

UNIVERSIDAD INTERNACIONAL DEL ECUADOR

Escuela de Biología

TESIS DE GRADO PARA LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE
BIÓLOGO AMBIENTAL

TEMA:

“ANÁLISIS DEL EFECTO GENERADO POR LOS INCENDIOS FORESTALES
SOBRE LA DIVERSIDAD, ABUNDANCIA Y GREMIOS TRÓFICOS DE LA
AVIFAUNA DEL PARQUE METROPOLITANO GUANGUILTAGUA DE QUITO”

AUTOR:

David José Troya León

DIRECTOR:

Pablo Salvador M. Sc.

Quito, Ecuador

2017

CERTIFICACIÓN

Yo, David José Troya León, con cédula de identidad N° 17225115, declaro que soy el autor exclusivo de la presente investigación y que ésta es original, auténtica y personal mía. Todos los efectos académicos y legales que se desprenden de la presente investigación, serán de mi sola y exclusiva responsabilidad. Cedo mis derechos de propiedad intelectual a la UIDE, según lo establecido en la Ley de Propiedad Intelectual, reglamento y leyes

Quito, 29 de Marzo de 2017



David José Troya León
CI: 172251157-1

Yo, Pablo Salvador, declaro que personalmente conozco al señor David José Troya León es el autor exclusivo de la presente investigación y que ésta es original, auténtica y personal suya.



M. Sc. Pablo Salvador
Director de Trabajo de Titulación
CI: 1706731831

AGRADECIMIENTOS

Al Dios de mi vida, quien me dio luz para culminar mis estudios, solo él sabe cuánto me costó llegar hasta acá, te agradezco con el alma, agradezco tu Divina Misericordia y la tendré presente hasta el último día de mi vida.

Agradezco a mis padres Nelson Troya y Margarita León, quienes me apoyaron y ayudaron durante toda mi vida.

A mis hermanos Marielena y Renato Troya.

Agradezco al Dr. Esteban Terneus, Director de la Carrera de Biología Aplicada, por su apoyo en el momento más dificultoso de mi etapa universitaria y estar presente.

A mi tutor, Pablo Salvador, por encargarse de dirigirme en el presente proyecto y por ser un profesor que siempre me inspiró y ayudó a amar la Biología en sus clases.

Agradezco también al Ms. Sc. Patricio Yáñez por su apoyo y contribución durante toda la carrera y a su continua exigencia durante mi permanencia en la universidad.

Finalmente, a todos mis buenos amigos y su apoyo incondicional, no los puedo nombrar a cada uno de ustedes pero sí agradecer a uno de manera muy especial, gracias Iván Briones por la ayuda brindada en todo momento y lugar, tú también contribuiste muchísimo a este logro.

DEDICATORIA

Al Dios de mi vida, al Espíritu Santo, y a mis Padres.

ÍNDICE GENERAL

CERTIFICACIÓN.....	i
AGRADECIMIENTOS.....	ii
DEDICATORIA.....	iii
CAPÍTULO I.....	1
INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Justificación.....	3
1.3 Planteamiento del Problema	4
1.3.1. General.....	5
1.3.2. Específicos.....	5
1.4. Hipótesis.....	5
CAPÍTULO II.....	6
MARCO TEÓRICO	6
2.1. Generalidades de las aves.....	6
2.2. Gremios Tróficos.....	7
2.2.1. Adaptación de los gremios tróficos	7
2.2.2. Alimentación y gremios de aves.....	7
2.2.3. Los gremios tróficos como indicadores.....	10
2.3. Efectos del fuego sobre los ecosistemas.....	10
2.4. Efectos del fuego sobre los bosques	11
2.5. Cambio en la estructura del bosque y desaparición de hábitats por el fuego	11
2.6. Efectos del fuego en la avifauna.....	12
2.7. Efectos del fuego sobre la diversidad de aves	13
2.8. Efectos del fuego sobre el forrajeo de aves	13
2.9. Cambios en el ensamblaje de aves debidos a los incendios	14
CAPÍTULO III	16
METODOLOGÍA.....	16
3.1 Área de Estudio	16
3.1.1. Temperatura y precipitación.....	17
3.2 Zonas de estudio – Área afectada y no afectada.....	17
3.2.1 Área afectada	18
3.2.2. Punto 1 (MP1)	18
3.2.3. Punto 2 (MP2)	19
3.2.4. Punto 3 (MP3)	19
3.2.5. Punto 4 (MP4)	19
3.3. Área no afectada	19
3.3.1. Punto 5 (ZNA5).....	19
3.3.2. Punto 6 (ZNA6).....	20
3.3.3. Punto 7 (ZNA7).....	20
3.3.4. Punto 8 (ZNA8).....	20
3.4. Levantamiento de información en campo	20
3.4.1. Captura con redes de neblina.....	21
3.4.2. Recuento por radios fijos.....	23
3.5. Análisis de datos.....	25
3.5.1. Diversidad alfa.....	25

a. Índice de Shannnon-Wiener H'	25
b. Índice de Dominancia de Simpson D	26
c. Índice de Equidad de Pielou E	27
3.5.2. Diversidad beta	27
a. Coeficiente Cuantitativo de Sorensen I_s	27
3.5.3. Distancia Euclidiana	28
3.6. Comparación de abundancias generales y de abundancias por Gremios Tróficos.....	28
CAPITULO IV	29
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29
4.1 Caracterización del área afectada	29
4.1.1 Punto 1 (MP1)	30
4.1.2 Punto 2 (MP2)	30
4.1.3 Punto 3 (MP3)	31
4.1.4 Punto 4 (MP4)	32
4.2 Caracterización del área no afectada	33
4.2.1 Punto 5 (ZNA5).....	33
4.2.2 Punto 6 (ZNA6).....	34
4.2.3 Punto 7 (ZNA7).....	35
4.2.4 Punto 8 (ZNA8).....	35
4.3. Diversidad general de avifauna	36
4.4 Valores de Diversidad y Similitud para la avifauna registrada	37
4.5. Diversidad.....	39
a. Índice de Shannon-Wiener H'	39
Figura 13. Comparación del índice de Shannon entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos.....	40
b. Índice de Dominancia de Simpson D	41
Figura 14. Comparación del índice de dominancia de Simpson (D) entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos	42
c. Índice de equidad de Pielou (E).....	43
4. 5.1. Diversidad Beta	43
a) Coeficiente Cuantitativo de Sorensen I_s	44
4.5.2 Distancia Euclidiana	45
Figura 15. Cladograma de ocho sitios del Parque Metropolitano Guanguiltagua en base a los registros de avifauna obtenidos en ellos, utilizando como método la Unión Promedio en base a distancias euclidianas entre sitios.(Sit1: MP1, Sit 2: MP2, Sit 3: MP3, Sit 4: MP4,Sit 5:ZNA5,Sit 6: ZNA6: Sit7:ZNA 7, Sit 8: ZNA8).	47
4.6 Descripción de los Gremios Tróficos encontrados.....	47
4.6.1. Comparación del número de especies por gremios tróficos con la Prueba de Signos de Wilcoxon.....	48
a. Gremio Trófico NECTARÍVOROS	48
b. Gremio Trófico GRANÍVOROS ARBÓREOS	49
c. Gremio Trófico GRANÍVOROS TERRESTRES	50
D. Gremio Trófico OMNIVOROS.....	50
CAPITULO VI	52
CONCLUSIONES.....	52
RECOMENDACIONES	53
Glosario	55
BIBLIOGRAFÍA	58
ANEXOS.....	69
FOTOS	73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del Área de Estudio y puntos de muestreo para los avistamientos y captura de aves.....	16
Figura 2. Colocación de redes de neblina.....	22
Figura 3. Colocación de redes de neblina.....	22
Figura 4. Recuento por radios fijos	24
Figura 5. Punto 1 (MP1).....	30
Figura 6. Punto 2 MP2.....	31
Figura 7. Punto 3 (MP3).....	32
Figura 8. Punto 4 (MP4).....	33
Figura 9. Punto 5 (ZNA 5).....	34
Figura 10. Punto 6 (ZNA6).....	34
Figura 11. Punto 7 (ZNA7).....	35
Figura 12. Punto 8 (ZNA8).....	36
Figura 13. Comparación del índice de Shannon entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos	40
Figura 14. Comparación del índice de dominancia de Simpson (D) entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos	42
Figura 15. Cladograma de ocho sitios del Parque Metropolitano Guanguiltagua en base a los registros de avifauna obtenidos en ellos, utilizando como método la Unión Promedio en base a distancias euclidianas entre sitios.(Sit1: MP1, Sit 2: MP2, Sit 3: MP3, Sit 4: MP4,Sit 5:ZNA5,Sit 6: ZNA6: Sit7:ZNA 7, Sit 8: ZNA8).	47
Figura 16. Porcentajes de Gremios tróficos registrados en toda el área... ¡Error! Marcador no definido.	
Figura 17. Familias de aves representadas en porcentajes . ¡Error! Marcador no definido.	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas y rangos altitudinales de los puntos de muestreo	17
Tabla 2. Esfuerzo de muestreo redes de neblina área total.....	22
Tabla 3. Esfuerzo de muestreo del recuento por radios fijos.....	24
Tabla 4. Abundancia de especies encontradas en toda el área de estudio	36
Tabla 5. Abundancia de especies encontradas en áreas afectadas.....	37
Tabla 6. Datos resumidos de riqueza de especies, abundancia de individuos.....	39
Tabla 7. Valores del Coeficiente cuantitativo de Sorensen	44
Tabla 8. Lista de especies totales junto con su gremio trófico	47
Tabla 9. Número de especies y de registros de aves en toda el área de estudio con sus porcentajes correspondientes en relación a los cuatro gremios tróficos encontrados ¡Error! Marcador no definido.	
Tabla 10. Número de especies y de registros de aves registrados en las áreas afectada y no afectada..... ¡Error! Marcador no definido.	

ANEXOS

Anexo 1. Número de registros obtenidos de las especies nectarívoras.	70
Anexo 2. Número de registros obtenidos de las especies granívoras arbóreas	70
Anexo 3. Número de registros obtenidos de las especies granívoras terrestres	71
Anexo 4. Número de registros obtenidos de la especie omnívora.....	71
Anexo 5. Dominancia de Simpson zona afectada	72
Anexo 6. Dominancia de Simpson zona no afectada	72

FOTOS

Foto 1. <i>Zenaida auriculata</i> -Tórtola Común	73
Foto 2. <i>Columba livia</i> - Paloma Cosmopolita	73
Foto 3. <i>Turdus fuscater</i> -Mirlo común	74
Foto 4. <i>Atlapetes latinuchus</i> - Matorralero	74
Foto 5. <i>Colibri coruscans</i> - Oreja violeta Ventriazul	75
Foto 6. <i>Zonotrichia capensis</i> -Gorrion común	75
Foto 7. <i>Diglossa humeralis</i> -Pinchaflor negro.....	76

RESUMEN

Los incendios forestales tienen repercusiones directas sobre las comunidades de aves, esto debido a las modificaciones causadas en su hábitat. En septiembre de 2013 un gran incendio afectó a un área significativa del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito (52 hectáreas), considerado como un espacio verde urbano con varias especies de avifauna. Con el objetivo de evaluar si el incendio generó cambios en la diversidad de aves y sus gremios alimenticios, se comparó la avifauna de un sitio afectado por el incendio y uno no afectado por el mismo. El muestreo se realizó, tanto en la zona afectada como en la no afectada, utilizando el método de conteo por radios fijos, para encontrar datos de abundancia y riqueza. Se colocaron redes de neblina para obtener datos adicionales de presencia y ausencia de aves en ambos sitios. La diversidad y abundancia de aves en la zona afectada (arbustos y hierbas en recuperación) fue mayor que en la zona no afectada, con un valor H' de 2,29 y un valor de H' de 1,10 para la zona no afectada (bosques de eucaliptos no afectados por las llamas) mientras que de igual manera los registros de abundancia fueron mayores para la zona afectada (215 registros de individuos) y para la zona no afectada fue menor arrojando un valor de 79 registros de individuos. Se realizó un análisis de conglomerados utilizando el índice de distancia euclidiana, con la finalidad de identificar aquellos sitios afectados y no afectados (puntos de muestreo) y su relación con la avifauna encontrada, y se pudo determinar las preferencias de ciertas especies de aves por las zonas afectadas por el incendio (granívoros terrestres y nectarívoros). La prueba de los signos de Wilcoxon determinó que existen modificaciones significativas en dos de los cuatro gremios tróficos encontrados (nectarívoros y granívoros terrestres).

Palabras Clave: Avifauna, incendios forestales, gremios tróficos, especies granívoras, especies insectívoras Quito-Ecuador.

ABSTRACT

Wildfires usually affect directly bird communities, mainly through habitat change. In September 2013 a large fire affected a significant part of Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito, considered a green urban space site with several species of birds. In order to assess whether the fire produced changes in the biodiversity of birds and their feeding guilds, the birdlife of a site affected by the fire was compared to one not affected by it. Sampling was performed in both affected and unaffected areas using the counting method by fixed spokes in order to obtain abundance and richness data. Mist nets were placed to acquire additional data of presence and absence of birds in both sites. The diversity and abundance of birds in the affected area (shrubs and grasses in recovery) were higher than in the unaffected area (eucalypt forests unaffected by the flames). The affected area showed an H' value of 2.29 and an H' value of 1.10 for the non-affected area (eucalypt forests not affected by the flames), while similarly abundance records were higher for (215 records of individuals) and for the non-affected area was lower, with a value of 79 individuals. A cluster analysis was carried out using the Euclidean distance index, in order to identify sites affected and unaffected (sampling points) sites and their relationship with the avifauna found, and it was possible to determine the preferences of certain species of birds by the areas affected by the fire (terrestrial granivores and nectarivores). The Wilcoxon sign test determined that significant modifications exist in two of the four trophic guilds found (nectarivores and terrestrial granivores).

Keywords Avifauna, forest fires, trophic guilds, granivorous species, insectivorous species Quito-Ecuador.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Lamentablemente, en años recientes el Parque Metropolitano Guanguiltagua, Distrito Metropolitano de Quito (DMQ), ha sido víctima de continuos incendios forestales, consumiendo 52 hectáreas de bosque (Alcaldía de Quito, 2013), afectando directamente a la biodiversidad que alberga esta área natural. El presente estudio se enfoca en cómo los incendios forestales pueden estar afectando el ensamblaje de aves en el parque.

El fuego es el mayor agente de perturbación en muchos ecosistemas (Brotons et al., 2005), considerado por algunos autores como el principal agente causante de la pérdida del hábitat, debido a la gran cantidad de hectáreas de vegetación que se queman anualmente (Venegas et al., 2009).

Todas las especies presentes en un bosque responden de una u otra manera al fuego, dependiendo de una serie de factores relacionados con la intensidad de los incendios, incluyendo la severidad del área quemada, el tamaño y la forma del incendio, la proximidad a los bosques no quemados, tipos de cobertura pre y post-incendio y el tiempo de duración del incendio (Kotliar et al., 2002).

Para el caso de las aves, la composición del ensamble después de un incendio puede estar determinada por el tipo de vegetación presente antes del incendio, el manejo postincendio y el contexto del paisaje (Zozaya et al., 2010).

No obstante, la respuesta de las aves a la modificación del hábitat depende de los atributos de cada especie, pudiendo algunas especies no ser afectadas o incluso ser beneficiadas (Lantschner y Rusch, 2007).

Por ejemplo en 2012 un gran incendio afectó parte del Cerro Cayumanque, un sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad en Chile, el incendio afectó poco a la composición, riqueza y diversidad de aves en el Cerro, observándose valores similares antes del incendio y después de él, reafirmando lo indicado por Moreira et al., (2003) acerca de que algunos incendios podrían ocurrir sin efectos perjudiciales en la diversidad de aves.

Las aves interactúan y dominan una gran variedad de nichos ecológicos. La gran diversidad de hábitats que ellas ocupan depende en gran medida de sus cualidades de adaptación o especialización; por eso mientras algunas aves son generalistas, otras están altamente especializadas dentro de un ecosistema (Sarmiento, 2009).

Un bosque es un ecosistema que alberga gran cantidad de hábitats, por esta razón diferentes aves pueden cumplir sus funciones biológicas dentro del mismo espacio y tiempo; algunas especies se alimentan en la copa de los árboles, otras por debajo del dosel arbóreo, y algunas a nivel del suelo del bosque (Sarmiento, 2009).

Generalmente las aves forestales suelen ser insectívoras, frugívoras y nectarívoras. Algunas aves nectarívoras son importantes polinizadoras, y muchas especies frugívoras juegan un papel clave en la dispersión de las semillas (Clout y Hay, 1989).

Debido a los argumentos anteriores, se consideró importante la realización de una investigación sobre avifauna y los posibles efectos que sobre ella pueden tener los incendios forestales en una zona verde de interés para los habitantes de Quito: el Parque Metropolitano Guanguiltagua.

Dentro de este contexto, cabe mencionar que anteriormente se han llevado a cabo algunas publicaciones relacionadas con aves y su distribución en Ecuador (mismas que ayudaron en cierta manera a guiar la presente investigación) tales como el Libro Rojo de las aves del Ecuador (Granizo, 2002), The Birds of Ecuador (Ridgely y Greenfield, 2001), entre otros.

En 2009 Campuzano trabajó en un estudio de flora y fauna y recomendaciones para el manejo de la quebrada Ashintaco, Parque Metropolitano Guanguiltagua; Albuja (2013) diseñó un Plan de Manejo Ambiental de la quebrada Ashintaco, en el que describe los órdenes de aves existentes en el Parque.

En el Parque Metropolitano Guanguiltagua, también se han realizado otros estudios de avifauna, como el de Vargas (2006) en el que analiza la relación entre el pinchaflor negro *Diglossa humeralis* y la vegetación nativa del Parque.

En 2010 se realizó el primer Diagnóstico Bioecológico y Socio Ambiental del Distrito Metropolitano de Quito (MECN-SA, 2010), detallando información específica de la avifauna del Parque Metropolitano Guanguiltagua PMGQ-. En 2010 Arellano diseñó un Plan de Interpretación Ambiental con énfasis en la observación de aves dentro del PMGQ (Arellano, 2010).

De 2007 a 2012 Ciudad-Ecogestión administró el PMGQ, realizando la promulgación de una serie de actividades de educación y comunicación e investigación sobre aves; al final de este período Noguera (2012) realizó una evaluación preliminar del estado de conservación del Parque Metropolitano, utilizando a las aves del Parque como indicadores.

En ese mismo año, Ponce et al. (2012) estudian la influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla, concluyendo que el fuego es un factor ecológico que provoca cambios importantes en la diversidad y riqueza de aves a corto plazo.

1.2. Justificación

Durante la última década en el Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) se han registrado un número significativo y elevado de incendios forestales. Según reportes de 2009 del Cuerpo de Bomberos de Quito (año donde se reportó un estiaje excepcional en el DMQ), ocurrieron múltiples incendios, llegando a una estimación de superficie afectada inferior al 7 % del área total del DMQ (300 ha de 4300 ha). No obstante, un análisis multi-temporal realizado por el DMQ, a través del Centro de Gestión de Información Ambiental, determinó unas 2700 ha quemadas tan solo en 2009, lo cual equivale a cerca del 0,6 % de la superficie del DMQ, (423055.42 hectáreas) cifras que reflejan una alarmante situación de la cubierta vegetal del DMQ, siendo los meses de julio a agosto donde mayor tendencia tienen estos factores antrópicos a ocurrir (Cuerpo de Bomberos de Quito, 2012; Yáñez et al., 2012).

El Cuerpo de Bomberos afirma que el 90% de los incendios forestales son de origen antrópico iniciados por gente con tendencias pirómanas, incendiarios intencionales, aprovechando la época seca para que dichos incendios tomen ventaja debido a las condiciones ambientales tales como temperatura, velocidad del viento y escasez de lluvias (Cuerpo de Bomberos de Quito, 2012).

Dentro de estos incendios se ve afectada la cobertura vegetal arbórea, matorral, páramos, pastos y suelo agro productivo; fenómeno evidenciado en todas las laderas y quebradas de volcanes, montañas y valles, principalmente en las estribaciones del Atacazo,

Pichincha Sincholagua, Ilaló, Casitahua, Pululahua, a lo largo de los valles de Tumbaco, Los Chillos, Guayllabamba, Nayón y Puéllaro (Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, 2011).

El Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito es precisamente uno de los escenarios del DMQ con mayores daños e impactos por incendios forestales en los últimos años. Registros oficiales del Cuerpo de Bomberos afirman que solamente en un incendio se perdieron cerca de 21 hectáreas, afectando directamente la cubierta vegetal del mismo (Cuerpo de Bomberos de Quito, 2012).

De esta manera, la desaparición a corto plazo de elementos de gran importancia para los ecosistemas forestales, a causa del fuego, tales como las aves polinizadoras o el suelo, puede retardar de forma muy significativa el índice de recuperación del bosque (Boer, 1989).

Debido al fuerte impacto que tienen los incendios forestales sobre la diversidad, se hace necesario el desarrollo y la aplicación de medidas de conservación para garantizar la reducción de las posibles amenazas a las especies, una de estas medidas son los estudios en los ecosistemas que han sufrido cambios a causa del fuego (Lawler y White, -2003).

Por las razones expuestas se decidió abordar esta temática en un área de interés para la ciudad de Quito, su municipio y sus habitantes en general.

1.3 Planteamiento del Problema

Debido a la ubicación geográfica, latitudinal y condiciones climáticas en años recientes el Distrito Metropolitano de Quito ha sido víctima de consecutivos incendios forestales, en el 2013 un incendio forestal afectó a una significativa área del PMGQ, específicamente en el área de estudio escogida, afectando seriamente a la fauna que alberga esta área natural, especialmente a la avifauna, la zona afectada por el incendio se vio perjudicada lo que fue evidenciado en su vegetación casi calcinada por el mismo, trayendo consecuencias directas sobre las aves, tales como alteración de sus sitios de refugio, alimento y de anidación. Adicionalmente se desconoce cómo se está recuperando el ecosistema y si las aves se vieron afectadas significativamente a nivel de gremios tróficos.

1.3.1. General

- Determinar el efecto ambiental que tienen los incendios forestales sobre el ensamblaje de aves para verificar los posibles impactos ocurridos en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.

1.3.2. Específicos

- Comparar la diversidad y abundancia de aves entre un sitio afectado por incendios forestales ocurridos en 2013 y uno no afectado en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.
- Determinar los cambios ocurridos en la estructura de los gremios alimenticios de aves en los dos sitios y las consecuencias sobre el funcionamiento de ambos ecosistemas.

1.4. Hipótesis

- Hipótesis de investigación: Los efectos causados por los incendios forestales ocurridos en 2013 han cambiado la diversidad abundancia y gremios tróficos en las comunidades de aves en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.
- Hipótesis Nula: Los incendios forestales ocurridos en 2013 no han cambiado la diversidad -abundancia y gremios tróficos de las comunidades de aves en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Generalidades de las aves

Las aves conforman el grupo de vertebrados terrestres más diversos del Planeta. Se estima que en el mundo existen 9500 especies. Sus orígenes se remontan a más de 150 millones de años y, según ciertas teorías científicas, están íntimamente relacionados con la diversificación de los dinosaurios (Montañez, 2003).

Las aves son los animales mejor conocidos y se distinguen fácilmente del resto. Son los únicos que poseen plumas que recubren y aíslan sus cuerpos. Gracias a las alas, la mayoría de estos animales pueden volar y colonizar todo tipo de hábitat, están presentes en todos los continentes, los mares y la mayoría de las islas; en los polos y desde el nivel del mar hasta las nieves perpetuas, incluyendo pueblos y ciudades (Aves y conservación, 2006).

Las aves son el grupo de animales más reconocidos por sus características, como canto, plumaje, vuelo, y a la vez cumplen funciones importantes en el ambiente como control de plagas, dispersión de semillas, polinización de plantas, limpieza de desechos orgánicos y recreación de entornos paisajísticos (Montañez, 2003).

Las aves benefician a las sociedades humanas: mantienen en equilibrio poblaciones de insectos y de plantas, favoreciendo a los sembríos y a la salud de la gente; algunas son excelentes dispersores de semillas y polinizadores (Howe y Smallwood, 1982). Los colibríes esparcen el polen al alimentarse de varias flores, permitiendo el éxito reproductivo de muchas plantas; ciertas aves controlan poblaciones de roedores y otras eliminan animales muertos y basura, evitando la acumulación de desechos (Carrión, 1986); también son indicadores del grado de impacto ambiental; muchos científicos analizan los tejidos de estos animales para medir cuan contaminado está un ambiente, o se basan en la cantidad de aves muertas que se encuentran en lugares muy polucionados, lo que sería una señal de alarma para que la gente tome medidas de precaución y planteen soluciones (Cronkite et al., 1989).

2.2. Gremios Tróficos

En 1967 Richard Root definió formalmente el término más aceptado hasta hoy de gremio: “un grupo de especies que explotan la misma clase de recursos ambientales de una manera similar” (Root, 1967).

Los gremios se pueden definir como grupos de especies o individuos que demandan niveles similares de algún recurso (agua, alimento, luz) o que realizan funciones ecológicas similares (Guariguata y Kattan, 2002).

Un gremio alimenticio es un grupo de especies que se define tanto por el recurso alimenticio que compone parte fundamental de su dieta, como por el lugar y la estrategia que utilizan (Stiles y Rosselli, 1998).

Los gremios alimenticios podrían representar las unidades ecológicas naturales o las unidades funcionales que constituyen los ladrillos básicos con los que se construyen las comunidades (Root, 1973).

Debido a lo anteriormente enunciado, cuando se estudia la utilización de recursos, las comunidades usualmente pueden ser subdivididas en conjuntos de especies que se agrupan por su parecido en la explotación de los recursos disponibles.

2.2.1. Adaptación de los gremios tróficos

Las adaptaciones de los gremios alimenticios son una característica importante en la evolución de las aves (Howe, 1984). Estas adaptaciones incluyen modos de locomoción que las aves usan mientras se alimentan, la estructura del pico y el sistema digestivo, entre otras (Gill, 1995). De éstas, el pico de las aves es una adaptación clave para alimentarse, porque el tamaño, la forma y la fortaleza de él determinan su dieta; más aún, ligeras variaciones en las dimensiones del pico pueden influenciar la tasa de ingestión de alimento. Sin embargo, los picos de las aves, al igual que otras estructuras importantes para el forrajeo, como el tipo y la longitud de las patas, pueden ser empleados en diferentes tipos de hábitat y explotar diferentes recursos (Gill, 1995).

2.2.2. Alimentación y gremios de aves

En los nichos ecológicos que ocupan las aves, un aspecto fundamental es su dieta, la cual es muy variada y suele incluir frutas, néctar, plantas, semillas, carroña y animales pequeños, incluidas otras aves. Debido a la ausencia de dientes, su pico se transforma en la herramienta principal especializada para obtener su alimento, además el aparato digestivo está adaptado para procesar alimentos sin masticar (Gill, 1995).

Existen aves generalistas, debido a que emplean diferentes estrategias para conseguir alimentos de una amplia variedad de tipos, mientras que las que se concentran en un espectro reducido de alimentos o tienen una única estrategia para conseguir comida son consideradas como especialistas (Gill, 1995).

Las estrategias de alimentación de las aves varían según la especie y según el tipo de alimento requerido. Algunas cazan insectos lanzándose sorpresivamente desde su rama. Las especies que se alimentan de néctar, como los colibríes, tienen lenguas pelosas y formas de pico especialmente adaptadas para ajustarse a las plantas de las que se alimentan (Sarmiento, 2009).

Las aves limícolas tienen largos picos que se usan para sondear el suelo en busca de invertebrados, sus picos tienen diferentes longitudes y curvaturas, ya que cada especie tiene un nicho ecológico diferente (Gill, 1995).

Los patos buceadores, pingüinos y álcidos persiguen a sus presas bajo el agua, usando sus alas y sus patas para propulsarse, mientras que los piqueros y martines pescadores son depredadores aéreos que se sumergen en picada en busca de su presa (Sarmiento, 2009).

Los flamencos, algunos petreles, y algunos patos, se alimentan filtrando los microorganismos presentes en el agua (Cherel et al., 2002).

Algunas especies son cleptoparásitas, entre ellas se incluyen las fragatas, las gaviotas, y los págalos, es decir, roban comida a otras aves. Existen aves carroñeras, como los buitres, especializadas en comer cadáveres, mientras que otras como las gaviotas, los córvidos o algunas aves de presa se alimentan de cadáveres de forma oportunista (Sarmiento, 2009).

Generalmente las aves forestales pueden ser insectívoras, frugívoras y nectarívoras. Algunas aves nectarívoras son importantes polinizadoras, y muchas especies frugívoras juegan un papel clave en la dispersión de semillas (Clout y Hay, 1989). Numerosas especies de aves de ambientes tropicales y templados tienen hábitos nectarívoros. Algunos

de los grupos de nectarívoros más diversificados en el orden Passeriformes están representados por los “sunbirds” (Nectariniidae) (Acosta y Torres, 1984). Los robadores de néctar son visitantes florales que remueven el néctar de las flores a través de una perforación en la corola accediendo directamente a la cámara del néctar (Maloof e Inouye, 2000). Estos pueden realizar la perforación con sus estructuras bucales (robadores primarios) o usar una perforación hecha previamente por otro animal (robadores secundarios) (Inouye, 1980).

Para ser un polinizador, un ave necesita visitar las flores “legítimamente”, es decir, haciendo contacto con las anteras y recibiendo el polen y tener una superficie apta para que éste pueda adherirse temporalmente hasta que llegue el momento de ser dejado por el animal en la superficie del estigma de otra flor de la misma planta o de otra planta de la misma especie, los insectos “pubescentes” como las abejas y mariposas son también vehículos apropiados, mientras que las hormigas no lo son (Ortiz, 2003).

El néctar es un líquido rico en energía y fácil de asimilar, que seguramente ha tenido gran demanda en el mundo animal desde la evolución de las angiospermas y es el premio para la polinización hecha por los colibríes. Pero hay aves como el Pinchaflores, incapaces de tomarlo “legítimamente”, es decir sin contribuir en algunos casos a la polinización y se han dado modos para alcanzar el néctar sin transportar el polen de una flor a otra. Las tórtolas o palomas presentan una gran versatilidad adaptativa, siendo organismos claves en los hábitats donde viven, por ser dispersores o grandes consumidores de semillas (Acosta y Torres, 1984).

Existen diversos estudios que demuestran la importancia de las aves, en la dispersión de semillas y en la recuperación de los bosques (Figueroa et al., 2009) y selvas tropicales (Holl, 2002). Las aves son los dispersores que más contribuyen en el proceso de sucesión del bosque (Wunderlee, 1997) ya que ingieren frutos y defecan o regurgitan las semillas en áreas abiertas. Las especies vegetales dispersadas son, en general, especies pioneras que facilitan la llegada y el establecimiento de otras especies de etapas sucesionales tardías contribuyendo a mantener el reclutamiento de plántulas y el flujo génico (Figueroa et al., 2009).

Un gran número de plantas dependen de animales frugívoros para la dispersión de sus semillas. Como recompensa por este servicio los animales reciben alimento, usualmente en forma de pulpa. Si bien la producción de frutos carnosos representa un costo

reproductivo adicional para las plantas, éstas se beneficiarían por el traslado de las semillas a sitios que favorecen la germinación y establecimiento de las plántulas, o donde experimentan menor competencia, depredación y ataque de patógenos (Traveset y Verdú, 2002).

2.2.3. Los gremios tróficos como indicadores

El distinguir entre grupos de especies con las mismas preferencias, y/o que responden de manera similar a las condiciones ambientales, es una herramienta útil para evaluaciones ambientales, ya sea utilizando a los gremios como indicadores en prácticas de manejo o evaluando perturbaciones, o en la predicción de cambios ecológicos y/o climáticos (Wilson, 1999). El uso de gremios tróficos como instrumentos de predicción, evaluación o como medidas subrogadas del estado de los recursos (como indicadores) ha sido propuesto para el estudio de ambientes sujetos a perturbaciones humanas, para el monitoreo de ambientes administrados y como sustento de decisiones de manejo y conservación (Johnson, 1981)

En el ámbito de los estudios de aves, donde este enfoque se originó y suele aplicarse, las recomendaciones para obtener gremios de manejo incluyen la elección de criterios de clasificación funcional que tengan especialmente en cuenta los estratos vegetales o las porciones del hábitat requeridos para alimentarse y reproducirse (Rodewald y Smith, 1998). Esto se fundamenta en la estrecha relación entre las aves, la estructura de la vegetación y los recursos asociados (Holmes, 1990).

2.3. Efectos del fuego sobre los ecosistemas

Los efectos de los incendios son muy variados debido a los múltiples factores de los que depende el incendio: biomasa disponible, intensidad (temperaturas alcanzadas y duración), área quemada, tiempo desde el último incendio, tipo de suelo, humedad, pendiente y vegetación (Neary et al., 1999). Sin embargo, en un mismo ecosistema e incluso en un mismo incendio, la severidad, entendida como el grado de impacto en el ecosistema (Pausas y Keeley, 2009), y efectos del fuego son diferentes y resultan en un

mosaico de manchas de vegetación y suelo que se recuperara con o sin rehabilitación y restauración posterior. En esta recuperación, los efectos del fuego sobre la vegetación y los suelos son esenciales ya que influyen directamente sobre la evolución del resto del ecosistema.

2.4. Efectos del fuego sobre los bosques

Los incendios son poco comunes en la mayoría de bosques formados por árboles de gran altura y en los que predomina una cubierta de copas cerrada, debido al microclima húmedo, la humedad del combustible, la escasa velocidad del viento y las elevadas precipitaciones. Sin embargo, los bosques pueden resultar más susceptibles a los incendios en los períodos de sequía intensa, o veranos, la inflamabilidad de los bosques es muy elevada y la mayor parte de las comunidades vegetales son susceptibles a los incendios. En esos bosques que no están adaptados al fuego, éste puede hacer desaparecer prácticamente todas las plántulas, brotes, lianas y árboles jóvenes, ya que no están protegidos por una corteza gruesa. El daño causado al banco de semillas, las plántulas y los brinzales obstaculiza la recuperación de las especies originales (Woods, 1989). El grado de recuperación y la necesidad de llevar a cabo intervenciones de rehabilitación dependen de la intensidad de los efectos del incendio (Schindele et al., 1989).

Los incendios forestales son una de las principales amenazas para los bosques y la diversidad que albergan éstos (Céspedes, 2002). Paradójicamente, el fuego es un factor ecológico presente en la mitad de los tipos de vegetación y en más de 40% de la superficie con vegetación.

2.5. Cambio en la estructura del bosque y desaparición de hábitats por el fuego

La destrucción de árboles huecos en pie y de árboles muertos caídos tiene efectos negativos sobre la mayor parte de las especies de mamíferos y sobre las aves que anidan en las cavidades (Kinnaird y O'Brien, 1998). Los incendios provocan el desplazamiento de aves y mamíferos, lo cual puede alterar el equilibrio local y en última instancia la pérdida de vida silvestre, dado que los ejemplares desplazados no tienen lugar al que dirigirse. En los lugares en los que se producen incendios frecuentes de gran intensidad, la preservación de microhábitats puede contribuir muy favorablemente a conservar la biodiversidad (Andrew et al., 2000).

La pérdida de árboles frutales en los bosques a causa de los incendios se traduce en una reducción del número de especies de aves y de animales que se alimentan de frutos; este efecto es particularmente acusado en los bosques. Algunos meses después de que los incendios consumen la vegetación, disminuye drásticamente el número de ejemplares de aves que dependen de los frutos y de los insectos xilófagos (Kinnaird y O'Brien, 1998).

El impacto de los incendios sobre las áreas boscosas contribuye a la formación de hábitats con diferente estructura en la vegetación. Sin embargo, el impacto del fuego sobre la estructura del paisaje es complejo y variable dependiendo del régimen de perturbación, el tipo de regeneración post-incendio y las condiciones climáticas, entre otros factores (Mouillot et al., 2003). Además, el efecto del fuego sobre la configuración estructural del paisaje dependerá de la escala espacio-temporal de observación. Así, algunos estudios han mostrado como el fuego puede favorecer a corto plazo la homogeneización del paisaje en los bosques (Chuvieco 1999), mientras que a escalas espaciales amplias el fuego puede favorecer la heterogeneidad del paisaje de los bosques al crear un mosaico de hábitats en diferentes estadios de regeneración y hábitats no afectados por los incendios (Rodrigo et al., 2004). Por otro lado, el patrón de heterogeneidad paisajística será temporalmente variable según la variabilidad espacial en la regeneración de la vegetación (Turner, 2005).

2.6. Efectos del fuego en la avifauna

Varios investigadores resaltan la importancia que tiene el fuego sobre la fauna, desde el punto de vista ecológico, los incendios tienen efectos positivos sobre la vida silvestre y su hábitat en ecosistemas que no han registrado antecedentes por fuego (González, 2003). Diversos especialistas en ecología del fuego, como Whelan (1995), afirman que se debe poner más énfasis en los beneficios que éste provee a los ecosistemas. Sin embargo, ya que las consecuencias del uso de esta herramienta para el manejo de la biodiversidad no siempre son bien previsibles, su uso requiere de una planificación extremadamente cuidadosa (Pons et al., 2003). Por ejemplo, las quemas pueden causar la pérdida de nidos de los pájaros que anidan en el suelo, pero unos días después las aves adultas normalmente vuelven a anidar en el lugar con la ventaja de que van a tener una mayor abundancia de insectos, semillas y otros alimentos que surgen después de las quemas (Long, 2006).

Para el caso de bosques en los que el fuego no es un mecanismo de alteración natural, éste puede tener a corto plazo efectos devastadores sobre las especies forestales, de vertebrados como las aves, no solo porque les causa la muerte directa, sino también porque provoca efectos indirectos más duraderos como estrés y desaparición de hábitats, territorios, cobijo y alimento (Nasi et al., 2001).

La predominancia en la ocurrencia de incendios forestales en los últimos años ha originado una importante expansión de las aves forestales, en detrimento de las aves asociadas a diferentes tipos de hábitats abiertos en paisajes mosaicos (Sirami et al., 2007). Con el tiempo, las áreas afectadas por incendios forestales suelen ser colonizadas a corto-medio plazo por las aves de hábitats abiertos (Pons et al., 2003).

Algunos estudios han demostrado que el tipo de respuesta que presentan las aves ante los incendios y la dinámica paisajística resultante es variable según el contexto paisajístico y las limitaciones de dispersión de las especies a nuevas áreas (Brotons et al., 2005).

2.7. Efectos del fuego sobre la diversidad de aves

La distribución y abundancia de las aves son el resultado de la influencia tanto de factores históricos como ecológicos (Hutto, 1985). Entre los factores ecológicos más importantes se encuentran la estructura y alteración del hábitat.

Un incendio puede ocasionar el incremento de la diversidad de aves al generar un mosaico ambiental y, como consecuencia, un aumento en la heterogeneidad del hábitat. A nivel local, en algunos ambientes se ha documentado el aumento de la diversidad de aves luego de un incendio (Lawrence, 1996). Aunque en otros casos las características del fuego pueden llevar a una simplificación estructural del hábitat, determinando la disminución del número de especies que son capaces de utilizarlo y la dominancia de especies favorecidas por ambientes abiertos (Sousa, 1996).

2.8. Efectos del fuego sobre el forrajeo de aves

El forrajeo en las aves está determinado no solo por su anatomía y morfología, sino también por la variación en la disponibilidad de alimento. En general, las aves prefieren

alimentos familiares o conocidos. La preferencia por ciertos grupos de alimento disminuye el riesgo de consumir alimentos desconocidos y posiblemente venenosos y, a su vez, hace más factible que encuentren ese tipo de alimento por medio de fijación de imágenes (Gill, 1995). El éxito en el forrajeo afecta el espacio en el cual un ave se localiza en los diferentes niveles del bosque, por lo que, combinado con sus características morfométricas, los métodos de búsqueda y la experiencia y la elección de ciertos sitios de forrajeo pueden conducir al uso repetitivo de estos lugares entre especies, géneros o familias (Ricklefs, 1990).

Las consecuencias de la fragmentación de hábitat causada por fuego, por tanto, pueden ir desde producir cambios en la estructura y composición de las comunidades de aves así como cambiar los hábitos de forrajeo de las mismas (Bernard y Fenton 2002), pudiendo generar extinciones locales de especies (Laurence, 1997) hasta cambios en las interacciones inter e intraespecíficas y cambios en la dinámica del ecosistema (Saunders et al., 1991), que pudieran alterar las dinámicas de polinización y dispersión de semillas.

En general cada especie de ave presentará una respuesta diferente a la pérdida de hábitat causada por fuego, según la disponibilidad de recursos en hábitats adyacentes. Así por ejemplo, la disponibilidad de hábitats arbustivos y sus diferentes estratos a escala de paisaje aumentan el rango potencial de hábitats y forrajeo utilizados por las especies, pudiendo favorecer su resiliencia a la pérdida del hábitat boscoso. Esto muestra la importancia del carácter espacial de los procesos ecológicos a escala de paisaje (Vallecillo, 2009).

Además se ha confirmado que los incendios forestales constituyen un proceso ecológico clave en la dinámica de colonización de nuevas áreas para las aves de hábitats abiertos y su forrajeo (Vallecillo, 2009).

2.9. Cambios en el ensamblaje de aves debidos a los incendios

Las aves de sotobosque suelen ser las especies más vulnerables a los efectos del incendio forestal. Aves de sotobosque, como las insectívoras, son adecuadas para analizar los disturbios en los bosques ya que responden más rápido a cambios en la estructura y composición de la vegetación y la disponibilidad de recursos alimenticios (Pearman, 2002). Cuanto mayor es el incendio en los árboles, mayor es el cambio en la estructura y composición del bosque, debido a la mayor entrada de luz, que influye sobre las

condiciones ambientales a nivel del sotobosque y en el ensamblaje general de organismos (Bicknell y Peres, 2010). Esta situación promueve también un cambio en la composición y abundancia de las aves de sotobosque (Flores y Martínez, 2007).

También otras características de la vegetación tienen su rol en la organización de los ensambles de aves: presencia de diferentes estratos de vegetación, composición específica vegetal, estructura horizontal y formas de vida de las plantas (Gill, 1995).

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1 Área de Estudio

El Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito es un área de bosque secundario, de propiedad mayoritaria del Municipio del Distrito Metropolitano de Quito, ubicado en la Loma Guanguiltagua en el margen nororiental de la ciudad (Figura 1) (Ricaurte, 2008).

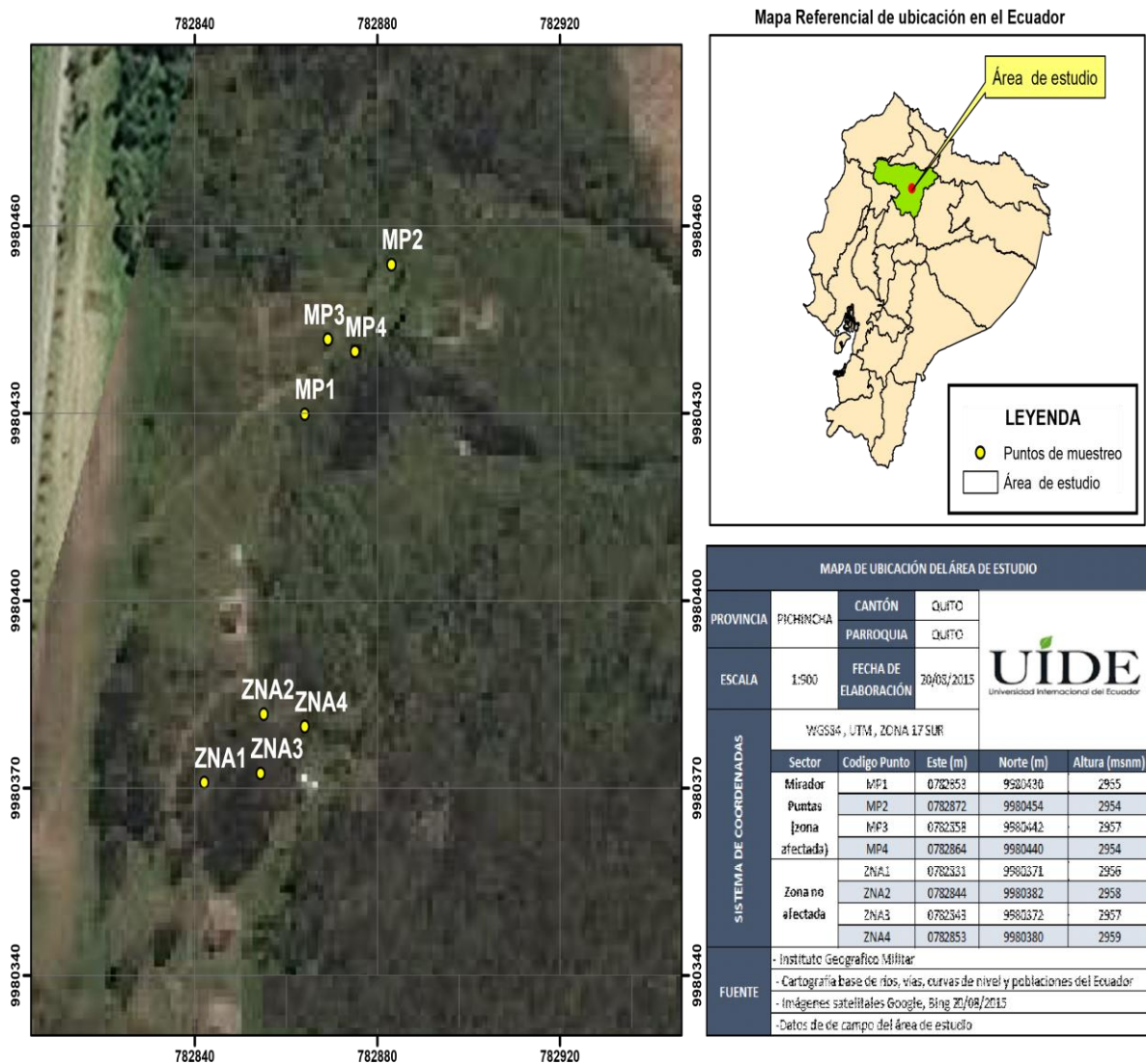


Figura 1. Ubicación del Área de Estudio y puntos de muestreo para los avistamientos y captura de aves.

3.1.1. Temperatura y precipitación

La temperatura máxima puede alcanzar hasta 28 y 29 ° C, la mínima 3 y 2° C. La precipitación anual promedio es de 1036 mm. Los meses con cielos claros son julio, agosto y septiembre (Arellano, 2010).

La creación de este parque fue aprobada por el Consejo Metropolitano mediante Resolución No. 358 del 28 de junio de 2001. El Ministerio del Ambiente aprobó el proceso mediante Acuerdo Ministerial No.067 el 31 de octubre del 2001; debido a las características que presenta el Parque Metropolitano se lo puede clasificar como Bosque siempre verde montano de Cordillera Occidental, especialmente las zonas con remanentes de vegetación nativa; cuenta con una gran diversidad de especies de fauna considerando su ubicación urbana (MAE, 2013). Algunas de las especies más representativas de flora en el parque son el eucalipto, la chilca y pumamaqui; en cuanto a la fauna que el parque alberga se encuentran distintas especies de anfibios, mamíferos y reptiles.

Actualmente gran parte del área del parque está ocupada por bosques y pastos, también se puede encontrar dentro de su territorio una planta de tratamiento de agua perteneciente a la Empresa Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Quito (EMAAP-Q) y una línea de alta tensión de la Empresa Eléctrica Quito, la cual atraviesa el parque de noreste a sureste. Posee también un sistema vial interno en buen estado que incluye algunos senderos y puentes pequeños (Arellano, 2010).

3.2 Zonas de estudio – Área afectada y no afectada

Considerando las zonas afectadas por los incendios ocurridos en 2013 en el Parque Guanguiltagua (divulgados profusamente por la prensa nacional), se tomaron 8 puntos para realizar el muestreo de aves: 4 en las zonas afectadas por incendios y 4 en las no afectadas (Tabla 1; Figura 1).

**Tabla 1. Coordenadas y rangos altitudinales de los puntos de muestreo
(Coordenadas UTM WGS-84 Zona 17)**

Sector	Código Punto	Este	Norte	Altitud (msnm)
	MP1	0782853	9980430	2955

Mirador Puntas (zona afectada)				
	MP2	0782872	9980454	2954
	MP3	0787825	9980442	2957
	MP4	0782864	9980440	2954
Zona no afectada	ZNA5	0782831	9980371	2956
	ZNA6	0782844	9980382	2958
	ZNA7	078246	9980377	2957
	ZNA8	0788253	9980380	2959

3.2.1 Área afectada

Los cuatro puntos de muestreo fueron ubicados en la zona del Mirador Puntas, un mirador natural, un área recreativa que se caracteriza por su vista hacia los valles de Cumbayá y Tumbaco. Se encuentra ubicado en la ruta nororiental del parque y forma parte de los cuatro miradores del mismo.

Esta zona fue afectada por un incendio forestal importante en 2013, actualmente muestra una cobertura vegetal regenerada en la que predominan hierbas y arbustos (*Dalea*, *Baccharis*, *Lamouruxia* sp.). La vegetación todavía es semicontinua pero se observa una buena recuperación.

La selección de los puntos de muestreo correspondió a aquella zona donde el fuego calcinó por completo el área y existió mortalidad casi total de la vegetación acompañada por un rápido crecimiento lo cual dio origen a los propágulos de vegetación.

3.2.2. Punto 1 (MP1)

Actualmente ésta es una zona en la que predomina la vegetación arbustiva y eventualmente se observan árboles muertos en pie por calcinamiento; es el primer punto de los cuatro muestreados en la zona afectada.

3.2.3. Punto 2 (MP2)

El punto MP2 se caracteriza por estar conformado por especímenes del género *Dalea* y *Baccharis* “chilca”, esta última típica de los Andes hasta el norte de Chile. El fuego causó cambios considerables en la abundancia y en la composición vegetal.

3.2.4. Punto 3 (MP3)

El punto MP3 es una zona en la que predominan matorrales y sigses. El efecto del fuego dentro del primer año se tradujo, después de las primeras lluvias, en mayor abundancia de estas especies.

3.2.5. Punto 4 (MP4)

El punto MP4 se caracteriza por ser un punto que fue rápidamente colonizado por plantas herbáceas, después del incendio las plantas leñosas fueron reducidas significativamente y tuvieron una limitada recuperación; las herbáceas, inicialmente también reducidas, lograron con el tiempo una mayor cobertura ocupando prácticamente la totalidad del área.

3.3. Área no afectada

Corresponde a un área poco transitada, ubicada en la ruta nororiental del parque, colindante al Mirador Puntas y áreas recreativas. Esta área se caracteriza por ser boscosa (*Eucalyptus* sp.) y tener una cubierta vegetal en el subdosel menos densa que en el área afectada.

3.3.1. Punto 5 (ZNA5)

El punto ZNA5 se encuentra ubicado en la ruta nororiental del parque, colindante al Mirador Puntas; se caracteriza por poseer una cubierta vegetal conformada por plantas herbáceas, vegetación arbustiva, sigses y pocos árboles de eucalipto, que no fueron

afectados por el incendio, por lo que alberga una cubierta forestal más heterogénea que las zonas afectadas.

3.3.2. Punto 6 (ZNA6)

El punto número seis es un área poco accidentada y de difícil acceso por su abundante vegetación. Se caracteriza por ser un área cerrada que carece de solanas, con una moderada entrada de luz a los estratos arbustivos y herbáceos. Alberga un abundante número de eucaliptos, algunos relativamente jóvenes, y un limitado número de plantas herbáceas, tales como césped y dientes de león, y una escasa presencia de *Lamouruxia virgata* (Falsa Dedalera).

3.3.3. Punto 7 (ZNA7)

El punto 7 es un área dominada por una gran cantidad de matorrales y un restringido número de plantas herbáceas; también está conformado en su mayoría por *Lupinus pubescens* (Sacha Chocho). Esta área carece de árboles de eucalipto y se caracteriza por ser la única zona abierta con una superficie casi plana en el área no afectada y con una gran cantidad de solanas que se encuentran colindando a la quebrada nororiental del parque.

3.3.4. Punto 8 (ZNA8)

Este punto está constituido por una leve presencia de arbustos enmarañados y matorrales de altura baja (de un metro a un metro y medio de altura). Se caracteriza por presencia continua de hojarasca y de hojas de eucaliptos adyacentes, junto con un pequeño grupo de plantas herbáceas y cobertura arbórea moderada en el área no afectada.

3.4. Levantamiento de información en campo

La presencia y abundancia de especies de aves fue registrada en ambas zonas, siempre entre el estudiante tesista y un asistente de campo.

Se aplicaron dos metodologías complementarias: captura con redes de niebla y recuento por radio fijo.

La identificación de especies se la realizó basándose en la guía de identificación ilustrada de aves (Consorcio Ciudad Ecogestión, 2007 para el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito) y con la ayuda de un especialista en aves (com. pers. Carrión, 2015).

3.4.1. Captura con redes de neblina

Se colocaron redes de neblina, estas se consideran como una herramienta útil para estudios de aves en bosques permitiendo un muestreo simultáneo de diferentes puntos e independiente de los sesgos del observador, esta metodología fue adaptada y modificada de acuerdo a los criterios de la presente investigación (Karr, 1981; Remsen, 1983; Karr et al., 1990). Estas modificaciones fueron hechas en base al relieve del área estudiada, los propágulos y mosaicos de vegetación, la extensión y el alcance de la investigación.

Se colocaron dos redes de neblina en cada punto de muestreo, tanto en la zona afectada como en la no afectada, mismas que permanecieron funcionales de 6h00 a 10h00 y de 15h00 a 19h00 (Figuras 2 y 3).

Las redes fueron colocadas en distintas direcciones (Norte – Sur; Sur - Norte) para disminuir la posibilidad que un ave liberada quede atrapada nuevamente en la siguiente red, las aves capturadas fueron marcadas con un hilo de color rojo en su pata izquierda, con la finalidad de que no vuelvan a formar parte del recuento. Las redes de neblina fueron instaladas en lugares estratégicos de paso de aves entre los mosaicos de vegetación para la zona afectada y vegetación estable para la no afectada, estas fueron revisadas constantemente durante su funcionalidad para resguardar la integridad de los individuos.

En cada punto de muestreo las redes fueron colocadas un día por semana durante ocho semanas seguidas entre junio a julio de 2015, generando un esfuerzo de muestreo total de 64 horas de muestreo por punto (Tabla 2).



Figura 2. Colocación de redes de neblina.



Figura 3. Colocación de redes de neblina.

Tabla 2. Esfuerzo de muestreo con redes de neblina en los ocho puntos de muestreo

Puntos de muestreo	Metodología	Tiempo por punto	Esfuerzo de muestreo (1 día a la semana)	Esfuerzo de muestreo semanal	Esfuerzo de muestreo mensual	Totalidad De horas
Punto 1	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 2	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 3	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 4	Redes de neblina	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses)

	funcionales					64 horas
Punto 5	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 6	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 7	1h	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Punto 8	Redes de neblina funcionales	1h	8h	8 h	8 h (x 4 semanas)	32 h (x dos meses) 64 horas
Total						64 horas

3.4.2. Recuento por radios fijos

En cada punto de muestreo se aplicaron registros con radios fijos; esta metodología tiene un punto fijo central a partir del cual se establecen círculos de 20 metros de radio en los que se registraron las aves locales de manera visual en un tiempo establecido (Gregory et al., 2004) (Imagen, 3). Se establecieron en total ocho puntos de muestreo con radio fijo, los cuales fueron distribuidos, cuatro en el área afectada por el incendio y cuatro en el área no afectada; se trabajó durante un período de 30 minutos en cada punto por día (Greenberg et al., 1997) y se cubrió los ocho puntos cada día durante dos meses, con un esfuerzo de muestreo total de 256 horas (Tabla 2). En cada conteo se registró la especie y el número de individuos.

Las observaciones se efectuaron entre las 6h00 y las 10h00 en la mañana y entre las 15h00 y las 19h00, debido a que éstas son las horas que mayor actividad registran las aves (Jhons, 1991.).



Figura 4. Recuento por radios fijos

Tabla 3. Esfuerzo de muestreo del recuento por radios fijos en los ocho puntos de muestreo

Puntos de muestreo	Metodología	Tiempo por punto	Esfuerzo de muestreo diario	Esfuerzo de muestreo semanal	Esfuerzo de muestreo mensual	Totalidad De horas
Punto 1	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 2	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 3	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 4	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 5	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 6	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 7	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Punto 8	Recuento por radio fijo	1h	4h	4 h	16 (x2 meses)	32 h
Total						256 horas

3.5. Análisis de datos

3.5.1. Diversidad alfa

a. Índice de Shannon-Wiener H'

El índice de diversidad de Shannon Wiener estudia la diversidad alfa α , indica la riqueza y la equidad de las especies que se encuentran en un sistema y mientras más regular es la distribución de las especies en las comunidades, mayor deberá ser el valor numérico obtenido, su sensibilidad a los cambios en la abundancia de las especies raras es aplicable en los estudios de conservación de la naturaleza (Moreno, 2001; Roldan 1999). Tiene una moderada sensibilidad al tamaño muestral (Magurran, 1989). Su fórmula es:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Dónde:

p_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos del sitio (es decir la abundancia relativa de la especie i): $\frac{n_i}{N}$

n_i = número de individuos de la especie

N = número total de individuos de todas las especies en el sitio.

$\ln$ = logaritmo natural.

Valores del índice:

Los valores de H' suelen encontrarse entre 0 a 5.

-Los sitios con valores que van de 0.1 a 1.5 pueden considerarse como sitios de baja diversidad.

-Los de 1.6 a 3.0 pueden ser considerados como sitios de mediana diversidad.

-Los valores superiores a 3.1 pueden considerarse como sitios de alta diversidad.

La diversidad de especies se estimó a partir del índice de Shannon-Wiener (H'), tomando en cuenta los registros de avifauna durante el muestreo para determinar las diferencias con el índice (H') entre las zonas afectada y no afectada, y se utilizó la prueba

de t modificada por Hutchinson para encontrar si existen diferencias significativas entre ambos sitios.

Los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron calculados empleando el programa estadístico Past 3.0

b. Índice de Dominancia de Simpson D

En ecología este índice es también usado para cuantificar la biodiversidad de un hábitat. Toma un determinado número de especies presentes en el hábitat y su abundancia relativa (Pielou, 1969). A medida que el índice se incrementa, la diversidad decrece. Por ello el Índice de Simpson se presenta habitualmente como una medida de la dominancia. Por tanto el índice de Simpson sobrevalora las especies más abundantes en detrimento de la riqueza total de especies, entonces mientras más se aproxime el valor a uno la diversidad disminuye (Pielou, 1969). Su fórmula es:

$$D_{Si} = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la i ésima especie

$p = p^{\wedge}$ Proporción de individuos de una especie en relación al total de individuos del sitio.

Se aplicó la dominancia de Simpson para los registros de avifauna obtenidos tanto en el área afectada como en la no afectada, junto con la prueba de t modificada por Hutchinson.

Los valores de dominancia de Simpson fueron calculados empleando el programa estadístico Past 3.0

c. Índice de Equidad de Pielou E

Este índice parte del resultado del Índice de Shannon-Wiener, expresa la equidad como la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones en las cuales todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1989).

$$E = \frac{H'}{\ln S} = \frac{H'}{H \max}$$

Dónde:

H' = índice de Shannon-Wiener

$\ln S$ = corresponde a la diversidad máxima ($H' \max$) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas.

Los valores de Equidad de Pielou fueron calculados empleando el programa Statistics (SPSS)

3.5.2. Diversidad beta

a. Coeficiente Cuantitativo de Sorensen I_s

Es muy similar al coeficiente de similitud de Sorensen para datos cualitativos, sin embargo en este no se relaciona con las especies sino con las abundancias.

Este índice relaciona el número de especies compartidas de ambos sitios, permite comparar dos comunidades mediante la presencia/ausencia de especies y sus abundancias en cada una de ellas y relaciona su diversidad, es decir la diversidad beta (Polo, 2008).

$$I_s = \frac{2pN}{aN + bN}$$

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

Los valores del Coeficiente Cuantitativo de Sorensen I_s fueron calculados empleando el programa Statistics (SPSS).

3.5.3. Distancia Euclidiana

Permite analizar las características entre sitios (preferencias de forrajeo para este caso), es muy utilizada cuando se quiere conocer la similitud que existe entre puntos de muestreo (Sokal y Rohlf, 1986). La aplicación del Análisis Clúster tiene como fin el evaluar la similitud de especies e individuos (aves en este caso) entre los sitios de muestreo.

El método de agrupamiento de Clúster permite establecer una clasificación de los inventarios estudiados y compara diferencias entre los mismos.

El análisis Clúster se empleó como una herramienta practica para el estudio de las preferencias alimenticias, estimando un agrupamiento local, mostrando diferencias entre las preferencias alimenticias de las aves.

El análisis de conglomerados de las aves fue desarrollado a través del programa estadístico Past 3.0.

3.6. Comparación de abundancias generales y de abundancias por Gremios Tróficos

La presencia de gremios tróficos puede ser utilizada como un indicador eficaz de disturbios de los hábitats, ya que describen hasta qué punto el ambiente puede mantener la biodiversidad mediante la coexistencia de especies similares (O'Connell et al., 2002).

Se realizó la Prueba de Signos de Wilcoxon (Programa Statistix 8.0) para los cuatro gremios tróficos encontrados durante la investigación de aves presentes en la zona afectada y la no afectada; los gremios o categorías ecológicas consideraron los criterios de Canaday y Rivadeneira (2001), adoptando sus abreviaturas y clasificación de acuerdo al rol alimenticio que tiene cada especie de ave, a continuación se describe cada gremio trófico con su respectiva concisión.

Abreviaturas de gremios: Nectarívoros (N); Granívoros terrestres (GRT); Granívoros arbóreos (GRA); Omnivoros (O).

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización del área afectada

El vacío biológico inicial que quedó tras los incendios de 2013 ha sido llenado paulatinamente tanto por la vegetación que llegó a la zona a través de sus propágulos, como por las aves que incursionaron y se establecieron gradualmente en las zonas afectadas. Esto coincide con lo propuesto en otros estudios que mencionan que es frecuente observar una importante actividad biológica posterior tras las primeras lluvias que caen en zonas afectadas previamente por el fuego (Mataix y Guerrero, 2007).

El fuego originalmente ocasionó una remoción directa de la biomasa vegetal local, pero con el tiempo permitió a su vez el establecimiento de nuevas plantas. Esta dinámica alteró la disponibilidad de alimento para algunas especies de aves, tal como lo mencionan Moreira *et al.* (2000), así como cambios en la riqueza de especies de aves (Rees y Juday, 2002).

En la dinámica ocurrida, las formas de vida más negativamente afectadas por el fuego fueron los árboles y enredaderas, que pueden tardar mucho tiempo en volver a establecerse y recuperar su biomasa anterior al fuego; por el contrario, las gramíneas, hierbas y la vegetación arbustiva respondieron de forma positiva, alcanzando poco tiempo después del fuego abundancias mayores a las que tenían con anterioridad a él, dinámica propuesta por Eugene y Lloret (2004).

La severidad del incendio en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito generó un importante efecto en la abundancia de la vegetación. Sin embargo, se puede observar que las áreas quemadas han sido colonizadas de manera relativamente rápida por plantas establecidas por semillas y rebrotes vegetativos adventicios, incluidos algunos procedentes de raíces, que pudieron sobrevivir al fuego.

La regeneración vegetal de las áreas afectadas del sotobosque debió haberse iniciado con una sucesión de gramíneas, matorrales y arbustos, que fueron generando poco a poco una cubierta vegetal atractiva para la mayoría de aves. El fuego prácticamente operó como un mecanismo de selección sobre la mayoría de plantas; el alto desarrollo

herbáceo y arbustivo en las zonas quemadas puede ser atribuido a la llegada de semillas, algunas de ellas transportadas por las mismas aves.

Aunque la recuperación vegetal debió haber sido muy activa (especialmente después de las primeras lluvias), muy posiblemente la regeneración de la misma estructura y fisonomía del paisaje que eran preexistentes antes del fuego no debió haber ocurrido, por ejemplo, es de notar claramente que las especies de árboles que se encontraban en la zona antes del fuego no pudieron recuperarse del calcinamiento que sufrieron sus individuos.

4.1.1 Punto 1 (MP1)

El punto número uno (Figura 2) se encuentra conformado por vegetación arbustiva en recuperación, a pesar de esto se puede apreciar que no existió una recuperación de los árboles por lo que existe una mayor entrada y demanda de luz a los estratos arbustivos y herbáceos que antes. Al igual que los demás puntos donde ocurrió el incendio, su vegetación se encuentra en un proceso de regeneración; ésta discrepa de los demás por ser un área mucho más abierta y con una mayor actividad de aves granívoras y omnívoras.



Figura 5. Punto 1 (MP1)

4.1.2 Punto 2 (MP2)

El punto número dos (Figura 3) refleja una mayor cubierta vegetal la cual actualmente es mayor que antes, en especial en la franja externa, donde el número de árboles era menor; el fuego tuvo probablemente una mayor intensidad debido a la

presencia de arbustos secos por la estación seca en la que ocurrió. Estos arbustos normalmente se caracterizaron por ocupar las quebradas del parque; pero después del incendio aumentaron su abundancia en este punto. Posterior al incendio, las plantas herbáceas de vida corta cubrieron el suelo junto con los arbustos y leñosas que lograron rebrotar, brindando a la zona un paisaje más continuo y con mayor biomasa que antes. Las herbáceas han alcanzado su mayor pico de abundancia uno a tres años después del incendio.

Otra respuesta de la vegetación ante el fuego, es la gran cantidad de flores que estos desarrollaron, lo cual se atribuiría en parte al aumento de la intensidad lumínica a la cual quedan expuestas las ramas. En el área también existen remanentes de pinos afectados por el incendio que no pudieron recuperarse. Este punto se encuentra aledaño a la quebrada nororiental del parque.



Figura 6. Punto 2 MP2

4.1.3 Punto 3 (MP3)

El punto número tres (Figura 4), se caracterizó por haber registrado una gran colonización en los bordes del área por sigses y matorrales sin cubierta arbórea. Sin embargo, la vegetación de matorral y sigses es claramente insuficiente para suministrar una cobertura total al área post-incendio, debido a que gran parte de la zona no se recuperó por completo, dando como resultado un paisaje asimétrico e irregular de la cubierta vegetal.



Figura 7. Punto 3 (MP3)

4.1.4 Punto 4 (MP4)

El punto número cuatro (Figura 5), la cobertura vegetal se ha caracterizado por albergar un limitado grupo de eucaliptos jóvenes, principalmente hacia los bordes del área, en dónde fueron afectados menos por el incendio.

En este punto, las zonas afectadas por el incendio fueron aquellas ubicadas en sectores de solana (sitios donde el sol da de lleno). Ello puede ser debido a un gran número de causas, entre ellas, el microclima que se genera en la estación seca en las solanas, que hace que la vegetación tenga un mayor estrés hídrico y, por tanto, una mayor facilidad para arder.



Figura 8. Punto 4 (MP4)

4.2 Caracterización del área no afectada

La mayor parte de esta zona se encuentra ocupada por eucaliptos adultos y jóvenes, con un dosel semicontinuo, esta área no fue consumida por el incendio. La presencia de eucalipto en forma de monocultivo en esta área hace que el suelo este degradado, debido a que sus tejidos vegetales tienen una serie de compuestos orgánicos ácidos (Vargas, 2006) que afectan la dinámica natural del suelo, empobreciendo a su vez la diversidad vegetal; el estrato arbustivo es de aparición casual, mientras que la presencia del estrato herbáceo es muy leve o reducida.

4.2.1 Punto 5 (ZNA5)

El punto número cinco (Figura 6) posee una geografía relativamente accidentada, con pequeñas laderas no mayores al metro de altura; se distingue de las demás áreas afectadas por no estar colindante de manera directa con ninguna quebrada o ladera.



Figura 9. Punto 5 (ZNA 5)

4.2.2 Punto 6 (ZNA6)

El punto número seis (Figura 7) es un área poco accidentada y de difícil acceso por su abundante vegetación. Se caracteriza por ser un área cerrada que carece de solanas, con una moderada entrada de luz a los estratos arbustivos y herbáceos. Alberga un abundante número de eucaliptos, algunos relativamente jóvenes, y un limitado número de plantas herbáceas, tales como césped y dientes de león, y una escasa presencia de *Lamouruxia virgata*.



Figura 10. Punto 6 (ZNA6)

4.2.3 Punto 7 (ZNA7)

El punto número siete (Figura 8) es un área dominada por una gran cantidad de matorrales y un restringido número de plantas herbáceas; también está conformada en su mayoría por *Lupinus pubescens* (perteneciente a la familia de las Fabaceae). Esta área carece de árboles de eucalipto y se caracteriza por ser la única zona abierta con una superficie casi plana en el área no afectada, y con una gran cantidad de solanas que se encuentran colindando a la quebrada nororiental del Parque.



Figura 11. Punto 7 (ZNA7)

4.2.4 Punto 8 (ZNA8)

El punto número 8 (Figura 9) está constituido por una leve presencia de arbustos enmarañados y matorrales de altura baja (aproximadamente de un metro a un metro y medio de altura). Se caracteriza por tener un constante desprendimiento de hojas, producto de una abundante formación de eucalipto, junto con un pequeño grupo de plantas herbáceas; su cubierta arbórea es la más abundante de los puntos del área no afectada.



Figura 12. Punto 8 (ZNA8)

4.3. Diversidad general de avifauna

En el área de estudio se obtuvo un total de 294 registros de aves, pertenecientes a 23 especies, 20 géneros y cinco familias. De éstas, las más abundantes fueron: Turdidae con 93 individuos (33%), Emberizidae con 72 (23 %) y Thraupidae con 52 (18%) (Tabla 4).

Tabla 4.Registro de especies encontradas en toda el área de estudio

Nombre científico	Familia	Nombre científico
1) <i>Columba livia</i>	Columbidae	Paloma cosmopolita
2) <i>Columbina passerina</i>	Columbidae	Tórtola común
3) <i>Zenaida auriculata</i>	Columbidae	Tórtola
4) <i>Zonotrichia capensis</i>	Emberizidae	Gorrión común
5) <i>Atlapetes latinuchus</i>	Emberizidae	Matorralero
6) <i>Catamenia analis</i>	Thraupidae	Semillero
7) <i>Catamenia inornata</i>	Thraupidae	Colifajeado
8) <i>Conirostrum cinereum</i>	Thraupidae	Semillero Sencillo
9) <i>humeralis</i>	Thraupidae	Piccocono cinereo
10) <i>Phrygilus plebejus</i>	Thraupidae	Pinchaflores negro
		Frigilo pechicínereo

11) <i>Sporophila luctuosa</i>	Thraupidae	Espiguero Negriblanco
12) <i>Sporophila nigricollis</i>	Thraupidae	Espiguero ventriculado
13) <i>Tangara vitriolina</i>	Thraupidae	Tangara gorrinegra
14) <i>Chaetocercus mulsant</i>	Trochilidae	Estrellita ventriblanca
15) <i>Aglaeactis cupripennis</i>	Trochilidae	Rayito brillante
16) <i>Chlorostilbon mellisugus</i>	Trochilidae	Esmeralda coliazul
17) <i>Colibri coruscans</i>	Trochilidae	Oreja violeta Ventriazul
18) <i>Eriocnemis luciani</i>	Trochilidae	Zamarrito colilargo
19) <i>Lesbia nuna</i>	Trochilidae	Colacinta coliverde
20) <i>Lesbia victoriae</i>	Trochilidae	Colacinta Colinegra
21) <i>Metallura tyrianthina</i>	Trochilidae	Metaluria tiria
22) <i>Patagona gigas</i>	Trochilidae	Picaflor gigante
23) <i>Turdus fuscater</i>	Turdidae	Mirlo común

4.4 Valores de Diversidad y Similitud para la avifauna registrada

Los datos de la tabla 5 reflejan que la especie con la mayor cantidad de registros fue *Turdus fuscater* siendo a la vez la más abundante en el área afectada. Todas las especies de aves estuvieron presentes en el área afectada, mientras que 19 especies de aves no fueron registradas en el área no afectada.

De acuerdo a la frecuencia con que se avistaron las aves en las áreas de estudio, un mayor porcentaje son consideradas como especies comunes y abundantes, con menos frecuencia las poco comunes.

Tabla 5. Abundancia de especies encontradas en las dos áreas

Familia	Nombre científico	Nombre común	R.T	A.A	A.N
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma cosmopolita	18	16	2
Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola común	9	9	0
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	29	18	11
Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Gorrion común	67	36	31
Emberizidae	<i>Atlapetes latinuchus</i>	Matorralero bajo	5	5	0
Thraupidae	<i>Conirostrum cinereum</i>	Piccocono cinereo	1	1	0
Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i>	Pinchaflor negro	38	38	0
Thraupidae	<i>Phrygilus plebejus</i>	Frigilo pechicinereo	1	1	0
Thraupidae	<i>Sporophila luctuosa</i>	Espiguero Negriblanco	1	1	0
Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	Espiguero ventriculado	1	1	0
Thraupidae	<i>Catamenia inornata</i>	Semillero Sencillo	4	4	0
Thraupidae	<i>Catamenia analis</i>	Semillero Colifajeado	5	5	0
Thraupidae	<i>Tangara vitriolina</i>	Tangara gorrinegra	1	1	0
Trochilidae	<i>Chaetocercus mulsant</i>	Estrellita ventriblanca	3	3	0
Trochilidae	<i>Aglaeactis cupripennis</i>	Rayito brillante	1	1	0
Trochilidae	<i>Chlorostilbon mesillig</i>	Esmeralda coliazul	1	1	0
Trochilidae	<i>Colibri coruscans</i>	Ventriazul	2	2	0
Trochilidae	<i>Eriocnemis luciani</i>	Zamarrito colilargo	5	5	0
Trochilidae	<i>Lesbia nuna</i>	Colacinta coliverde	4	4	0
Trochilidae	<i>Lesbia victoriae</i>	Colacinta Colinegra	2	2	0
Trochilidae	<i>Metallura tyrianthina</i>	Metaluria tiria	2	2	0
Trochilidae	<i>Patagonia gigas</i>	Picaflor gigante	1	1	0
Turdidae	<i>Turdus fuscater</i>	Mirlo común	93	58	35
			294	215	79

RT= Registros totales; A.A= área afectada; AN=área no afectada

Tomando en cuenta los valores de abundancia de cada una de las especies dentro de cada área sobresalen las especies *Turdus fuscater* y *Zonotrichia capensis* (Tabla 5),

siendo el área no afectada la que mayor dominancia registra para las especie *Turdus fuscater*.

Zonotrichia capensis también se presentó con mayor abundancia en la zona alterada, aunque también estuvo presente en similar abundancia en la zona no afectada, esto podría explicarse ya que esta especie habita próxima a donde encuentra lugares abiertos que les proveen de granos y pequeños invertebrados para alimentarse (Milesi et al. 2002, Araya y Millie 2005, Jaramillo 2005, Grigera y Pavic 2007).

4.5. Diversidad

a. Índice de Shannon-Wiener H'

La mayor diversidad de aves estuvo presente en el área afectada por el último incendio forestal, con un valor **H' de 2,29**; el área no afectada tuvo un **H' de 1,10**. El área afectada tendría, por tanto, una diversidad media y la no afectada una diversidad baja (Yáñez, 2014). Travez (2016), también reporta valores medios de diversidad de Shannon para el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.

En los datos compilados los registros confirman una mayor abundancia y riqueza de aves en el área afectada por el incendio (Tabla 6). Los mismos resultados coinciden con otros estudios ecológicos respecto a la influencia positiva en la avifauna, Huston (1994) afirma que posterior a un incendio la avifauna puede verse beneficiada por la rápida sucesión de la vegetación ofreciendo condiciones ecológicas aptas como el forrajeo y refugio. Del mismo modo los propágulos de vegetación ofrecen distintas interacciones ecológicas ampliando la diversidad de los sitios afectados por el incendio.

Tabla 6. Datos resumidos de riqueza de especies, abundancia de individuos y diversidad en el presente estudio

	Total de registros en ambas zonas	Registros en el área afectada	Registros en el área no afectada
Riqueza de especies S	23	23	4
Abundancia total de individuos N	294	215	79

Diversidad Shannon-Wiener	H' 2,1 área total	H' 2,29	H' 1,10
--------------------------------------	-------------------	---------	---------

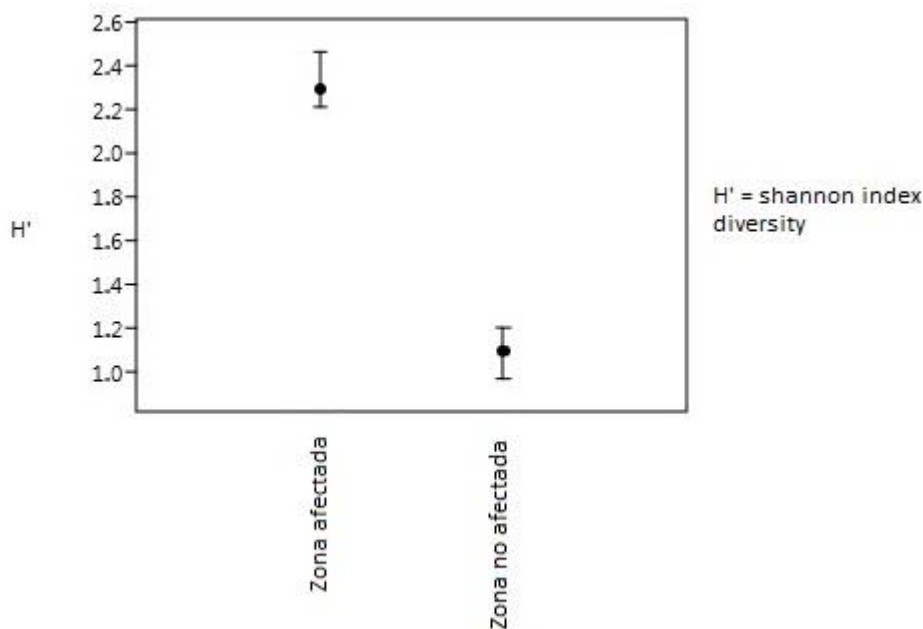


Figura 13. Comparación del índice de Shannon entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos

Gráficamente se puede apreciar que la media del índice de Shannon-Wiener en los dos lugares de estudio y sus intervalos de confianza no se relacionan entre si, por lo que se deduce que existen diferencias significativas en la diversidad de ambos sitios (Figura 10). El resultado de la prueba de t modificada por Hutchinson en la comparación del índice de diversidad de Shannon fue de $3,10 \times 10^{-26}$, ($p < 0,05$) lo que demuestra que existen diferencias significativas en la diversidad entre los dos sitios.

Estudios como el de Kotliar *et al.* (2007) citan que después de un incendio, la diversidad es similar o mayor a la existente antes del evento. Según Main y Tanner (2003) algunas especies de aves que se alimentan forrajeando hacen uso de áreas quemadas recientemente para la alimentación de sus polluelos. Por lo tanto, el fuego puede influir de manera positiva en algunas poblaciones de vida silvestre; esto significaría que la dinámica del hábitat en etapas sucesionales posteriores a un incendio y previas al clímax puede

favorecer la diversidad, ya que el papel del fuego en la alteración de la sucesión vegetal es reconocido y se ha utilizado por largo tiempo (Wildlife Society, 1987). Si bien es cierto que la avifauna se vio beneficiada en términos de diversidad y abundancia, la estructura en el ensamblaje de aves cambió, esto debido a las primeras sucesiones vegetales que dieron origen a una composición específica, Gill (1995) afirma que la composición vegetal específica tiene un rol significativo y directo en el ensamblaje de las aves. El cambio en el ensamblaje de las aves se vio reflejado tanto en términos de diversidad y abundancia como en los gremios tróficos. La abundancia de registros obtenidos apunta que especies como, *Columbina passerina*, *Conirostrum cinereum*, *Phrygilus plebejus*, *Sporophila luctuosa*, *Atlapetes latinuchus*, *Sporophila nigricollis* y *Tangara vitriolina* fueron registradas únicamente en el área afectada, todas pertenecientes al gremio trófico de granívoras terrestres. Las especies como *Chaetocercus mulsant*, *Aglaeactis cupripennis*, *Eriocnemis luciani*, *Lesbia nuna*, *Lesbia victoriae*, *Metallura tyrianthina* y *Patagona gigas* fueron registradas únicamente en el área afectada, todas estas pertenecientes a la familia Trochilidae y específicamente al gremio trófico de los nectarívoros. Las especies *Catamenia inornata*, *Catamenia analis* ambas pertenecientes a la familia Thraupidae y específicamente al gremio trófico de las granívoras arbóreas fueron registradas únicamente en el área afectada, cambiando de esta manera específicamente en la composición y estructura del ensamblaje de aves.

b. Índice de Dominancia de Simpson D

Considerando la forma **D** (Dominancia) de este índice, se obtuvo un valor para el área afectada **D = 0,14**, y la zona no afectada con **D = 0,37**. De acuerdo a los criterios expuestos por Magurran (2004) cuando los valores son cercanos a 1 la dominancia es alta y la diversidad es baja, se tiene que el área afectada es más diversa.

Este valor D Simpson se obtiene debido a que en el área afectada por el incendio la especie *Turdus fuscater* presenta o registra una abundancia mucho mayor (58 individuos) en comparación con el área afectada (35 individuos).

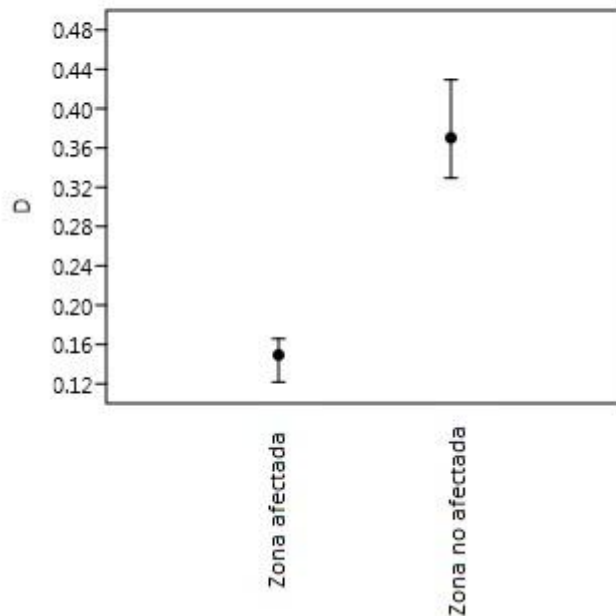


Figura 14. Comparación del índice de dominancia de Simpson (D) entre la zona afectada y la zona no afectada en base a los registros de avifauna obtenidos

Gráficamente se puede apreciar que la media del índice dominancia (D) Simpson para los dos sitios de estudio y sus intervalos de confianza no se relacionan entre si, por lo que se deduce que existen diferencias significativas en la dominancia de ambos sitios (Figura 11).

El resultado de la prueba de t modificada por Hutchinson en la comparación del índice de dominancia de Simpson (D) arrojó un valor de $2,20 \times 10^{-11}$, ($p < 0,05$) lo que demuestra que existen diferencias significativas en la dominancia entre los dos sitios. En las tablas 7 y 8 claramente se puede apreciar los valores correspondientes a la dominancia de Simpson de cada una de las especies registradas tanto para la zona afectada como la no afectada.

La respuesta positiva al fuego por parte de estas especies en el área afectada, se debería a un aumento de los recursos tróficos y a cambios estructurales de la vegetación que favorecen su obtención, corroborando con los criterios de Connell (1978) quien afirma que la mayor diversidad de aves para un sitio que ha sido perturbado por un incendio, mantiene fragmentos de la fisonomía original y algunas áreas donde la vegetación herbácea

se enriquece rápida y continuamente, generándose un mosaico de diferentes parches de vegetación. Estados (1997) también afirma que a consecuencia de un incendio forestal el incremento de la complejidad estructural, de la riqueza florística y de la heterogeneidad de las condiciones físicas en el sitio quemado favorece una mayor diversidad de aves y por tanto disminuyen su dominancia en especies.

c. Índice de equidad de Pielou (E)

Este índice arrojó valores de **E = 0,73** para la zona afectada y **E = 0,79** para la zona no afectada, lo cual indica que las dos áreas tienden a ser uniformes; considerando que cuando el valor de este índice se acerca a 1 corresponde a situaciones en donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

Considerando que las son uniformes en ambas áreas, estos resultados podrían relacionarse directamente a la carga florística y a los mosaicos de vegetación que ofrecen una mayor acogida y preferencias para ciertas especies de aves, ofreciendo mayor oportunidades de forrajeo y refugio en el área afectada. Estos criterios coinciden con los de otros autores los cuales especifican en ciertos estudios que la abundancia de aves es mayor, posterior a un incendio. Huston (1994) afirma que la abundancia de aves en un sitio afectado por el fuego puede verse beneficiado por las primeras sucesiones vegetales que proporcionan mayores oportunidades y sitios aptos para el forrajeo.

La respuesta positiva de la mayor abundancia de especies en la zona afectada se la atribuye a la disponibilidad de zonas y franjas mucho más amplias que en la zona no afectada que fueron creados post-incendio, proveyendo de granos a las aves para alimentarse (Milesiet et al., 2002, Araya y Millie, 2005, Jaramillo, 2005, Grigera y Pavic, 2007).

4. 5.1. Diversidad Beta

A partir de la información presentada en la Tabla 3 y de la forma de cálculo detallada en las secciones 2.4.2. y 2.4.3., los siguientes son los valores de similitud o diversidad diferencial encontrados entre las dos áreas de interés (zona afectada y no afectada por el incendio):

a) Coeficiente Cuantitativo de Sorensen Is

Teniendo como valores parciales de aN = 215; bN= 79; pN= 158; el Coeficiente cuantitativo de similitud de Sorensen fue de 0.53 % (Tabla 9). Este valor representa un nivel de similitud media, explicándose esta situación debido a que el número de especies que se comparten entre ambas áreas es de solo cuatro. Cuando este índice tiende hacia 1 indica que las muestras que se comparan tienen una alta similitud y en consecuencia una baja diversidad beta (Magurran, 2004).

Tabla 7. Valores del Coeficiente cuantitativo de Sorensen

Nombre científico	aN	bN	pN
<i>Columba livia</i>	16	2	2
<i>Columbina passerina</i>	9	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	18	11	11
<i>Zonotrichia capensis</i>	36	31	31
<i>Atlapetes latinuchus</i>	5	0	0
<i>Conirostrum cinereum</i>	1	0	0
<i>Diglossa humeralis</i>	38	0	0
<i>Phrygilus plebejus</i>	1	0	0
<i>Sporophila luctuosa</i>	1	0	0
<i>Sporophila nigricollis</i>	1	0	0
<i>Catamenia inornata</i>	4	0	0
<i>Catamenia analis</i>	5	0	0
<i>Tangara vitriolina</i>	1	0	0
<i>Chaetocercus mulsant</i>	3	0	0
<i>Aglaeactis cupripennis</i>	1	0	0
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	1	0	0
<i>Colibri coruscans</i>	2	0	0
<i>Eriocnemis luciani</i>	5	0	0
<i>Lesbia nuna</i>	4	0	0
<i>Lesbia victoriae</i>	2	0	0
<i>Metallura tyrianthina</i>	2	0	0
<i>Patagonia gigas</i>	1	0	0
<i>Turdus fuscater</i>	58	35	35
	215	79	0,53

aN= Número de individuos en el sitio A; bN= Número de individuos en el sitio B; pN;

Sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios

Esto se debería a las preferencias que tienen ciertas especies de aves de forrajear en sitios con mayor cantidad de recursos alimenticios, corroborando lo expuesto por Grigera y Pavic (2007), quienes encontraron que las especies que se alimentan en el suelo respondían positivamente a la perturbación producida por el incendio, observando una mayor diversidad y registro de aves en los sitios quemados que en los no quemados y un

menor número especies compartidas entre ambos (Venegas et al. 2009). Tomando en cuenta también que la zona no afectada proporciona refugio y alimento a ciertos tipos de aves como *Diglossa humeralis* y *Colibri coruscans*, que tienen preferencias alimenticias a ciertas especies de plantas que se encuentran en el área afectada tales como *Lupinus pubescens*.

Estudios como el de Sosa et al. (2010), demostraron que las diferencias de ensambles de aves se explicarían por los cambios de estructura de la vegetación, de modo que las preferencias de las aves vendría a ser más sensibles y notorias en determinados sitios.

4.5.2 Distancia Euclidiana

Se realizó un análisis de conglomerados utilizando el índice de distancia euclidiana (Figura 12), con la finalidad de identificar los sitios afectados y no afectados y su relación con la avifauna encontrada.

Los cuatro grupos formados en el dendrograma se basan en los registros de avifauna encontrados. Los sitios 1 y 2 corresponden a los dos primeros puntos de muestreo del área afectada, siendo estos los que mayor recuperación de vegetación registran. Esto se debería a las preferencias que tienen las aves de forrajear en sitios que han sido afectados después de un incendio y que registran una mayor abundancia vegetal coincidiendo con los criterios de numerosos autores (Lussenhop, 1976; Muona y Rutanen, 1994; Armúa et al., 2004; Dress y Boerner, 2004; Prieto y Ves Losada, 2007; Bliss et al., 2012; Reyes et al., 2012; Jiménez-Gutiérrez, 2013; entre otros) quienes mencionan que la riqueza de especies y el número de individuos se pueden incrementar después de un incendio.

Los sitios tres y cuatro registran una similar cantidad individuos y se caracterizan por una rápida regeneración y colonización vegetal ya que los incendios contribuyen a la formación de nuevos hábitats con diferente estructura en la vegetación, lo que hizo que las aves buscaran alimento, refugio y sitios de nidación para sus polluelos en los sitios afectados coincidiendo con los criterios de autores como Pearman (2002) y Main y Tanner (2003) quienes afirman que algunas especies de aves hacen uso de las áreas que han sido devastadas por el fuego, influyendo de manera positiva en algunas poblaciones de aves favoreciendo su diversidad.

Los sitios cinco y siete se caracterizan por poseer una cubierta vegetal herbácea y semi arbustiva, también se distinguen de los demás sitios no afectados por carecer de una cubierta arbórea continua lo que lo convierte en un sitio apto para alimentación y refugio de ciertas especies de aves, mientras que los sitios seis y ocho se caracterizan por ser áreas cerradas que carecen de solanas, y con una moderada entrada de luz por lo cual la preferencia de forrajeo de ciertas especies de aves se encuentra en los sitios abiertos y con vegetación arbustiva.

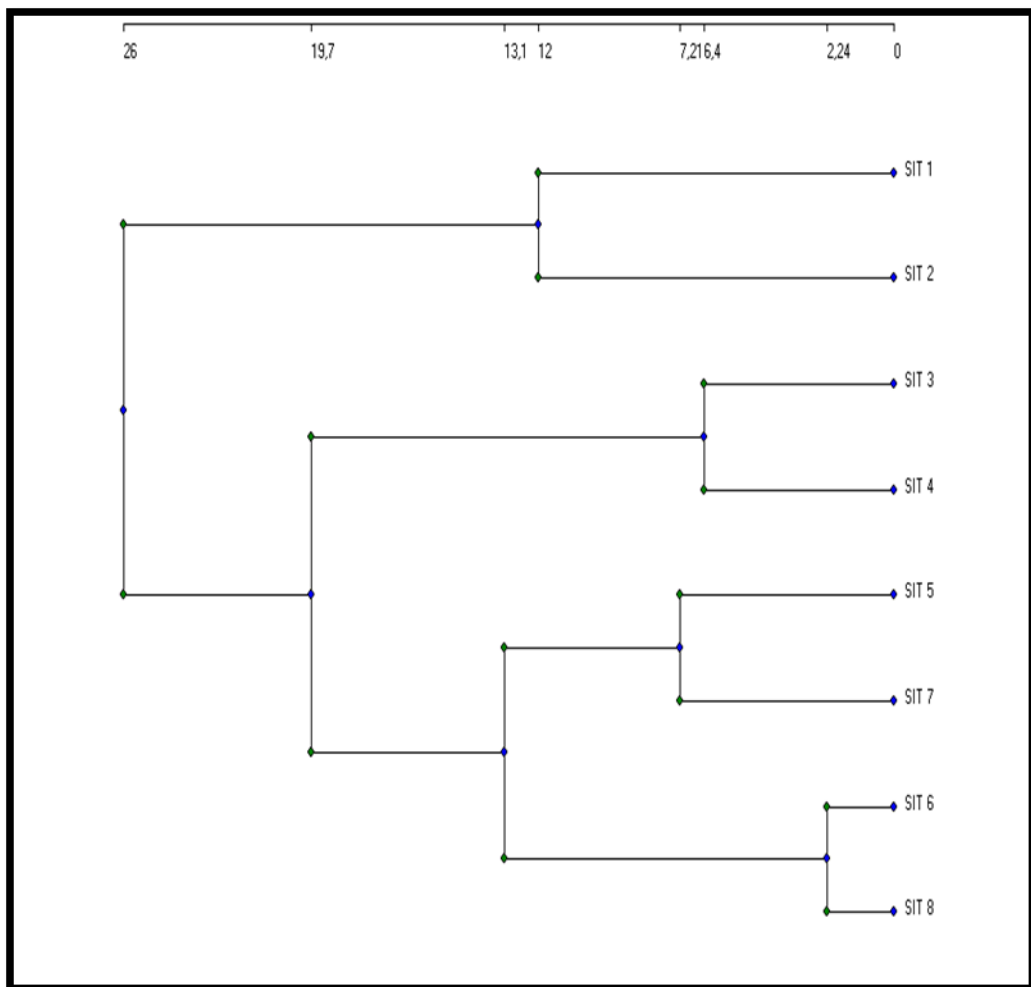


Figura 15. Cladograma de ocho sitios del Parque Metropolitano Guanguiltagua en base a los registros de avifauna obtenidos en ellos, utilizando como método la Unión Promedio en base a distancias euclidianas entre sitios.(Sit1: MP1, Sit 2: MP2, Sit 3: MP3, Sit 4: MP4,Sit 5:ZNA5,Sit 6: ZNA6: Sit7:ZNA 7, Sit 8: ZNA8).

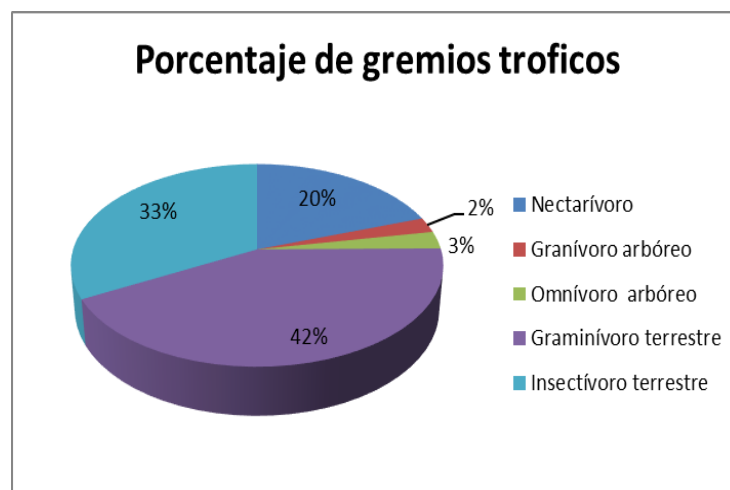
4.6 Descripción de los Gremios Tróficos encontrados

Las aves registradas durante el estudio corresponden a cuatro gremios tróficos (Tabla 8). En cuanto al número de especies las especies nectarívoras predominan con el 43,48% del total, seguidas por las granívoras terrestres con el 39,13%; mientras que al considerar el número de registros obtenidos en esta área, predominan las omnívoras (93 registros) (Tabla 9; Figura 13).

Tabla 8. Clasificación de especies de aves acorde a su gremio trófico

Nº	Familia	Nombre científico	Nombre común	Gremio trófico (según Canaday y Rivadeneira, 2001, y observaciones personales)
1	Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma cosmopolita	Granívoro terrestre
2	Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola común	Granívoro terrestre
3	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	Granívoro terrestre
4	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Gorrion común	Granívoro arbóreo
5	Emberizidae	<i>Atlapetes latinuchus</i>	Matorralero	Granívoro terrestre
6	Thraupidae	<i>Conirostrum cinereum</i>	Piccocono cinereo	Granívoro terrestre
7	Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i>	Pinchaflor negro	Nectarívoro
8	Thraupidae	<i>Phrygilus plebejus</i>	Frigilo pechicínereo	Granívoro terrestre
9	Thraupidae	<i>Sporophila luctuosa</i>	Espiguero Negriblanco	Granívoro terrestre
10	Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	Espiguero ventriculado	Granívoro terrestre
11	Thraupidae	<i>Catamenia inornata</i>	Semillero Sencillo	Granívoro arbóreo
12	Thraupidae	<i>Catamenia analis</i>	Semillero Colifajeado	Granívoro arbóreo
13	Thraupidae	<i>Tangara vitriolina</i>	Tangara gorrinegra o matarrolera	Granívoro terrestre
14	Trochilidae	<i>Chaetocercus mulsant</i>	Estrellita ventriblanca	Nectarívoro

Nº	Familia	Nombre científico	Nombre común	Gremio trófico (según Canaday y Rivadeneira, 2001, y observaciones personales)
15	Trochilidae	<i>Aglaeactis cupripennis</i>	Rayito brillante	Nectarívoro
16	Trochilidae	<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	Esmeralda coliazul	Nectarívoro
17	Trochilidae	<i>Colibri coruscans</i>	Oreja violeta Ventriazul	Nectarívoro
18	Trochilidae	<i>Eriocnemis luciani</i>	Zamarrito colilargo	Nectarívoro
19	Trochilidae	<i>Lesbia nuna</i>	Colacinta coliverde	Nectarívoro
20	Trochilidae	<i>Lesbia victoriae</i>	Colacinta Colinegra	Nectarívoro
21	Trochilidae	<i>Metallura tyrianthina</i>	Metaluria tiria	Nectarívoro
22	Trochilidae	<i>Patagonia gigas</i>	Picaflor gigante	Nectarívoro
23	Turdidae	<i>Turdus fuscater</i>	Mirlo común	Omnívoro



4.6.1. Comparación del número de especies por gremios tróficos con la Prueba de Signos de Wilcoxon

a. Gremio Trófico NECTARÍVOROS

En el Anexo 1 puede apreciarse la información sobre la abundancia de registros obtenida de las diez especies nectarívoras tanto en la zona quemada como en la no quemada.

Después de confrontar la información entre las dos áreas (quemada y no quemada) a través de la Prueba de Signos de Wilcoxon (Programa Statistix 8.0), se pudo observar que la presencia de especies y número de individuos pertenecientes al Gremio Nectarívoros es significativamente superior en el área quemada que en la no quemada ($p= 0,001$).

Esto se debería a la disponibilidad de recursos, lo que podría explicarse porque al disminuir la densidad y follaje del eucalipto, se permite la recolonización de otro tipo de vegetación, lo que restaura en algo el hábitat perdido (Venegas et al., 2009) y conforma un ambiente optimo que permite una mayor oferta alimentaria de néctar de las flores que se desarrollan frecuentemente en el estrato inferior de las áreas afectadas por incendios (Muñoz-Pedreros et al., 1996). Un claro ejemplo de esto es la alta cantidad de *Lupinus pubescens* que se encuentra en el área afectada, especie frecuentemente visitada por aves nectarívoras, lo que favoreció a ciertas especies que son especialistas, como es el caso de *Diglossa humeralis* la cual registró una mayor abundancia en sitios donde el fuego calcinó la vegetación por completo.

b. Gremio Trófico GRANÍVOROS ARBÓREOS

En el Anexo 2 puede apreciarse la información sobre la abundancia de registros obtenida de las tres especies granívoras arbóreas, tanto en la zona quemada como en la no quemada.

Después de confrontar la información entre las dos áreas (quemada y no quemada) a través de la Prueba de Signos de Wilcoxon (Programa Statistix 8.0), se pudo observar que la presencia de especies y número de individuos pertenecientes al Gremio Granívoros Arbóreos es similar en el área quemada y en la no quemada ($p= 0,12$).

Esto se puede deber a las preferencias de aves granívoras arbóreas por sitios quemados y rápidamente recolonizados por herbáceas, alimentándose principalmente de semillas y brotes de plantas (Marone, 1990). Esto debido probablemente a su mayor capacidad para explotar los recursos (herbáceas) liberados por el efecto del fuego (Marone, 1990).

La presencia de estas aves en esta zona se debe a que son especies granívoras que se alimentan sobre el suelo y en el follaje (Milesiet et al. 2002., Grigera y Pavic 2007., Sosa et al.2010., Mesta et al. 2011) aprovechando así la rápida regeneración de la cubierta vegetal en el área afectada y la demanda de recursos alimenticios que esta ofrece.

c. Gremio Trófico GRANÍVOROS TERRESTRES

En el Anexo 3 se presenta la información sobre la abundancia de registros obtenida de las nueve especies granívoras terrestres tanto en la zona quemada como en la no quemada. Después de confrontar la información entre las dos áreas (quemada y no quemada) a través de la Prueba de Signos de Wilcoxon (Programa Statistix 8.0), se pudo observar que la presencia de especies y número de individuos pertenecientes al Gremio Granívoros Terrestres es significativamente superior en el área quemada que en la no quemada ($p= 0,002$).

La alta abundancia del Gremio Granívoros terrestres en el área afectada se podría deber a la mayor cobertura de arbustos que aporta mejores sitios para encontrar alimento y refugio (Sosa et al., 2010). La respuesta positiva de este gremio a la zona afectada también puede ser explicada mediante la disponibilidad de lugares mucho más abiertos que en la zona no afectada que fueron creados post-incendio, proveyendo de granos a las aves para alimentarse (Milesiet et al., 2002, Araya y Millie, 2005, Jaramillo, 2005, Grigera y Pavic, 2007).

D. Gremio Trófico OMNIVOROS

En el Anexo 4 se presenta la información sobre la abundancia de registros obtenida de la única especie omnívora tanto en la zona quemada como en la no quemada.

Después de confrontar la información entre las dos áreas (quemada y no quemada) a través de la Prueba de Signos de Wilcoxon, se pudo observar que la presencia de especies y número de individuos pertenecientes al gremio omnívoro es estadísticamente similar en el área quemada y en la no quemada ($p> 0,05$).

La presencia del gremio omnívoros en la zona afectada se la atribuye a la generación de los espacios abiertos que dejó el incendio y que facilitarían la visualización de las presas y la maniobrabilidad requerida por el hábito cazador. Además, en los sitios afectados por incendios puede aumentar la abundancia de ciertas presas (Grigera y Pavic, 2007). Se ha documentado del mismo modo que las zonas afectadas por incendios beneficiaría el forrajeo de ciertas especies, ya que estas utilizan los arbustos quemados como puntos de vigilancia para la captura de insectos, aumentando las posibilidades de captura y para alimentarse de pequeños invertebrados (Marone, 1990), (Leveau y Leveau,

2002, Jaramillo, 2005). No obstante la presencia de este gremio también se puede atribuir a los criterios expuestos por Grigera y Pavic (2007), quienes en su estudio encontraron que la asociación entre el sitio quemado y las aves que comen en el suelo se debería a una mayor disponibilidad de algunos recursos alimentarios en este sustrato.

CAPITULO VI

CONCLUSIONES

Según el análisis de los resultados obtenidos de la diversidad y los gremios tróficos, el impacto que tuvo el incendio forestal sobre la avifauna del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito, en las zonas estudiadas (afectada y no afectada) arroja las siguientes puntualizaciones:

- 1) Se determina que existieron diferencias significativas tanto en la diversidad como en la riqueza de aves.
- 2) El incendio que afectó al Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito en el año 2013, modificó y afectó la estructura de la vegetación, la cual se recuperó rápidamente en los meses posteriores al incendio, reafirmando los criterios de Moreira et al. (2003) acerca de que grandes incendios podrían realizarse sin efectos altamente perjudiciales en la avifauna.
- 3) Este estudio muestra, al igual que el de otros autores como Kotliar et al. (2007) que los sitios post incendios pueden albergar una diversidad similar o mayor a la existente antes del mismo y que pueden albergar una porción de avifauna significativa.
- 4) Los beneficios obtenidos por ciertas especies de aves en el área afectada fueron varios como agentes transportadores de semillas de varias plantas, lo que contribuyó a generar los primeros propágulos de vegetación. Mientras que la presencia de los polinizadores, como el caso de *Diglossa humeralis*, favoreció a que varias especies de plantas productoras de néctar sean rápidamente regeneradas.
- 5) Si bien es cierto que a escala de diversidad y abundancia la avifauna de la zona afectada se vio beneficiada directamente por la disponibilidad de refugio y recursos debido a la apertura de doseles que permitió la entrada de luz a ras de suelo, la estructura en el ensamblaje de aves se vio modificada conjuntamente con dos de los gremios tróficos encontrados.
- 6) La composición en el ensamblaje de las aves cambió y estuvo asociada y determinada por las primeras sucesiones vegetales, a los mosaicos y propágulos de vegetación, que fueron colonizando la zona posterior al incendio, de esta manera la zona afectada adquirió una vegetación más rica y específica, determinando así el ensamblaje.

7) En lo referente a los gremios tróficos, el resultado de los análisis estadísticos, como la prueba de Wilcoxon, reveló que existieron diferencias significativas entre las áreas afectada y no afectada en dos de los cuatro gremios tróficos (nectarívoros y granívoros arbóreos terrestres) encontrados de las aves según el valor de p . Estas diferencias se deberían a la disponibilidad de recursos para ciertas especies de aves, como es el caso de los nectarívoros, debido a que la recolonización de cierta vegetación específica en la zona quemada, restaura en algo el hábitat perdido proporcionando la apertura de nuevos nichos disponibles.

8) La colonización de aves estuvo relacionada o asociada directamente a la maduración y expansión de la vegetación, y de forma más directa a los cambios en el hábitat, respondiendo a la dinámica y a patrones de expansión de la vegetación, proporcionando la apertura a los distintos gremios alimenticios y recursos para las aves, contribuyendo al funcionamiento del ecosistema debido a la rápida propagación de las primeras herbáceas hasta llegar a los propágulos y mosaicos de vegetación y terminar con una cubierta vegetal más densa extensa continua y uniforme, ofreciendo así una serie de recursos de gran importancia para las aves tales como refugio, sitios de nidación y una mayor oferta alimenticia.

9) El análisis de conglomerados utilizando el índice de distancia euclidiana reveló las preferencias que tienen las aves por los sitios afectados, esto debido a que estos ofrecen una mayor cobertura vegetal de tipo arbustiva por tanto una mayor oferta de alimento, refugio y sitios de nidación que las zonas no afectadas por el incendio.

Finalmente con los resultados del índice de Shannon, se aprueba la hipótesis de investigación la cual afirma que el impacto que tuvieron los incendios forestales hace un año han cambiado la diversidad y estructura de las comunidades de aves en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito, registrando una mayor riqueza y abundancia de especies de aves en la zona afectada por el incendio que en la no afectada.

Este estudio muestra, al igual que el de otros autores Kotliar et al., (2007) que los sitios post incendios pueden albergar una diversidad similar o mayor a la existente antes del mismo y que pueden adoptar una porción de avifauna significativa.

RECOMENDACIONES

- 1) Se recomienda extender la metodología a otras zonas de estudio y grupos taxonómicos (mamíferos, reptiles, anfibios e insectos), así como ahondar en el estudio de las respuestas a nivel de especies individuales (considerando por ejemplo las especies más amenazadas o raras y especies clave).
- 2) De igual manera, los resultados obtenidos durante la investigación apuntan hacia la prioridad de incluir futuros estudios ecológicos como la capacidad de dispersión y conectividad del hábitat con las especies.
- 3) Se recomienda que las actividades que el Municipio del Distrito Metropolitano de Quito pudieran suministrar a las áreas afectadas anteriormente por los incendios forestales estén enfocadas a generar campañas de reforestación masiva, las cuales involucren la sostenibilidad de nichos ecológicos para las aves. Dichas campañas podrían buscar involucrar a instituciones escolares que estén dispuestas a contribuir con la restauración de ecosistemas a nivel local.
- 4) Si bien es cierto que la vigilancia en el Parque Metropolitano ha sido reforzada en los últimos meses, se sugiere al Municipio Metropolitano de Quito que continúe reforzando y extendiendo la vigilancia no solo en los meses correspondientes al verano, sino durante todo el año, esto permitiría identificar focos vulnerables que tiene el Parque para futuros escenarios que pongan en riesgo la integridad del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito.

El impacto de los incendios forestales en muchas ocasiones se convierte en un efecto antrópico devastador. Causando la interrupción de los ciclos biológicos naturales y la desaparición de especies nativas y endémicas, en el caso de las plantas proliferando las especies invasoras. Sin mencionar las significativas y enormes cantidades de dióxido de carbono liberado hacia la atmosfera contribuyendo al efecto invernadero y al cambio climático. Del mismo modo genera ceniza y destruye gran cantidad de nutrientes básicos y de suma importancia para el suelo, causando la erosión e infertilidad del suelo, inundaciones y escurrimientos de tierra.

Glosario

Avifauna : Aves o todo tipo de aves que habitan en una región (Villem, 1998).

Biodiversidad: En su sentido amplio es un concepto que engloba todas las especies de seres vivos (plantas, animales y microorganismos) (Yáñez, 2014).

Comunidad: Grupo de organismos o seres vivos de especies diferentes pero que comparten algunas afinidades morfológico – fisiológicas (Yáñez, 2014).

Diversidad: Número total de especies que habita un área determinada (Yáñez, 2014).

Dosel : Tratase de las regiones de las copas y regiones superiores de los árboles de un bosque (Villem, 1998).

Fragmentación: Proceso de división de un hábitat continuo en secciones.

Ecología: Es la ciencia que aborda las relaciones de los organismos entre sí. (Yáñez, 2014).

Ecosistema: Conjunto de comunidades bióticas y factores físicos como el clima, el suelo, el agua, la luz etc. en un espacio físico definido (Yáñez, 2014).

Hábitat: El hábitat es una parte del ecosistema, es el lugar que ocupa una población que puede ser de cualquier tipo: animales, insectos, personas, peces, etc. (Villem, 1998).

Herbaceas: Planta que no presenta órganos decididamente leñosos.

Individuo: Una unidad física (estructural) y fisiológica (dinámica) cuya capacidad de actuar en diferentes ambientes está determinada por sus genes (Yáñez, 2014).

Incendio Forestal: Fuego que se extiende sin control sobre la cubierta vegetal, se distingue de otros tipos de incendios por su amplia extensión y velocidad.

Locomoción: En términos de biomecánica la locomoción animal es el estudio para conocer cómo se mueven los animales.

Microhabitat: Corresponde a la parte más pequeña de un ecosistema que contiene una flora y una fauna distintiva. (Villem, 1998).

Morfología: Disciplina encargada del estudio de la estructura de un organismo o sistema y sus respectivas características.

Nicho Ecológico: Corresponde a la función ecológica de un organismo dentro de su comunidad y ecosistema (Yáñez, 2014).

Nectarívoro : Se denomina nectarívoro a cualquier organismo que se alimenta del néctar de las flores (Villem, 1998).

Omnívoro: Animal que alimenta de toda clase de sustancias orgánicas, tanto vegetales como animales.

Polinizador: Animales que transfieren polen de una flor a otra son llamados polinizadores (Chambers et al., 2004).

Plántula: Embrión ya desarrollado como por germinación (Chambers et al., 2004).

Población: Grupo de individuos u organismos de una misma especie que ocupa un determinado lugar (Yáñez, 2014).

Pubescentes: Organismos con pelos finos y cortos (Villemée, 1998).

Riqueza de especies: De un sitio está dada por el número neto de especies que en él se encuentran (flora, flora, fauna) y es expresada convencionalmente con la letra S. (Yáñez, 2010).

Sensibilidad: Facultad de un ser vivo de percibir estímulos externos a través de los sentidos.

Sotobosque: concatenación de hierbas matorrales, arbustos que se desarrollan por debajo de los árboles.

Suelo : es un componente fundamental en ecosistemas terrestres, se puede formar por dos procesos básicos no excluyentes: Mineralización y meteorización (Yáñez, 2014).

Talud: Inclinación de un muro o un terreno.

Taxón: Grupo de organismos emparentados en una clasificación (Villemée, 1998).

Xilófago: Referencia al insecto que se alimenta de madera (Villemée, 1998).

Zoogeografía: Ciencia que estudia la distribución de las especies animales en la Tierra (Villemée, 1998).

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, M. y Torres, O. 1984. *Ecología trófica de palomas del genero Zenaida en el Jardín Botánico de Cienfuegos, Cuba*. Ciencias Biológicas 11:107-115.
- Albuja L., M. Ibarra., Urgilés J y Barriga. R. 1980. *Estudio Preliminar de los Vertebrados Ecuatorianos*. Departamento de Ciencias Biológicas, Escuela Politécnica Nacional. Quito.
- Albuja, P. 2013. *Plan de Manejo Ambiental de la quebrada Ashintaco, Cantón Quito, Provincia de Pichincha*. Escuela Superior Politécnica del Ejército. Sangolquí - Ecuador.
- Andrew, N., Rodgerson, L. y York, A. 2000. *Frequent fuel-reduction burning: the role of logs and associated leaf litter in the conservation of ant biodiversity*. *Austral Ecology* 25(1): 99-107.
- Arellano, S. 2010. *Diseño de un Plan de Interpretación Ambiental para la actividad de observación de aves dentro del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito*. Tesis. PUCE –Ecuador.
- Aves y conservación. 2006. *Reporte final de aves acuáticas del Ecuador*. Quito.
- Beltzer, A. 2003. *Aspectos tróficos de la comunidad de aves de los esteros del Iberá*. Pp. 257- 272 en: Álvarez, B.B. (ed.). *Fauna del Iberá - Avifauna*. Corrientes, Eudene. 1ª. ed.
- Bernard, E. y Fenton, M. 2002. *Species Diversity of Bats (Mammalia: Chiroptera) in Forest Fragments, Primary Forests and Savannas in Central Amazonia, Brazil*. *Can. J. Zool.* 80: 1124- 1140.
- Bicknell, J. y Peres, C. 2010. *Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest*. *For. Ecol. Manage.* 259: 2267–2275.
- Bock, C., L. J. 1970. *Breeding bird population of burned and unburned forest in the Sierra Nevada foothills*. *Condor* 83:347-354.
- Brotons, L., Pons, P. y Herrando, S. 2005. *Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire?* *Journal of Biogeography* 32: 789-798.

- Boer, C. 1989. *Effects of the forest fire 1982-83 in East Kalimantan on wildlife*. FR Report Núm. 7. Samardinda, Indonesia, Deutsche Forstservice Gmb H. p. 1-7.
- Caicedo, C. 2008. *Biodegradación de las hojas de Eucalyptus globulus en el Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito mediante un proceso de compostaje y su posible utilización en el mejoramiento de las características del suelo de la zona*. Tesis previa a la obtención del Título de Ingeniero Ambiental. Universidad SEK. Quito-Ecuador.
- Campuzano, E. 2009. *Estudio de flora, aproximación a la fauna y recomendaciones para el manejo de la quebrada Ashintaco, Parque Metropolitano Guanguiltagua, Pichincha*. Universidad Internacional SEK. Quito – Ecuador.
- Canaday, C. y Rivadeneira, J. 2001. *Initial effects of a petroleum operation on amazonian birds: terrestrial insectivores retreat*. Biodiversity and Conservation 10: 567-595.
- Cardoso, J., Uhl, C y Murray, G. 1996. *Plant succession, landscape management and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures*. Conservation Biology 10: 491-503.
- Carrión, J. 1986. *Aves del valle de Quito y sus alrededores*. Fundación Natura – Ecuador.
- Céspedes, F. 2002. *Evaluación y análisis geográfico de la diversidad faunística de Chiapas*. CONABIO. San Cristóbal de las Casas, Chis. México. pp. 11-21.
- Chacón, T. 2012. *Evaluación preliminar del estado de conservación del Parque Metropolitano y del Parque Itchimbia*. Universidad San Francisco de Quito-Ecuador.
- Chambers, N., Yajaira, G., Stephen, B., International Sonoran Desert Alliance. 2004. *Polinizadores del Desierto de Sonoreense*. Arizona-Sonora Desert Museum. Mexico
- Chao, A., Robin L., Chazdon, R., Colwell, R. y Tsung, S. 2004. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. *Ecology letters*. 8 : 148-159.
- Cherel, Y., Bocher, P. y De Broyer, C. 2002. *Food and feeding ecology of the sympatric thin-billed Pachyptila belcheri 83 and Antarctic P. desolata prions at Iles Kerguelen, Southern Indian Ocean*. Marine Ecology Progress Series.
- Chuvieco, E. 1999. *Measuring changes in landscape patterns from satellite images: effects of large fire disturbances*. International Journal of Remote Sensing 20: 2331-2346.

- Clout, M. y Hay, J. 1989. *The importance of birds as browsers, pollinators and seed dispersers in New Zealand forests*. New Zealand Journal of Ecology 12: pp. 27-33.
- Corlett, R. 1998. Frugivory and seed dispersal by vertebrates in the Oriental (Indomalayan) Region. Biological Reviews 73: 413-448.
- Connell, J. 1978. *Diversity in tropical rain forests and coral reefs*. Science 199:1302–1310
- Cronkite, W., Diamond, A., Peterson, R. y Schreiber, R. 1989. *Save the Birds*. Boston: PRONATURE GmbH.
- Cuerpo de Bomberos de Quito. 2012. *Informe General anual de Incendios Forestales en el Distrito Metropolitano de Quito*. Quito.
- Cueto, V., Lopez., de Casaneve ., Marone. 2008. *Neotropical Austral migrant landbirds : population trends an habitat use in the central Monte Desert Argentina*. The condor 110 (1:70-79.).
- Cueto, V., Marone, L ., Lopez de Casenave. 2006. *Seed preference in sparrow species of the Monte desert :implications for seed-granivore interations*. Auk, 123:358-367.
- De la Torre, S. y Yépez, P. 2007. *Caminando en el sendero, hacia la conservación del ambiente y la cultura Secoya*. Fundación VIHOMA (eds). Quito-Ecuador.
- Estades, C .1997. *Bird-habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile*. Condor 99:719–727.
- Eugene, M. y Lloret, F. 2004. *Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean Pinus halepensis communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula)*. Ecoscience 11: 455-462.
- Figuerola, J., Castro, S. 2002. *Effects of bird ingestion on seed germination of four woody species of the temperate rainforest of Chiloé Island, Chile*. Plant Ecology 160: 17-23.
- Figuerola, E., Igueroa., E., Puebla, O., Godinez, A. y Nuñez, F. 2009. *Seed dispersal effectiveness by understory birds on Dendropanax arboreus in a fragmented landscape*. Biodiversity and Conservation 18: 3357-3365.
- Flores, B. y Martínez, A. 2007. *Monitoreo de aves de sotobosque en bosques con diferentes intensidades de aprovechamiento forestal*. Proyecto BOLFOR. Instituto Boliviano de Investigación Forestal, Santa Cruz, Bolivia.
- Gill, F. 1995. *Ornithology*. New York: WH Freeman and Co.

- González, O. 2003. *Aplicación de análisis multivariantes al estudio de las relaciones entre las aves y sus hábitats: un ejemplo con paseriformes montanos no forestales*. Ardeola 50(1):47-58.
- Gorchov, D., Cornejo, F., Ascorra, C., Jaramillo, M. 1993. *The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon*. Vegetatio 108: 339-349.
- Granizo, T. 2002. *Libro rojo de las Aves de Ecuador*. Quito: SIMBIOE. 462pp.
- Greenberg, R., Bichier, P., Cruz-Angon, A. y Reitsma, R. 1997. *Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala*. Conservation Biology 11(2): 448-459.
- Gregory, R., Gibbons, D. y Donald, P. 2004. *Bird census and survey techniques*. In: Bird Ecology and conservation, pp. 17-56.
- Grigera, D. y Pavic, C. 2007. *Ensamblajes de aves en un sitio quemado y en un sitio no alterado en un área forestal del noroeste de la Patagonia argentina*. Hornero 22: 29-37.
- Guariguata, M. y Kattan, G. 2002. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR. Costa Rica.
- Holl, K. 2002. *Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture*. Journal of Ecology 90: 179-187.
- Holmes, R. 1990. *Food resource availability and use in forest bird communities: a comparative view and critique*. Pp. 387–393. En: A. Keast (ed.). *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publishing bv. The Hague, Países Bajos.
- Howe, H. y Smallwood, J. 1982. *Ecology of seed dispersal*. Annu. Rev. Ecol. Syst. 13: 201-228.
- Howe, H. 1984. *Constraints on the evolution of mutualisms*. American Naturalist 123: 764-777.
- Huachi, L. 2008. *Mejoramiento del suelo mediante la producción de un abono orgánico a partir del estiércol animal, Metropolitano de Quito*. Universidad Internacional SEK. Quito -Ecuador.
- Hutto, R. 1985. *Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds*. En: *Habitat selection in birds*. (M.L. Cody, ed.). Academic Press, San Diego, p. 455-476.
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt (IDIRBAVH). 2004. *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados*

- provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Bogotá.
- Inouye, D. 1980. *The terminology of floral larceny*. Ecology 61: 1251-1253.
- Jaramillo, A. 2005. *Las aves que habitan en Chile*. Lynx Edicions, Barcelona. 240 pp.
- Josse, C., Navarro, G . Comer, P . Evans, R., Langendoen, D., M. Fellows, G., Kittel, S., Menard, M. Pyne, M., Reid, K., Schuld, K., Snow, y Teague, J. 2003. *Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems*. Nature Serve. Arlington.
- Johnson, R. 1981. *Application of the guild concept to environmental impact analysis of terrestrial vegetation*. J. Environ. Manage. 13:205–222.
- Jhons, D. 1991. *Reponses of Amazonian rain forest birds to hábitat modification*. Journal of Tropical Ecology 7: 417-437.
- Karr, J. 1981. *Surveying birds with mist nets*. Studies in Avian Biology 6:62-67.
- Karr, J., Robinson, S., Blake, J. y Bierregaard, R. 1990. *Birds of four Neotropical forests*. 16 (1):7-15.
- Kinnaird, M. y O'Brien, T. 1998. *Ecological effects of wildfire on lowland rainforest in Sumatra*. Conservation Biology 12(5): 954-956.
- Kotliar, N., Hejl, R., Hutto, V., Saab, C. y Mcfadzen, M. 2002. *Effects of fire and post fire salvage logging on avian communities in conifer dominated forest of Western United States*. Studies in Avian Biology 25:2549-64.
- Kotliar, N., Kennedy L and Ferree, K . 2007. *Avifaunal responses to fire in Southwestern montane forests along a burn severity gradient*. Ecological Aplicacions 17(2): 491-507.
- Lantschner, M y Rusch, V. 2007. *Impacto de los diferentes disturbios antrópicos sobre las comunidades de aves de bosques y matorrales de Nothofagus antarctica en el noroeste Patagónico*. Ecología Austral 17:99-112.
- Laurence, W. 1997. *Responses of Mammals to Rainforest Fragmentation in Tropical Queensland: A Review and Synthesis*.
- Lawrence, G. 1966. *Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills*. Ecology 47:278-291
- Lawler, J. y White, D. 2003. *Integrating representation and vulnerability: Two approaches for prioritizing areas for conservation*. Ecological Applications 13:1762-1772.

- Livezey, C. y Zusi, R. 2007. Higher-order phylogeny of modern birds (Theropoda, Aves: Neornithes) based on comparative anatomy. II. Analysis and discussion. *Zoological Journal of the Linnean Society* 149 (1): pp. 1-95.
- Long, A. 2006. *Benefits of Prescribed Burning*. For. 70. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.
- López de Casenave, J. 2001. *Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del monte*. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires-Argentina.
- Main, M. y Tanner, G. 2003. *Effects of fire on Florida's wildlife and wildlife habitat*. Wildlife Ecology and Conservation Department 137. Department of Agriculture, Cooperative Extension Service, University of Florida, Florida. Gainesville, FL. USA. 4 p.
- Magurran, A. 1989. *Diversidad ecológica y su medición*. Barcelona: Veda.
- Maloof, J. e Inouye, D. 2000. *Are nectar robbers cheaters or mutualists?* *Ecology* 81: 2651-2661.
- Manríquez, I. y Oviedo, S. 2007. *Informe del diagnóstico turístico del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito*. Quito: Ciudad - Eco Gestión.
- Margalef, F. 1995. *Aplicaciones del caos determinista en ecología*. Ed Flos. Publicacions Universitat de Bracelona. Pp 171-184.
- Mataix, J. y Guerrero, C. 2007. *Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas», en Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. En: Mataix, J. (coord.). Alcoi, Edit. Caja Mediterráneo CEMACAM. 5-40 pp.
- MECN - SA (DMQ). 2010. *Áreas Naturales del Distrito Metropolitano de Quito: Diagnóstico Bioecológico y Socioambiental*. Reporte Técnico N° 1. Serie de Publicaciones del Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN). Imprenta Nuevo Arte. Quito-Ecuador. 1- 216 pp.
- Merchán, C. 2014. *Aves del Pumapungo*. Tesis de Grado previo a la obtención del Título en Diseño Gráfico. Universidad de Cuenca. Cuenca Ecuador.
- Milesi F., Marone L., Lopez, J., Cueto, V y Mezquida, E. 2002. *Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina*. *Ecología Austral* 12:149-161.
- Ministerio del Ambiente: MAE. 2013. *Sistema de clasificación de los Ecosistemas del Ecuador Continental*. Quito: Subsecretaría de Patrimonio Natural.

- Miñarro, M.; Dapena, E. 2008. *Control biológico en el cultivo de manzano*. Tecnología Agroalimentaria 5: 12-15.
- Montañez, J. 2003. *El potencial de la reserva ecológica Manglares Churute como destino aviturstico en la costa ecuatoriana*. Tesis de Grado previo a la obtención del Título en Licenciada en turismo. ESPOL. Guayaquil Ecuador.
- Moreira, F., Delgado, A., Ferreira, S., Borralho, R., Oliveira, N., Inacio, M., Silva, J. y Rego, F. 2003. *Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young Pinus pinaster stands of northern Portugal*. Forest Ecology and Management 184: 225-237.
- Moreno, C.,- Halffter, G . 2001. *Spatial and temporal analysis of the α , β , and γ diversities of bats in a fragmented landscape*. Biodiversity and Conservation.
- Mouillot, F., Rate, R., Joffre, J., Moreno, M y Rambal, S. 2003. *Some determinants of the spatio temporal fire cycle in a Mediterranean landscape (Corsica, France)*. Landscape Ecology 18:665-674.
- Municipio del Distrito Metropolitano de Quito. *Perspectivas del ambiente y cambio climático en el medio urbano*. 2011. ECCO Distrito Metropolitano de Quito. PNUMA. Quito-Ecuador. 366 pp.
- Muñoz-Pedrerros, A., Gantz, A. y Saavedra, M. 1996. *Nidos artificiales en plantaciones de Pinus radiata en el sur de Chile: ¿una herramienta para mitigar impactos ambientales negativos?* Revista Chilena de Historia Natural 69: 393-40.
- Nasi, R., Dennis, R., Meijaard, E., Applegate, G., Moore, P. 2001. *Impact of human-caused fires on biodiversity and ecosystem functioning, and their causes in tropical, temperate and boreal forest biomes*. CBD Technical Series No. 5. Montreal, Canadá, Convenio sobre la Diversidad Biológica.
- Neary, D., Klopatek, C., Debol, L. y Folliott, P. 1999. *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Management 122: 51-71
- Noguera, T. (2012). *Evaluación preliminar del Estado de conservación del Parque Metropolitano y del Parque Itchimbia*. Universidad San Francisco de Quito. Quito-Ecuador.
- O'Connell, D., Ostenaar, D., Levish A. y Klinger, R. 2002. *Bayesian flood frequency analysis with paleohydrologic bound data*. Water Resour. Res. 38 (5), DOI: 10.1029/ 2000WR00002.
- Ortiz, F. (2003). *Los Colibríes, Historia Natural de unas aves casi sobrenaturales*. Fundacyt/Senacyt. Imprenta Mariscal, Quito – Ecuador.

- Pausas, J. y Keeley, J. 2009. *A burning story: the role of fire in the history of life*. BioScience 59: 593-601.
- Pearman, P. 2002. *The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understorey*. Ecol. Monogr. 72: 19–39.
- Perfetti, J., Benalcazar, A., Hernadez, A y Leibovich, J. 2013. *Políticas para el desarrollo de la agricultura en Colombia*. Fedesarrollo, sociedad de agricultores de Colombia (SAC), Incoder, Finagro. Bogotá - Colombia.
- Ponce, L., Aguilar, B., Rodríguez, D., López, E. y Santillán, J. 2012. *Influencia del fuego sobre la riqueza y diversidad de aves en un bosque templado en Puebla*. Rev. Mex. de Cienc. Forestales Vol.3: 10.
- Pons, P., Lambert, B., Rigolot, E y Prodon, R. 2003. *The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape*. Biodiversity and Conservation 12: 1843-1860.
- Prodon, R., Fons, R., Athias, F. 1987. *The impact of fire on animal communities in the Mediterranean area*. In: Trabaud, L. (Ed.). The role of fire in ecological systems. S. P. B. Academic. The Hague. The Hague, The Netherlands. pp. 121-157.
- Raikow, R., E. 1985. *Problems in avian classification*. In: Johnston, R. F., (ed.), Current Ornithology, vol.2, Plenum Publishing Corp., pp. 187-212.
- Rappole, J., Winker, k., Powell, V. 1998. *Migratory bird habitat use in Southern Mexico: Mist nets versus point counts*. J. Field Ornithol. 69(4):635-646.
- Rees, C. y Juday, G. 2002. *Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska*. For. Ecol. Manage. 155: 291–302.
- Remsen, J. 1983. *Contribution of river created habitats to bird species richness in Amazonia*. Biotropica.15:223-231
- Remsen J y. Scott, K 1990. *A classification scheme for foraging behavior of birds in terrestrial habitats*. Studies in Avian Biology 13:144-160.
- Ricklefs, R. 1990. *Ecology*. New York, USA: W. H. Freeman and Company.
- Ricaurte, M. 2008. *Plan de Manejo de residuos sólidos urbanos para el Parque Metropolitano Guanguiltagua*. Tesis previa a la obtención del título de Ingeniero Ambiental, SEK. Quito Ecuador.
- Ridgely, R. y Greenfield, P. 2001. *The birds of Ecuador: status, distribution, and taxonomy* (Vol. 1). Cornell University Press.

- Rodriguez, R., Cespedes, P. 2009. *Contribución al conocimiento de la flora vascular del Cerro Cayumanque, Region del Bio-Bio, Chile*. Revista agro-Ciencia 25:100-117.
- Rodrigo, J., Brotons, J y Seoane, J. 2004. *The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation*. Diversity and Distributions 13:243-251.
- Rodríguez, F. 2008. *Estudio de métodos no paramétricos*. Tesis previa a la obtención del título de Matemática en mención probabilidad y estadística. Caracas Venezuela.
- Rodewald, P y Smith, S. 1998. *Short-term effects of understory and overstory management on breeding birds in Arkansas oak-hickory forests*. J. Wildlife Manage. 62:1411-1417.
- Roldán, G. 1999. *Los Macroinvertebrados y su Valor como Indicadores de la Calidad de Agua*. Departamento de Biología. Universidad de Antioquia, Medellín - Colombia.
- Root, R. 1967. *The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher*. Ecological Monographs 37:317-350.
- Root, R. 1973. *Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (Brassica oleracea)*. Ecological Monographs 43:95-124
- Sarmiento, D. 2009. *Biología reproductiva del gaviotín sudamericano (Sterna hirundinacea) en las piscinas de ECUASAL*. Trabajo de Titulación en Biología Marina, Universidad Estatal Península de Santa Elena. Salinas, Ecuador.
- Sarasola, J., Bragagnolo. 2005. *Changes in woody plant structure in fire-disturbed calden forest of the Parque Luro Reserve, Argentina*. Natural Areas Journal 25:374-380.
- Sarmiento, D. 2009. *Biología reproductiva del gaviotín sudamericano (Sterna hirundinacea) en las piscinas de ECUASAL*. Universidad Estatal Santa Elena. Salinas-Ecuador.
- Saunders, D., Hobbs, R. y Margules, C. 1991. *Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review*. Conservation Biology. 5(1): 18-32.
- Sibley, C. y Ahlquist, J. 1986. *Reconstruction bird phylogeny by comparing DNA's*, Sci. Amer., 254(2):82-93.
- Sibley, C. y Ahlquist, J. 1972. *A comparative study of the egg-white proteins of non-passerine birds*. Peabody Mus. Nat. Hist. Bull. 39:1-246.
- Schindele, W., Thoma, W. y Panzer, K. 1989. Investigation of the steps needed to rehabilitate the areas of East Kalimantan seriously affected by fire. In *The forest fire 1982/83 in East Kalimantan. Part I: The fire, the effects, the damage and the technical solutions*. FR Report No. 5. Yakarta, Indonesia, Organismo Alemán para

- la Cooperación Técnica (GTZ) y Organización Internacional de las Maderas Tropicales (OIMT).
- Silva, T. 2013. *Centro de investigación de la vida silvestre del Parque Metropolitano Guanguiltagua de Quito*. PUCE –Quito Ecuador.
- Sirami, C., Brotonos, J. y Martin, L. 2007. *Vegetation and sonbird response to an abandonment: from landscape to census plot*. Diversity and Distributions 13:42-52.
- Sousa, W. 1996. *The role of disturbance in natural communities*. Annual Review of Ecology and Systematics 15: 353–391
- Stiles, F. y Rosselli, L. 1998. *Inventario de las aves de un bosque Altoandino: Comparación de métodos*. Caldasia 20: 29-43.
- Sosa, R., Benz, J., Galea, I. 2010. *Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial del Parque Luro, La Pampa, Argentina*. RSADEP 1:101-110
- Stotz, D., Fitzpatrick, W., Parker, A y Moskovits, K. 1996. EDS. *Neotropical birds ecology and conservation*. University of Chicago –EEUU.
- Traveset, A y Verdú, M. 2002. *A meta-analysis of the effect of gut treatment of seed germination*. Pp. 339-350. En: D. Levey, W. Silva y M Galetti (eds.). *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CAB International.
- Travez, J. 2016 (en preparación). *Comparación de la diversidad y abundancia de avifauna entre el Campus de la UIDE y el Parque Metropolitano Guanguiltagua, Distrito Metropolitano de Quito, y recomendaciones para su conservación*. Trabajo de Titulación. Universidad Internacional del Ecuador. Quito-Ecuador.
- Torres, M., Quinteros, Z., Takano, F. 2006. *Variación temporal de la abundancia y diversidad de aves limícolas en el refugio de vida silvestre de Villa*. Ecología Aplicada, 5(1,2):120-125 pp.
- Turner, M. 2005. *Landscape ecology: the effect of pattern on process*. Annual Review of Ecological Systems 20: 171-97.
- Uhl, C. 1989. *Restoration of the degraded lands in the Amazonian basin*. (ed). National Academia Press, Washington-EEUU.
- Valencia, R., Cerón, C., Palacios y Sierra, R. 1999. *Las Formaciones Naturales de la Sierra del Ecuador*. En: Sierra, R. (Ed.). *Propuesta Preliminar de un Sistema de Clasificación de Vegetación para el Ecuador Continental*. Proyecto INEFAN/ GEF-BIRF y EcoCiencia. Quito, Ecuador. Pp. 79-108.

- Vallecillo, S. 2009. *Los cambios en el paisaje y su distribución de las especies: Movilización y aplicación a la conservación de las aves de hábitats abiertos en paisajes mediterráneos*. Tesis Doctoral. Universidad de Lleida. 56 pp.
- Vargas, J. 2006. *Relación entre el pinchaflor negro Diglossa humeralis y la vegetación nativa del Parque Metropolitano, un aporte para la conservación y el manejo de la vida silvestre del Parque Metropolitano*. Universidad San Francisco de Quito. Quito-Ecuador.
- Venegas, A., Varela, S. y Estados, C. 2009. *Efectos del fuego en la comunidad de bosque en la reserva nacional Malleco*. Boletín Chileno de Ornitología 15:1-7.
- Villee, C. 1996. *Biología*. Octava Edición. Editorial Mac Graw Hill. México. 944 pp.
- Whelan, R. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 346 pp.
- Wildlife Society. 1987. *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. United States of America for the Wildlife Society, Inc. Bethesda, MD. USA. 703pp.
- Willughby, F. y Ray J. 167. *Ornithologiae Libri tres*. Royal Soc. England- London 307p.
- Wilson, J. 1999. *Guilds, functional types and ecological groups*. Oikos 86:507–522.
- Woods, P. 1989. *Effects of logging, drought and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malasia*. Biotropica, 21(4): 290-298.
- Wunderlee, J. 1997. *The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands*. Forest Ecology and Management 99: 223-235.
- Yáñez, P., Romero, H., Cabrera, A., Altamirano, C., Patiño, G., y Robalino, C. 2012. *Composición y dinámica de los agrosistemas del Distrito Metropolitano de Quito en los últimos treinta años y posibles interrelaciones con los efectos del cambio climático global*. La Granja, 16(2), 48-68.
- Yáñez, P. 2014. *Ecología y biodiversidad: un enfoque desde el neotrópico*. Quito: UNIBE/UIDE. 172 pp.
- Zozaya, E., Brotons, S., Herrando, P., Pons, J., Rost, J. y Clavero, M. 2010. *Monitoring spatial and temporal dynamics of bird communities in Mediterranean landscapes affected by large wildfires*. Ardeola 57:33-50.

Sitios web:

UICN. 2011. The IUCN Red List of Threatened Species. Versión actualizada 2016-3.

ANEXOS

Anexo 2. Abundancia de especies encontradas en áreas afectadas y no afectadas por el fuego

Nº	Familia	Nombre científico	Nombre común	Registros en ambas zonas	Zona afectada	Zona no afectada
1	Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma cosmopolita	18	16	2
2	Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	Tórtola común	9	9	0
3	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	29	18	11
4	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Gorrion común	67	36	31
5	Emberizidae	<i>Atlapetes latinuchus</i>	Matorralero	5	5	0
6	Thraupidae	<i>Conirostrum cinereum</i>	Piccocono cinereo	1	1	0
7	Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i>	Pinchaflor negro	38	38	0
8	Thraupidae	<i>Phrygilus plebejus</i>	Frigilo pechicinerio	1	1	0
9	Thraupidae	<i>Sporophila luctuosa</i>	Espiguero Negriblanco	1	1	0
10	Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	Espiguero ventriculado	1	1	0
11	Thraupidae	<i>Catamenia inornata</i>	Semillero Sencillo	4	4	0
12	Thraupidae	<i>Catamenia analis</i>	Semillero Colifajeado	5	5	0
13	Thraupidae	<i>Tangara vitriolina</i>	Tangara gorrinegra	1	1	0
14	Trochilidae	<i>Chaetocercus mulsant</i>	Estrellita ventriblanca	3	3	0
15	Trochilidae	<i>Aglaeactis cupripennis</i>	Rayito brillante	1	1	0
16	Trochilidae	<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	Esmeralda coliazul	1	1	0
17	Trochilidae	<i>Colibri coruscans</i>	Oreja violeta Ventriazul	2	2	0
18	Trochilidae	<i>Eriocnemis luciani</i>	Zamarrito colilargo	5	5	0
19	Trochilidae	<i>Lesbia nuna</i>	Colacinta	4	4	0

			coliverde			
20	Trochilidae	<i>Lesbia victoriae</i>	Colacinta Colinegra	2	2	0
21	Trochilidae	<i>Metallura tyrianthina</i>	Metaluria tiria	2	2	0
22	Trochilidae	<i>Patagonia gigas</i>	Picaflor gigante	1	1	0
23	Turdidae	<i>Turdus fuscater</i>	Mirlo común	93	58	35
TOTALES				294	215	79

Anexo 1. Número de registros obtenidos de las especies nectarívoras.

Nº	Familia	Nombre científico	Número de registros en ambas zonas	Registros en vegetación arbustiva (zona quemada)	Registros en zona boscosa (eucalipto) no quemada
1	Trochilidae	<i>Chaetocercus mulsant</i>	3	3	0
2	Trochilidae	<i>Aglaeactis cupripennis</i>	1	1	0
3	Trochilidae	<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	1	1	0
4	Trochilidae	<i>Colibri coruscans</i>	2	2	0
5	Trochilidae	<i>Eriocnemis luciani</i>	5	5	0
6	Trochilidae	<i>Lesbia nuna</i>	4	4	0
7	Trochilidae	<i>Lesbia victoriae</i>	2	2	0
8	Trochilidae	<i>Metallura tyrianthina</i>	2	2	0
9	Trochilidae	<i>Patagona gigas</i>	1	1	0
10	Thraupidae	<i>Diglossa humeralis</i>	93	58	35

Anexo 2. Número de registros obtenidos de las especies granívoras arbóreas

Nº	Familia	Nombre científico	Número de registros en ambas zonas	Registros en vegetación arbustiva (zona quemada)	Registros en zona boscosa (eucalipto) no quemada
1	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	67	36	31
2	Thraupidae	<i>Catamenia inornata</i>	4	4	0

3	Thraupidae	<i>Catamenia analis</i>	5	5	0
---	------------	-------------------------	---	---	---

Anexo 3. Número de registros obtenidos de las especies granívoras terrestres

Nº	Familia	Nombre científico	Número de registros en ambas zonas	Registros en vegetación arbustiva (zona quemada)	Registros en zona boscosa (eucalipto) no quemada
1	Columbidae	<i>Columba livia</i>	18	16	2
2	Columbidae	<i>Columbina passerina</i>	9	9	0
3	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	29	18	11
4	Emberizidae	<i>Atlapetes latinuchus</i>	5	5	0
5	Thraupidae	<i>Conirostrum cinereum</i>	1	1	0
6	Thraupidae	<i>Phrygilus plebejus</i>	1	1	0
7	Thraupidae	<i>Sporophila luctuosa</i>	1	1	0
8	Thraupidae	<i>Sporophila nigricollis</i>	1	1	0
9	Thraupidae	<i>Tangara vitriolina</i>	1	1	0

Anexo 4. Número de registros obtenidos de la especie omnívora

Nº	Familia	Nombre científico	Número de registros en ambas zonas	Registros en vegetación arbustiva (zona quemada)	Registros en zona boscosa (eucalipto) no quemada
1	Turdidae	<i>Turdus fuscater</i>	93	58	35

Anexo 5. Dominancia de Simpson zona afectada

Nombre científico	NI	Pi	Pi ²
<i>Columba livia</i>	16	0,0744186	0,005538129
<i>Columbina passerina</i>	9	0,04186047	0,001752299
<i>Zenaida auriculata</i>	18	0,08372093	0,007009194
<i>Zonotrichia capensis</i>	36	0,16744186	0,028036777
<i>Atlapetes latinuchus</i>	5	0,02325581	0,000540833
<i>Conirostrum cinereum</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Diglossa humeralis</i>	38	0,17674419	0,031238507
<i>Phrygilus plebejus</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Sporophila luctuosa</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Sporophila nigricollis</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Catamenia inornata</i>	4	0,01860465	0,000346133
<i>Catamenia analis</i>	5	0,02325581	0,000540833
<i>Tangara vitriolina</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Chaetocercus mulsant</i>	3	0,01395349	0,0001947
<i>Aglaeactis cupripennis</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Colibri coruscans</i>	2	0,00930233	8,65333E-05
<i>Eriocnemis luciani</i>	5	0,02325581	0,000540833
<i>Lesbia nuna</i>	4	0,01860465	0,000346133
<i>Lesbia victoriae</i>	2	0,00930233	8,65333E-05
<i>Metallura tyrianthina</i>	2	0,00930233	8,65333E-05
<i>Patagonia gigas</i>	1	0,00465116	2,16333E-05
<i>Turdus fuscater</i>	58	0,26976744	0,072774473

NI= número de individuos; Pi= Abundancia proporcional de la especie

Anexo 6. Dominancia de Simpson zona no afectada

Nombre científico	NI	Pi	Pi ²
<i>Columba livia</i>	20	0,025316456	0,000640923
<i>Columbina passerina</i>	11	0	0
<i>Zenaida auriculata</i>	31	0,139240506	0,019387919
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0,392405063	0,153981734
<i>Atlapetes latinuchus</i>	0	0	0
<i>Conirostrum cinereum</i>	0	0	0
<i>Diglossa humeralis</i>	0	0	0
<i>Phrygilus plebejus</i>	0	0	0
<i>Sporophila luctuosa</i>	0	0	0
<i>Sporophila nigricollis</i>	0	0	0
<i>Catamenia inornata</i>	0	0	0
<i>Catamenia analis</i>	0	0	0
<i>Tangara vitriolina</i>	0	0	0
<i>Chaetocercus mulsant</i>	0	0	0
<i>Aglaeactis cupripennis</i>	0	0	0
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	0	0	0
<i>Colibri coruscans</i>	0	0	0
<i>Eriocnemis luciani</i>	0	0	0
<i>Lesbia nuna</i>	0	0	0
<i>Lesbia victoriae</i>	0	0	0
<i>Metallura tyrianthina</i>	0	0	0
<i>Patagonia gigas</i>	0	0,443037975	0,196282647
<i>Turdus fuscater</i>	35	1	0,370293222

NI= número de individuos; Pi= Abundancia proporcional de la especie

FOTOS



Foto 1. *Zenaida auriculata*-Tórtola Común



Foto 2. *Columba livia*- Paloma Cosmopolita



Foto 3. *Turdus fuscater*-Mirlo común



Foto 4. *Atlapetes latinuchus*- Matorralero





Foto 5. *Colibri coruscans*- Oreja violeta Ventriazul



Foto 6. *Zonotrichia capensis*|-Gorrion común



Foto 7. *Diglossa humeralis*-Pinchaflor negro