INFLUENCIA DE LA CRONOSECUENCIA DE LAS PLANTACIONES FORESTALES DE EUCALIPTO, SOBRE LA DIVERSIDAD DE AVES EN LOS RELICTOS DE VEGETACIÓN RIPARIA NATIVA, EN EL NOROCCIDENTE DE COLOMBIA.

INFLUENCE OF THE CHRONOSEQUENCE OF EUCALYPTUS FOREST PLANTATIONS ON THE DIVERSITY OF BIRDS IN THE RELICTS OF NATIVE RIPARARY VEGETATION IN NORTHWESTERN COLOMBIA.

Miguel Ángel Parejo Tovar[1*]

1. Grupo de Investigación Biodiversidad Unicórdoba, Universidad de Córdoba, Montería, Colombia.
*E-mail: mparejotovar@correo.unicordoba.edu.co

RESUMEN

La conversión presentada en la vegetación autóctona por coberturas exóticas como las plantaciones forestales de *Eucalyptus urograndis*, ha tenido efectos negativos sobre la diversidad de aves a nivel global.

Este trabajo tuvo como objetivo establecer la influencia de la cronosecuencia de las plantaciones forestales de Eucalipto sobre la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia en el noroccidente de Colombia. Esta investigación se desarrolló en 14 localidades del noroccidente colombiano, en las que se evaluaron relictos de vegetación riparia sin plantaciones forestales y con influencia de plantaciones forestales de *Eucalyptus urograndis* de diferentes edades. Los muestreos se realizaron durante 6 meses en el período comprendido entre marzo del 2021 hasta mayo del 2022. En cada uno de los relictos de vegetación riparia se realizaron censos a través de puntos fijos de conteo. Los muestreos se realizaron entre las 6:00 – 10:00 horas.

Se registraron 1.311 individuos distribuidos en 145 especies pertenecientes a 42 familias y 18 órdenes. Se realizó un ajuste a los registros obtenidos a partir de la ponderación de los grados de abundancia descritos por Mcmullan en el 2021 y se obtuvieron 852 individuos usados para analizar la diversidad. La familia más abundante fue Tyrannidae con el 9% del total de los individuos registrados a través de las 117 observaciones en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de Eucalipto de diferentes edades seguida de Thraupidae y Psittacidae con un 8% con 109 y 99 individuos respectivamente. La especie con mayor número de observaciones fue *Ortalis garrula* con 96 observaciones del total de las abundancias obtenidas, seguido de *Manacus vitellinus* con 64 registros y *Cyanocorax affinis* con 55 individuos observados.

Las zonas sin influencias de plantaciones de Eucalipto presentaron mayor registro de especies acumuladas con 94 especies, seguido de la relictos de vegetación riparia con influencia de la cronosecuencia 8 con 76 especies y los relictos de vegetación riparia con influencia de la cronosecuencia 7 con 59 especies. Los relictos de vegetación riparia influenciados por la edad de las plantaciones forestales con mayor abundancia de aves fue el relicto de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones de Eucalipto con 189 individuos registrados, seguido de la cronosecuencia 8 con 185 individuos y la cronosecuencia 7 con 128 individuos observados.

El Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) con las distancias de Bray-Curtis tuvo un coeficiente de correlación R de 0,87 , lo que significa que hay diferencias significativas entre los relictos de vegetación riparia con influencia de plantaciones de Eucalipto de diferentes edades. Se registró que las cronosecuencias más cercanas son las formadas por las primeras etapas fenológicas de las plantaciones de Eucalipto y los últimos estadios.

El coeficiente de correlación de Spearman registra que correlaciones lineales tienen una relación baja – moderada. Esta relación es significativa pero no es muy grande

Este trabajo muestra que hay una relación entre el crecimiento de la vegetación contenida en las plantaciones forestales de Eucalipto a través de distintas edades y la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones.

Palabras Clave: Aves, Plantaciones forestales, Diversidad, Eucalipto

ABSTRACT

The conversion of native vegetation by exotic cover such as *Eucalyptus urograndis* forest plantations has had negative effects on bird diversity at a global level.

The objective of this work was to establish the influence of the chronosequence of Eucalyptus forest plantations on bird diversity in relicts of riparian vegetation in northwestern Colombia. This research was developed in 14 localities of northwestern Colombia, in which relicts of riparian vegetation without forest plantations and with influence of forest plantations of *Eucalyptus urograndis* of different ages were evaluated. Sampling was conducted during 6 months in the period from March 2021 to May 2022. In each of the riparian vegetation relicts, censuses were carried out through fixed counting points. Sampling was conducted between 6:00 - 10:00 hours.

A total of 1,311 individuals distributed in 145 species belonging to 42 families and 18 orders were recorded. An adjustment was made to the records obtained from the weighting of the degrees of abundance described by McMullan in 2021 and 852 individuals were obtained and used to analyze diversity. The most abundant family was Tyrannidae with 9% of the total number of individuals recorded through the 117 observations in the relicts of riparian vegetation immersed in the Eucalyptus forest plantations of different ages followed by Thraupidae and Psittacidae with 8% with 109 and 99 individuals respectively. The species with the highest number of observations was *Ortalis garrula* with 96 observations of the total abundances obtained, followed by *Manacus vitellinus* with 64 records and *Cyanocorax affinis* with 55 individuals observed.

The areas without influence of Eucalyptus plantations had the highest accumulated species record with 94 species, followed by the relicts of riparian vegetation with influence of chronosequence 8 with 76 species and the relicts of riparian vegetation with influence of chronosequence 7 with 59 species. The riparian vegetation relicts influenced by the age of the forest plantations with the highest abundance of birds was the riparian vegetation relict without influence of the Eucalyptus plantations with 189 individuals recorded, followed by chronosequence 8 with 185 individuals and chronosequence 7 with 128 individuals observed.

The non-metric multidimensional scaling analysis (nMDS) with Bray-Curtis distances had a correlation coefficient R of 0.87, meaning that there are significant differences between riparian vegetation relicts with influence of Eucalyptus plantations of different ages. It was recorded that the closest chronosequences are those formed by the first phenological stages of Eucalyptus plantations and the last stages.

Spearman's correlation coefficient records that linear correlations have a low to moderate relationship. This relationship is significant but not very large.

This work shows that there is a relationship between the growth of vegetation contained in Eucalyptus forest plantations through different ages and the diversity of birds in the relicts of riparian vegetation immersed in the plantations.

Key words: Birds, Forest plantations, Diversity, Eucalyptus, Biodiversity

INTRODUCCIÓN

Los cambios del uso del suelo han traído consigo la fragmentación y pérdida de los hábitats naturales, esto se presenta como uno de los impulsores claves en la disminución de la biodiversidad (Andrade & Castro, 2012; Lambin et al., 2000). Aunque la fragmentación genera efectos negativos sobre la biodiversidad, se estima que la transformación de las coberturas nativas puede ser más perjudicial (Andrade & Castro, 2012; Rivera, 2010). La conversión presentada en la vegetación autóctona por coberturas exóticas como las plantaciones forestales ha tenido efectos negativos sobre la diversidad de aves a nivel global (Gabriel & Gh, 2009; Lindenmayer & Hobbs, 2004). A pesar de los efectos generados a la biodiversidad, estos espacios se presentan como sitios de estudios adecuados para entender la relación de los cambios en la composición del hábitat a través del tiempo y su posible influencia sobre la diversidad de aves residentes en los espacios nativos, con los que estos complejos interactúan (Guariguata & Ostertag 2001). Aún es un tema de controversia considerar a las plantaciones forestales como desiertos verdes o no (Stephen & Wagner 2007;

Brockerhoff et al 2008; Bremer & Farley 2021), hay autores que afirman que estas tienen efectos reparadores en la restauración de áreas degradadas (J. Castaño et al., 2008; Fontúrbel et al., 2016).

Es posible que la respuesta de algunas comunidades de aves frente a la transformación de las coberturas nativas sea la extinción local de las poblaciones presentes en estas (Velasquez-Valencia, 2018)**.** El estatus de los parches nativos afectados por el establecimiento de las plantaciones forestales en los que residen las aves condicionará el impacto sobre las poblaciones residentes. Si bien los hábitats subóptimos posibilitan la disminución del impacto de procesos dañinos como el efecto borde, estos espacios se pueden transformar en sumideros o trampas ecológicas dadas las tasas reproductivas de cada especie (Law & Dickman, 1998).

Las plantaciones forestales pueden ofrecer escalones hacia los fragmentos de bosque aledaños a estas (Fontúrbel et al., 2016). En el caso de las regiones colombianas, en el que estos complejos se establecen en zonas con matrices agrícolas en las que predominan potreros, las plantaciones forestales pueden parecer atractivas para las aves (Enríquez-Lenis et al., 2007).

Las plantaciones forestales tienen características ecológicas disímiles a los bosques naturales (Hobbs et al., 2003). Estas se caracterizan por ser zonas homogéneas en su densidad de siembra, altura y grosor. En la mayoría de los casos las plantas usadas son híbridos clonados para maximizar la producción final en términos de tiempo y calidad (Cuello, 2019). La heterogeneidad presentada en estas solo se evidencia hasta los últimos años de maduración y esta se presenta por las especies vegetales nativas de la zona (Oros Nakamura, 2008). Especies como el Eucalipto presentan diferencias en sus estados fenológicos dadas por el tipo de manejo y las coberturas vegetales que crecen en estos complejos (Oros Nakamura, 2008). Los primeros años de establecimiento de las plantaciones se traducen en bajas diversidades en la avifauna (Bongiorno, 1982), cuando estos espacios son jóvenes no pueden ofrecer ningún tipo de recurso a la avifauna, pero el crecimiento de la vegetación secundaria que en algunos casos se manifiesta en sotobosques presentes en los últimos estadios de la plantación. Estos pueden ofrecer perchas, sitios para nidificación, condiciones de temperatura ideal, recursos alimenticios y conexión hacia sistemas naturales cercanos (Carlson, 1986; Lindenmayer, 1994).

Uno de los condicionantes en la composición de la diversidad de los hábitats es la estructura vegetal que cambia con el tiempo (Bennett, 1998), cada estado fenológico de la planta trae consigo una asociación en la diversidad de fauna y flora. Así mismo, las distintas plantas que pueden asociarse a las parcelas de Eucalipto de diferente edad proporcionan ofertas para la biodiversidad que la especie exótica en sí misma no puede (Briones & Jereza, 2007).

Es de este modo, que la fauna y la flora asociadas a las plantaciones forestales debe estar en un monitoreo permanente hasta su cosecha y la renovación del ciclo forestal, tratándose de un sitio idóneo para registrar la respuesta de los organismos a las condiciones homogéneas de las plantaciones forestales en conjunto con la heterogeneidad de la vegetación nativa que convive con estas especies exóticas.

La expansión del sector forestal es uno de los principales motores de cambio que ha generado la transformación y fragmentación de los hábitats nativos en las regiones tropicales. Se

estima que actualmente hay 278 millones de ha de plantaciones de las cuales el 6% está en América Latina. Colombia actualmente tiene alrededor de 450.000 hectáreas establecidas por el sector forestal con fines comerciales (ONFA, 2018), siendo uno de los países con menor área de unidades de manejo forestal en América latina (Caroline et al., 2018). Aunque Colombia no se encuentra posicionada en el ranking de países con mayor porcentaje de plantaciones forestales, el crecimiento del sector forestal en Colombia aumenta con los años (FSC International, 2019).

Los estudios sobre la diversidad de aves asociadas a las plantaciones forestales en las regiones colombianas no han tenido una representatividad paralela al crecimiento del sector forestal (Barlow et al., 2007). Se han abordado estudios sobre la diversidad de aves en las plantaciones forestales (Castaño et al., 2008; Lentijo & Kattan, 2005) y se han comparado con la diversidad propia de los bosques nativos, pero el objeto de estas comparaciones no ofrece un panorama completo de las interacciones que tienen las aves que ocupan las plantaciones forestales en relación con las que ocupan las coberturas nativas y generalmente estos estudios muestran bajas diversidades en las plantaciones forestales que en la mayoría de los casos son atribuidas a la variación estructural tan homogénea y a la baja disponibilidad de recursos en las mismas (Durán et al., 2011).

Estos estudios no tienen en cuenta las relaciones a nivel de paisaje y el horizonte estudiado, sólo se circunscribe en la diversidad de aves asociada a la edad de las plantaciones sin llegar a conocer el contexto paisajístico y las características ecológicas de las especies presentes en estos espacios.

El estudio de los efectos de las plantaciones forestales sobre las comunidades de aves presentes en estos, en su mayoría se ha abordado para responder cómo el establecimiento atípico y masivo de una sola especie, que en la mayoría de los casos es exótica, puede tener efectos sobre las aves residentes o las nuevas comunidades que se forman después del establecimiento (Barlow et al., 2007; Filloy et al., 2010; Oros Nakamura, 2008). Las variables a evaluar en su mayoría corresponden a la variación que se da en la estructura de las comunidades, de acuerdo a la edad de plantación de los distintos rodales (Bongiorno, 1982). De igual forma, otro de los temas que ha tenido lugar en las incógnitas de muchos autores, es la composición de las aves presentes en las plantaciones forestales con respecto a la estructura encontrada en coberturas locales (Calviño-Cancela et al., 2012).

Se ha documentado la composición de las comunidades de aves en las plantaciones forestales y la constante en estas, es que está compuesta por las especies presentes en la cronosecuencia de las plantaciones. Es decir, el desarrollo de la comunidad de las aves presentes puede variar de acuerdo al ciclo en el que se encuentre el entorno forestal simplificado.

Los patrones de diversidad de aves a través de un gradiente temporal en el departamento de Córdoba en Colombia muestran que las plantaciones forestales en sus primeros estadios presentan una mayor diversidad de aves y las plantaciones maduras presentan menor riqueza (Yaqueno & Ortega, 2018).

La diversidad registrada en el departamento de Córdoba es contrastante a la reportada en el estado de Río Grande en Brasil, en el que se registró que los estadios más longevos en plantaciones forestales de Eucalipto tenían una mayor diversidad a los primeros años de establecimiento de la plantación y se asocian esos patrones de diversidad a considerar los

elementos adyacentes del paisaje y los elementos nativos inmersos dentro de este (Pezda, 2015).
La plantación de Eucalipto ha sido objeto de debate a nivel nacional e internacional, debido a su impacto en la biodiversidad. Algunos estudios sugieren que las plantaciones de Eucalipto pueden tener un impacto negativo en la diversidad de aves, ya que estos árboles no proporcionan los mismos servicios ecosistémicos que los bosques nativos. Por ejemplo, estas plantaciones de Eucalipto no proporcionan la misma cantidad de frutos y néctar que las especies nativas, lo que puede afectar a las aves frugívoras y nectarívoras, y a su vez no proporcionan el mismo refugio para las aves que los bosques nativos debido a que tienden a ser menos densos. Sin embargo, es importante tener en cuenta que los estudios sobre el impacto de la plantación de Eucalipto en la diversidad de aves en Colombia son escasos, y no existe un consenso generalizado sobre su impacto en la biodiversidad. Por esto es necesario realizar más investigaciones para entender mejor los efectos de estas plantaciones en la diversidad de aves y otras especies en Colombia.

Teniendo en cuenta lo anterior se planteó la pregunta ¿Existe una influencia de la cronosecuencia de las plantaciones forestales de Eucalipto sobre la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia nativa en el noroccidente de Colombia? Partiendo de la hipótesis de que el establecimiento de las plantaciones forestales de Eucalipto en sus diferentes estados edáficos traerá consigo diferentes asociaciones en la vegetación nativa y esta puede condicionar la diversidad de aves.

Este trabajo tuvo como objetivo establecer la influencia de la cronosecuencia de las plantaciones forestales de Eucalipto sobre la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia en el noroccidente de Colombia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Esta investigación se desarrolló en las zonas de vegetación riparia nativas inmersas en las plantaciones comerciales de Eucalipto, ubicadas en los municipios de Valencia, Montelíbano, Necoclí y Arboletes, en los departamentos de Córdoba y Antioquia, localizados en el noroccidente colombiano entre las coordenadas geográficas 8°50’ N 7°22’ N y 76°56’ W 75°16’ W, comprendiendo 25 000 km² con un rango de altitud de 0-2200 msnm (Figura 1). La zona de estudio se encuentra ubicada en la llanura del Caribe que está delimitada por las estribaciones de las Cordilleras Occidental y Central.
En esta zona del noroccidente colombiano se presentan dos períodos climáticos constituidos por un periodo de lluvias que va desde mayo a noviembre y un período seco que va desde diciembre a marzo (Murphy & Lugo, 1986)**.** La precipitación media anual de esta zona es de 1380 mm, temperatura media anual de 28°C, humedad relativa de 80% y una evapotranspiración potencial de 1240 mm (Murphy & Lugo, 1986)**.** Dada la clasificación de zonas de vida (Holdridge, 1982)**,** esta zona se cataloga ecológicamente como bosque seco tropical.
El tipo de coberturas vegetales predominantes en estos territorios es la propia de bosque seco tropical, pero en algunas zonas de muestreo se registra la transición de coberturas perteneciente a bosque húmedo tropical. La ocupación de coberturas vegetales presentes en

estos espacios está marcada en su mayoría por mosaicos de cultivos, pastos, bosques densos, bosques fragmentados y plantaciones de Eucalipto de diferentes edades.

Los sitios seleccionados para la toma de datos están en zonas con cobertura arbórea ubicadas en las márgenes de arroyos, estas se encuentran inmersas dentro de las plantaciones forestales de Eucalipto a través de un gradiente de diferentes edades. Dichas zonas están contenidas en la unidad de manejo forestal de una empresa dedicada al establecimiento y venta de astillas provenientes de la especie *Eucalyptus urograndis*. Las tasas de crecimiento de este híbrido son atípicas como resultado del mejoramiento genético llevado a cabo por la empresa forestal. Las densidades registradas entre individuos son atípicas y homogéneas en comparación con los bosques nativos, estos llegan a tener de 3 a 4 m de distancia entre el Eucalipto. Durante los tres primeros años la especie crece de 8 a 10 m de altura por año y alcanza diámetros de 8 a 10 cm. A partir del tercer año está solo aumenta gradualmente en diámetro.

Los muestreos se llevaron a cabo en relictos de vegetación riparia degradados que en su mayoría tenían 15 m de ancho en cada franja y una marcada discontinuidad en longitud. Estas zonas están conformadas por vegetación secundaria y en esta se pueden observar los siguientes elementos de la vegetación: árboles adultos con troncos definidos y mayores a 5 m de altura, arbustos con alturas de 2 a 5 m de altura, herbáceas menores a 2 m de altura, lianas y palmas (Mendoza, 1999). Estos relictos de vegetación riparia se distribuyen en las márgenes a lo largo de arroyos que atraviesan matrices dominadas por plantaciones forestales de Eucalipto de diferentes edades y territorios agrícolas heterogéneos (Corine land cover, 2010).

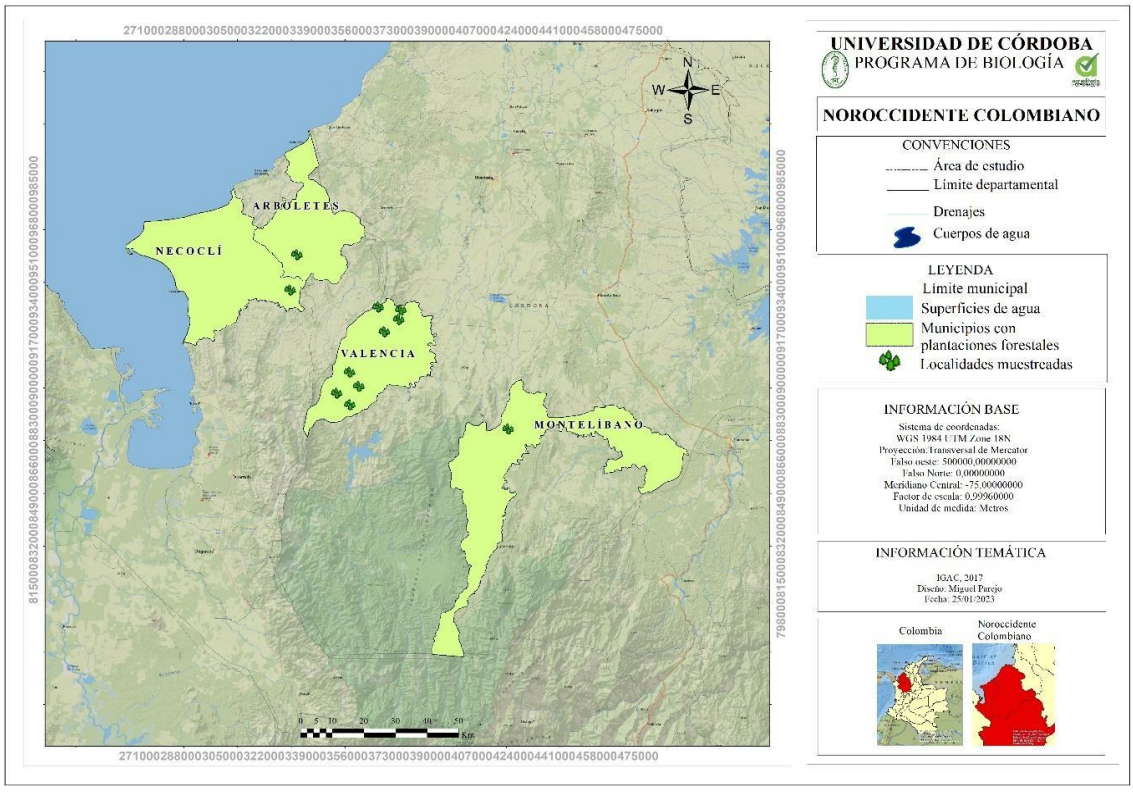


Figura 1. *Localización del área de estudio en el Noroccidente Colombiano.*

Cronosecuencia 1 (CSA_1): Están compuestas por relictos de vegetación riparia con distintos grados de perturbación a través de una matriz de territorios agrícolas. Esta cronosecuencia se asigna como un grupo control entre todas las muestras debido a que en estos espacios aún no hay plantaciones forestales en las laderas, la delimitación en ancho y largo es superior a las demás cronosecuencias llegando a observar laderas por encima de los 15 m de ancho. Los datos fueron tomados en tres arroyos con relictos de vegetación riparia alta en los que predominaban hábitos arbóreos con alturas superiores a los 5 m y algunos arbustos inferiores a los 2 m de altura (Figura 2). Algunas de las especies arbóreas que se podían encontrar distribuidos a lo largo de las laderas son: Cedro (*Cedrela odorata*), Cedro macho *(Trichilia martiana),* Indio encuero (*Bursera simaruba*) y distintos tipos de Ceibas asociados a los bosques secos tropicales como el tronador (*Hura crepitans*).
Los puntos de muestreo se encuentran distribuidos en dos corregimientos de Valencia, Córdoba y un corregimiento de Arboletes, Antioquia.

Cronosecuencia 2 (CSA_2): Corresponde a los relictos de vegetación riparia inmersos en plantaciones forestales de Eucalipto de 1 y 2 años. Las alturas registradas para las plantaciones van desde los 8 a 10 m de altura en el primer año y los 20 m de altura en el segundo año (Figura 2). Durante este periodo la vegetación asociada a las plantaciones de Eucalipto es similar por el tipo de manejo que les dan a las parcelas. En estas se asignan podas manuales, el uso de herbicidas, y algunos químicos para el control biológico de algunos insectos como Hormigas arrieras.
El tipo de vegetación encontrada dadas las limitantes de carácter antrópico, corresponde a especies con hábitos herbáceos y arbustivos como: Centrosema (*Centrosema molle*) y Guayuyo (*Ruellia tuberosa*). También se registran zonas con suelos desnudos desprovistos de vegetación.
Estos arroyos se encuentran distribuidos en un corregimiento de Valencia y Montelíbano, Córdoba.

Cronosecuencia 3 (CSA_3): La conforman los relictos de vegetación riparia inmersos en plantaciones forestales de Eucalipto de tres años de establecimiento. A partir del tercer año de establecimiento forestal, la altura de los Eucaliptos puede llegar a los 25 metros y es muy común que estos superen en altura a los relictos de vegetación riparia en los que se tomaron los datos de la avifauna (Figura 2). Durante este periodo las plantaciones sólo reciben cuidados ocasionales en función del tipo de requerimiento necesario para casos de plagas. Ya no se hacen podas manuales, es por esto que la vegetación asociada a las plantaciones de Eucalipto puede crecer sin ningún limitante de carácter antrópico.
Los hábitos de crecimiento predominantes en la zona son el herbáceo y arbustivo, encontrando estratos herbáceos no superiores a 1 m de altura. En este se pueden encontrar algunas plantas como: Hierba de Santa Lucía (*Commelina erecta*), Cola de Alacrán (*Heliotropium indicum*) y Balsamina (*Momordica charantia*).
En estas plantaciones también se observan árboles dispersos con variadas alturas no superiores a 15 m de altura. Encontrando en estas especies como: Jobo (*Spondias mombin*), Resbalamono (*Bursera simaruba*), Guayacán rosado (*Tabebuia rosea*), Totumo (*Crescentia*

cujete) y algunas palmas como *Sabal mauritiiformis.* Esta zona está ubicada en un corregimiento de Valencia, Córdoba.

Cronosecuencia 4 (CSA_4): La conforman los relictos de vegetación riparia inmersos en plantaciones forestales de Eucalipto de cuatro años. Las plantaciones correspondientes al cuarto año de establecimiento forestal de Eucalipto tienen como principal característica el desarrollo en la complejidad vegetal que se asocia a este. Los hábitos predominantes al igual que en otras edades son herbáceos y arbustivos. También se observan árboles maduros dispersos entre la plantación y el crecimiento de especies arbóreas emergentes del sotobosque, estas no superan los dos metros de altura.
Los sotobosques formados llegan a tener alturas de 2 metros. A partir del cuarto año, el crecimiento en los árboles de Eucalipto no es acelerado como en sus primeros años y solo crece ligeramente en altura y diámetro (Figura 2).
Los relictos de vegetación riparia visitados para la toma de los datos están distribuidos a través de dos municipios de Antioquia, siendo estos Necoclí y Arboletes y un corregimiento de Valencia, Córdoba.

Cronosecuencia 5 (CSA_5): El sitio de muestreo seleccionado para estudiar el quinto año de influencia de las plantaciones forestales de Eucalipto sobre la avifauna presente en los relictos de vegetación riparia estuvo influenciado por la presencia de ganado bovino. Esta fue una limitante en el desarrollo de la vegetación asociada a las plantaciones de Eucalipto. Los hábitos dominantes en estos eran los herbáceos y arbustivos. Esta zona se encuentra ubicada en un corregimiento de Necoclí, Antioquia.

Cronosecuencia 6 (CSA_6): El predio en el que se llevó a cabo la toma de datos correspondiente al sexto año de influencia de las plantaciones forestales y sus asociaciones vegetales sobre la avifauna presente en los relictos de vegetación riparia, está influenciado por la presencia de ganado bovino. La vegetación en este es similar a la CSA_5 (Figura 2). La diferencia entre estas es que se observan zonas con vegetación secundaria en transición distribuidas de forma discontinua, quizás como resultado del pastoreo del ganado bovino. Los suelos en su mayoría están cubiertos por la hojarasca del mismo Eucalipto que limita el crecimiento de algunas plantas.
La zona tiene presencia de especies como Hierba de Santa Lucía (*Commelina erecta*), Cola de Alacrán (*Heliotropium indicum*) y Balsamina (*Momordica charantia*). Iraca (*Carludovica palmata*) y Bola de Barraco (*Tabernaemontana grandiflora*).
Se observan algunos árboles dispersos en las plantaciones que no llegan a ser superiores a los 5 m de altura a excepción de algunas palmas como el Palmito (*Sabal mauritiiformis*).
El relicto de vegetación riparia inmersa en la cronosecuencia 6, en donde se tomaron los registros de la avifauna está ubicado en un corregimiento de Valencia, Córdoba.

Cronosecuencia 7 (CSA_7): Corresponde a los relictos de vegetación riparia inmersos en plantaciones forestales de Eucalipto de siete años de establecimiento. Esta se caracteriza por tener plantaciones forestales de Eucalipto en su máximo punto de altura, llegando a tener individuos de hasta 30 m de altura (Figura 2). Durante este periodo los árboles sólo crecen ligeramente en altura y mayormente en grosor. Es por estas características que algunos

árboles tienden a caer debido al peso o el debilitamiento por plagas o enfermedades. Dadas estas características las densidades registradas entre árbol se vuelven más discontinuas y se generan zonas de claros para la vegetación nativa asociada. En este estado se evidencian sotobosques más heterogéneos y complejos a los observados en anteriores estados fenológicos. El sotobosque presente alcanza medidas de hasta 3 m altura y su extensión en área es superior por el limitado acceso. Dentro de estos sotobosques encontramos especies como Galatea (*Dieffenbachia*), Heliconia avecilla (*Heliconia psittacorum*), Bijaito de Palo (*Stromanthe jacquinii*) y algunas variedades de Cecropia como *Cecropia longipes*. Las especies nombradas anteriormente tienen frutos que son consumidos por distintos animales.
Los relictos de vegetación riparia visitados para la toma de los datos están distribuidos a través de un corregimiento Arboletes, Antioquia y un corregimiento de Valencia, Córdoba.

Cronosecuencia (CSA_8): La conforman los relictos de vegetación riparia inmersos en plantaciones forestales de Eucalipto de ocho años de establecimiento. El último año de establecimiento forestal es similar a la cronosecuencia 7, con individuos de Eucalipto de hasta 30 m de altura (Figura 2). Se observa mayor número de individuos de Eucalipto caídos, sotobosques similares en estructura vegetal y un ligero aumento en la altura de este. Los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones de ocho años tienen una composición vegetal más compleja a los primeros estadios fenológicos de la plantación, en la que estos relictos se ven afectados por los tratamientos para el manejo del Eucalipto y la presencia de ganado bovino. Los cuatro relictos de vegetación riparia visitados para la caracterización de la avifauna tenían buenos grados de conservación y conectividad espacial. Dentro de los relictos se observaron árboles maduros con alturas superiores a los 10 m.
Los cuatro relictos de vegetación riparia seleccionados para la toma de los datos están distribuidos en Valencia, Córdoba.

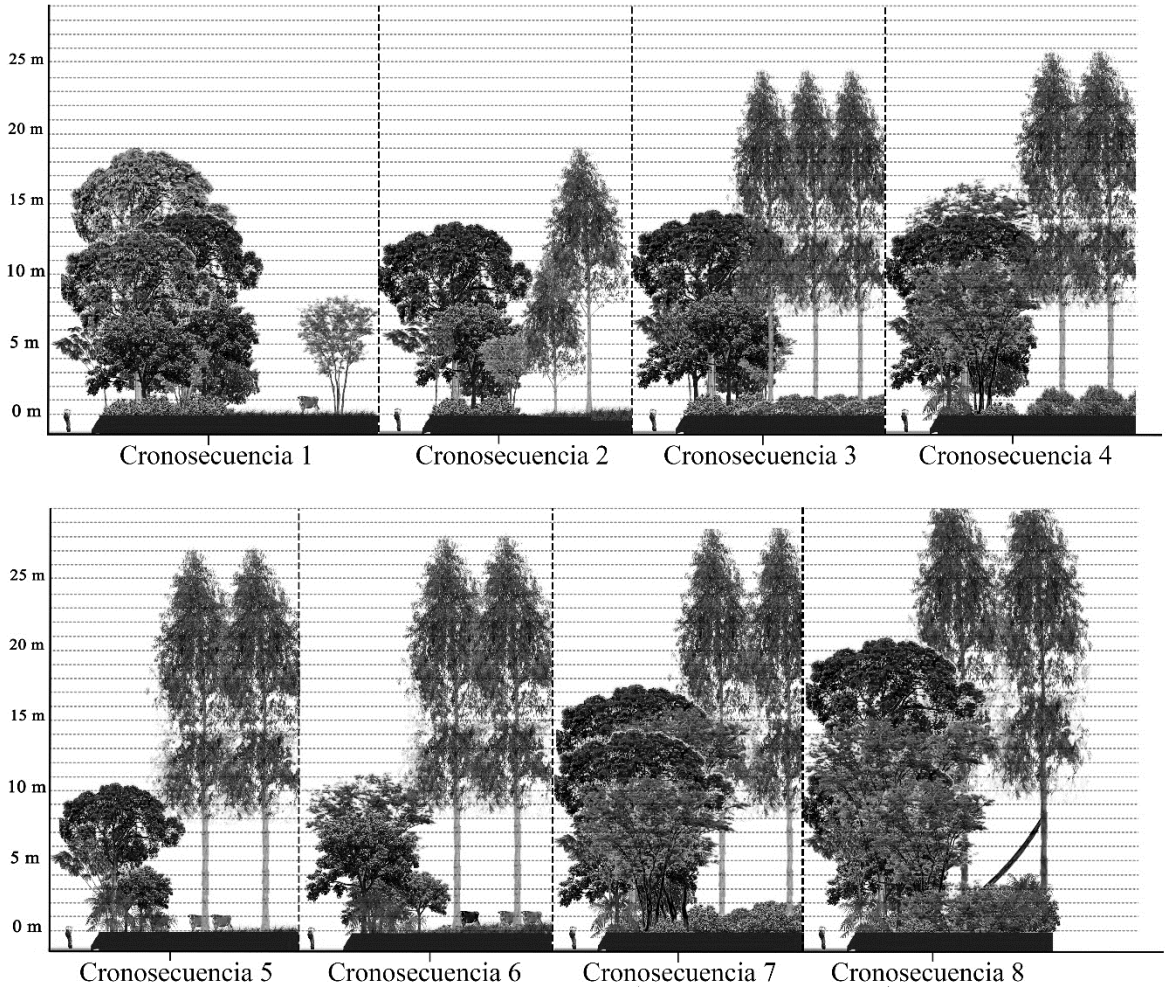


Figura 2. *Representación del perfil vertical de la vegetación de los relictos de vegetación riparia inmersos en una cronosecuencias de plantaciones forestales de Eucalyptus urograndis de diferentes edades.*

Fase de campo: El estudio se desarrolló durante 6 meses en el periodo comprendido entre marzo del 2021 hasta mayo del 2022. La caracterización de la avifauna fue realizada siguiendo la metodología de puntos de conteo con una separación de 150 m entre punto, en la que se registró a todas las aves avistadas y escuchadas en un radio de 25 metros durante 20 minutos (Ralph et al., 1996). El estudio tuvo lugar en 22 zonas de muestreo distribuidas en 13 localidades (Figura 1). Cada zona de muestreo tuvo un aproximado de 8 días por zona en el que se recorrió un transecto diariamente dos veces por día. Los muestreos se realizaron entre las 6:00 – 10:00 horas.

Los recorridos tenían una distancia mínima de 500 m, en los cuales se tomaron tres puntos de conteo, obteniendo así 48 puntos de conteo distribuidos en 14 localidades muestreadas en las que se registraron 22 plantaciones de diferentes edades y 256 horas-hombre de observación en todo el estudio. Para la observación se utilizaron binoculares Vortex 10x42. La identificación de las especies se realizó usando la guía ilustrada de la Avifauna colombiana de Ayerbe-Quiñones del 2019.

Análisis de datos: Se caracterizó a las comunidades de aves registradas en los relictos de vegetación riparia a través de las distintas cronosecuencias y a las frecuencias en su abundancia para conocer a las aves y familias más representativas en estas. La distribución no paramétrica de los datos y el reducido número de especies avistadas en algunas cronosecuencias planteó el uso de un método que permitiera asignar valores más equitativos a las abundancias de las especies registradas, con la finalidad de entender de forma más precisa la variabilidad temporal de las especies a través de un gradiente de plantaciones de distintas edades (Lyons et al., 2005). Se hizo una ponderación de los registros observados en campo, con los grados de abundancia propuestos por McMullan en el 2021. Esta clasificación fue obtenida en base al número de observaciones de la avifauna para Colombia de eBird/Birds of the World de la Universidad de Cornell actualizada para el 2020. Esta se divide en seis categorías siendo estas: 1 – Abundante, 2 – Común, 3 – Poco Común, 4 – Raro, 5 – Muy Raro y 6 – Menos de 5 registros.

Para estimar la diversidad en los relictos de vegetación riparia a través de las cronosecuencias se estimaron los índices de Simpson (Simpson, 1949), Shannon (Shannon, 1997), Pielou, Alfa de Fisher (Fisher et al., 1943), los estimadores no paramétricos Chao-1 (Chao, 1984) y ACE (Moreno, 2018) para mesurar la representatividad de la acumulación de especies en cada cronosecuencia, así como los números de Hills N1 y N2 (Hill, 1997) en función de la abundancia.

De igual forma, se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) con las distancias de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957) y un análisis de similitud (ANOSIM) para evaluar las diferencias significativas entre la composición de la diversidad de cada cronosecuencia. Complementariamente se ejecutó un análisis *Post hoc* de similaridad porcentual (SIMPER) para determinar puntualmente qué especies contribuyeron y el grado de contribución de estas a las diferencias determinadas. Finalmente, se evaluó la correlación a nivel paisajístico entre los índices de riqueza y abundancia de cada plantación con la edad de cada una de estas mediante el coeficiente de correlación de Spearman. El tratamiento de la información fue realizado usando los programas PAST 4.11 y StatGraphics Centurion 19.

RESULTADOS

Se registraron 1.311 individuos distribuidos en 145 especies pertenecientes a 42 familias y 18 órdenes, Al realizar el ajuste a los registros obtenidos a partir de la ponderación de los grados de abundancia se obtuvieron 852 individuos, en base a esta corrección se generaron los análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) y la correlación a nivel paisajístico entre los índices de riqueza y abundancia de aves y las edades de las plantaciones forestales de Eucalipto.

La familia más abundante fue Tyrannidae con el 9% del total de los individuos registrados a través de las 117 observaciones en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de Eucalipto de diferentes edades seguida de Thraupidae y Psittacidae con un 8% con 109 y 99 individuos respectivamente. La especie con mayor número de

observaciones fue *Ortalis garrula* con 96 observaciones del total de las abundancias obtenidas seguido de *Manacus vitellinus* con 64 registros y *Cyanocorax affinis* con 55 individuos observados (Tabla 1).

Se registraron 14 especies migratorias presentes en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de diferentes edades, siendo estas: *Actitis macularius, Coccyzus americanus, Contopus sordidulus, Contopus virens, Icterus 12álbula, Icterus spurius, Myiarchus crinitus, Parkesia noveboracensis, Piranga rubra, Protonotaria citrea, Setophaga castanea, Setophaga fusca, Setophaga petechia y Vireo olivaceus.* Los relictos de vegetación riparia con mayor diversidad de especies migratorias fueron: Los relictos de vegetación riparia sin influencia de plantaciones de Eucalipto (CSA_1) con 9 especies distribuidas en 31 registros seguido los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de ocho años (CSA_8) con 7 especies distribuidas en 19 individuos y los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de dos años (CSA_2) con 6 especies distribuidas en 12 observaciones (Tabla 1).

En este estudio se registró solo una especie endémica de Colombia, siendo esta la Guacharaca (*Ortalis garrula).* Está especie fue registrada en todos los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias de las plantaciones de eucalipto de distintas edades a excepción de los relictos inmersos en las cronosecuencias 5 y 6.
Se registraron dos aves casi amenazadas y una vulnerable para Colombia siendo estas: *Aphanotriccus audax, Amazona farinosa y Chauna chavaria* respectivamente. En uno de los relictos de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones forestales de Eucalipto se avistó a *Aphanotriccus audax* y a *Chauna chavaria* y el registro de *Amazona farinosa* corresponde a uno de los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de cuatro años (CSA_4).

Cada uno de los relictos de vegetación riparia inmerso o no en las cronosecuencias de las plantaciones forestales de diferentes edades, presentaron aves exclusivas ausentes en otras cronosecuencias. Los relictos de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones forestales (CSA_1) registraron aves exclusivas como: *Actitis macularius, Aphanotriccus audax, Bubulcus ibis, Buteo platypterus, Butorides striata, Certhiaxis cinnamomeus,Chauna chavaria, Chrysomus icterocephalus, Coccyzus americanus, Crotophaga sulcirostris, Dendrocygna autumnalis, Gampsonyx swainsonii, Jacana jacana, Legatus leucophaius, Megaceryle torquata, Megarynchus pitangua,Phimosus infuscatus, Turdus grayi* y *Tyrannus savana.* Así mismo para los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de tres años (CSA_3) se registró una especie muy rara según las categorías de grado de abundancia de Mcmullan en el 2021, siendo esta la Monjita canela (*Nonnula frontalis pallescens*). Los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales en sus últimos estadios (CSA_7 y CSA_8) presentaron aves exclusivas como: *Colaptes punctigula, Glaucis hirsutus. Icterus mesomelas, Streptoprocne zonaris y Theristicus caudatus* para los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias de siete años (CSA_7) y *Cantorchilus nigricapillus, Icterus chrysater, Leptopogon superciliaris, Myiarchus crinitus, Pachyramphus homochrous, Patagioenas speciosa, Phaethornis striigularis, Pitangus lictor,*

Ramphocaenus melanurus y *Sarcoramphus papa* para los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de eucalipto en su último año de establecimiento (CSA_8),(Tabla 1).

Tabla 1. *Diversidad de aves presentes en los relictos de vegetación riparia inmersos en ocho cronosecuencias de plantaciones forestales de Eucalyptus urograndis de diferentes edades en el noroccidente de Colombia.*
** Especies migratorias.*
Cronosecuencia 1 (CSA_1), Cronosecuencia 2 (CSA_2), Cronosecuencia 3 (CSA_3), Cronosecuencia 4 (CSA_4), Cronosecuencia 5 (CSA_5), Cronosecuencia 6 (CSA_6), Cronosecuencia 7 (CSA_7), Cronosecuencia 8 (CSA_8).

FAMILIA	ESPECIE	GRADO DE ABUNDANCIA	CRONOSECUENCIAS							
			CSA 1	CSA 2	CSA 3	CSA 4	CSA 5	CSA 6	CSA 7	CSA 8
Accipitridae	*Busarellus nigricollis*	3	-	1	-	-	-	-	-	-
	Buteo nitidus	3	-	1	-	2	-	-	-	3
	*Buteo platypterus**	2	16	-	-	-	-	-	-	-
	Gampsonyx swainsonii	2	1	-	-	-	-	-	-	-
	Geranospiza caerulescens	3	1	2	-	-	-	-	-	1
	Rupornis magnirostris	1	7	-	-	5	-	-	2	6
Alcenidae	*Chloroceryle amazona*	2	-	1	-	-	-	-	-	-
	Chloroceryle americana	2	1	-	-	-	1	-	-	-
	Megaceryle torquata	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Anatidae	*Dendrocygna autumnalis*	2	4	-	-	-	-	-	-	-
Anhimidae	*Chauna chavaria*	3	2	-	-	-	-	-	-	-
Apodidae	*Streptoprocne zonaris*	1	-	-	-	-	-	-	1	-
Ardeidae	*Bubulcus ibis*	1	17	-	-	-	-	-	-	-
	Butorides striata	2	6	-	-	-	-	-	-	-
	Pilherodius pileatus	3	2	-	-	-	-	-	1	3
	Tigrisoma lineatum	3	2	1	-	-	-	-	-	1
Bucconidae	*Nonnula frontalis pallescens*	5	-	-	2	-	-	-	-	-
Caprimulgidae	*Nyctidromus albicollis*	1	2	1	2	1	-	1	-	-
Cardinalidae	*Piranga rubra**	1	-	-	-	-	1	-	1	-
Cathartidae	*Cathartes aura*	1	1	-	-	-	-	-	-	7
	Coragyps atratus	1	-	-	-	6	-	-	2	1
	Sarcoramphus papa	3	-	-	-	-	-	-	-	1
Charadriidae	*Vanellus chilensis*	1	1	1	-	-	-	-	-	-
Columbidae	*Columbina talpacoti*	1	3	5	-	1	-	-	-	-
	Leptotila verreauxi	2	10	3	1	4	-	-	3	9
	Patagioenas cayennensis	2	-	1	-	2	-	-	1	2
	Patagioenas speciosa	3	-	-	-	-	-	-	-	1
	Zenaida auriculata	1	-	-	-	-	-	1	-	-
Corvidae	*Cyanocorax affinis*	1	14	5	1	6	-	-	13	16
Cracidae	*Ortalis garrula*	3	53	5	5	6	-	-	9	18
Cuculidae	*Coccyzus americanus**	2	5	-	-	-	-	-	-	-
	Crotophaga ani	3	-	1	-	-	-	-	-	-
	Crotophaga major	3	25	1	-	-	-	-	9	1

	Crotophaga sulcirostris	3	11	-	-	-	-	-	-	-
	Piaya cayana	2	1	1	1	3	1	-	-	-
	Tapera naevia	3	-	1	-	1	-	-	1	1
Falconidae	*Herpetotheres cachinnans*	2	-	-	-	5	-	1	1	2
	Ibycter americanus	3	3	-	1	-	-	-	4	9
	Milvago chimachima	1	3	-	-	2	-	-	-	4
Fringillidae	*Euphonia laniirostris*	1	5	-	2	-	-	-	3	7
	Euphonia trinitatis	3	-	-	-	4	-	-	-	3
Furnariidae	*Certhiaxis cinnamomeus*	3	2	-	-	-	-	-	-	-
	Dendroplex picus	1	3	4	1	-	-	-	4	3
	Furnarius leucopus	3	11	1	1	1	-	-	-	4
	Synallaxis albescens	4	-	1	-	-	-	-	-	1
Galbulidae	*Galbula ruficauda*	2	4	3	-	5	-	-	5	2
Hirundinidae	*Progne tapera*	3	8	4	-	-	-	-	-	4
	Stelgidopteryx ruficollis	1	7	1	-	-	-	-	-	-
Icteridae	*Chrysomus icterocephalus*	2	4	-	-	-	-	-	-	-
	Icterus auricapillus	3	-	-	-	-	-	-	1	3
	Icterus chrysater	2	-	-	-	-	-	-	-	2
	*Icterus 14álbula**	3	-	1	-	-	-	-	1	5
	Icterus mesomelas	4	-	-	-	-	-	-	1	-
	Icterus nigrogularis	2	6	-	1	-	-	-	1	-
	*Icterus spurius**	4	1	-	-	-	-	-	-	1
	Psarocolius decumanus	2	8	4	-	3	4	-	7	9
	Psarocolius wagleri	3	-	-	-	-	1	-	-	-
Jacanidae	*Jacana jacana*	1	6	-	-	-	-	-	-	-
Momotidae	*Momotus subrufescens*	3	7	4	1	4	-	-	4	7
Parulidae	*Parkesia noveboracensis**	2	4	-	-	-	-	-	1	-
	*Protonotaria citrea**	3	-	4	-	-	-	-	-	1
	*Setophaga castanea**	3	1	2	-	-	-	-	3	6
	*Setophaga fusca **	1	1	-	1	3	-	-	-	-
	*Setophaga petechia**	2	1	-	1	1	-	4	1	1
Passerellidae	*Arremonops conirostris*	3	2	-	3	-	-	-	1	2
Picidae	*Campephilus melanoleucos*	2	1	-	-	-	-	-	-	1
	Colaptes punctigula	2	-	-	-	-	-	-	2	-
	Dryocopus lineatus	1	1	2	1	-	-	1	1	-
	Melanerpes rubricapillus	1	5	2	-	2	-	-	-	-
	Veniliornis kirkii	3	-	-	2	-	-	-	2	-
Piridae	*Manacus vitellinus*	3	13	-	-	26	-	-	9	16
Polioptilidae	*Ramphocaenus melanurus*	2	-	-	-	-	-	-	-	2
Psittacidae	*Amazona farinosa*	2	-	-	-	4	-	-	-	-
	Amazona ochrocephala	2	-	-	-	2	-	-	2	-
	Ara ararauna	4	5	2	1	5	-	-	1	2
	Ara macao	4	4	-	-	3	-	-	1	4
	Brotogeris jugularis	1	18	2	-	2	-	-	5	14
	Eupsittula pertinax	1	2	-	-	2	-	-	-	-
	Forpus conspicillatus	1	2	-	-	-	2	-	-	-

	Pionus menstruus	2	-	7	-	3	-	-	-	4
Rallidae	*Aramides cajaneus*	2	-	-	-	1	-	-	-	6
Ramphastidae	*Ramphastos sulfuratus*	2	5	-	-	4	-	-	-	4
Scolopacidae	*Actitis macularius**	2	1	-	-	-	-	-	-	-
Thamnophilidae	*Myrmeciza longipes*	3	-	-	-	1	-	-	-	2
	Myrmotherula pacifica	4	-	-	-	1	-	-	-	-
	Sakesphorus canadensis	2	1	2	1	1	-	-	1	-
	Thamnophilus doliatus	3	4	-	2	1	-	-	2	2
	Thamnophilus nigriceps	4	5	-	1	5	-	-	2	3
Threskiornithidae	*Mesembrinibis cayennensis*	1	-	-	-	1	-	-	-	-
	Phimosus infuscatus	1	1	-	-	-	-	-	-	-
	Theristicus caudatus	3	-	-	-	-	-	-	1	-
Thraupidae	*Coereba flaveola*	1	4	-	-	-	-	-	2	5
	Nemosia pileata	4	-	3	3	-	-	-	6	1
	Ramphocelus dimidiatus	1	13	1	7	7	3	-	3	4
	Saltator coerulescens	2	-	-	-	3	-	-	-	-
	Sicalis flaveola	1	-	-	-	-	-	-	1	1
	Sporophila crassirostris	3	1	-	1	-	-	-	-	-
	Sporophila intermedia	2	1	1	-	-	-	-	-	-
	Tangara inornata	3	2	-	2	-	-	-	-	1
	Thraupis episcopus	1	13	3	1	-	-	-	4	6
	Thraupis palmarum	2	3	2	-	-	-	-	1	-
Tinamidae	*Crypturellus soui*	2	2	1	-	-	1	-	-	-
Tityridae	*Pachyramphus cinnamomeus*	2	-	2	3	2	-	2	1	1
	Pachyramphus homochrous	3	-	-	-	-	-	-	-	1
	Tityra inquisitor	2	3	2	-	6	-	-	1	1
	Tityra semifasciata	2	-	2	-	-	-	-	1	-
Trochilidae	*Amazilia tzacatl*	1	4	1	-	6	2	-	1	7
	Anthracothorax nigricollis	1	1	-	-	1	-	-	-	-
	Chrysuronia goudoti	4	3	2	-	6	-	-	5	4
	Glaucis hirsutus	3	-	-	-	-	-	-	1	-
	Phaethornis anthophilus	2	2	2	1	5	-	-	3	3
	Phaethornis striigularis	3	-	-	-	-	-	-	-	1
Troglodytidae	*Campylorhynchus griseus*	1	3	1	-	1	1	-	1	-
	Campylorhynchus zonatus	2	8	-	-	3	-	-	1	-
	Cantorchilus Leucotis	3	-	-	1	2	-	1	-	2
	Cantorchilus nigricapillus	4	-	-	-	-	-	-	-	1
	Pheugopedius fasciatoventris	3	2	-	9	4	-	5	-	4
	Troglodytes aedon	1	9	1	2	1	-	-	1	1
Turdidae	*Turdus grayi*	3	3	-	-	-	-	-	-	-
Tyrannidae	*Aphanotriccus audax*	4	1	-	-	-	-	-	-	-
	Camptostoma obsoletum	2	1	2	-	-	-	-	-	-
	Contopus cinereus	2	-	2	-	-	-	-	-	-
	*Contopus sordidulus**	2	-	1	-	-	-	-	-	-
	*Contopus virens**	1	-	1	-	-	-	-	2	-
	Elaenia flavogaster	1	1	3	-	3	-	-	3	1

	Empidonax virescens	2	1	-	-	1	-	-	-	2
	Legatus leucophaius	2	1	-	-	-	-	-	-	-
	Leptopogon superciliaris	4	-	-	-	-	-	-	-	1
	Megarynchus pitangua	2	1	-	-	-	-	-	-	-
	Mionectes oleagineus	2	1	-	-	-	-	-	-	1
	*Myiarchus crinitus**	3	-	-	-	-	-	-	-	3
	Myiarchus panamensis	2	1	1	-	-	-	-	-	-
	Myiodynastes maculatus	2	9	6	2	2	-	1	3	3
	Myiozetetes cayanensis	1	1	2	-	-	-	-	-	-
	Myiozetetes similis	1	-	-	-	1	-	-	-	-
	Pitangus lictor	3	-	-	-	-	-	-	-	2
	Pitangus sulphuratus	1	7	2	-	-	-	-	-	-
	Poecilotriccus sylvia	2	-	-	-	3	-	-	1	-
	Todirostrum cinereum	1	2	2	-	-	-	-	-	2
	Tolmomyias flaviventris	3	1	-	-	-	-	-	2	1
	Tolmomyias sulphurescens	2	1	-	-	-	-	-	-	2
	Tyrannus melancholicus	1	11	6	2	2	-	-	-	-
	Tyrannus savana	2	3	-	-	-	-	-	-	-
Vireonidae	*Hylophilus flavipes*	2	1	-	1	1	-	-	-	1
	*Vireo olivaceus**	3	1	3	-	-	-	-	-	2
Total (número de individuos)			**463**	**132**	**67**	**189**	**17**	**17**	**154**	**272**
Total (número de individuos)			**94**	**59**	**34**	**57**	**9**	**8**	**59**	**76**

Los gremios tróficos dominantes asociados a la avifauna en cada una de las zonas de vegetación riparia fueron los insectívoros, frugívoros y nectarívoros. El gremio trófico de las aves insectívoras predominó en cada una de las cronosecuencias estudiadas, pero fue más representativa en los relictos de vegetación riparia sin influencia de plantaciones forestales (CSA_1) y en su último estadio fenológico (CSA_8). En términos de equitatividad y diversidad, la cronosecuencia 1 presentó un mayor número de gremios presentes en la zona, seguido de la cronosecuencia 8 y 7 (Figura 3).

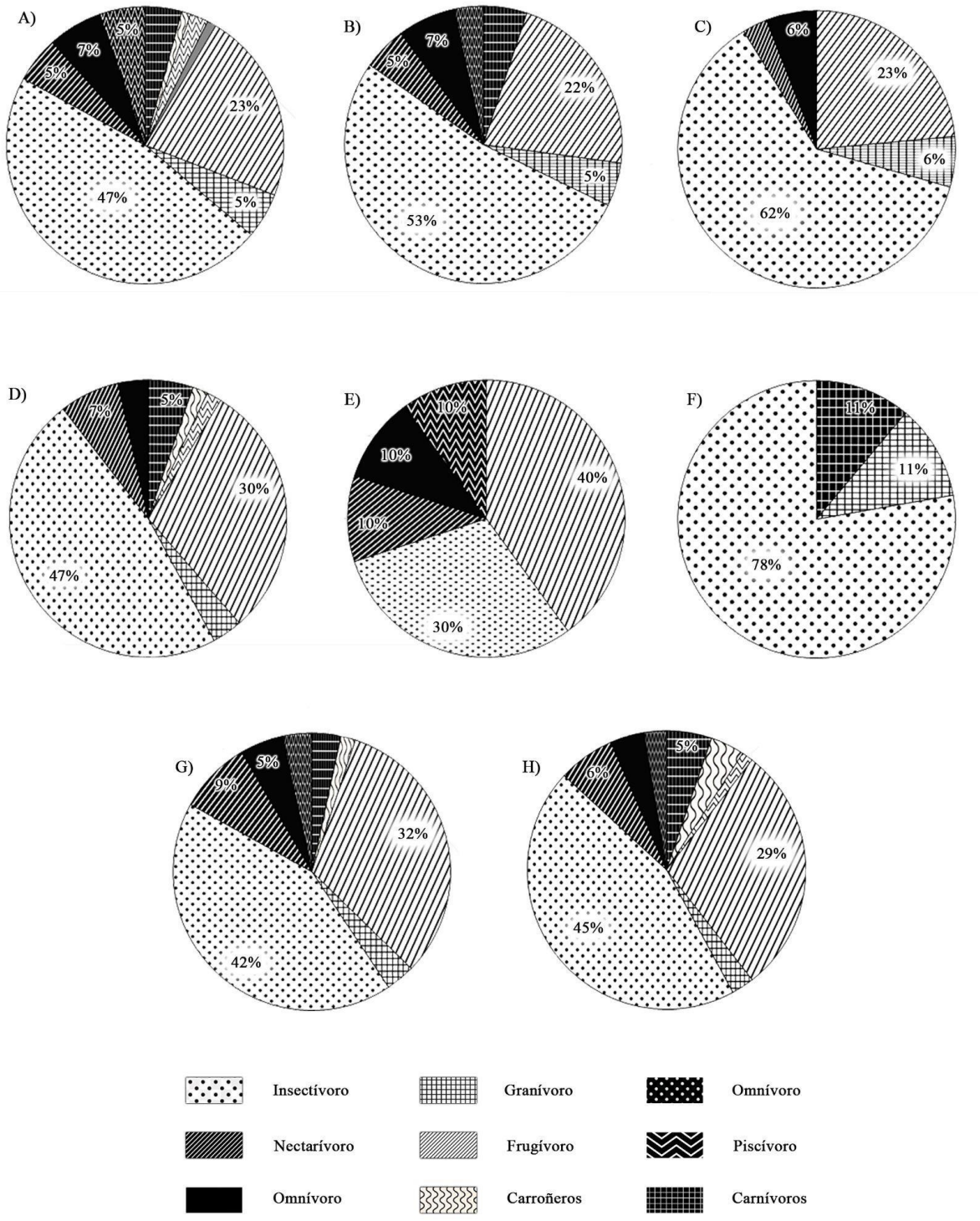


Figura 3. *Distribución porcentual de la riqueza de especies por gremios tróficos de la avifauna presente en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de Eucalipto de diferentes edades.*
*A (CSA_1), B (CSA_2), C (CSA_3), D (CSA_4), E (CSA_5), F (CSA_6), G (CSA_7), H (CSA_8).

En cuanto a los estimadores no paramétricos de abundancia implementados, para los valores de Chao-1 es notable que las aves registradas en la CSA_1 presentaron los mayores índices, en tanto que las aves observadas en la CSA_5 describieron los menores valores de este estadístico. Así mismo, el cálculo del ACE (*abundance coverage estimator*) revela el mismo patrón de Chao-1, debido a la influencia del número de especies raras registradas en cada cronosecuencia (Tabla 2). Por otra parte, los valores obtenidos para Chao-1 y ACE señalan que los muestreos menos representativos fueron los realizados en los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias 5 y 6, mientras que los muestreos llevados a cabo en la CSA_1, la CSA_7 y en la CSA_8 describieron los comportamientos más cercanos al equilibrio asintótico (Anexo 1).

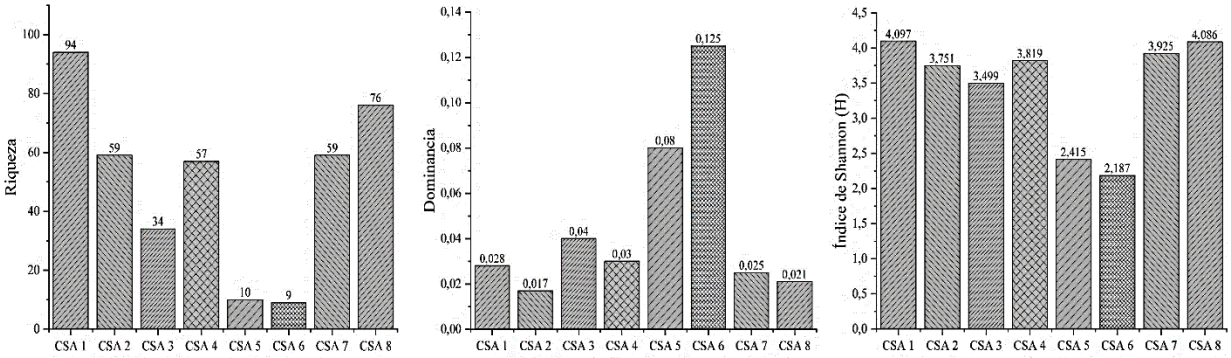
Las zonas sin influencias de las plantaciones de Eucalipto (CSA_1) presentaron mayor registro de riqueza con 94 especies, seguidas de la CSA_8 con 76 especies y de la CSA_7 con 59 especies, caracterizándose estas últimas cronosecuencias por presentar una mayor heterogeneidad vegetal entre los relictos intervenidos. Por su parte la cronosecuencia con mayor abundancia relativa fue la CSA_1 comprendiendo el 35,32% de las aves registradas, seguida de la CSA_8 con el 20,74% de las aves y de la CSA_4 con el 14,40% de las observaciones; en este sentido el las menores abundancias relativas se presentaron en las CSA_5 y en la CSA_6 abarcando aproximadamente el 1,30% de las aves estudiadas en cada caso, en tanto que los números efectivos de Hills (N1 y N2) muestran que a pesar de la incidencia de especies raras, en términos generales las cronosecuencias presentaron una alta abundancia (Tabla 2). En lo concerniente a la riqueza, a la dominancia y a los índices de Shannon, la diversidad de la avifauna fue mayor en los relictos de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones forestales (CSA_1) y a relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias 7 y 8, así la diversidad varió en función del siguiente orden: CSA_1>CSA_8>CSA_7>CSA_4>CSA_2>CSA_3CSA_5>CSA_6. La dominancia fue notablemente superior en la CSA_5 y en la CSA_6, y registró su menor valor en la CSA_2, mientras que la riqueza de aves describió los valores más altos en la CSA_1 y los menores valores en la CSA_6 (Figura 4). Los valores de los índices de Simpson sugieren que la dominancia en todas las cronosecuencias fue notoriamente baja, ya que sus valores en todas las cronosecuencias fueron cercanos a 1 (Simpson, 1949). La equidad registrada mediante el índice de Pielou para la estructura de la riqueza y la abundancia de las aves estudiadas señala una uniformidad en la ocurrencia y el registro de las especies en cada cronosecuencia, ya que sus valores mínimos estuvieron por encima de 0,80; siendo la cronosecuencia más uniforme la CSA_7, seguida de la CSA_8 y de la CSA_1 (Tabla 2).

Tabla 2. *Índices de diversidad de las aves registradas en las ocho cronosecuencias de las plantaciones forestales de Eucalipto.*

	CSA 1	**CSA 2**	**CSA 3**	**CSA 4**	**CSA 5**	**CSA 6**	**CSA 7**	**CSA 8**
Riqueza	94	59	34	57	10	9	59	76
Abundancia relativa	35,32%	10,07%	5,12%	14,40%	1,30%	1,30%	11,76%	20,74%
Dominancia (D)	0,028	0,017	0,04	0,03	0,08	0,125	0,025	0,021
Índice de Simpson (1-D)	0,972	0,983	0,96	0,97	0,92	0,875	0,975	0,979
Índice de Shannon (H)	4,097	3,751	3,499	3,819	2,415	2,187	3,925	4,086

Equidad de Pielou (J')	0,947	0,933	0,9221	0,901	0,83	0,8155	0,9625	0,9434
Chao-1	129,4	73,42	50,84	68,27	14,71	16,06	95,67	96,24
ACE	124,2	78,74	69,32	66,56	17,77	20,76	99,36	98,37
N1	60	58	32	47	9	8	51	60
N2	38	57	25	33	7	6	40	48

*Cronosecuencia 1 (CSA_1), Cronosecuencia 2 (CSA_2), Cronosecuencia 3 (CSA_3), Cronosecuencia 4 (CSA_4), Cronosecuencia 5 (CSA_5), Cronosecuencia 6 (CSA_6), Cronosecuencia 7 (CSA_7), Cronosecuencia 8 (CSA_8)



*Cronosecuencia 1 (CSA_1), Cronosecuencia 2 (CSA_2), Cronosecuencia 3 (CSA_3), Cronosecuencia 4 (CSA_4), Cronosecuencia 5 (CSA_5), Cronosecuencia 6 (CSA_6), Cronosecuencia 7 (CSA_7), Cronosecuencia 8 (CSA_8).

Figura 4*. Comparativa entre la riqueza, la dominancia y los índices de diversidad de Shannon en las cronosecuencias.*

El análisis de similitud se realizó usando las distancias de Bray-Curtis, permitiendo interpretar las principales afinidades en la diversidad de aves con las diferentes consecuencias. De igual forma se hizo un análisis de similitud (ANOSIM) en el cual se emplearon repeticiones con combinatorias para saber en función de la diversidad, cuál de las zonas de estudio se parecía más entre sí (Figura 5). De este modo, se aplicaron 9999 permutaciones en busca de una mayor precisión de los resultados. Dado el coeficiente de correlación R, que es 0,87 se evidencia que hay diferencias significativas entre la diversidad de aves de los relictos de vegetación riparia con influencia de plantaciones de Eucalipto de diferentes edades. Los resultados obtenidos por el ANOSIM son consecuentes con el análisis de escalamiento multidimensional que agrupó a los relictos de vegetación riparia influenciados por las cronosecuencias de distintas edades de acuerdo a su similitud estructural. Las distancias observadas en las cronosecuencias 5, 3 y 6 imposibilitan la formación de polígonos de convergencia entre las diversidades de aves de los estadios fenológicos estudiados. Adicionalmente se observa que las cronosecuencias más cercanas en términos de diversidad estructural son las formadas por las primeras etapas fenológicas de las plantaciones de Eucalipto y los últimos estadios, igual a lo registrado en los anteriores análisis de diversidad. Se puede observar que la tendencia en las cercanías es un poco cíclica lo que podría indicar la recuperación de la diversidad de la avifauna que es sometida a esta presión de carácter antrópico (Figura 5).

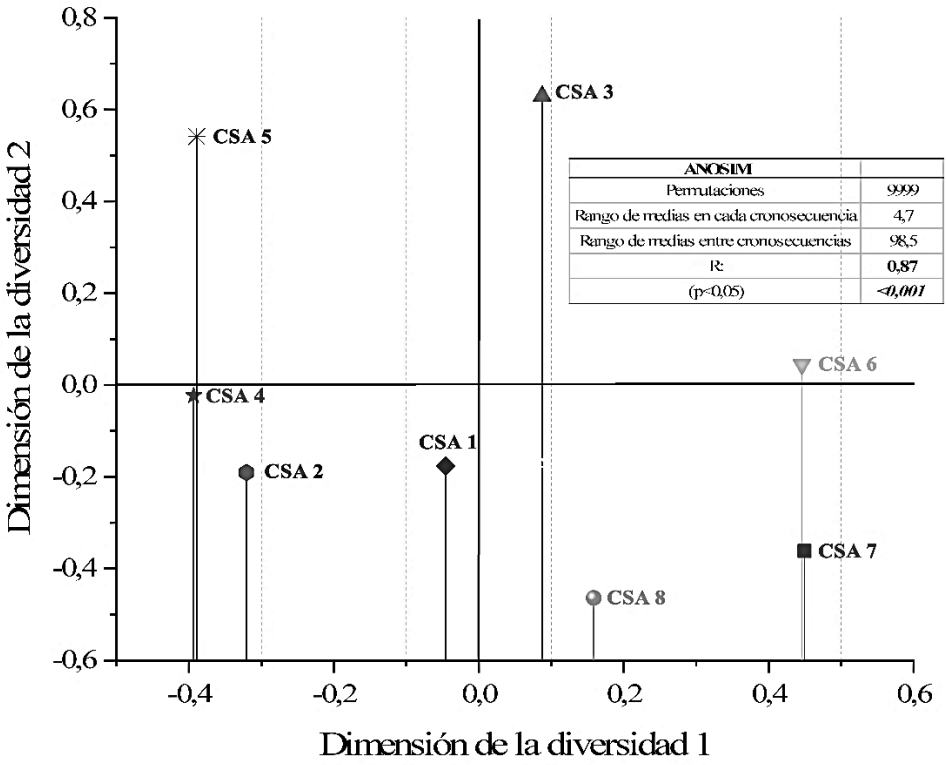


Figura 5. *Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) y análisis de similitud (ANOSIM) con las distancias de Bray-Curtis para la diversidad estructural de las cronosecuencias.*

La clasificación de las cronosecuencias en términos de abundancia y ausencia-presencia de especies de aves mediante el análisis de cluster (UPGMA) con el coeficiente de similitud de Jaccard, evidencia la formación de 4 conglomerados, en los que es notable que las CSA_7, la CSA_8 y la CSA_1 presentan el mayor grado de asociación relativo y conforman el primer conglomerado, en tanto que la CSA_3 se presenta como un conglomerado subordinado a la agrupación anterior. En este sentido, la CSA_4 y la CSA_2 conforman un conglomerado relativamente más cercano a los dos descritos; constituyéndose la CSA_5 y la CSA_6 como el conglomerado más disímil respecto al resto de conglomerados y por tanto el que describe el menor grado de asociación (Figura 6). Es necesario señalar que a pesar de haberse determinado patrones de asociación entre cronosecuencias, los coeficientes de Jaccard muestran que en términos generales las cronosecuencias son considerablemente disímiles entre sí.

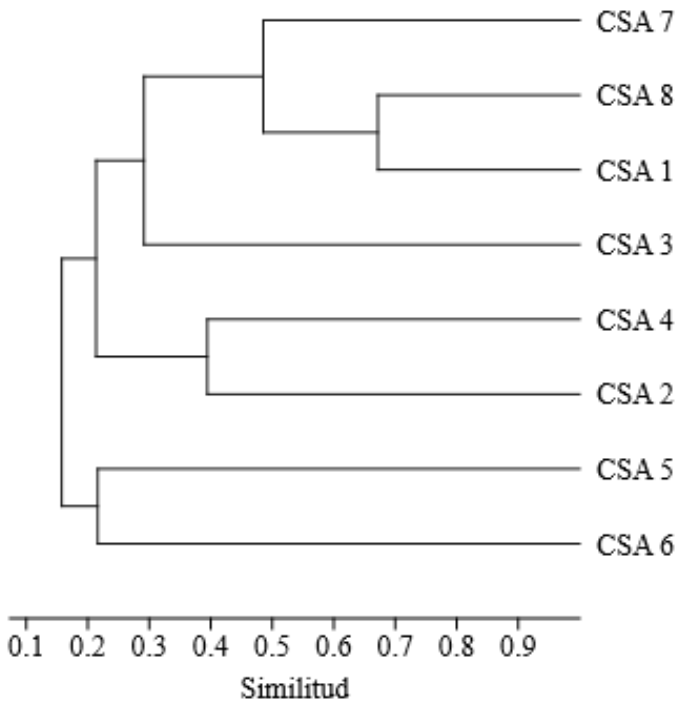


Figura 6. *Clasificación de las cronosecuencias mediante el coeficiente de similitud de Jaccard*.

Al realizar el análisis *Post hoc* de similaridad porcentual (SIMPER) para determinar el grado de contribución de las especies de aves a las diferencias significativas encontradas en la zona de estudio, se observa que 29 especies de las 145 registradas en total explican el 51% de las diferencias en la diversidad y la composición determinadas entre cronosecuencias, siendo *Sporophila intermedia*, *Ara Macao* y *Brotogeris jugularis* las tres especies con mayor contribución individual a la variabilidad encontrada (Tabla 3).

Tabla 3. *Contribución porcentual de las especies registradas a las diferencias estructurales en la diversidad de aves del conglomerado de cronosecuencias*

		SIMPER		
n	**Especie**	**Disimilaridad media**	**Contribución**	**Disimilaridad explicada**
1	*Sporophila intermedia*	2,235	2,424	2,424
2	*Ara macao*	2,235	2,424	4,848
3	*Brotogeris jugularis*	2,235	2,424	7,273
4	*Icterus spurius*	1,676	1,818	9,091
5	*Contopus virens*	1,676	1,818	10,91
6	*Nyctidromus albicollis*	1,676	1,818	12,73
7	*Cathartes aura*	1,676	1,818	14,55
8	*Pheugopedius fasciatoventris*	1,676	1,818	16,36
9	*Chrysuronia goudoti*	1,676	1,818	18,18
10	*Bubulcus ibis*	1,676	1,818	20
11	*Sicalis flaveola*	1,676	1,818	21,82
12	*Ramphocelus dimidiatus*	1,676	1,818	23,64

13	*Megaceryle torquata*	1,676	1,818	25,45
14	*Myrmotherula pacifica*	1,676	1,818	27,27
15	*Ibycter americanus*	1,676	1,818	29,09
16	*Setophaga petechia*	1,676	1,818	30,91
17	*Pilherodius pileatus*	1,676	1,818	32,73
18	*Pitangus sulphuratus*	1,676	1,818	34,55
19	*Actitis macularius*	1,676	1,818	36,36
20	*Tolmomyias flaviventris*	1,676	1,818	38,18
21	*Sakesphorus canadensis*	1,676	1,818	40
22	*Butorides striata*	1,676	1,818	41,82
23	*Aramides cajaneus*	1,676	1,818	43,64
24	*Thraupis episcopus*	1,117	1,212	44,85
25	*Sporophila crassirostris*	1,117	1,212	46,06
26	*Hylophilus flavipes*	1,117	1,212	47,27
27	*Hylophilus flavipes*	1,117	1,212	48,48
28	*Eupsittula pertinax*	1,117	1,212	49,7
29	*Vanellus chilensis*	1,117	1,212	**50,91**

A nivel paisajístico el coeficiente de correlación de Spearman entre los índices de diversidad en términos de riqueza y abundancia de la avifauna y en función de la relación con la temporalidad expresada en las cronosecuencias, muestra que existieron correlaciones ($p<0,05$) negativas tanto para la riqueza (-0,38) como para la abundancia (-0,27) (Figura 7). Estas correlaciones se caracterizaron por presentar una magnitud moderada a baja, y pueden obedecer a la sumatoria de la influencia conjunta de las relaciones puntuales entre la diversidad de cada cronosecuencia y la edad de cada plantación.

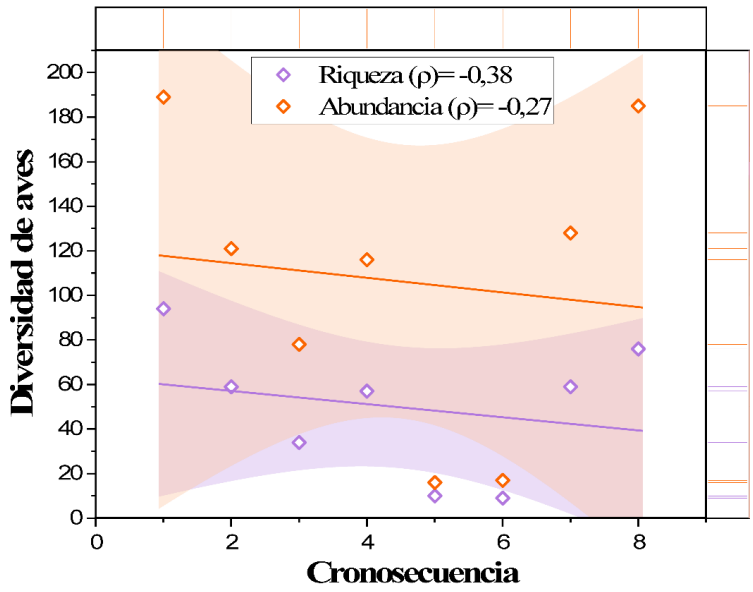


Figura 7. *Correlación a nivel paisajístico entre los índices de riqueza y abundancia de aves y las edades de las plantaciones forestales de Eucalipto mediante el coeficiente de correlación de Spearman.*

DISCUSIÓN

Las especies de aves encontradas en las franjas de vegetación riparia están influenciadas por la presencia de las plantaciones forestales de Eucalipto. Por su parte la familia de aves con mayor abundancia dentro de los relictos de vegetación riparia a través de un gradiente de influencia de plantaciones forestales de diferentes edades fue la familia Tyrannidae, estas abundancias se explican debido a la cantidad de especies registradas para este grupo en Colombia. La estructura de la vegetación en la que se pueden estratificar los miembros de esta familia es bastante diversa y en ella encontramos distintas mecánicas de forrajeo adaptadas a cada preferencia dietaría. Según Vergara Paternina et al. (2017) estas aves se distribuyen en mayor proporción en bordes de bosques, zonas de claros, pastos limpios y potreros arbolados.

Se sustenta que los relictos de vegetación riparia con mayor número de especies de Tyrannidae sea el que no presenta influencia de plantaciones forestales posiblemente por factores como la matriz de pastos arbolados de la zona. De acuerdo con Greenberg et al. (2000) está bien documentado que los árboles presentes en los potreros son fuente de refugio, anidación, sitios de descanso y alimento para las aves. Además, estos funcionan como zonas de tránsito que facilitan el movimiento de las aves.

Las distancias de vuelo mínimo están condicionadas por área alar, la masa de cada especie y su tamaño, estas variables se ajustan directamente con la continuidad de la vegetación, tal y como lo sugiere Stoddard et al. (2019). Es por esto que la distribución y movilidad de los Tiránidos depende de la calidad de la vegetación contenida en las plantaciones forestales. Las zonas de vegetación riparia influenciadas por las plantaciones en sus últimos estadios (CSA_7 y CSA_8) también tuvieron una mayor representatividad de Tiránidos, Geoffroy et al. (2019) afirma que las condiciones ofertadas por una vegetación continua y heterogénea posibilitan una mayor distribución de aquellas aves con bajas tasas de movilidad. Así mismo, Hawes et al. (2008) describen que el desplazamiento de aves por las plantaciones forestales con ausencia de coberturas vegetales nativas es limitado en comparación con los de un sotobosque continuo y heterogéneo, esto permite la llegada de especies claves a los bosques riparios que funcionan como zonas de amortiguación y coberturas vegetales más heterogéneas que pueden ofrecer insectos y frutos asociados a cuerpos de agua.

El uso de los grados de abundancia en este trabajo permitió clasificar a las especies con mayor grado de rareza a nivel nacional y las variables asociadas a su presencia, basadas en la historia de vida de cada especie. Según lo anterior, encontramos que los organismos con rangos de abundancia más limitados o raros dentro de la comunidad de Tiránidos asociada a las coberturas vegetales riparias con influencia de las plantaciones forestales fueron: *Aphanotriccus audax, Leptopogon superciliaris* y *Tolmomyias flaviventris*. El atrapamoscas piquinegro (*Aphanotriccus audax*) es una especie insectívora casi amenazada asociada a los cuerpos de agua y a las zonas con sotobosques densos con un rango de abundancia bastante reducido. Esta especie comúnmente se alimenta de insectos que caza en vuelo. La presencia de esta especie fue registrada en uno de los relictos de vegetación riparia sin influencia de las

plantaciones forestales (CSA_1). Al ser una especie asociada al sotobosque esta es especialmente sensible a la fragmentación, Farnsworth y Lebbin (2020) afirman que se debe a su posible incapacidad para cruzar áreas abiertas. Durante este estudio no se volvió a registrar esta especie en ninguna de las otras cronosecuencias.

Otra de las especies con mayor rango de rareza fue el Orejero coronigrís (*Leptopogon superciliaris*). En contraste con la anterior especie de la familia Tyrannidae, esta ave solo fue registrada en los relictos de vegetación riparia inmersos en la cronosecuencia 8, Fitzpatrick et al. (2020), encontraron que esta especie presenta una alta dependencia a las coberturas arbustivas, aunque hábitats como las plantaciones forestales con coberturas vegetales de gran tamaño pueden ser apropiadas para esta especie.

La alta dependencia al bosque de algunas especies registradas en este trabajo puede sustentar las características estructurales de los hábitats en las que fueron observadas y las características propias de su historia de vida pueden describir los cambios en la diversidad registrada entre cada estadio fenológico asociado a la vegetación nativa presente en las plantaciones de Eucalipto. Las altas abundancias registradas por especies como *Ortalis garrula*, *Manacus vitellinus* y *Cyanocorax affinis* pueden sustentarse al relacionar las presencias de cada una en las zonas de influencia.

La guacharaca (*Ortalis garrula*) fue registrada en cada una de los relictos de vegetación riparia a través de las distintas cronosecuencias de las plantaciones forestales de Eucalipto a excepción de los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias 5 y 6. Esta ave endémica del caribe colombiano está asociada a matorrales y vegetación secundaria alta, viven de forma gregaria en colonias donde nidifican y buscan frutos juntos. La posible explicación de su ausencia en los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias 5 y 6 es por la intermitencia presentada en la vegetación secundaria tanto en la vegetación riparia y las plantaciones forestales, en la que pueda estar protegida y menos visible para algunos depredadores. Los suelos de estas cronosecuencias estaban desprovistos de vegetación abundante y solo se observaba una capa de hojas de Eucalipto con tasas de degradación inferiores a la acumulación diaria de estas. La posible ausencia de recursos alimenticios y la entrada del ganado bovino en este complejo quizás imposibilita la presencia de la vegetación necesaria para *Ortalis garrula.*

La presencia del Saltarín cuellidorado (*Manacus vitellinus*) fue abundante en los relictos de vegetación riparia con influencia de las plantaciones forestales de Eucalipto con 1.4,7 y 8 años (CSA_1,CSA_4,CSA_7 y CSA_8. La ecología reproductiva de esta especie se ajusta con las franjas de vegetación riparia por las características que éstas ofrecen para sus mecánicas de cortejo. Autores como Uy y Endler (2004) afirman que los machos de esta especie modifican su fondo visual de forma mecánica, removiendo cualquier obstáculo que pueda ser más llamativo para incrementar la visibilidad del cortejo y describen que el fondo visual idóneo para estas aves es aquel que presente bajos contrastes para realzar el patrón plumaje dorado característico de esta especie.

Es de este modo, que los relictos de vegetación riparia son idóneos para esta especie dadas sus mecánicas de cortejo. Zonas con vegetación arbórea y arbustivas densas garantizan un fondo visual más oscuro y opaco para realzar las mecánicas reproductivas de esta ave. Es posible que la abundancia de esta especie no se vea tan influida por el establecimiento de las plantaciones forestales por las características ambientales tan particulares que este presenta. La baja densidad en la estructura del dosel de *Eucalyptus urograndis* y la homogeneidad en las distancias de siembra favorecen el crecimiento de plantas intolerantes a la sombra y en la vegetación riparia se encuentran aquellas plantas tolerantes a la sombra. Esto puede marcar los límites en la transición en las comunidades de aves de una cobertura a otra.
Según Dos Anjos (2020), la degradación del hábitat y la huella presente en las matrices que son dominadas por la ganadería y los cultivos transitorios también se puede evidenciar en la distribución de aquellas aves con bajas tolerancias y poca sensibilidad a los cambios bruscos en el ecosistema por la gran variabilidad de hábitats en los que pueden estar. Una de las especies que representa esta condición es El Chau (*Cyanocorax affinis*). Esta ave fue registrada en todas los relictos de vegetación riparia inmersos en las cronosecuencias de las plantaciones forestales de Eucalipto, excepto en las zonas con influencia de 5 y 6 años (CSA_5 y CSA_6). La ausencia de esta ave podría estar asociada a la baja representatividad de los muestreos generados en estos estadios. La poca sensibilidad que tienen estas aves a la pérdida de coberturas arbóreas y arbustivas las hace buenas indicadoras de los paisajes intervenidos, como es el caso de los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de distintas edades. Es de este modo que su presencia en las zonas de estudio es atípica.

La representatividad de los gremios tróficos asociada a los relictos de vegetación riparia influenciados por la edad de las plantaciones forestales de Eucalipto de diferentes edades fue superior en los relictos de vegetación sin influencia de estos (CSA_1) y con un mayor número de nichos tróficos presentes. Las especies insectívoras y frugívoras fueron las más representativas en todas los relictos de vegetación riparia inmersos en las distintas cronosecuencias de las plantaciones de Eucalipto. Autores como Leyva et al. (2014) afirman que las plantaciones forestales pueden ser focos de plagas por la baja resistencia de estas especies exóticas en las regiones tropicales, favoreciendo la diversidad de insectos en cada uno de los estados fenológicos de las plantaciones. El gremio de los frugívoros presente una disminución gradual a medida que aumentaba en edad la cronosecuencia de las plantaciones forestales de Eucalipto y se estabilizó en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales con mayor edad (CSA_7 y CSA_8). El desarrollo de la composición estructural de la vegetación en las plantaciones de Eucalipto puede funcionar como zona de tránsito a los relictos de vegetación riparia inmersas en estas, que probablemente disminuyeron por el disturbio y la reducción en área que sufren estos espacios por el establecimiento de las plantaciones y aumentaron en sus últimos años por la presencia del sotobosque. Esto es consecuente con lo afirmado por G, Castaño et al. (2008) al estudiar el aporte de una plantación forestal mixta a la conservación de la avifauna en el Cañón Del Río Cauca, Colombia.

Cada una de las zonas de influencia presenta diferencias en los tipos de nichos tróficos encontrados. Registrando zonas donde las aves insectívoras pequeñas que cazan sin percha

en el estrato alto, medio, arbustivo, y estratos herbáceos son más fáciles de encontrar en los relictos de vegetación riparia influenciados por las plantaciones forestales de 1, 7 y 8 años (CSA_1, CSA_7 Y CSA_8).

Acorde a lo encontrado por Filloy y Bellocq (2007), cada relicto de vegetación riparia con influencia de las plantaciones forestales de Eucalipto de diferente edad presenta especies únicas que no se comparten entre estas cronosecuencias. La mayoría de las especies registradas en los relictos sin influencia de las plantaciones forestales corresponden a cazadores acuáticos y especies asociadas a cuerpos de agua, estas a su vez están asociadas a zonas agrícolas heterogéneas. La influencia de los pastos es evidente en los relictos de vegetación riparia con influencia de estos paisajes ganaderos

Otra de las zonas en las que la que la influencia de las coberturas vegetales asociadas a las plantaciones forestales sobre la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia es evidente fue la cronosecuencia 8. Una gran proporción de las especies encontradas en estas zonas son aves dependientes de hábitats densos y su movilidad está condicionada por la vegetación típica de los estratos medios y bajos de la vegetación.

Las diferencias registradas en la composición de la diversidad de aves de cada uno los relictos de vegetación riparia inmersos en un gradiente de plantaciones forestales de diferente edad, es consecuente con los resultados obtenidos por Filloy y Bellocq (2007), en el que se evaluó la similitud entre comunidades de aves y su influencia con los usos de suelo, en las que se afirma que cuando las coberturas nativas se transforman en monocultivos la composición de la diversidad de aves resulta en diferentes asociaciones en la diversidad de aves de cada zona influenciada por la edad. Tal como lo registrado en este trabajo en el que la diversidad de la avifauna es disímil de acuerdo a la influencia de la vegetación asociada a las plantaciones forestales de diferentes edades.

Lo anterior es consecuente con los análisis de similitud que muestran que la diversidad avifauna presente en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales en un gradiente de diferentes edades son diferentes y que las asociaciones en las comunidades de aves no son lo suficientemente fuertes para agruparse en términos de similaridad. Los resultados hallados por Oros Nakamura (2008), muestran que a medida que aumentan las plantaciones de Eucalipto, la similitud y diversidad de plantas también lo hacen. De forma similar, la diversidad de aves registrada en los relictos de vegetación riparia sufre cambios en su estructura con el aumento de su edad y esta aumenta con la presencia de los sotobosques en los últimos estadios fenológicos (CSA_7 y CSA_8). De este modo, se reafirma que el valor de las plantaciones para la diversidad de aves varía según su edad y que las coberturas vegetales en estas pueden influenciar la estructura de las mismas, como lo registran diversos autores.

La diversidad expresada en términos de riqueza y abundancia de aves está relacionada con la estructura vegetal de los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales,

en este estudio se incluyó un relicto de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones forestales (CSA_1) con la finalidad de comparar la diversidad de aves encontrada en estos espacios antes del establecimiento de las plantaciones forestales de Eucalipto. Esta zona control presentó los valores de riqueza y abundancia más altos en todas las muestras estudiadas. Podemos atribuir estos resultados a la estructura del paisaje y a un área superior en tamaño y conectividad frente a las demás zonas de muestreo. La cronosecuencia 1 estaba dentro de una matriz de pastos y cultivos, estas coberturas vegetales tienen una influencia en la distribución y dispersión de las comunidades de aves de bosque seco al ser consideradas como ecosistemas de transición dentro de un gradiente de hábitats perturbados

Los valores en la diversidad de aves expresados por el índice de Shannon son consecuentes con los registrados por el Alfa de Fisher que muestra la diversidad en función del número de individuos y del número de especies de los tratamientos estudiados de forma más eficaz. Mientras este valor sea más cercano a la riqueza y abundancia registrada en campo, mayor será la representatividad de este.

Las bajos registros de riqueza y abundancia obtenidos en los relictos de vegetación riparia con influencia de las plantaciones forestales de Eucalipto de 5 y 6 años (CSA_5 y CSA_6) pueden atribuirse a la presencia del ganado bovino que imposibilita el crecimiento de la vegetación en esta zona y a la estructura de los relictos estudiados, ya que según Bakermans et al. (2012) las variaciones en ancho y área de los relictos pueden influir en la diversidad de las comunidades de aves presentes en los bosques riparios y las características de las coberturas aledañas pueden superponerse a esas variables. Estos resultados son consecuentes con la representatividad de los muestreos generados por las curvas de acumulación de especies.

Los valores obtenidos por los índices y estimadores para comparar a la diversidad de aves registradas en las zonas de vegetación riparia inmersas en las plantaciones forestales de Eucalipto diferentes edades mostraron valores equitativos en la dominancia expresada en el índice de Simpson indicando que esta fue baja en todas las zonas de estudio a excepción de los estadios medios de cronosecuencia (CSA_5 y CSA_6) en los que se registró una menor abundancia. Siendo el índice de Simpson el inverso de la dominancia, entre más cercanos sean estos a 1 menor será la dominancia en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones forestales de distintas edades. Los valores presentados en este índice fueron bajos, pero se mantienen en rangos similares en cada cronosecuencia indicando una distribución homogénea, lo que puede quiere decir que los valores de abundancia de las especies se distribuyen uniformemente en la muestra a pesar de haber una influencia por el establecimiento de estas las cronosecuencias estos mantienen bajos niveles de dominancia. Las bajas cifras en este índice se atribuyen a la ponderación realizada entre los datos observados y los grados de abundancia de las especies. Al estar fuertemente influenciado por la importancia de las especies más dominantes y asumiendo que hay especies minoritarias con roles funcionales más complejos, el uso de los grados de abundancia genera resultados más precisos al asignar la importancia de los individuos previamente y priorizar estos frente

a las bajas y altas abundancias observadas en campo como producto de limitantes a la hora de tomar los datos.

Los valores registrados por el índice de entropía de Shannon mostraron una alta diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia influenciados por un gradiente de plantaciones forestales de distintas edades, a excepción de los estadios medio (CSA_5 y CSA_6). Cuando esta cifra es >4 significa que hay una alta diversidad en las zonas de muestreo. Sin embargo, se observa un decrecimiento en la diversidad a partir del segundo año de influencia (CSA_2) y este solo se estabiliza hasta los últimos años (CSA_7 y CSA_8). Estas tendencias en la diversidad de la avifauna se pueden atribuir al desarrollo de la vegetación asociada en las plantaciones forestales que pueden ofertar más recursos por su heterogeneidad vertical y un sotobosque más desarrollado que otras plantaciones; según Calviño-Cancela et al. (2012), las plantaciones forestales de Eucalipto en sus primeros años muestran bajos niveles de diversidad que se van estabilizando con el desarrollo de coberturas vegetales heterogéneas que se manifiestan con el paso de los años.

La Correlación a nivel paisajístico entre los índices de riqueza y abundancia de cada relicto de vegetación riparia inmersos en un gradiente de diferentes edades de plantaciones forestales de Eucalipto mediante el coeficiente de correlación de Spearman muestran al igual que los índices de diversidad una tendencia de estabilización en la diversidad de aves de los relictos de vegetación riparia afectados por el disturbio que suponen las plantaciones forestales. Y que si bien, la diversidad que se puede encontrar en los relictos de vegetación riparia sin influencia de las plantaciones forestales (CSA_1) no es similar a los últimos estadios (CSA_7 y CSA_8), las coberturas vegetales asociadas influencian la llegada de nuevas especies que anteriormente no podrían llegar a los relictos por la carencia de un sustrato vegetal apropiado para movilizarse.

CONCLUSIÓN

Este trabajo muestra que hay una relación entre el crecimiento de la vegetación contenida en las plantaciones forestales de Eucalipto a través de distintas edades y la diversidad de aves en los relictos de vegetación riparia inmersos en las plantaciones. La estabilización registrada indica que hay aves con características especializadas que usan los sotobosques y las coberturas asociadas de las plantaciones forestales de Eucalipto para llegar a espacios más heterogéneos. Es de este modo, que los relictos de vegetación riparia inmersas en las plantaciones forestales de Eucalipto se pueden convertir en trampas ecológicas para las comunidades de aves, ya que al terminar el ciclo forestal nuevas especies con distintos grados de sensibilidad a las perturbaciones quedarán atrapadas en franjas de vegetación que estarán expuestas a condiciones ambientales hostiles. Para finalizar, se recomienda el uso diseños de plantaciones forestales en mosaico y la cosecha intermitente para disminuir estos efectos sobre la diversidad de aves residente de estas zonas amortiguadoras.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Andrade, G. I., & Castro, L. G. (2012). Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia Invitación a una interpretación socioecológica. *Ambiente y Desarrollo*, *16*(30), 53–54. http://revistas.javeriana.edu.co/index.php/ambienteydesarrollo/article/view/3196

Bakermans, M. H., Rodewald, A. D., & Vitz, A. C. (2012). Influence of forest structure on density and nest success of mature forest birds in managed landscapes. *Journal of Wildlife Management*, *76*(6). https://doi.org/10.1002/jwmg.349

Barlow, J., Mestre, L. A. M., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2007). The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, *136*(2), 212–231. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.021

Bennett, M. (1998). Intercultural communication: A current perspective. *Basic Concepts of Intercultural Communication: Selected Readings*, *January 1998*, 1–20. http://www.mairstudents.info/6b.Bennett.pdf

Bongiorno, S. F. (1982). Land Use and Summer Bird Populations in Northwestern Galicia, Spain. *Ibis*, *124*(1), 1–20. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1982.tb03736.x

Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, *27*(4). https://doi.org/10.2307/1942268

Briones, R., & Jereza, V. (2007). Efecto de la edad de la plantación de Pinus radiata en la abundancia de Ceroglossus chilensis (Coleoptera: Carabidae) en la Región del Biobío, Chile. *Bosque*, *28*(3), 207–214. https://doi.org/10.4067/s0717-92002007000300004

Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., & Ferraz, S. F. B. (2013). Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. *Forest Ecology and Management*, *301*. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018

Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., & van Etten, E. J. B. (2012). Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity? *Forest Ecology and Management*, *270*, 153–162. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019

Carlson, A. (1986). A comparison of birds inhabiting pine plantations and indigenous forest patches in a tropical mountain area. *Biological Conservation*, *35*(3), 195–204. https://doi.org/10.1016/0006-3207(86)90063-7

Caroline, M., López, O., Castellano, Y., Macía, F., Valderrama, M., & Reyes, P. (2018). *Estudios de Economía forestal en el marco de la Misión de Crecimiento Verde en Colombia Forest economy studies in the framework of the Green Growth Taskforce in Colombia Resumen Ejecutivo*.

Castaño, G., Morales, J., & Bedoya-Álvarez, M. (2008). Aportes De Una Plantación Forestal Mixta a La Conservación De La Avifauna En El Cañón Del Río Cauca, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía - Medellín*, *61*(1).

Chao, A. (1984). Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. *Scandinavian Journal of Statistics*, *11*(4).

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., 72p.

Cuello, E. (2019). *Estudio de la diversidad de insectos asociados a las principales plagas de Eucalyptus spp., para la selección de potenciales agentes de control biológico. Tesis de doctorado*. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Días, R. A., Bastazini, V. A. G., Gonçalves, M. S. S., Bonow, F. C., & Müller, S. C. (2013).

Shifts in composition of avian communities related to temperate-grassland afforestation in southeastern South America. *Iheringia. Série Zoología*, *103*(1), 12–19. https://doi.org/10.1590/s0073-47212013000100002

Dos Anjos L. (2020). Black-chested Jay (Cyanocorax affinis). In *Birds of the World*. https://doi.org/10.2173/bow.blcjay1.01

Durán, S. M., Kattan, G. H., & Durdn, S. M. (2011). *A Test of the Utility of Exotic Tree Plantations for Understory Birds and Food Resources in the Colombian Andes A Test of the Utility of Exotic Tree Plantations for Understory Birds and Food Resources in the Colombian Andes 1*. *37*(1), 129–135.

Enríquez-Lenis, M., Sáenz, J., & Ibrahim, M. (2007). abundancia y diversidad de aves y su relación con la cobertura arbórea en un agropaisaje dominado por la ganadería en el trópico subhúmedo de Costa Rica. *Agroforestería En Las …*, 49–57. http://www.ftm.una.ac.cr/icomvis/images/curriculums/Joel_Saenz/publicaciones/Riqueza_abundancia_y_diversidad_de_aves.pdf

Farnsworth, A., & Lebbin, D. J. (2020). Black-billed Flycatcher (Aphanotriccus audax). In *Birds of the World*. https://doi.org/10.2173/bow.blbfly1.01

Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2007). Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *120*(2–4). https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.013

Filloy, J., Zurita, G. A., Corbelli, J. M., & Bellocq, M. I. (2010). On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica*, *36*(3), 333–338. https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.02.007

Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The Relation Between the Number of Species and the Number of Individuals in a Random Sample of an Animal Population. *The Journal of Animal Ecology*, *12*(1). https://doi.org/10.2307/1411

Fitzpatrick, J. W., del Hoyo, J., Kirwan, G. M., & Collar, N. (2020). Slaty-capped Flycatcher (Leptopogon superciliaris). In *Birds of the World*. https://doi.org/10.2173/bow.slcfly1.01

Fonseca G, W., Alice G, F., & Rey B, J. M. (2009). Modelos para estimar la biomasa de especies nativas en plantaciones y bosques secundarios en la zona Caribe de Costa Rica. *Bosque*, *30*(1), 36–47. https://doi.org/10.4067/s0717-92002009000100006

Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., & Castaño-Villa, G. J. (2016). Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly? A case study in the Valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *87*(4), 1402–1406. https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011

FSC International. (2019). *El fsc : una herramienta para implementar los objetivos de desarrollo sostenible*. 1–10.

Gabriel, V. de A., & Gh, Q. X. W. R. (2009). Comunidade De Aves Em Um Mosaico De Eucalyptus Em Rio Claro, São Paulo. *Aleph*, *1*, 122.

Geoffroy, C., Fiola, M. L., Bélisle, M., & Villard, M. A. (2019). Functional connectivity in forest birds: evidence for species-specificity and anisotropy. *Landscape Ecology*, *34*(6). https://doi.org/10.1007/s10980-019-00849-0

Gillespie, T. W., & Walter, H. (2001). Distribution of bird species richness at a regional scale in tropical dry forest of central America. *Journal of Biogeography*, *28*(5). https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00575.x

Greenberg, R., Bichier, P., Angón, A. C., Macvean, C., Perez, R., & Cano, E. (2000). The impact of avian insectivory on arthropods and leaf damage in some Guatemalan coffee

plantations. *Ecology*, *81*(6). https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1750:TIOAIO]2.0.CO;2

Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T. A., & Peres, C. A. (2008). The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation*, *141*(9). https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.017

Hill, M. O. (1997). An Evenness Statistic Based on the Abundance-Weighted Variance of Species Proportions. *Oikos*, *79*(2). https://doi.org/10.2307/3546027

Holdridge, L. R. (1982). Ecología basada en zonas de vida. Instituto *Interamericano de Cooperación para la Agricultura* (Vol. 53, Issue 9). http://www.cct.or.cr/contenido/wp-content/uploads/2017/11/Ecologia-Basada-en-Zonas-de-Vida-Libro-IV.pdf

Lambin, E. F., Rounsevell, M. D. A., & Geist, H. J. (2000). *Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity ? 82*, 321–331.

Law, B. S., & Dickman, C. R. (1998). The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: Implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, *7*(3). https://doi.org/10.1023/A:1008877611726

Lentijo, G. M., & Kattan, G. H. (2005). ESTRATIFICACIÓN VERTICAL DE LAS AVES EN UNA PLANTACIÓN MONOESPECÍFICA Y EN BOSQUE NATIVO EN LA CORDILLERA CENTRAL DE COLOMBIA Vertical strati cation of birds in a monospace c tree plantation and native forest in the Central Andes of Colombia. *Ornitología Colombiana No3*, *3*, 51–61.

Leyva, V., Quispe, A., & Leyva, J. (2014). Riqueza y abundancia de la avifauna silvestre en fragmentos de bosque nativo y plantaciones de pino en la comunidad de Punilla. In *Ciencias Tecnológicas y Agrarias T-I: Handbook*.

Lindenmayer, D. B. (1994). Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in South-eastern Australia: A review. *Wildlife Research*, *21*(3), 85–93. https://doi.org/10.1071/WR9940323

Lindenmayer, D. B., & Hobbs, R. J. (2004). Fauna conservation in Australian plantation forests - A review. *Biological Conservation*, *119*(2), 151–168. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.028

Lyons, K. G., Brigham, C. A., Traut, B. H., & Schwartz, M. W. (2005). Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology*, *19*(4), 1019–1024. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00106.x

McMullan, M. 2021. Aves de Colombia. Mcmullan Birding publisher, Bogotá.

Magurran, A. E. (1999). Development of indicators of biological diversity. *Nature*, *202*(4927).

Moreno. E. Claudia. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M & T – Manuales y Tesis SEA*, *1*, 86. http://www.observatorioirsb.org/cmsAdmin/uploads/m-todos-biodiversidad.pdf

Moreno, C. E. (20189). Métodos para medir la biodiversidad. *News.Ge*, https://news.ge/anakliis-porti-aris-qveynis-momava.

Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics. Vol. 17*, 67–88. https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435

ONFA, O. A. (2018, septiembre). *Estudios de Economía forestal en el marco de la Misión de Crecimiento Verde en Colombia*. https://www.dnp.gov.co/Crecimiento-Verde/Ejes-estrategicos/Paginas/Economía-forestal.aspx

Oros Nakamura, D. (2008). DIVERSIDAD VEGETAL EN EL SOTOBOSQUE DE

PLANTACIONES COMERCIALES DE Eucalyptus urophylla S. T. BLAKE [COLEGIO DE POSTGRADUADOS]. In *DIVERSIDAD VEGETAL EN EL SOTOBOSQUE DE PLANTACIONES COMERCIALES DE Eucalyptus urophylla S. T. BLAKE*. http://www.biblio.colpos.mx:8080/jspui/bitstream/handle/10521/256/Sanchez_Borja_M_DC_Fitosanidad_2010.pdf?sequence=1

Pezda, A. M. (2015). *INFLUÊNCIA DA SILVICULTURA NA COMPOSIÇÃO E DIVERSIDADE DE AVES FLORESTAIS NO BIOMA PAMPA* [UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL INSTITUTO]. http://hdl.handle.net/10183/150733

Pizano, C., González-M., R., López, R., Jurado, R. D., Cuadros, H., Castaño-Naranjo, A., Rojas, A., Peréz, K., Vergara-Varela, H., Idárraga, Á., Isaacs, P., & García, H. (2016). El bosque seco tropical en Colombia. In *Biodiversidad 2015. Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. https://doi.org/10.21068/b001.2015.202

Ralph, C. J., Geupel, G. R., Pyle, P., Martin, T. E., De sante, D. F., Milá, B., John, C., Geoffrey, R., Thomas, E., & David, F. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR159. Albany,CA. *Forest Service*, 46.

Rivera, E. R. (2010). Ocupación y abundancia de aves rapaces en El Ocote, Chiapas. *Ecosur*.

Sahagún, F. (2012). *Dinámica espacio-temporal de las transformaciones en la cobertura vegetal y el cambio de uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luís Potosí y sus efectos potenciales sobre la distribución de la avifauna*.

Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, *153*(SUPPL. 1), 153–161. https://doi.org/10.1007/s10336-012-0869-4

Shannon, C. E. (1997). The Mathematical Theory of Communication. *M.D. Computing*, *14*(4). https://doi.org/10.2307/410457

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity [16]. In *Nature* (Vol. 163, Issue 4148). https://doi.org/10.1038/163688a0

Skutch, A. F. (1963). HABITS OF THE CHESTNUT-WINGED CHACHALACA. *Wilson Bulletin*, *75*(3).

Smith, T. M., & Smith, R. L. (2014). Ecología ,6ta Edición. In *Dictionary Geotechnical Engineering/Wörterbuch GeoTechnik*.

Stephens, S. S., & Wagner, M. R. (2007). Forest plantations and biodiversity: A fresh perspective. In *Journal of Forestry* (Vol. 105, Issue 6, pp. 307–313). https://doi.org/10.1093/jof/105.6.307

Stoddard, M. C., Sheard, C., Akkaynak, D., Yong, E. H., Mahadevan, L., & Tobias, J. A. (2019). Evolution of avian egg shape: underlying mechanisms and the importance of taxonomic scale. *Ibis*, *161*(4). https://doi.org/10.1111/ibi.12755

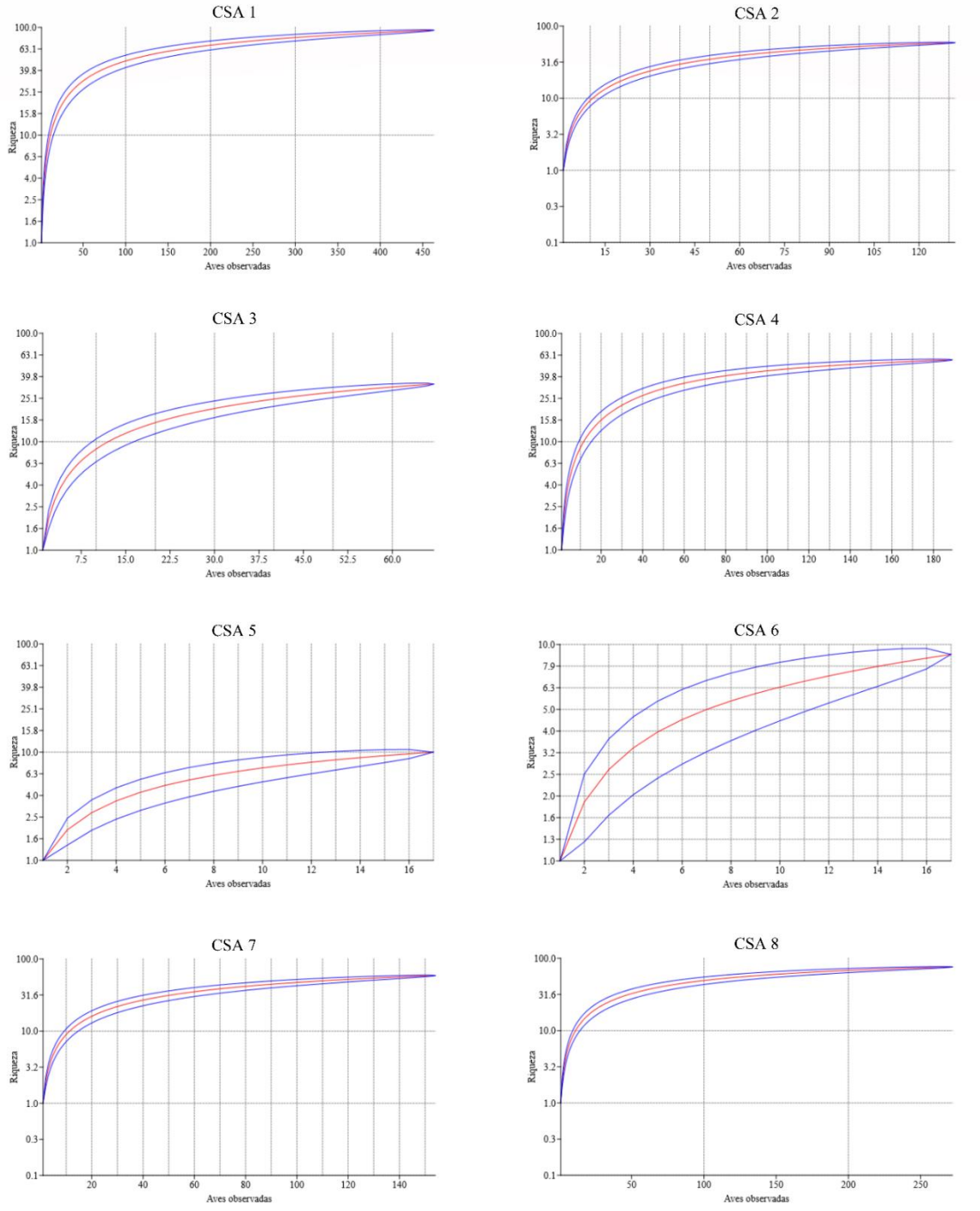
Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., Taylor, P. D., & Fahrig, L. (2012). *Connectivity is a vital element of landscape structure*. *68*(3), 571–573.

Uy, J. A. C., & Endler, J. A. (2004). Modification of the visual background increases the conspicuousness of golden-collared manakin displays. *Behavioral Ecology*, *15*(6), 1003–1010. https://doi.org/10.1093/beheco/arh106

Velasquez-Valencia, A. (2018). *Influencia de la configuración y composición de los paisajes agroforestales y silvo pastoril en la estructura de la comunidad de aves del Piedemonte Amazónico.* 103.

Vergara Paternina, J. A., Correa, J. B., Charrasquiel, C. G., & Linares Arias, J. C. (2017). Diversidad de aves en fragmentos de bosque seco tropical en paisajes ganaderos del departamento de Córdoba, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, *65*(4), 1625–1634. https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26313

Yaqueno, M., & Ortega, A. (2018). *VARIACIÓN EN LA DIVERSIDAD DE AVES ASOCIADAS A PLANTACIONES DE EUCALIPTO DE DIFERENTE EDAD* [Universidad de Córdoba]. manueldyd@gmail.com

ANEXOS

Anexo 1. *Curvas de acumulación e intervalos de confianza del 95% para la diversidad de aves en las cronosecuencias.*