), soporte en la verificación de campo (para delimitación de coberturas), las coberturas identificadas corresponden a las siguientes designaciones:

- *Bosque abierto alto de tierra firme* (CLC: 31211): bosque secundario, según CLC es una cobertura constituida por árboles de distribución regular, con formación de un dosel continuo y alturas hasta de 15 m.
- *Bosque de galería* (CLC: 314): tipo fisonómico de bosque asociado a las quebradas presentes en las áreas Aguaclara y San Martín I; según CLC, es una cobertura constituida por vegetación arbórea ubicada en márgenes de cursos de agua permanentes o temporales.
- *Herbazal denso* (CLC: 321): tipo fisonómico de pastos enmalezados; según CLC corresponde a una cobertura dominada por especies herbáceas desarrolladas en áreas no inundables, en las cuales pueden o no existir especies arbustivas.
- *Vegetación secundaria o en transición* (CLC: 323): tipos fisonómicos de arbustal alto y bajo (rastros); según CLC, es una cobertura vegetal originada por el proceso de sucesión de la vegetación natural posterior a la intervención, posiblemente se encuentren en recuperación tendiendo al estado original.

En general, los cambios en las coberturas vegetales son producto del establecimiento de las especies plantadas en los diseños de restauración. A continuación, se describen los principales resultados del análisis temporal realizado para las 25 ha de restauración:

Métricas de coberturas vegetales para las 25 ha de restauración ecológica-2015: Para el año 2015, se delimitaron cuatro tipos de coberturas vegetales, que definen la dinámica de un área natural con grado de perturbación producto de la colonización y uso desmedido de la madera y la caza ilegal de fauna; lo anterior, debido a identificación de características fisonómicas, verificación de campo y recopilación de información histórica (Tabla 1, Fig. 1).

De estas coberturas vegetales solo fueron caracterizadas aquellas que arrojaron información detallada de las posibles especies de sucesión temprana y tardía, útiles para la propagación en vivero. Así, las 25 ha de restauración ecológica contaron para 2015, con área de pastos enmalezados (14,89 ha) y arbustales (rastros); 8,48 ha), otras coberturas son las formaciones de bosque secundario y galería (1,63 ha).

Tabla 1. Métricas de paisaje calculadas para las 25 ha de restauración ecológica en Sabanalarga-2015.

Cobertura según Corin Land Cover (CLC)	Fisonomía - 2015	Perímetro (m)	Área (Ha)
Bosque abierto	Bosque secundario	922,36	0,68
Bosque de galería y/o ripario	Bosque de galería	1482,39	0,95
Pastos enmalezados	Pastos enmalezados	7689,76	14,89
Vegetación secundaria o en transición	Arbustal alto (rastroyo alto)	4753,26	7,91
	Arbustal bajo (rastroyo bajo)	573,77	0,57
TOTAL		15433,05	25,00

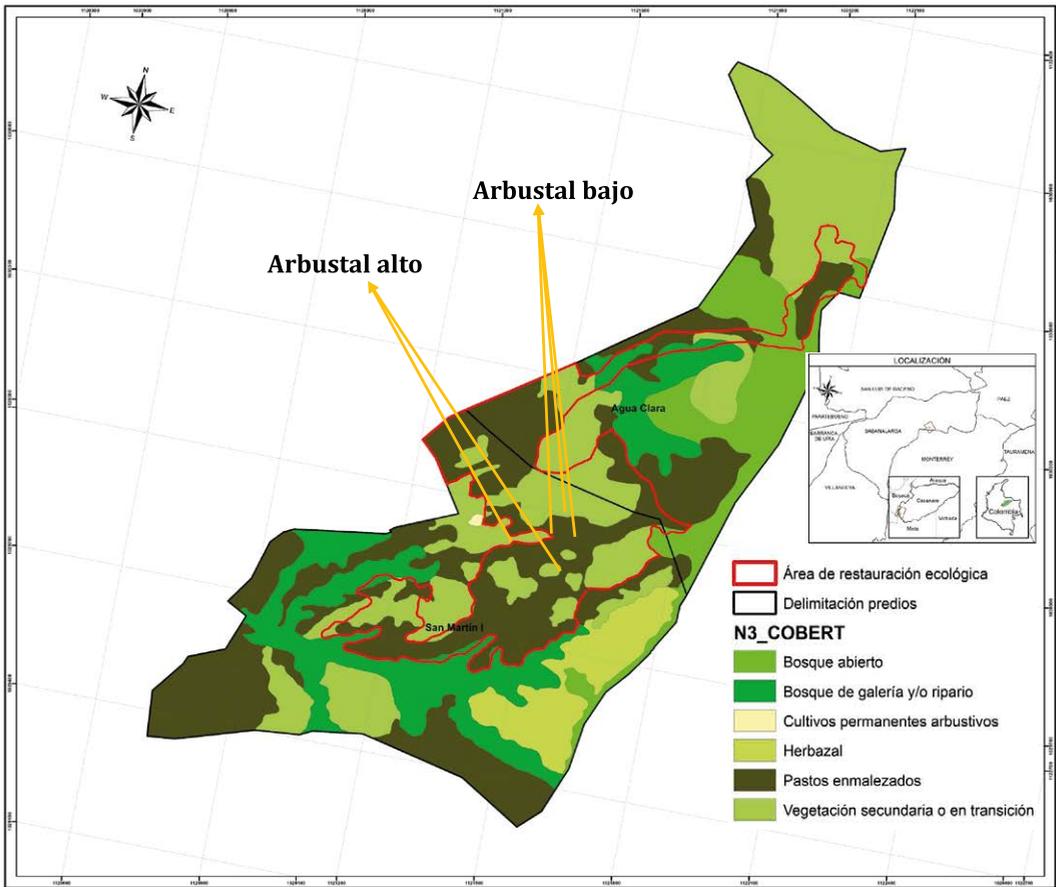


Figura 1. Mapa temático de coberturas vegetales 2015, delimitadas en las áreas San Martín I y Aguaclara (Sabalarga). El polígono rojo corresponde a las 25 ha de restauración ecológica.

Métricas de coberturas vegetales para las 25 ha de restauración ecológica-2018: En general, para esta fecha aún se mantienen los cuatro tipos de coberturas vegetales identificadas en el 2015; sin embargo, la dinámica espacial y temporal del área de influencia directa (25 ha) se ve modificada. Los pastizales enmalezados que en 2015 eran dominados por *Brachiaria* sp., para 2018, se cambia por la presencia de flora arbustiva (rastros bajos), producto de las estrategias de nucleación y avance de la sucesión natural; de esta forma para el 2018, a escala de paisaje, la cobertura vegetal representativa corresponde a la vegetación secundaria o en transición (arbustales) con 17,6 ha, mientras que los pastos enmalezados perdieron área (5,8 ha) (Tabla 2, Fig. 2).

Tabla 2. Métricas de paisaje calculadas para las 25 ha de restauración ecológica en Sabanalarga-2018.

Cobertura según Corin Land Cover (CLC)	Fisonomía - 2018	Perímetro	Área (Ha)
Bosque abierto	Bosque secundario	922,36	0,68
Bosque de galería o ripario	Bosque de galería	1482,39	0,95
Pastos enmalezados	Pastos enmalezados	3087,62	5,77
Vegetación secundaria o en transición	Arbustales	10289,02	17,61
TOTAL		15781,39	25,00

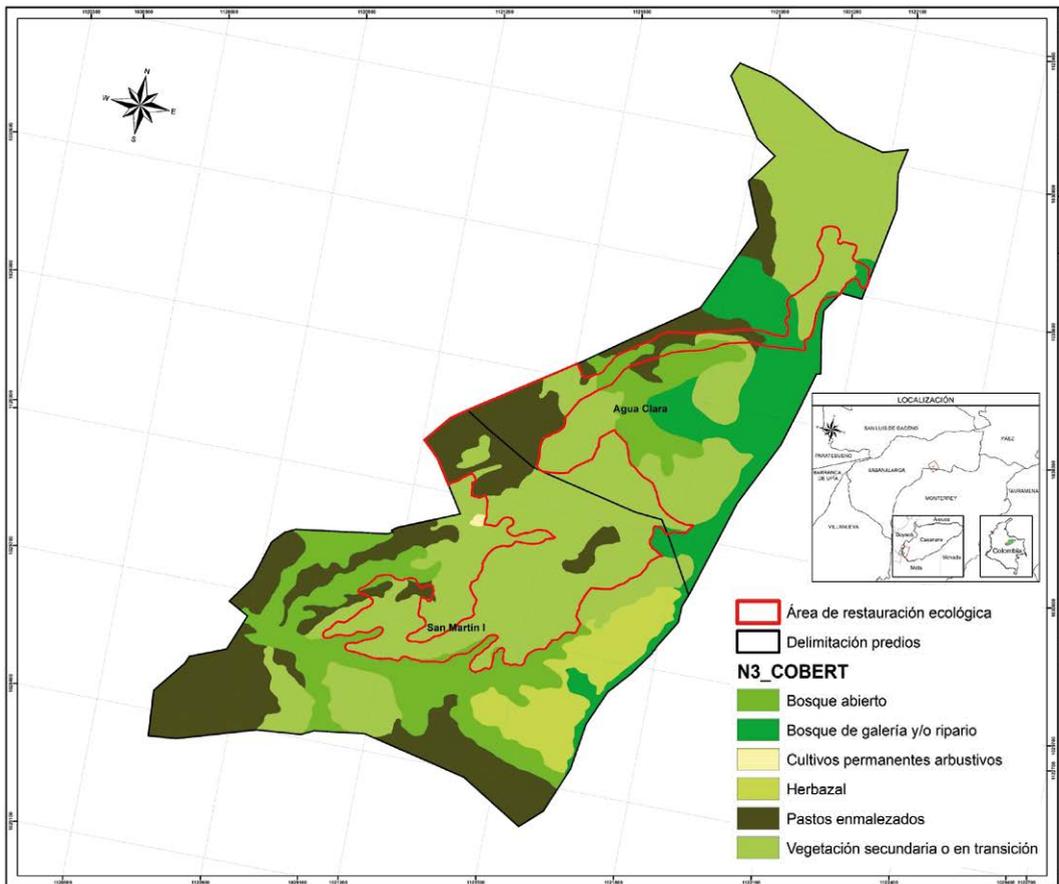


Figura 2. Mapa temático de coberturas vegetales 2018, delimitadas en las áreas San Martín 1 y Agua Clara (Sabalarga). El polígono rojo corresponde a las 25 ha de restauración ecológica.

6.2 SUELO

El suelo y su papel en la restauración ecológica. Con el fin de realizar análisis microbiológicos y fisicoquímicos del suelo se tomaron muestras del mismo en el periodo 2017 a 2018, en coberturas de bosque secundario (B2), bosque ripario (BR), pastizal enmalezado (PE) y rastrojo alto (RA).

Parámetros fisicoquímicos. Los suelos de la vereda Monserrate (áreas San Martín I y Agua Clara), se caracterizan por texturas arenosas, principalmente, en la asociación vegetal de bosque ripario, otros con texturas francos arcillosos en bosque abierto, bosque secundario, vegetación secundaria baja, vegetación secundaria alta y pastizal enmalezado.

Los suelos son ácidos con pH entre 3,8-4,7 y contenidos bajos de materia orgánica (MO) en todas las coberturas evaluadas; los valores más bajos de pH (3,8) están asociados a las zonas con siembra de núcleos. Las condiciones de acidez en los suelos, puede ser por la ausencia de bases intercambiables y el remplazo de cationes ácidos (Al^{3+}), además de la descomposición de la materia orgánica, la oxidación del azufre, la nitrificación del amonio y la liberación de H^+ por las raíces de las plantas cuando absorben Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ (Zapata, 2004).

Las concentraciones de Ca, Mg y K disminuyeron respecto a los valores obtenidos en el primer periodo; sin embargo, en la cobertura de rastrojo alto se obtuvieron para el segundo periodo de muestreo los valores más altos de Ca ($0,7 \text{ cmol}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$), Mg ($0,6 \text{ cmol}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$) y K ($0,2 \text{ cmol}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$), y en pastizales enmalezados con siembra (nucleaciones) los de Mg ($0,5 \text{ cmol}^+ \cdot \text{Kg}^{-1}$). Los bajos valores reportados en los macronutrientes de las diferentes coberturas vegetales, pueden estar siendo afectados por el pH ácido que presentan los suelos, el cual afecta el crecimiento y desarrollo de las plantas por disminución de nutrientes esenciales (Martinsen et al., 2015).

Parámetros microbiológicos. Los suelos de la vereda Monserrate, presentaron una concentración microbiana similar entre periodos de muestreo; las bacterias en concentraciones de $4,1 \text{ Log UFC g}^{-1}$ y para hongos de $2,5 \text{ Log UFC g}^{-1}$; en bosque secundario se registró la mayor abundancia de bacterias ($4,5 \text{ Log UFC g}^{-1}$), respecto a hongos, estos fueron abundantes en vegetación secundaria alta ($2,8 \text{ Log UFC g}^{-1}$).

Se aislaron un total de nueve géneros bacterianos (Gb) y 6 fúngicos (Gf), la cobertura bosque secundario fue la más diversa con el mayor número de morfotipos (6 Gb y 5 Gf); seguido del pastizal aledaño a bosque ripario (4 Gb y 4 Gf), y con menor diversidad fue pastos enmalezados (2 Gb y 3 Gf). No se evidenció recambio en número de morfotipos microbianos en las diferentes coberturas, en su lugar fue evidente el aumento en las abundancias de estos; *Pseudomonas* fue la más abundante registrada en todas las coberturas, seguido de *Bacillus*, *Lactobacillus* y *Corynebacterium*, y *Klebsiella* fue el menos abundante, registrada solo en pastizal enmalezado. Respecto a hongos, *Penicillium*, *Aspergillus* y *Cladosporium* se registraron en todas las coberturas durante los dos periodos de muestreo, seguido de *Mucor* y *Cephalosporium* (Fig. 3).

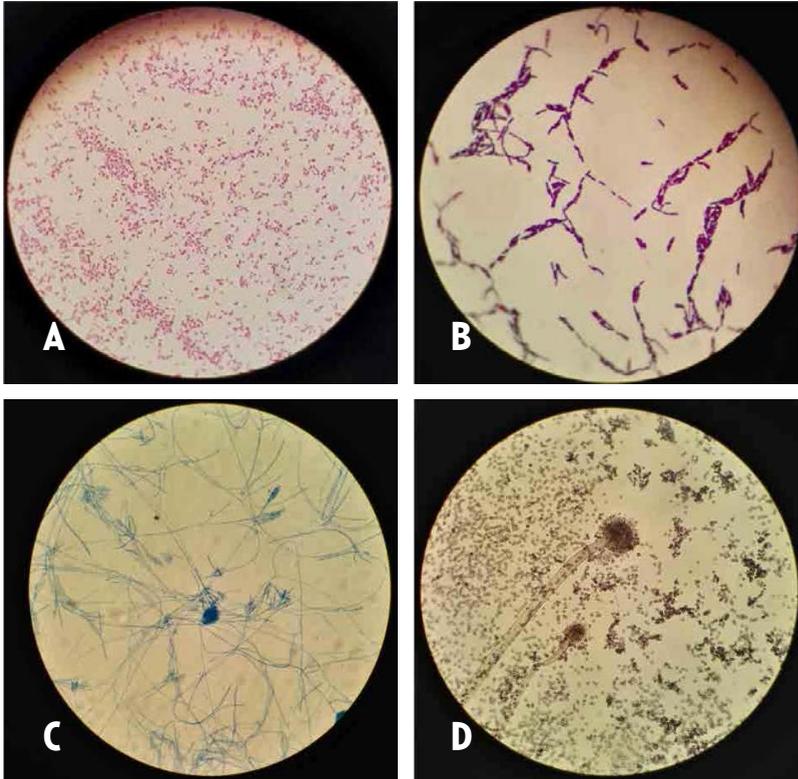


Figura 3. Principales géneros de bacterias y hongos aislados en las muestras de suelo en Sabanalarga, Casanare. **A.** *Pseudomonas*; **B.** *Bacillus*; **C.** *Penicillium*; **D.** *Aspergillus*.

La abundancia de bacterias y hongos no evidenció cambios significativos entre las coberturas en los periodos muestreados; sin embargo, en coberturas con siembra (nucleaciones), se apreció el aumento de abundancia de microorganismos bacterianos como *Pseudomonas* y *Bacillus*, los cuales pueden presentar alta flexibilidad metabólica y fisiológica, lo que les permite adaptarse con facilidad a diferentes ecosistemas y a los cambios en los suelos (Allison & Martiny, 2008).

En todo proceso de restauración ecológica, es fundamental la fijación de carbono por medio de la acumulación de hojarasca y el ciclaje de nutrientes a nivel de las raíces (Cheng & An, 2015), facilita la riqueza y la abundancia de microorganismos, que indica la recuperación de la estructura y propiedades del suelo. A corto plazo (0-3 años), no son notorios los cambios en las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas de los suelos, por tanto, se esperarían cambios contrastantes a mediano plazo (3-10 años).

6.3 VEGETACIÓN

La vegetación y su papel en la restauración ecológica: a continuación se describen indicadores de restauración ecológica discriminados en: 1) supervivencia de la plantación; 2) distribución de edades en grupos; 3) recambio de las especies, y 4) monitoreo del cambio de cobertura.

Escala	Atributo	Temporalidad	Indicador	Cuantificador
Comunidad	Composición	Trimestral	• Supervivencia de las plantaciones	• Tasa de supervivencia de especies plantadas
			• Distribución de edades en grupos	• Tasa de desarrollo de especies plantadas
			• Recambio de las especies	• Diversidad

• Supervivencia de las plantaciones

La supervivencia de las plantas sembradas en las estrategias de nucleación en el área de intervención (vereda Monserate, áreas San Martín I y Agua Clara) se registró hasta en un 89%, que sobrepasa la meta de restauración (> 75%) (Fig. 4). Las especies que presentaron una supervivencia del 100% fueron: *Attalea* aff. *maripa*, *Calliandra* sp., *Dendropanax arboreus*, Myrtaceae, *Oenocarpus* sp., *Tapirira guianensis*, *Tococa guianensis* y *Vismia baccifera*. Las especies que presentaron la menor tasa de supervivencia fueron *Palicourea* aff. *amethystina* y *Clidemia ciliata* con 47% y 56% respectivamente (Fig. 5).

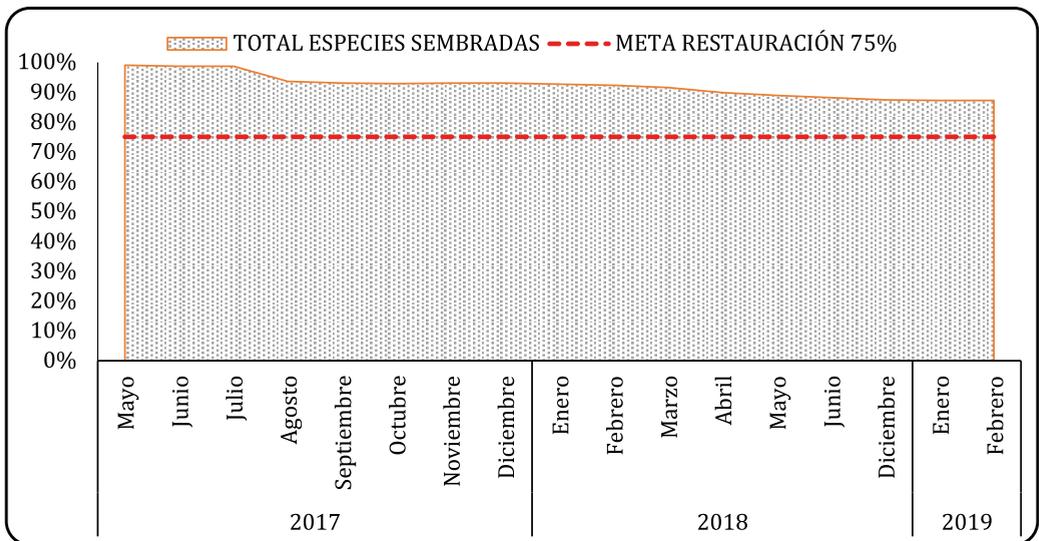


Figura 4. Tasa de supervivencia general de las plantaciones realizadas en Sabanalarga, Casanare.

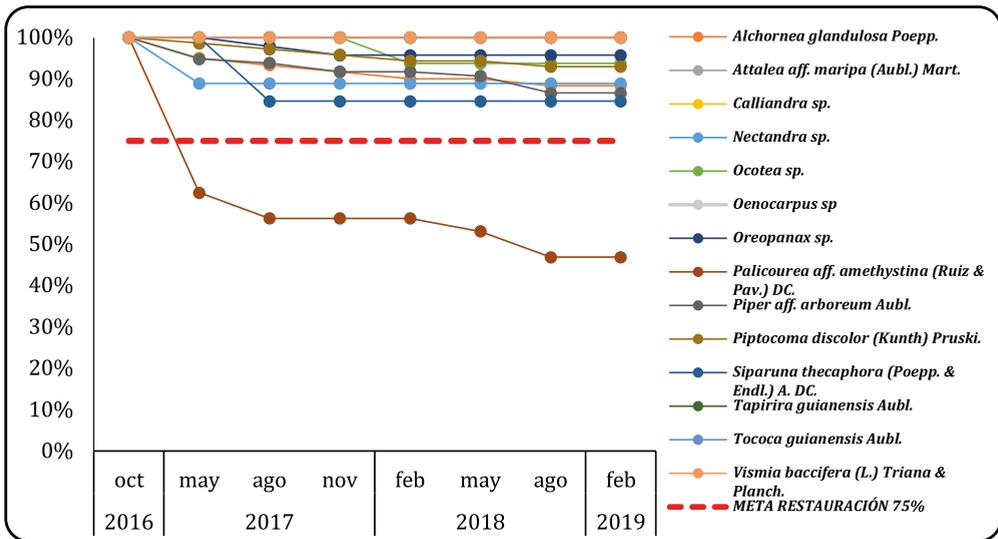


Figura 5. Tasa de supervivencia por especie.

• **Distribución de edades en grupos**

De acuerdo con los seguimientos para el año 2018, se evidencia que las plantaciones en su gran mayoría se encuentran en estado juvenil (I y II). Las especies *Cecropia latiloba*, *Miconia multiflora* y *Attalea aff. maripa*, son las especies que presentan mayor porcentaje de plantas en estado de plántula. *Alchornea glandulosa* es la única especie que presenta individuos en estado subadulto (Fig. 6).

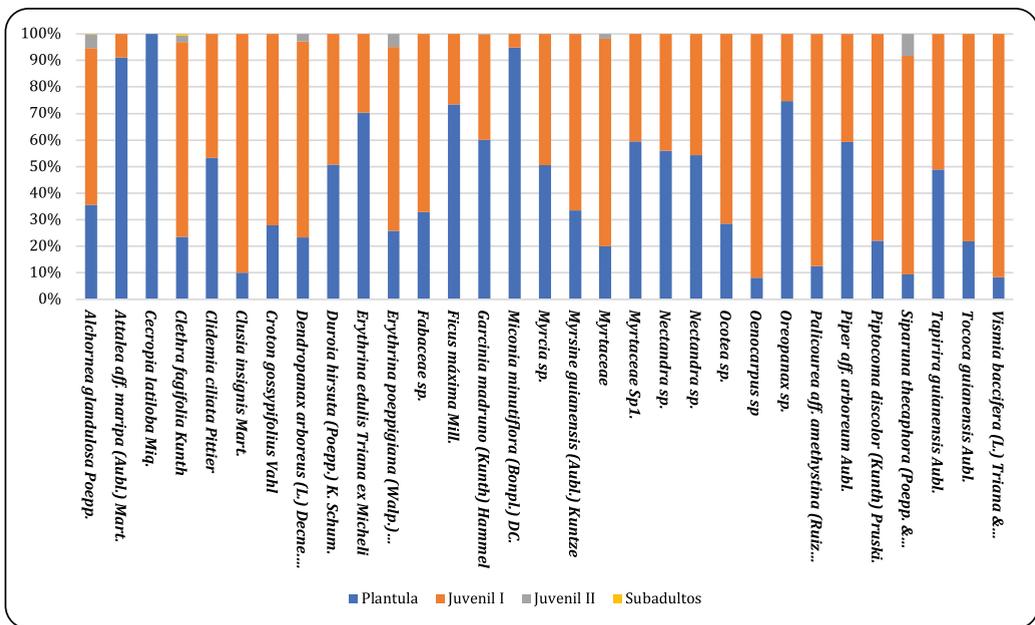


Figura 6. Distribución de edades para cada una de las especies establecidas en el área de intervención (II semestre 2018).

- **Recambio de las especies**

La vegetación asociada a los nueve núcleos de monitoreo tipo hexágono, registró un aumento en la riqueza entre los periodos 2016 y 2017 (Fig. 7). Así mismo, se evidenció un aumento sobre la diversidad (a partir del índice de Shannon), que, aunque no demostraron diferencias estadísticamente significativas, se observa que este valor incrementa en el año 2017. Los resultados muestran que en el área de intervención se llevó a cabo un proceso de regeneración natural.

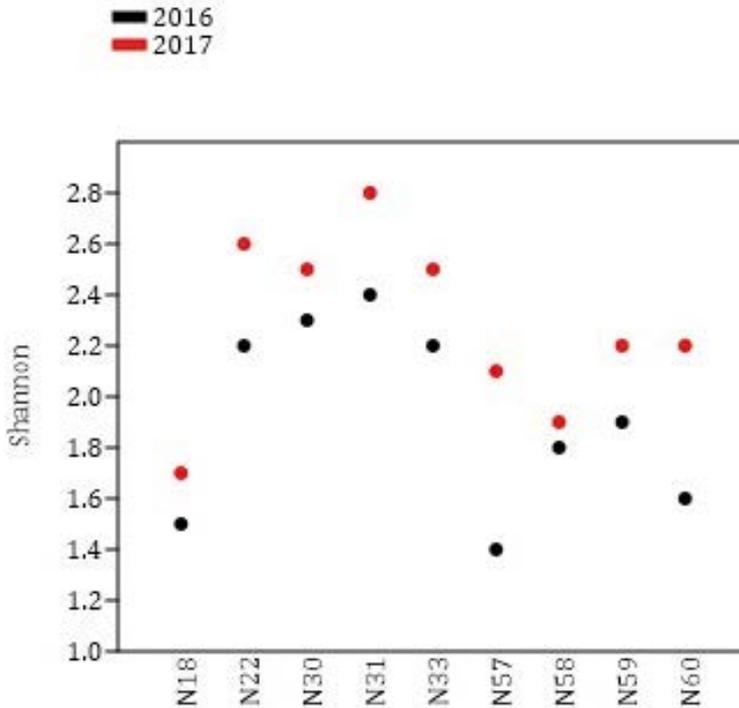
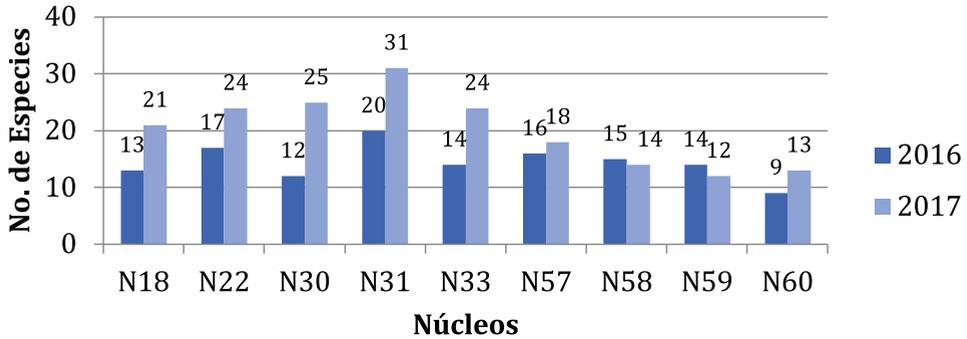


Figura 7. Imagen superior. Riqueza de especies (2016 y 2017) para cada uno de los núcleos de monitoreo tipo hexágono. Imagen inferior: Índice de diversidad para los núcleos hexagonales (periodo 2016-2017).

- **Monitoreo del cambio de cobertura**

Escala	Atributo	Temporalidad	Indicador	Cuantificador
Paisaje	Estructura	Semestral	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura de vegetación nativa • Cobertura de gramíneas exóticas 	<ul style="list-style-type: none"> • Porcentaje de área por tipo de cobertura • Cambio en la complejidad estructural de la vegetación

En la vereda Monserrate, la ganadería intensiva y extensiva, la tala y quema fueron las causas del deterioro de las coberturas vegetales. Posterior a la implementación de las estrategias de nucleación en las 25 ha, se observaron cambios en las coberturas. Inicialmente dominaron los pastizales limpios y pastizales arbolados de *Brachiaria* sp.; a junio de 2018 las siembras realizadas determinaron el establecimiento de la plantación (con especies como *Miconia* sp., *Clidemia ciliata*, *Piper arboreum*, *Persea* sp., *Myrcia* sp., otras), lo que explica un avance en el modelo de trayectoria ecológica, determinado en la estrategia de restauración, con la transición del pastizal a los arbustales (rastrojo). En las Figuras 8 a 10, se aprecian cambios fisonómicos producto del exitoso establecimiento de la plantación en el periodo 2016–2018.



Figura 8. Registros de la estrategia de nucleación. **A.** Siembra en pastizal - 2016. **B-C.** Modificación fisonómica del área sembrada, arbustos establecidos en 2018.



Figura 9. Cambio de cobertura del área Aguaclara. **A.** 2017. **B.** 2018.



Figura 10. Cambios fisonómicos producto de la plantación. **A.** Pastizal antes de la siembra; **B.** La misma zona con establecimiento de la plantación.

6.4 FAUNA

Relación entre la presencia de coleópteros coprófagos y comunidades vegetales en diversas etapas sucesionales en Sabanalarga

En la vereda Monserrate (Fig. 11), se registró una comunidad de escarabajos coprófagos muy diversa y estructurada, quizás resultado de la confluencia de los Andes y la región del Orinoco. Un total de 41 especies de escarabajos coprófagos (Scarabaeidae, Scarabaeinae) fueron registradas.

La especie más abundante, fue del género *Canthidium*, seguido de una morfoespecie del género *Onthophagus* y *Uroxys brachialis*. En contraste, se registraron con menos de diez individuos a: *Canthidium* sp. 1, *Canthon* aff. *politus*, *Uroxys pauliani*, *Dichotomius* aff. *tristis*, *Dichotomius mamillatus*, *Sulcophanaeus auricollis*, entre otros (Tabla 3). *Canthon*, *Deltochillum*, *Dichotomius* y *Sulcophanaeus* fueron especies exclusivas de bosques.



Figura 11. *Sulcophanaeus auricollis*. Especie indicadora positiva en Sabanalarga.

Tabla 3. Abundancia de escarabajos para las coberturas vegetales, en la vereda Monserrate (Sabanalarga). **B1.** Bosque de Palma; **B2.** Bosque Secundario; **BR.** Bosque Ripario; **PE1.** Pastizal Enmalezado 1; **PE2.** Pastizal Enmalezado 2; **PE3.** Pastizal Enmalezado 3.

Especie	B1	B2	BR	PE1	PE2	PE3	PE4	Total
<i>Ateuchus</i> sp. 1	0	0	46	0	0	0	0	46
<i>Canthidium</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Canthidium</i> sp. 23 H	395	570	508	43	18	5	11	1550
<i>Canthidium</i> sp. 27 H	168	202	52	16	1	2	3	444
<i>Canthidium</i> sp. 3	9	49	17	95	12	8	16	206
<i>Canthidium</i> sp. 5	25	4	8	7	0	0	0	44
<i>Canthidium</i> sp. 7	0	2	0	0	0	0	1	3
<i>Canthidium</i> sp. 8	3	0	1	0	0	0	0	4
<i>Canthon</i> aff. <i>cyanellus</i>	2	0	0	3	13	0	6	24
<i>Canthon</i> aff. <i>politus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Canthon angustatus</i>	8	2	56	0	0	0	0	66
<i>Canthon</i> sp. 1	20	33	63	5	1	0	28	150
<i>Coprophanaeus telamon</i>	1	23	16	11	24	5	0	80
<i>Deltochilum</i> sp. 1	14	12	25	3	0	0	0	54
<i>Deltochilum</i> sp. 2	10	14	17	0	0	0	0	41

Especie	B1	B2	BR	PE1	PE2	PE3	PE4	Total
<i>Dichotomius</i> aff. <i>tristis</i>	0	0	0	8	0	0	0	8
<i>Dichotomius boreus</i>	0	0	24	0	0	0	0	24
<i>Dichotomius compresicollis</i>	6	2	36	10	0	0	0	54
<i>Dichotomius deyrollei</i>	0	0	0	22	3	0	0	25
<i>Dichotomius mamillatus</i>	0	2	1	0	0	0	0	3
<i>Dichotomius protectus</i>	46	90	1	0	0	0	0	137
<i>Dichotomius quinquelobatus</i>	11	6	0	1	0	0	0	18
<i>Dichotomius</i> sp. 1	6	10	3	1	0	0	0	20
<i>Eurysternus</i> aff. <i>contractus</i>	4	3	3	0	0	0	0	10
<i>Eurysternus caribaeus</i>	38	20	32	2	0	0	0	92
<i>Eurysternus foedus</i>	0	3	6	3	0	0	0	12
<i>Ontherus</i> aff. <i>diabolicus</i>	3	3	58	2	0	1	0	67
<i>Ontherus</i> aff. <i>kirschii</i>	39	17	0	1	3	1	1	62
<i>Onthophagus</i> 08H / sp. 1	55	14	403	4	4	0	0	480
<i>Onthophagus bidentatus</i>	10	15	157	4	11	12	21	230
<i>Onthophagus curvicornis</i>	15	20	2	0	3	1	2	43
<i>Onthophagus rubescens</i>	37	19	165	4	1	0	0	226
<i>Onthophagus</i> sp. nov	13	14	2	1	17	0	2	49
<i>Phanaeus cambeforti</i>	1	11	6	0	0	0	0	18
<i>Phanaeus meleagris</i>	59	43	0	0	0	0	0	102
<i>Scybalocanthus</i> aff. <i>kelleri</i>	7	14	0	152	64	26	11	274
<i>Sulcophanaeus auricollis</i>	1	0	1	1	1	0	0	4
<i>Uroxys</i> aff. <i>brachialis</i>	43	84	167	75	13	16	5	403
<i>Uroxys</i> aff. <i>cuprescens</i>	84	58	153	12	0	1	0	308
<i>Uroxys</i> aff. <i>pauliani</i>	0	3	0	0	0	0	0	3
<i>Uroxys</i> sp. 5	0	0	0	4	0	0	0	4
Total	1133	1362	2029	490	189	78	109	5390

Diversidad Alfa (α). La diversidad alfa de coleópteros coprófagos (Fig. 12), refleja que el muestreo fue eficiente. Las curvas de especies duplicadas y únicas, presentan una clara tendencia a descender según se incrementa el número de muestras (Fig. 13).

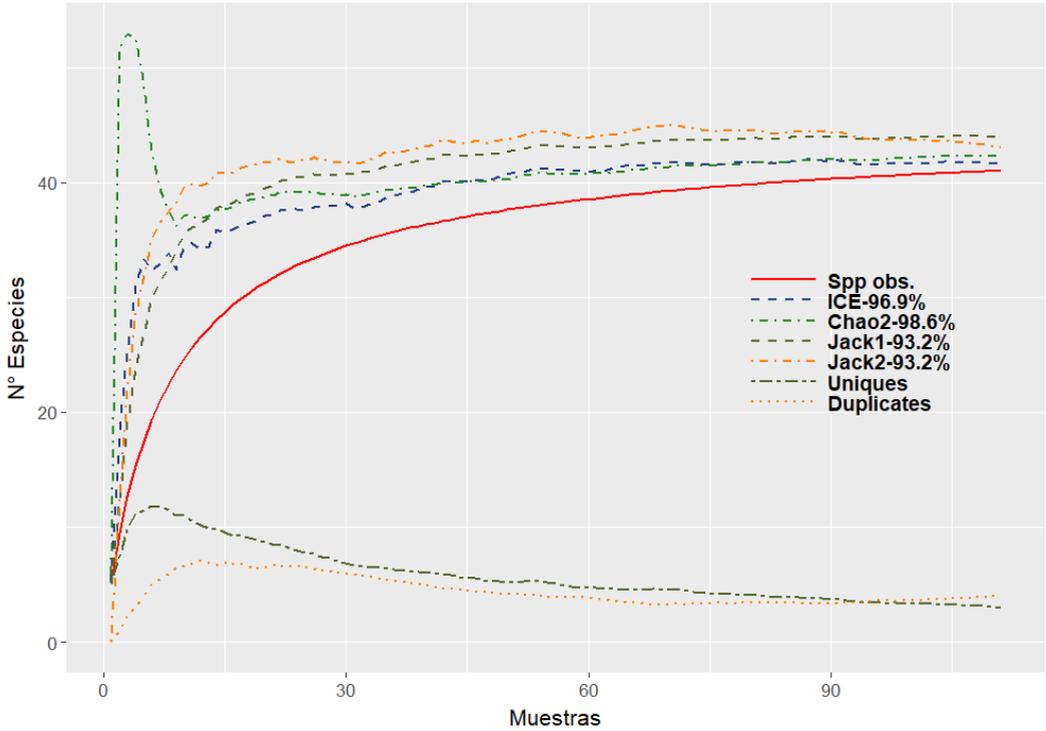


Figura 12. Diversidad Alfa para coleópteros en Sabanalarga.

Los bosques presentaron una mayor diversidad en comparación con los pastizales, pero se resalta que, uno de estos (PE_1 en Fig. 13) se solapa completamente con las coberturas de bosque. En este pastizal, se registró en el 70% de las especies observadas para la zona, esta zona, a través del tiempo, presentó los mayores cambios fisonómicos producto del establecimiento de especies sembradas en la estrategia de nucleación. La cobertura con mayor diversidad fue el Bosque de Palmas (B1) de acuerdo al orden q_1 de diversidad verdadera (11,34) y la cobertura con menor diversidad de escarabajos fue el pastizal PE3 ($q_1=6,57$).

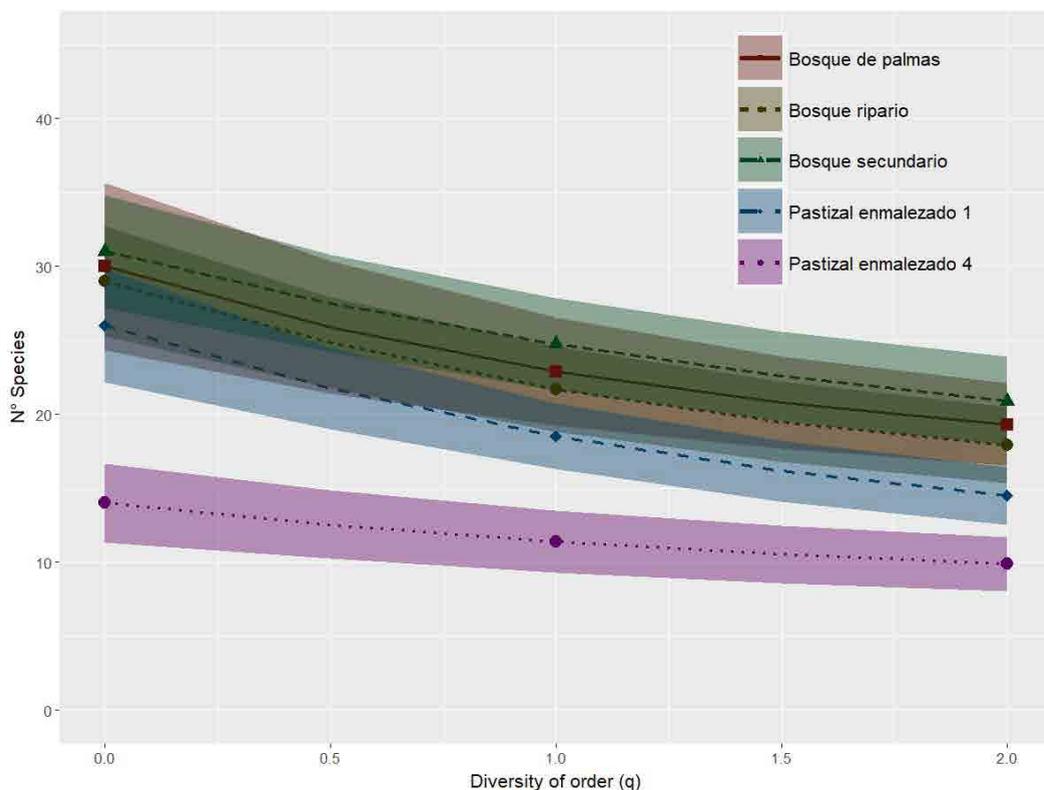


Figura 13. La diversidad Alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

Diversidad Beta (β). El Análisis de Correspondencias sin tendencia (DCA) realizado entre las abundancias de coleópteros sobre diversos tipos de coberturas en Sabanalarga, muestra que, el 63,6% de la variabilidad de los datos fue explicada por los dos primeros ejes del modelo (Fig. 14). El primer eje discriminó las coberturas de acuerdo con su estructura y composición, mientras que el segundo eje los separó principalmente en función de la proximidad de las coberturas degradadas (pastizales) a los bosques.

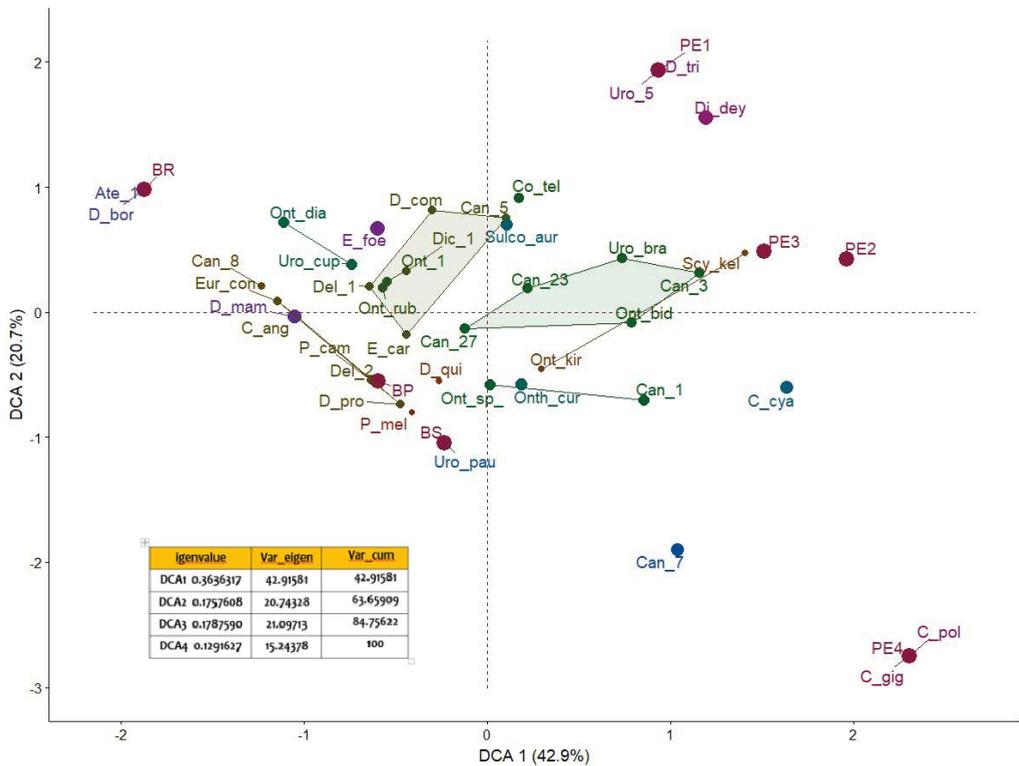


Figura 14. Análisis de correspondencias segmentado (DCA) realizado entre las abundancias de coleópteros en cuatro muestreos sobre diversos tipos de coberturas en Sabanalarga.

El bosque ripario (BR), y uno de los muestreos en pastizales (PE4), presentaron los datos más alejados en cuanto a semejanza de especies, esto explica el 43% de la variabilidad del modelo, a través de la composición de especies, lo que se interpreta con una importante diferencia en la presencia/ocurrencia de especies de coleópteros en función de las coberturas vegetales. Hay una separación de casi cuatro unidades de desviación estándar.

De igual manera, se puede observar que, existe coherencia en la hipótesis de trayectoria ecológica trazada para el desarrollo de las metas de restauración, al evidenciarse una mayor semejanza en la composición de especies de coleópteros entre pastizales respecto a aquellos observados en bosques. La misma interpretación procede para los bosques. El Bosque Ripario (BR), el Bosque de Palmas (BP) y el Bosque secundario (BS) comparten especies, con existencia de una relación proporcional en el número de incidencias de especies de coleópteros. Esta interpretación se hace al comparar los datos en 3 años.

De otra parte, es relevante observar cómo logran diferenciarse los pastizales entre sí. La principal diferencia en la composición de especies está entre el Pastizal 1 (PE1) y el Pastizal 4 (PE4). Las líneas (y polígonos) reflejan las especies compartidas entre coberturas vegetales. Y se observa una tendencia a la especificidad asociada a la complejidad estructural (y composicional) de las coberturas vegetales. Ahora,

al incluir el tercer eje en el Análisis de Correspondencias Segmentado (DCA), se explica un 84% de la variabilidad de los datos (Fig. 15).

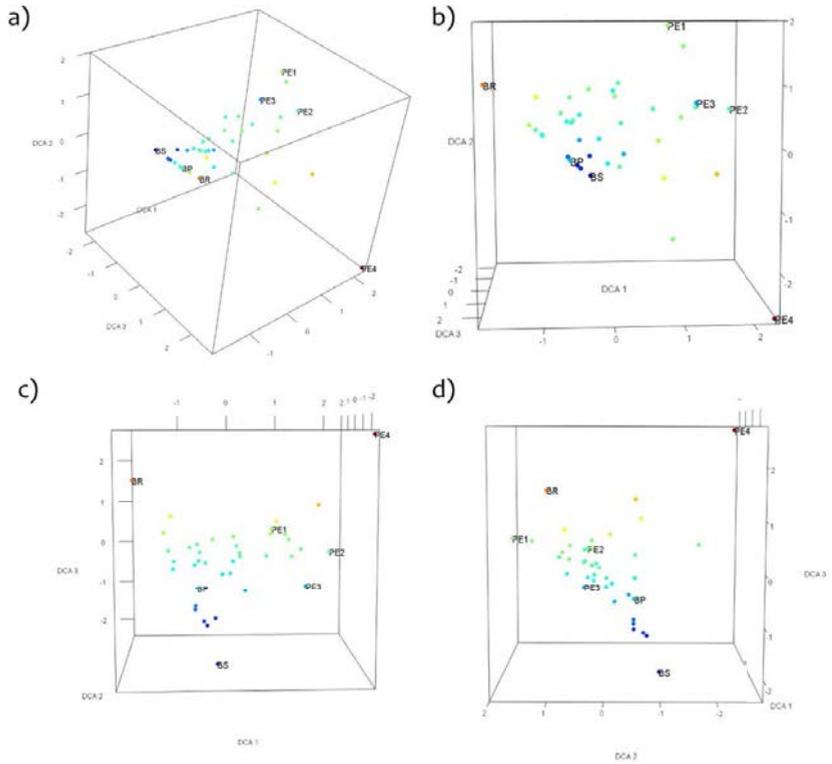


Figura 15. Análisis de correspondencias segmentado (DCA) realizado entre las abundancias de coleópteros en cuatro muestreos sobre diversos tipos de coberturas en Sabanalarga, una vez se incluye el tercer eje. **a)** DCA en 3 dimensiones; **b)– d)** rotación de la gráfica sobre cada eje.

La inclusión del tercer eje, permitió observar no solamente cómo se distribuyen de forma más agregada los dos tipos dominantes de coberturas (bosques y pastizales), sino cuáles son semejantes entre sí. El bosque de palmas queda entre los bosques secundarios y ripario, con mayor similitud hacia el bosque secundario.

Se observa una tendencia en el incremento de la diversidad de coleópteros coprófagos a medida que incrementa la complejidad estructural y composicional de la cobertura vegetal. Dado que, estos atributos en comunidades cuantifican el proceso de sucesión ecológica secundaria, lo que se plantea aquí es que, efectivamente, estos insectos son indicadores del avance en la continuación y por tanto, un buen indicador del efecto de procesos como la nucleación bajo condiciones de Sabanalarga.

¿A qué se puede deber esta relación entre cobertura y coleópteros coprófagos?, probablemente a la funcionalidad en este grupo de insectos por su especialidad en el uso del recurso, su ocurrencia se explica casi exclusivamente, por la presencia/

ocurrencia de especies de mamíferos, y acceso a las heces. Por tanto, aquella cobertura vegetal que oferta un mejor hábitat a los mamíferos, en términos de refugio y alimento, reflejará una mayor presencia de mamíferos y, por tanto, de los coleópteros coprófagos asociados.

Relación entre la presencia de hormigas y comunidades vegetales en diversas etapas sucesionales en Sabanalarga

En total, se hallaron 50 morfoespecies, en 28 géneros (Tabla 4). La mayor cantidad de morfoespecies se encuentran en pastizales PE1 (36) y PE4 (33). Los bosques presentaron entre ocho y 12 morfoespecies. Solo una morfoespecie del género *Megalomyrmex* se encontró en todas las comunidades vegetales; y quince (15) fueron exclusivas de una sola comunidad (Tabla 4).

Tabla 4. Presencia de morfoespecies de hormigas para las coberturas vegetales, en Sabanalarga. 0: Ausencia, 1: Presencia; B1: Bosque Secundario 1, B2: Bosque Secundario 2. BR: Bosque Ripario 1, PE1: Pastizal Enmalezado 1, PE2: Pastizal Enmalezado, PE3: Pastizal Enmalezado 3, PE4: Pastizal Enmalezado 4.

Morfoespecie	B1	B2	BR	PE1	PE2	PE3	PE4	Total
<i>Acromyrmex</i> sp. 1	0	1	0	1	1	1	1	5
<i>Anochetus</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	1	2
<i>Apterostigma</i> sp. 1	0	0	0	0	1	1	1	3
<i>Azteca</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	1	2
<i>Brachymyrmex australis</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Brachymyrmex patagonicus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	0	0	1	1	0	0	1	3
<i>Camponotus</i> sp. 1	0	1	0	1	1	1	1	5
<i>Camponotus</i> sp. 2	0	0	1	1	1	1	1	5
<i>Camponotus</i> sp. 3	0	0	1	1	1	1	1	5
<i>Camponotus</i> sp. 4	0	0	1	1	0	0	0	2
<i>Crematogaster limata</i>	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Crematogaster</i> sp. 1	1	1	1	1	0	0	1	5
<i>Crematogaster</i> sp. 2	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	1	0	0	1	1	1	1	5
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 2	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Eciton</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Ectatomma brunneum</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ectatomma</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Gnamptogenys</i> sp. 1	0	1	0	1	1	1	1	5
<i>Hypoponera</i> sp. 1	0	0	0	1	0	1	0	2
<i>Leptogenys</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Linepithema</i> sp. 1	0	1	0	1	0	0	0	2
<i>Linepithema</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Megalomyrmex</i> sp. 1	1	1	1	1	1	1	1	7
<i>Megalomyrmex</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Neoponera</i> sp. 1	1	0	0	1	0	0	0	2

Morfoespecie	B1	B2	BR	PE1	PE2	PE3	PE4	Total
<i>Neoponera</i> sp. 2	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Nylanderia</i> sp. 1	1	0	0	1	0	0	1	3
<i>Nylanderia</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Ochetomyrmex</i> sp. 1	0	0	0	1	0	0	1	2
<i>Odontomachus</i> sp. 2	0	1	1	1	1	1	1	6
<i>Odontomachus</i> sp. 2	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Pachycondyla</i> sp. 2	0	0	0	1	0	1	1	3
<i>Paratrechina</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp. 2	1	0	0	1	1	1	1	5
<i>Pheidole</i> sp. 2	1	1	0	1	1	1	1	6
<i>Pheidole</i> sp. 2	1	1	0	1	1	1	1	6
<i>Pheidole</i> sp. 2	0	0	0	1	1	0	1	3
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2	0	1	0	1	1	1	1	5
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Sericomyrmex</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
<i>Solenopsis</i> sp. 2	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Strumigenys</i> sp. 2	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Trachymyrmex</i> sp. 2	0	0	0	1	0	0	1	2
<i>Wasmannia auropunctata</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Wasmannia</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1	1	4
Total	8	12	8	36	23	26	33	146

Diversidad Alfa (α). El muestreo fue eficiente (Fig. 16). Las curvas duplicadas y únicas, reflejan una tendencia a caer según se incrementa el número de muestras. La cobertura de muestreo para hormigas indica que se registró más del 98 % del total de morfoespecies del lugar, evidencia de un muestreo altamente efectivo con bajas probabilidades de encontrar nuevas morfoespecies para el lugar en muestreos subsecuentes (Fig. 17).

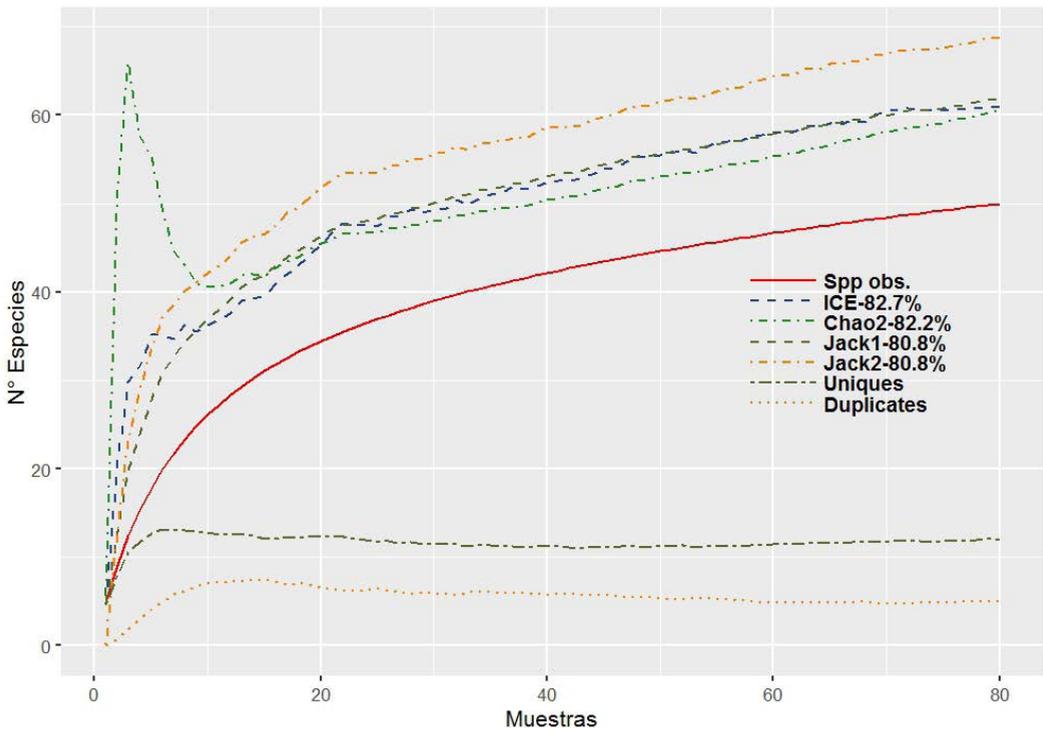


Figura 16. Diversidad Alfa para hormigas en Sabanalarga.

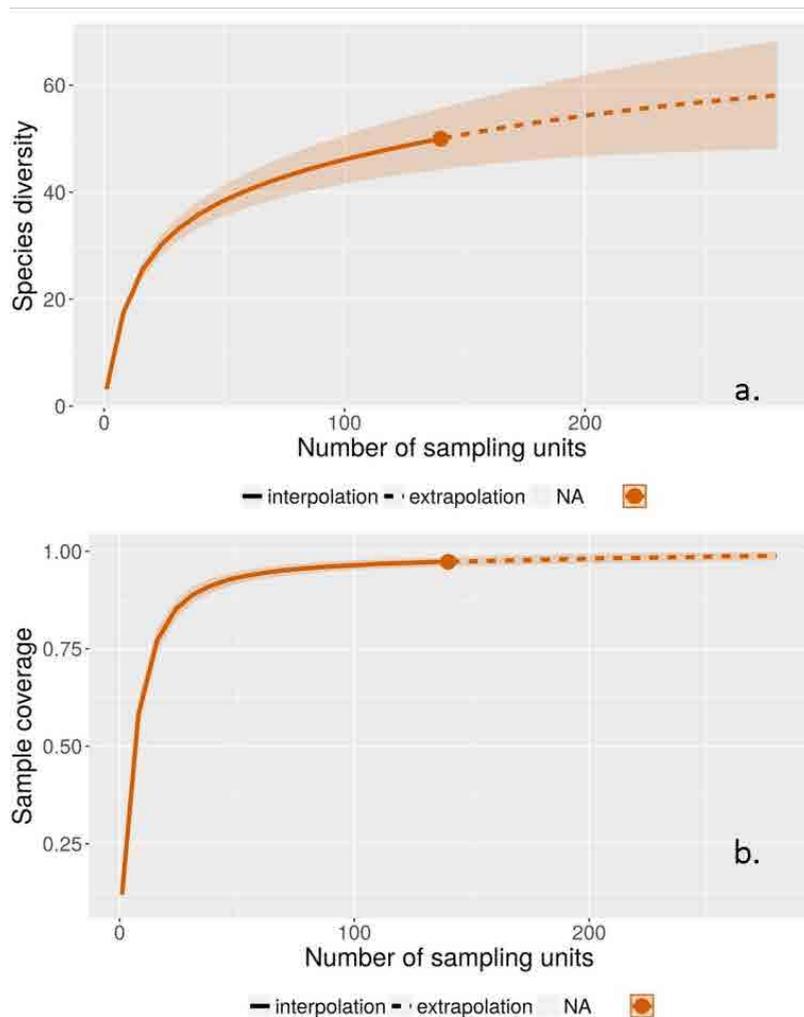


Figura 17. Completitud de muestreo para hormigas en Sabanalarga. **a.** Curva de rarefacción e interpolación de especies basadas en el tamaño de la muestra. **b.** Curva de cobertura de muestreo basada en el número de individuos.

La diversidad Alfa de hormigas (Figs. 18-19), fue más alta en los pastizales (PE1 y PE4), en comparación con los bosques en diferentes estados de conservación. En los bosques se presentaron los valores más altos de diversidad Alfa con intervalos de confianza superpuestos respecto al número de especies totales o con datos de presencia-ausencia semejantes.

La diversidad y el grado de recambio de especies reales (Chao & Jost, 2015) evidenció que la diversidad 0D ($q = 0$) o riqueza de especies, es mayor en los pastizales (cobertura de establecimiento de los núcleos de plantación) en los tres tiempos (con diversidades estadísticamente semejantes entre ellos) en comparación con los bosques. Para la diversidad 1D ($q = 1$) que corresponde al exponencial del índice de entropía de Shannon, y de diversidad 2D ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson, mantienen la tendencia, con valores más aproximados entre sí. Los bosques, presentaron una menor diversidad de hormigas y no son significativamente distintos entre ellos.

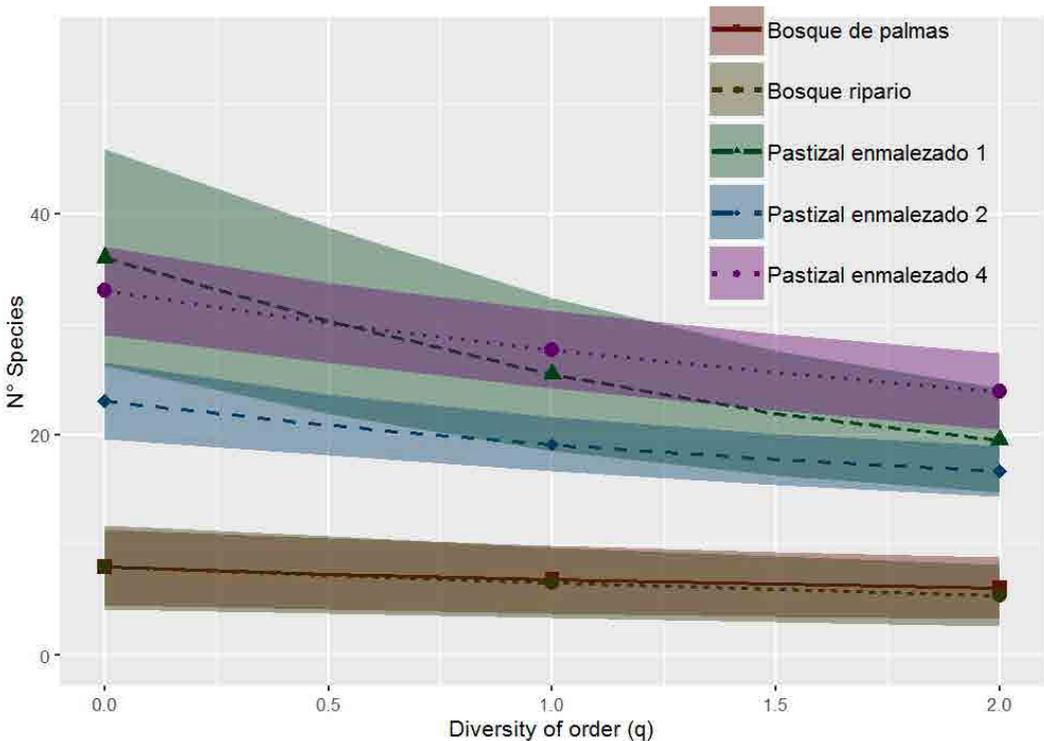


Figura 18. La diversidad Alfa en función de la riqueza de especies ($q = 0$), el exponencial del índice de entropía de Shannon ($q = 1$) y el inverso del índice de Simpson ($q = 2$) o inverso del índice de Simpson.

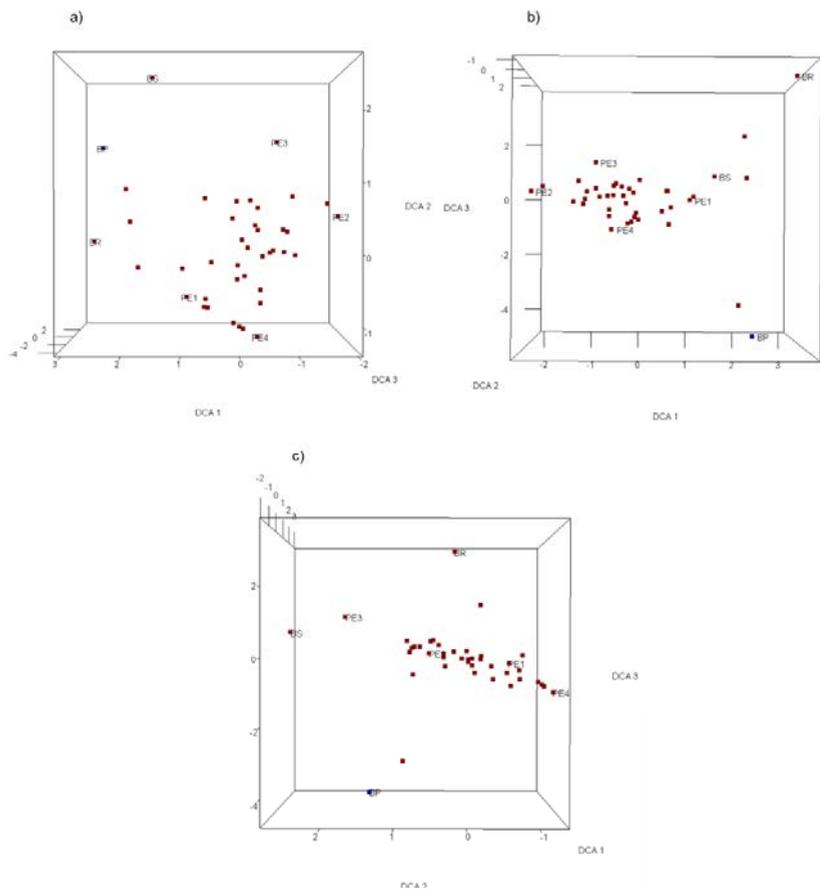


Figura 19. Análisis de correspondencias segmentado (DCA) realizado entre la riqueza de especies, en cuatro muestreos sobre diversos tipos de coberturas en Sabanalarga. **a)** DCA entre componentes 1 y 2; **b)** DCA entre componentes 1 y 3; **c)** DCA entre componentes 2 y 3.

En la vereda Monserrate se identificaron al menos 11 gremios (Arenas et al., 2015), que pese a la gran amplitud de características ecológicas que ellos expresan, se observaron algunos aspectos que se resaltan, por su posible interés para la restauración, a saber:

- a) Los géneros *Neoponera* y *Crematogaster*, se observaron exclusivamente en uno de los bosques, más extenso, y estructura y composición más compleja. Pertenecen a gremios diferentes, la primera, en la mayoría de sus especies se alimentan y anidan en árboles (de Freitas et al., 2018); la segunda, es omnívora de suelo, generalista en la elección de su alimento; y posiblemente favorecida en ambientes perturbados. Si es el caso de las especies observadas, implicaría que las condiciones en áreas en restauración aún no ofertan recursos para su colonización.
- b) Los géneros *Megalomyrmex*, *Pheidole*, *Odontomachus* en términos generales, presentaron una amplia distribución entre las comunidades vegetales, tanto de bosque como de pastizales. Las dos primeras en el

gremio "dominantes omnívoras de suelo" y a tercera como "depredadoras grandes epigeas". Son tres géneros que aparecen muy abundantes en los primeros muestreos y reducen su presencia con el tiempo.

- c) *Brachymyrmex* es un género asociado con actividad especializada y parecen ser particularmente indicadoras de áreas en proceso de recuperación (Palacio & Fernández, 2003; Arenas et al., 2015) y sensible a las perturbaciones ambientales (Marinho et al., 2002). Palacio & Fernández (2003) le consideran dentro del gremio de "especialistas mínimas de vegetación" y es un género que apareció en los últimos muestreos de los pastizales (PE4 y PE1).
- d) Los géneros, *Apterostigma*, *Eciton*, *Ectatomma*, *Hypoponera*, *Nylanderia*, *Pachycondyla*, *Solenopsis* y *Wasmannia* fueron observados exclusivamente en pastizales. Están asociados a nueve gremios diferentes: desde nómadas, oportunistas y depredadoras, hasta especialistas.

Es interesante anotar cómo, ninguno de los ocho géneros anteriormente citados, fue observado durante el tiempo 0 del monitoreo, es decir, previo estableciendo de los núcleos de vegetación. Antes de la plantación de especies nativas, las áreas estaban dominadas por gramíneas exóticas, principalmente, especies del género *Brachiaria*.

Entre las posibles explicaciones a esta dinámica de poblamiento de hormigas, está el rápido desarrollo de la sucesión ecológica temprana, resultando unas tasas de mortalidad en las plantaciones inferiores al 5%, la activación de los bancos de semillas, debido al control inicial realizado a la gramínea, y probablemente a la presión de propágulos desde los fragmentos de bosques hacia la matriz de pastizales.

De acuerdo con Chacón de Ulloa & Abadía (2014), el grupo de las hormigas cazadoras, es particularmente relevante como indicadoras del estado de conservación de un sitio, debido a sus requerimientos de microhábitat (nidifican entre hojarasca y madera en descomposición); por tanto, susceptibles a los cambios en el ambiente; entre ellas, los autores citan especies del género *Gnamptogenys*, presente en bosque y pastizales. Es probable que, el incremento en el establecimiento de las plantaciones haya diversificado los microhábitats, lo que permite la coexistencia de numerosas especies (Valdés-Rodríguez et al., 2014).

¿Qué nos pueden decir los anfibios y reptiles sobre la restauración en la vereda Monserrate?

Los muestreos evaluaron tres coberturas vegetales: Bosque Secundario (BS), Bosque Ripario (BR) y Matorrales densos o vegetación secundaria (MD). Estas tres coberturas cubren la mayoría de los hábitats que se encuentran disponibles en el área de estudio. Se registraron un total de 306 individuos de seis familias y 16 especies. En general, las tres coberturas presentaron riquezas iguales (12 especies cada una) y abundancias similares (Tabla 5); sin embargo, la mayoría de las especies son generalistas, y es común observarlas, en áreas boscosas como en algún grado de intervención. Familias como Hylidae, cuyas especies son comunes de observar en cuerpos de agua artificiales, o pequeñas charcas en pastizales o cultivos (Acuña-Vargas, 2016), excepto *Osteocephalus carri*, que fue únicamente observada a orillas de los arroyos de los bosques secundarios.

Tabla 5. Lista de especies de anfibios observados en el monitoreo realizado a las diferentes coberturas vegetales de la vereda Monserrate, Municipio de Sabanalarga. Bosque ripario (BR), Bosque secundario (BS) y Matorrales densos (MD). En monitoreos: 1, 2 y 3.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL									
Familia	Especie	BR1	BR2	BR3	BS1	BS2	BS3	MD1	MD2	MD3	Total
Aromobatidae	<i>Hyloxallus aff. sactamariensis</i>	2	3	6	2	17	14	0	0	0	44
	<i>Rheobates palmatus</i>	1	0	0	2	0	0	0	0	0	3
Bufonidae	<i>Rhinella cf. acuminata</i>	0	1	8	1	0	9	0	4	2	25
	<i>Rhinella horribilis</i>	0	1	0	1	0	0	1	1	4	8
Craugastoridae	<i>Pristimantis carranquerorum</i>	3	5	11	2	4	6	2	11	3	47
	<i>Pristimantis medemi</i>	10	4	5	7	0	0	10	6	3	45
	<i>Pristimantis sp.</i>	5	8	0	3	6	3	0	5	0	30
Hylidae	<i>Boana xerophylla</i>	0	1	3	0	1	10	0	2	0	17
	<i>Osteocephalus carri</i>	0	0	0	0	1	5	0	0	0	6
	<i>Scinax ruber</i>	0	0	6	0	0	3	0	14	4	27
	<i>Scinax wandae</i>	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
	<i>Leptodactylus colombiensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	4	0	5
Leptodactylidae	<i>Leptodactylus fuscus</i>	2	2	2	0	1	6	2	1	3	19
	<i>Leptodactylus linneatus</i>	2	1	4	0	1	2	2	2	6	20
	<i>Pseudopaludicola boliviana</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3
Microhylidae	<i>Elachistocleis ovalis</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Total general		27	26	45	18	31	58	23	51	27	306

Así mismo, especies de Leptodactylidae y Microhylidae son de hábitos generalistas y se encuentran en áreas con intervención humana; otro caso, Leptodactylidae tiene un modo reproductivo en el cual envuelve la postura de sus huevos con una sustancia espumosa, que protege a los huevos de las sequías y los mantiene húmedos (Wells, 2007). De tal manera que las características propias de este grupo, coadyuvan a que permanezcan en ecosistemas con altos grados de intervención como cultivos y pastizales.

Los registros de las especies de la familia Craugastoridae (Fig. 20), se deben a aspectos totalmente diferentes de las familias Bufonidae, Hylidae y Leptodactylidae. La abundancia de las especies de *Pristimantis* en todas las coberturas vegetales, y en especial, la cobertura de MD, se debe a que son organismos que no pasan por estado larval en ciclo de vida, sino que, por el contrario, su desarrollo se lleva a cabo adentro del huevo (Wells, 2007).



Figura 20. Rana de la familia Craugastoridae, *Pristimantis medemi*.

Para el caso de los reptiles, se observaron un total de 54 individuos que pertenecen a cinco familias y 12 especies, de las cuales, cinco son lagartos y siete son serpientes (Tabla 6). Respecto a los registros obtenidos con los anfibios, representa una abundancia mucho menor. Este contraste, se debe a que especies como las serpientes y algunos lagartos se caracterizan por ser de comportamientos crípticos, razón por la cual sus observaciones son con baja frecuencia (Rojas-Murcia et al., 2016). Además, los reptiles tienen escamas, lo cual le brinda una mayor tolerancia cambios de temperatura o humedad que los anfibios (McDiarmid et al., 2012).

Tabla 6. Lista de especies de reptiles observados en el monitoreo realizado a las diferentes coberturas vegetales de la vereda Monserrate, Municipio de Sabanalarga. Bosque ripario (BR), Bosque secundario (BS) y Matorrales densos (MD). En monitoreos: 1, 2 y 3.

TAXÓN		COBERTURA VEGETAL									Total
Familia	Especie	BR1	BR2	BR3	BS1	BS2	BS3	MD1	MD2	MD3	
Apoglossidae	<i>Ptychoglossus brevifrontalis</i>							1			1
Dactyloidae	<i>Anolis aff. auratus</i>		1								1
	<i>Anolis</i> sp. 1	1									1
Sphaerodactylidae	<i>Lepidoblepharis</i> sp.			1	1	3	7				12
	<i>Gonatodes concinnatus</i>							11	1	15	27
	<i>Atractus fuliginosus</i>								1		1
Colubridae	<i>Erythrolamprus reginae</i>								1		1
	<i>Mastigodryas boddartei</i>	1									1
	<i>Oxyrhopus petolarius</i>			1					1		2
	<i>Bothrocophias</i> sp.				1				2		3
Viperidae	<i>Bothrops atrox</i>	1							1	1	3
	<i>Bothrops venezuelensis</i>							1			1
Total general		3	1	2	2	3	7	13	7	16	54

La notoria abundancia de los reptiles en la cobertura de MD se atribuye en su mayoría a la especie *Gonatodes concinnatus*, ya que son comunes de ver bajo los escombros o en las casas de los sitios alledaños. Son especies que toleran muy bien los cambios en la cobertura, siempre y cuando puedan hallar refugio de las altas temperaturas y alimento como pequeños insectos.

Además de esto, la gran mayoría de las serpientes se observaron en esta misma cobertura vegetal, lo que puede indicar que allí se encuentren las presas de las cuales suelen alimentarse. Como es el caso de las serpientes de los géneros *Bothrops* y *Bothrocophias* (Fig. 21), que son comunes de ver en áreas similares, ya que, allí buscan ranas, lagartijas o pequeños mamíferos que se alimentan de algunos cultivos. Estas serpientes, a pesar de representar cierto riesgo por ser venenosas, pueden jugar un papel importante en procesos de restauración ecológica al mantener el equilibrio de las redes tróficas.



Figura 21. Serpiente del género *Bothrocophias*, observada en cobertura de bosque secundario (BS) y Matorrales densos (MD).

Se puede afirmar que los anfibios y reptiles observados concuerdan con las especies típicas del piedemonte llanero que reportan Angarita et al. (2013). Y dado que existe poco conocimiento acerca de la herpetofauna del municipio de Sabanalarga, donde no existen reportes publicados o son pocas las colectas científicas para el municipio (Angarita-Sierra, 2014), cada uno de los hábitats y microhábitats muestreados son potenciales áreas que deben tener prioridad en procesos de conservación.

Las especies que pueden arrojar mejores respuestas a los procesos de restauración ecológica a largo plazo, son organismos cuyas poblaciones dependan de recursos o condiciones que les brinden las coberturas de bosque. Y si se corrobora que, tales especies están colonizando áreas que fueron reforestadas como la cobertura de matorrales densos, podría deberse a que estas zonas que fueron intervenidas en el pasado, estarían recuperándose y aportando recursos que antes solo se encontraban en las coberturas boscosas. Por ejemplo, para los anfibios como las ranas del género *Hyloxalus* y para los reptiles como la lagartija *Lepidoblepharis* sp., que son especies que no están asociadas directamente con grandes cuerpos de agua, o áreas abiertas como pastizales, pero sí están asociadas con vegetación que mantenga una humedad alta y con una gruesa capa de hojarasca, ya que, es ahí donde perchan, interactúan y llevan a cabo sus comportamientos reproductivos y desplazamientos en búsqueda de alimento.

Lo anterior, y el exitoso registro de las especies de anfibios y reptiles se debe a la amplia intensidad de muestreo comparando entre épocas climáticas, así como la evaluación y muestreo de las principales y predominantes coberturas vegetales presentes en el área.

6.5 LA GENTE DE LA VEREDA MONSERRATE

Comunidades rurales, la academia y el intercambio de saberes. Se realizaron actividades de educación ambiental con los 24 vigías ambientales de la Institución Educativa Jorge Eliécer Gaitán del municipio de Sabanalarga. Así mismo, se realizaron jornadas de capacitación ambiental, enfocadas en el reconocimiento del territorio, por medio de charlas de conservación del piedemonte llanero, restauración ecológica y acciones de trabajo en vivero (Fig. 22).



Figura 22. Jornada de capacitación a vigías ambientales.

Así mismo, se desarrolló un taller para evaluar los conocimientos adquiridos por los vigías ambientales, relacionados con el uso eficiente del agua, las ventajas de implementar procesos de restauración ecológica y su contribución a la conservación del agua, los efectos de la variación del clima y la importancia de las plantas para los seres humanos (Fig. 23).



Figura 23. Talleres de educación ambiental con estudiantes de secundaria de la Institución Educativa Jorge Eliécer Gaitán.

Con los 40 estudiantes de 5to. primaria y 49 de 6to. bachillerato, se desarrolló sensibilización en temas relacionados con el reconocimiento de la flora y fauna de la región, contaminación ambiental, restauración y taller de la percepción del territorio, con el fin de fortalecer y evaluar los conocimientos de los estudiantes sobre dichos temas (Fig. 24).



Figura 24. Jornada de capacitación grados 5 y 6. **A-B.** Presentación información grado 6. **C-D.** Taller de cartografía social grado 5. **D-E.** Socialización de carteleras.

Participación activa. La estrategia de participación comunitaria en el proyecto buscó, además de dejar apropiación en las comunidades con relación a los procesos y actividades del proyecto de restauración, la vinculación de pobladores como mano de obra local, y como expertos locales ser multiplicadores de la información desde el inicio hasta la culminación del proyecto.

La integración de la comunidad al proyecto de restauración, se ha realizado a través de su participación en las actividades de campo, como: la recolección de semillas,

ahoyado, siembra y donación de material vegetal, conjuntamente se capacitó al personal contratado en técnicas de viverismo (recolección de plántulas, estacas y semillas, tratamientos pre-germinativos, siembra de plántulas). De igual forma, se han mantenido vinculados dos pobladores de la región al proyecto (Fig. 25).



Figura 25. Actividades con la comunidad en el área de restauración. **A.** Transporte de material; **B.** Ahoyado; **C.** Siembra de material.

Asimismo, con la comunidad que participó en las actividades de trabajo en el vivero, se realizó una entrevista, en la cual se reconocieron las opiniones sobre el trabajo adelantado en el proyecto y su contribución a la protección de las fuentes hídricas del municipio, además de la identificación de los conocimientos adquiridos durante su participación en las diferentes actividades desarrolladas en el trabajo de vivero.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, M., & Vargas-Ríos, O. 2007. Ampliación de fragmentos de bosque altoandino. En: Vargas-Ríos, O. (ed.) Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino. El caso de la Reserva Forestal de Cogua, Cundinamarca. Segunda edición. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- Acuña-Vargas, J.C. 2016. Anfibios y reptiles asociados a cinco coberturas de la tierra, Municipio de Dibulia, la Guajira, Colombia. *Acta Zoológica Mex.*, 32: 133-146.
- Allison, S., & Martiny, J. 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 11512-11519.
- Angarita-Sierra, T. 2014. Diagnóstico del estado de conservación del ensamble de anfibios y reptiles presentes en los ecosistemas de sabanas inundables de la cuenca del río Pauto, Casanare, Colombia. *Rev. La Acad. Colomb. Ciencias*, 38: 53-78.
- Angarita-Sierra, T., Ospina-Sarría, J., Anganoy-Criollo, M., Pedroza-Banda, R., & Lynch, J.D. 2013. Guía de campo de los Anfibios y Reptiles del departamento de Casanare (Colombia). Bogotá-Arauca, Serie Biodiversidad para la Sociedad No. 2. Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquía; YOLUKA ONG, Fundación de Investigación en Biodiversidad y Conservación. Bogotá-Arauca.
- Arenas, A., Corredor, G., & Armbrrecht, I. 2015. Hormigas y carábidos en cuatro ambientes del piedemonte del Parque Nacional Natural Farallones de Cali, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 41(1): 120-125.
- Chacón de Ulloa, P., & Abadía, J. C. 2014. Two decades of study of the diversity of ants in Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 38(148): 250-260.
- Chao, A., & Jost, L. 2015. Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>

- Cheng, M., & An, S. 2015. Responses of soil nitrogen, phosphorous and organic matter to vegetation succession on the Loess Plateau of China. *Journal Arid Land*, 7(2): 216-223.
- De Freitas, F., Paixão, G. C., & Vicente, R. E. 2018. News records of species of Neotropical Ants in the Meridional Amazon.
- Díaz, R. 2007. El monitoreo en la restauración ecológica. En: Vargas O. (ed.). *Guía Metodológica para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.
- IDEAM. 2010. *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., 72 p.
- Lozano-Zambrano, F.H. (ed). 2009. *Herramientas de manejo para la conservación de biodiversidad en paisajes rurales*. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR) Bogotá, D.C., Colombia.
- Marinho, C.G.S., Zanetti, R., Delabie, J.H.C., Schindwein, M.N., & Ramos, L.S. 2002. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em Eucaliptos (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, 31(2): 187-195.
- Martinsen, V., Alling, V., Nuria, N., Mulder, J., Hale, S., Ritz, C., Rutherford, D., Heikens, A., Breedveld, G., & Cornelissen, G. 2015. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. *Journal Soil Science and Plant Nutrition*. 61: 821-834.
- Mcdiarmid, R.W., Foster, M.S., Guyer, G., Gibbons, J.W., & Neil, C. 2012: *Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring*. London, England, University of California.
- Palacio, E., & Fernández, F. 2003. Clave para las subfamilias y géneros. En: Fernández, F (ed.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*, pp. 233-260. Bogotá, Colombia Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Recuperado de: <http://repository.humboldt.org.co/bitstream/handle/20.500.11761/32961/978-958-8151-23-6.pdf?sequence=1>
- Rojas-Murcia, L.E., Carvajal-Cogollo, J.E., & Cabrejo-Bello, J.A. 2016. Reptiles del Bosque Seco Estacional en el caribe colombiano: Distribución de los hábitats y del recurso alimentario. *Acta Biol. Colomb.*, 21: 365-377.
- Valdés-Rodríguez, S., Chacón de Ulloa, P., & Armbrecht, I. 2014. Riqueza de hormigas del suelo en el Parque Nacional Natural Gorgona, Pacífico colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 62(Sup 1): 265-276.
- Wells, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. Chicago and London, The University of Chicago.
- Zapata, H. 2004. *Química de la acidez del suelo*. Cargraphics, Cali. 208 p.