

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL EN LA DENSIDAD POBLACIONAL DE LA BANGSIA DEL TATAMÁ (*Bangsia aureocincta*: THRAUPIDAE), ESPECIE ENDÉMICA Y VULNERABLE DE COLOMBIA, EN EL PARQUE NACIONAL NATURAL TATAMÁ*

María Elena Giraldo¹, Carolina Guzmán-V¹, Juan C. Troncoso¹ & Néstor Roncancio-D²

Resumen

Para conocer el estado de conservación de una especie es necesario determinar su abundancia y el cambio de ésta en el tiempo a través de programas rigurosos de monitoreo. Especialmente, cuando esta especie ha sido seleccionada como objeto de conservación de las áreas protegidas, su monitoreo se convierte en la herramienta de base para evaluar la efectividad del manejo. La bangsia del Tatamá (*Bangsia aureocincta*) se seleccionó como valor objeto de conservación –VOC– del Parque Nacional Natural Tatamá –PNN Tatamá–; este parque representa la integridad ecológica de la confluencia Andino-Pacífica en esta zona. Para conocer su estado de conservación y tendencia, se estimó la densidad poblacional usando el método de muestreo por distancia con puntos de conteo, en dos localidades separadas por 50 km lineales con una réplica temporal en 2016 y otra en 2018. Las densidades estimadas en 2016 fueron de 152 individuos/km² (IC95% = 84 - 272; CV= 29,99) y 1036 individuos/km² (IC95% = 745 - 1442, CV= 16,82) y para 2018 de 341 individuos/km² (IC95% = 213 - 547; CV= 23,96) y de 118 individuos/km² (IC95% = 78 - 181, CV= 21,4). Estos resultados reflejan variaciones espaciales y temporales en la densidad de la especie que probablemente sean producto de migraciones longitudinales o altitudinales. No obstante, ante la falta de conocimiento de la historia natural de la especie, no es posible asociar estos movimientos a algún factor en particular.

Palabras clave: PNN Tatamá, *Bangsia aureocincta*, densidad poblacional, variaciones espaciales y temporales.

* FR: 12-VIII-2018. FA: 19-II-2019

¹ Parque Nacional Natural Tatamá, Parques Nacionales Naturales de Colombia.

² Dirección Territorial Andes Occidentales, Parques Nacionales Naturales de Colombia.

CÓMO CITAR:

GIRALDO, M.E., GUZMÁN, C., TRONCOSO, J.C. & RONCANCIO, N., 2019.- Variación espacial y temporal en la densidad poblacional de la bangsia del Tatamá (*Bangsia aureocincta*: Thraupidae), especie endémica y vulnerable de Colombia, en el Parque Nacional Natural Tatamá. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 23 (2): 243-252. DOI: 10.17151/bccm.2019.23.2.13



SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION IN THE POPULATION DENSITY OF THE GOLD-RINGED TANAGER (*Bangsia aureocincta*: THRAUPIDAE), ENDEMIC AND VULNERABLE SPECIES OF COLOMBIA, IN THE TATAMA NATIONAL NATURAL PARK

Abstract

To know the conservation status of a species it is necessary to determine its abundance and the trends in a framework of rigorous monitoring program. Furthermore, when these species are the conservation target of the conservation strategies as protected areas, their monitoring is the way to assess the effectivity of the management. *Bangsia del Tatama* (*Bangsia aureocincta*) was chosen as a conservation target of the Tatama National Natural Park and it represents the ecological integrity of the Andino-Pacific confluence in this zone. To know its conservation status, we evaluate the population density using distance sampling method with point transect in two localities separated by 50 lineal kilometers with a temporal replica in 2016 and other in 2018. The population density found were in 2016 of 152 individuals/km² (IC95% = 84 - 272; CV= 29,99) and 1036 individuals /km² (IC95% = 745 - 1442, CV= 16.82), and to 2018 of 341 individuals /km² (IC95% = 213 - 547; CV= 23.96) and 118 individuals/km² (IC95% = 78 - 181, CV= 21.4). These results show spatial and temporal variations in the density of the species, probably by longitudinal or altitudinal migrations. However, there is not enough knowledge of the natural history of the species to relate these movements to some factor.

Key words: PNN Tatama, *Bangsia aureocincta*, population density, spatial and temporal variation.

INTRODUCCIÓN

El manejo efectivo de áreas protegidas y otras estrategias de conservación depende de una toma estructurada de decisiones basada en información confiable (rigurosamente tomada y analizada) derivada de la evidencia científica además de la experiencia que los administradores adquieren en su ejercicio (NICHOLS & WILLIAMS, 2006; PULLIN & KNIGHT, 2005; POSSINGHAM *et al.*, 2001). En el caso de las especies amenazadas o de las que son usadas como elementos sustitutos de la diversidad para orientar acciones de manejo en un paisaje, es necesario hacer diagnósticos cuantitativos de su estado de conservación (GIEHL *et al.*, 2017; YOCCOZ *et al.*, 2001).

Un paso inicial para conocer el estado de una población es hacer una estimación empírica de su abundancia, no obstante, una estimación de la densidad poblacional de una especie es preferible dado que este parámetro refleja la relación que hay entre la población y el área que ocupa (WITMER, 2005). Por otro lado, dado que los parámetros demográficos como la densidad poblacional son dinámicos espacial y temporalmente, su monitoreo efectivo es esencial para detectar sus tendencias y las relaciones que tienen con los factores que los modulan y de esta forma poder adaptar las acciones de manejo (GIBBS *et al.*, 1998; GIBBS *et al.*, 1999; LEGG & NAGY, 2006; LINDENMAYER *et al.*, 2011; LYONS *et al.*, 2008; RINGOLD *et al.*, 1996). El monitoreo en sentido amplio se entiende como cualquier medida repetida de un fenómeno. No obstante, en el marco del manejo adaptativo es necesario que quede explícito que un monitoreo efectivo, debe lograr en los estimadores la precisión necesaria para detectar cambios si los hay (potencia estadística) (ELZINGA, 2001; FIELD *et al.*, 2007; MARSH & TRENHAM, 2008; SUTHERLAND, 2006).

El Parque Nacional Natural Tatamá seleccionó la bangsia del Tatamá (*Bangsia aureocincta*: Thraupidae) como especie VOC, asumiéndola como un elemento representativo de la integridad ecológica de la confluencia Andino-Pacífica en la región, dada su condición de especie rara (distribución restringida, altos requerimientos ecológicos (RABINOWITZ *et al.*, 1986; GASTON, 1994) y concibiendo que contribuyendo a la viabilidad de esta especie en la región se conservarían muchas otras especies, específicamente de aves en un área especialmente reconocida por la diversidad y particularidad en este grupo (CALVO-E. & DUQUE, 2003; KATTAN *et al.*, 2004).

Bangsia aureocincta es una especie endémica de Colombia y categorizada como vulnerable (VU) bajo los criterios B1ab(ii,iii,v)+2ab(ii,iii,v) (RENGIFO *et al.*, 2014). La bangsia de Tatamá habita el área de influencia del PNN Tatamá en los límites de los departamentos de Risaralda, Chocó y Valle del Cauca. Su rango en elevación está restringido a un cinturón habitacional del bosque húmedo montano bajo, desde 1350 hasta 2195 m a lo largo de la vertiente occidental de la cordillera Occidental. La reducción y fragmentación de hábitat es la principal amenaza para esta especie y está identificada en cada una de las localidades donde se ha registrado. La *Bangsia aureocincta* ha perdido el 24,9% de su hábitat, el cual, aparentemente, ha experimentado una leve recuperación en la cobertura boscosa, entre los años 2000 y 2010, de 3,7% (RENGIFO *et al.*, 2014). Sin embargo, hasta el momento no existe una medida del tamaño efectivo de la población y hasta antes de este estudio no había estimaciones de abundancia que sirvieran para estimar el tamaño de la población con un grado razonable de certeza (SEDANO, 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Nacional Natural Tatamá se encuentra localizado en la Cordillera Occidental de Colombia, entre los municipios de Pueblo Rico, Apía, Santuario y La Celia en Risaralda, El Águila en el Valle del Cauca y San José del Palmar y Tadó en el Chocó. El área protegida comprende altitudes que van desde los 800 a los 4250 de elevación, registrándose esta última en la cima del Cerro Tatamá (Plan de manejo PNN Tatamá). Para la bangsia de Tatamá el área inferencial total (área de donde el muestreo se considera representativo) fue de 23,9 km² (Figura 1). En San José del Palmar se evaluaron 14,3 km² de bosque denso y en Pueblo Rico de 9,6 km² en su mayoría con cobertura de bosque denso con un parche de cobertura tipo mosaico de cultivos, pastos y espacios naturales (0,29 km²) (IDEAM, 2012).

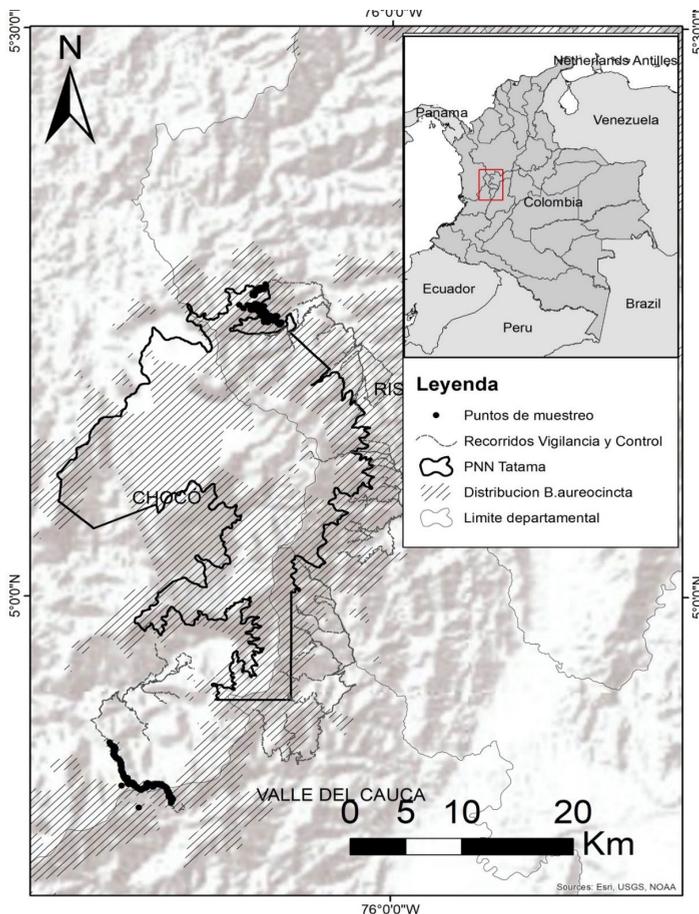


Figura 1. Área de estudio.

Toma de datos

El muestreo de este estudio se llevó a cabo para la primera replica entre los meses de febrero y septiembre de 2016 y para la segunda entre febrero y noviembre de 2018. Para estimar la densidad poblacional de *B. aureocincta* en el PNN Tatamá y su zona de influencia, se empleó el método de muestreo por distancias con puntos de conteo (BUCKLAND *et al.*, 2001). Este método implica contar las aves vistas por un observador que está ubicado en un punto de conteo, midiendo la distancia radial hasta el punto donde se observó el animal o hasta el centro geográfico de una bandada (BUCKLAND *et al.*, 2007; THOMAS *et al.*, 2010).

El muestreo se dividió en dos sectores, Pueblo Rico y San José del Palmar. Para llevar a cabo los conteos se establecieron 100 puntos de conteo, 53 en Pueblo Rico y 47 en San José del Palmar en 2016 y 91 puntos de conteo, 47 en Pueblo Rico y 44 en San José del Palmar para 2018 (Figura 1). A cada punto se le hicieron en promedio 4,5 repeticiones en Pueblo Rico y 4,6 en San José del Palmar para acumular 240 y 219 eventos de muestreo respectivamente en 2016 y 8,2 repeticiones en Pueblo Rico y 9 en San José del Palmar para acumular 386 y 396 eventos de muestreo respectivamente, en 2018. Los puntos se ubicaron entre los 1522 y 2539 msnm en Pueblo Rico y los 1305 y 2085 msnm en San José del Palmar y fueron evaluados entre las 6:30 y las 13:30 horas. Una vez determinado el punto de muestreo, se permaneció en estos 10 minutos. A cada punto se le registró la fecha, ubicación (coordinada geográfica), elevación, repetición y hora de inicio. En los muestreos sólo se incluyeron los registros visuales. Cada vez que se localizó un individuo o bandada, se registró el número de individuos y la actividad y se midió la distancia radial.

Análisis de datos

La densidad poblacional de *B. aureocincta* se estimó con el programa DISTANCE 7.1 release 1 (THOMAS *et al.*, 2010). Se llevó a cabo una estimación de la densidad global y por estratos correspondientes a las dos zonas evaluadas. El análisis se corrió con una base de datos que contenía las dos zonas de muestreo (estratos), el nombre de los transectos asociado a cada zona, el esfuerzo total de muestreo para cada punto de conteo (repeticiones), las medidas de distancia radial (m) y el número de individuos contados en cada observación. Cuando para un punto de conteo realizado no se había logrado ninguna detección se incluyó su esfuerzo de muestreo. El objetivo del análisis del muestreo por distancia, es ajustar una función de detección de las distancias radiales de las observaciones y usar esta función, para estimar la proporción de objetos que no se detectaron en el muestreo (BUCKLAND *et al.*, 2001, 2007).

Para hallar la función de detección que mejor se ajustara, se comparó la distribución de frecuencias de las distancias radiales con seis modelos: 1. *Half normal* con serie de

expansión *Coseno*, 2. *Half normal* con *Hermite polynomial*, 3. *Uniforme* con *Coseno*, 4. *Uniforme* con *Simple polynomial*, 5. *Hazart rate* con *Coseno* y *Hazart rate* con *Simple polynomial*. De los anteriores modelos se eligió el que presentó el menor valor en el Criterio de Información de Akaike (AIC). El AIC es un método cuantitativo para la selección del modelo que mejor se ajusta a los datos y que emplea menor número de parámetros (modelo más útil) (BUCKLAND *et al.*, 2001, 2007).

La comparación entre la densidad estimada para la especie entre las dos zonas y entre temporadas, se realizó por medio de un gráfico de intervalos de confianza (IC). Cuando los IC de dos estimativos de densidad presentaron un traslape mayor a un 25% se consideró que no había evidencia de que las densidades poblacionales en ambos fueran significativamente diferentes, con un nivel de confianza del 95% (CUMMING *et al.*, 2007).

RESULTADOS

Durante los conteos de 2016, se obtuvieron 118 registros visuales de *B. aureocincta*; 31 en Pueblo Rico entre los 1903 y 2416 msnm y 86 en San José de Palmar entre los 1407 y 2065 msnm. Para los datos globales la distribución de frecuencias de las distancias perpendiculares presentó un mejor ajuste al modelo Semi-normal (*Half-normal*) con serie de expansión *Hermite polynomial*. La densidad poblacional de *B. aureocincta* global en el 2016 fue de 594 individuos/Km² (IC95% = 441 - 800; CV= 15,16). Para Pueblo Rico de 152 individuos/Km² (IC95% = 84 - 272; CV= 29,99) y para San José del Palmar de 1036 individuos/Km² (IC95% = 745 - 1442, CV= 16,82) (Figura 2). En Pueblo Rico el componente que más aportó al coeficiente de variación fue la tasa de encuentro con 61,7% seguida por la probabilidad de detección con 27,2% y el tamaño de grupo con 11,1%. En San José del Palmar el componente con más variación fue la probabilidad de detección con 52,2%, seguido de la tasa de encuentro con el 40,7% y el tamaño de grupo con 7,1%. La densidad en San José del Palmar resultó significativamente más alta que en Pueblo Rico. La probabilidad de detección en Pueblo Rico fue igual a 0,19 (IC95%=0,14-0,26) con un radio efectivo de detección de 21 m (IC95%=18-25), mientras que para San José del Palmar la probabilidad de detección de la *Bangsia* fue de 0,075 (IC95%= 0,059 - 0,096) con un ancho efectivo de detección de 13 m (IC95%= 12 - 15).

Para la réplica en 2018, se obtuvieron 117 registros visuales; 47 en Pueblo Rico entre los 1809 y 2507 msnm y 68 en San José del Palmar entre los 1444 y 2078 msnm. Para los datos globales la distribución de frecuencias de las distancias perpendiculares presentó un mejor ajuste al modelo *Hazart rate* (*Half-normal*) con serie de expansión *Simple polynomial*. La densidad poblacional de *B. aureocincta* global fue de 230 individuos/Km² (IC95% = 159 - 332; CV= 18,6). Para Pueblo Rico de 341 individuos/Km² (IC95% = 213 - 547; CV= 23,96) y para San José del Palmar de 118 individuos/

Km² (IC95% = 78 - 181, CV= 21,4) (Figura 2). En Pueblo Rico, el componente que más aportó al coeficiente de variación fue la tasa de encuentro con 82% seguida por la probabilidad de detección con 13,7% y el tamaño de grupo con 4,3%. En San José del Palmar el componente que más aportó al coeficiente de variación fue la probabilidad de detección con 57,4%, seguido de la tasa de encuentro con el 36% y el tamaño de grupo con 6,6%. En contraste con el muestreo de 2016, la densidad en San José del Palmar resultó significativamente más baja que en Pueblo Rico. La probabilidad de detección en Pueblo Rico fue igual 0,09 (IC95%=0,07-0,11) con un radio efectivo de detección de 12 m (IC95%=11-13), mientras que para San José del Palmar la probabilidad de detección de la bangsia fue de 0,49 (IC95%= 0,38 - 0,64), con un ancho efectivo de detección de 28 m (IC95%= 24 - 32).

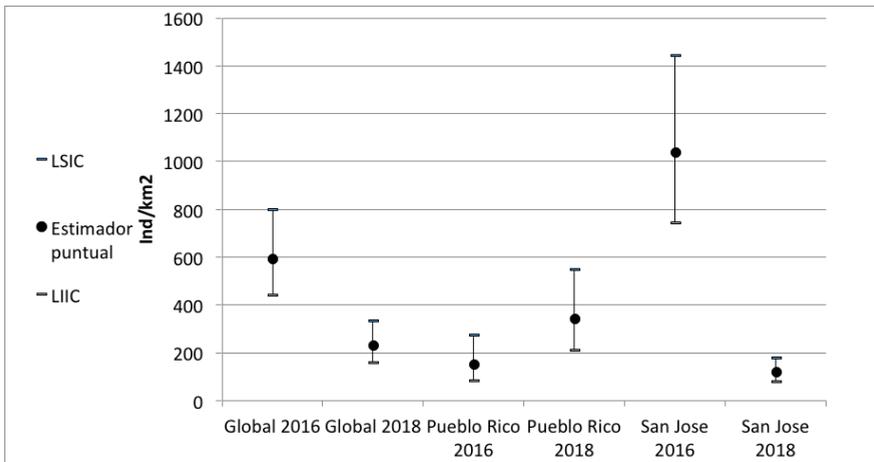


Figura 2. Comparación de densidad población de la *B. aureocincta* en el PNN Tatamá y zona de influencia, municipios de San José del Palmar (Chocó) y Pueblo Rico (Risaralda), muestreos 2016 y 2018.

DISCUSIÓN

La densidad poblacional estimada para *B. aureocincta* presentó una diferencia espacial significativa pero inversa, entre los dos sitios evaluados en los dos periodos de tiempo. Dado que, mientras que la densidad en San José del Palmar fue cinco veces mayor a la de Pueblo Rico en 2016, en 2018 fue casi tres veces menor, producto tanto de la disminución en San José del Palmar como del incremento en Pueblo Rico. Igualmente, la densidad global presentó una disminución significativa entre los dos periodos evaluados (Figura 2). Por otro lado, la distribución altitudinal de los registros difiere a la documentada, desplazándose más de 300 m hacia arriba en Pueblo Rico (SEDANO, 2014).

Ambas localidades están separadas por aproximadamente 50 km lineales y no presentan, aparentemente, barreras de dispersión ni discontinuidad en los bosques dentro de su rango altitudinal preferido. Por otro lado, dado que apenas hay dos réplicas temporales para estimación de este parámetro y dos localidades, no es posible determinar si la densidad estimada globalmente o por localidad puede considerarse baja o alta. Igualmente, a pesar de que en los últimos años el 60% de los estudios incorporaran la detectabilidad (HEEZIK & SEDDON, 2017), aún son numerosos los estudios de abundancia de aves y especies paseriformes en particular, limitados a estimar abundancias relativas sobre esfuerzos de muestreo lineales (km) o en algunos casos densidades usando métodos de radio fijo o ancho fijo, usualmente de 25 m o más y que no consideran la probabilidad de detección o que asumen que está es igual a 1, independiente de la especie, la localidad o las condiciones atmosféricas (RENGIFO, 2001; CALVO & BLAKE, 1998; MOURER & HEYWOOD, 1993, WUNDERLE & LATTA 1996). En ese sentido, es razonable pensar que las densidades estimadas con métodos de ancho o radio fijo subestiman el valor del parámetro (NORVELL *et al.*, 2003). Para este estudio el radio efectivo de muestreo estimado para la especie fue de 13 (Pueblo Rico) y 21 m (San José del Palmar) con probabilidades de detección de 0,075 y 0,19 respectivamente y 12 m (Pueblo Rico) y 28 m (San José del Palmar) de radio efectivo de muestreo con 0,09 y 0,49 de detectabilidad, en ese sentido los resultados no son comparables con estudios llevados a cabo con esas limitaciones metodológicas.

A pesar de que la zona de la vertiente oriental de la cordillera Occidental está incluida como hábitat idóneo de la especie en esta región (VELÁSQUEZ, 2017), esta no ha sido detectada. Por ejemplo, en el área de influencia del PNN Tatamá sobre la vertiente oriental, en el marco de la implementación de los recorridos de prevención, vigilancia y control en 2018, se han llevado a cabo 139 recorridos y acumulado un esfuerzo de muestreo de 520 km y solo se registra una detección probable, pendiente por verificar, a 2818 m (Figura 1).

No se puede ser concluyente con respecto a una disminución global en la abundancia de la especie. Podrían considerarse fenómenos de migración longitudinal o altitudinal, pero ante la ausencia de muestreos, principalmente hacia el norte del PNN Tatamá en el límite entre Antioquía, Caldas y Risaralda, y a otras elevaciones no se pueden confirmar los movimientos. Por otro lado, en un área de apenas 3500 km² de hábitat idóneo total, es poco probable un cambio significativo en la oferta de algún recurso. Una posible explicación se daría por agotamiento de un recurso si el uso del espacio por la población fuera agregado. No obstante, se han registrado consumo de frutos, flores, hojas de especies con relativa oferta continua de alimento como aráceas, melastomatáceas y urticáceas (Cecropias) (TIGREROS-ANDRADE, 2017). Presiones selectivas potenciales del comportamiento migratorio en la zona tropical incluirían competencia intra e interespecífica, depredación y parasitismo que deben ser considerados en los estudios de historia natural de la especie (COX, 1985).

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a equipo de técnicos y operarios del PNN Tatamá, John-E Rojas, José Narciso Gómez (Mateo), Javier de Jesús Hernández, Libaniel Osorio, Luis Guillermo Gallego, Leomede Sánchez y Fabio Agudelo, un grupo comprometido y motivado sin el cual el manejo del área y las actividades de monitoreo e investigación no serían viables. El muestreo en 2016 fue llevado a cabo en el marco de la implementación del Proyecto GEF/PNUD: “Conservación de la biodiversidad en paisajes impactados por la minería en la Región del Chocó Biogeográfico-PNN Tatamá”, ejecutado por WWF.

REFERENCIAS

- BUCKLAND, S.T., ANDERSON, D.R., BURNHAM, K.P., LAAKE, J.L., BORCHERS D.L. & THOMAS, L.J., 2001.- *An Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- BUCKLAND, S.T., BORCHERS, D.L., JOHNSTON, A., HENRYS, P.A. & MARQUES, T.A., 2007.- Line Transect Methods for Plant Surveys. *Biometrics*, 63: 989-998.
- CALVO, Y. & DUQUE-C, A., 2003.- Registro avifaunístico de una zona alta del Chocó (San Antonio de Galápagos - San José del Palmar), con una noticia sobre las poblaciones locales de la especie *Bangsia aureocincta* (Traupidae). *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 7, 29-38.
- CALVO, L. & BLAKE J., 1998.- Bird diversity and abundance on two different shade coffee plantations in Guatemala. *Bird Conservation International*, 8: 297-308.
- COX, G.W., 1985.- The Evolution of Avian Migration Systems between Temperate and Tropical Regions of the New World. *The American Naturalist* 1985 126:4, 451-474.
- ELZINGA, C., 2001.- *Monitoring Plant and Animal Population*. Blackwell Science.
- FIELD, S.A., TYRE, A.J., THORN, K.H., O'CONNOR, P.J., & POSSINGHAM, H.P., 2005.- Improving the efficiency of wildlife monitoring by estimating detectability: A case study of foxes (*Vulpes vulpes*) on the Eyre Peninsula, South Australia. *Wildlife Research*, 32 (3): 253-258.
- KATTAN, G.H., FRANCO, P., ROJAS, V., MORALES, G., 2004.- Biological diversification in a complex region: a spatial analysis of faunistic diversity and biogeography of the Andes of Colombia. *Journal of Biogeography*, 31 (11): 1829-1839.
- GASTON, K.J., 1994.- *Rarity*. Chapman and Hall, London.
- GIBBS, J., DROEGE, S., & EAGLE, P., 1998.- Monitoring Populations of Plants and Animals. *BioScience*, 48 (11): 935-940. doi:10.2307/1313297
- GIBBS, J., SNELL, H., & CAUSTON, C., 1999.- Effective Monitoring for Adaptive Wildlife Management: Lessons from the Galápagos Islands. *The Journal of Wildlife Management*, 63(4): 1055-1065. doi:10.2307/3802825
- GIEHL, E.L.H., MORETTI, M., WALSH J.C., BATALHA M.A., & COOK, C.N., 2017.- Scientific Evidence and Potential Barriers in the Management of Brazilian Protected Areas. *PLoS ONE*, 12 (1): e0169917. doi: 10.1371/journal.pone.0169917
- HEEZIK, Y. & SEDDON, P., 2017.- *Counting Birds in Urban Areas: A Review of Methods for the Estimation of Abundance*. 10.1007/978-3-319-43314-1_10.
- IDEAM, 2012.- Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Bogotá, D. C., Colombia: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- LEGG C.J. & NAGY, L. 2006.- Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *J. Environ Manage.*, 78 (2): 194-199.
- LYONS, J.E., RUNGE, M.C., LASKOWSKI, H.P. & KENDALL, W.L., 2008.-Monitoring in the context of structured decision-making and adaptive management. *Journal of Wildlife Manag.*, 72 (8): 1683-1692.
- LINDENMAYER, D.B., LIKENS, G.E. HAYWOOD, A. & MIEZIS, L., 2011.- Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution*, 26 (12): 641-646.
- MARSH, D.M. & TRENHAM, P.C., 2008.- Current trends in plant and animal population monitoring. *Conserv Biol.*, 22 (3): 647-655.
- MAURER, B.A. & HEYWOOD, S.G., 1993.- Geographic range fragmentation and abundance in neotropical migrant birds. *Conserv. Biol.*, 7: 501-509.
- NICHOLS, J.D. & B.K. WILLIAMS, 2006.- Monitoring for Conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (12): 668-673.
- NORVELL, R.E., HOWE, F.P., PARRISH, J. R. & THOMPSON III F.R., 2003.- A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk*, 120:1013-1028.
- PAUL L., RINGOLD, J.A., CZAPLEWSKI, R.L., MULDER, B.S., TOLLE, T. & BURNETT, K., 1996.- Adaptive Monitoring Design for Ecosystem Management. *Ecological Applications*, 6 (3): 745-747.
- POSSINGHAM, H., ANDELMAN, S.J., NOON, B.R., TROMBULAK, S. & PULLIAM, H.R., 2001.- Making smart conservation decisions: 225-244 (en) SOULE M.E & ORIANI G.H (ed.), *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Island Press. Washington.
- PULLIN, A.S. & KNIGHT, T.M., 2005.- Assessing Conservation Management's Evidence Base: Survey of Management-Plan Compilers in the United Kingdom and Australia. *Conservation Biology*, 19: 1989-1996.

- RABINOWITZ, D., CAIRNS, S. & DILLON, T., 1986.- Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the *British Isles*: 182-204 (en) SOULÉ, M.E. (ed) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sunderland MA.
- RENGIFO L.M., 2001.- Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11 (1):14-31
- RENGIFO, L.M., GÓMEZ, M.F., VELÁSQUEZ-TIBATÁ, J., AMAYA-VILLARREAL, A.M., KATTAN, G.H., AMAYA-ESPINEL, J.D. & BURBANO-GIRÓN, J., 2014.- Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- SEDANO, R., 2014.- *Bangsia aureocincta*: 296-300 (en) RENGIFO, L.M., GÓMEZ, M.F., VELÁSQUEZ-TIBATÁ, J., AMAYA-VILLARREAL, A.M., KATTAN, G.H., AMAYA-ESPINEL, J.D. & BURBANO-GIRÓN, J., 2014.- *Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica*. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- SUTHERLAND, W.J., 2006.- The twenty commonest surveying sins. En: *Ecological Census Techniques: A Handbook*, ed. William J. Sutherland. Cambridge University Press.
- THOMAS, L., BUCKLAND, S.T., REXSTAD, E.A., LAAKE, J.L., STRINDBERG, S., HEDLEY, S.L., BISHOP, J.R.B., MARQUES, T.A., & BURNHAM, K.P., 2010.- Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47: 5-14.
- TIGREROS-A., A.F., 2017.- Historia natural de la *Bangsia* del Tatamá (Thraupidae: *Bangsia aureocincta*). Informe no publicado. Parque Nacional Natural Tatamá.
- VELÁSQUEZ-TIBATÁ J., 2017.- Modelo de distribución de *Bangsia aureocincta* ID AVE-368. Laboratorio de Biogeografía Aplicada. Instituto Alexander von Humboldt.
- WITMER, G.W., 2005.- *Wildlife population monitoring: some practical considerations*. USDA National Wildlife Research Center - Sta Publications.
- WUNDERLE JR. J.M. & LATTA S.C., 1996.- Avian abundance in sun and shade coffee plantations and remnant pine forest in the cordillera central, Dominican Republic. *Ornitología Neotropical*, 7:19-34.
- YOCCOZ N.G., NICHOLS J.D. & BOULINIER T., 2001.- Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 16 (8): 446-453.