

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA
CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

**COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE AVES RAPACES
DIURNAS Y SUS IMPLICACIONES PARA SISTEMAS AGROPECUARIOS EN
PAISAJES FRAGMENTADOS DE LA COSTA DE EL SALVADOR**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae en Manejo y conservación de bosque tropical y
biodiversidad

Por

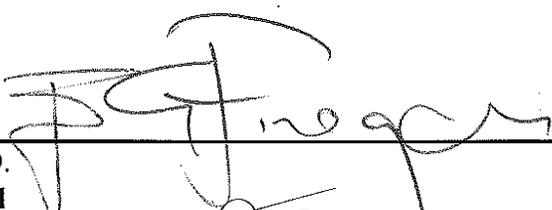
Ricardo Anselmo Pérez León

Turrialba, Costa Rica, 2007

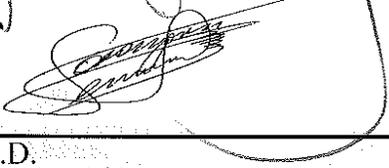
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE, y aprobada por el Comité Consejero del estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

***Magister Scientiae* en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad**

FIRMANTES:



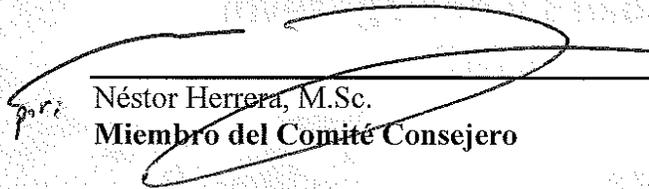
Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



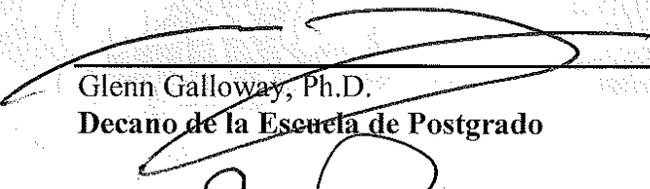
Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro del Comité Consejero



Sergio Velásquez, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



Néstor Herrera, M.Sc.
Miembro del Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Postgrado



Ricardo Anselmo Pérez León
Candidato

DEDICATORIA

A mi madre, padre, hermana y hermanos con mucho cariño.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi madre y padre por su constante apoyo moral, espiritual y económico para desarrollar mis estudios, a mi hermano Gustavo A. Pérez León por su disponibilidad para apoyarme durante mi estadía en Costa Rica, a mis hermanos, hermana y familia en general por creer en mí para realizar este nuevo reto profesional y personal.

La fase de campo y elaboración del documento final se realizó gracias al apoyo financiero del Dean Amadon Grant del Raptor Research Foundation y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). A la vez, parte del equipo de campo utilizado fue donado por el programa Birder's Exchange de la American Birding Association.

Agradezco a las organizaciones no gubernamentales (AMBAS, CODECA, CODEPA y SalvaNATURA) por su apoyo incondicional durante la fase de campo, así como a los guías locales, guardarecursos y guardaparques de las áreas naturales visitadas. A los estudiantes de biología: Oscar Bolaños, Karla Evangelista, Enrique Fajardo, Emerson Flores, Jorge Herrera, Leslie Quintanilla, Iris Pérez e Iselda Vega, quienes me apoyaron durante los viajes de campo. A Ricardo Ibarra del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales por agilizar el permiso para realizar las visitas de campo a las áreas naturales protegidas.

A mis profesores consejeros por brindarme su apoyo y conocimientos durante la realización de esta investigación, y al resto de profesores que con sus enseñanzas han logrado cambiar mi perspectiva de la realidad ambiental y socioeconómica regional y mundial. A los funcionarios de la escuela de postgrado en CATIE por su apoyo en la gestión antes y durante mis estudios en Costa Rica.

A mis compañeros de maestría, amigos y amigas, quienes con su apoyo moral y espiritual me dieron fuerzas para solventar las situaciones difíciles durante mis estudios e investigación.

Agradezco a ese ser supremo que día a día me brinda la oportunidad de continuar trabajando por ser una mejor persona, para ayudar a crear un mundo distinto con mejores oportunidades para todos y todas.

BIOGRAFÍA

Ricardo Anselmo Pérez León nació en El Salvador el 12 de enero de 1978. Desde su niñez, Ricardo mostró un interés por el conocimiento del ambiente natural, gracias a las enseñanzas de sus padres y tía, quienes se preocuparon por proporcionar a él, su hermana y hermanos una formación ecológica, conciente de la realidad social, económica y ambiental del país. Desde la edad de 12 años, el candidato participó en proyectos de investigación y de educación ambiental en su país, proporcionándole la oportunidad de conocer el fascinante grupo de las aves y su entorno, así como de compartir experiencias con personas en el área rural. A sus 17 años, obtuvo el título de bachiller opción químico-biológico, otorgado por el Colegio Externado San José, en San Salvador.

Esta experiencia le impulsó a estudiar la licenciatura en biología en la Escuela de Biología de la Universidad de El Salvador, obteniendo su título en marzo de 2002, con el trabajo titulado “Distribución local de aves rapaces diurnas en el Parque Nacional El Imposible”. Desde ese entonces, se ha dedicado a estudiar las aves rapaces diurnas, cuyo interés ha crecido en los últimos años, gracias al apoyo recibido por Hawk Mountain Sanctuary y HawkWatch Internacional, instituciones con quienes ha compartido experiencias, recibido invaluable enseñanzas y tenido el honor de participar en proyectos de investigación.

No obstante, Ricardo también ha desarrollado otra importante área en su formación como profesional. Durante el año 2001, recibió la oportunidad de ser técnico en un proyecto de manejo integrado de desechos sólidos en la Bahía de Jiquilisco, y en 2003 trabajó como coordinador en el proyecto de conservación del arrecife de Los Cóbanos; lo cual le permitió conocer la situación social y ambiental de áreas rurales en El Salvador.

Ricardo obtuvo el grado de Master Scientiae en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanzas en diciembre de 2007, en el área de manejo y conservación de bosque tropical y biodiversidad. Su investigación de campo involucró de nuevo a las aves rapaces diurnas, pero esta vez sin dejar de lado el aspecto social, permitiéndole conocer la interacción entre las especies y el humano. En el futuro, él proyecta continuar trabajando en el área de conservación, principalmente con aspectos relacionados a la ecología de paisaje.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA	V
CONTENIDO	VI
RESUMEN	IX
SUMMARY	X
ÍNDICE DE CUADROS	XI
ÍNDICE DE FIGURAS	XII
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS	XIV
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Objetivos del estudio	3
1.3 Hipótesis del estudio	3
2 MARCO CONCEPTUAL	4
2.1 La fragmentación del paisaje como efecto perjudicial o benéfico para la supervivencia de fauna silvestre	4
2.2 La fragmentación del paisaje y distribución de aves rapaces diurnas	5
2.3 Movimiento estacional de aves rapaces diurnas en Mesoamérica	7
2.4 Uso de modelos matemáticos en la investigación de biodiversidad	9
2.5 Delimitación de zonas de amortiguamiento de áreas naturales protegidas	10
2.6 Estado de conservación de aves rapaces diurnas y áreas naturales protegidas en El Salvador	11
3 BIBLIOGRAFÍA	13
4 ARTÍCULO I. CARACTERIZACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE AVES RAPACES DIURNAS EN PAISAJES FRAGMENTADOS DE LA ZONA COSTERA DE EL SALVADOR	18
4.1 Resumen	18
4.2 Introducción	19
4.3 Metodología	21
4.3.1 <i>Ubicación y descripción del área de estudio</i>	21
4.3.2 <i>Factores ambientales del paisaje y medición de variables</i>	25

4.3.3	<i>Análisis de datos</i>	27
4.4	Resultados	29
4.4.1	<i>Efecto de factores ambientales del paisaje en la riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas</i>	31
4.4.2	<i>Análisis de estructura y composición de comunidades de aves rapaces diurnas</i>	35
4.5	Discusión	40
4.5.1	<i>Diversidad de las comunidades de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados</i>	40
4.5.2	<i>Distribución de aves rapaces diurnas en la zona costera de El Salvador</i>	43
4.5.3	<i>Efecto de la migración en las comunidades locales de aves rapaces diurnas de paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador</i>	47
4.5.4	<i>Conservación de aves rapaces diurnas en la zona costera de El Salvador</i>	50
4.6	Conclusiones y recomendaciones	52
4.7	Bibliografía	53
5	ARTICULO II. PATRONES DE USO DE HÁBITAT DE AVES RAPACES DIURNAS Y DE DAÑO OCASIONADO POR FAUNA SILVESTRE EN SISTEMAS AGROPECUARIOS COMO CRITERIOS PARA DELIMITAR ZONAS DE AMORTIGUAMIENTO	59
5.1	Resumen	59
5.2	Introducción	60
5.3	Metodología	62
5.3.1	<i>Ubicación y descripción de área de estudio</i>	62
5.3.2	<i>Caracterización de aves rapaces diurnas, de sistemas agropecuarios y el porcentaje de daño ocasionado por fauna vertebrada silvestre</i>	64
5.3.3	<i>Análisis estadístico de datos</i>	67
5.3.4	<i>Delimitación espacial de una zona de amortiguamiento y obtención de mapas</i>	69
5.4	Resultados.....	71
5.4.1	<i>Riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible</i>	71
5.4.2	<i>Caracterización de sistemas agropecuarios y daño a la producción ocasionado por fauna silvestre</i>	74
5.4.3	<i>Delimitación espacial de una zona de amortiguamiento para el Parque Nacional El Imposible</i>	77
5.5	Discusión	80
5.5.1	<i>Movimiento de aves rapaces diurnas y otra fauna silvestre alrededor de áreas naturales protegidas y sus efectos en la matriz agropecuaria</i>	80

5.5.2	<i>Delimitación de una zona de amortiguamiento para el Parque Nacional El Imposible</i>	83
5.5.3	<i>Gestión para la conservación de especies silvestres en la zona de amortiguamiento propuesta para el Parque Nacional El Imposible</i>	86
5.6	Conclusiones y recomendaciones	88
5.7	Bibliografía	90
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES	93
ANEXOS		

RESUMEN

En la presente investigación se utilizaron las aves rapaces diurnas como grupo clave para conocer el efecto de la fragmentación y otros factores ambientales en la diversidad biológica. Se visitaron seis paisajes fragmentados de la costa de El Salvador en épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007. Se establecieron 24 parcelas de 2 km × 2 km, cuatro por paisaje, visitadas diariamente en febrero, abril y junio. Se obtuvieron 2295 observaciones pertenecientes a 26 especies, de las cuales 13 fueron generalistas de hábitat, siete generalistas de zonas abiertas, tres generalistas de bosque, una especialista de bosque y dos especialistas de humedales costeros. La mayor riqueza y observación absoluta se encontró en ecosistemas antrópicos y en la época seca, la mayor diversidad ocurrió en los paisajes El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, siendo los dos primeros más similares en riqueza y observación absoluta. Se definieron cuatro comunidades: especies de humedales costeros (manglares), de selva decidua-subperennifolia, de ecosistemas antrópicos de planicie costera y de montaña.

El movimiento de aves rapaces diurnas y daño ocasionado en la producción fueron evaluados para el paisaje El Imposible. Se establecieron seis bloques de muestreo de 3 km × 3 km alrededor del área núcleo del PNEI, cada uno con dos puntos de observación, muestreados diariamente en marzo, mayo y julio. Se registraron 220 observaciones pertenecientes a 11 especies de rapaces, principalmente entre el borde y 1500 m aproximadamente, asociadas con fincas de café y sistemas agrícolas mezclados con parches naturales. El mayor daño, ocasionado por 39 especies de vertebrados asociados a cultivos de granos básicos y crianza de aves de corral, ocurrió cerca del borde, disminuyendo a 2000 m de distancia. Se delimitó una zona de amortiguamiento de 2000 m perpendiculares al borde del área núcleo. Los resultados indican que la matriz agropecuaria tiene efectos positivos en la diversidad de aves rapaces diurnas, considerando que es necesario mantener áreas naturales extensas para propiciar su supervivencia. Para ello, las zonas de amortiguamiento son importantes. La conservación de fauna dentro y fuera de áreas naturales protegidas dependerá de la implementación de políticas adecuadas del uso del suelo, la incorporación de objetivos comunes de desarrollo y lineamientos para el monitoreo espacial y temporal de las especies.

Palabras clave: fragmentación del hábitat, ave de presa, fauna, diversidad, Centro América.

SUMMARY

In this study, diurnal raptor species were used as a key group to understand the effect of fragmentation and environmental factors in biological diversity. For this purpose, six fragmented landscapes of the El Salvador's Pacific slope were visited during the 2007's dry, transition dry-rainy, and rainy seasons. Twenty four 2 km × 2 km sampling plots were established, four per landscape, visited daily during February, April, and June. A total of 2295 observations belonging to 26 species were registered, classified into 13 habitat generalists, seven open area generalists, three forest generalists, one forest specialist, and two coastal wetland specialists. The highest richness and absolute observation was in anthropogenic ecosystems during the dry season, the highest diversity occurred into El Imposible, Barra de Santiago, and El Encantado landscapes, where the two former were similar in species richness and absolute observation. Four diurnal raptor communities were identified: coastal wetland, deciduous-semideciduous forest, and two in anthropogenic ecosystems.

The diurnal raptor movement and agricultural damage were evaluated for El Imposible landscape, by establishing two observation points in each of six 3 km × 3 km sampling plots around El Imposible National Park core area, visited daily during March, May, and July. A total of 220 observations belonging to 11 species were registered, mainly from the core borderline to 1500 m approximately, associated to agricultural and coffee plantations both mixed with natural habitat patches. The highest damage, caused by 39 wildlife species associated to crop production and poultry, was near the borderline and decreases substantially at 2000 m of distance. This information limited a buffer zone for El Imposible's core area at a distance of 2000 m to the border line. These results indicate that agricultural matrix has positive effects to diurnal raptor diversity, but with the maintenance of enough size natural areas, allowing both specialist and generalist species to survive. This supports the importance of the buffer zones to enlarge natural areas in El Salvador. In addition, the wildlife conservation in and outside natural fragments (few cataloged as protected areas) needs of implementing adequate land use policies and defining common development objectives among the decision makers, protected area managers, and local communities, establishing adequate wildlife monitoring programs.

Keywords: *habitat fragmentation, bird of prey, fauna, diversity, Central America.*

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Clasificación de aves rapaces diurnas registradas en seis paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador en las épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007	30
Cuadro 2. Comunidades de aves rapaces diurnas para la zona costera de El Salvador y sus especies indicadoras	40
Cuadro 3. Categorías de uso del suelo alrededor del Parque Nacional El Imposible (incluye información de campo y de mapas de uso del suelo –MARN 2006b).....	66
Cuadro 4. Especies de aves rapaces diurnas registradas alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible durante las épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007	71
Cuadro 5. Especies de fauna silvestre que ocasionan problemas en sistemas agropecuarios alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible	75

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. (a) Ubicación de El Salvador en Centro América y de seis paisajes de muestreo en la zona costera; (b) distribución de unidades de muestreo (parcelas de 2 km × 2 km) separadas ≥ 1 km entre sí en ecosistemas naturales y antrópicos.	22
Figura 2. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas en seis paisajes, dos ecosistemas y tres épocas climáticas para la zona costera de El Salvador (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$).....	32
Figura 3. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la equitatividad (índice de Shannon –valor mayor indica equitatividad) y dominancia (índice de Simpson –valor mayor indica dominancia) de aves rapaces diurnas en seis paisajes, dos ecosistemas y tres épocas climáticas para la zona costera de El Salvador (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$).	34
Figura 4. Curvas de rarefacción para valores de la riqueza esperada y error estándar de especies de aves rapaces diurnas en función de la observación absoluta (individuos) y unidades muestrales (parcelas) para seis paisajes, dos tipos de ecosistemas y tres épocas climáticas en la zona costera de El Salvador.	36
Figura 5. Dendrograma del análisis de conglomerados para seis paisajes de la zona costera de El Salvador utilizando distancia euclidiana por el método de Ward.....	37
Figura 6. Dendrograma del análisis de conglomerados obtenido con distancia euclidiana por el método de Ward para unidades muestrales (parcelas) en seis paisajes de la costa de El Salvador.	38
Figura 7. Ubicación del Parque Nacional El Imposible y áreas naturales aledañas en El Salvador, incluyendo la distribución de bloques de muestreo con puntos de observación y de referencia fuera del área núcleo.	63
Figura 8. Distribución de observatorios de radio fijo en bloques de muestreo y franjas de 500 m para caracterizar la cobertura del suelo, en el gradiente de distancia a partir del borde (0 m) del área núcleo.	66

Figura 9. Flujograma para delimitar espacialmente una zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y la obtención de mapas incluyendo puntos de ocurrencia de aves rapaces diurnas, asentamientos humanos y uso del suelo. 70

Figura 10. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas en el gradiente de distancias a partir del borde del área núcleo del Parque Nacional El Imposible (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$). 72

Figura 11. Biplot de análisis de componentes principales para identificar la asociación entre las especies de aves rapaces diurnas (códigos de seis letras mayúsculas) y cobertura del suelo en el gradiente de distancias a partir del borde (0 m) del área núcleo del Parque Nacional El Imposible. 73

Figura 12. Biplot de análisis de correspondencias para conocer la distribución espacial del daño porcentual ocasionado por fauna vertebrada silvestre en sistemas agropecuarios dentro del gradiente de distancias alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible. 74

Figura 13. Biplot de análisis de componentes principales para identificar la asociación entre productores, sistemas agropecuarios y grupos de fauna en conflicto de acuerdo al gradiente de distancias a partir del borde (0 m) del área núcleo del Parque Nacional El Imposible. 76

Figura 14. Mapa de uso del suelo con la zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y puntos de ocurrencia de aves rapaces diurnas (cuadro indica especie en peligro crítico de extinción nacional, pentágono especie en peligro, triángulo especie amenazada y círculo especie de menor consideración). 78

Figura 15. Mapa de uso del suelo con zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y asentamientos humanos que ocurren dentro de ella. 79

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

DDT	Dicloro-difenil-tricloroetano
GPS	Geographic positional system (sistema de posicionamiento global)
MARN	Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador
PNOT	Plan Nacional de Ordenamiento y Desarrollo Territorial de El Salvador
ONG	Organización no gubernamental
PNEI	Parque Nacional El Imposible
PNK	Parque Nacional Kigali
SANP	Sistema de Áreas Naturales Protegidas de El Salvador
UICN	Unión Mundial para la Naturaleza

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

En el trópico, las especies silvestres han respondido de diferentes maneras a cambios o disturbios en ecosistemas naturales, como la presión por cacería y extracción, deforestación, construcción de carreteras o fragmentación moderada (Bennet 2004). Sin embargo, la deforestación es considerada la principal amenaza para las especies silvestres debido a su implicación en la pérdida de hábitat (Bennet 2004, Jullien y Thiollay 1996, Burnham et ál. 1994, Tinker y Side 1982). La deforestación se refiere al corte y remoción de bosque o ecosistemas relacionados, y su subsecuente conversión en sistemas antrópicos como pasturas, tierras agrícolas y otras plantaciones (Kricher 1999, Jullien y Thiollay 1996); lo cual resulta en el cambio del paisaje a un mosaico de parcelas naturales de diferentes formas y tamaños, de tal manera que el éxito de supervivencia de las especies depende de su capacidad para adaptarse al paisaje cambiante con predominio de la presencia humana (Bennet 2004).

El proceso de fragmentación es una de las razones principales para la extinción local y, antagónicamente, el aumento de diferentes especies (Bennet 2004), ya que ocasiona la pérdida de especies que requieren grandes extensiones de terreno para sobrevivir, como depredadores de tamaño mediano a grande, incluyendo aves rapaces (Thiollay 1996, Burnham et ál. 1994); no obstante, la implementación de agroecosistemas propicia condiciones favorables para especies mejor adaptadas a ambientes humanos (García 2002). Esta situación ha generado preguntas acerca del grado de afectación que las especies enfrentan en procesos de su ciclo vital, como la reproducción y migración (Jullien y Thiollay 1996, Burnham et ál. 1994).

Los requerimientos ecológicos intrínsecos de las aves rapaces diurnas (orden Falconiformes y familia Cathartidae – orden Ciconiformes) hacen que muchas de estas especies se consideren como excelentes bioindicadores (Sergio et ál. 2005, Márquez 2004). Sin embargo, su conservación depende de la capacidad de las aves para adaptarse a paisajes fragmentados y de poder encontrar un nexo que relacione a las especies con el bienestar inmediato y futuro del humano, que resulte en razones claves para justificar la preservación de remanentes, grandes o pequeños, de hábitat naturales (Myers 1996).

Además, los beneficios para la conservación de aves rapaces, entre una reserva grande y otras pequeñas (que agrupadas equivalen al tamaño de un área grande), dependen de la densidad, patrones de distribución y otras características biológicas de las especies (Jullien y Thiollay 1996). La distribución de parches a escala de paisaje será importante, en tanto que la colocación de toda el área disponible para un refugio en particular incluya significativamente la población de las especies de interés (Thiollay 1989, Burnham et ál. 1994).

El Salvador, el país más densamente poblado y con mayor deforestación de Centroamérica (Komar 2002, Lone y Gómez 2002), ha sufrido un proceso de degradación ambiental en el último siglo. Actualmente, la creación de un sistema de áreas de conservación, que incluye áreas naturales protegidas y sistemas productivos, se convierte en una oportunidad para disminuir la degradación ambiental y la consecuente pérdida de biodiversidad en el país (MARN 2006). Para ello es necesario generar información acerca de aspectos ecológicos de la biodiversidad en el paisaje fragmentado que impera en el territorio, para identificar directrices de conservación considerando objetivos de desarrollo socioeconómico en las áreas propuestas.

En la lista de aves de El Salvador, se registran 43 especies y una subespecie de aves rapaces diurnas (Komar et ál. 2007). Sin embargo, no se conoce cómo las aves han resistido o se han adaptado al fuerte y rápido proceso de fragmentación en el país, ni las implicaciones que lleva la presencia de estas aves para el bienestar humano. Además, de acuerdo con Ibarra (2005)¹, estas aves figuran entre las especies más afectadas a nivel nacional por el aumento de zonas urbanas, lo cual contribuye a disminuir o fragmentar sus poblaciones naturales.

El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo principal fortalecer el conocimiento de la distribución de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados costeros de El Salvador, y proponer criterios para la delimitación espacial de zonas de amortiguamiento alrededor de áreas naturales protegidas, considerando el movimiento de aves rapaces diurnas y las implicaciones de su presencia y otra fauna silvestre en sistemas agropecuarios. Para ello, se realizaron visitas de campo de febrero a julio de 2007 a áreas naturales protegidas y sistemas productivos de seis paisajes costeros. Los resultados permitieron obtener una aproximación acerca de la distribución y diversidad de aves rapaces y del daño ocasionado por fauna silvestre en ecosistemas con predominancia humana.

¹ Ibarra, R. 2005. Extracción y comercialización de fauna Silvestre (discusión). San Salvador, El Salvador.

1.2 Objetivos del estudio

1.2.1 Objetivo General

Fortalecer el conocimiento acerca de la estructura y composición de las comunidades de aves rapaces diurnas en ecosistemas naturales y antrópicos de paisajes fragmentados y la interacción de estas y otras especies de fauna vertebrada silvestre con sistemas agropecuarios, durante tres épocas climáticas en la zona costera de El Salvador.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar la riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas en ecosistemas naturales y antrópicos de paisajes fragmentados.
- Evaluar el comportamiento estacional de la riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas en épocas seca, lluviosa y su transición en la costa de El salvador.
- Caracterizar el daño en sistemas agropecuarios ocasionado por aves rapaces diurnas y otra fauna vertebrada silvestre alrededor de un área natural protegida.
- Proponer criterios para la delimitación espacial de zonas de amortiguamiento alrededor de áreas naturales protegidas.

1.3 Hipótesis del estudio

- La riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas varían entre ecosistemas naturales y antrópicos de paisajes de la zona costera.
- La riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas varían entre las épocas seca, lluviosa y su transición en paisajes de la zona costera.
- La riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas varía en a un gradiente de distancias a partir del borde del área núcleo de un área protegida.
- El porcentaje de daño en sistemas agropecuarios ocasionado por vertebrados silvestres varía de acuerdo a la distancia a partir del borde del área núcleo de un área protegida.

2 MARCO CONCEPTUAL

2.1 La fragmentación del paisaje como efecto perjudicial o benéfico para la supervivencia de fauna silvestre

La fragmentación estructural es concebida como el proceso por el cual un hábitat natural es alterado, de tal manera que el paisaje es transformado en un mosaico de matrices agropecuarias y parches de ese hábitat de diferentes formas y tamaños (Bennett 2004, García 2002, McIntyre y Hobbs 1999); ocasionando que la conservación de la biodiversidad resulte ser más difícil de lo que conservacionistas pudieran haber imaginado, dada la complejidad de situaciones particulares en el paisaje fragmentado (Redford et ál. 2003).

En el proceso de alteración del paisaje, también se reconoce la fragmentación de las poblaciones de fauna silvestre, en la cual las especies pierden en algunas circunstancias su viabilidad genética por el cambio estructural del paisaje, debido a que la matriz agropecuaria se convierte en un área hostil para la movilidad de los individuos de especies silvestres entre fragmentos relativamente pequeños, que actúan como islas para dichos organismos, limitando la dinámica de migración/inmigración en la población (Norris y Stutchbury 2000, McIntyre y Hobbs 1999). En este sentido, Ferraz et ál. (2003) afirman que debe ponerse especial atención en la interpretación de las razones identificadas para la extinción de especies ya desaparecidas e intentar predecir cómo otras desaparecerán en el futuro.

La evaluación de aspectos ecológicos en el proceso de alteración de hábitats implica, entre otras necesidades, el análisis detallado de métricas y predictores del paisaje, como el tipo de hábitat y el grado en que éste ha sido alterado y las especies o comunidades que se ven afectadas o beneficiadas (Bakker et ál. 2002, Norris y Stutchbury 2000, McIntyre y Hobbs 1999). En ese sentido, la adversidad que representa una matriz agropecuaria para algunas especies puede llegar a ser beneficio para otras, en especial para aquellas que incluso necesitan de hábitats abiertos (como sabanas) para poder sobrevivir (Valencia y Armenteras 2004). Por ello, como afirman Redford et ál. (2003) surgen preguntas acerca de qué proponer para conservar la biodiversidad, cómo realizar nuevas iniciativas y determinar cuáles especies son importantes manejar para su conservación.

Probablemente, futuros esfuerzos de conservación aporten respuestas al dilema de la conservación en el paisaje fragmentado utilizando corredores biológicos. La delimitación de un área natural destinada a la conservación implicará conocer el grado en el cual una matriz agropecuaria puede llegar a ser perjudicial o benéfica para las especies (Graham 2001). Asimismo, será importante generar información en torno a procesos de adaptación, para poder reconocer y comprender la importancia potencial de un corredor biológico para la conservación de la fauna silvestre, no sólo desde el punto de vista ecológico sino socioeconómico (De Campos y Finegan 2002, Burnham et ál. 1994).

Asimismo, el ordenamiento estructurado de sistemas productivos sustentables en un paisaje fragmentado podría proporcionar diferentes alternativas para la supervivencia de fauna silvestre (Harvey et ál. 2006, Chamberlain et ál. 2000, Miller y Cale 2000). En este sentido, es de gran importancia identificar la existencia de potenciales servicios ecosistémicos proporcionados por diversidad biológica que utiliza la matriz agropecuaria, ya sea como biorreguladoras de plagas, dispersoras de semillas, belleza escénica e indicadores de biodiversidad entre otros (Sergio et ál. 2005, Van Bael et ál. 2003, Murakami y Nakano 2000, Sergio y Bogliani 1999, Myers 1996).

2.2 La fragmentación del paisaje y distribución de aves rapaces diurnas

La competencia interespecífica, la presión por depredación y los grados de susceptibilidad específicos a perturbaciones, así como la disponibilidad de hábitat y fuentes de alimento, juegan un papel importante en los patrones de distribución en la dinámica local de inmigración-extinción de las especies de aves rapaces diurnas en un área determinada (Jullien y Thiollay 1996). Además, la selección de hábitat y especialización de la dieta están involucradas en la distribución de aves rapaces entre parches de paisajes fragmentados, ya que a partir de estos atributos, unas especies pueden ser más resistentes o resilientes que otras a la fragmentación (Thiollay 1989).

Las aves rapaces diurnas de tamaño pequeño y mediano son generalistas en su dieta y selección de hábitat (como halcones y milanos) mientras otras (como gavilanes y águilas) son más grandes y más especializadas en su dieta (Sergio y Bogliani 1999, Thiollay 1989); en ese sentido, las especies del interior de bosque (como halcones de bosque y la mayoría de águilas

tropicales) tienden a ser más sensibles a la perturbación y procesos de extinción e incluyen a la mayoría de especies raras, las cuales pueden variar interespecíficamente en tamaño corporal y requerimientos de hábitat (Anderson 2001, Jullien y Thiollay 1996, Thiollay 1989).

Jullien y Thiollay (1996), en Guyana Francesa, encontraron que la riqueza media y los índices de densidad total de especies de aves rapaces diurnas fueron significativamente más altos en bosque primario no perturbado, que en otros tipos de hábitat boscosos con estructura simple (como claros en el bosque, bosque costero y manglares). Asimismo, la diversidad presentó una tendencia similar, siendo la menor en bosque de baja altura y hábitats abiertos.

Los aspectos poblacionales de las especies raptoras probablemente también estén relacionados con la diversidad del paisaje. En un bosque húmedo tropical de Honduras, Anderson (2001) encontró que la diversidad, densidad y riqueza de aves rapaces diurnas se incrementa directamente con el aumento de la heterogeneidad del paisaje ocasionado por la presencia de agricultura migratoria; ya que el arreglo heterogéneo es más importante que la presencia y extensión de un hábitat en particular para poder explicar la distribución de las especies en el paisaje. Jullien y Thiollay (1996) argumentan que en un paisaje heterogéneo, sujeto a diferentes grados de alteración humana, la riqueza y abundancia de aves rapaces diurnas pueden mantenerse o aumentar debido a que las especies de bosque son sustituidas por otras de hábitats abiertos, las cuales llegan a colonizar y se adaptan a la nueva estructura del paisaje.

Asimismo, Thiollay (1989) afirma que en un área de 10.000 ha de bosque primario no alterado, la riqueza de especies tiende a disminuir comparada con otra área menos homogénea. En Baja California Sur, Rodríguez et ál. (1998) encontraron que algunas especies de aves rapaces se adaptan a ecosistemas modificados por el hombre, debido a que hábitats abiertos favorecen el acceso y cobertura de áreas para forrajeo.

No obstante, Jullien y Thiollay (1996) mencionan que los bosques fragmentados y perturbados podrían ser hábitats subóptimos para especies de aves rapaces de bosque, que aún sobreviven en el paisaje alterado pero cuya permanencia es cuestionable, ya que al comparar las estimaciones de densidades poblacionales por especie, la mayor corresponde a bosques primarios no alterados. Además, la riqueza y diversidad de especies dependerán de mantener una cobertura sustancial de parches en el paisaje, ya que la permanencia y distribución de aves

podría estar sujeta a la disponibilidad de presas que dependen de los parches, afectando de diferente manera a las especies de acuerdo con sus requerimientos de alimento (Holyoak 2000, Sergio y Bogliani 1999, Jullien y Thiollay 1996, Burnham et ál. 1994).

Según Berry et ál. (1998) y Watson (1998), las poblaciones de aves rapaces diurnas características de hábitats abiertos, como pastizales naturales y sabanas, también pueden verse afectadas por la degradación ambiental y, principalmente, por la destrucción de este tipo de hábitats para dar lugar a zonas urbanizadas y agropecuarias y por el uso de pesticidas, que en consecuencia disminuyen la cantidad de presas y hábitat disponible para reproducción.

Lo anterior sustenta el hecho que la fragmentación del paisaje afecta de distinta manera a las especies de aves rapaces diurnas, beneficiando a algunas y perjudicando a otras, teniendo efectos negativos o positivos en el rango ecológico y/o geográfico de las especies (Sergio y Bogliani 1999, Thiollay 1996). En adición, otros factores como la capacidad de dispersión y competencia inter e intraespecífica podrían determinar la presencia de las especies de depredadores en el paisaje fragmentado, considerando que este podría o no reunir los requerimientos de hábitat (fuentes de alimento, corredores y sitios de reproducción entre otros) suficientes para facilitar la movilidad y supervivencia de una especie dada (Dzialak 2005, Holyoak 2000, Sergio y Bogliani 1999).

La dinámica de migración/inmigración para la persistencia de metapoblaciones varía entre las especies, y su complejidad aumenta con la fragmentación del paisaje (Sergio y Bogliani 1999). Probablemente, redes de conectividad del paisaje constituyan una de las soluciones para contribuir al mantenimiento de poblaciones de varias especies (Dzialak 2005); pero en depredadores, como las aves rapaces diurnas, esta aseveración aún necesita ser investigada (Holyoak 2000, Thiollay 1996).

2.3 Movimiento estacional de aves rapaces diurnas en Mesoamérica

De las 104 especies de rapaces diurnas que realizan movimientos estacionales en el neotrópico, por lo menos 40 han sido reportadas en el corredor mesoamericano (Bildstein 2004, Bildstein y Zalles 2001, Zalles y Bildstein 2000). Se ha estimado que por el corredor mesoamericano pasan cerca de cinco millones de aves rapaces diurnas migratorias correspondientes a 32 especies migratorias del neártico, las cuales se clasifican en migratorias

completas, migratorias parciales y migratorias irregulares o locales, de acuerdo a sus rangos geográficos de movimiento y población migratoria (Bildstein 2004, Ruelas et ál. 2000).

La migración, conocida como el movimiento post y prenupcial realizado por las aves rapaces y otras especies, dictado por diferentes factores (entre ellos la falta de fuentes de alimento y búsqueda de sitios de reproducción), inicia en diferente tiempo para cada especie de acuerdo a la finalización de su período reproductivo (Bildstein 2004). Esta diferencia en la temporalidad migratoria se conoce como “migración diferencial”, que se refiere a una asincronía en el momento del inicio de la migración y la diferencia en cuanto a los rangos no reproductivos que se escogen, ya sea a nivel de población, sexo, edad o una combinación de estas (Zalles y Bildstein 2000).

En ese sentido, una especie migratoria del neártico, con una población en rangos reproductivos más hacia el norte, migra primero y se desplaza a través de distancias más largas, comparada con otra población que posee un rango reproductivo latitudinalmente más hacia el sur, la cual se desplaza tardíamente y su rango de movimiento puede ser más corto (Kerlinger 1989). También, en la región mesoamericana ocurre la llamada migración intratropical, que son movimientos regionales realizados por algunas especies de aves para buscar sitios de reproducción dentro de latitudes tropicales (Zalles y Bildstein 2000).

En el corredor mesoamericano, durante el otoño norteamericano (que en algunas regiones del norte de Centroamérica se traduce en el inicio de época seca), se registra la migración masiva de aves rapaces diurnas, principalmente entre septiembre y noviembre; mientras que durante la primavera (inicio de época lluviosa en algunas regiones del istmo), la temporalidad y el comportamiento migratorio varían, ya que las bandadas se dispersan notablemente entre marzo y mayo, formando grupos generalmente no numerosos como en otoño (Bildstein y Zalles 2001, Ruelas et ál. 2000).

La presencia de Mesoamérica para las aves migratorias es fundamental; sin embargo, aún existe información por documentar acerca de la ecogeografía migratoria en la región (Bildstein y Zalles 2001). Además, la fragmentación del paisaje podría constituir un problema grave para la migración de las aves rapaces (como para muchas otras especies), ya que siendo este movimiento una parte fundamental en su ciclo vital, las aves deben asegurar condiciones de hábitat favorables para detenerse durante el vuelo migratorio o estacionarse temporalmente,

en ocasiones para alimentarse (Niles et ál. 1996), descansar o para invernar, de tal manera que aseguren su supervivencia en lugares fuera (o dentro para el caso de migratorios intratropicales) de sus rangos habituales de reproducción (Bildstein 2004, Bildstein 2001, Ruelas et ál. 2000, Zalles y Bildstein 2000). En ese sentido, será igual de importante relacionar los requerimientos de hábitat de las aves rapaces diurnas migratorias entre sitios de invernada y su ámbito de hogar habitual, así como conocer la competencia interespecífica que pudiera existir con especies locales, los cuales son factores poco estudiados (Bildstein 2004).

2.4 Uso de modelos matemáticos en la investigación de biodiversidad

Los modelos matemáticos han sido utilizados ampliamente por ecólogos, debido a la capacidad que brindan para analizar e inferir diferentes efectos y situaciones del ambiente en la biodiversidad (Smith 1994, Travis y Trexler 1993). Entre algunos casos que han aplicado diferentes modelos, se pueden mencionar los que permiten inferir la distribución de especies en paisajes o regiones dadas, predecir el comportamiento de variables demográficas o etológicas (como supervivencia y movimiento de fauna entre parches) en función de métricas específicas del paisaje, inferir la selección de hábitat y conocer efectos de condiciones climáticas en la migración de aves entre otros (Miller y Cale 2000, Trzcinski et ál. 1999, Mysterud e Ims 1998, Allen et ál. 1996, Smith 1994, Travis y Trexler 1993, Fahrig y Paloheimo 1988).

Sin embargo, la idoneidad de un modelo dado dependerá de los objetivos de uso particulares de cada investigador (Travis y Trexler 1993) e incluso en algunos casos de la ayuda profesional para escoger y aplicar el modelo adecuado (Pearce et ál. 2001). Además, como mencionan Travis y Trexler (1993), se debe considerar el comportamiento y naturaleza de las variables que se quieren analizar, lo cual permitirá determinar el modelo matemático a utilizar que ayude a predecir el comportamiento de la variable dependiente. Asimismo, Smith (1994) menciona que es importante tomar en cuenta el arreglo espacial de los datos y su efecto en el modelo planteado, de tal manera que se incorporen las variables (e.g. altura, temperatura, cobertura del suelo, etc.) que influyen y explican el comportamiento de la variable dependiente. En adición, Mysterud e Ims (1998) agregan que en estos modelos debe incluirse la interacción entre las variables predictoras, ya que en ocasiones cuando se analizan datos espaciales es fácil que estas interacciones sean obviadas.

El uso de modelos que incluyen factores o métricas del paisaje, como alimento disponible y la estructura de la cobertura del suelo, a permitido estudiar aspectos de distribución a escala local de aves rapaces diurnas, ayudando ha identificar y proponer lineamientos de conservación para estas aves, incluso a escala regional, en paisajes que incluyen sistemas productivos y fragmentos de hábitat natural (Sánchez-Zapata y Calvo 1999).

2.5 Delimitación de zonas de amortiguamiento de áreas naturales protegidas

Históricamente, las zonas de amortiguamiento fueron diseñadas para minimizar los impactos negativos de los asentamientos humanos y sistemas productivos hacia áreas naturales protegidas, así como para reducir el daño ocasionado por fauna silvestre en la producción (Ebregt y De Greve 2000, Naughton-Treves 1998). Sin embargo, los objetivos y funciones de una zona de amortiguamiento han cambiado, convirtiéndolas en un área socio-ecológica más que ser un espacio geográficamente delineado con restricciones impositivas establecidas en mutuo acuerdo entre los actores participantes en torno al uso adecuado de los recursos (Ebregt y De Greve 2000).

En ese sentido, la necesidad de crear una zona de amortiguamiento depende de definir correctamente el valor de la misma, ya sea desde el punto de vista conservacionista, para promover el desarrollo de las comunidades humanas adyacentes o ambos, considerando que los pobladores se involucraran en el proceso en la medida que se respeten sus derechos de uso de los recursos (Ebregt y De Greve 2000, Naughton-Treves 1998)

El tamaño y forma de una zona de amortiguamiento varía de acuerdo a sus objetivos de formación, disponibilidad de terreno, sistemas productivos, amenazas y oportunidades, ya que existen diferentes intereses de desarrollo socio-económico y conservación ecológica, por lo que casi siempre estas zonas resultan de negociaciones entre los actores interesados, incluyendo los usuarios de la tierra (Ebregt y De Greve 2000); sugiriendo la necesidad de implementar programas de evaluación y monitoreo con indicadores cualitativos y cuantitativos, para determinar la efectividad tanto de la zona de amortiguamiento como del área natural y evitando que exista el dominio de sectores económicamente poderosos (TNC 2001, Ebregt y De Greve 2000).

Durante la delimitación de una zona de amortiguamiento, así como del área natural (o núcleo), se debe determinar claramente los hábitats a conservar, considerando el conocimiento de la ecología de las especies silvestres como algo fundamental para identificar el uso que se dará a esta zona, ya sea para búsqueda de pareja, obtención de recursos alimenticios, refugio (Ebregt y De Greve 2000, UICN 1994).

Asimismo, aspectos económicos deben ser establecidos, incluyendo el costo de las zonas de amortiguamiento, sus beneficios tangibles (como producción de madera, leña, ecoturismo, fuentes de agua entre otros) y actual apreciación (análisis costo-beneficio, marco de tiempo, tasas de descuento) para lo cual se pueden plantear escenarios, comparando la contribución económica de la presencia o no de la zona de amortiguamiento (Ebregt y De Greve 2000). Otros puntos importantes a considerar son la legislación nacional, que llegará a ser el factor principal para determinar el impacto de la zona de amortiguamiento, y las leyes y reglas locales determinadas por los actores (ONGs, instituciones de gobierno, instituciones locales) y beneficiarios directos, que regularán e incentivarán la participación activa de los usuarios de la tierra y otros miembros de las comunidades (Ebregt y De Greve 2000, UICN 1994).

2.6 Estado de conservación de aves rapaces diurnas y áreas naturales protegidas en El Salvador

Entre las principales causas que han diezmando las poblaciones de aves rapaces diurnas en el mundo, se encuentran la pérdida de hábitat para reproducción, la contaminación por pesticidas como el DDT, la cacería indiscriminada, la persecución para comercialización, entre otras (Zalles y Bildstein 2000). En El Salvador, las poblaciones y especies de aves rapaces diurnas, y otra fauna silvestre, han sido reducidas y en algunos casos probablemente extirpadas (Komar et ál. 2007) debido a la alta tasa de degradación ambiental (Thurber et ál. 1987). Sin embargo, la información existente que permita identificar razones específicas para la disminución de estas aves es aun incipiente.

La población humana ha aumentado extraordinariamente desde la mitad del siglo pasado, convirtiendo a El Salvador en uno de los países más densamente poblados de América (Komar 2002, Lone y Gómez 2002). Esto, entre otras causas como el inadecuado uso del suelo, ha generado una historia de degradación ambiental, haciendo que los bosques se

reduzcan a pequeños parches, algunos de los cuales permanecen aislados (Lone y Gómez 2002, Thurber et ál. 1987).

Asimismo, los hechos históricos, como el conflicto armado, han tenido implicaciones en el desarrollo de la investigación en áreas naturales protegidas y no protegidas del país, ya que existen registros de especies antes del período de guerra civil, las cuales actualmente no han sido reportadas nuevamente, adjudicándose a la deforestación como causa principal de esta desaparición (Komar et ál. 2007, Komar 2002, PNOT 2004). Asimismo, el conocimiento acerca del estado de conservación de las áreas naturales y espacios vegetados en el país se incrementó posteriormente al conflicto armado (Hetch y Saatchi 2007). Actualmente, 87 áreas naturales son reconocidas por el Sistema de Áreas Naturales Protegidas de El Salvador, comprendiendo el 3,03% de la extensión total del país (MARN 2006).

En El Salvador, la importancia de la conservación no radica principalmente en la preservación de remanentes de hábitat, sino también en la gestión del manejo adecuado de los recursos fuera de los mismos; promoviendo un flujo importante de especies en agroecosistemas que potencialmente funcionan como áreas de paso o alimentación para especies locales, migratorias o para aquellas en expansión de su rango ecológico en Mesoamérica (PNOT 2004)

A pesar de la pequeña extensión del país (20.000 km²), se conoce poco acerca del estado real de muchas especies silvestres (Komar et ál. 2007), incluyendo su relación con comunidades humanas en paisajes fragmentados. Hasta años recientes, el estado de conservación y distribución de las especies se evaluó principalmente de acuerdo a su ocurrencia dentro de áreas naturales protegidas y su situación reproductora, migratoria o transeúnte a nivel nacional (MARN 2006).

Recientemente, Komar et ál. (2007) clasificaron las especies de avifauna en El Salvador, de acuerdo a los criterios de la lista roja de especies vertebradas de UICN, obteniendo que de las 43 especies y una subespecie de aves rapaces diurnas 15 se catalogan como de menor consideración, cinco son vulnerables, siete están en peligro, ocho en peligro crítico, seis amenazadas y tres tienen datos insuficientes para ser clasificadas. Asimismo, considerando su distribución nacional y rango de movimiento continental, los mismos autores clasifican las especies en 20 residentes, seis residentes y migratorias (migratorias parciales), ocho visitantes

(migratorias), una visitante reproductora (migrante austral o intratropical), una visitante migratoria, tres visitantes no migratorias, tres transeúntes y dos en estado incierto.

Según el rango ecológico que ocupan (Anexo 1), las 43 especies y una subespecie pueden llegar a ocurrir en más de un tipo de hábitat (Edwards 2003, Howell y Webb 2001, Thurber et ál. 1987). Sin embargo, Komar et ál. (2007) proponen una forma de clasificar a las aves de acuerdo a su ocurrencia en hábitats particulares para El Salvador. Así, se tiene que siete especies son especialistas de bosque, dos especialistas de humedales, tres especialistas de zonas abiertas, 19 generalistas de bosque y 13 generalistas de zonas abiertas.

Actualmente, la conformación de un sistema de áreas de conservación, que agrupa áreas naturales protegidas y territorios, principalmente agropecuarios, que les sirven de nexo (además de proveer hábitat complementario y amortiguar áreas naturales protegidas, contribuir a llenar vacíos de conservación y a la sostenibilidad de la producción agropecuaria), se convierte en espacios que mantienen una relación directa entre ecosistemas naturales y antrópicos, constituyendo un sistema integral desde el punto de vista cultural, geográfico, hidrológico y ecológico (PNOT 2004). Sin embargo, su importancia para la conservación de biodiversidad y la gestión del desarrollo humano depende de generar el conocimiento ecológico suficiente acerca de las especies y determinar su interacción con comunidades antrópicas en la configuración fragmentada del paisaje.

3 BIBLIOGRAFÍA

- Allen, PE; Goodrich, LJ; Bildstein, KL. 1996. Within and among year effects of cold fronts on migrating raptors at hawk mountain, Pennsylvania, 1934-1991. *The Auk* 113(2): 329-338.
- Anderson, DL. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica* 33(3): 511-519.
- Bakker, KK; Naugle, DE; Higgins, KF. 2002. Incorporating landscape attributes into models for migratory grassland bird conservation. *Conservation Biology* 16(6): 1638-1646.
- Bennet, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida Silvestre. San José, Costa Rica. UICN. 276 p.
- Berry, ME; Bock, CE; Haire, SL. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *The Condor* 100(4): 601-608.

- Bildstein, KL. 2004. Raptor migration in the neotropics: patterns, processes, and consequences. *Ornitología Tropical* 15: 83-99.
- Bildstein, KL. 2001. Why migratory birds of prey make great biological indicators. In *Hawkwatching in the Americas*. p. 169-179.
- Bildstein, KL; Zalles, J. 2001. Migración de rapaces en el corredor mesoamericano. In *Hawkwatching in the Americas*. Pensilvania, Estados Unidos. p. 119-141.
- Burnham, WA; Whitacre, DF; Jenny, JP. 1994. The Maya project: use of raptors as tools for conservation and ecological monitoring of biological diversity. *In Raptor conservation today*. Meyburg, BU; Chancellor, RD eds. *s.l.* WWGBP/The Pica Press. p. 257-263.
- Chamberlain, DE; Fuller, RJ; Bunces, RGH; Duckworth, JC; Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.
- De Campos, DP; Finegan, B. 2002. Principios, criterios e indicadores para la evaluación de corredores biológicos y su aplicación: caso Costa Rica. *Revista Forestal Centroamericana* 38: 9-13.
- Dzialak, MR; Lacki, MJ; Larkin, JL; Carter, KM; Vorisek, S. 2005. Corridors affect dispersal initiation in reintroduced peregrine falcons. *Animal Conservation* 8: 421-430.
- Ebregt, A; De Greve, P. 2000. Buffer zones and their management: policy and best practices for terrestrial ecosystems in developing countries. Wageningen, Holanda. National References Centre for Nature Management e International Agricultural Centre. 64 p.
- Edwards, EP. 2003. A field guide to the birds of Mexico and Adjacent areas: Belize, Guatemala, and El Salvador. 3 ed. Texas, Estados Unidos. University of Texas Press. 209 p.
- Fahrig, L; Paloheimo, J. 1988. Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology* 69(2): 468-475.
- Ferraz, G; Russel, GJ; Stouffer, PC, Bierregaard, RO; Pimm, SL; Lovejoy, TE. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100(24): 14069-14073.
- García, R. 2002. *Biología de la conservación: conceptos y prácticas*. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. Editorial INBio. 166 p.
- Graham, CH. 2001. Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in a fragmented tropical landscape in Southern Mexico. *Conservation Biology* 15(6): 1789-1798.
- Harvey, CA; Medina, A; Merlo Sánchez, D; Vélchez, S; Hernández, B; Sáenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.

- Hetch, SB; Saatchi, SS. 2007. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El Salvador. *BioScience* 57(8): 663-672.
- Holyoak, M. 2000. Habitat patch arrangement and metapopulation persistence of predators and prey. *The American Naturalist* 156(4): 378-389.
- Howell, SNG; Webb, S. 2001. A guide to the birds of Mexico and Central America. Oxford University press. New York, Estados Unidos. 851 p.
- Jullien, M; Thiollay, JM. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentations: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Komar, O; Herrera, N; Girón L; Ibarra-Portillo, R. 2007. The 2007 list of birds of El Salvador, with an assessment of national conservation status. *Avian Conservation and Ecology*. En prensa.
- Komar, O. 2002. Priority conservation areas for birds in El Salvador. *Animal Conservation* 5: 173-183.
- Kerlinger, P. 1989. Flight strategies of migrating hawks. Chicago, US. University of Chicago Press. 375 p.
- Kricher, J. 1999. A Neotropical companion: an introduction to the animals, plants, and ecosystems of the new world tropics. 2 ed. Estados Unidos. Princeton University press. 451 p.
- Lone, H; Gómez, L. 2002. Estado actual de la información sobre recursos forestales y cambio en el uso de la tierra. In *Información para el desarrollo forestal sostenible: estado de la información forestal en El Salvador*. Santiago, Chile. Comisión Europea, FAO. 164 p.
- Márquez, C. 2004. Las aves rapaces (Falconiformes) para evaluar y monitorear los esfuerzos de conservación en paisajes rurales, propuesta de Investigación (en línea). Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Humboldt, Colombia. Consultado 24 feb. 2006. Disponible en:
<http://www.humboldt.org.co/chmcolombia/servicios/jsp/redes/rapaces/index.htm>
- MARN (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Áreas de conservación (en línea). Consultado 4 mar. 2006. Disponible en:
http://www.marn.gob.sv/areas_de_conservacion.htm
- McIntyre, S; Hobbs, R. 1999. Landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology* 13(6): 1282-1292.
- Miller, JR; Cale, P. 2000. Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications* 10(6): 1732-1748.
- Murakami, M; Nakano, S. 2000. Species-specific bird functions in a forest-canopy food web. *Biological Sciences* 267(1453): 1597-1601.
- Myers, N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 93(7): 2764-2769.

- Mysterud, A; Ims, RA. 1998. Functional responses in habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* 79(4): 1435-1441.
- Naughton-Treves, L. 1998. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale Nacional Park, Uganda. *Conservation biology* 12(1): 156-168.
- Niles, LJ; Burger, J; Clark, KE. 1996. The Influence of weather, geography, and habitat on migrating raptors on Cape May Peninsula. *The Condor* 98: 382-394.
- Norris, DR; Stutchbury, BJM. 2000. Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 15(3): 729-736.
- Pearce, JL; Cherry, K; Drielsma, M; Ferrier, S; Whish, G. 2001. Incorporating expert opinion and fine scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *The Journal of Applied Ecology* 38(2): 412-424.
- PNOT (Plan Nacional de Ordenamiento Territorial). 2004. Catalogo de espacios naturales (en línea). Consultado 01 oct. 2006. Disponible en: <http://www.marn.gob.sv>
- Redford, KH; Coppolillo, P; Sanderson, EW; Fonseca, G; Dinerstein, E; Groves, C; Mace, G; Maginnis, S; Mittermeier, RA; Noss, R; Olson, D; Robinson, JG; Vedder, A; Wright, M. 2004. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17(1): 116-131.
- Rodríguez E, R; Donázar, JA; Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, México. *Conservation Biology* 12(4): 921-925.
- Ruelas I, E; Hoffman, SW; Goodrich, LJ; Tingay, R. 2000. In *Raptor at Risk*. Chancellor, RD; Meyburg, BU (eds). p. 591-596.
- Ruiz Soler, M. s.f. Modelos de regresión de Poisson (diapositivas). Universidad de Málaga. s.l. 17 diapositivas.
- Sánchez-Zapata, JA; Calvo, JF. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36: 254-262.
- Sergio, F; Bogliani, G. 1999. Eurasian hobby density, nest area occupancy, diet, and productivity in relation to intensive agriculture. *The Condor* 101(4): 806-817.
- Sergio, F; Newton, F; Marchesi, L. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.
- Smith, PA. 1994. Autocorrelation in logistic regression modeling of species' distributions. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4(2): 47-61.
- Thiollay, JM. 1996. Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the Northern Andes and effects of forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 12(4): 535-560.
- Thiollay, JM. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3(2): 128-137.

- Thurber, W; Serrano, JF; Sermeño, A; Benítez, M. 1987. Status of uncommon and previously unreported birds of El Salvador. In Proceedings of the Western Foundation of Vertebrate Zoology. 3(3) 293 p.
- Tinker, J; Side, D. 1982. ¿Cuánto vale la vida silvestre? Las contribuciones económicas que aportan la flora y fauna silvestres a los países en vías de desarrollo. Trad. E. Ruz-García. Londres, Inglaterra. Russel Press Ltd. 92 p.
- TNC (The Nature Conservancy). 2001. Planificación financiera a largo plazo para parques y áreas protegidas. Virginia, Estados Unidos. International Publications Program, TNC. 39 p.
- Trexler, JC; Travis, J. 1993. Nontraditional regression analysis. Ecology 74(6): 1629-1637.
- Trzcinski, MK; Fahrig, L; Merrian, G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. Ecological Applications 9(2): 586-593.
- UICN (Unión Mundial para la Naturaleza). 1994. Guidelines for protected area management categories. 83 p.
- Valencia, ID; Armenteras, D. 2004. Modelo de hábitat y distribución de la alondra (*Eremophila alpestris peregrina*) en el altiplano cundiboyacense, Colombia. Ornitología Colombiana 2: 25-36
- Van Bael, SA; Brawn, JD; Robinson, SK. 2003. Birds defend trees from herbivores in a neotropical forest Canopy. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 100(14): 8304-8307.
- Watson, RT. 1998. Conservation and ecology of raptors in the tropics. Journal of Raptor Research Foundation 32(1): 1-2.
- Zalles, JI; Bildstein, KL. (eds). 2000. Raptor watch: a global directory of raptor migration sites. Cambridge, UK; Pennsylvania, US. BirdLife International, Hawk Mountain Sanctuary. 419 p.

4 ARTÍCULO I. CARACTERIZACIÓN Y DISTRIBUCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE AVES RAPACES DIURNAS EN PAISAJES FRAGMENTADOS DE LA ZONA COSTERA DE EL SALVADOR

4.1 Resumen

La fragmentación de ecosistemas naturales y su conversión a sistemas productivos ha afectado de diferente manera a la biodiversidad, balanceando las poblaciones silvestres. El Salvador, el país con menos territorio y más densamente poblado de Mesoamérica, ha sufrido un proceso de degradación ambiental debido al inadecuado uso del suelo, sin conocerse cómo las especies silvestres han respondido al cambio del paisaje. Dada su importancia como grupo indicador de acuerdo a requerimientos de hábitat, se utilizó a las aves rapaces diurnas para conocer el efecto de factores ambientales en comunidades de estas aves en la costa de El Salvador. Se muestrearon 24 parcelas 2 km × 2 km, distribuidas en ecosistemas naturales y antrópicos de seis paisajes durante épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007. Se registraron 26 especies, clasificadas en 13 generalistas de hábitat, siete generalistas de zonas abiertas, dos especialistas de humedales costeros, una generalista de bosque y tres especialistas de bosque. La mayor riqueza y observación absoluta de aves ocurrió en ecosistemas antrópicos y en la época seca; la mayor equitatividad y menor dominancia de especies ocurrió en los paisajes El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, siendo los dos primeros más distintos del resto y presentaron valores similares de riqueza y observación absoluta. Se definieron cuatro comunidades, diferenciadas en especies de humedales costeros (manglares), de selva decidua y subperennifolia, de ecosistemas antrópicos de planicie costera y de montaña. La conservación de aves rapaces en ecosistemas fragmentados de la zona costera dependerá de mantener áreas naturales de suficiente tamaño para preservar poblaciones viables de especies poco resilientes a la fragmentación (e.g. *Sarcoramphus papa*) y de manejar adecuadamente zonas agropecuarias, a su vez proporcionando recursos para especies que habitan y/o visitan temporalmente zonas abiertas. Asimismo, la preservación de ecosistemas naturales dependerá de identificar adecuadamente los servicios proporcionados por la biodiversidad para mantener el equilibrio ecológico y mejorar el bienestar humano.

Palabras clave: *distribución, deforestación, migración, diversidad, Centro América.*

4.2 Introducción

La fragmentación de los ecosistemas naturales es concebida como un fenómeno de origen natural o antrópico con efectos benéficos o perjudiciales para la biodiversidad (Bennett 2004, Sánchez-Zapata y Calvo 1999). Sin embargo, la causa de mayor peso para el deterioro ambiental ha sido el inadecuado y poco regulado uso antrópico de los recursos naturales, incluyendo la deforestación y conversión de ecosistemas para establecer zonas agropecuarias y asentamientos humanos (Lang et ál. 2003, Taylor 2003, Anderson 2001, Chamberlain et ál. 2000, Kricher 1999, Burnham et ál. 1994).

Indiscutiblemente, la pérdida de hábitat ocasiona la desaparición de especies silvestres asociadas; sin embargo, la interrogante de interés recae en conocer cómo el arreglo del paisaje con predominio de sistemas productivos es capaz de contribuir a mantener la diversidad de comunidades silvestres que han sobrevivido al proceso de fragmentación (Harvey et ál. 2006, Redford et ál. 2004, Chamberlain et ál. 2000, Miller y Cale 2000, Estrada et ál. 1997, Burnham et ál. 1994). Algunos sistemas productivos alrededor de parches de vegetación natural tienen la capacidad de proveer hábitat para una diversidad biológica importante, debido a la variedad de usos de la tierra, haciendo necesario enfocar esfuerzos de investigación en estas áreas consideradas de poco interés para conservación de especies, de tal forma que se comprenda mejor la dinámica ecológica en la matriz agropecuaria (Cárdenas et ál. 2003, Daily et ál. 2003, Harvey y Gaudrain 2003, Ricketts et ál. 2001, Estrada et ál. 1997).

Las aves terrestres constituyen un grupo de organismos idóneo para evaluar la biodiversidad en sistemas agroforestales (Taylor 2003). Además, se ha determinado que algunos hábitats agrícolas moderadamente forestados, y otros como pasturas arboladas y cercas vivas pueden contribuir al mantenimiento de una riqueza y abundancia de especies de aves relativamente alta, comparada con otros hábitats forestados como selvas tropicales, sugiriendo que ecosistemas antrópicos tienen importante valor ecológico (Lang et ál. 2003, Petit y Petit 2003, Anderson 2001, Estrada et ál. 1997).

Asimismo, de acuerdo con Estrada y Coates-Estrada (2005), la diversidad de hábitats presentes en ecosistemas antrópicos en el neotrópico podría proveer oportunidades para especies migratorias, que son más flexibles que las residentes en términos de selección por requerimientos de hábitat específicos; ya que su habilidad de dispersión puede hacerlas menos

vulnerables a la fragmentación en sus sitios de invernada o de descanso temporal en los trópicos. Para aves rapaces, las diferencias entre especies residentes y migratorias podrían estar relacionadas al tamaño de sus territorios, pero no existe información para aseverar con certeza esta afirmación (Bildstein 2004, Sánchez-Zapata y Calvo 1999).

Debido a sus requerimientos de área de suficiente tamaño para mantener poblacionales viables y permitir la continuidad de la estructura y funcionamiento de comunidades que ayuden a perpetuar procesos ecológicos y evolutivos, las aves rapaces diurnas se convierten en indicadores idóneos para determinar la importancia de conservar grandes extensiones de territorio natural, así como de la efectividad de las acciones para este fin (Sergio et ál. 2005, Anderson 2001, Bildstein 2001, Rodríguez-Estrella et ál. 1998, Robinson y Wilcove 1989, Thiollay 1989).

El Salvador constituye el país de América con la menor proporción de cobertura de áreas naturales en relación a su territorio y el más densamente poblado de Centro América (Komar 2002, PNOT 2004.); considerándose el impacto ecológico causado por la eliminación, sustitución o degradación de ecosistemas naturales como el factor principal de la disminución y desaparición de poblaciones de flora y fauna silvestres (Thurber et ál. 1987, PNOT 2004). Las áreas naturales protegidas en el país poseen escasa extensión territorial, ya que ninguna de ellas alcanza 10.000 ha, reduciendo la viabilidad a mediano plazo de las poblaciones de especies presentes en ellas y convirtiendo este factor en uno de los más críticos para la conservación de biodiversidad en el país (Komar 2002, PNOT 2004).

En la zona costera de El Salvador, los pisos altitudinales, que varían desde el nivel del mar en los estuarios y lagunas hasta 1500 msnm en volcanes y cordilleras costeras, tipifican el paisaje en diferentes ecosistemas (Jiménez et ál. 2004); lo cual proporciona condiciones favorables para la existencia de una diversidad importante de flora y fauna (MARN 2006, PNOT 2004).

En la presente investigación, se evaluaron los efectos de factores como paisajes, ecosistemas antrópicos y naturales y épocas climáticas en la riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas presentes en la zona costera de El Salvador durante 2007 (incluyendo su planicie y cadena montañosa costeras). Dicha información contribuyó a conocer factores importantes en la distribución local de aves rapaces diurnas en ecosistemas

naturales y antrópicos de paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador; además, permitió determinar el efecto temporal de especies migratorias en comunidades locales costeras de estas aves y obtener una aproximación al conocimiento de su diversidad. Con ello; se formularon recomendaciones para mejorar el conocimiento del estado y necesidades particulares de conservación de las especies de aves rapaces diurnas en el país.

4.3 Metodología

4.3.1 Ubicación y descripción del área de estudio

El paisaje natural de la zona costera de El Salvador se encuentra entre los más degradados del país debido a la presión antrópica para establecer diferentes cultivos, como caña de azúcar, algodón y arroz, así como para implementar zonas de pastoreo para actividad ganadera (PNOT 2004). Sin embargo, aún se pueden encontrar fragmentos de hábitats naturales, conformando un mosaico de ecosistemas antrópicos y naturales, incluyendo fragmentos de diferentes tamaños y formas que están o no protegidos por la legislación nacional (MARN 2006, PNOT 2004).

El clima es tropical con dos estaciones diferenciadas en función de las precipitaciones: la estación seca (verano) de noviembre a mayo y la estación de lluvias (invierno) que ocupa el resto del año (Jiménez et al. 2004); sin embargo, puede observarse una época de transición entre ambas estaciones, la cual dura aproximadamente dos meses, abril-mayo para la transición de seca a lluvia y octubre-noviembre para lluvia a seca (SNET 2007). La precipitación anual promedio varía en función de la altitud desde 915 a 2909 mm/año (Jiménez et ál. 2004). Las temperaturas en la planicie costera hasta alturas de 800 msnm oscilan de 22 a 27° C en promedio anual (SNET 2007).

El estudio se realizó en seis paisajes de la zona costera de El Salvador (Figura 1), entre los cuales figuran sitios considerados de gran importancia para la conservación de biodiversidad en el país, como el Parque Nacional El Imposible, Barra de Santiago y Bahía de Jiquilisco (Komar 2002). Estos paisajes, que incluyeron áreas naturales (protegidas y no protegidas) y sistemas productivos, fueron delimitados de acuerdo al área total de ubicación de las parcelas de estudio, que consideraron criterios de marcación para evitar efecto de borde

dentro de las mismas y obtener la distancia apropiada para lograr la independencia de sus observaciones (sección 4.3.2).

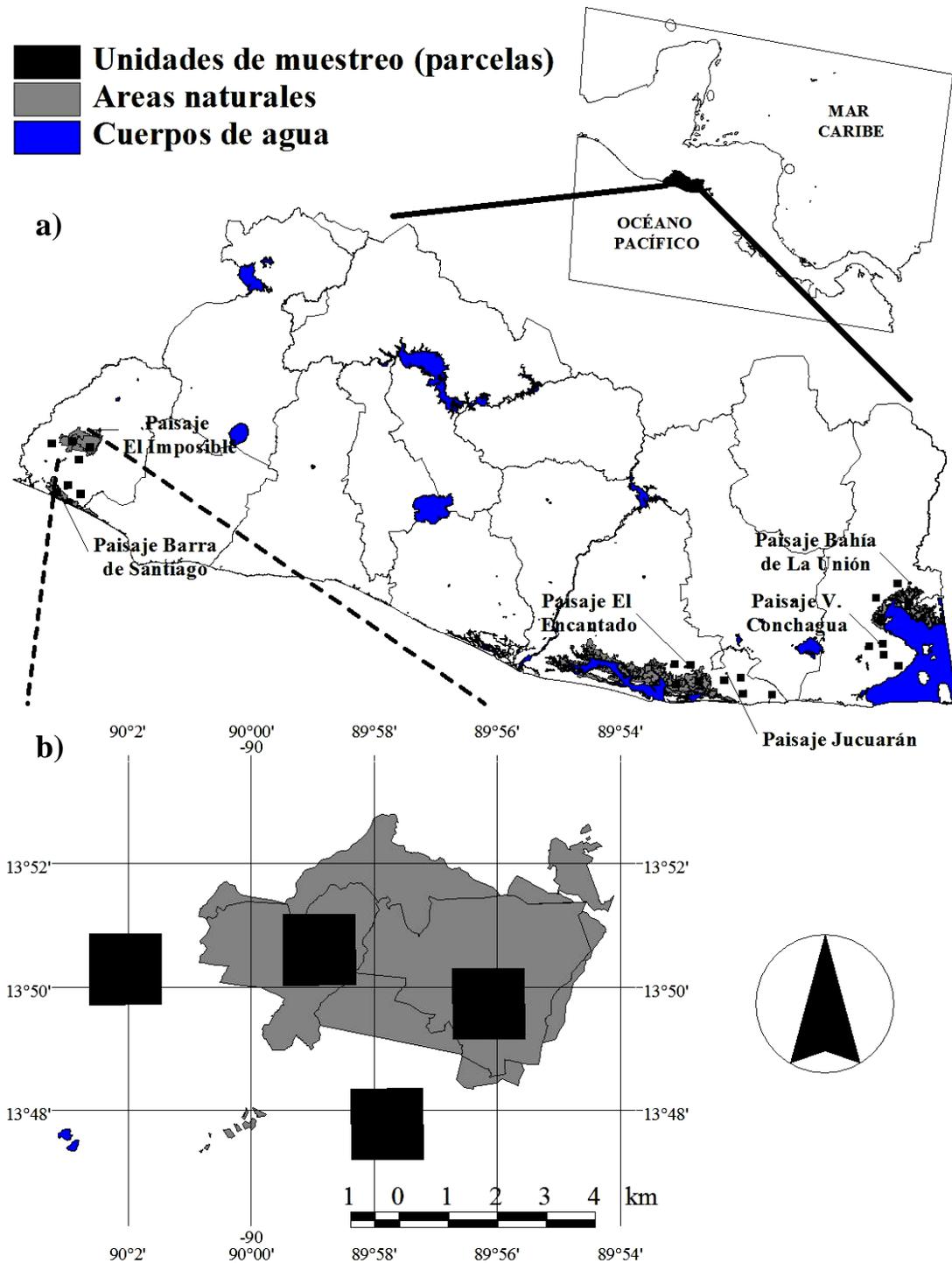


Figura 1. (a) Ubicación de El Salvador en Centro América y de seis paisajes de muestreo en la zona costera; (b) distribución de unidades de muestreo (parcelas de 2 km × 2 km) separadas ≥ 1 km entre sí en ecosistemas naturales y antrópicos.

- **Paisaje El Imposible**

Se encuentra ubicado en el oeste de El Salvador dentro del área de conservación El Imposible-Barra de Santiago, e incluye al Parque Nacional El Imposible (PNEI) que comprende 6000 ha aproximadamente, siendo el área natural protegida de mayor tamaño en el país (PNOT 2004). Sus coordenadas son 13° 49' N y 89° 59' O. Los niveles altitudinales varían de 100 a 1450 msnm, donde permanecen remanentes de selvas decidua, subperennifolia y perennifolia y bosque ribereño en valles internos, rodeados por una matriz agropecuaria con predominancia de pastos y granos básicos mezclados con arbustos y árboles dispersos en la parte sur del parque y en la zona norte dominada por fincas de café (MARN 2006, PNOT 2004). La extensión de este paisaje es de 11.780 ha aproximadamente y figura entre los más biodiversos en el país, por lo que es considerado de gran importancia nacional, además de albergar especies en peligro de extinción nacional (MARN 2006). Algunas especies de importancia para el sitio son el águila crestada negra (*Spizaetus tyrannus*), el rey zope (*Sarcoramphus papa*) y el gavilán blanco (*Leucopternis albicollis*), dado su estado de conservación nacional y de distribución casi restringida a este paisaje (Komar et ál. 2007).

- **Paisaje Barra de Santiago**

Se encuentra en el extremo oeste de la costa de El Salvador, dentro del área de conservación El Imposible-Barra de Santiago, en coordenadas 13° 43' N y 90° 01' O. Este paisaje, cuya extensión es de 11.780 ha, incluye el Refugio de Vida Silvestre Barra de Santiago, siendo la vegetación principal bosque de mangle y remanentes de ecosistemas de pantano (Jiménez et ál. 2004, PNOT 2004). Los sistemas productivos incluyen caña de azúcar y plantaciones de arroz, así como zonas de pastoreo (MARN 2006, PNOT 2004). Este paisaje es considerado importante debido a su cercanía con el PNEI, y se ha establecido como una de las zonas prioritarias para la conservación de biodiversidad en el país (MARN 2006). En el sitio se ha observado la reproducción del milano plumizo (*Ictinia plumbea*) (Herrera pers. com.), especie migratoria austral que se reproduce en Mesoamérica (Bildstein 2004).

- **Paisaje El Encantado**

Se encuentra ubicado en el extremo este de Bahía de Jiquilisco (el estuario de mayor tamaño en El Salvador –Komar 2002) dentro del área de conservación que lleva el mismo nombre, con coordenadas 13° 13' N y 88° 23' O. Entre los ecosistemas naturales predomina el

bosque de mangle, con remanentes de selva alta costera y pantanos (MARN 2006, Jiménez et ál. 2004). Además, entre los sistemas productivos que predominan en el paisaje, se encuentran salineras y granjas de cultivo de camarón, cultivo de caña de azúcar y zonas de pastoreo (PNOT 2004). Su extensión es de 15.240 ha aproximadamente.

- **Paisaje Jucuarán**

El paisaje colinas de Jucuarán pertenece al área de conservación Bahía de Jiquilisco, representa una muestra de las formaciones vegetales características de cordilleras costeras del Pacífico norte de Centroamérica, que incluyen principalmente selva decidua y subperennifolia, así como fragmentos de bosque ribereño. Sus coordenadas son 13° 15' N y 87° 51' O. En este paisaje predominan zonas de pastoreo y granos básicos. Su superficie es de 13.870 ha, con alturas que varían de 0 a 700 msnm (PNOT 2004).

- **Paisaje Volcán Conchagua**

Se encuentra ubicado en el extremo este de la costa salvadoreña, en coordenadas 13° 12' N y 88° 12' O, dentro del área de conservación Golfo de Fonseca. El volcán Conchagua es parte de la cadena montañosa costera, tiene una altitud máxima de 1.243 msnm, permitiendo formaciones vegetales como selva decidua y subperennifolia, aunque puede encontrarse vegetación de farallón y de playa en dunas costeras, las cuales están presentes principalmente en el área natural protegida Volcán Conchagua, cuya extensión es de 2000 ha aproximadamente (PNOT 2004). Entre los sistemas productivos más importantes de la zona se encuentran cultivos de granos básicos, fincas de café y en menor proporción pastizales. El área comprendida por este paisaje es de 11.950 ha

- **Paisaje Bahía de La Unión**

Se ubica en el noroeste del área de conservación Golfo de Fonseca, con coordenadas 13° 24' N y 87° 50' O y extensión aproximada de 19.053 ha. El bosque de mangle de esta bahía, se considera entre los mejor conservados del país, a pesar de la explotación que sufre por deforestación y extracción de varias especies de bivalvos, entre otra fauna acuática (MARN 2006). Alrededor de la bahía, la actividad productiva se concentra principalmente en áreas de pastoreo, salineras y camaroneras (PNOT 2004). A su vez, el área es de gran importancia por proporcionar hábitat para especies de aves y otra fauna silvestre local y migratoria.

4.3.2 Factores ambientales del paisaje y medición de variables

Para la caracterización de las comunidades de aves, la población comprendió los individuos de diferentes especies de rapaces diurnas presentes en paisajes costeros de El Salvador durante las épocas seca (febrero), transición seca-lluvia (abril) y lluviosa (junio) en 2007. Las áreas de muestreo incluyeron seis paisajes costeros, los cuales se estratificaron en ecosistemas naturales y antrópicos. Las unidades muestrales fueron 24 parcelas de 2 km × 2 km separadas ≥ 1 km entre sí (Figura 1), agrupando cuatro en cada uno de los seis paisajes, dos en ecosistemas naturales y dos en antrópicos. En el caso de las parcelas incluidas en ecosistemas naturales, cada una se estableció a una distancia $\geq 0,5$ km al borde del área natural.

El trabajo de campo fue realizado en febrero, abril y junio por el investigador principal y asistentes de campo eventuales, ayudados por guardarecursos o guías locales. Para la toma de datos y marcación de unidades muestrales, se emplearon protocolos utilizados y propuestos por Taylor (2003), Ralph et ál. (1996), Franklin et ál. (1996), Jullien y Thiollay (1996), Burnham et ál. (1992) y Fuller y Mosher (1996). El orden de visitas a paisajes y unidades de muestreo fue aleatorio.

El equipo y materiales incluyeron binoculares 8×35, telescopio 40x, cámara digital, libreta de campo y lapiceros de tinta resistentes al agua, guías para identificación de aves rapaces diurnas, GPS, mapas topográficos 1:25.000 de las unidades muestrales, brújula y medidor portátil de tiempo atmosférico (SHERPA). El equipo de oficina comprendió hojas para recopilar datos de campo y software para análisis de datos.

Las 24 parcelas se visitaron mensualmente, de tal manera que un día de muestreo (con esfuerzo total de nueve horas/observador) correspondió a una parcela. Cada parcela se marcó en mapas topográficos 1:25.000 y se ubicaron en el campo utilizando GPS, brújula y técnicas de navegación con mapas. Para poder reconocer las parcelas en cada visita, los observadores debieron familiarizarse con marcas en el terreno (cordilleras y picos de montaña, ríos, estructuras antrópicas, etc.).

Para muestrear cada parcela, se utilizaron puntos fijos y transectos lineales en franjas, ambos como métodos complementarios para incluir la mayor cantidad de aves rapaces, considerando los diferentes hábitos de actividad diurna y dificultad de detección de las

especies. Ambos métodos se establecieron para observar $\geq 90\%$ de cada parcela, siguiendo los protocolos descritos a continuación:

- a) *Punto fijo de conteo.* Se marcó un punto de observación en cada parcela en un sitio alto y abierto (como torres de observación, cimas, picos de cerros o áreas abiertas en manglares), el cual fue seleccionado de acuerdo a su campo visual ($\geq 270^\circ$) respecto al área de la parcela. El radio de conteo fue establecido de acuerdo al área de la parcela visible desde el punto. La observación fue de 08:30 a 11:30 am, sumando un esfuerzo total diario de tres horas/observador. Dentro de ecosistemas naturales, los puntos fijos de observación permitieron detectar individuos de especies que vuelan sobre el dosel o cuyo hábito poco conspicuo dentro del bosque impidió su detección. En áreas abiertas, la detección de aves no fue problemática; sin embargo se tuvo cuidado de evitar recontar individuos, identificando patrones de muda y coloración del plumaje, así como localizando las aves con detalle en espacio y tiempo.
- b) *Transecto lineal en franjas.* Se utilizaron senderos, caminos rurales y canales de agua (en manglares), de tal manera que cada parcela fue muestreada a pie, en vehículo o bote. Se marcó un transecto de 3 km de longitud (de acuerdo con la topografía) en cada parcela. El transecto se dividió en seis segmentos lineales de 0,5 km, utilizando 30 minutos para recorrer cada segmento. El transecto fue muestreado en dos ocasiones durante el día, de 5:00 a 8:00 am y de 2:00 a 5:00 pm, haciendo un esfuerzo total diario de seis horas/observador. Se incluyeron las aves detectadas dentro de franjas de 0,25 km hacia ambos lados del transecto. Los transectos permitieron incluir aquellas aves que no tienen hábitos de forrajeo aéreo y su detección fue ocasional, principalmente en sitios de descanso y en nidos.

Los puntos y transectos se georeferenciaron y marcaron en mapas topográficos de las parcelas. La información de campo incluyó fecha y hora de muestreo, condiciones atmosféricas al inicio de cada muestreo, tipo de hábitat o sistema productivo donde fue detectada el ave, hora de detección, la especie identificada, número de individuos y su edad (si fue posible determinar con la coloración del plumaje); como información complementaria se tomó la dirección y altura de vuelo, distancia aproximada del ave con respecto al punto de observación, altura y tipo de percha y forma de detección (vista y/o escuchada). Se tomaron

datos de las aves detectadas visual o auditivamente dentro de las unidades muestrales, que estuviesen volando hasta 30 m sobre el suelo o el dosel y posando en perchas.

Para evitar contabilizar los mismos individuos, principalmente en aquellas especies abundantes y gregarias como el zopilote común (*Coragyps atratus*), el aura (*Cathartes aura*) y el gavilán cangrejero (*Buteogallus anthracinus*), se contabilizó un número base de individuos al inicio del muestreo, para posteriormente agregar solamente las nuevas aves, terminando de contabilizar cuando el número dejó de incrementar. Este método de conteo se utilizó en puntos de observación, ya que en los transectos, el recuento se evitó ubicando a cada individuo espacial y temporalmente (sitios y hora de detección) en las franjas de 0,25 km y en cada segmento de 0,5 km; a su vez previniendo de incluir individuos detectados en transectos dentro de los puntos y viceversa.

4.3.3 Análisis de datos

Inicialmente, los datos fueron ordenados para observar la ocurrencia de aves rapaces dentro de épocas climáticas y tipos de ecosistemas. Se clasificaron las especies de acuerdo a su distribución local en generalistas de hábitat, generalistas de zonas abiertas, generalistas y especialistas de bosque y especialistas de humedales costeros, para lo cual se utilizaron la ocurrencia de aves en ecosistemas naturales y antrópicos de la zona costera de El Salvador y la clasificación nacional propuesta por Komar et ál. (2007), en la cual las especies se categorizan en generalistas y especialistas de zonas abiertas, generalistas y especialistas de bosque y especialistas de humedales, considerando los registros de aves en distintos tipos de hábitat para determinar su preferencia específica.

Se utilizaron pruebas de Shapiro Wilks y gráficos de dispersión para identificar la normalidad de los residuos y homogeneidad de varianzas respectivamente. Para pruebas de hipótesis, se incluyeron como variables respuesta la riqueza (total de especies por unidad muestral), la observación absoluta (total de detecciones por unidad muestral) y la diversidad (obtenida de la relación entre riqueza y observación absoluta con índices de equitatividad – Shannon– y dominancia –Simpson– para cada unidad muestral).

Las variables fueron analizadas utilizando un modelo factorial con diseño completamente aleatorio. Los tratamientos de interés surgieron de combinar los factores

paisaje con seis niveles (Barra de Santiago, El Imposible, El Encantado, Jucuarán, Bahía de La Unión y Conchagua) y ecosistema con dos niveles (antropogénico y natural). Debido a que las observaciones fueron realizadas en tres tiempos, se consideró el factor época con tres niveles equidistantes (seca, transición seca-lluvia y lluviosa). Los datos fueron analizados usando PROC MIXED de SAS (SAS Institute 2007) para considerar la autocorrelación de las medidas repetidas en tiempo.

Para todas las variables en estudio, se probaron tres funciones de autocorrelación: simetría compuesta, autoregresivo de primer orden y no estructurado. La selección del mejor modelo de análisis de varianza (ANAVA) paramétrico de una cola para cada variable, se hizo mediante los criterios AIC, BIC y -2 Res log (verosimilitud). Las comparaciones de medias a posteriori se hicieron con prueba LSD de Fisher ($\alpha = 0,05$) para cada factor.

El modelo de ANAVA permitió conocer el efecto de los factores en las variables respuesta, planteándose de la siguiente manera:

$$Y_{ijk} = \mu + P_i + C_j + P_i C_j + E_k + P_i E_k + C_j E_k + \varepsilon_{ijk}$$

donde:

Y_{ijk} es la l -ésima observación de riqueza, observación absoluta y diversidad en el i -ésimo paisaje, el j -ésimo ecosistema y la k -ésima época

μ es la media general de las observaciones

P_i es el efecto del i -ésimo paisaje

C_j es el efecto del j -ésimo ecosistema

$P_i C_j$ es el error muestral definido para el efecto de paisaje y ecosistema; distribuido normal e independiente, con esperanza 0 y varianza σ^2

E_k es el efecto de la k -ésima época

$P_i E_k$ es el efecto de la interacción entre paisaje y época

$C_j E_k$ es el efecto de la interacción entre ecosistema y época

ε_{ijk} es una variable aleatoria distribuida normal e independiente, con esperanza 0 y varianza σ^2

Para caracterizar y conocer la distribución de las comunidades de aves rapaces, se utilizaron curvas de rarefacción de la riqueza esperada de especies en función de la observación absoluta de aves y unidades muestrales (parcelas) para cada factor en estudio.

Se hicieron análisis de conglomerados para paisajes y parcelas a partir de la observación absoluta de aves utilizando distancia euclidiana por el método de Ward (McCune y Grace 2002), y finalmente se hizo un análisis de comunidades y de especies indicadoras (Dufrene y Legendre 1997) de aves rapaces basado en la agrupación estructural de las especies en unidades muestrales, el valor indicador específico (dominancia porcentual) y valor de probabilidad del indicador (para probar hipótesis “el valor indicador no difiere de uno generado al azar para la especie indicadora” con $\alpha=0,05$).

El procesamiento de información se realizó utilizando software para manejo y análisis estadístico de datos. Inicialmente, los datos se ordenaron en tablas de Excel (Microsoft Office 2003) para posteriormente obtener medidas resumen, índices de diversidad, ANAVA paramétrico y pruebas LSD de Fisher utilizando INFOSTAT/Profesional 2007p (InfoStat 2007) y SAS 9,1/X-PRO (SAS Institute 2007). Las curvas de rarefacción se construyeron con EstimateSWin 7,5,0 (Colwell 2005) y SigmaPlot 6,0 (SigmaPlot 2000); para análisis de conglomerados y de especies indicadoras se usó PCORD 4,34 (McCune y Mefford 1999).

4.4 Resultados

Se registraron 2296 observaciones correspondientes a 26 especies de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados de la costa de El Salvador (Cuadro 1), que comprende el 57,8% del total de especies para el país. De acuerdo con la clasificación de Komar et ál. (2007), que involucra registros de aves en el país y los criterios de UICN para categorizar especies en su estado de conservación, de las 26 especies seis son visitantes, seis residentes y migratorias, una visitante reproductora, una transeúnte y 12 residentes; 10 son generalistas de zonas abiertas, 13 generalistas de bosque, una especialista de humedal, una especialista de zonas abiertas y una especialista de bosques; tres especies se consideran en peligro crítico, tres en peligro, dos vulnerables, cuatro cerca de amenaza y 14 de menor consideración.

Las 26 especies se categorizaron considerando su ocurrencia en ecosistemas naturales y antrópicos (Anexo 2). Se incluyó la categoría ‘generalista de hábitat’, ya que algunas

especies se registraron en ambos ecosistemas. Se obtuvieron 13 especies generalistas de hábitat, siete generalistas de zonas abiertas, una generalista de bosque, dos especialistas de humedales costeros (manglares) y tres especialistas de bosque (Cuadro 1).

Cuadro 1. Clasificación de aves rapaces diurnas registradas en seis paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador en las épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007

Especie	Nombre común local	* Estado de distribución	**Estado de distribución	* Estado de conservación
CICCONIIFORMES				
CATHARTIDAE				
<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote negro	R y M, GeZA	Ge	LC
<i>Cathartes aura</i>	Aura o Zuncha	R y M, GeZA	Ge	LC
<i>Sarcoramphus papa</i>	Rey zopilote	R, GeB	EsB	CR
FALCONIFORMES				
ACCIPITRIDAE				
<i>Pandion haliaetus</i>	Águila pescadora	V, EsH	EsH	LC
<i>Elanus leucurus</i>	Milano piscucha	R, GeZA	GeZA	NT
<i>Ictinia plumbea</i>	Milano plumizo	VR, EsB	Ge	EN
<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán de pantanos	V, GeZA	GeZA	LC
<i>Accipiter cooperi</i>	Gavilán pajarero	V, GeB	GeZA	LC
<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pajarero	V, GeB	GeZA	LC
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Gavilán zancudo	R, GeB	EsH	CR
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Gavilán de río o cangrejero	R, GeB	Ge	LC
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Gavilán de río o cangrejero	R, GeB	GeB	EN
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán de Harris	R, EsZA	GeZA	EN
<i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán de caminos	R, GeZA	Ge	LC
<i>Buteo platypterus</i>	Gavilán aludo	V, GeB	Ge	LC
<i>Buteo nitidus</i>	Gavilán gris	R, GeB	Ge	LC
<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán de cola corta	R y M, GeB	Ge	NT
<i>Buteo swainsoni</i>	Gavilán de Swainson	T, GeZA	Ge	VU
<i>Buteo albonotatus</i>	Gavilán aura	R y M, GeZA	Ge	LC
<i>Buteo jamaicensis</i>	Gavilán de cola roja	R y M, GeB	EsB	NT
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Águila crestada negra	R, GeB	EsB	CR
FALCONIDAE				
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón corta cabezas	R, GeB	Ge	NT
<i>Caracara cheriway</i>	Querque	R, GeZA	GeZA	VU
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón guaco o guaxe	R, GeB	Ge	LC
<i>Falco sparverius</i>	Lis-lis o cernícalo	R y M, GeZA	GeZA	LC
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	V, GeZA	Ge	LC

***Clave (tomado de Komar et ál. 2007).** *Distribución nacional:* M= migratorio, V= visitante (migratorio), VR= visitante reproductor, R= residente. *Distribución nacional en hábitats:* GeZA= generalista de zonas abiertas, GeB= generalistas de bosques, EsZA= especialistas de zonas abiertas, EsB= especialista de bosque, EsH= especialista de humedales. *Estado de conservación:* LC= menor consideración, VU= vulnerable, NT= cerca de amenaza, EN= en peligro, CR= en peligro crítico.

****Clave propuesta para la zona costera.** Ge= generalista de hábitat, GeZA= generalista de zonas abiertas, GeB= generalista de bosque, EsB= especialista de bosque, EsH= especialista de humedales costeros (manglares).

4.4.1 Efecto de factores ambientales del paisaje en la riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas

De acuerdo con el mejor modelo de ANAVA obtenido con autocorrelación autoregresiva (AIC=205,9; BIC=208,3) para conocer el efecto de los factores en la riqueza de especies de aves rapaces diurnas, se obtuvieron diferencias significativas entre los paisajes ($F_{5,5}=4,83$; $p=0,0119$) y entre épocas ($F_{2,46}=6,29$; $p=0,0047$). No hubo efecto del ecosistema ($F_{1,5}=2,74$; $p=0,1239$), ni interacciones paisaje-ecosistema ($F_{5,5}=1,16$; $p=0,2722$), paisaje-época ($F_{10,46}=1,43$; $p=0,2084$) y ecosistema-época ($F_{2,46}=1,20$; $p=0,3148$).

De acuerdo con la prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (Figura 2), los paisajes con mayor riqueza de especies fueron El Imposible y Barra de Santiago. Geográficamente, existe una relación de cercanía entre los paisajes (Figura 1), estableciendo asociaciones de pares entre los mismos: Barra de Santiago y El Imposible, El Encantado y Jucuarán y Bahía de La Unión con Conchagua. Esta relación fue determinada con la comparación de medias para la riqueza de especies, ya que el orden de paisajes se obtuvo de acuerdo a los más parecidos entre sí. A su vez, se determinó que los paisajes se aglomeran en dos grupos, siendo más distinto el formado por Jucuarán, Conchagua y Bahía de La Unión, que presentaron menor riqueza de especies.

De acuerdo con la comparación entre épocas, la riqueza varió gradualmente, registrándose el mayor valor promedio en la época seca, que fue significativamente distinta con la lluviosa, pero similar a la transición seca-lluvia.

El mejor modelo de ANAVA obtenido con autocorrelación no estructurada (AIC=391,5 y BIC=398,5) para conocer el efecto de los factores en la observación absoluta, determinó que existen diferencias significativas entre ecosistemas ($F_{1,5}=9,61$; $p=0,0092$) y entre épocas ($F_{2,46}=15,64$; $p=0,0005$). No se obtuvieron diferencias significativas entre los paisajes ($F_{5,5}=0,97$; $p=0,4753$) ni interacciones paisaje-ecosistema ($F_{5,5}=1,59$; $p=0,2360$), paisaje-época ($F_{10,46}=2,41$; $p=0,0756$) y ecosistema-época ($F_{2,46}=1,05$; $p=0,3789$).

De acuerdo con la prueba LSD de Fisher para diferencia de medias de la observación absoluta (Figura 2), el ecosistema antrópico fue significativamente mayor que en el natural. En promedio, la época seca registró la mayor observación absoluta, que fue significativamente distinta con las otras épocas, determinando que la transición y época lluviosa fueron similares.

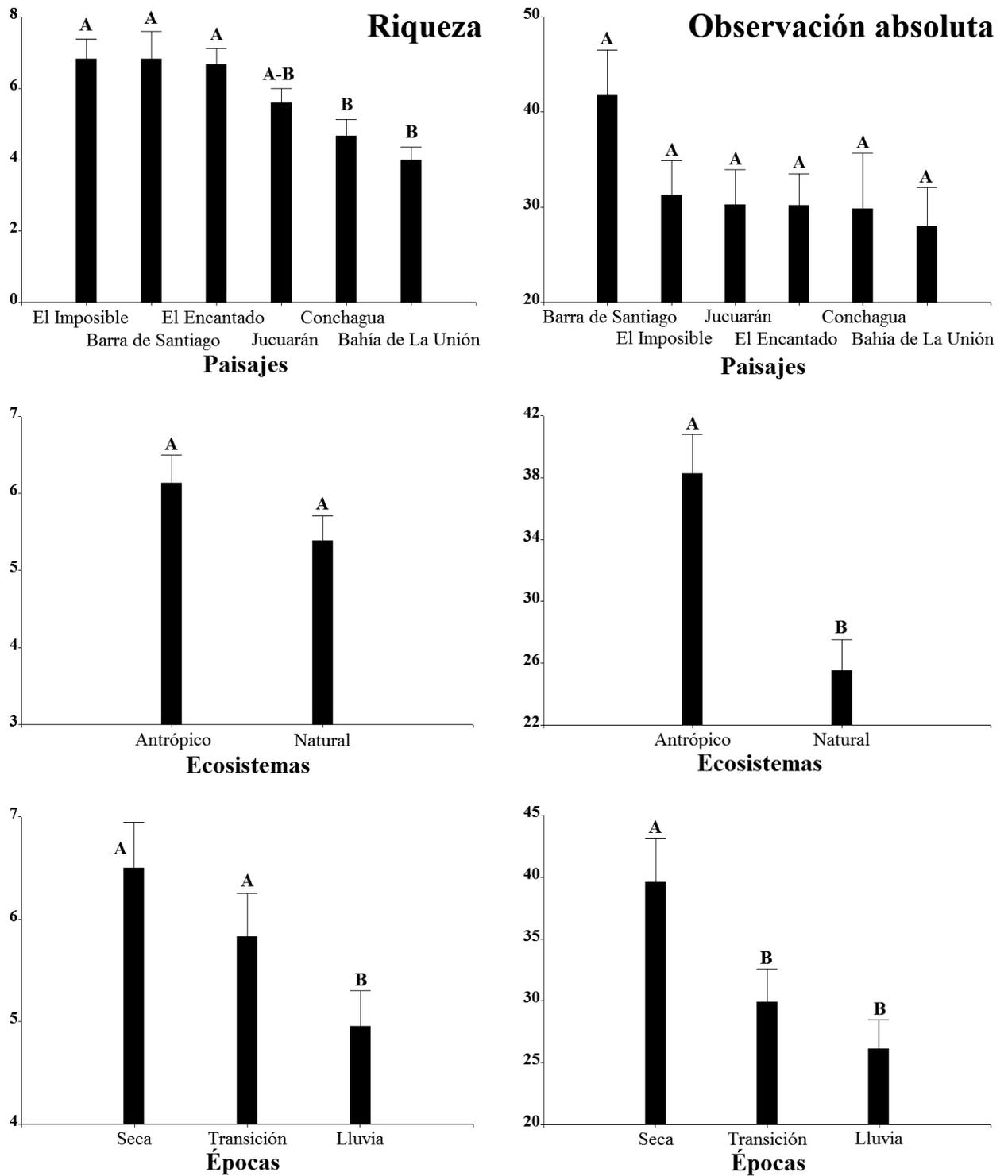


Figura 2. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas en seis paisajes, dos ecosistemas y tres épocas climáticas para la zona costera de El Salvador (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$).

El modelo de ANAVA obtenido con autocorrelación autoregresiva (AIC=47,3 y BIC=49,7) para conocer el efecto de los factores en la diversidad a partir de la equitatividad de especies (índice de Shannon), determinó que existen diferencias significativas entre paisajes ($F_{5,5}=9,36$; $p=0,0008$). No existió efecto de ecosistema ($F_{1,5}=0,47$; $p=0,5080$) ni de época ($F_{2,46}=0,67$; $p=0,5186$), ni interacciones paisaje-ecosistema ($F_{5,5}=2,27$; $p=0,1140$), paisaje-época ($F_{10,46}=0,52$; $p=0,8618$) y ecosistema-época ($F_{2,46}=0,04$; $p=0,9571$).

La prueba LSD de Fisher (Figura 3) para la valores de equitatividad identificó diferencias significativas entre los paisajes, siendo el más distinto Bahía de La Unión. Similar a la riqueza de especies, los paisajes parecidos entre sí fueron Barra de Santiago, El Imposible y El Encantado, que obtuvieron los mayores valores promedio de equitatividad. El paisaje con menor equitatividad fue Bahía de La Unión, seguido por Conchagua, mientras que Jucuarán fue intermedio entre todos los paisajes. Con relación a los otros factores (ecosistemas y épocas climáticas), no se identificaron diferencias significativas.

El mejor modelo de ANAVA obtenido con autocorrelación no estructurada (AIC=-28,9 y BIC=-21,9) para conocer el efecto de los factores en la diversidad a partir de la dominancia de especies (índice de Simpson), determinó que existen diferencias significativas entre paisajes ($F_{5,5}=7,32$; $p=0,0023$). No existió efecto de ecosistema ($F_{1,5}=0,13$; $p=0,7235$) ni de épocas ($F_{2,46}=0,13$; $p=0,8771$), ni interacciones paisaje-ecosistema ($F_{5,5}=2,12$; $p=0,1335$), paisaje-época ($F_{10,46}=0,69$; $p=0,7182$) y ecosistema-época ($F_{2,46}=0,01$; $p=0,9926$).

La diferencia de medias (Figura 3) identificó que los paisajes son significativamente distintos en dominancia de especies. El paisaje más distinto y con mayor dominancia fue Bahía de La Unión, opuesto a lo obtenido con el valor de equitatividad; mientras que los más similares por tener menor dominancia fueron El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, similar a los resultados de la riqueza y equitatividad de especies. Entre ecosistemas y entre épocas no se determinaron diferencias significativas de acuerdo con la prueba LSD de Fisher.

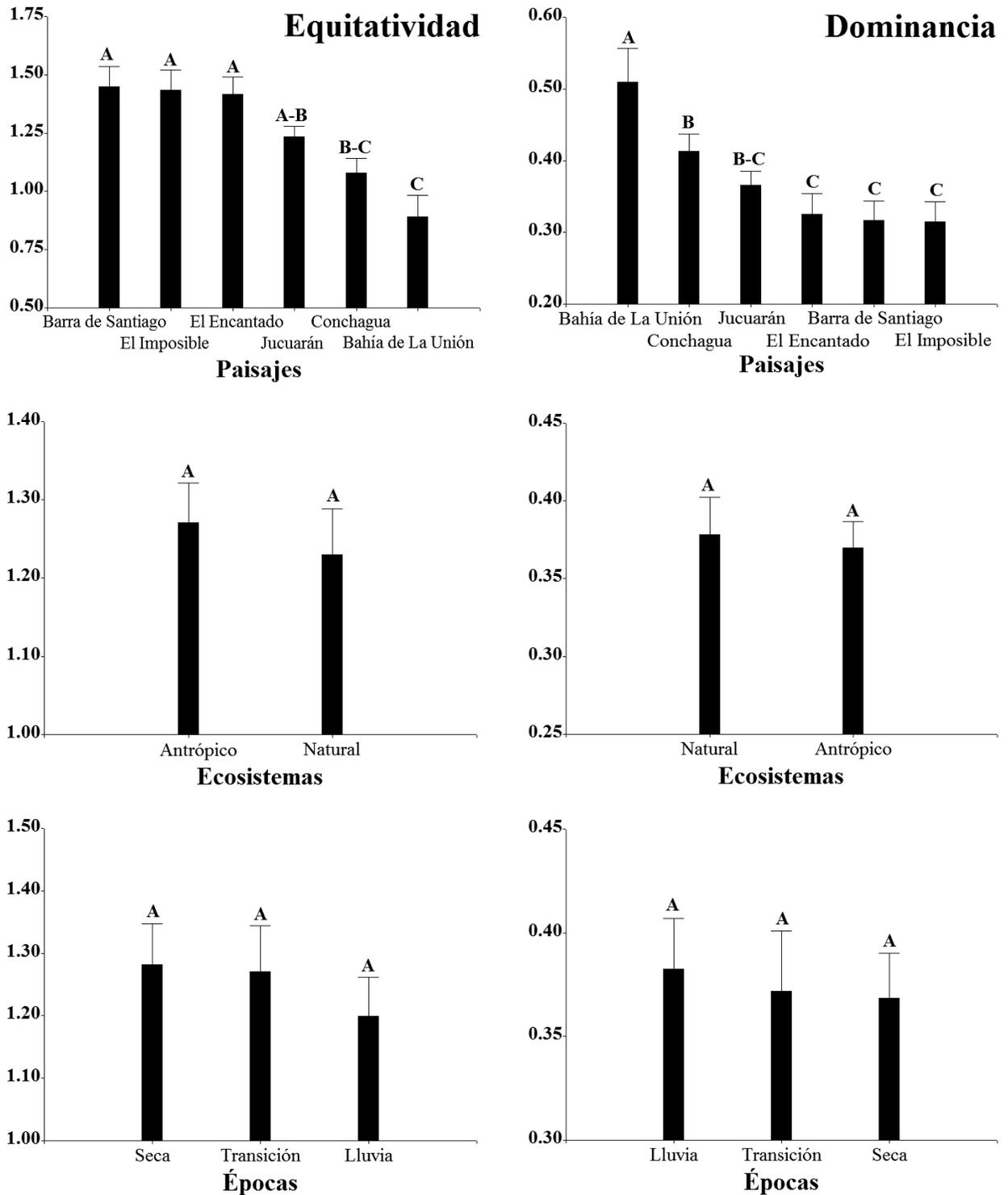


Figura 3. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la equitatividad (índice de Shannon –valor mayor indica equitatividad) y dominancia (índice de Simpson –valor mayor indica dominancia) de aves rapaces diurnas en seis paisajes, dos ecosistemas y tres épocas climáticas para la zona costera de El Salvador (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$).

4.4.2 Análisis de estructura y composición de comunidades de aves rapaces diurnas

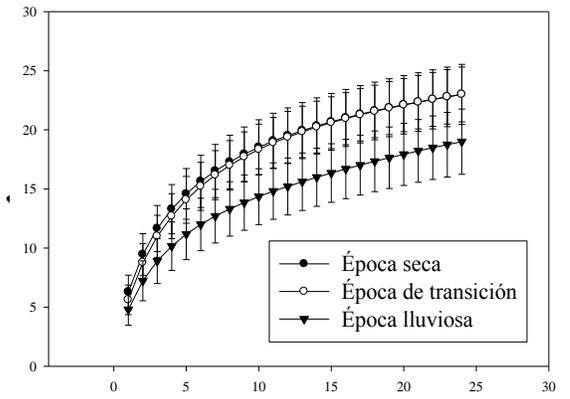
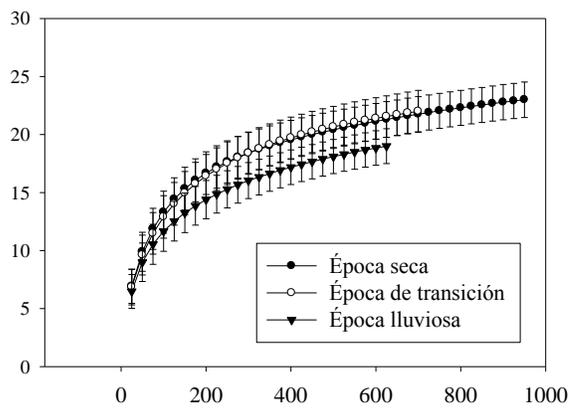
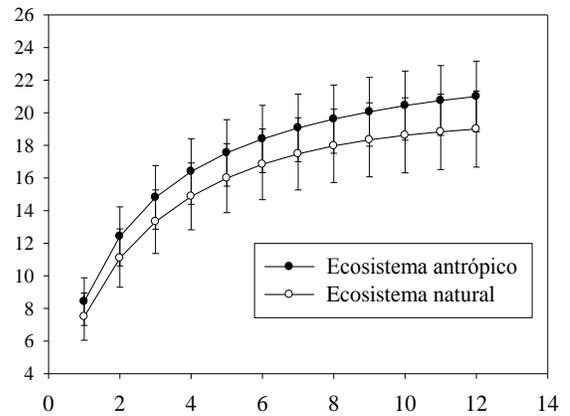
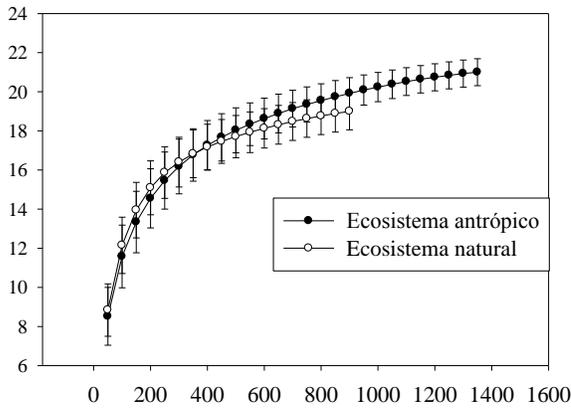
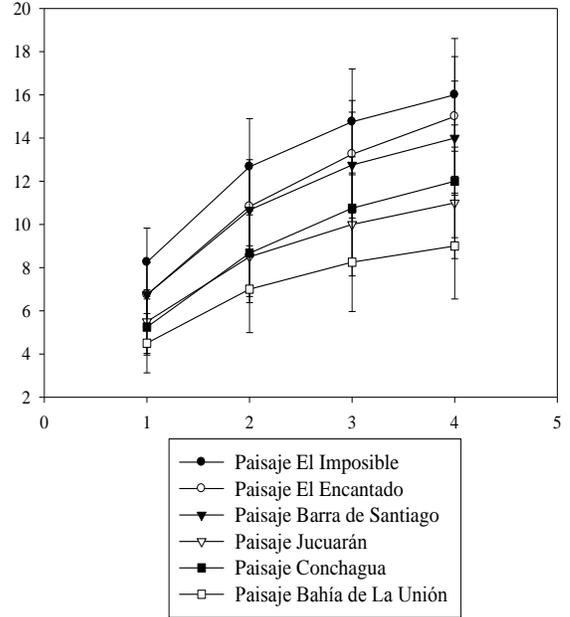
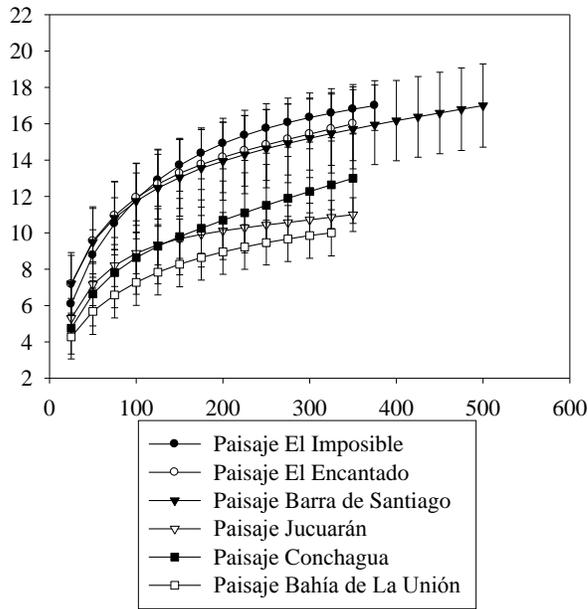
A partir de los análisis utilizando curvas de rarefacción para la riqueza específica, análisis de conglomerados y de especies indicadoras, se obtuvo una aproximación al conocimiento de la diversidad beta (Moreno 2001) de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador.

Las curvas de rarefacción, que relacionan la riqueza específica esperada en función de unidades muestrales o individuos (Gotelli y Colwell 2001, Moreno 2001) permitieron conocer y comparar la riqueza de especies para cada factor (paisajes, ecosistemas y épocas) en estudio a partir de la observación absoluta (individuos) y parcelas para la costa de El Salvador (Figura 4).

Así, se obtuvo que al comparar los paisajes, en El Imposible se encontró la mayor riqueza esperada, seguida por El Encantado, cuyas curvas no presentaron una asíntota definida, indicando que la riqueza no alcanzó su valor máximo esperado. Este mismo patrón se observó para el resto de paisajes. El paisaje con menor riqueza esperada fue Bahía de La Unión. Al igual que con los modelos de ANAVA, las curvas de rarefacción identificaron que los tres paisajes con mayor riqueza fueron El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado.

De acuerdo con las curvas de rarefacción para ecosistemas antrópicos y naturales, se determinó que el primero posee la mayor riqueza esperada, mientras que en ecosistemas naturales el número de especies fue menor. En ambos casos, las asíntotas fueron logradas levemente. Con relación a las épocas, las curvas de rarefacción permitieron identificar que durante la época lluviosa se observó menos especies, mientras que las dos restantes lograron el mayor valor, llegando a un punto de intersección. Este patrón fue similar al obtenido con la prueba LSD de Fisher para el modelo de ANAVA. Las curvas para épocas seca y transición seca-lluviosa fueron similares, lo cual permite inferir que en ambas existe una influencia de especies migratorias que ocurrieron en el país durante ese período (Anexo 2).

En general, las curvas de rarefacción para los tres factores no lograron asíntotas definidas, identificando que mayor esfuerzo de muestreo es necesario para conocer la máxima riqueza esperada de especies.



Individuos

Parcelas

Figura 4. Curvas de rarefacción para valores de la riqueza esperada y error estándar de especies de aves rapaces diurnas en función de la observación absoluta (individuos) y unidades muestrales (parcelas) para seis paisajes, dos tipos de ecosistemas y tres épocas climáticas en la zona costera de El Salvador.

De acuerdo al análisis de conglomerados para los paisajes utilizando las observaciones absolutas por especie con la distancia euclidiana por el método de Ward (Figura 5), se obtuvo que El Imposible y Barra de Santiago fueron distintos comparados con los demás paisajes, mientras que Bahía de La Unión y El Encantado fueron similares, al igual que Conchagua y Jucuarán. Asimismo, El Imposible fue el más disímil entre los seis paisajes.

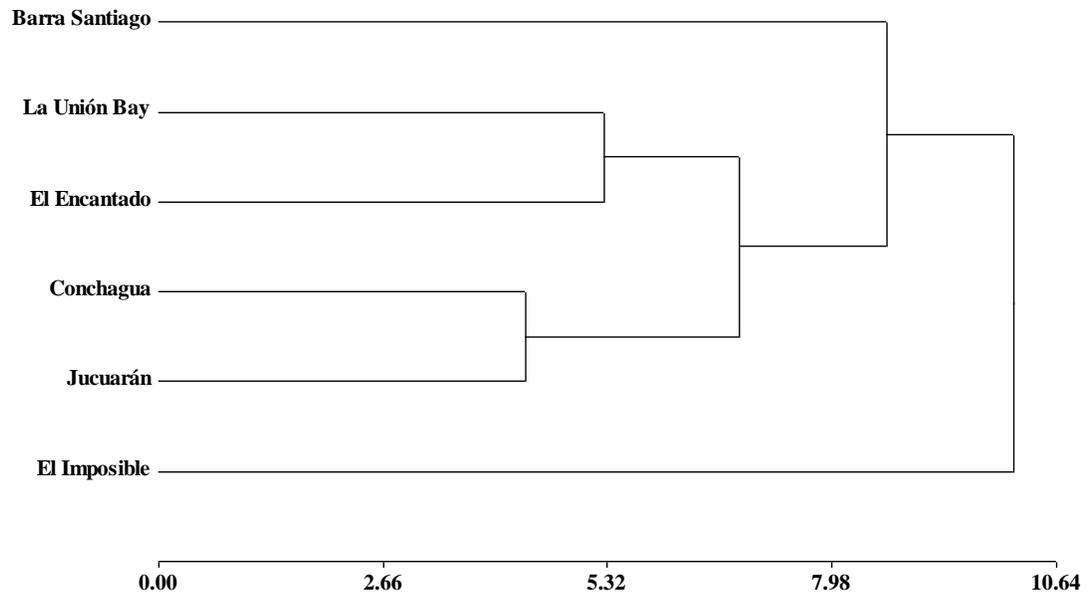


Figura 5. Dendrograma del análisis de conglomerados para seis paisajes de la zona costera de El Salvador utilizando distancia euclidiana por el método de Ward.

De acuerdo con el análisis de conglomerados para unidades muestrales (parcelas) utilizando las observaciones absolutas por especie, obtenido con distancia euclidiana por el método de Ward (Figura 6), con el 75% de la información se determinó que en la zona costera de El Salvador ocurren cuatro comunidades (o grupos) de aves rapaces diurnas, identificadas de acuerdo a la dominancia de especies en 24 parcelas para seis paisajes fragmentados. Estas agrupaciones permitieron definir los tipos de ecosistemas que fueron objeto de estudio (bosque de mangle, selva decidua-subperennifolia y dos ecosistemas agropecuarios).

Se hizo un análisis de especies indicadoras para las comunidades de aves rapaces diurnas propuestas, utilizando una prueba de Monte Carlo con 1000 permutaciones. Se planteó la hipótesis “el valor indicador difiere de uno generado al azar para la especie indicadora” (con $p < 0,05$), que permitió identificar especies indicadoras.

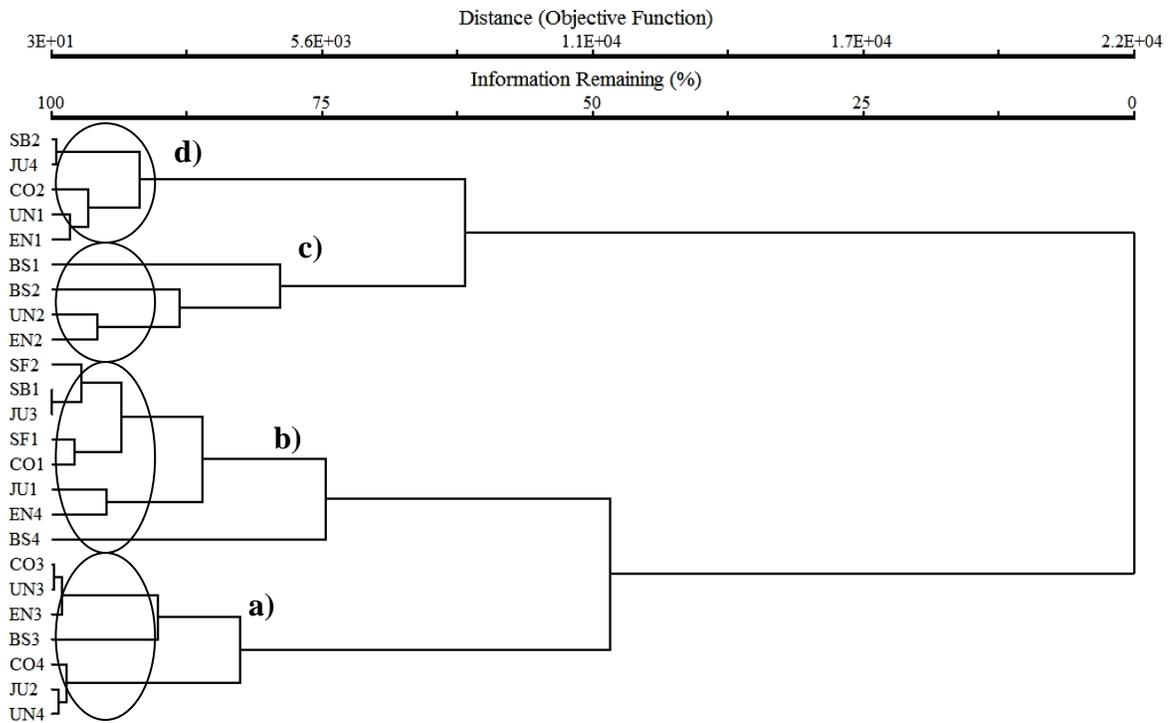


Figura 6. Dendrograma del análisis de conglomerados obtenido con distancia euclidiana por el método de Ward para unidades muestrales (parcelas) en seis paisajes de la costa de El Salvador.

De acuerdo con este análisis, se obtuvieron las especies que conforman las comunidades de aves rapaces diurnas, así como sus especies indicadoras (Cuadro 2); considerando estas últimas como las representantes del grupo a partir de su valor indicador alto dentro de la comunidad (dominancia porcentual y $p < 0,05$). Cada comunidad incluye las especies de la siguiente manera:

- a. **Comunidad de aves rapaces diurnas en ecosistemas agropecuarios de planicie costera (Agropecuario 1).** Especies: gavilán de pantanos (*Circus cyaneus*), milano piscucha (*Elanus leucurus*), gavilán de Cooper (*Accipiter cooperi*), gavilán de caminos (*Buteo magnirostris*) y querque (*Caracara cheriway*). Especie indicadora: zopilote común (*Coragyps atratus*). Especies migratorias son el *C. cyaneus* y *A. cooperi*. En esta comunidad se encuentran especies generalistas de hábitat y zonas abiertas.
- b. **Comunidad de aves rapaces diurnas en ecosistemas agropecuarios montanos (Agropecuario 2).** Especies: gavilán pajarero (*Accipiter striatus*), gavilán gris (*Buteo nitidus*), gavilán de cola roja (*Buteo jamaicensis*), gavilán de Harris (*Parabuteo*

unicinctus), halcón corta cabezas (*Micrastur semitorquatus*), halcón guás (*Herpetotheres cachinnans*), halcón cernícalo (*Falco sparverius*) y halcón peregrino (*Falco peregrinus*). Especies indicadoras: aura o zopilote de cabeza roja (*Cathartes aura*) y gavián de cola corta (*Buteo brachyurus*). Los representantes de esta comunidad fueron observados en ecosistemas antrópicos ubicados arriba de 100 msnm y la mayoría son generalistas de hábitat y de zonas abiertas; excepto *B. jamaicensis*, que fue registrada en selva decidua y subperennifolia (Anexo 2), pero tiende a ocurrir en hábitats semiabiertos (Ferguson-Lees y Christie 2001). Una especie extraña en esta comunidad es *P. unicinctus*, ya que fue observada en matorrales y pastizales de planicie costera. Las especies migratorias son *A. striatus* y *F. peregrinus*, aunque *B. jamaicensis* y *F. sparverius* tienen población migratoria y residente.

- c. **Comunidad de aves rapaces diurnas de humedales costeros (manglar).** Especies: águila pescadora (*Pandion haliaetus*), milano plumizo (*Ictinia plumbea*), gavián zancudo (*Geranoospiza caerulescens*) y gavián aura (*Buteo albonotatus*). Especie indicadora: gavián cangrejero (*Buteogallus anthracinus*). Esta comunidad involucra especies que fueron observadas principalmente en manglares. Especies migratorias son *P. haliaetus* e *Ictinia plumbea*. *B. albonotatus* fue observada en reproducción en el bosque de mangle, siendo un registro extraño para esta especie, ya que en otras regiones, la especie anida en zonas desérticas y hábitats abiertos (Ferguson-Lees y Christie 2001). En esta comunidad se encontraron tres especies generalistas de hábitat (*I. plumbea*, *B. anthracinus* y *B. albonotatus*) y dos especialistas de humedales costeros (*P. haliaetus* y *G. caerulescens*).
- d. **Comunidad de aves rapaces diurnas de selva decidua y subperennifolia (Selva).** Especies: rey zopilote (*Sarcoramphus papa*), gavián aludo (*Buteo platypterus*), gavián de Swainson (*Buteo swainsoni*), gavián cangrejero (*Buteogallus urubitinga*) y águila crestada negra (*Spizaetus tyrannus*). Especies indicadoras: ninguna. Las especies incluidas en esta comunidad fueron observadas en selvas decidua y subperennifolia. *B. platypterus* y *B. swainsoni* son migratorias neotropicales, siendo la primera mas frecuente en áreas con bosque semiabierto en sus sitios de reproducción en Norteamérica, mientras que la segunda es común en áreas abiertas con árboles dispersos (Ferguson-Lees y Christie 2001); sin embargo, ambas especies ocurrieron en diferentes

hábitats durante el estudio (Anexo 2), por lo cual se consideraron como generalistas de hábitat (Cuadro 1). Entre el resto de especies, una fue generalista de bosque (*B. urubitinga*) y dos especialistas de bosque (*S. papa* y *S. tyrannus*).

Cuadro 2. Comunidades de aves rapaces diurnas para la zona costera de El Salvador y sus especies indicadoras

Comunidad o grupo	Especie	VI (%)	Valor del indicador de los grupos aleatorizados			
			Media	DE	p	
Agropecuario 1	<i>Coragyps atratus</i>	48	31,2	2,95	0,0010	
	<i>Accipiter cooperi</i>	28,6	16,6	9,25	0,1370	
	<i>Caracara cheriway</i>	24,5	21,4	11,02	0,3190	
	<i>Elanus leucurus</i>	17	19,9	10,44	0,4610	
	<i>Circus cyaneus</i>	14,3	16,7	4,66	0,6570	
	<i>Buteo magnirostris</i>	4,4	29,8	9,23	0,1120	
Agropecuario 2	<i>Buteo brachyurus</i>	51,7	30,1	7,14	0,0040	
	<i>Buteo nitidus</i>	37,5	28,5	8,57	0,1340	
	<i>Cathartes aura</i>	36,9	29,7	2,36	0,0050	
	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	36,5	22,4	10,36	0,1020	
	<i>Micrastur semitorquatus</i>	30,6	27,5	9,26	0,3090	
	<i>Falco peregrinus</i>	25,2	28,6	8,67	0,5960	
	<i>Buteo jamaicensis</i>	25	16,8	9,85	0,2340	
	<i>Falco sparverius</i>	22,2	20,1	9,82	0,3720	
	<i>Accipiter striatus</i>	12,5	16,5	4,64	1,000	
	<i>Parabuteo unicinctus</i>	9,4	20,1	9,99	0,8940	
	Manglar	<i>Buteogallus anthracinus</i>	80,9	36,3	10,47	0,0010
		<i>Ictinia plumbea</i>	44	25,4	9,89	0,0550
<i>Geranoospiza caerulescens</i>		41,7	17,6	10,56	0,0560	
<i>Buteo albonotatus</i>		36	27,3	9,14	0,1580	
<i>Pandion haliaetus</i>		28,8	20,3	11,03	0,2180	
Selva	<i>Buteo platypterus</i>	21,6	22,4	10,33	0,4410	
	<i>Sarcoramphus papa</i>	20	16,5	4,6	0,3610	
	<i>Buteo swainsoni</i>	12,3	18,2	9,91	0,6610	
	<i>Spizaetus tyrannus</i>	12,3	16,2	8,57	0,6760	
	<i>Buteogallus urubitinga</i>	11,6	17,9	9,98	0,7130	

4.5 Discusión

4.5.1 Diversidad de las comunidades de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados

Debido a que ecosistemas antrópicos comprenden un mosaico de hábitats, incluyendo parches de vegetación natural (de diferentes tamaños y formas) y zonas agropecuarias (Bennet 2004), las especies de aves rapaces pueden encontrar en dicha matriz sitios de descanso, áreas

de cacería y estructuras para anidar (Rodríguez-Estrella et ál. 1998, Berry et ál. 1998); siendo estos atributos importantes para la supervivencia de especies en esas condiciones de hábitat.

Con relación a otra fauna silvestre, Ricketts et ál. (2001) encontraron que zonas agropecuarias pueden sostener poblaciones nativas de polillas (Orden Lepidoptera, familia Heterocera), ya que estos agroecosistemas pueden suplantar necesidades de hábitat para dichas especies de acuerdo a sus requerimientos naturales. Daily et ál. (2003) determinaron que especies de mamíferos pueden sobrevivir en ecosistemas antrópicos, debido a la existencia de remanentes del paisaje natural original y su distribución espacial.

En Costa Rica, Cárdenas et ál. (2003) definieron que fragmentos de bosque seco, bosque ripario y charrales presentan mayor riqueza específica de avifauna (siendo estas especies propias de áreas boscosas), comparadas con otros tipos de hábitat, como cercas vivas y potreros de alta y baja cobertura arbórea; sin embargo, de acuerdo con sus resultados, la riqueza y abundancia de aves carnívoras, referidas genéricamente como águilas y gavilanes, fue mayor en zonas abiertas que en hábitats forestados.

En la zona costera de El Salvador, se determinó que la diversidad (en equitatividad y dominancia de especies) de aves rapaces diurnas es similar entre ecosistemas antrópicos y naturales. Jullien y Thiollay (1996) identificaron que la mayor diversidad de aves rapaces en paisajes fragmentados de Guyana Francesa se encuentra en ecosistemas alterados, debido a que el valor del índice de equitatividad entre los hábitats en estudio fue mayor en áreas con gradientes de fragmentación que en ecosistemas naturales prácticamente inalterados.

Probablemente la diversidad de aves rapaces diurnas este relacionada con el mosaico de posibilidades que ofrecen los paisajes para suplementar requerimientos de hábitat, ya que mientras mas heterogéneo es el paisaje, la riqueza y diversidad de estas aves tiende a aumentar (Anderson 2001). Coincidiendo con lo observado en la zona costera de El Salvador, en La Mosquitia hondureña Anderson (2001) registró la mayor diversidad y riqueza de especies en ecosistemas heterogéneos, considerando estos últimos como el mosaico formado por sistemas de agricultura migratoria y fragmentos de vegetación natural y secundaria. Jullien y Thiollay (1996) determinaron que la riqueza de especies no varía significativamente entre ecosistemas deforestados y aquellos considerablemente forestados (naturales), lo cual fue igualmente observado en la costa de El Salvador.

Sin embargo, es importante considerar que la dominancia de algunas especies afecta directamente los valores de diversidad (Moreno 2001) dentro de las comunidades (e.g. *Coragyps atratus*, *Cathartes aura* y *Buteogallus anthracinus* para la zona costera de El Salvador); implicando hacer un análisis de la dominancia interespecífica dentro de una comunidad dada (Dufrene y Legendre 1997). Thiollay (1996) afirma que la fragmentación de ecosistemas naturales afecta negativamente a aquellas especies raptoras que necesitan de grandes extensiones para sobrevivir, permitiendo que otras especies mejor adaptadas a ecosistemas abiertos colonicen el paisaje fragmentado.

La afirmación anterior justifica prematuramente que la mayor observación absoluta de aves se encuentre en ambientes modificados por humanos, ya que individuos mejor adaptados a paisajes heterogéneos (Anderson 2001) o con influencia antrópica (Rodríguez et ál. 1998), tienen mayor posibilidad de satisfacer necesidades de hábitat, llegando a sobreponerse numéricamente respecto a otras especies menos favorecidas (Berry et ál. 1998, Jullien y Thiollay 1996). Para la zona costera de El Salvador, esta característica de las comunidades de aves rapaces en paisajes fragmentados fue identificada a partir de la ocurrencia de especies generalistas, ya que éstas fueron dominantes en riqueza y observación absoluta promedio sobre otras rapaces consideradas como especialistas (Anexo 2). Sin embargo, esto no identifica que necesariamente ha sucedido una sustitución de especies en el paisaje.

Para el caso de la zona costera de El Salvador, la mayor riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas, así como la mayor diversidad (en términos de equitatividad y dominancia), se encontró en los paisajes El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, los cuales forman parte de áreas naturales definidas como importantes para la conservación de biodiversidad a nivel nacional por contener áreas naturales extensas y estar interconectados con otras áreas o entre sí (PNOT 2004, Komar 2002). Sin embargo, El Imposible y Barra de Santiago son disímiles de los demás paisajes, siendo el primero más distinto a todos. La riqueza esperada de especies no fue alcanzada en los paisajes El Encantado y Conchagua, infiriendo que futuros esfuerzos de muestreo podrían llegar a determinar una diversidad de especies comparable con El Imposible y Barra de Santiago.

De acuerdo con Renjifo (2001), la conservación de aves en un paisaje fragmentado no sólo esta relacionada con la presencia de áreas naturales extensas, sino también con la

estructura de la matriz que rodea dicho parche natural; sugiriendo que la presencia de aves en el paisaje depende del manejo adecuado del suelo alrededor de espacios extensos, que a su vez permiten la permanencia de especies menos adaptadas a la fragmentación. En ese sentido, la diversidad de aves rapaces en paisajes como El Imposible y Barra de Santiago dependerá de la dispersión de individuos para colonizar nuevas áreas, así como de la capacidad del paisaje para recibir y mantener nuevos colonizadores, considerando que este movimiento estará relacionado con la estructura de la matriz circundante a espacios naturales.

La fragmentación en el paisaje costero de El Salvador afecta distintamente a las aves rapaces diurnas; considerando que la mayor diversidad esta en paisajes que contienen áreas naturales de tamaño potencialmente suficiente para albergar poblaciones viables de aves rapaces (e.g. El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado). La conservación de áreas naturales extensas es indispensable para la conservación de especies que requieren de hábitats con tamaños óptimos para mantener sus poblaciones (Jullien y Thiollay 1997), que finalmente interactúan parcial o totalmente con la matriz agropecuaria para satisfacer sus necesidades.

La información obtenida a partir de la caracterización de las comunidades de aves rapaces diurnas en paisajes fragmentados permitió un acercamiento al conocimiento de la dinámica ecológica que sucede entre las especies y los ecosistemas al cual son afines; logrando comprender de mejor manera la adaptación diferencial en y entre grupos de especies en la matriz de sistemas agropecuarios con diferentes gradientes de fragmentación (Jullien y Thiollay 1996). A pesar que no se relacionó la diversidad de aves rapaces con otras características del paisaje, como estructura y composición florística y presencia de fuentes de alimento, el mantenimiento y mejoramiento de su diversidad en la zona costera de El Salvador podría estar directamente relacionada con dichas métricas, sugiriendo la necesidad de estudiar en una escala fina las comunidades de aves rapaces en la realidad fragmentada del paisaje.

4.5.2 Distribución de aves rapaces diurnas en la zona costera de El Salvador

La mayor riqueza esperada de aves rapaces diurnas se encontró en ecosistemas antrópicos de la zona costera, probablemente debido a una sustitución de especies generalistas sobre especialistas de hábitat, donde la riqueza original se mantiene pero aumenta con nuevas especies colonizadoras (Jullien y Thiollay 1996). Se conoce que han ocurrido cambios en la riqueza de especies de aves rapaces en la costa de El Salvador, como es el caso el gavilán

pescador de collar (*Busarellus nigricollis*), el aguililla ornada (*Spizaetus ornatus*) y el halcón murcielaguero (*Falco ruficularis*), cuya existencia actual es dudosa debido a la escasez de registros recientes (Komar et ál. 2007); sin embargo, el conocimiento de la estructura de las comunidades aviares en el pasado no es suficiente como para estimar cambios históricos en la diversidad de estas aves en el país.

Komar et al. (2007) proponen el estado de distribución nacional en hábitats para la avifauna de El Salvador, incluyendo las aves rapaces diurnas, para lo cual utilizaron los registros de las especies en hábitats clasificados como humedales, bosque y zonas abiertas. Considerando la clasificación de Komar et ál. (2007) y la observación de aves rapaces diurnas en ecosistemas antrópicos y naturales de la zona costera de El Salvador en 2007, se propuso una clasificación de distribución a nivel del paisaje costero para las especies registradas.

La comparación entre ambas propuestas identificó que sólo seis especies fueron comunes entre los sistemas de clasificación: *Pandion haliaetus* (especialista de humedal), *Elanus leucurus* (generalista de zonas abiertas), *Circus cyaneus* (generalista de zonas abiertas), *Caracara cheriway* (generalista de zonas abiertas) y *Falco sparverius* (generalista de zonas abiertas). Las discrepancias con Komar et ál. (2007) se deben a que para los paisajes de la costa salvadoreña fue necesario agregar la categoría de especies ‘generalistas de hábitat’, ya que algunas aves que ocurrieron tanto en ecosistemas naturales como en antrópicos; además, no se consideró la categoría de ‘especialista de zonas abiertas’, ya que en estas condiciones (catalogadas como ecosistemas antrópicos para esta investigación), las aves rapaces utilizaron diferentes tipos de hábitat sin determinarse una preferencia específica por zonas de pasto o agrícolas, y contrariamente, las especies registradas sólo en ecosistemas antrópicos fueron consideradas como ‘generalistas de zonas abiertas’. No obstante, la agrupación de aves rapaces diurnas de acuerdo a su selección por ecosistemas naturales y ecosistemas antrópicos o ambos, determinó que los dos tipos de clasificación concuerdan en que existen más especies generalistas que especialistas de hábitat.

El análisis para obtener comunidades de aves rapaces diurnas y sus especies indicadoras es complementario con la clasificación para la zona costera antes mencionada; ya que el primero determinó la dominancia interespecífica dentro de cada comunidad. En ese sentido, al comparar ambos resultados se determinó que una especialista no equivale a una especie

indicadora (e.g. *Buteogallus anthracinus* y *Buteo brachyurus* son generalistas de hábitat e indicadores de comunidades de aves rapaces). Así, se determinó que las comunidades incluyeron tanto especies generalistas como especialistas.

Jullien y Thiollay (1996) encontraron que las comunidades de aves rapaces en paisajes fragmentados de Guyana Francesa se pueden distribuir en seis grupos de acuerdo a las preferencias de hábitat de cada especie; obteniendo dos comunidades principales, las aves en ecosistemas naturales (subdivididas en especialistas del interior y sotobosque, aves de claros moderados o bordes y aves de claros extensos dentro del bosque), y la comunidad formada por aquellas especies asociadas a hábitats costeros fragmentados, considerando parches de bosque, sabanas y manglares (subdivididas en especialistas de bosque, de humedales y otras mejor adaptadas a diferentes gradientes de fragmentación).

En paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador se determinó que ocurren cuatro comunidades de aves rapaces diurnas (aves de humedales costeros, de selva decidua y subperennifolia, y dos en ecosistemas antrópicos), perteneciendo a un sólo grupo similar a la comunidad de paisajes fragmentados propuesta por Jullien y Thiollay (1996). No obstante, para las comunidades en la costa de El Salvador, se identificaron especies indicadoras o características en cada comunidad de acuerdo a su dominancia dentro de las mismas. En ese sentido, el hecho de no determinar especies indicadoras en la comunidad de aves rapaces de selva decidua y subperennifolia (consideradas especialistas de bosque por Jullien y Thiollay), permite inferir que en ella no existe dominancia interespecífica.

Sin embargo, el amplio rango de movilidad de las rapaces diurnas (Anderson 2001) permite que exista un intercambio de individuos entre comunidades, principalmente en aquellas de zonas abiertas, impidiendo la determinación de patrones que indiquen la selección por hábitats particulares entre las especies dentro de paisajes fragmentados, sobretodo para aquellas generalistas o mejor adaptadas a ambientes antrópicos (Rodríguez-Estrella et ál. 1998). Para el caso de las comunidades de aves rapaces en la costa de El Salvador, el patrón antes descrito pudo identificarse entre las comunidades de ecosistemas antrópicos, que incluyeron a la mayoría de especies, ya que en estas condiciones las aves se detectaron tanto en parches pequeños de bosque como en parcelas agropecuarias.

La importancia de zonas agropecuarias para albergar una diversidad considerable de aves rapaces diurnas se debe a su capacidad para suplementar requerimientos de hábitat para las especies (Anderson 2001, Morrison y Humphrey 2001, Berry et ál. 1998, Jullien y Thiollay 1996), ya que proporcionan diferentes recursos para su supervivencia (Berry et ál. 1998). Sin embargo, entre las especies de una comunidad dada pueden existir aquellas que tienen la versatilidad de aprovechar las zonas agropecuarias sólo parcialmente, ya que dependen de zonas de hábitat natural para reproducirse (Rodríguez-Estrella et ál. 1998), como *Sarcoramphus papa*, *Buteogallus urubitinga* y *Spizaetus tyrannus* en paisajes costeros de El Salvador, haciendo que su supervivencia en el futuro sea cuestionable (Jullien y Thiollay 1996).

De acuerdo con Lang et ál. (2003), las cercas vivas y su estructura comprenden un factor positivo para mantener la diversidad aviar en sistemas ganaderos. Para aves rapaces presentes en zonas abiertas, el arbolado disperso y cercas vivas en sistemas agropecuarios son fundamentales para su supervivencia, ya que además de proveer sitios de descanso y perchas para cacería, proporcionan estructuras para anidar (Morrison y Humphrey 2001, Berry et ál. 1998, Rodríguez-Estrella et ál. 1998). Por ejemplo, en paisajes agropecuarios de la zona costera de El Salvador, se observaron nidos activos y crías de *Elanus leucurus* y *Parabuteo unicinctus* en zonas de pasto con árboles y matorral disperso mezclados con cercas vivas. Otras especies utilizaron zonas abiertas, pero dependieron de zonas forestadas para reproducirse, como *Ictinea plumbea*, que fue registrada en diferentes hábitats de ecosistemas naturales y antrópicos, pero ocurrió principalmente en bosque de mangle, donde se observaron territorios de reproducción activos y crías de la especie.

Asimismo, la distribución de rapaces diurnas en un paisaje dado, también podría estar determinada por la presencia de presas y distintos hábitos alimenticios de las aves inter e intraespecíficamente (DuVal et ál. 2006, Gerhardt et ál. 2004, Sutter et ál. 2001, Schulze et ál. 2000, Rodríguez-Estrella et ál. 1998, Gerhardt 1993, Ferrari 1990); tomando en cuenta que esas fuentes de alimento y de otros recursos pueden estar sujetas a las condiciones estructurales cambiantes del paisaje (Jullien y Thiollay 1997). Las adaptaciones anatómicas y fisiológicas de aves rapaces en sus nichos ecológicos están relacionadas a sus requerimientos de hábitat (Ferguson-Lees y Christie 2001, Brown 1997), aunque estas puedan desplazarse en extensiones grandes de terreno en búsqueda de alimento o sitios de descanso. *Buteogallus*

anthracinus fue observado en diferentes hábitats dentro de ecosistemas naturales y antrópicos, por lo cual se consideró como especie generalista de hábitat para la zona costera de El Salvador; sin embargo, se registró alimentándose y en comportamiento reproductivo sólo en ecosistemas naturales.

Sin duda, la diferencia en ecosistemas naturales y antrópicos del paisaje fragmentado ha sido determinante en la distribución de aves rapaces en la zona costera de El Salvador, separando aquellas especies mejor adaptadas (generalistas) de aquellas dependientes de áreas naturales (especialistas). El análisis de especies indicadoras para la zona costera de El Salvador permite definir aquellas comunidades y sus integrantes, que están representadas por una ó dos especies características. Así, cambios en la estructura y composición de dicha comunidad significaría encontrar nuevos indicadores, sugiriendo posibles cambios ambientales en el paisaje.

4.5.3 Efecto de la migración en las comunidades locales de aves rapaces diurnas de paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador

En el neártico se han registrado 40 especies de aves rapaces diurnas completa o parcialmente migratorias, de las cuales por lo menos 32 han sido reportadas para el corredor mesoamericano (que inicia desde el sur de Texas y se extiende hasta Panamá), siendo este el mas importante para el vuelo migratorio de rapaces en el nuevo mundo (Bildstein 2004, Bildstein y Zalles 2001, Zalles y Bildstein 2000).

Entre los factores ecogeográficos que influyen en la migración neártica de aves rapaces diurnas se encuentran el clima, la topografía y la cobertura boscosa (Bildstein 2004, Bildstein 1997). Sin embargo, existe la necesidad de aprender acerca de la ecología geográfica de la migración, que permita identificar necesidades de conservación en la región considerando las relaciones inter e intraespecíficas, particularmente en porciones del corredor mesoamericano, incluyendo El Salvador, Honduras y Nicaragua, donde los registros de migración de rapaces diurnas son esporádicos (Bildstein 2004, Bildstein y Zalles 2001).

Las aves migratorias neotropicales constituyen parte fundamental de la diversidad silvestre de esta clase vertebrada en regiones tropicales (Estrada y Coates-Estrada 2005, Bildstein 2004). En Baja California, Rodríguez-Estrella et ál. (1998) encontraron que la

abundancia de especies de aves rapaces residentes aumenta durante la época migratoria, ya que individuos migratorios confluyen con sus congéneres locales, llegando a compartir territorios. Efectivamente, en la costa de El Salvador, la observación absoluta promedio de aves residentes con población migratoria (e.g. *Cathartes aura* y *Buteo brachyurus*) aumentó durante la época seca en ecosistemas antrópicos (Anexo 2); además, la época seca (febrero) y transición seca-lluviosa (abril) presentaron significativamente la mayor riqueza y observación absoluta de especies. Sin embargo, la diversidad de aves rapaces no varió entre las épocas.

Estrada y Coates-Estrada (2005) afirman que las aves migratorias neotropicales parecen responder a la fragmentación del hábitat tomando ventaja de otros hábitats presentes en paisajes agropecuarios, ya que la riqueza de especies migratorias que visitan estos ambientes antrópicos es alta, a pesar que la matriz no proporciona las mismas oportunidades para todas las especies. Los hábitos de las rapaces diurnas durante su migración podrían estar asociados con estructuras diferentes del paisaje (Ardia y Bildstein 2001, Sánchez-Zapata y Calvo 1999). Berry et ál. (1998) encontraron que algunas especies migratorias de aves rapaces dentro de Norteamérica, están correlacionadas positivamente con praderas, principalmente porque estas proveen una fuente de alimento para dichas especies.

La mayoría, si no es que la totalidad, de rapaces de Norteamérica pasan el invierno del Ártico (época seca en El Salvador) en el neotrópico, utilizando humedales costeros o continentales, pastizales y sabanas, bosque secundario y zonas de borde, contrariamente a seleccionar áreas boscosas inalteradas (Bildstein 2004), a pesar que el 50% de las rapaces migratorias mundiales se ve afectada por la deforestación (Bildstein et ál. 2000). De las 26 especies registradas en la zona costera de El Salvador, siete son migratorias o visitantes del neártico (Komar et ál. 2007), de las cuales tres (*Circus cyaneus*, *Accipiter striatus* y *A. cooperi*) ocurrieron sólo en ecosistemas antrópicos, mientras que una (*Pandion haliaetus*) se registró principalmente en humedales costeros y el resto (*Buteo platypterus*, *B. swainsoni* y *Falco peregrinus*) fueron menos especialistas en su selección por hábitats particulares, por lo que se consideraron generalistas de hábitat.

Sin embargo, la competencia inter e intraespecífica de rapaces diurnas migratorias y residentes ha sido poco estudiada (Bildstein 2004). Durante febrero de 2007, se observaron individuos de *Cathartes aura*, *Buteogallus anthracinus*, *Buteo magnirostris*, *Buteo swainsoni*

y *Caracara cheriway* forrajeando parcelas de caña de azúcar recién cosechadas en búsqueda de presas. De las especies mencionadas, *B. swainsoni* es migrante completo del neártico (Bildstein 2004), mientras que las restantes tienen poblaciones residentes (Komar et ál. 2007); sugiriendo que la interacción entre especies puede ser un factor determinante en la provisión de alimento para satisfacer necesidades de especies e individuos locales y migratorios, ya que sus hábitos de forrajeo las obliga a utilizar los mismos sitios de cacería.

El paisaje de la costa de El Salvador fue utilizado por una especie migratoria intratropical (*Ictinia plumbea*), definida como una especie que realiza movimientos dentro de regiones tropicales evitando el invierno de Suramérica (Bildstein 2004). Esta especie fue registrada en diferentes hábitats, pero se detectó en conducta reproductiva dentro manglares, compartiendo el área de anidación con *Buteogallus anthracinus*. Sin embargo, ambas no coincidieron totalmente en sus nichos, ya que *I. plumbea* se observó cazando insectos arriba del dosel, siendo esta forma de alimentarse característica de la especie (Seavy et ál. 1998, Ferrari 1990), mientras que *B. anthracinus* se observó alimentándose de otras presas, como crustáceos y peces, que son parte fundamental de su dieta (Ferguson-Lees y Christie 2001).

La interacción entre especies migratorias y locales, no sólo de aves rapaces, es de particular importancia para comprender la dinámica de las comunidades de avifauna en paisajes fragmentados del neotrópico, ya que históricamente se han estudiado detenidamente especies de carácter sedentario y poca atención ha sido prestada a las migrantes, principalmente debido a los períodos y localización geográfica de los estudios (Anderson 2001, Jullien y Thiollay 1996). Probablemente, las especies migratorias busquen en el Neotrópico satisfacer necesidades de hábitat similares a aquellas en sus sitios de reproducción, llegando a coincidir con características ambientales de los territorios ya establecidos por otros individuos de la misma u otras especies que son residentes; alertando la importancia de conocer a nivel de especie la interacción inter e intraespecífica dentro de comunidades de aves locales y migratorias, así como su relación con la realidad del paisaje, en sitios de paso y de invernada, para comprender mejor y determinar la capacidad de los ecosistemas de albergar aves migratorias y residentes (Bildstein 2004).

4.5.4 Conservación de aves rapaces diurnas en la zona costera de El Salvador

Sánchez-Zapata y Calvo (1999) sugieren que la conservación de aves rapaces diurnas necesita de una visión regional que considere el mosaico de hábitats creado por actividades antrópicas en el paisaje. Asimismo, Bildstein (2001) propone que los cambios poblacionales en las comunidades de aves rapaces pueden ser estudiados a partir de sitios de monitoreo constantes, ya sea regionales o continentales, de tal manera que se identifiquen alteraciones en el estado de los ecosistemas de acuerdo a la fluctuación poblacional de rapaces estacional y anualmente.

Los corredores biológicos entre áreas naturales grandes o pequeñas (consideradas como protegidas) constituyen el nexo entre dichos espacios, que a su vez presentan condiciones particulares de intervención antrópica (Bennet 2004). Los corredores contribuyen a estructurar el paisaje fragmentado en dos sentidos básicos, actuando como áreas periféricas de amortiguamiento de los espacios naturales a impactos externos ocasionados por los sistemas productivos y vinculando territorial y funcionalmente los diferentes espacios naturales protegidos de interés (PNOT 2004).

Indudablemente, el mantenimiento de sistemas productivos forestados (como fincas de café), arbolado disperso y cercas vivas, así como de remanentes de ecosistemas naturales en ambientes agropecuarios, es importante para la conservación de biodiversidad (Harvey et ál. 2003, Hughes 2002, Harvey y Haber 1999). Estudios han predicho que la pérdida de áreas forestales dispersas en sistemas agropecuarios disminuirá sustancialmente la biodiversidad en dichos ecosistemas a corto plazo, y que su conservación dependerá del manejo adecuado del suelo y de políticas orientadas a no alterar el paisaje (Hughes 2002, Harvey y Haber 1999), que a su vez mejoren la producción (Villanueva et ál. 2003).

Sin embargo, la conservación de aves rapaces diurnas no solamente implica la preservación de áreas naturales con suficiente extensión para mantener poblaciones viables o del adecuado uso del suelo. Así como otras aves (Fisher et ál. 2006), las rapaces diurnas presentan otros problemas, como la cacería furtiva, envenenamiento por consumo de presas contaminadas y comercio ilegal entre otros (Bildstein et ál. 2000; Bildstein et ál. 1998).

De acuerdo con lo observado en paisajes fragmentados de la zona costera, en El Salvador la diversidad de aves rapaces diurnas no difiere significativamente entre ecosistemas

antrópicos y naturales, los cuales presentan una dominancia interespecífica. Sin embargo, esta diversidad podría estar influenciada por la presencia de áreas naturales protegidas, ya que por ejemplo, se demostró que la mayor riqueza y diversidad de aves rapaces ocurre en el paisaje El Imposible, que contiene al área natural protegida de mayor extensión en el país (Komar et ál. 2007, PNOT 2004), la cual es considerada como la más diversa en cuanto a especies de árboles, aves y, posiblemente, otros tipos de flora y fauna (PNOT 2004). No obstante, otros ecosistemas, igual de importantes que la selva perennifolia y subperennifolia presente en El Imposible, son fundamentales para la conservación de aves rapaces. La presencia de nidos activos y crías de algunas rapaces en ecosistemas antrópicos permite inferir que existen especies que dependen de estas zonas abiertas para reproducirse y obtener otros requerimientos de hábitat para sobrevivir.

Dos paisajes distintos en tipos de hábitat pero unificados por presentar la mejor riqueza, observación absoluta y diversidad de aves rapaces diurnas son El Imposible y Barra de Santiago, los cuales geográficamente mantienen una estrecha relación por ubicarse relativamente cerca (<10 km lineales), además de compartir recursos, ya que las fuentes de agua que nacen en El Imposible drenan hacia Barra de Santiago (PNOT 2004). Probablemente, esta característica de conectividad proporcione a esta zona la capacidad de conformar un paisaje fuente (Bennet 2004), donde nuevos individuos tenderán a dispersarse y colonizar nuevos sitios.

Otros sitios menos diversos (e.g. Jucuarán, Conchagua y Bahía de La Unión) necesitarán de atención para promover el aprovechamiento adecuado y ordenado de los recursos, de tal manera que se evite continuar fragmentando la estructura del paisaje y las poblaciones remanentes de aves rapaces que dependen de ecosistemas naturales. La implementación de medidas de conservación de biodiversidad a partir del uso adecuado del suelo parece ser aún incipiente en El Salvador, y probablemente se convierta en una de las prioridades para preservar poblaciones viables en el paisaje fragmentado que predomina en el territorio (Komar 2002). A su vez, se necesita estudiar la realidad de cada especie, que permita inferir posibles amenazas directas (como la contaminación a nivel trófico ocasionada por pesticidas – Thurber y Serrano 1972) al mantenimiento de las poblaciones y comunidades de estas aves, tanto dentro como fuera de áreas naturales.

Finalmente, la conservación de biodiversidad estará arraigada, además de depender del buen manejo de zonas forestadas naturales y sistemas de producción (Hughes 2002, Harvey y Haber 1999), a la capacidad de identificar y valorar los servicios ecosistémicos proporcionados por la biodiversidad, no sólo para el mantenimiento de poblaciones viables de vida silvestre en sí, sino también para mejorar la calidad de vida de los humanos (Sergio et ál. 2005, Van Bael et ál. 2003, Murakami y Nakano 2000, Sergio y Bogliani 1999, Myers 1996), quienes finalmente tienen la decisión acerca del uso de los recursos naturales (Hetch y Saatchi 2007).

4.6 Conclusiones y recomendaciones

En la zona costera de El Salvador se encontraron más especies de aves rapaces diurnas generalistas que especialistas, probablemente debido a que la realidad fragmentada del paisaje ha permitido una sustitución interespecífica, favoreciendo a especies mejor adaptadas al proceso de fragmentación que ha ocurrido y continua en el país. Sin embargo, esto implica comparar históricamente métricas del paisaje, incluyendo la cobertura del suelo y niveles de degradación en los ecosistemas naturales, con las comunidades de aves rapaces, concluyendo con certeza que efectivamente la franja costera del país ha experimentado la sustitución de especies generalistas sobre especialistas de hábitat.

La mayor riqueza de aves rapaces se encontró en los paisajes El Imposible y Barra de Santiago, la mayor observación absoluta en ecosistemas antrópicos y ambos fueron mayores durante la época seca, considerando como principales razones para estos resultados la influencia de especies e individuos migratorios y la inclusión de áreas naturales extensas en cada paisaje. Sin embargo, estas observaciones deben ser complementadas con estudios de estructura y composición florística y disponibilidad de alimento, con el fin de determinar si la ocurrencia de especies en paisajes particulares obedece a la situación de conservación de áreas naturales y manejo de sistemas agropecuarios.

La mayor diversidad de aves rapaces se registró en El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, los cuales forman parte de sistemas de conservación nacional considerados de importancia para la biodiversidad local y regional. Esto sugiere la importante necesidad de estudiar las especies en los paisajes mencionados, contribuyendo a mejorar el conocimiento de

su estado de conservación en las comunidades a las cuales son afines, identificando la capacidad de sus poblaciones para sostener paisajes fuente, asegurar la dinámica de colonización en nuevas áreas y evitar la extinción local de especies en el largo plazo.

La especialización interespecífica dentro de comunidades de aves rapaces diurnas en la zona costera de El Salvador puede transformarse en el factor principal de la desaparición de algunas especies en el paisaje fragmentado, a pesar del mantenimiento de áreas naturales extensas que permiten su supervivencia actual. Esto implica generar el conocimiento acerca de las necesidades específicas de hábitat de dichas especies y su capacidad para cruzar la matriz agropecuaria, para implementar medidas de conservación acertadas, promoviendo el mantenimiento de remanentes de ecosistemas naturales que faciliten el desplazamiento de estas especies dentro de sistemas productivos.

Asimismo, la implementación de políticas y prácticas para mejorar el uso del suelo y evitar la degradación de ecosistemas naturales es importante para detener la fragmentación de poblaciones silvestres, principalmente en aquellos sitios menos diversos (como Jucuarán, Conchagua y Bahía de La Unión), los cuales necesitan de atención para conocer con certeza su contribución al mantenimiento de poblaciones viables de aves rapaces.

La realidad de fragmentación en cada paisaje es particular y proporciona requerimientos de hábitat diferencialmente entre las especies, favoreciendo principalmente a aquellas resilientes a la degradación ambiental. No obstante, la permanencia de estas aves (consideradas generalistas de hábitat) y de otras especialistas que llegan a utilizar eventualmente las zonas agropecuarias, dependerá del mantenimiento de estructuras para reproducirse y de fuentes de alimento constantes en ecosistemas antrópicos, lo cual se logrará en la medida que el humano identifique un beneficio directo de los servicios proporcionados por estas especies y los hábitats de los cuales estas aves dependen para sobrevivir.

4.7 Bibliografía

- Anderson, DL. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica* 33(3):511-519.
- Ardilla, DR; Bildstein, KL. 2001. Sex-related differences in habitat use in wintering American kestrels. *The Auk* 118(3): 746-750.

- Bennet, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida Silvestre. San José, Costa Rica. UICN. 276 p.
- Berry, ME; Bock, CE; Haire, SL. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *The Condor* 100(4): 601-608.
- Bildstein, KL. 2004. Raptor migration in the neotropics: patterns, processes, and consequences. *Ornitología Tropical* 15: 83-99.
- Bildstein, KL; Zalles, J. 2001. Raptor migration at the mesoamerican land corridor. In *Hawkwatching in the Americas*. Pensilvania, Estados Unidos. p. 119-141.
- Bildstein, KL. 2001. Why migratory birds of prey make great biological indicators. In *Hawkwatching in the Americas*. Pensilvania, Estados Unidos. p. 119-141.
- Bildstein, KL; Zalles, J; Ottinger, J; McCarty, K. 2000. Conservation biology of the world's migratory raptors: status and strategies. Chancellor R.D. & B.U. In *Raptor at risk*. WWGGBP/Hancock house. p. 573-590.
- Bildstein, KL; Schelsky, W; Zalles, J; Ellis, S. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of The Raptor Research Foundation* 32(1): 3-18.
- Bildstein, KL. 1997. Factors influencing short-and long-term changes in raptor migration at Hawk Mountain Sanctuary, USA, 1934-1995. *Buteo* 9: 5-15.
- Brown, L. 1997. *Birds of prey*. Londres, Inglaterra. Chancellos Press. 256 p.
- Burnham, WA; Whitacre, DF; Jenny, JP. 1994. The Maya project: use of raptors as tools for conservation and ecological monitoring of biological diversity. *In Raptor conservation today*. Meyburg, BU; Chancellor, RD eds. *s.l.* WWGGBP/The Pica Press. p. 257-263.
- Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40): 78-85.
- Chamberlain, DE; Fuller, RJ; Bunces, RGH; Duckworht, JC; Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37:771-788.
- Colwell, RK. *Estimates 7,5,0: statistical estimation of species richness and shared species for samples*. Connecticut, Estados Unidos. University of Connecticut.
- Daily, GC; Ceballos, G; Pachecho, J; Suzán, G; Sánchez-Azofeifa, A. 2003. Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica. *Conservation Biology* 17(6): 1814-1826.
- DuVal, EH; Grenne, HW; Manno, KL. 2006. Laughing falcon (*Herpetotheres cachinnans*) predation on coral snakes (*Micrurus nigrocinctus*). *Biotropica* 38(4): 566-568.
- Dufrene, M; Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.

- Estrada, A; Coates-Estrada, R. 2005. Diversity of Neotropical landbird species assemblages in forest fragments and man-made vegetation in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 14: 1719-1734.
- Estrada, A; Coates-Estrada, R; Meritt Jr, DA. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and conservation* 6: 19-43.
- Ferguson-Lees, J; Christie, DA. 2001. *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Company. New York, Estados Unidos. 992 p.
- Ferrari, SF. 1990. A foraging association between two kite species (*Ictinea plumbea* and *Leptodon cayanensis*) and buffy-headed marmosets (*Callithrix flaviceps*) in southeastern Brazil. *The Condor* 92:781-783.
- Fisher, IJ; Pain, DJ; Thomas, VG. 2006. A review of lead poisoning from ammunition sources in terrestrial birds. *Biological Conservation* 131: 421-432.
- Franklin, AB; Anderson, DR; Forsman, ED; Burnham, KP; Wagner, FW. 1996. Methods for collecting and analyzing demographic data on the Northern Spotted Owl. *Studies in Avian Biology*. Kansas, Estados Unidos. p. 12-20.
- Fuller, M; Mosher, JA. 1996. Raptor survey techniques. *In Raptor Management Techniques Manual*. Estados Unidos. s.e. p. 37-66.
- Gerhardt, RP; Gerhardt, DM; Vásquez, MA. 2004. Food delivered to nests of swallow-tailed kites in Tikal National Park, Guatemala. *The Condor* 106: 177-181.
- Gerhardt, RP; Harris, PM; Vasquez Marroquin, MA. 1993. Food habits of nesting great black hawks in Tikal National Park, Guatemala. *Biotropica* 25(3): 349-352.
- Gotelli, NJ; Colwell, RK. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Harvey, CA; Medina, A; Merlo Sánchez, D; Vilchez, S; Hernández, B; Sáenz, JC; Maes, JM; Casanoves, F; Sinclair, FL. 2006. Patterns of animal diversity associated with different forms of tree cover retained in agricultural landscapes. *Ecological Applications* 16(5): 1986-1999.
- Harvey, C; Gaudrain, C. 2003. Caza y diversidad faunística en paisajes fragmentados del territorio indígena Bibri de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(37-38): 46-51.
- Harvey, CA; Villanueva, C; Villacis, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M; Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, D; Medina, A; Vilchez, S; Hernández, B; Pérez, A; Ruíz, F; López, F; Lang, I; Kunth, S; Sinclair, FL. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40): 30-39.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in costarican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.

- Hetch, SB; Saatchi, SS. 2007. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El Salvador. *BioScience* 57(8): 663-672.
- Hughes, JB; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5: 121-129.
- InfoStat. 2007. InfoStat/Profesional 2007p. Grupo InfoStat software. Argentina.
- Jiménez, I; Sánchez-Marmol, L; Herrera, N. 2004. Inventario nacional y diagnóstico de los humedales de El Salvador. MARN/AECI. San Salvador, El Salvador.
- Jullien, M; Thiollay, JM. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentations: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Komar, O; Herrera, N; Girón L; Ibarra-Portillo, R. 2007. The 2007 list of birds of El Salvador, with an assessment of national conservation status. *Avian Conservation and Ecology*. En prensa.
- Komar, O. 2002. Priority conservation areas for birds in El Salvador. *Animal Conservation* 5: 173-183.
- Kricher, J. 1999. *A Neotropical companion: an introduction to the animals, plants, and ecosystems of the new world tropics*. 2 ed. Estados Unidos. Princeton University press. 451 p.
- Lang, I; Gormley, LHL; Harvey, CA; Sinclair, FL. 2003. Composición de la comunidad de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería de las Américas* 10(39-40): 86-92.
- MARN (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Áreas de conservación (en línea). Consultado 4 mar. 2006. Disponible en: http://www.marn.gob.sv/areas_de_conservacion.htm
- McCune, B; Grace, JB. 2002. *Analysis of ecological communities*. Oregon, Estados Unidos. MjM software design. 300 p.
- McCune, B; Mefford, MJ. 1999. *PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data*, version 4,34. Oregon, Estados Unidos. MjM software.
- Microsoft Office. 2003. *Microsoft Office Excel. Microsoft Office Professional Edition 2003*. Microsoft Corporation software.
- Miller, JR; Cale, P. 2000. Behavioral mechanisms and habitat use by birds in a fragmented agricultural landscape. *Ecological Applications* 10(6):1732-1748.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Morrison, JL; Humprey, SR. 2001. Conservation value of private lands for crested caracaras in Florida. *Conservation Biology* 15(3): 675-684.

- Murakami, M; Nakano, S. 2000. Species-specific bird functions in a forest-canopy food web. *Biological Sciences* 267(1453): 1597-1601.
- Myers, N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the national academy of science of the United States of America* 93(7): 2764-2769.
- Petit, LJ; Petit, DR. 2003. Evaluating the importance of human-modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17(3): 687-694.
- PNOT (Plan Nacional de Ordenamiento Territorial). 2004. Catalogo de espacios naturales (en línea). Consultado 01 oct. 2006. Disponible en: <http://www.marn.gob.sv>
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. United States Department of Agriculture, Forest Service. California, Estados Unidos. 44 p.
- Redford, KH; Coppolillo, P; Sanderson, EW; Fonseca, G; Dinerstein, E; Groves, C; Mace, G; Maginnis, S; Mittermeier, RA; Noss, R; Olson, D; Robinson, JG; Vedder, A; Wright, M. 2004. Mapping the conservation landscape. *Conservation Biology* 17(1): 116-131.
- Renjifo, LM. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11(1): 14-31.
- Ricketts, TH; Daily, GC; Ehrlich, PR; Fay, JP. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation Biology* 15(2): 378-388.
- Robinson, SK; Wilcove, DS. 1989. Conserving tropical raptors and game birds. *Conservation Biology* 3(2): 192-193.
- Rodríguez-Estrella, R; Donázar, JA; Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, México. *Conservation Biology* 12(4): 921-925.
- Sánchez-Zapata, JA; Calvo, JF. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid mediterranean habitats. *The Journal of Applied Ecology* 36(2): 254-262.
- SAS Institute. 2007. SAS/STAT software: changes and enhancements through release 9.1. SAS Inst., Cary, NC.
- Schulze, MD; Cordova, JL; Seavy, NE; Whitacre, DF. 2000. Behavior, diet, and breeding biology of double-toothed kites at a Guatemalan lowland site. *The Condor* 102(1): 113-126.
- Seavy, NE; Schulze, MD; Whitacre, DF; Vasquez, MA. 1998. Breeding biology and behavior of the Plumbeous kite. *Wilson Bulletin* 110(1): 77-85.
- Sergio, F; Newton, F; Marchesi, L. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.
- Sergio, F; Bogliani, G. 1999. Eurasian hobby density, nest area occupancy, diet, and productivity in relation to intensive agriculture. *The Condor* 101(4): 806-817.

- SNET (Sistema Nacional de Estudios Territoriales de El Salvador). 2007. El Clima en El Salvador. Consultado septiembre de 2007. Disponible en: <http://www.snet.gob.sv>
- SigmaPlot. 2000. SigmaPlot 6,0: Exact graphs for exact science. SPSS Inc.
- Sutter, J; Martínez A, WE; Olivia T, F; Oswaldo, N; Whitacre, DF. 2001. Diet and hunting behavior of the crane hawk in Tikal National Park. *The Condor* 103(1): 70-77.
- Taylor, R. 2003. ¿Cómo medir la diversidad de aves presentes en los sistemas agroforestales? *Agroforestería en las Américas*. 10(39-40): 117-123.
- Thiollay, JM. 1996. Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 12(4): 535-560.
- Thiollay, JM. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3(2): 128-137.
- Thurber, WA; Serrano, JF. 1972. Status of the white-tailed kite in El Salvador. *The Condor* 74(4): 489-491.
- Van Bael, SA; Brawn, JD; Robinson, SK. 2003. Birds defend trees from herbivores in a neotropical forest Canopy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 100(14):8304-8307.
- Villanueva, C; Ibrahim, M; Harvey, CA; Sinclair, FL; Muñoz, D. Decisiones claves que influyen sobre la cobertura arbórea en fincas ganaderas de Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40): 69-77.
- Zalles, JI; Bildstein, KL. (eds). 2000. *Raptor match: a global directory of raptor migration sites*. Cambridge, UK; Pennsylvania, US. BirdLife International, Hawk Mountain Sanctuary. 419 p.

5 ARTICULO II. PATRONES DE USO DE HÁBITAT DE AVES RAPACES DIURNAS Y DE DAÑO OCASIONADO POR FAUNA SILVESTRE EN SISTEMAS AGROPECUARIOS COMO CRITERIOS PARA DELIMITAR ZONAS DE AMORTIGUAMIENTO

5.1 Resumen

La fragmentación de ecosistemas naturales ocasiona la pérdida de biodiversidad y la alteración del equilibrio natural de poblaciones de fauna silvestre. En El Salvador, el reducido tamaño de las áreas protegidas restringe el mantenimiento de poblaciones viables, principalmente de especies menos resilientes al cambio del paisaje. Esta situación genera conflictos entre la producción y especies silvestres. Para ello, la zona de amortiguamiento constituye una medida para incrementar el tamaño de espacios naturales y reducir el daño ocasionado por la fauna. Se utilizaron el desplazamiento de aves rapaces diurnas y el daño ocasionado por vertebrados silvestres como criterios para delimitar espacialmente una zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible, estableciendo un gradiente de distancias a partir del borde, caracterizando la cobertura del suelo y los sistemas productivos alrededor del área, durante las épocas seca, lluviosa y su transición en 2007. Se registraron 220 observaciones pertenecientes a 11 especies de aves rapaces, distribuidos principalmente entre el borde hasta 1000 m de distancia, con preferencias interespecíficas por fincas de café y parcelas agrícolas mezcladas con parches de selva subperennifolia y decidua, asentamientos humanos y otros cultivos. Para caracterizar el daño se entrevistaron 82 productores, la mayoría de subsistencia y pequeños. El mayor daño, ocasionado por 39 especies (incluyendo rapaces diurnas) fue desde el borde hasta 1000 m, donde las especies están asociadas con la siembra de granos básicos y crianza de aves de corral. Se delimitó una zona de amortiguamiento de 2000 m perpendiculares al borde del área natural. La delimitación de zonas de amortiguamiento implica el uso de criterios que incluyen aspectos ecogeográficos, socioeconómicos y políticos, sugiriendo la participación de actores locales y nacionales, quienes establecen lineamientos a seguir en el manejo y monitoreo del área natural protegida, incluyendo políticas del uso adecuado del suelo y valoración de servicios del área natural.

Palabras clave: *parche de bosque, fragmento de bosque, cobertura, vertebrado, área natural.*

5.2 Introducción

La fragmentación de los ecosistemas naturales ha beneficiado o perjudicado las poblaciones de especies silvestres, favoreciendo a aquellas mejor adaptadas a este proceso de origen natural o antrópico (Bennet 2004). Históricamente, se ha experimentado que las áreas naturales protegidas del mundo no son suficientemente grandes como para preservar la biodiversidad, quedando aisladas y afectadas directa e indirectamente por los cambios en el uso del suelo que suceden alrededor de dichos espacios (Taylor 2003). Para ello, se ha propuesto que el incremento del tamaño de áreas naturales debe ser planificado, asegurando que su extensión sea lo suficientemente grande para mantener poblaciones viables de cualquier especie en el largo plazo (Komar 2002, Burnham et ál. 1994).

La incidencia de problemas que relacionan la producción y aprovechamiento de recursos naturales con las poblaciones de fauna (en ocasiones desequilibradas) ha llegado a ser un dilema para la conservación de especies silvestres, principalmente debido a que se intimida o subestima la participación de productores en la toma de decisiones (Redpath et ál. 2004). En adición, el movimiento y permanencia de fauna silvestre en el paisaje fragmentado esta relacionado con la cobertura y la configuración forestal, dificultando la aplicación de medidas de conservación y manejo del uso del suelo (Trzcinski et ál. 1999, Villard et ál. 1999).

En El Salvador, las 87 áreas naturales reconocidas por el Sistema de Áreas Naturales Protegidas (SANP) apenas constituyen el 3,03% del territorio nacional (MARN 2006a). El reducido tamaño de las áreas naturales es uno de los factores más críticos para la conservación de biodiversidad en el país, probablemente el que más urge de atención efectiva a través de medidas y acciones concretas, particularmente en áreas consideradas importantes por ser representativas de las principales comunidades biológicas, e identificadas como prioritarias en el SANP, que contribuyen a conservar muestras sostenibles de poblaciones naturales (Komar 2002, PNOT 2004).

Para ello, la zona de amortiguamiento se convierte en parte fundamental de la extensión de espacios naturales, catalogados como protegidos para la conservación de diversidad biológica y el mantenimiento de procesos ecológicos naturales, considerando a la interacción que existe entre zonas agropecuarias y áreas naturales de interés como eje transversal de su gestión (TNC 2001, Ebregt y De Greve 2000). En la ley de áreas naturales protegidas de El

Salvador (DOES 2005), las zonas de amortiguamientos se definen como “áreas frágiles colindantes y de incidencia directa a las áreas naturales protegidas, sujetas a promoción de actividades amigables con los recursos naturales, que apoyen los objetivos de manejo y minimicen los impactos negativos hacia adentro y afuera de las mismas”. Sin embargo, la delimitación de estas zonas circundantes a espacios naturales protegidos requiere de criterios particulares, relacionados con la realidad de cada área de interés (Samayoa et ál. 2007, Ebregt y De Greve 2000).

El Parque Nacional El Imposible (PNEI), el área natural protegida de mayor tamaño y considerado como el de mayor biodiversidad de El Salvador (Komar et ál. 2007, PNOT 2004, TNC 2001), está rodeado por sistemas agropecuarios y asentamientos humanos, sugiriendo la necesidad de mantener vías de movimiento para la fauna silvestre hacia afuera y hacia adentro del área núcleo, que disminuyan tanto el efecto ocasionado por las zonas agropecuarias como la probabilidad de extinciones locales en el largo plazo. En ese sentido, el crecimiento del área es importante, buscando la manera de incluir el desarrollo de las comunidades circundantes en la gestión para lograr dicho objetivo (PNOT 2004, Ebregt y De Greve 2000, Burnham et ál. 1994).

En la presente investigación se delimitó espacialmente una propuesta de zona de amortiguamiento para el PNEI, evaluando el movimiento de aves rapaces diurnas (seleccionado como grupo clave dado su amplio rango de movimiento para forrajeo y búsqueda de sitios de reproducción –Sergio et ál. 2005, Anderson 2001, Thiollay 1989) y el daño ocasionado por la fauna en sistemas agropecuarios alrededor del área núcleo; ambos como criterios fundamentales a considerar durante la delimitación de la zona de amortiguamiento. Esto implicó conocer la riqueza y observación absoluta de aves rapaces, así como caracterizar la cobertura del suelo y conflictos entre sistemas productivos y vertebrados silvestres, considerando los niveles de producción (subsistencia, pequeño, mediano y grande) en la zona y utilizando un gradiente de distancias (0 m, 1000 m, 2000 m y 3000 m) a partir del borde del área núcleo.

A pesar que en la presente investigación se utilizaron encuestas a productores para medir el daño ocasionado por fauna silvestre, se sabe que este tipo de evaluaciones puede llevar a inexactitudes (Naughton-Treves 1998), por lo que se compararon la ocurrencia de rapaces

diurnas con la descripción de los productores respecto al daño, tipo de producción y la presencia de las especies silvestres en conflicto.

Esta información proporciona un acercamiento a la importancia de considerar los criterios acá evaluados (entre otros no incluidos en este análisis) para la delimitación de zonas de amortiguamiento de áreas naturales protegidas, ya que la fauna silvestre que se dispersa fuera de estos espacios interactúa directamente con los sistemas agropecuarios, principalmente perjudicando la producción; sugiriendo que la toma de decisiones de conservación deben incluir medidas de manejo de vida silvestre para evitar este conflicto.

5.3 Metodología

5.3.1 Ubicación y descripción de área de estudio

El PNEI se encuentra ubicado en el extremo oeste de El Salvador (Figura 7), en coordenadas 13° 49' N y 89° 59' O, aproximadamente a 6 km lineales de la frontera con Guatemala. El parque está ubicado dentro de la zona de conservación El Imposible-Barra de Santiago, la cual engloba 66.397 ha e incluye diferentes tipos de hábitat, desde estuarios hasta ecosistemas de montaña, a través de un mosaico de áreas naturales y sistemas agropecuarios, asignándole el privilegio de contener la mayor diversidad en el país (PNOT 2004). El PNEI comprende 5654 ha, de las cuales 5141 ha se encuentran en régimen de tenencia estatal y privado, consideradas en veda forestal y co-manejadas por SalvaNATURA (ONG local) y el Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador (MARN) (Samayoa et ál. 2007).

El PNEI forma parte de la cadena costera, con pendientes de 15-30% en las zonas bajas, 30-50% en zonas altas y 70-100% en farallones, en pisos altitudinales distribuidos de 100 a 1425 msnm (Samayoa et ál. 2007, PNOT 2004). El rango de temperaturas promedio anual oscila en 16-28° C, que varía de acuerdo a la altitud (Samayoa et ál. 2007). La región tiene una estación seca (diciembre a marzo) y otra lluviosa (mayo a octubre), separadas por dos estaciones de transición (abril y noviembre), con precipitaciones promedio mensuales que varían de 0,60 a 449,60 mm entre febrero y septiembre, con promedio anual de 2226 mm (Samayoa et ál. 2007).

Las zonas de vida incluyen bosque muy húmedo pre-montano subtropical (transición a húmedo), bosque muy húmedo montano bajo subtropical, bosque muy húmedo montano subtropical, bosque húmedo tropical, bosque húmedo tropical (transición a subtropical) y bosque húmedo subtropical (transición a tropical) (Samayoa et ál. 2007). Entre las formaciones florísticas se incluyen vegetación secundaria joven (áreas que fueron deforestadas para cultivos y potreros o destruidas por incendios que se encuentran en sucesión ecológica) y cafetales abandonados de diferentes tamaños y edades, así como formaciones naturales de vegetación de farallón (consideradas centros de endemismo, particularmente de herbáceas), selva caducifolia y subperennifolia y robledales (PNOT 2004).

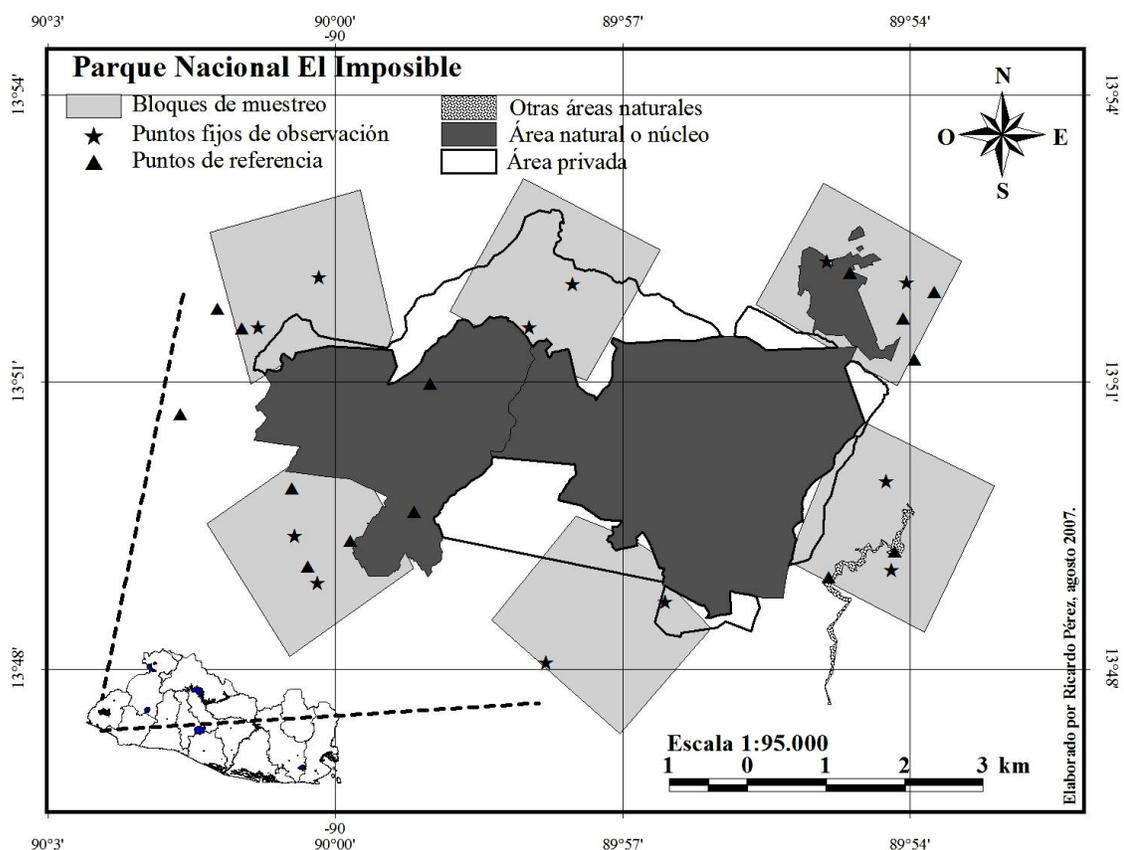


Figura 7. Ubicación del Parque Nacional El Imposible y áreas naturales aledañas en El Salvador, incluyendo la distribución de bloques de muestreo con puntos de observación y de referencia fuera del área núcleo.

En relación a fauna silvestre, en el PNEI se han registrado más de 500 especies de mariposas y 104 especies de mamíferos, por lo menos 286 especies de aves, entre migratorias

y residentes, 13 especies de anfibios y 43 de reptiles; algunos de ellos amenazados o en peligro de extinción nacional (Samayoa et ál. 2007, PNOT 2004).

El trabajo de investigación se realizó en la zona circundante al área natural estatal del parque (referida como área núcleo para efectos de la presente investigación) (Figura 7), que esta dominada principalmente por zonas agropecuarias y algunos relictos de ecosistemas naturales, incluyendo 15 asentamientos humanos en la zona inmediata al parque (0 m a 3000 m afuera), que de alguna manera aprovechan los recursos generados por el área natural, principalmente agua y leña entre otros (Samayoa et ál. 2007). Los sistemas productivos incluyen cultivos de granos básicos, zonas de pastoreo, fincas de café y pequeñas plantaciones de cítricos, palmáceas de consumo local y hortalizas (Samayoa et ál. 2007, PNOT 2004); los cuales proporcionan fuentes de alimento e incluso estructuras de reproducción para una variedad de fauna silvestre.

5.3.2 Caracterización de aves rapaces diurnas, de sistemas agropecuarios y el porcentaje de daño ocasionado por fauna vertebrada silvestre

Para caracterizar la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas, la población comprendió los individuos de especies que ocurren dentro y fuera del área núcleo del PNEI en las épocas seca (marzo), transición de seca a lluvia (mayo) y lluviosa (julio) en 2007. Las áreas de muestreo fueron seis bloques de 3000 m × 3000 m ubicados alrededor del área núcleo, a partir de su línea de borde y separados más de 1000 m entre sí (Figura 7). Las unidades muestrales fueron 12 puntos de observación (llamados acá observatorios) de 500 m de radio fijo, separados más de 500 m entre sí y distribuidos espacialmente a razón de dos observatorios por bloque (Figura 8). El orden de visitas a los bloques y a los observatorios fue aleatorio.

Los observatorios se georeferenciaron y marcaron en mapas topográficos de los bloques (Figura 7). Cada observatorio fue establecido de acuerdo a su ángulo visual (>270°) en sitios altos (picos de montaña y torres de observación), para observar mas del 75% del área del bloque (Figura 8), haciendo un esfuerzo total diario de cuatro horas/observador (08:00 am a 12:00 pm) en 12 días/mes. Se incluyeron especies de aves rapaces diurnas residentes o reproductoras previamente registradas en la zona del PNEI, detectadas visual y auditivamente en el radio de 500 m de cada observatorio (diámetro total de 1000 m) y sin considerar el límite

de altura de vuelo del ave como criterio de exclusión. Sin embargo, el radio fijo se truncó de acuerdo a la ubicación del observatorio adentro de cada bloque (Figura 8).

Para conocer la distancia de desplazamiento de aves rapaces diurnas afuera del área núcleo del PNEI, se estableció un gradiente de distancias en franjas de 1000 m a partir del borde hasta 3000 m (denominadas en adelante como 0 m, 1000 m, 2000 m y 3000 m), lo cual permitió estimar la posición espacial de cada ave en mapas topográficos de los bloques (Figura 8). Esto implicó que se establecieran puntos de referencia en el terreno y en los mapas de cada bloque (Figura 7), para facilitar la estimación de distancias de cada ave respecto al punto de observación y determinar su ubicación geográfica.

Para estimar el porcentaje de cobertura en cada bloque, inicialmente se caracterizó el uso del suelo (Cuadro 3) presente en franjas de 500 m alrededor de cada gradiente de distancia (Figura 8) utilizando mapas de uso del suelo de la zona en estudio (MARN 2006b) y ARCVIEW 3,3 (ESRI 2002). De esta manera, el porcentaje de cobertura se totalizó y ponderó (de acuerdo a su nivel de importancia para la supervivencia de aves rapaces –Cuadro 3) para franjas de 1000 m (Figura 8), lo cual permitió hacer un análisis relacionando la cobertura y ocurrencia de aves rapaces diurnas alrededor del área núcleo.

El trabajo de campo fue realizado por el investigador principal y asistentes eventuales, ayudados por guardarecursos o guías locales. Para la toma de datos de campo y marcación de unidades muestrales, se emplearon protocolos utilizados por Jullien y Thiollay (1996) y Burnham et ál. (1994). El equipo y materiales incluyeron binoculares 8×35, telescopio 40x, cámara digital, libreta de campo y lapiceros de tinta resistente al agua, guías para identificación de aves rapaces diurnas, GPS, mapas topográficos 1:25.000 de los bloques, brújula y medidores atmosféricos de bolsillo (SHERPA), hojas para recopilar datos de campo y software para análisis estadístico y espacial de datos.

La información de campo incluyó fecha y hora de muestreo, condiciones atmosféricas al inicio de cada muestreo, tipo de hábitat o sistema productivo y distancia con respecto al borde donde fue detectada el ave, hora de detección, la especie identificada, número de individuos y su edad (si fue posible determinar con la coloración del plumaje), dirección y altura de vuelo, distancia aproximada del ave con respecto al punto de observación, altura y tipo de percha, forma de detección (vista y/o escuchada).

Cuadro 3. Categorías de uso del suelo alrededor del Parque Nacional El Imposible (incluye información de campo y de mapas de uso del suelo –MARN 2006b)

Categoría	Nivel de ponderación	Descripción
Asentamientos	1	Comunidades humanas con tejido urbano continuo a discontinuo (pueblos y caseríos)
Café	1	Fincas de café bajo sombra y poco café bajo sol, con plantaciones de cítricos, cobertura de <i>Inga</i> sp. y barreras vivas de <i>Croton reflexifolius</i> .
Agrícola y pasto	1	Zonas agrícolas mezcladas con pasto para ganado, incluyen arbolado disperso (e.g. <i>Delonix regia</i> y <i>Cordia alliodora</i>) y cercas vivas de <i>Bursera simarouba</i> .
Pasto	1	Zonas de pasto artificial a natural, sin o poco uso agropecuario.
Café y espacios naturales	2	Fincas de café con parches de vegetación natural y árboles nativos dispersos (e.g. <i>Quercus</i> sp., <i>Brosimum alicastrum</i> , <i>Hymenaea courbaril</i>) mezclados con <i>Inga</i> sp. y otros cultivos.
Agrícola y espacios naturales	2	Zonas agrícolas mezcladas con parches de vegetación natural y secundaria, así como árboles nativos dispersos (e.g. <i>Albizia niopoides</i> y <i>Enterolobium cyclocarpum</i>).
Selva subperennifolia y decidua	3	Diferentes edades de selva subperennifolia y decidua, mezcladas con bosque ribereño en valles internos y vegetación secundaria. Ubicado generalmente en el borde y conformando el área núcleo.
Bosque ribereño	3	Remanentes de vegetación arbórea ribereña dispersa entre la matriz agropecuaria.

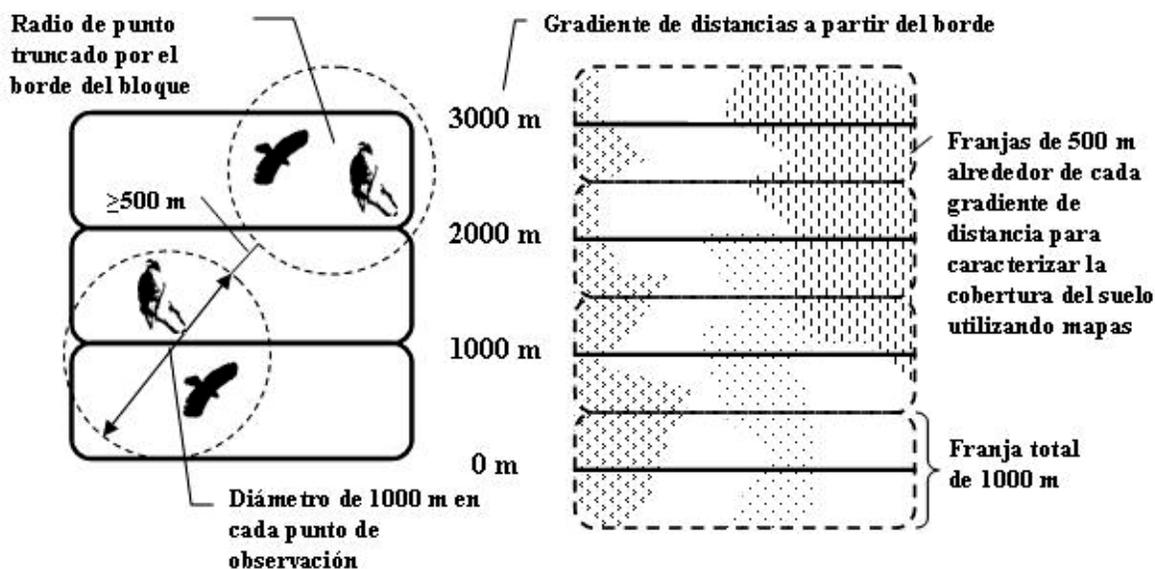


Figura 8. Distribución de observatorios de radio fijo en bloques de muestreo y franjas de 500 m para caracterizar la cobertura del suelo, en el gradiente de distancia a partir del borde (0 m) del área núcleo.

Para caracterizar los conflictos entre vida silvestre y sistemas productivos, la población incluyó a productores de las comunidades circundantes al área núcleo del PNEI. La muestra comprendió 82 productores que tienen sistemas agropecuarios. La unidad muestral fue cada productor, seleccionado al azar durante las visitas al área de estudio.

Los productores fueron clasificados en subsistencia, pequeño, mediano y grande, de acuerdo al tamaño de la producción (tamaño de parcela, finca o cantidad de unidades animales), consumo y comercialización de productos a nivel familiar, local o nacional en la localidad donde fue encuestado cada productor. Se consideraron como sistemas agropecuarios el cultivo de granos básicos (incluyendo maíz, fríjol y sorgo), la ganadería (para producción de lácteos principalmente), la crianza de aves de corral, fincas de café (o cafetal) y otros cultivos (que incluyen plantaciones menores de cítricos, palmáceas y tomate).

El grado de afectación de la fauna vertebrada en los sistemas agropecuarios se categorizó de la siguiente manera: daño <12% cuando el daño es cero o sólo se afecta una octava parte del cultivo o su equivalente para la cantidad de animales perjudicados, 12-25% si se afecta la cuarta parte de la producción y >25% si se afecta la mitad. Debido a que esta caracterización se relacionó con la ocurrencia de aves rapaces diurnas, se utilizó el mismo gradiente de distancias y bloques a partir del borde para determinar la distribución del daño en la producción y otras variables alrededor del área núcleo. Esta información se colectó en horas posteriores a las jornadas de muestreo para aves rapaces diurnas, utilizando encuestas para recopilar datos acerca de ciclos y tipos de producción, cercanía de los sistemas agropecuarios al borde y el daño ocasionado por vertebrados silvestres, incluyendo aves rapaces (Anexo 3).

5.3.3 Análisis estadístico de datos

Se consideraron como variables a medir la riqueza (número de especies por cada distancia) y observación absoluta (total de detecciones por cada distancia) de aves rapaces diurnas, porcentaje ponderado de cobertura del suelo, tipo de sistema agropecuario (cafetal, granos básicos, ganadería, aves y otros), niveles de producción (subsistencia, pequeño, mediano y grande), porcentaje de daño ocasionado por fauna silvestre en la producción (<12%, 12-25% y >25%) y especies de fauna silvestre en conflicto. Los datos se ordenaron en tablas de Excel (Microsoft Office 2003) para relacionar las variables respecto al gradiente de

distancias a partir del borde del área núcleo. Se utilizó INFOSTAT/Profesional 2007p (InfoStat 2007) para el análisis estadístico de datos.

Para conocer el comportamiento de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas, se realizó un análisis de varianza (ANAVA), complementado con prueba LSD de Fisher ($\alpha= 0,05$) para comparaciones de medias a posteriori. El modelo correspondió a un bifactorial con diseño en bloques completamente al azar, considerando como factores el bloque con seis niveles (San Benito, El Corozo, Segovia, Naranjito, Campana y Monte Hermoso) y el gradiente de distancias con cuatro niveles (0 m, 1000 m, 2000 m y 3000 m). El porcentaje ponderado de la cobertura del suelo para cada franja de 1000 m se incluyó como covariable. Este modelo se definió de la siguiente manera:

$$Y_{ijk} = \mu + B_i + G_j + C_k(Y_{ijk} - \bar{y}...) + \varepsilon_{ijk}$$

donde:

Y_{ijk} es la i-ésima observación de riqueza y observación absoluta en el i-ésimo bloque, j-ésimo gradiente de distancia y k-ésimo valor de la cobertura (covariable)

μ es la media general de las observaciones

B_i es el efecto del i-ésimo bloque

G_j es el efecto del j-ésimo gradiente de distancia

$C_k(Y_{ijk} - y...)$ es la pendiente estimada para la covariable

ε_{ijk} es una variable aleatoria distribuida normal e independiente, con esperanza 0 y varianza σ^2

También, se realizaron análisis exploratorios de componentes principales para conocer la distribución espacial de las especies de aves rapaces diurnas con la cobertura del suelo, así como la distribución de los tipos de productores, los sistemas agropecuarios y las especies de fauna en conflicto, utilizando el gradiente de distancias a partir del borde del área núcleo como criterio de clasificación.

La ocurrencia del daño porcentual ocasionado por la fauna silvestre en los sistemas productivos se estimó a partir del conteo total de productores que informaron la ocurrencia del

daño, clasificándolos de acuerdo al porcentaje de pérdida (<12%, 12-25% y >25%) en sus parcelas o número de animales (aves de corral y ganado). Luego se analizó la información por medio de tablas de contingencia, complementada con prueba de Cochran-Mantel-Haenszel ($\alpha=0,05$) para controlar el efecto del estrato (bloque). Se realizó un análisis de correspondencias para identificar la distribución espacial del daño en el gradiente de distancias.

5.3.4 Delimitación espacial de una zona de amortiguamiento y obtención de mapas

Para delimitar espacialmente una zona de amortiguamiento para el área núcleo del PNEI utilizando ARCVIEW 3,3 (ESRI 2002), se emplearon mapas 1:80.000 de la zona de estudio, considerando sólo su área núcleo como atributo espacial principal. Inicialmente, se construyeron mapas de distribución de las aves rapaces diurnas, para lo cual se digitaron los puntos de ocurrencia de las especies detectadas adentro y afuera de las unidades muestrales, que anteriormente fueron marcados en mapas topográficos de la zona.

A partir de la información generada con el análisis estadístico de datos de las variables desplazamiento de aves rapaces y ocurrencia de daño ocasionado por la fauna silvestre, ambas clasificadas a partir del gradiente de distancias alrededor del área núcleo del PNEI, se delimitó la zona de amortiguamiento creando anillos (buffers) utilizando la función ‘create buffers’ (Figura 9). Con esta propuesta se pretendió identificar espacialmente la distancia donde ocurre la mayor riqueza y observación absoluta de aves rapaces y en la cual disminuye el porcentaje de daño en la producción.

Posteriormente, los asentamientos humanos y los puntos de ocurrencia de aves rapaces diurnas fueron superpuestos y cortados utilizando la zona de amortiguamiento como criterio de delimitación para ambos atributos, utilizando las funciones “query builder” y “geoprocessing wizard” (Figura 9), lo cual permitió incluir los municipios y caseríos que tienen influencia directa en la zona propuesta, así como identificar las especies e individuos que ocurren dentro de la misma. Estas capas fueron comparadas con mapas de uso del suelo de la zona en estudio.

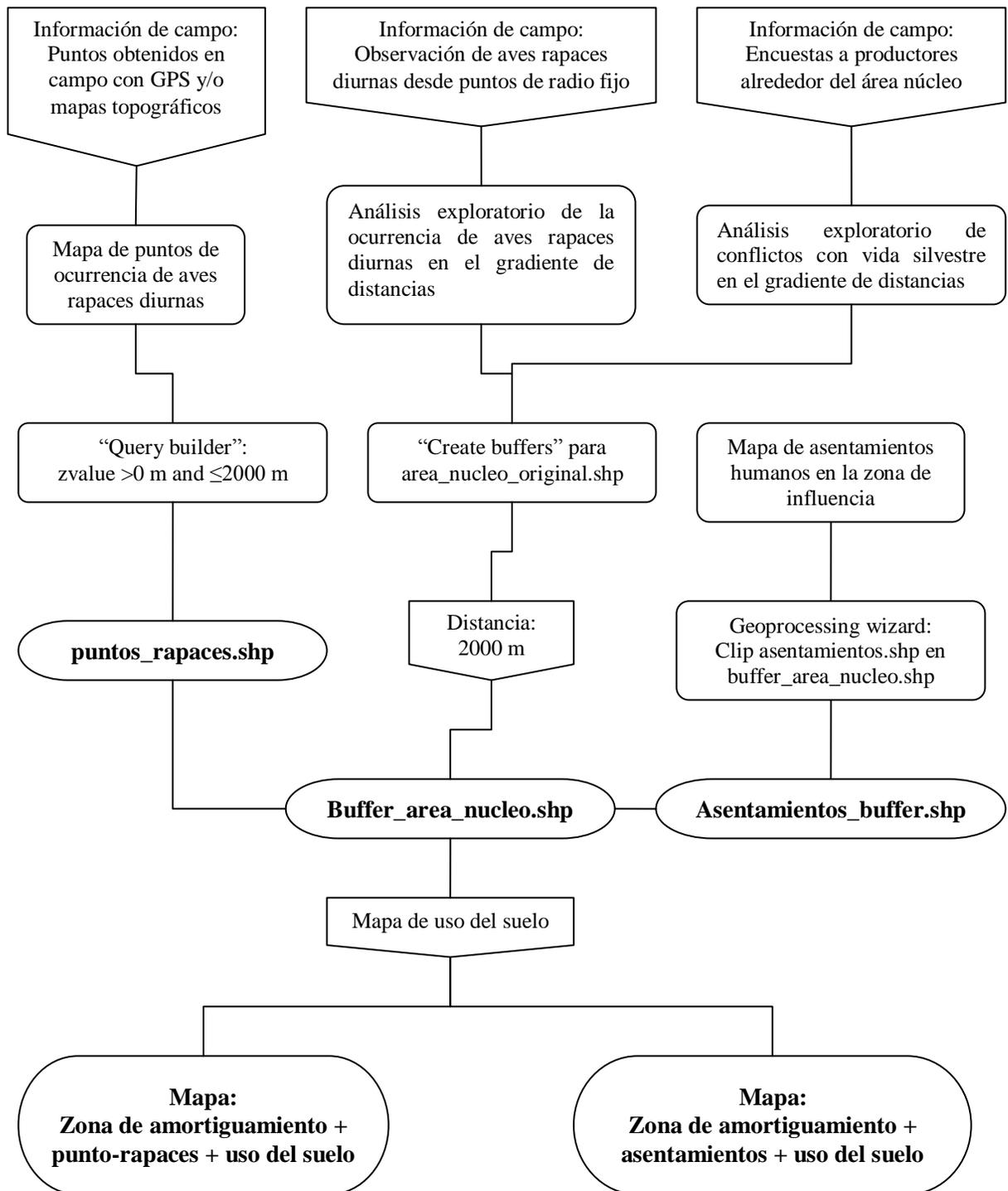


Figura 9. Flujograma para delimitar espacialmente una zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y la obtención de mapas incluyendo puntos de ocurrencia de aves rapaces diurnas, asentamientos humanos y uso del suelo.

5.4 Resultados

5.4.1 Riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible

En total se observaron 220 aves rapaces diurnas correspondientes a 11 especies (Cuadro 4), de las cuales, de acuerdo con su estado de conservación, distribución local en hábitats y rango de distribución nacional propuesto por Komar et ál. (2007), tres están amenazadas, dos en peligro, tres en peligro crítico y tres son de menor consideración; mientras nueve son generalistas de bosque y dos son especialistas de bosque; una es visitante reproductora, dos son residentes y migratorias y el resto son residentes.

Las especies más numerosas fueron el gavilán gris (*Buteo nitidus*) y el gavilán de cola roja (*Buteo jamaicensis*), mientras las menos numerosas fueron el rey zopilote (*Sarcoramphus papa*), el gavilán blanco (*Leucopternis albicollis*), el gavilán cangrejero (*Buteogallus urubitinga*) y el halcón corta cabezas (*Micrastur semitorquatus*) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Especies de aves rapaces diurnas registradas alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible durante las épocas seca, transición seca-lluvia y lluviosa de 2007

Especie	Nombre común local	* Estado de distribución y conservación	Observaciones promedio \pm DE
CICCONIIFORMES			
CATHARTIDAE			
<i>Sarcoramphus papa</i>	Rey zopilote	R, GeB, CR	0,38 \pm 0,77
FALCONIFORMES			
ACCIPITRIDAE			
<i>Ictinia plumbea</i>	Milano plumizo	VR, EsB, EN	0,71 \pm 2,51
<i>Leucopternis albicollis</i>	Gavilán blanco	R, EsB, CR	0,17 \pm 0,48
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Gavilán de río o cangrejero	R, GeB, LC	0,83 \pm 1,55
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Gavilán de río o cangrejero	R, GeB, EN	0,08 \pm 0,28
<i>Buteo nitidus</i>	Gavilán gris	R, GeB, LC	2,96 \pm 4,10
<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán de cola corta	R y M, GeB, NT	0,71 \pm 1,04
<i>Buteo jamaicensis</i>	Gavilán de cola roja	R y M, GeB, NT	1,38 \pm 2,83
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Águila crestada negra	R, GeB, CR	0,67 \pm 1,69
FALCONIDAE			
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón corta cabezas	R, GeB, NT	0,29 \pm 0,75
<i>Herpotheres cachinnans</i>	Halcón guaco o guaxe	R, GeB, LC	1,00 \pm 1,22

* **Clave (tomado de Komar et ál. 2007).** *Distribución nacional:* VR= visitante reproductor, M= migratorio, R= residente. *Distribución nacional en hábitats:* GeB= generalistas de bosques, EsB= especialista de bosque. *Estado de conservación:* LC= menor consideración, NT= amenazada, EN= en peligro, CR= en peligro crítico.

El ANAVA para conocer el comportamiento de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas respecto a los factores de interés, determinó que existen diferencias significativas para ambas variables en el gradiente de distancias a partir del borde del área núcleo ($F_{3,14} = 2,27$; $p = 0,0486$ y $F_{3,14} = 5,59$; $p = 0,0098$ respectivamente) y no hubo efecto de bloque ($F_{5,14} = 2,27$; $p = 0,1037$ y $F_{5,14} = 1,89$; $p = 0,1600$ respectivamente). No se determinó efecto de la cobertura del suelo como covariable para la riqueza ($F_{1,14} = 0,67$; $p = 0,4282$) ni para observación absoluta ($F_{1,14} = 0,01$; $p = 0,9286$).

La prueba LSD de Fisher (Figura 10) identificó que la mayor riqueza específica se encuentra desde el borde (0 m) hasta 1000 m y que el número de observaciones absolutas es significativamente mayor en el borde hasta 1000 m. Las distancias de 2000 m a 3000 m fueron similares entre sí pero significativamente diferentes al borde y 1000 m, identificando que tanto la riqueza como la observación absoluta de especies disminuye al aumentar la distancia al área núcleo.

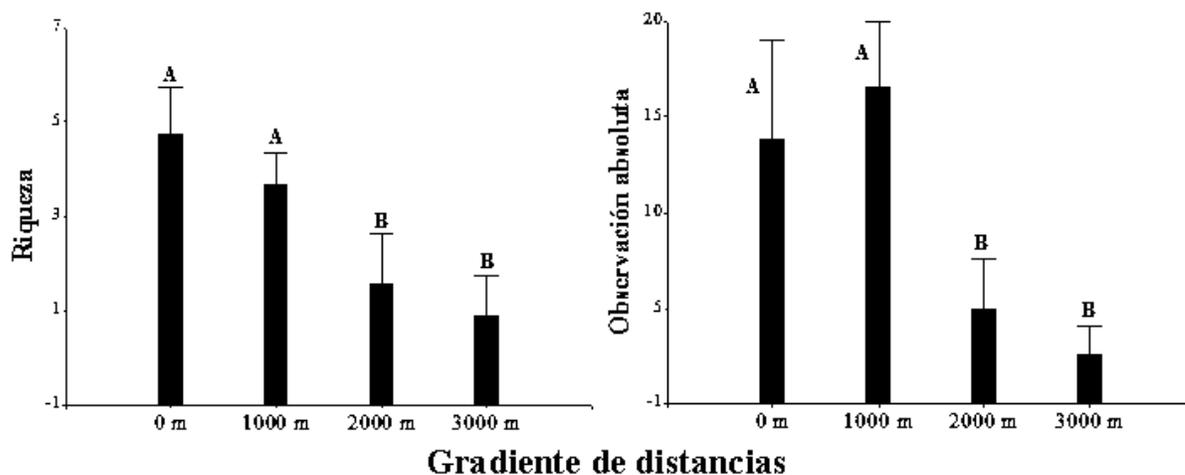
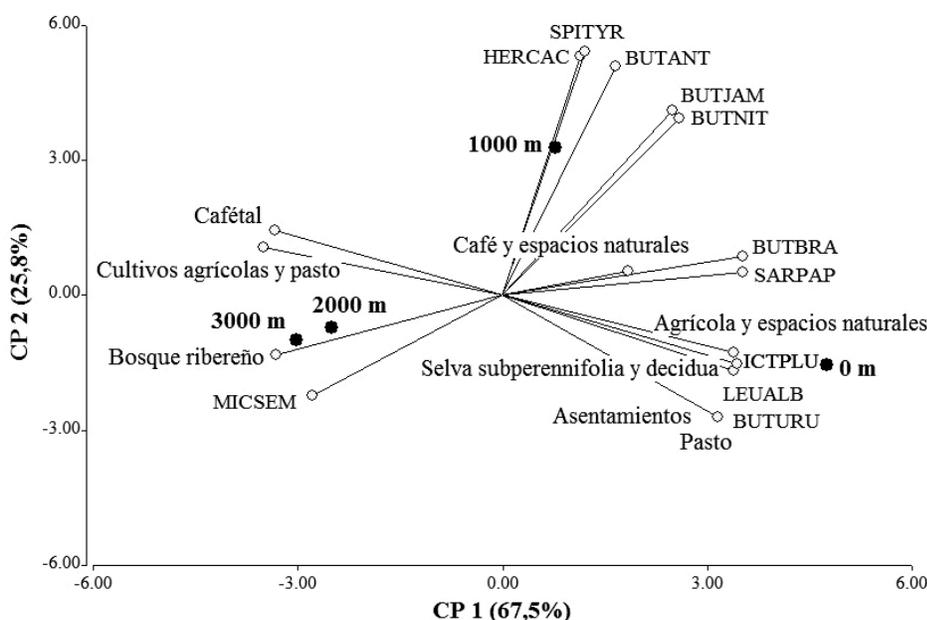


Figura 10. Prueba LSD de Fisher para diferencia de medias (con error estándar) de la riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas en el gradiente de distancias a partir del borde del área núcleo del Parque Nacional El Imposible (letras distintas indican diferencias significativas $p \leq 0,05$).

El análisis de componentes principales (Figura 11) para relacionar las especies de aves rapaces diurnas y la cobertura del suelo respecto al gradiente de distancias explicó en el componente principal 1 (CP1) 67,5% de la información, mientras que en el componente principal dos (CP2) explicó 25,8%. Este análisis permitió definir la distribución espacial de las

especies y de la cobertura, identificando la afinidad de las aves por seleccionar hábitats de desplazamiento afuera del área núcleo.

De esta manera, se identificó que *Micrastur semitorquatus* tiende a desplazarse relativamente más lejos del borde (0 m) del área núcleo comparado con otras rapaces, llegando a ocurrir hasta 2000-3000 m y esta asociado con remanentes de bosque ribereño, cafetal y cultivos agrícolas, los cuales demostraron estar negativamente asociados con otros tipos de cobertura y con el resto de especies raptoras. El mayor número de espeséis ocurre principalmente cerca del borde hasta 1000 m de distancia, mostrando diferentes asociaciones interespecíficas respecto a la cobertura. Las especies *Herpetotheres cachinnans*, *Spizaetus tyrannus*, *Buteogallus anthracinus*, *Buteo jamaicensis*, *Buteo nitidus*, *Buteo brachyurus* y *Sarcoramphus papa* se asociaron positivamente con fincas de café que contienen espacios naturales; mientras que *Ictinia plumbea*, *Leucopternis albicollis* y *Buteogallus urubitinga* se asociaron con zonas agrícolas mezcladas con espacios naturales, asentamientos humanos, zonas de pasto y selva subperennifolia y decidua, ubicadas cerca del borde.



SARPAP= *Sarcoramphus papa*, ICTPLU= *Ictinia plumbea*, LEUALB= *Leucopternis albicollis*, BUTANT= *Buteogallus anthracinus*, BUTURU= *Buteogallus urubitinga*, BUTNIT= *Buteo nitidus*, BUTBRA= *Buteo brachyurus*, BUTJAM= *Buteo jamaicensis*, SPITYR= *Spizaetus tyrannus*, MICSEM= *Micrastur semitorquatus*, HERCAC= *Herpetotheres cachinnans*.

Figura 11. Biplot de análisis de componentes principales para identificar la asociación entre las especies de aves rapaces diurnas (códigos de seis letras mayúsculas) y cobertura del suelo en el gradiente de distancias a partir del borde (0 m) del área núcleo del Parque Nacional El Imposible.

5.4.2 Caracterización de sistemas agropecuarios y daño a la producción ocasionado por fauna silvestre

De los 82 productores encuestados, 65 fueron de subsistencia, nueve pequeños, cuatro medianos y cuatro grandes, distribuidos en diferentes actividades agropecuarias; siete tienen fincas de café, 37 cultivan granos básicos, 30 crían aves de corral, cuatro se dedican a la ganadería y cinco realizan otros cultivos. Los productores han registrado 39 especies de vertebrados silvestres que ocasionan daño en sus sistemas agropecuarios, de las cuales 20 son mamíferos, siete reptiles y 12 aves, incluyendo seis rapaces diurnas (Cuadro 5).

El análisis de tablas de contingencia para relacionar el porcentaje de daño con el gradiente de distancias rechazó la hipótesis de independencia entre el porcentaje de daño y gradiente de distancias ($p=0,0214$). Debido a que los datos fueron tomados en diferentes estratos (bloques), se utilizó la prueba de Cochran-Mantel-Haenszel para controlar el efecto de este factor. El análisis de correspondencias (Figura 12) determinó que el mayor daño (>25%) ocasionado por fauna silvestre es cerca del borde (0 m) del área núcleo, y disminuye con el incremento de la distancia, siendo el menor daño (<12%) entre 2000 m y 3000 m del borde.

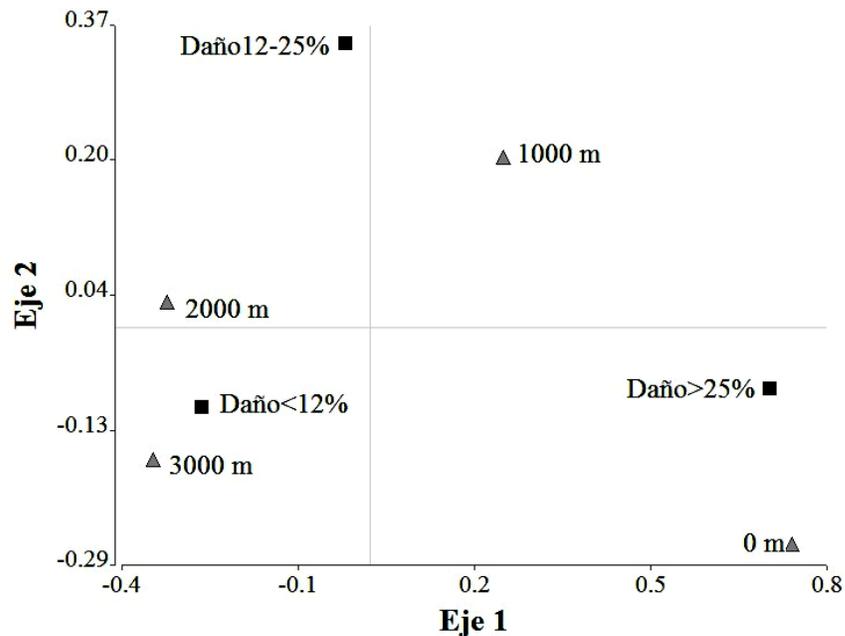


Figura 12. Biplot de análisis de correspondencias para conocer la distribución espacial del daño porcentual ocasionado por fauna vertebrada silvestre en sistemas agropecuarios dentro del gradiente de distancias alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible.

Cuadro 5. Especies de fauna silvestre que ocasionan problemas en sistemas agropecuarios alrededor del área núcleo del Parque Nacional El Imposible

Especie o grupo vertebrado	Nombre común local	Breve descripción del daño ocasionado en el sistema agropecuario
CLASE REPTILIA		
<i>Sceloporus malachiticus</i> *	Cochosa o lagartija	Extrae semillas de maíz sembrada
<i>Sceloporus variabilis</i> *	Cochosa o lagartija	Extrae semillas de maíz sembrada
<i>Ctenosauria similis</i> *	Garrobo	Brotos de maíz y frijol
<i>Boa constrictor</i>	Masacuata o boa	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Oxybelis fulgidus</i> *	Vejuquilla verde	Aves de corral pequeñas
<i>Masticophis mentovarius</i> *	Zumbadora	Aves de corral pequeñas
<i>Trimorphodon biscutatus</i>	Víbora castellana	Aves de corral pequeñas
CLASE AVES		
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Gavilán cangrejero	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Buteo nitidus</i>	Gavilán gris	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán de cola corta	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Buteo jamaicensis</i>	Gavilán de cola roja	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Águila crestada negra	Aves de corral medianas y grandes?
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón corta cabezas	Aves de corral medianas y grandes
<i>Zenaida asiatica</i> *	Paloma aliblanca	Cosecha de maíz y sorgo
<i>Calicita formosa</i> *	Urraca	Cosecha de maíz
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Cheje, pájaro carpintero	Cosecha de maíz
<i>Icterus sp.</i> *	Chiltota o bolsero	Cítricos maduros y cosecha de maíz
<i>Molothrus aeneus</i>	Tordito	Extrae la semilla de maíz sembrada
<i>Dives dives</i>	Tordo cantor	Extrae la semilla de maíz sembrada
CLASE MAMALIA		
<i>Philander opossum</i>	Tacuazín o Zarigüeya	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Didelphis virginiana</i>	Tacuazín o Zarigüeya	Aves de corral pequeñas, medianas y grandes
<i>Didelphis marsupialis</i>	Tacuazín o Zarigüeya	Aves de corral pequeñas, medianas y grandes
Familia Chiroptera	Vampiros	Succiona sangre en ganado y aves de corral
<i>Urocyon cinereoargenteum</i>	Gato servante o Zorra gris	Cosecha de maíz y de sorgo, y aves de corral
<i>Bassariscus sumicrasti</i>	Muyo	Cítricos maduros
<i>Procion lotor</i>	Mapache	Cosecha de maíz
<i>Mustela</i>	Comadreja	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Potos flavus</i>	Micoleón	Cítricos maduros
<i>Herpailurus yaguarondi</i>	Onsa o Jaguarundi	Aves de corral pequeñas y medianas
<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo o Margay	Aves de corral medianas y grandes
<i>Odocoileus virginianus</i>	Venado de cola blanca	Brotos y cosecha de maíz y frijol
<i>Tajassu tajacu</i>	Cuche de monte	Cosecha de maíz
<i>Sciurus variegatoides</i> *	Ardilla gris	Cosecha de maíz
<i>Sciurus depii</i> *	Ardilla cusca o rojiza	Cosecha de maíz
Familia Muridae*	Ratones	Extrae semilla sembrada y cosecha de maíz
Familia Muridae*	Ratas	Extrae semilla sembrada y cosecha de maíz
<i>Agouti paca</i>	Tepezcuintle	Cosecha de maíz
<i>Dasyprocta punctata</i>	Cotuza	Cosecha de maíz
<i>Syvilagus floridianus</i> *	Conejo gris	Brotos de maíz

*Presas naturales potenciales de aves rapaces diurnas

De acuerdo con el análisis de componentes principales realizado para observar la distribución espacial de los productores, los tipos de producción (o sistemas agropecuarios) y su asociación con la fauna silvestre en conflicto de acuerdo al gradiente de distancias, el CP1 explicó el 48,4% de los datos, mientras el CP2 explicó 31,1%.

Se identificó que los productores de subsistencia están asociados con la siembra de granos básicos y la crianza de aves de corral, localizándose principalmente a partir de 1000 m de distancia al borde del área núcleo, los productores pequeños se dedican a la ganadería y granos básicos, ubicándose entre 2000 m y 3000 m de distancia al borde. Los productores medianos, que se encuentran entre 0 m y 1000 m, se dedican principalmente a otros sistemas de producción (incluyendo cítricos, tomate y palmáceas comestibles) y la siembra de café; mientras los productores grandes están asociados con la siembra de café y sus fincas se extienden a partir del borde del área núcleo.

La fauna en conflicto incluyó diferentes especies de vertebrados (Cuadro 5), observándose que el total esta asociado a la crianza de aves de corral y la siembra de granos básicos (Figura 13). Sin embargo, se dividió el total de especies en dos grupos para identificar cómo las especies de interés (aves rapaces diurnas) y especies menores que son potenciales presas de estas aves se asocian con la producción. Las aves rapaces diurnas en conflicto están asociadas con la crianza de aves de corral y otros cultivos (cítricos y palmáceas comestibles); mientras que la fauna que constituye sus presas naturales (e.g. roedores, algunos reptiles y aves), está asociada con la producción de granos básicos.

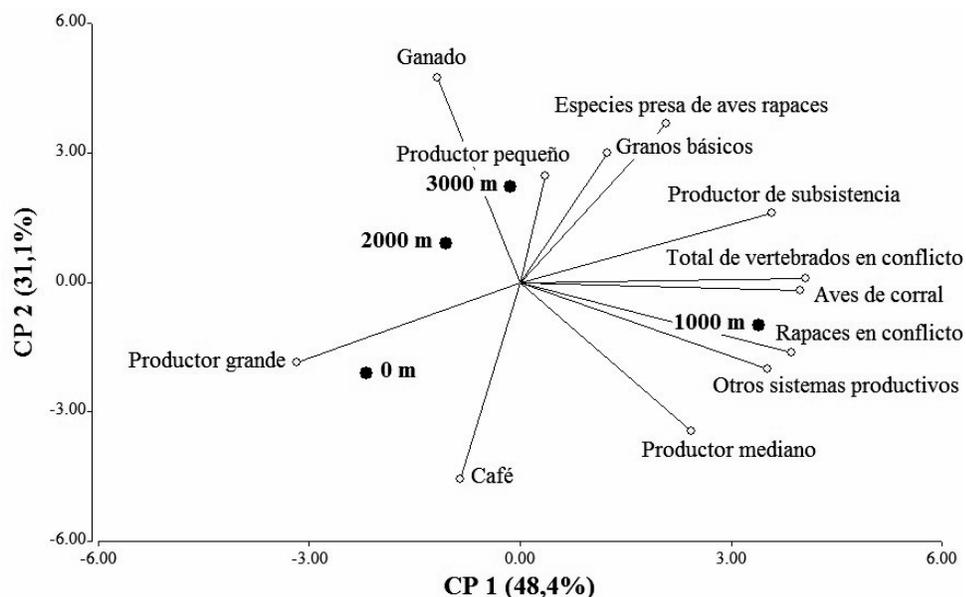


Figura 13. Biplot de análisis de componentes principales para identificar la asociación entre productores, sistemas agropecuarios y grupos de fauna en conflicto de acuerdo al gradiente de distancias a partir del borde (0 m) del área núcleo del Parque Nacional El Imposible.

5.4.3 Delimitación espacial de una zona de amortiguamiento para el Parque Nacional El Imposible

La delimitación de la zona de amortiguamiento para el área núcleo del PNEI, se realizó utilizando como criterios la distancia donde ocurrió la mayor riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas (hasta 1500 m aproximadamente) y la distancia óptima donde disminuye considerablemente el daño en la producción ocasionado por fauna silvestre (2000 m). El área total, considerando el área núcleo del parque y la zona de amortiguamiento propuesta, se extiende por 11.550 ha aproximadamente.

Se identificó que las especies de aves rapaces en peligro crítico de extinción nacional ocurren cerca del borde del área núcleo y en las zonas agropecuarias que incluyen espacios naturales, mientras que una especie considerada en peligro se encontró solamente cerca del borde (Figura 14). El resto de especies, consideradas cerca de amenaza y de menor consideración fueron generalistas en su selección por coberturas específicas, dada su ocurrencia en diferentes tipos de cobertura.

La zona de amortiguamiento propuesta incluyó 12 asentamientos humanos, comprendidos entre caseríos y un municipio (San Francisco Menéndez), de los cuales ocho están ubicados a más de 1000 m de distancia al borde, mientras el resto están cercanos al área núcleo. Cuatro caseríos se ubican en la zona principalmente cafetalera, al norte y este del área núcleo, y el resto están ubicados en áreas agrícolas y de pastoreo.

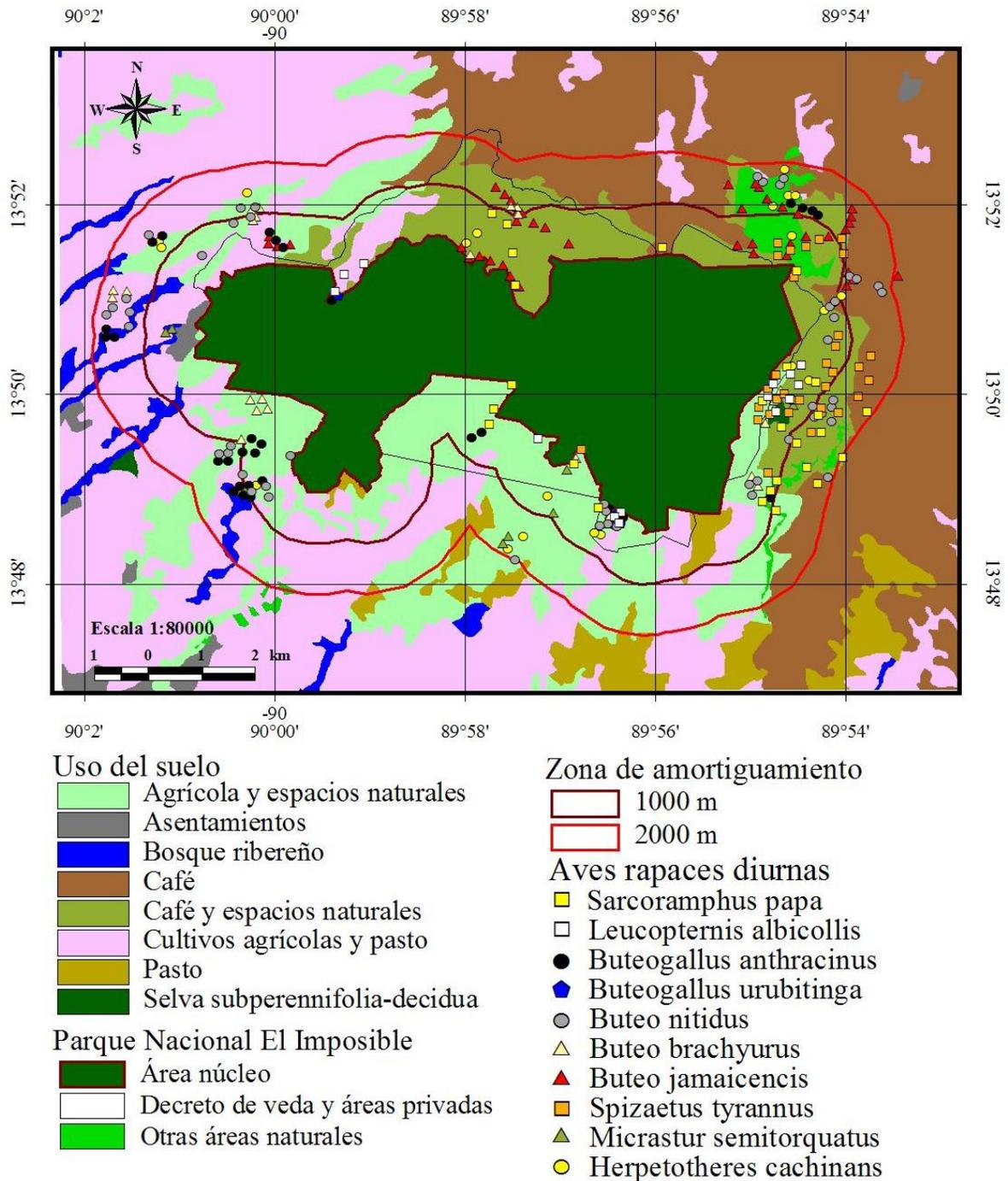


Figura 14. Mapa de uso del suelo con la zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y puntos de ocurrencia de aves rapaces diurnas (cuadro indica especie en peligro crítico de extinción nacional, pentágono especie en peligro, triángulo especie amenazada y círculo especie de menor consideración).

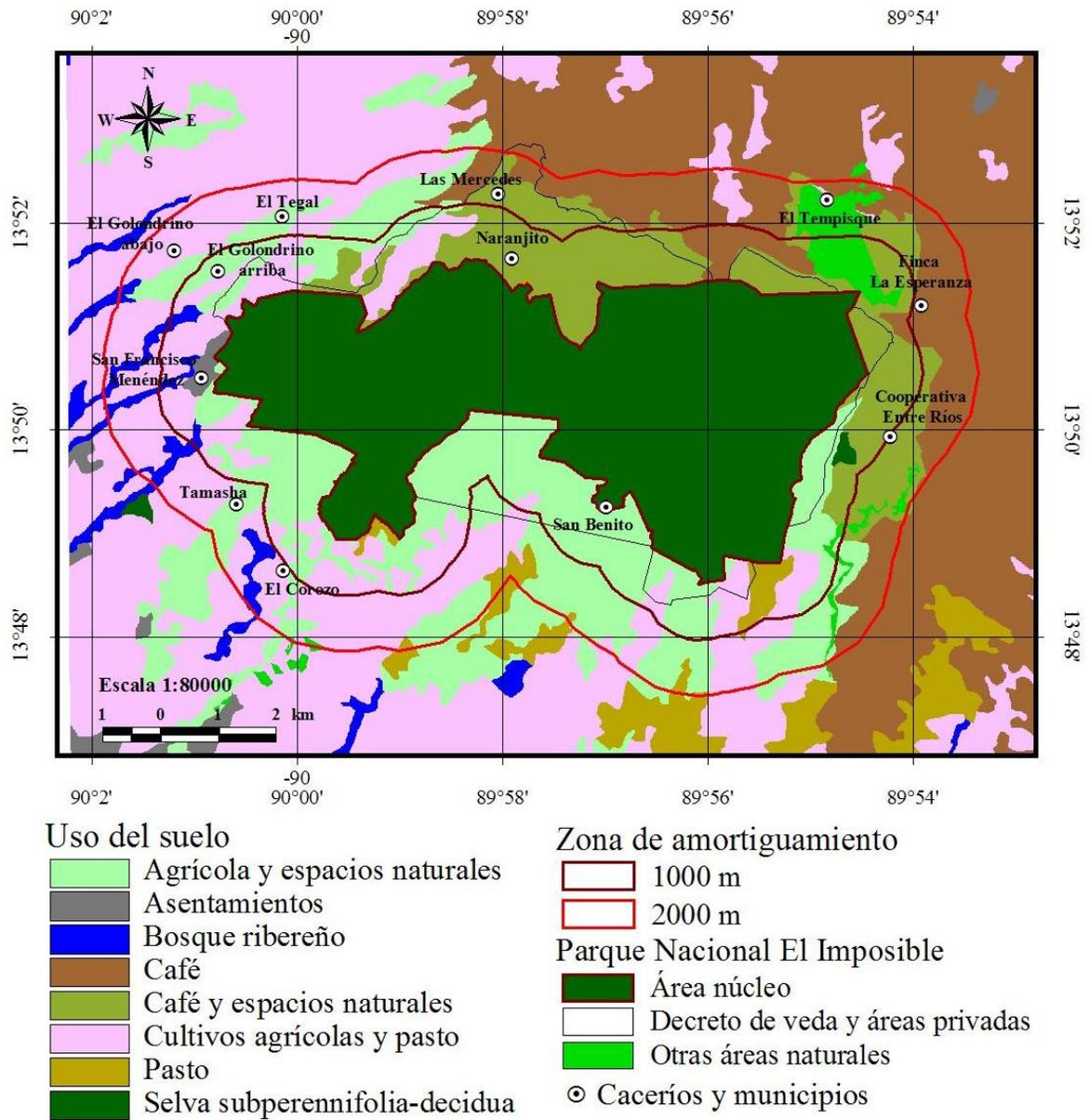


Figura 15. Mapa de uso del suelo con zona de amortiguamiento para el área núcleo del Parque Nacional El Imposible y asentamientos humanos que ocurren dentro de ella.

5.5 Discusión

5.5.1 Movimiento de aves rapaces diurnas y otra fauna silvestre alrededor de áreas naturales protegidas y sus efectos en la matriz agropecuaria

Las matrices agropecuarias, aunque son consideradas menos diversas que fragmentos de hábitat natural, juegan una función importante ecológicamente en la complejidad del paisaje (Hecht y Saatchi 2007). El mosaico de tierras de cultivo y vegetación natural en diferentes estados de regeneración y conservación facilitan la migración de fauna y flora desde áreas naturales protegidas (Ebregt y De Greve 2000). El movimiento de aves rapaces diurnas fuera del área núcleo del PNEI no estuvo relacionado significativamente con la cobertura del suelo, pero sí con la distancia de desplazamiento a partir del borde.

Ricketts et ál. (2001) encontraron que polillas nativas (Orden Lepidoptera, familia Heterocera) en Costa Rica tienden a desplazarse hasta 1400 m dentro de la matriz agropecuaria alrededor de parches de vegetación natural, ocurriendo la mayor riqueza y abundancia de especies cerca al borde de dichos espacios naturales. A pesar de la diferencia en tamaños, también las aves silvestres también se mueven dentro de la matriz de acuerdo al arreglo estructural de parches y variaciones interespecíficas (Rodewald 2003, Renjifo 2001). En el caso del PNEI, la mayor riqueza y observación absoluta de aves rapaces diurnas ocurrió hasta 1500 m aproximadamente del borde del área núcleo, similar al caso antes mencionado, siendo la mayor concentración de aves entre el borde y 1000 m de distancia, asociada con la existencia de espacios naturales dentro de cultivos agrícolas y cafetales y con asentamientos humanos.

La asociación de las especies de rapaces diurnas con coberturas del suelo específicas fuera del área núcleo del PNEI fue variable interespecíficamente, considerando que las especies tienden a dispersarse en la matriz agropecuaria utilizando aquellos espacios similares estructuralmente a los hábitats naturales de los cuales ellas dependen para sobrevivir (Vandermeer y Perfecto 2007, Bennet 2004, Rodewald 2003, Renjifo 2001). Asimismo, la ocurrencia de aves rapaces diurnas consideradas en peligro crítico de extinción nacional (Komar et ál. 2007) fue en fincas de café que incluyen espacios naturales y cerca del borde del

área núcleo, mientras otras no menos importantes se encontraron en diferentes tipos de cobertura en la matriz agropecuaria.

Probablemente, la existencia de espacios naturales y/o la existencia de árboles nativos en la matriz agropecuaria han permitido que algunas especies de aves rapaces diurnas se desplacen alrededor del área núcleo del PNEI; sugiriendo que este arreglo estructural es menos hostil para la dispersión de estas aves (Vandermeer y Perfecto 2007). No obstante, este movimiento de las especies implica su inevitable interacción con asentamientos humanos y sistemas agropecuarios, llegando a generar conflictos por la pérdida ocasionada en la producción (Naughton-Treves 1998).

Harvey y Gaudrain (2003) encontraron que en comunidades indígenas Bribri en el este de Costa Rica, las especies consideradas como más perjudiciales para la producción de fincas son ardillas (*Sciurus* sp.) y (*Didelphys* sp.), y otras como el zorro hediondo (*Conepatus semistriatus*), el tolomuco (*Herpailurus yaguarondi*) y el caucel (*Leopardus* sp.)= son eliminadas por las mismas razones. Para el caso del PNEI, se registraron diferentes especies de fauna silvestre que tienen algún efecto negativo en los sistemas productivos ubicados alrededor del área núcleo, entre las cuales se incluyen algunas de las especies reportadas por Harvey y Gaudrain (2003).

El conflicto generado por el movimiento de vertebrados silvestres en sistemas agropecuarios está relacionado con la estacionalidad de los mismos y la distancia a la cual las especies pueden desplazarse a partir del borde de áreas naturales (Blanco et ál. 2006, Naughton-Treves 1998). En Uganda, un estudio relacionando la persistencia de daño ocasionado por fauna silvestre en sistemas agropecuarios circundantes al Parque Nacional Kibale, determinó que el mayor porcentaje de pérdida en la producción está cerca del borde con el área natural, obligando a los productores a mudarse hasta 3000 m de distancia (Naughton-Treves 1998).

En la zona del PNEI, el mayor daño ocasionado por fauna silvestre se da cerca del borde del área núcleo hasta 1000 m de distancia, donde el efecto ocasionado por las especies disminuye, siendo considerablemente menor a partir de los 2000 m. Aunque no se realizó un análisis para determinar si las especies se desplazan fuera del área núcleo de acuerdo a la estacionalidad de los sistemas agropecuarios, la descripción proporcionada por los productores

permitió identificar *a priori* que la fauna tiene la versatilidad de afectar la producción desde la siembra (o inicio de crianza animal) hasta su cosecha, existiendo preferencias interespecíficas por momentos particulares de cada sistema agropecuario (Cuadro 5).

Se identificó que la ocurrencia de algunas aves rapaces diurnas, consideradas nocivas (o en conflicto) para la producción, está asociada con la crianza de aves de corral, principalmente en zonas cercanas al borde del área núcleo. No obstante, el total de especies silvestres en conflicto estuvo asociado con la misma actividad agropecuaria, dado que los productores, principalmente de subsistencia, han registrado otras especies perjudiciales, como reptiles (incluyendo culebras y serpientes) y mamíferos depredadores (e.g. felinos y zarigüeyas).

La separación en grupos de vertebrados silvestres en conflicto (aves rapaces y presas naturales de estas aves) permitió identificar que algunas especies menores (como roedores, reptiles pequeños y algunas aves) están asociadas a cultivos de granos básicos. Considerando que este grupo de especies constituye potenciales presas naturales de aves rapaces diurnas (Ferguson-Lees y Christie 2001, Steenhof y Kochert 1988), podría inferirse que la presencia de estos depredadores estaría asociada con la producción de granos básicos; no obstante, uno de los atributos prescindibles de las especies predatoras es el oportunismo ante sus presas, prefiriendo permanecer cerca de fuentes de alimento que no impliquen la pérdida considerable de energía, principalmente en especies mayores (e.g. águilas, gavilanes y algunos halcones) (Ferguson-Lees y Christie 2001, Widén 1994, Steenhof y Kochert 1988), lo cual podría explicar prematuramente la razón de encontrar depredadores cerca de los sitios donde se crían aves de corral.

A su vez, las aves rapaces diurnas, como otras especies de fauna silvestre (Rodewald 2003, Rosenblatt et ál. 1999), prefirieron sitios que suplan necesidades de alimento constante y sitios de reproducción (Widen 1994), proporcionados por los espacios naturales y árboles nativos dispersos dentro de la matriz agropecuaria y cercanos a asentamientos humanos, donde se ubica la crianza de aves de corral. No obstante, aún se necesita investigar cómo las preferencias intra e interespecíficas por el alimento varían de acuerdo a los requerimientos de las especies dentro de su ciclo de vida, incluyendo la reproducción y la migración (Ferguson-Lees y Christie 2001), los cuales podrían estar relacionados con momentos específicos en la producción agropecuaria. Por ejemplo, durante la reproducción, se sabe que las hembras de

aves rapaces diurnas necesitan fuentes de alimento constante, de presas de considerable tamaño y relativamente fáciles de obtener, principalmente durante la incubación y primeros días de crianza de los nuevos individuos (Ferguson-Lees y Christie 2001).

Aunado a lo anterior, tanto en el caso del Parque Nacional Kibale (Naughton-Treves 1998) como en PNEI, aunque el mayor daño en la producción ocurre muy cerca al borde del área natural, no significa que la presencia de fauna silvestre se limite a una franja específica. De hecho, la presencia de coberturas que facilitan el movimiento de fauna silvestre, como remanentes de bosque ribereño y pequeñas parcelas de hábitat natural (Bennet 2004), aumenta la probabilidad de obtener daños lejos del borde de áreas protegidas, incrementando la complejidad del problema en la matriz agropecuaria y resultando en conflictos más complejos entre humanos y vida silvestre (Naughton-Treves 1998).

La zona de amortiguamiento alrededor de un área natural protegida podría ayudar a mitigar el daño ocasionado por animales que se alimentan de granos básicos y otros sistemas productivos circundantes a espacios naturales, determinando a que distancia del borde es óptimo económicamente establecer sistemas productivos, sugiriendo medidas para el adecuado uso del suelo (Ebregt y De Greve 2000). Posibles alternativas para mitigar el efecto de la fauna silvestre en la producción impliquen cambiar medios de producción y de subsistencia para los pobladores locales (Rao 2000, Naughton-Treves 1998), abriendo espacios para promover el turismo natural, observación de fauna silvestre y la cacería controlada entre otros, incluso dentro de los mismos sistemas productivos ubicados en la zona de amortiguamiento; así como generar el conocimiento suficiente acerca de las especies en conflicto, de tal manera que se identifiquen medidas para el manejo de fauna silvestre (Harvey y Gaudrin 2003, Naughton-Treves 1998).

5.5.2 Delimitación de una zona de amortiguamiento para el Parque Nacional El Imposible

El Salvador, a pesar de poseer unidades de conservación cuyo tamaño es relativamente pequeño, mantiene actualmente parte de su diversidad biológica en paisajes antrópicos altamente variables y distribuidos en zonas bióticas desde estuarios hasta bosques nubosos, donde las comunidades humanas son los usuarios directos y manejadores del suelo (Hecht y Saatchi 2007). Esto implica generar posibilidades de uso de los recursos que permitan

promover el desarrollo socio-económico y la conservación ecológica en la realidad fragmentada del paisaje, manteniendo la relación estrecha entre los espacios naturales y la producción (PNOT 2004).

En los últimos años, el incremento de vegetación arbórea en El Salvador ha ocurrido en la región montañosa del norte del país, en zonas aledañas a la frontera agrícola (Hecht y Saatchi 2007). No obstante, mientras que el PNEI y otras áreas de conservación nacionales (que en conjunto suman 15.000 ha) permanecen estáticas en crecimiento arbóreo, las zonas inhabitadas por humanos afuera de las áreas naturales protegidas tienen el mayor potencial de recuperación y aumentar la superficie de dichas áreas naturales (Hecht y Saatchi 2007). Probablemente, la zona de amortiguamiento de algunas áreas protegidas llegue a extenderse lo suficiente como para unir estructural y funcionalmente dichos espacios naturales, convirtiéndose en corredores biológicos (Bennet 2004).

Sin duda, la realidad de la zona circundante al PNEI está cambiando. En este estudio, se identificó que la mayoría de productores, principalmente pequeños y de subsistencia, han sido desplazados hasta 2000 m de distancia, debido al daño ocasionado por fauna silvestre que se dispersa en búsqueda de alimento e interactúa con sistemas agropecuarios, principalmente desde del borde del área núcleo hasta 1000 m de distancia. De acuerdo con los productores locales, en años anteriores se podía encontrar sistemas agropecuarios cercanos al borde del área natural, pero la legislación nacional ha impedido que estos apliquen soluciones drásticas ante el conflicto con especies silvestres, como la eliminación de animales. En este sentido, para SalvaNATURA (actual comanejador del área protegida), la compra de tierras alrededor del área núcleo del PNEI ha sido una de las prioridades para promover la formación de una zona de amortiguamiento (Samayoa et ál. 2007, TNC 2001), la cual podría ayudar a reducir el problema de pérdidas en la producción para los pobladores locales alrededor del área natural.

Obviamente, este problema se incrementa sustancialmente para aquellos productores pequeños y de subsistencia, que con esfuerzos económicos siembran sus cultivos y/o crían aves de corral, arriesgándose a la pérdida parcial de su producción o se ven obligados a caminar hasta zonas donde el daño es menor (2000-3000 m). Por ejemplo, se ha determinado que el cultivo de maíz representa un sistema agrícola riesgoso para los productores de subsistencia ubicados alrededor de áreas naturales protegidas, ya que su reducido tamaño

incrementa el daño proporcional y su consecuente pérdida de inversión (Naughton-Treves 1998). Para el caso del PNEI, los productores medianos, tienen mayores posibilidades de diversificar su producción debido a que poseen áreas de mayor tamaño, disminuyendo así la pérdida económica ocasionada por las especies silvestres; mientras que para los grandes productores, a pesar de estar ubicados cerca del borde, el tamaño de su producción hace que el daño sea casi imperceptible.

En el actual plan de manejo del PNEI, se ha propuesto una zona de amortiguamiento para el área total del parque, utilizando como criterios para su delimitación el parte aguas (delimitación geográfica de una subcuenca) ubicado en la zona norte, que marca la división de las cuencas hidrográficas, y el antiguo decreto de veda forestal que establece un margen de 500 m perpendicular al borde del área de conservación y el límite de las parcelas catastrales existentes (Samayoa et ál. 2007).

En esta investigación se delimitó espacialmente una zona de amortiguamiento para el área núcleo del PNEI, considerando como criterios el movimiento de aves rapaces diurnas y el daño ocasionado por fauna silvestre en la producción alrededor del área de interés. En este sentido, la distancia alrededor del borde varió de acuerdo a la distancia donde se reduce el daño y la ocurrencia de aves, obteniendo el límite para la zona propuesta hasta 2000 m perpendiculares al borde del área núcleo. No obstante, existen otros criterios socioeconómicos, políticos y ecogeográficos a considerar (como los empleados por Samayoa et ál. 2007) para establecer una zona de amortiguamiento adecuada y completa, que permita involucrar objetivos de conservación y desarrollo, no sólo local sino nacional y regional (Ebregt y De Greve 2000).

A su vez, la zona de amortiguamiento requerirá del establecimiento de un gabinete manejador, incluyendo instituciones y pobladores locales (principalmente de las comunidades incluidas en la zona de amortiguamiento), instituciones de gobierno y no gubernamentales entre otras, que estará encargado de monitorear la evolución de la zona propuesta, incluyendo el uso adecuado del suelo y los beneficios proporcionados por el parque nacional, considerando los servicios brindados por la diversidad biológica originaria del área núcleo (Hughes 2002, Harvey y Haber 1999, Myers 1996). El resultado del monitoreo adecuado llevará a modificar la zona de amortiguamiento propuesta en tiempo y espacio, ya que el área

núcleo no es un sistema cerrado, manteniéndose en constante evolución. Además, se debe considerar que también el crecimiento socioeconómico es un factor dinámico y no estacionario, principalmente ante la realidad del cambio global en el planeta, implicando la diversificación de la producción en la zona de interés (Ebregt y De Greve 2000, Naughton-Treves 1998).

5.5.3 Gestión para la conservación de especies silvestres en la zona de amortiguamiento propuesta para el Parque Nacional El Imposible

Desde 2003, el MARN ha impulsado una estrategia nacional en El Salvador con el fin de promover el comanejo como una manera de ordenar, orientar, facilitar y fomentar la participación de los diferentes sectores de la sociedad en la gestión de las áreas naturales protegidas, a través del establecimiento de alianzas y el fortalecimiento de capacidades del mismo ministerio y sus socios (MARN-UICN 2006). Sin embargo, esta tarea es difícil, principalmente debido a que la presencia de un área natural aumenta el riesgo de daño en la producción por la presencia de fauna silvestre, haciendo que pobladores de comunidades aledañas muestren hostilidad respecto a la conservación de espacios naturales y sus inquilinos silvestres (Rao 2000, Naughton-Treves 1998).

Efectivamente, en casos donde se requiere una zona de amortiguamiento para reducir la incidencia de conflictos con fauna silvestre o para disminuir la presión humana por los recursos naturales, se recomienda delegar el manejo de dicho espacio a autoridades locales y nacionales de desarrollo, para lo cual es importante la formación de comités gestores y fortalecer el pensamiento local en torno a objetivos comunes para solucionar problemas (Ebregt y De Greve 2000). Por ello, el manejo de cada área natural protegida implica generar el conocimiento de conflictos ecológicos y socioeconómicos existentes entre la fauna silvestre y los sistemas agropecuarios, que orienten a mejores formas de manejo tanto de las áreas núcleo en si como de sus zonas de amortiguamiento (Rao 2000, Naughton-Treves 1998).

A pesar que el PNEI es considerado el área natural más diversa en cuanto a especies de árboles, aves y posiblemente otros tipos de flora y fauna (PNOT 2004), además de ser fuente de nuevos registros de especies florísticas para la ciencia (Linares y Sousa 2007) incrementado su valor a nivel nacional, regional y mundial; existe información por documentar acerca de las interacciones que han existido y continúan ocurriendo entre los pobladores de comunidades

aledañas al área núcleo y la vida silvestre, considerando que ambos actores evolucionan en una realidad cambiante del paisaje. En ese sentido, será importante caracterizar económicamente la dependencia de las comunidades vecinas hacia los recursos generados por el PNEI, considerando los diferentes usos que los pobladores dan a dichos servicios, incluyendo la provisión de agua, generación de leña, cacería furtiva y el turismo (Samayoa et ál. 2007)

El conocimiento generado con esta investigación permite afirmar que la realidad de conflictos entre vida silvestre y sistemas agropecuarios alrededor del área núcleo del PNEI es compleja, ya que los productores, principalmente provenientes de los asentamientos incluidos dentro de la zona de amortiguamiento propuesta, han demostrado ser tolerantes con la fauna silvestre al desplazar sus sistemas productivos hasta 2000 m del borde del área natural, mientras su inversión (a expensas de sus pérdidas) probablemente permanece sin ser cuantificada. La existencia de servicios ecosistémicos proporcionados por la vida silvestre a sistemas agropecuarios en la zona del PNEI, como la polinización del café por insectos y otros agentes polinizadores entre otros servicios (Myers 1996), no se ha establecido claramente (Samayoa et ál. 2007).

Asimismo, el PNEI ha proporcionado fuentes de empleo y generación de ingresos para algunos pobladores, como artesanos y guías locales, guardarecursos, propietarios de comedores y hostales rústicos entre otros (Samayoa et ál. 2007, TNC 2001); sin embargo, probablemente una proporción considerable de la población requiere de atención, principalmente en la mejora continua de prácticas de uso del suelo que eviten la pérdida de costumbres locales. A pesar que SalvaNATURA ha realizado la gestión para promover un adecuado uso del suelo en las comunidades vecinas al PNEI (Samayoa et ál. 2007), aún se observa el uso de herbicidas y tala de árboles nativos en zonas agropecuarias circundantes, sugiriendo que algunos pobladores no están totalmente concientes de la importancia del mantenimiento de prácticas adecuadas y conservación de remanentes de hábitat naturales para promover le movimiento de fauna silvestre fuera del área núcleo y mejorar su producción.

Por otra parte, el movimiento de fauna silvestre, que nace en áreas naturales y se dispersa en zonas agropecuarias, podría estar dictado por factores como exceso de individuos dentro del espacio natural, el oportunismo de las especies en su búsqueda de fuentes de

alimento o para suplir necesidades específicas de acuerdo a sus dietas (Ferguson-Lees y Christie 2001, Rosenblatt et ál. 1999). En ese sentido, medidas como la cacería regulada (considerando su retribución económica y ecológica para promover el manejo de fauna silvestre dentro y fuera de áreas naturales protegidas –Dudley y Philips 2006) o la extracción de este excedente de individuos para repoblar otras áreas protegidas, requieren de estudios poblacionales a nivel de especie y comunidades, de tal manera que se identifiquen curvas de crecimiento óptimo que permitan conocer la capacidad de carga en dichos espacios naturales y predecir en el tiempo su desplazamiento fuera de los mismos.

El apoyo del MARN a ONGs y asociaciones de desarrollo comunal (ADESCOS) de la zona en la gestión financiera de recursos es trascendental, activando un sub-programa administrativo, proyectos alternativos para las comunidades incluidas en la zona de amortiguamiento, delimitación del área y reforestaciones de áreas consideradas críticas (PNOT 2004, TNC 2001). No obstante, la gestión de los actores involucrados en el manejo y monitoreo del área de amortiguamiento requerirá del conocimiento y comprensión de la distribución de pérdida en la producción para las comunidades humanas (Naughton-Treves 1998), quienes idealmente participarán activamente mientras sean involucrados y fortalecidos en el manejo y uso de los recursos, a través del aprovechamiento equitativo de bienes y servicios brindados por la biodiversidad (Myers 1996) y la implementación de sistemas productivos alternativos que, contrariamente a ser dañados sustancialmente, sean beneficiados por la fauna silvestre (Rao 2000).

5.6 Conclusiones y recomendaciones

La presencia de aves rapaces diurnas alrededor del área núcleo del PNEI estuvo mejor relacionada con la distancia de desplazamiento a partir del borde; sin embargo, se identificaron preferencias interespecíficas particulares por coberturas del suelo. La distancia en la cual ocurren las especies y observaciones es desde el borde hasta aproximadamente 1500 m, agrupándose principalmente en zonas agropecuarias que incluyen espacios naturales, como fragmentos de selva perennifolia y decidua y árboles nativos dispersos; sugiriendo que esta zona es óptima para promover la dispersión de estas aves hacia afuera del área núcleo.

El desplazamiento de fauna silvestre a partir del área núcleo implica su interacción con sistemas agropecuarios, los cuales son principalmente utilizados para satisfacer necesidades alimenticias de las especies. Esta situación ha obligado a los productores locales, principalmente pequeños y de subsistencia, a desplazarse hasta 2000 m del borde del área natural, con el objetivo de reducir el daño ocasionado por las especies silvestres en su producción. Una de las posibles soluciones para evitar este conflicto es la creación de una zona de amortiguamiento alrededor del área núcleo, que sugiera recomendaciones en torno al uso adecuado del suelo para mejorar la producción y mitigar los problemas ocasionados por la inevitable confrontación de los pobladores con la fauna silvestre.

En esta investigación, se delimitó espacialmente una zona de amortiguamiento alrededor del área núcleo del PNEI, considerando la distancia en la cuál se encuentra la mayor concentración de aves rapaces diurnas y la distancia óptima donde se reduce el daño ocasionado por la fauna vertebrada silvestre en la producción agropecuaria. La zona de amortiguamiento propuesta abarca una distancia de 2000 m perpendiculares al borde del área núcleo, variando su longitud de acuerdo a la interacción espacial entre los dos criterios utilizados. Sin embargo, la delimitación de una zona de amortiguamiento depende de otros criterios igual de importantes que los utilizados en este ejercicio, incluyendo aspectos socioeconómicos y políticos, de tal manera que se involucren objetivos comunes de desarrollo y de solución a problemas particulares entre los actores participantes en el proceso del manejo del área natural protegida.

La gestión para la conservación de fauna silvestre y de espacios naturales o estructuras que promuevan su dispersión en la zona de amortiguamiento, dependerá de la implementación y monitoreo de actividades adecuadas en el uso del suelo, incluyendo el posible cambio en algunos tipos de producción local y la correcta identificación de los servicios proporcionados por la diversidad biológica. Asimismo, la implementación de planes de monitoreo del área núcleo y su zona de amortiguamiento sugerirá posibles cambios en su delimitación y la modificación de medidas que mejoren la situación local de los pobladores y de la conservación de biodiversidad en el paisaje fragmentado.

5.7 Bibliografía

- Anderson, DL. 2001. Landscape heterogeneity and diurnal raptor diversity in Honduras: the role of indigenous shifting cultivation. *Biotropica* 33(3):511-519.
- Bennet, A. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida Silvestre. San José, CR. UICN. 276 p.
- Blanco, DE; López-Lanús, B; Dias, RA; Azpiroz, A; Rilla, F. Uso de arroceras por chorlos y playeros migratorios en el sur de América del Sur: implicancias de conservación y manejo. Buenos Aires, Argentina. *Wetlands Internacional*. 56 p.
- Brown, L. 1997. *Birds of prey*. Londres, Inglaterra. Chancellor Press. 256 p.
- Burnham, WA; Whitacre, DF; Jenny, JP. 1994. The Maya project: use of raptors as tools for conservation and ecological monitoring of biological diversity. *In* Raptor conservation today. Meyburg, BU; Chancellor, RD eds. *s.l.* WWGBP/The Pica Press. p. 257-263.
- DOES (Diario Oficial de la República de El Salvador). 2005. Ley de áreas naturales protegidas. Decreto Legislativo No. 579. D.O. 32 (366).
- Ebregt, A; De Greve, P. 2000. Buffer zones and their management: policy and best practices for terrestrial ecosystems in developing countries. Wageningen, Holanda. National References Centre for Nature Management e International Agricultural Centre. 64 p.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2002. ArcView GIS 3.3.
- Ferguson-Lees, J; Christie, DA. 2001. *Raptors of the World*. Houghton Mifflin Company. New York, Estados Unidos. 992 p.
- Harvey, C; Gaudrain, C. 2003. Caza y diversidad faunística en paisajes fragmentados del territorio indígena Bibri de Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10(37-38): 46-51.
- Harvey, CA; Haber, WA. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in costarican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- Hetch, SB; Saatchi, SS. 2007. Globalization and forest resurgence: changes in forest cover in El Salvador. *BioScience* 57(8): 663-672.
- Hughes, JB; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology Letters* 5: 121-129.
- InfoStat. 2007. InfoStat/Profesional 2007p. Grupo InfoStat software. Argentina.
- Jullien, M; Thiollay, JM. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentations: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.

- Komar, O; Herrera, N; Girón L; Ibarra-Portillo, R. 2007. The 2007 list of birds of El Salvador, with an assessment of national conservation status. *Avian Conservation and Ecology*. En prensa.
- Komar, O. 2002. Priority conservation areas for birds in El Salvador. *Animal Conservation* 5: 173-183.
- Linares, J; Sousa S, M. 2007. Nuevas especies de *Dalbergia* (Leguminosae: Papilionoideae: Dalbergieae) en México y Centroamérica. *Ceiba* 48(1): 61-82.
- MARNa (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006. Áreas de conservación (en línea). Consultado 4 mar. 2006. Disponible en: http://www.marn.gob.sv/areas_de_conservacion.htm
- MARNb. 2006. Mapa de uso del suelo de El Salvador: formato shp para ARCVIEW. San Salvador, El Salvador.
- MARN-UICN (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Unión Mundial para la Naturaleza). 2006. Estado de la gestión compartida de las áreas protegidas de El Salvador. G. Hernández ed. San Salvador, El Salvador. 55 p.
- Microsoft Office. 2003. Microsoft Office Excel. Microsoft Office Professional Edition 2003. Microsoft Corporation software.
- Myers, N. 1996. Environmental services of biodiversity. *Proceedings of the national academy of science of the United States of America* 93(7): 2764-2769.
- Naughton-Treves, L. 1998. Predicting patterns of crop damage by wildlife around Kibale National Park, Uganda. *Conservation biology* 12(1): 156-168.
- PNOT (Plan Nacional de Ordenamiento Territorial). 2004. Catalogo de espacios naturales (en línea). Consultado 01 oct. 2006. Disponible en: <http://www.marn.gob.sv>
- Rao, KS. 2000. Management conflicts in the Nanda Devi Biosphere Reserve, India. *Mountain Research and Development* 20(4): 320-323.
- Redpath, SM; Arroyo, BE; Leckie, EM; Bacon, P; Bayfield, N; Gutiérrez, RJ; Thirgood, SJ. 2004. Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: a raptor-grouse case study. *Conservation biology*. 18(2): 350-359.
- Renjifo, LM. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11(1): 14-31.
- Ricketts, TH; Daily, GC; Ehrlich, PR; Fay, JP. 2001. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: biodiversity in native and agricultural habitats. *Conservation biology*. 15(2): 378-388.
- Rodewald, AD. 2003. The importance of land uses within the landscape matrix. *Wildlife Society Bulletin* 31(2): 586-592.

- Rosenblatt, DL; Heske, EJ; Nelson, SL; Barber, DM; Miller, MA; MacAllister, B. 1999. Forest fragments in east-central Illinois: islands or habitat patches for mammals? *American Midland Naturalist* 141(1): 115-123.
- Samayoa, R; E. Rodríguez; B. Vieira y A. Salazar. 2007. Plan de Manejo Parque Nacional El Imposible. San Salvador, El Salvador. SalvaNATURA/MARN/UICN. p. 207. En prensa.
- Sergio, F; Newton, F; Marchesi, L. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.
- Steenhof, K; Kochert, MN. 1988. Dietary responses of three raptor species to changing prey densities in a natural environment. *The Journal of Animal Ecology* 57(1): 37-48.
- Taylor, R. 2003. ¿Cómo medir la diversidad de aves presentes en los sistemas agroforestales? *Agroforestería en las Américas*. 10(39-40): 117-123.
- Thiollay, JM. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3(2): 128-137.
- TNC (The Nature Conservancy). 2001. Planificación financiera a largo plazo para parques y áreas protegidas. Virginia, Estados Unidos. International Publications Program, TNC. 39 p.
- Trzcinski, MK; Fahrig, L; Merriam, G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Dudley, N; Philips, A. 2006. Forest and protected areas: guidance on the use of the IUCN protected area management categories. Gland, Suiza y Cambridge, Inglaterra. Unión Mundial para la Naturaleza-UICN. 58 p.
- Vandermeer, J; Perfecto, I. 2007. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* 21(1): 274-277.
- Villard, M-A; Trzcinski, MK; Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13(4): 774-783.
- Widén, P. 1994. Habitat quality for raptors: a field experiment. *Journal of Avian Biology* 25(3): 219-223.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

En la zona costera de El Salvador se encontraron más especies de aves rapaces diurnas generalistas que especialistas de hábitat, la mayor riqueza y observación absoluta se encontró en los paisajes El Imposible y Barra de Santiago, en ecosistemas antrópicos y durante la época seca, considerando que las comunidades locales de aves se ven influenciados por especies e individuos migratorios. A pesar que la mayor diversidad de aves rapaces se registró en El Imposible, Barra de Santiago y El Encantado, que incluyen áreas naturales protegidas consideradas de alto valor biológico a nivel nacional, la especialización de las especies dentro de comunidades de aves rapaces diurnas puede transformarse en el factor principal de la desaparición de algunas especies en el paisaje fragmentado.

En ese sentido, estudios para identificar la asociación entre las especies y paisajes particulares son importantes de realizar, ya que esta información proporcionará el conocimiento acerca de las necesidades específicas de hábitat de dichas especies y su capacidad para cruzar o interactuar con la matriz agropecuaria, sugiriendo la importancia de aumentar la extensión de esos espacios naturales para mantener poblaciones viables, principalmente de aquellas aves especialistas de hábitat.

Asimismo, se debe considerar que la permanencia de aves rapaces consideradas generalistas de hábitat y de otras especialistas que llegan a utilizar eventualmente las zonas agropecuarias, dependerá del mantenimiento de estructuras para reproducirse y de fuentes de alimento en ecosistemas antrópicos; lo cual se logrará en la medida que las comunidades humanas identifiquen un beneficio directo de los servicios proporcionados por la biodiversidad, incentivándolas a proteger las especies florísticas y sus agregados (parches, fragmentos y arbolado disperso) que conforman la estructura del paisaje y mantienen poblaciones de aves rapaces diurnas.

La presencia de aves rapaces diurnas alrededor de áreas naturales esta relacionado con la distancia de desplazamiento a partir del borde de dichos espacios con la matriz agropecuaria, identificando preferencias entre las especies por coberturas del suelo particulares para dispersarse. En el caso del PNEI, la distancia en la cual ocurren las especies e individuos es desde el borde hasta aproximadamente 1500 m, agrupándose principalmente en zonas

agropecuarias que incluyen espacios o estructuras naturales, como fragmentos de selva perennifolia y decidua y árboles nativos dispersos, sugiriendo que esta zona es óptima para promover la dispersión de estas aves hacia afuera del área núcleo del PNEI.

El desplazamiento de fauna silvestre a partir de áreas naturales implica su interacción con sistemas agropecuarios, los cuales son principalmente utilizados para satisfacer necesidades alimenticias de las especies. Para los productores, principalmente pequeños y de subsistencia, ubicados alrededor del área núcleo del PNEI, el daño ocasionado por fauna silvestre los ha obligado a desplazarse hasta 2000 m del borde, para reducir la pérdida en su producción. La creación de una zona de amortiguamiento alrededor del área núcleo sugerirá recomendaciones en torno al uso adecuado del suelo para mejorar la producción, aumentar el área disponible para la dispersión de fauna y mitigar los problemas ocasionados por la inevitable confrontación de los pobladores con las especies silvestres.

La zona de amortiguamiento propuesta para el PNEI abarca una distancia de 2000 m perpendiculares al borde del área núcleo. Sin embargo, la gestión para la conservación de fauna silvestre y de espacios naturales o estructuras que promuevan su dispersión en la zona de amortiguamiento, dependerá de la implementación y monitoreo del adecuado uso del suelo, sugiriendo la posibilidad de generar cambios graduales en los tipos de producción local, principalmente en aquellos asentamientos humanos ubicados dentro de la zona de amortiguamiento.

La delimitación de una zona de amortiguamiento incluye diferentes criterios, considerando aspectos socioeconómicos, políticos y ecogeográficos, de tal manera que se involucren objetivos comunes de desarrollo y de solución a problemas particulares entre los actores participantes y la conservación. A su vez, el adecuado monitoreo del área núcleo y su zona de amortiguamiento sugerirá la posible modificación en la delimitación y la implementación de medidas que mejoren la situación local de los pobladores y de conservación de biodiversidad en la realidad cambiante del paisaje.

Anexo 1. Lista oficial de especies de aves rapaces diurnas, su estado de distribución nacional (en hábitats) y de conservación en El Salvador (tomado de Komar et ál. 2007) y rango ecológico en diferentes ecosistemas

ESPECIE	NOMBRE COMÚN**	ESTADO	ESTADO*	RANGO ECOLÓGICO **
<i>Coragyps atratus</i>	Zope común	GZA	R y M, LC	Prácticamente todos los hábitats.
<i>Cathartes aura</i>	Aura	GZA	R y M, LC	Prácticamente todos los hábitats.
<i>Cathartes burrovianus</i>	Aura cabeza amarilla	EZA	VNM, DD	Pantanos, manglares, pastizales y sabanas húmedas.
<i>Sarcoramphus papa</i>	Rey zope	GB	R, CR	Bosque húmedo denso, bosque montano, premontano y nuboso. Muy poco en bosque seco y en zonas abiertas.
<i>Pandion haliaetus</i>	Gavilán pescador	EH	V, LC	Cuerpos de agua costeros y continentales asociados con árboles como manglares, bosque ripario, bosque de galería y pantanos.
<i>Leptodon cayanensis</i>	Milano cabecigris	EB	R, EN	Pantanos y en bordes de lagos y lagunas, bosque húmedo primario y semideciduo, y en borde. Raro en bosque premontano semiabierto.
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Milano de pico ganchudo	GB	V, LC	Manglar, bosque bajo y áreas abiertas con árboles dispersos, bosque ripario.
<i>Elanoides forficatus</i>	Milano tijereta	GB	T, EN	Pantanos, bosques húmedos y pinares, principalmente en migración.
<i>Elanus leucurus</i>	Milano cola blanca	GZA	R, NT	Zonas abiertas con árboles dispersos, pasturas y pantanos.
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Gavilán caracolero	EH	I, EN	Cuerpos de agua continentales y pantanos.
<i>Harpagus bidentatus</i>	Milano bidentado	GB	VNM, DD	Bosque húmedo y en hábitat semiabierto. Local en bosque semideciduo.
<i>Ictinia mississippiensis</i>	Milano del Mississipi	GB	T, NT	Hábitat abierto, bordes.
<i>Ictinia plumbea</i>	Milano plumizo	EB	VR, EN	Dosel cerca de ríos, manglares, pantanos, bordes y hábitat semiabierto.
<i>Busarellus nigricollis</i>	Gavilán pescador de collar	EB	R, CR	Manglares, pantanos, lagunas, bordes pantanosos arbolados de ríos.
<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán de pantanos	GZA	V, LC	Pantanos, planicies extensas con pasto alto y bordes de lagos y lagunas.
<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pajarero	GB	V, LC	Bosque montano, bordes, áreas abiertas y matorrales.
<i>A. striatus chionogaster</i>	Gavilán pajarero	EB	R, VU	Bosque nuboso y semideciduo, bosque de coníferas y robledal, raro en claros. Endémico del norte de Centroamérica y sur de México.
<i>Accipiter cooperi</i>	Gavilán de Cooper	GB	V, LC	Bosque abierto, árboles esparcidos y bordes.
<i>Geranospiza caerulescens</i>	Gavilán zancón		R, CR	Manglares, pantanos, bosque húmedo y semiabierto, bordes. También en fragmentos.
<i>Leucopternis albicollis</i>	Gavilán blanco	EB	R, CR	Bosque húmedo y premontano denso a parcialmente claro.
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Gavilán riyero	GB	R, LC	Pantanos, manglares, bosque ripario, bosques parcialmente claros y bordes.
<i>Buteogallus subtilis</i>	Gavilán de manglar	EB	R, VU	Manglares y lagunas costeras.
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Gavilán cangrejero	GB	R, EN	Pantanos, manglares, bosque ripario, bordes y matorral alto.
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán de Harris	EZA	R, EN	Hábitat abierto seco y semidesiertos, matorrales, pantanos y sabanas con arbolado disperso.
<i>Harpyhaliaetus solitarius</i>	Águila solitaria	GB	VNM, DD	Pinares y robledales, bosque húmedo.
<i>Buteo magnirostris</i>	Gavilán de caminos	GZA	R, LC	Bosque abierto, claros y bordes, matorral. Común en zonas húmedas y poco en bosque.
<i>Buteo platypterus</i>	Gavilán aludo	GB	V, LC	Bosque montano y premontano de denso a semiabierto.

Anexo 1 (continuación)

ESPECIE	NOMBRE COMÚN ESPAÑOL		ESTADO*	RANGO ECOLÓGICO**
<i>Buteo nitidus</i>	Gavilán gris	GB	R, LC	Bosque abierto, parcialmente claro, bosque ripario, premontano y bordes.
<i>Buteo brachyurus</i>	Gavilán de cola corta	GB	R y M, LC	Bosque montano y premontano, borde de bosque, árboles dispersos y bosque bajo, manglares y plantaciones.
<i>Buteo swainsoni</i>	Gavilán de Swainson	GZA	T, VU	Sabanas y pastizales con árboles esparcidos, bosque abierto y matorral alto.
<i>Buteo albicaudatus</i>	Gavilán de cola blanca	GZA	R, CR	Falda de montaña parcialmente arbolada, planicies de pasto, bosque de estrato bajo y bordes. Sabanas arboladas y matorrales.
<i>Buteo albonotatus</i>	Gavilán aura	GZA	R y M, LC	Campo arbolado mixto con matorral, bosque bajo, bordes y semi desierto.
<i>Buteo jamaicensis</i>	Gavilán cola roja		R y M, NT	Planicies de pasto, bosque, arbustal abierto y bordes. Bosque montano, premontano y nuboso.
<i>Spizaetus tyrannus</i>	Aguililla crestada negra	GB	R, CR	Dosel en bosque húmedo, semideciduo, montano, premontano y nuboso.
<i>Spizaetus ornatus</i>	Aguililla crestada café	EB	I, CR	Bosques húmedo y semideciduo premontanos densos.
<i>Micrastur ruficollis</i>	Halcón barrado de bosque	GB	R, EN	Interior y borde de bosque húmedo, montano, premontano y nuboso densos.
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón collarejo de bosque	GB	R, EN	Bosque abierto, pantanos, bosque húmedo, semideciduo, ripario, montano, premontano y nebuloso, borde, y campo parcialmente abierto.
<i>Caracara cheriway</i>	Caracara	GZA	R, VU	Sabanas y pastizal arbolado. Bosque de estrato bajo, bordes y caminos.
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	Halcón reidor	GB	R, LC	Campo abierto con árboles y matorral. Bosque húmedo, ripario, montano, premontano, nuboso y bordes. También en fragmentos.
<i>Falco sparverius</i>	Halcón cernícalo	EZA	R y M, VU	Áreas abiertas con árboles, pastizal arbolado, matorral alto y en caminos.
<i>Falco femoralis</i>	Halcón aplomado	GZA	VM, NT	Áreas abiertas, sabanas, pastizal con árboles dispersos y bordes de bosque.
<i>Falco columbarius</i>	Halcón esmerejón	GZA	V, LC	Áreas de pasto con árboles dispersos, claros, borde de bosque. Estuarios y lagos.
<i>Falco ruficularis</i>	Halcón murcielaguero	GZA	R, CR	Borde de bosque húmedo, claros, áreas de pasto con árboles.
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	GZA	V, LC	Riscos, cañones rocosos, áreas abiertas, zonas costera.

*Clave (tomado de Komar et ál. 2007). GeZA= generalista de zonas abiertas, GeB= generalistas de bosques, EsZA= especialistas de zonas abiertas, EsB= especialista de bosque, EsH= especialista de humedales. R= residente, M= migratorio, V= visitante (migratorio), VR= visitante reproductor, T= transeunte, VM= vagabundo migratorio, VNM= vagabundo no migratorio, I= estado incierto. LC= menor consideración, VU= vulnerable, EN= en peligro, CR= en peligro crítico, NT= amenazada, DD= insuficiente información.

**Tomado de Edwards 2003, Howell y Webb 2001, Thurber et al. 1987.

Anexo 2. Observación absoluta promedio y desviación estándar de aves rapaces diurnas en épocas climáticas y ecosistemas antrópicos y naturales de paisajes fragmentados de la zona costera de El Salvador

Especies	Épocas						Ecosistemas antrópicos				Ecosistemas naturales			
	Seca (febrero)		Transición (abril)		Lluvia (junio)		Agropecuario >100 msnm		Agropecuario 0-50 msnm		Bosque de mangle		Selva*	
	Media	E	Media	E	Media	E	Media	E	Media	E	Media	DE	Media	DE
<i>Coragyps atratus</i>	13,25	11,73	12,92	8,56	11,13	8,16	17,83	9,22	18,11	8,96	4,67	5,06	9,11	6,88
<i>Cathartes aura</i>	15,29	8,69	7,5	5,18	6,63	3,17	11,61	7,4	11,22	7,3	6,39	6,89	10	6,55
<i>Sarcoramphus papa</i>	0	0	0	0	0,04	0,2	0	0	0	0	0	0	0,06	0,24
<i>Pandion haliaetus</i>	0,42	1,14	0,13	0,34	0,08	0,28	0	0	0,11	0,32	0,72	1,27	0	0
<i>Elanus leucurus</i>	0,67	2,12	0,5	1,32	0,54	1,69	0	0	2,28	2,87	0	0	0	0
<i>Ictinea plumbea</i>	0,08	0,28	1	1,62	0,88	2,05	0,44	1,1	0,22	0,73	1,72	2,4	0,22	0,94
<i>Circus cyaneus</i>	0,04	0,2	0	0	0	0	0	0	0,06	0,24	0	0	0	0
<i>Accipiter cooperi</i>	0,08	0,28	0	0	0	0	0,06	0,24	0,06	0,24	0	0	0	0
<i>Accipiter striatus</i>	0	0	0,04	0,2	0	0	0,06	0,24	0	0	0	0	0	0
<i>Geranoospiza caerulea</i>	0,04	0,2	0,08	0,41	0,08	0,41	0	0	0	0	0,28	0,67	0	0
<i>Buteogallus anthracinus</i>	3	5,84	3,38	5,28	2,75	4,41	0,33	0,69	1,33	1,78	10,22	5,75	0,28	0,46
<i>Buteogallus urubitinga</i>	0,21	0,59	0,13	0,61	0,13	0,45	0	0	0	0	0,11	0,47	0,5	0,92
<i>Parabuteo unicinctus</i>	0,08	0,28	0,13	0,45	0,17	0,82	0	0	0,5	1,04	0	0	0	0
<i>Buteo magnirostris</i>	1,58	2,39	0,79	1,22	1,33	2,06	1,06	1,16	3,22	2,73	0,61	0,98	0,06	0,24
<i>Buteo platypterus</i>	0,29	0,55	0,33	0,76	0	0	0,11	0,32	0	0	0,06	0,24	0,67	0,91
<i>Buteo nitidus</i>	1,13	1,45	1,08	1,56	0,92	1,18	2,11	1,57	0,39	0,61	0	0	1,67	1,41
<i>Buteo brachyurus</i>	0,96	1,04	0,42	0,58	0,46	0,83	0,83	1,04	0,5	0,92	0,17	0,51	0,94	0,73
<i>Buteo swainsoni</i>	0,04	0,2	0,13	0,45	0	0	0,06	0,24	0,06	0,24	0	0	0,11	0,47
<i>Buteo albonotatus</i>	0,42	0,72	0,13	0,34	0,29	0,55	0,17	0,38	0,44	0,51	0,5	0,86	0	0
<i>Buteo jamaicensis</i>	0,04	0,2	0	0	0,04	0,2	0	0	0	0	0	0	0,11	0,32
<i>Spizaetus tyrannus</i>	0	0	0,04	0,2	0,04	0,2	0	0	0	0	0	0	0,11	0,32
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0,5	1,02	0,25	0,44	0,33	0,64	0,28	0,57	0,28	0,96	0,22	0,43	0,67	0,84
<i>Caracara cheriway</i>	0,42	1,21	0,42	0,88	0,25	0,9	0	0	1,44	1,58	0	0	0	0
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0,21	0,66	0,29	0,75	0,04	0,2	0,22	0,73	0,11	0,32	0	0	0,39	0,85
<i>Falco sparverius</i>	0,29	0,62	0,04	0,2	0	0	0,28	0,57	0,17	0,51	0	0	0	0
<i>Falco peregrinus</i>	0,54	0,78	0,21	0,41	0	0	0,28	0,46	0,28	0,75	0,17	0,38	0,28	0,57

* Se incluyen selva perennifolia y subperennifolia mezclada con bosque ripario.

Anexo 3. Encuesta para caracterización de uso del suelo y conflictos entre sistemas agropecuarios y vertebrados silvestres

Encargado _____
 Sitio: _____ Fecha _____ Hora _____
 Parcela de estudio _____ Punto GPS _____

Productor Agricultor Si ___ No ___ Tipo _____
 Ganadero Si ___ No ___ Tipo _____

Distancia del sistema productivo respecto al área núcleo

0 – 1000 m ___ Cultivos _____
 1000 – 2000 m ___ Cultivos _____
 2000 – 3000 m ___ Cultivos _____
 > 3000 m ___ Cultivos _____

Ciclo de producción

Meses	Actividad
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____

Conflictos con vida silvestre (vertebrados)

Especies o grupos	Descripción del daño
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____

Solución para problema (si el productor aplica algún manejo o control)

_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____
_____	_____

¿Conflicto con vida silvestre proporciona pérdidas considerables al sistema agropecuario?

Mucho (>25%) _____
 Poco (12-25%) _____
 Muy poco (<12%) _____