

00377



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOLOGÍA

EVALUACIÓN DE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL Y
RECURSOS ALIMENTICIOS PARA TRES GÉNEROS
DE PSITÁCIDOS EN HÁBITATS CONSERVADOS Y
PERTURBADOS DE LA COSTA DE JALISCO, MÉXICO

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL
GRADO ACADÉMICO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(ORIENTACIÓN: **BIOLOGÍA AMBIENTAL**)
P R E S E N T A :
LORENA MORALES PÉREZ

DIRECTOR DE TESIS: DRA. KATHERINE RENTON

MÉXICO, D.F.

JUNIO 2005



m345038



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS COORDINACIÓN

UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

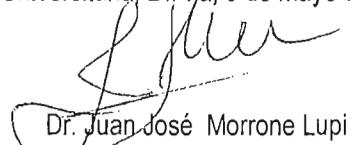
Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 23 de agosto del 2004, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del(a) alumno(a) **Morales Pérez Lorena** con número de cuenta **94502901** con la tesis titulada: "Evaluación de la abundancia poblacional y recursos alimenticios para tres géneros de psitácidos en hábitats conservados y perturbados de la costa de Jalisco, México", bajo la dirección del(a) Dra. Katherine Renton.

Presidente:	Dra. Bertha Patricia Escalante Pliego
Vocal:	Dr. Miguel Ángel Martínez Morales
Secretario:	Dra. Katherine Renton
Suplente:	Dr. Enrique Martínez Meyer
Suplente:	Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a, 9 de mayo del 2005


Dr. Juan José Morrone Lupi
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado

Esta tesis se realizó en la Estación de Biología de Chamela de la Universidad Nacional Autónoma de México UNAM, así como en la Fundación Ecológica de Cuixmala bajo la dirección de la Dra. Katherine Renton.

El Comité Tutoral estuvo integrado por:

Dra. Katherine Renton

Dra. Bertha Patricia Escalante Pliego

Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza

Esta tesis se concluyó con una beca otorgada por CONACYT, cuyo número de registro de becario es 172603 y con una beca complementaria de la DGEP-UNAM.

**“Alcanzarás la región de las nubes,
rozarás la transparencia del cielo
y no tendrás miedo de caer”**

Popol Vuh

AGRADECIMIENTOS

A Marciano, Carolina, Fernando y Patricia, a quienes dedico este trabajo con todo mi amor. Gracias por su comprensión y apoyo moral en todo momento. Por toda la confianza que me tienen, por su cariño incondicional y la maravilla de tenerlos a mi lado. Soy afortunada por coincidir en tiempo y espacio a su lado.

Agradezco de manera especial, a Katherine Renton por la oportunidad que me diste para trabajar contigo y desarrollar este proyecto. Por tu amistad, paciencia, interés, confianza, apoyo y por los invaluable comentarios y sugerencias para mejorar este trabajo. A Patricia Escalante y Adolfo Navarro por sus valiosos comentarios, observaciones e ideas a lo largo del desarrollo de este estudio. Por su constante estímulo, interés y apoyo en cada una de las fases del proyecto. De la misma forma a Miguel Angel Martínez y a Enrique Martínez quienes tan amablemente accedieron a revisar mi tesis. Gracias por sus acertadas observaciones e ideas para el mejoramiento de esta.

A CONACYT y a la UNAM por el apoyo económico para realizar la maestría y concluir este trabajo.

A la Fundación Ecológica de Cuixmala, a Alvaro Miranda y a la Estación de Biología de Chamela, por el apoyo logístico y por facilitarme un espacio para realizar este estudio.

A Manuel Pintor y Concepción Apatiga por su amistad e invaluable ayuda con los últimos detalles de la tesis. Estoy en deuda con ustedes.

A mi grandes amigos Bernard, Marciano, Elda, Janik, Rolando, Toño, Chon y Claudia, por que su presencia ha hecho de mi vida una experiencia más que extraordinaria. Por su cariño, las coincidencias, la certeza de futuros reencuentros, y por no desistir en demostrar lo que significa una amistad sincera y profunda.

A mis hermanos académicos, Tania, Adrián, Carlos, Alejandro y María, por hacer más placentera y divertidas las estancias de campo, por su amistad, por su apoyo y por las medicinales terapias de grupo. De la misma forma a mis compañeros y amigos de Cuixmala, a Rodrigo, Alvaro y Gerardo, por su apoyo y disponibilidad constante para ayudarme siempre que lo necesitaba.

A la familia Valtierra Azotla, por su gran apoyo moral e interés en conocer los avances de este proyecto. En especial a Rosita, Ernesto, Migue, Ivonne, Neto, Viole, Clau y Mely por abrirme mil veces las puertas de su casa y de su corazón. A Emiliano, Camila y a los angelitos que están en camino, por la esperanza y las muchas promesas que traen con su presencia.

A Lilis, Chelo, Irma, y a todos mis tíos y primos por su calidez, cariño, compañía, y apoyo incondicional. Su presencia constante ha hecho de los días cotidianos algo inmejorable.

INDICE

Agradecimientos	iv
Resumen	xi
Abstract	xiii
1. Introducción	1
1.1 Estado de conservación de los psitácidos	1
1.2 Deforestación del bosque tropical seco	2
1.3 Efectos de la modificación del hábitat	4
1.4 Relación de la perturbación del hábitat con la presencia y abundancia de psitácidos	6
1.5 Justificación	7
2. Metas	9
3. Área de estudio	11
3.1 Ubicación	11
3.2 Clima	11
3.3 Vegetación	15
3.3.1 Bosque tropical seco	15
3.3.2 Bosque tropical subperennifolio	16
3.3.3 Bosques perturbados	16
4. Especies de psitácidos de la costa de Jalisco	18
4.1 Perico frente naranja (<i>Aratinga canicularis</i>)	18
4.2 Perico catarina (<i>Forpus cyanopygius</i>)	19
4.3 Loro corona lila (<i>Amazona finschi</i>)	20
4.4 Loro cabeza amarilla (<i>Amazona oratrix</i>)	21
4.5 Guacamaya verde (<i>Ara militaris</i>)	23

5. Variabilidad espacial y abundancia poblacional de psitácidos	
5.1 Introducción	25
5.2 Estimación de tamaños poblacionales en psitácidos	26
5.3 Perturbación del hábitat, abundancia poblacional y variabilidad espacial de psitácidos	27
5.4 Objetivo	29
5.5 Métodos	29
5.5.1 Censos	29
5.5.2 Caracterización de la vegetación	30
5.5.3 Análisis	31
5.6 Resultados	32
5.6.1 Resultados generales	32
5.6.2 Comparación de la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación	34
5.6.3 Variación espacio-temporal de la abundancia de psitácidos	36
5.6.4 Vegetación	42
5.7 Discusión	49
6. Disponibilidad de recursos alimentarios	55
6.1 Introducción	55
6.1.2 Fenología de los bosques secos y disponibilidad de recursos	56
6.1.3 Relación de la variación en la disponibilidad de recursos sobre la avifauna	58
6.2 Objetivos	60
6.3 Métodos	60
6.3.1 Transectos de fenología	60
6.3.2 Determinación del recurso	61
6.3.3 Uso de Hábitat	62
6.3.4 Análisis	62
6.4 Resultados	66
6.4.1 Resultados generales	66
6.4.2 Variación temporal y espacial en la disponibilidad de recursos alimentarios	68
6.4.3 Disponibilidad de recursos en el bosque seco conservado	71

6.4.4 Disponibilidad de recursos en el bosque subperennifolio conservado	75
6.4.5 Disponibilidad de recursos en el bosque subperennifolio perturbado	79
6.4.6 Disponibilidad de recursos en el bosque seco perturbado	83
6.4.7 Disponibilidad de recursos por especie de psitácido	87
6.5 Discusión	92
6.5.1 Patrones espaciales y temporales en la disponibilidad de recursos	92
6.5.2 Uso de hábitat y disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos	96
7. Conclusiones	101
8. Literatura citada	104
9. Apéndice 1	122
Índice de Figuras	
Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio.	13
Figura 2. Subtipos de clima que se presentan en la costa de Jalisco.	14
Figura 3. Porcentaje de individuos registrados por especie en puntos de conteo con radio fijo de cincuenta metros.	32
Figura 4. Abundancia relativa de las especies de psitácidos representados como proporción de los individuos registrados en cada tipo de vegetación.	35
Figura 5. Número de individuos registrados por tipo de vegetación a lo largo del año.	37
Figura 6. Fluctuación en abundancia de <i>Amazona finschi</i> a lo largo del año por tipo de vegetación.	39
Figura 7. Fluctuación en la abundancia registrada para <i>Ara militaris</i> a lo largo del año por tipo de vegetación.	40
Figura 8. Fluctuación en abundancia de <i>Aratinga canicularis</i> a lo largo del año por tipo de vegetación.	41
Figura 9. Patrón temporal de la disponibilidad de recursos, tanto en el número de árboles con recursos, la suma del rango de recursos alimentarios y suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles.	69

Figura 10. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos en cada tipo de vegetación.	70
Figura 11. Número total de individuos, suma total de rango de abundancia de recursos y suma total del DAP de las especies que presentaron más del 3% de los recursos disponibles en el bosque seco conservado.	72
Figura 12. Número de individuos y suma del DAP de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco conservado.	73
Figura 13. Número total de individuos, suma total de rango de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque subperennifolio conservado.	76
Figura 14. Número de individuos y suma del DAP de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio conservado.	77
Figura 15. Número total de individuos, suma total de rango de abundancia de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque subperennifolio perturbado.	80
Figura 16. Número de individuos y suma del DAP de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio perturbado.	81
Figura 17. Número total de individuos, suma total de rango de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque seco perturbado.	84
Figura 18. Número de individuos y suma del DAP de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco perturbado.	85
Figura 19. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para el género <i>Amazona</i> en cada tipo de vegetación.	89
Figura 20. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para <i>Aratinga canicularis</i> en cada tipo de vegetación.	90
Figura 21. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para <i>Ara militaris</i> en cada tipo de vegetación.	91

Índice de Tablas

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo de puntos de conteo y número de especies e individuos de psitácidos registrados por tipo de vegetación.	33
Tabla 2. Resultados del Análisis de Kruskal-Wallis utilizado para evaluar la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación y períodos del año.	37
Tabla 3. Porcentaje promedio de cobertura por hectárea de los diferentes estratos de vegetación registrados en cada tipo de vegetación.	43
Tabla 4. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para los porcentajes de cobertura registrados en cada estrato de vegetación.	44
Tabla 5. Comparación de los valores promedio por hectárea de las diferentes variables de vegetación registradas en cada tipo de vegetación.	46
Tabla 6. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para las variables de DAP, altura, altura de la ramificación de los árboles y distancia promedio de los árboles al punto central de la parcela.	47
Tabla 7. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para las variables de DAP, altura, altura de la ramificación y distancia de los árboles más cercanos a los individuos registrados inicialmente.	48
Tabla 8. Relación de especies de plantas consumidas y consideradas como recursos potenciales para las especies de psitácidos.	63
Tabla 9. Familias y especies de árboles registradas en los transectos de fenología por tipo de vegetación	67
Tabla 10. Análisis de varianza no paramétrico de dos factores sobre la disponibilidad de recursos alimenticios para los psitácidos por tipo de vegetación y temporadas del año.	68

R E S U M E N

En el Neotrópico, las especies de psitácidos más amenazadas por la pérdida del hábitat son aquellas que se encuentran restringidas a los bosques secos estacionales; sin embargo, se desconocen los efectos que tiene la modificación del hábitat sobre la distribución y abundancia de las especies de psitácidos que habitan los bosques secos. El presente estudio propone entender la relación entre la modificación del bosque seco estacional y la abundancia relativa, uso de hábitat y disponibilidad de recursos alimentarios de cuatro especies de psitácidos (*Aratinga canicularis*, *Amazona finschi*, *Amazona oratrix* y *Ara militaris*) en sitios conservados y perturbados de bosque tropical seco y bosque tropical subperennifolio de la costa de Jalisco. Se eligieron cuatro sitios de muestreo por tipo de vegetación, estableciendo 40 puntos de conteo con radio fijo de 50 m y 4 transectos de fructificación de los árboles por tipo de vegetación, las cuales se muestrearon trimestralmente durante marzo del 2003 a mayo del 2004. En cada punto de conteo se establecieron parcelas de 0.2 ha, dentro de las cuales se realizó un muestreo de la estructura de la vegetación para poder relacionarla con la abundancia de las especies de psitácidos.

Se realizaron un total de 640 puntos de conteo, registrando 657 individuos de psitácidos, de los cuales *Aratinga canicularis* fue la más abundante con 74% de los individuos, seguido por *Amazona finschi* (19.3%), *Ara militaris* (5.4%) y *Amazona oratrix* (0.7%). Dentro de los transectos de fenología se registraron 585 árboles, pertenecientes a 46 especies y 22 familias, que proveen recursos alimentarios a los psitácidos. Los dos tipos de bosques perturbados se caracterizaron por presentar significativamente menor cobertura de árboles y arbustos comparado con los dos tipos de bosques conservados. Además, los bosques perturbados presentaron significativamente menor altura de ramificación de los árboles y mayores distancias entre los árboles que los bosques conservados.

Hubo diferencia significativa en la abundancia de psitácidos entre los tipos de bosque y temporadas del año. Los bosques conservados (seco y subperennifolio) presentaron mayor riqueza y abundancia de psitácidos que los bosques perturbados. Además, la abundancia de psitácidos fue menor al final de las lluvias (noviembre) y mayor al inicio de las secas (febrero). Asimismo, hubo variación significativa en la disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos entre hábitat y temporadas del año. La mayor disponibilidad de recursos alimentarios se presentó en los bosques conservados, donde el 35% de las especies vegetales que presentan alimento para los psitácidos se registró exclusivamente dentro de este tipo de bosques. En todos los tipos de vegetación, la mayor abundancia de recursos alimentarios se registró después de las lluvias (noviembre), y al inicio de las secas (febrero). El período más bajo de

producción de frutos y semillas se observó al final de la temporada seca (abril-mayo), indicando que este es el período más crítico en disponibilidad de recursos alimentarios para las especies de psitácidos.

La abundancia de *Amazona finschi* varió significativamente entre tipos de vegetación y temporadas del año, siendo mayor en los dos tipos de bosques conservados y presentando un pico de abundancia al inicio de las secas (febrero-marzo), con una declinación al final de las secas (abril-mayo). Se presentó una mayor disponibilidad de recursos alimentarios para el género *Amazona* en los bosques conservados, sobre todo al inicio de las secas (febrero).

Por su parte, *Amazona oratrix* se registró como especie exclusiva del bosque seco conservado, presentando una muy baja abundancia (sólo 4 parejas), a pesar de que los bosques conservados presentaron recursos alimentarios para esta especie a lo largo del año. Este resultado, junto con su historia de vida y la presión por el comercio ilegal, indican que muy probablemente las poblaciones de *A. oratrix* en la costa de Jalisco están a punto de desaparecer.

Ara militaris se registró sólo en el bosque subperennifolio conservado y no presentó variaciones significativas en su abundancia a lo largo del año. Los bosques subperennifolio conservado y perturbado mantuvieron una mayor disponibilidad de recursos alimentarios para *Ara militaris* a lo largo del año. Por tanto para mantener poblaciones saludables de esta especie se requiere la presencia de extensiones considerables y conservadas de bosque subperennifolio.

Aratinga canicularis presentó grandes fluctuaciones significativas en su abundancia entre los hábitat y temporadas del año, siendo más abundante en los bosques subperennifolio conservado y perturbado. La disponibilidad de recursos alimentarios para esta especie fluctuó entre hábitats y temporadas, presentando mayor abundancia de recursos alimentarios en los bosques secos conservado y perturbado al final de las lluvias e inicio de las secas, con mayor disponibilidad de recursos en los bosques subperennifolio conservado y perturbado al final de las secas e inicio de las lluvias.

Los bosques secos estacionales constituyen ambientes prioritarios para la conservación de los psitácidos en el Pacífico mexicano, pues mantienen una mayor disponibilidad de alimento para los psitácidos y mayores abundancias de este grupo de aves comparado con los bosques perturbados.

ABSTRACT

In the Neotropics, the psittacine species most threatened by habitat loss are those restricted to seasonally dry forests, though little is known on the effects of habitat alteration on the distribution and abundance of the psittacine species that inhabit these forests. The present study proposes to determine the effects of habitat alteration of seasonally dry forests on the relative abundance and habitat use of three psittacine genera (*Aratinga canicularis*, *Amazona finschi*, *Amazona oratrix* and *Ara militaris*), as well as on the availability of food resources in conserved and modified areas of tropical dry deciduous and semideciduous forest on the coast of Jalisco. Four sample sites were selected per vegetation type, establishing 40 point counts with a fixed radius of 50 m, and 4 fruiting phenology transects, in each habitat type, which were sampled tri-monthly from March 2003 to May 2004. In each point count, plots of 0.2 ha were established to determine vegetation structure and relate this with psittacine abundance.

A total of 640 point counts were conducted, registering 657 individual psittacines, of which the most abundant was *Aratinga canicularis* with 74% of individuals, followed by *Amazona finschi* (19.3%), *Ara militaris* (5.4%) and *Amazona oratrix* (0.7%). Phenology transects recorded a total of 585 trees, corresponding to 46 species from 22 families, which provide food resources for psittacines. The two types of modified forest habitat were characterized by significantly less tree and shrub cover compared with the two conserved forest types. Disturbed forest types also presented a significantly lower height of trunk ramification of trees, and greater distances between neighboring trees than conserved forests.

There was a significant difference in psittacine abundance between forest types and seasons. Conserved forest types (deciduous and semideciduous) presented greater species richness and abundance of psittacines than disturbed forests. Furthermore, psittacine abundance was lowest at the end of the rainy season (November) and highest at the beginning of the dry season (February). There was also significant variation in food resource availability for psittacines between habitats and seasons. Food resource availability was greatest in conserved forest types, with 35% of tree species providing food resources for psittacines being registered exclusively within conserved forests. In all vegetation types, greatest food resource abundance was registered at the end of the rainy season (November), and the beginning of the dry season (February). The period of lowest production of fruits and seeds was recorded at the end of the dry season (April-May), indicating that this is the most critical period of food resource availability for psittacines.

The abundance of *Amazona finschi* varied significantly between vegetation types and seasons of the year, being greatest in the two conserved forest types and presenting a peak in abundance at the start of dry season (February-March), declining towards the end of dry season (April-May). Conserved forests

presented greater food resource availability for the genera *Amazona*, particularly at the start of dry season (February).

Amazona oratrix was recorded exclusively in conserved dry forest, presenting a very low abundance (only 4 pairs), despite the fact that conserved forests provided food resources for this species throughout the year. This result, combined with the species' natural history and pressures from illegal trade, indicate that wild populations of *A. oratrix* are probably on the point of disappearing from the coast of Jalisco.

Ara militaris was registered only in conserved semideciduous forest, and did not present significant variations in abundance throughout the year. Both conserved and modified semideciduous forests maintained greater food resource availability for *Ara militaris* throughout the year. Hence, maintaining healthy populations of this species requires the existence of extensive areas of conserved semideciduous forest.

Aratinga canicularis showed large significant fluctuations in abundance between habitat and seasons, being most abundant in both conserved and disturbed semideciduous forest. Food resource availability for this species fluctuated between habitats and seasons, showing greatest food resource abundance in conserved and disturbed deciduous forests at the end of rainy season and start of the dry season, while resource abundance increased in conserved and disturbed semideciduous forest at the end of dry season and start of the rainy season.

Conserved forest habitats are essentials for the conservation of psittacine species along the Mexican Pacific coast, as they maintain greater food resource availability and higher psittacine abundance compared with disturbed forests.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Estado de conservación de los psitácidos

Los psitácidos son uno de los grupos de aves más amenazados del mundo (Bennett y Owens 1997). En el Neotrópico se han registrado cerca de 148 especies de este grupo de aves, de las cuales el 30% están consideradas en peligro de extinción (Collar y Juniper 1992). En particular, en México se han registrado 21 especies y cuatro subespecies de psitácidos (Peterson y Chalif 1994, Howell y Webb 1995). De acuerdo a la NOM-059-ECOL-2001 (D.O.F. 2002), siete especies se encuentran en peligro de extinción, doce están amenazadas y cuatro están sujetas a protección especial (Apéndice 1).

Los factores que han ocasionado una disminución poblacional de psitácidos en el Neotrópico son principalmente la elevada tasa de destrucción del hábitat y el comercio ilegal al que han estado sometidos en los últimos años (Collar y Juniper 1992, Iñigo Elias y Ramos 1992, Snyder *et al.* 1992, Gobbi *et al.* 1996, Wright *et al.* 2001). Estudios recientes han reportado que los psitácidos presentan bajas tasas reproductivas (Masello y Quillfeldt 2002), y requerimientos muy específicos de hábitat (Snyder *et al.* 1987, Renton 1998, 2001, Renton y Salinas Melgoza 1999b), lo cual aumenta la vulnerabilidad de las poblaciones silvestres.

Las especies de psitácidos que parecen estar más amenazados por la pérdida del hábitat en el Neotrópico, son aquellas que se encuentran restringidas a los bosques secos estacionales (Snyder *et al.* 2000). Asimismo, los bosques secos estacionales de la costa del Pacífico representan uno de los hábitats principales para nueve de las 21 especies de psitácidos de México (Apéndice 1) (Howell y Webb 1995, Macías Caballero *et al.* 2000). Sin embargo, este tipo de vegetación está siendo transformado drásticamente en tierras de cultivo y pastizal, presentando una tasa de deforestación de cerca del 1.9 % anual o 300,000 ha por año (Masera *et al.* 1996, Trejo y Dirzo 2000). Durante la última década, el 73% de la cobertura original del bosque seco estacional del país se ha ido alterando con diferentes grados de perturbación y sólo el 27% restante se encuentra en relativo buen estado de conservación (Trejo y Dirzo 2000). La acelerada transformación y pérdida de los bosques secos estacionales del país tiene implicaciones fundamentales en la dinámica poblacional, ecología reproductiva, conservación y manejo de los psitácidos silvestres asociados a este ecosistema, ya que estas especies dependen de este tipo de bosque durante períodos críticos del año (Renton 2001).

En la costa del estado de Jalisco se distribuyen cinco especies de psitácidos residentes, las cuales son el loro corona lila (*Amazona finschi*), el perico catarina (*Forpus cyanopygius*), el perico frente naranja (*Aratinga canicularis*), el loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*), y la guacamaya verde (*Ara militaris*)

(Arizmendi *et al.* 1990, Howell y Webb 1995). Sin embargo, los estudios realizados hasta la fecha con las poblaciones de este grupo de aves en el estado son pocos y se han concentrado en el estudio de sólo dos especies, el loro corona lila (Renton 1998, Salinas Melgoza 1999) y la guacamaya verde (Carreón Arroyo 1997, Loza Salas 1997). De hecho, la única población del loro corona lila que ha sido estudiada es la que se encuentra en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Renton 1998, 2001, 2002a, Renton y Salinas Melgoza 1999a, 1999b, 2004, Salinas Melgoza 1999).

Las poblaciones silvestres de las especies descritas anteriormente han sufrido una fuerte disminución, como consecuencia del excesivo comercio nacional e internacional (Iñigo Elías y Ramos 1992, Gobbi *et al.* 1996, Wright *et al.* 2001), y la acelerada transformación del bosque seco estacional (Trejo y Dirzo 2000). Durante las últimas tres décadas, la captura y el comercio de individuos silvestres del loro corona lila y el perico frente naranja se ha incrementado dramáticamente (Ridgely 1981), situándolos entre las tres especies de psitácidos de mayor tráfico en México (Iñigo Elías y Ramos 1992).

En particular, el loro corona lila, el loro cabeza amarilla y la guacamaya verde, han sido severamente afectadas por la destrucción de su hábitat y el cambio de uso de suelo, ya que registran el 20%, 31% y 23% respectivamente de disminución de su hábitat a partir de su distribución potencial (Ríos Muñoz 2002). Asimismo, la comercialización y el tráfico ilegal, la falta de conectividad entre sus poblaciones y la poca información que se tiene acerca de sus poblaciones constituyen las principales amenazas a la que se enfrentan estas especies (Collar y Juniper 1992, Snyder *et al.* 2000).

Hasta el momento son pocos los estudios que se han realizado acerca de la dinámica poblacional de estas especies y por tanto han sido limitados los esfuerzos y estrategias para su conservación. Por ello, es necesario generar estudios que permitan evaluar el estado actual y abundancia poblacional de estas especies, así como los efectos de la modificación del hábitat en su dinámica poblacional, de tal forma que la información generada sirva como una herramienta que permita diseñar estrategias efectivas para su conservación. Asimismo, es necesario fomentar las evaluaciones sobre el área utilizada, preferencia y patrón de uso del hábitat de estas especies para un adecuado manejo y conservación de sus hábitat (Thomsen y Brautigam 1992, Thomsen y Mulliken 1992, González 2003).

1.2 Deforestación del bosque tropical seco

El bosque tropical seco es uno de los ecosistemas tropicales más amenazados y se estima que la degradación y conversión de este tipo de vegetación es similar o más alta que la de los bosques tropicales húmedos (Janzen 1986, Murphy y Lugo 1986, Trejo y Dirzo 2000). En el mundo, cerca del 42% de los bosques tropicales son comunidades secas estacionales (Trejo 1998) con una alta prioridad de

conservación, tanto por su riqueza biológica como por el gran número de especies endémicas que contienen (Ceballos 1995, Ceballos y García 1995, Ceballos y Miranda 2000).

En México, el bosque tropical seco es el tipo de vegetación tropical predominante en el país, cubriendo cerca del 60% del total de las comunidades tropicales (Rzedowski 1994, Trejo 1998). Este ecosistema ha sido considerado como un ambiente único, caracterizado por su marcada estacionalidad (Murphy y Lugo 1986, Bullock y Solís Magallanes 1990, García Oliva *et al.* 1995, 2002), por su elevada diversidad (Lott *et al.* 1987, Rzedowski 1994, Ceballos 1995), concentración de especies endémicas (Arizmendi *et al.* 1990, Ceballos y Miranda 2000), y por la presencia de especies con adaptaciones específicas para enfrentar la estacionalidad (Ceballos 1995, Renton 2001, Salinas Melgoza 2003). Sin embargo, el bosque seco también ha sido considerado como un ambiente improductivo por parte de las comunidades humanas aledañas a este ecosistema, debido a sus características contrastantes y a la temporada seca que presenta (Miranda 1996).

El bosque tropical seco, al igual que muchos ecosistemas del país, ha presentado durante el último siglo intensos procesos de perturbación y eliminación (Masera *et al.* 1996, CONABIO 1999). Las causas de esta transformación están estrechamente relacionadas con el incremento poblacional, las actividades del hombre y su interés por transformar y utilizar el medio ambiente para su beneficio; actitud que ha ocasionado daños graves y muchas veces irreversibles a este tipo de ecosistema (Challenger 1998, Trejo y Dirzo 2000). Particularmente, el incremento de las zonas agrícolas y ganaderas se consideran como las principales causas de destrucción y modificación de este tipo de bosque (Maass 1995, Challenger 1998). Durante la década de los noventa se estimó que el 30% del bosque seco estacional de México había sido alterado y transformado en tierras agrícolas y pastizales para el ganado (SARH 1986, 1988, 1994). Sin embargo, existe cierta incertidumbre en las estimaciones disponibles hasta esa fecha, ya que la información se basó en la comparación de inventarios oficiales que presentan inconsistencias en la terminología y clasificación de la vegetación, y se han generado a partir de fuentes que utilizaron resoluciones y escalas que no son comparables entre sí (Masera 1995, Trejo y Dirzo 2000).

Durante la última década, varios estudios realizados con criterios de interpretación y métodos estandarizados, estimaron que en México la tasa de deforestación del bosque seco es de 2.02% al año, valor relativamente menor al de los bosques húmedos que es de 2.44% (Masera 1995, Masera *et al.* 1996, Miranda 1996). Dichas estimaciones indican por tanto que en los últimos años el bosque tropical seco se deforesta en el orden de las 300,000 ha anuales (Masera *et al.* 1996).

De acuerdo con Trejo (1998) y Trejo y Dirzo (2000), durante la última década el 73% de la cobertura original del bosque tropical seco se ha ido alterando con diferentes grados de perturbación y sólo el 27% restante se encuentra en relativo buen estado de conservación. Todas estas cifras ilustran la magnitud del

proceso de deforestación de este tipo de vegetación en el país en un periodo de tiempo muy breve, además representan una señal de alerta pues si continúa la deforestación a las tasas vigentes sólo quedará el 10% de la superficie original de este tipo de bosque dentro de 50 años (Trejo y Dirzo 2000, Miranda com. per.).

En particular, en el oeste de México (Jalisco, Michoacán y Colima), el tipo de perturbación más común del bosque tropical seco es la roza, tumba y quema para introducir la agricultura y la ganadería. Se estima que entre el 22 y 27% del área, que representa cerca de 144,361 km², está dedicada a la agricultura (INEGI 1981, Villaseñor 1993). Asimismo, en las dos últimas décadas, el bosque tropical de la costa de Jalisco ha sido reducido a una cuarta parte de su distribución original (1000 km²), perdiéndose durante dicho periodo cerca de 100,000 ha de este tipo de vegetación debido principalmente al incremento de las actividades agropecuarias y forestales (Miranda 1996).

1.3 Efectos de la modificación del hábitat

La transformación y la fragmentación del hábitat son procesos a través de los cuales un hábitat específico es parcial o completamente removido, alterando su configuración original (Saunders *et al.* 1991, Wiens 1994). En las últimas décadas, varios estudios han demostrado que la pérdida del hábitat, los cambios en su configuración y la combinación simultánea de estos procesos, pueden potencialmente reducir la diversidad (Kattan *et al.* 1994, Hanski *et al.* 1995, Villard *et al.* 1999), alterar la abundancia y dinámica poblacional (Askins y Philbrick 1987, Verboon *et al.* 1991, Loman y Von Schantz 1991); así como los movimientos de las especies presentes en estos ambientes (Wiens 1994, Hass 1995, Matchtans *et al.* 1996, Sutcliffe y Thomas 1996, Robinson 1998).

En general los efectos de la perturbación son variados y dependientes del tipo, lugar, tiempo, duración y frecuencia en el que se presente dicha modificación (Wiens 1994, Laurance y Bierregard 1997). Sin embargo, algunas tendencias sobre todo relacionadas con la fauna, parecen relativamente consistentes a través de los diferentes estudios y regiones. Se conoce que las especies más vulnerables a la perturbación y fragmentación del hábitat son aquellas que tienen requerimientos de grandes áreas (Soulé *et al.* 1979, Newmark 1987), que tienen bajas densidades de poblaciones (Bierregard y Stouffer 1997, Didham 1997), una obligada relación ecológica con otras especies (Lovejoy *et al.* 1986), limitadas habilidades de dispersión (Laurance 1990, 1991), y bajas tasas de reproducción (Sieving y Karr 1997).

Para el caso particular de las aves, varios estudios han demostrado que los cambios en la estructura y heterogeneidad de la vegetación ocasionan cambios en su riqueza, diversidad y composición (Nocedal 1984, Rappole y Morton 1985, Kricher y Davis 1989). Estudios recientes señalan que el tamaño

de área y su grado de aislamiento son determinantes del número de especies que un hábitat puede mantener, en donde por lo general la diversidad y abundancia de la avifauna baja conforme disminuye el tamaño de los fragmentos y aumenta su grado de aislamiento (Loman y Von Schantz 1991, Schmiegelow *et al.* 1997, Warburton 1997).

Por otra parte, existe evidencia que demuestra que la vulnerabilidad de la avifauna ocasionada por la transformación del hábitat está relacionada con las características ecológicas de las especies, como son la historia de vida, gremio alimentario, comportamiento, morfología, distribución, éxito reproductivo y sobrevivencia (Bennett y Owens 1997, Burke y Nol 1998). Además, algunos autores sugieren que tanto la estructura de la vegetación, como las tasas de fecundidad, sobrevivencia y depredación de nidos pueden utilizarse como buenos predictores de la persistencia o extinción de la avifauna (Sieving y Karr 1997, Villard *et al.* 1999).

Del mismo modo, se ha reportado que la fragmentación de bosques en gradientes altitudinales origina el aislamiento de especies con poblaciones pequeñas e interrumpe rutas de migración altitudinal (Kattan *et al.* 1994). Además, este tipo de perturbación por lo general afecta a especies que se encuentran en su límite de distribución o que son insectívoras del sotobosque o las frugívoras del dosel (Kattan *et al.* 1994, Bierregaard y Stouffer 1997, Restrepo *et al.* 1997). Dichas tendencias reflejan a su vez cambios importantes en las tasas de dispersión de semillas y el tipo de regeneración de la vegetación después de la perturbación.

Existe evidencia acerca de que los corredores de vegetación que conectan hábitats fragmentados permiten la dispersión y persistencia de una gran cantidad de especies (Lovejoy *et al.* 1986, Noss 1987, Laurance y Laurance 1999, Beier 1993). También se ha demostrado que las aves utilizan preferentemente corredores o cercas vivas en lugar de las áreas agrícolas o desmontadas (Wegner y Merriam 1979, Villaseñor 1993, Villaseñor y Hutto 1995, Morales Pérez 2002), y que las tasas de movimiento de los adultos de varias especies de aves son significativamente más frecuentes a lo largo de corredores conectados con sitios conservados o con otros corredores (Hass 1995, Matchans *et al.* 1996).

Asimismo, la fragmentación de los bosques tropicales y el incremento de las áreas de borde de estos bosques pueden tener como resultado un incremento en la abundancia de depredadores de nidos ocasionando la declinación poblacional o hasta la extinción local de algunas especies de aves (Whitcomb *et al.* 1981, Lynch y Whigham 1984, King *et al.* 1996, Robinson 1998).

1.4 Relación de la perturbación del hábitat con la presencia y abundancia de psitácidos

En general, las poblaciones de psitácidos son capaces de persistir en áreas fragmentadas y/o perturbadas dando la impresión de ser especies muy abundantes con poblaciones estables (Snyder *et al.* 1992). Sin embargo, algunos estudios señalan que las poblaciones de psitácidos que se encuentran en áreas perturbadas se reproducen por debajo de sus niveles óptimos (Saunders 1990, 1991) debido a la limitación de recursos alimenticios (Saunders 1986) y al incremento de las tasas de depredación (Gnam y Rockwell 1991, Enkerlin Hoeflich 1995, Colmore *et al.* 1996) que se presentan en este tipo de hábitats. Como consecuencia las poblaciones silvestres de psitácidos en el Neotrópico se han visto fuertemente impactadas por los procesos de deforestación (Collar y Juniper 1992).

Además, se reporta que la perturbación del hábitat puede llegar a afectar la abundancia de varias especies de psitácidos (Marsden *et al.* 2000, 2001, Marsden y Pilgrim 2003), mientras que la limitación o variación de recursos alimenticios puede afectar los movimientos migratorios y entre hábitats (Renton 1998, 2001, 2002b, Bonadie y Bacon 2000), así como el éxito reproductivo y el crecimiento de los pollos de las poblaciones de muchos psitácidos silvestres (Saunders 1986, 1990, 1991), particularmente en hábitats estacionales (Renton 2002a, Renton y Salinas Melgoza 2004). Renton (2002a) reporta que la variación anual en la disponibilidad de alimento para el loro corona lila (*Amazona finschi*) en el bosque tropical seco de Chamela-Jalisco tiene efectos en el éxito reproductivo y crecimiento de los pollos de esta especie; y por tanto la limitación de recursos debida a la fragmentación del hábitat puede impactar severamente sus poblaciones, sobre todo en años extremadamente secos.

Otros estudios realizados en áreas agrícolas en Australia (Saunders 1986, 1990, 1991) mencionan que el crecimiento de los pollos de la cacatúa de cola blanca (*Calyptorhynchus funereus latirostris*) es muy lento como resultado de la baja disponibilidad de alimento en estos sitios. Además remarcan que eventualmente pueden llegar a registrarse extinciones locales de esta especie de cacatúa, ya que no es capaz de ubicar fragmentos demasiado aislados de bosques bien conservados (Saunders 1990).

La modificación del hábitat debido al crecimiento de la frontera agropecuaria y el sobrepastoreo pueden alterar la abundancia y sobrevivencia de psitácidos a través de la tala inmoderada de las especies de árboles que estas aves utilizan como alimento o sitios de anidación (Bond 1992, Enkerlin Hoeflich 1995). En este sentido, resalta el trabajo de Marsden y Pilgrim (2003) quienes relacionaron la abundancia de los psitácidos (*Cacatua ophthalmica*, *Eclactus roratus*, *Lorius hypoinochrous*) de la isla de Papua, Nueva Guinea, con la disponibilidad de cavidades y recursos alimenticios entre bosques primarios, bosques manejados y jardines. Encontraron que la densidad de cavidades adecuadas para la anidación de los psitácidos de la isla es mayor en bosques primarios comparado con bosques manejados y jardines.

Sin embargo, estimaron que la densidad de estas cavidades es baja comparada con la densidad de individuos que se han registrado para estas especies (aproximadamente 5 parejas por cavidad). Por otra parte, registraron una mayor disponibilidad de recursos alimenticios para estas cacatúas en los bosques manejados. Las poblaciones de estas especies aparentemente son abundantes en la isla y realizan movimientos diarios y temporales entre los bosques primarios y perturbados. Estos resultados no reflejan claramente el riesgo de extinción de las cacatúas, ya que aparentemente son abundantes en la isla porque tienen ciclos de vida largos y pueden aprovecharse de los recursos alimenticios que se encuentran en los bosques manejados. Sin embargo, su reclutamiento anual ha declinado a niveles críticos por la falta de sitios de anidación, haciendo más vulnerables sus poblaciones a cambios estocásticos o antropogénicos (deforestación y saqueo) en el ambiente, e indicando que eventualmente las poblaciones de estas especies serán extirpadas.

Por otra parte, la guacamaya *Ara manilata* y el perico *Amazona amazonica* que se distribuyen en las islas de Caribe presentan una fuerte asociación con bosques de palma (*Mauritia setigera* y *Roystonea oleracea*), los cuales son sitios que han sido fuertemente fragmentados y han ocasionado que estas especies realicen movimientos temporales hacia sitios modificados y zonas de cultivo cuando disminuye la disponibilidad de frutos en las zonas de palmas (Bonadie y Bacon 2000).

En México se han realizado hasta la fecha sólo dos estudios sobre la presencia de psitácidos, el uso de hábitat y la disponibilidad del hábitat; uno se realizó con la cotorra serrana oriental *Rynchopsitta terrisi* (Ortiz Maciel 2000); y otro con el loro corona lila *Amazona finschi* (Salinas Melgoza 2003); los cuales concluyen que estas especies presentan una utilización diferencial del hábitat prefiriendo bosques bien conservados y evitando zonas deforestadas.

1.5 Justificación

Las poblaciones silvestres de psitácidos pueden ser muy sensibles a fluctuaciones en los factores ambientales, a los cambios en la disponibilidad del alimento y a la perturbación o fragmentación del hábitat (Enkerlin Hoefflich 1995, Bonadie y Bacon 2000, Marsden *et al.* 2000, 2001, Marsden y Pilgrim 2003). Por tanto, la compleja relación que existe entre las poblaciones de aves en general y de psitácidos en particular, así como la disponibilidad de los recursos alimenticios de los que dependen, demuestra la importancia que tiene la heterogeneidad temporal y espacial del ambiente en el mantenimiento y estabilidad de los ecosistemas naturales (Rowley y Chapman 1991, Saunders 1991, Galetti 1993, Wu y Loucks 1995, Renton 2001).

Se requiere asegurar la conservación de una gran variedad de hábitats para satisfacer los requerimientos de las comunidades de aves en las diferentes épocas del año y así asegurar su permanencia (Galetti 1993, Poulin *et al.* 1994, Renton 2001, Salinas Melgoza 2003). Por ello, las estrategias de conservación de especies deben contemplar la definición del uso y del grado de asociación de las especies con su hábitat y definir los requerimientos de área necesarios para mantener la diversidad y la presencia de poblaciones viables (Miller *et al.* 1999). En este sentido, debido a que la mayoría de los psitácidos tienen requerimientos específicos de hábitat (Bonadie y Bacon 2000, Ortiz Maciel 2000, Marsden y Pilgrim 2003, Salinas Melgoza 2003) y realizan movimientos entre hábitat a grandes distancias (Saunders 1980, Smith y Moore 1992, Renton *et al.* 2001), son especies que pueden servir como especies sombrillas, en donde su protección asegure también la conservación de muchas otras especies que habiten en los mismos sitios (Miller *et al.* 1999).

Es importante enfatizar que sin el conocimiento biológico básico sobre la distribución actual, dinámica demográfica y abundancia de las distintas especies de psitácidos asociados a los bosques secos estacionales, será difícil consolidar un programa de conservación eficiente, así como un aprovechamiento sustentable de sus poblaciones. En particular, el desarrollo de estudios sobre dinámica poblacional y uso de hábitat, así como aquellos que permitan evaluar los efectos de la modificación del hábitat sobre la distribución y abundancia de las especies son considerados como una de las medidas prioritarias dentro de las iniciativas de conservación nacional de psitácidos (Macías Caballero *et al.* 2000). En este sentido, el presente proyecto pretende generar información cuantitativa para determinar la distribución y abundancia de las poblaciones silvestres de cuatro especies de psitácidos en ambientes conservados y perturbados de la costa del estado de Jalisco. Asimismo, formará parte de un proyecto a nivel nacional, que pretende llevar a cabo una evaluación del estado actual de las especies de psitácidos prioritarios para la conservación, en la vertiente del Pacífico mexicano.

2. METAS

Evaluar las variaciones en abundancia y grado de asociación al hábitat de las poblaciones silvestres del perico frente naranja (*Aratinga canicularis*), el loro corona lila (*Amazona finschi*), el loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*), y la guacamaya verde (*Ara militaris*) en sitios de bosque tropical seco y bosque tropical subperennifolio conservados y perturbados de la costa de Jalisco en México.

En particular se plantean las siguientes preguntas:

1. ¿Existe variación temporal o espacial en la abundancia relativa de las especies de psitácidos de la costa de Jalisco a lo largo del año?
2. ¿Cómo se relaciona la abundancia de las especies de psitácidos con la disponibilidad de recursos alimentarios presentes en cada tipo de vegetación?
3. ¿Cuál es la relación entre la perturbación del bosque tropical seco y bosque tropical subperennifolio con la presencia y abundancia de los psitácidos en el área de estudio?

Para cumplir con estos objetivos se plantean las siguientes hipótesis:

1. Los psitácidos presentan diferencias en su presencia y abundancia entre épocas del año y tipos de vegetación.
 - 1.1. Hay una mayor riqueza y abundancia de psitácidos en los bosques conservados que en los perturbados.
 - 1.2. Existe una mayor fluctuación en la abundancia de psitácidos en bosques perturbados comparados con los bosques conservados.
 - 1.3. Durante la temporada seca hay una mayor abundancia de psitácidos en el bosque subperennifolio conservado comparado con los otros tres tipos de vegetación (bosque seco conservado y bosques seco y subperennifolio perturbados).
 - 1.4. Hay mayor abundancia de psitácidos durante la temporada de lluvias que durante las secas.
2. Existe una variación temporal y espacial en la disponibilidad y abundancia de recursos alimentarios para los psitácidos entre tipos de vegetación.
 - 2.1. Los bosques conservados presentan mayor riqueza y abundancia de recursos alimentarios para los psitácidos comparado con los bosques perturbados.

2.2. Hay mayor fluctuación en la disponibilidad y abundancia de recursos alimentarios para psitácidos a lo largo del año en los bosques perturbados que en los bosques conservados.

2.3 Durante la temporada seca el bosque subperennifolio presenta una mayor riqueza y abundancia de recursos alimentarios para psitácidos comparado con los otros tipos de vegetación.

2.4. Durante la temporada de lluvias el bosque seco presenta una mayor riqueza y abundancia de recursos alimentarios para psitácidos comparado con los otros tipos de vegetación.

3. La perturbación de los bosques seco y subperennifolio afectan la riqueza y abundancia de los psitácidos, así como la riqueza y abundancia de recursos alimentarios disponibles para este grupo de aves.

3. AREA DE ESTUDIO

3.1 Ubicación

El área de estudio se encuentra situada en la vertiente del Pacífico en el estado de Jalisco. Geográficamente se ubica entre los 19°57'30" y 20°59'09" de latitud norte y los 103°57'54" y 105°41'15" de longitud oeste. La región abarca 14,519 km² que representan aproximadamente el 17.5% de la superficie del estado. Como poblados principales en esta zona se encuentran Puerto Vallarta, Casimiro Castillo, Cihuatlán y La Huerta.

Se establecieron sitios de muestreo en cuatro tipos de vegetación que incluyen: (1) bosque tropical seco conservado por las tierras bajas de la costa de Chamela-Cuixmala, (2) bosque tropical subperennifolio en el AICA Cajón de Peñas, (3) sitios perturbados y/o fragmentados de bosque tropical seco en las localidades de Arroyo Seco y el Tecuán y (4) sitios perturbados y/o fragmentados de bosque subperennifolio en El Palmar (Figura 1).

3.2 Clima

El clima que domina bajo los 1000 m de altitud y entre los paralelos 19°N y 20°N corresponde al más seco de los climas cálido-húmedos (Awo), con una marcada estacionalidad en la precipitación, concentrándose entre los meses de junio y octubre, y una prolongada época seca (Bullock 1986, 1988, García Oliva *et al.* 2002). El patrón de la precipitación es marcadamente estacional, sin embargo la cantidad y marcha mensual de lluvia depende de la incidencia anual de ciclones (Bullock 1986). La temperatura promedio anual es de 24.6°C (1978-2000), presentando una oscilación media mensual de 4.3°C (García Oliva *et al.* 2002). El promedio anual de la temperatura máxima es de 30°C con una oscilación de 3°C, mientras que el promedio de la temperatura mínima anual es de 19.5°C con oscilaciones mensuales de 6.8°C (Bullock 1986, García Oliva *et al.* 2002). El área de estudio se divide en dos subtipos de climas de acuerdo a su precipitación anual y temperatura media anual (Figura 2).

El clima que se presenta al norte de los 20°N de latitud de Puerto Vallarta hacia la Presa Cajón de Peña, corresponde al tipo de clima cálido subhúmedo (Aw₁), con un cociente de precipitación anual/temperatura media anual (P/T) mayor a 43.2 (García Oliva *et al.* 2002). En esta zona se presenta una precipitación promedio anual de más de 1200 mm, con un patrón de lluvias predecible en lo cual hay 60% probabilidad de que la lluvia en junio sea de 100 mm (García Oliva *et al.* 2002).

En contraste, la zona que se encuentra por el vertiente de la costa, al Sur de Puerto Vallarta y hasta Manzanillo, corresponde al más seco de los climas cálido-húmedos (Aw_0), con un P/T menor de 43.2 (García Oliva *et al.* 2002). Esta zona presenta una marcada estacionalidad en la precipitación y una prolongada época seca. Durante las últimas dos décadas se ha registrado un promedio anual de 752 mm de precipitación, con un patrón mensual de lluvias más aleatorio pero con 35% de probabilidad de que la lluvia en el mes de junio sea 100 mm (Bullock 1986, 1988, García Oliva *et al.* 2002).

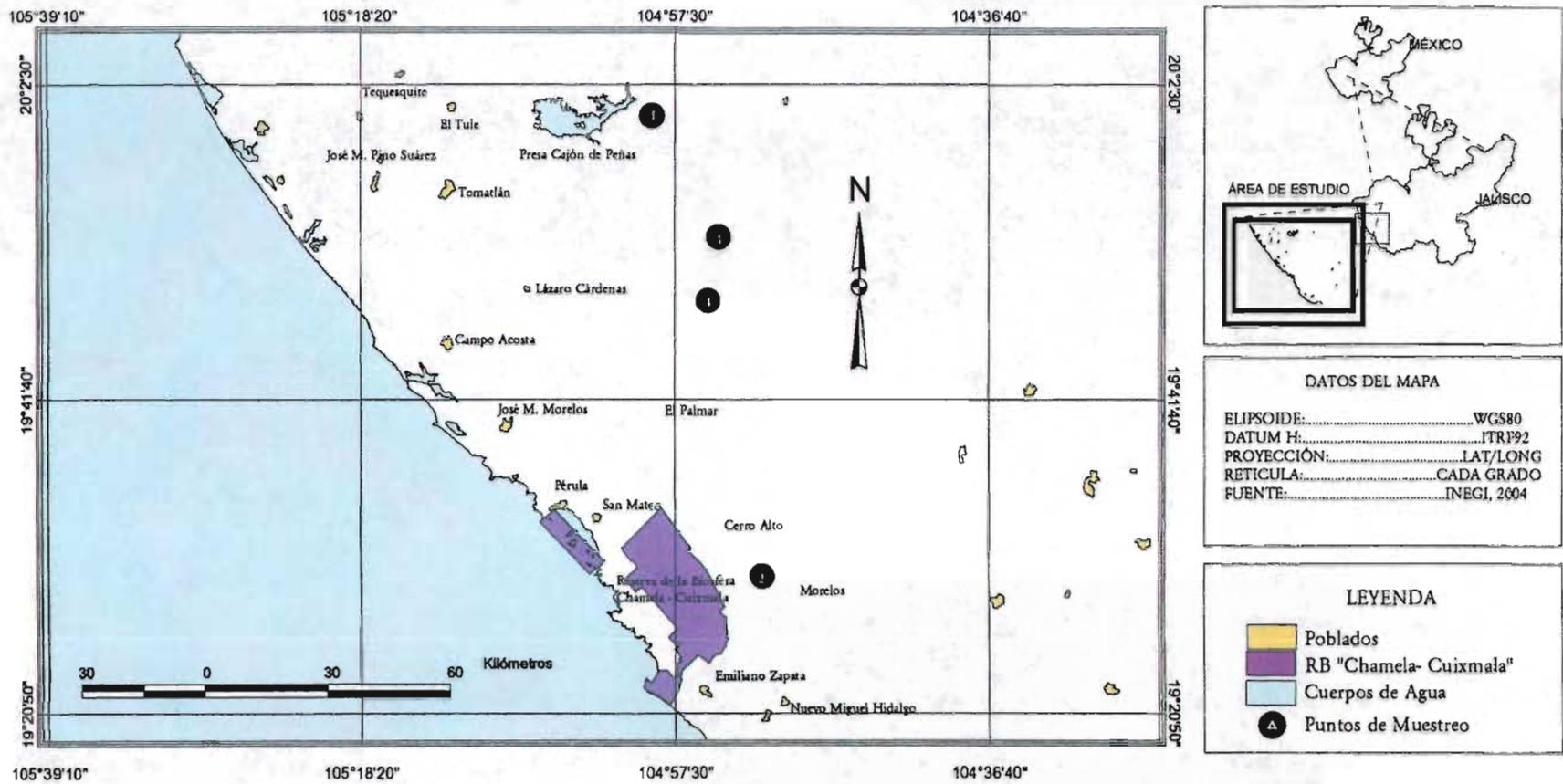


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio (círculos en color negro). 1: Bosque seco conservado, 2: Bosque subperennifolio conservado, 3: Bos subperennifolio perturbado, 4: Bosque seco perturbado.

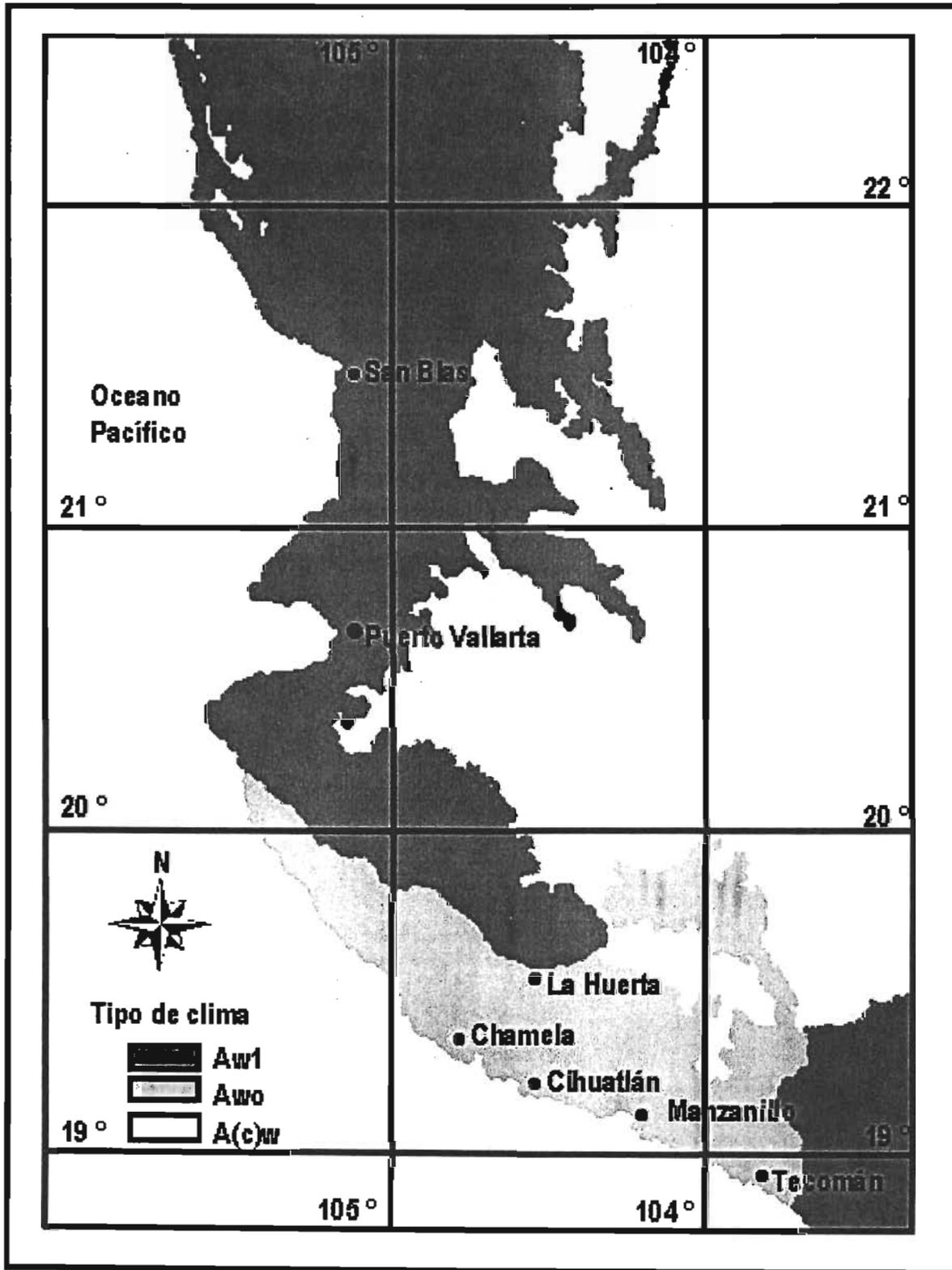


Figura 2. Subtipos de clima que se presentan en la costa de Jalisco (tomado de García-Oliva *et al.* 2002).

3.3 Vegetación

3.3.1 Bosque tropical seco

La vegetación predominante en la parte central de la costa es el bosque tropical seco que está compuesto por dos principales tipos de vegetación que son el bosque tropical caducifolio así como el bosque tropical subcaducifolio.

El bosque tropical caducifolio (Rzedowski 1994), o también llamado selva baja caducifolia (Miranda y Hernández 1963) se distribuye generalmente en laderas y lomeríos a menos de 500 msnm. Se caracteriza por su marcada estacionalidad y por albergar una gran diversidad de especies. Está formada por especies arbóreas que constituyen una comunidad densa, de altura uniforme (de 5 -10 m de altura), donde la mayoría pierden sus hojas por un período de 5 a 7 meses provocando un contraste fisonómico entre la época de secas y la de lluvias (Bullock y Solís Magallanes 1990, Rzedowski 1994).

Este tipo de vegetación presenta un estrato arbóreo-arbustivo y otro herbáceo. En el primero predominan las especies entre 7 a 15 m de altura, mientras que el segundo sólo se presenta durante la época de lluvias y está constituido por especies que no sobrepasan los 3 m de altura (Solís Magallanes 1980). Por lo general, el pico máximo de floración ocurre entre los meses de junio y julio, y en la mayoría de las especies no se extiende por más de dos meses (Bullock y Solís Magallanes 1990). Las especies más conspicuas de este tipo de vegetación son: *Cordia alliodora*, *Caesalpinia eriostachys*, *Amphipterygium adstringens*, *Crescentia alata*, *Spondius purpurea*, *Heliocharpus pallidus*, *Jatropha chamelensis*, *Lonchocarpus* spp., *Trichilia trifolia* y *Croton pseudoniveus* (Lott 1993, Lott et al. 1987).

El bosque tropical subcaducifolio (Rzedowski 1994) o selva mediana subcaducifolia (Miranda y Hernández 1963) se restringe principalmente a las partes bajas, planas y de pendiente ligera, generalmente en zonas con mayor disponibilidad de agua, o a lo largo de los arroyos (Lott 1993). Por lo común se encuentra rodeado de selva baja caducifolia y está constituida por estratos arbóreos bien definidos (uno de 15 m y otro de 16 a 25 m de altura). Los diámetros de los troncos oscilan entre 30 y 80 cm, pero en algunas ocasiones desarrollan grosores de hasta 2 y 3 m, como es el caso de la parota (*Enterolobium cyclocarpum*) y algunas especies de higueras (*Ficus* spp.) (Rzedowski 1994). La principal característica de este tipo de vegetación es que la mayoría de los árboles mantiene sus hojas a lo largo del año, o sólo unas cuantas especies las pierden durante 1 o 3 meses (Rzedowski 1994). Dentro de las especies más conspicuas de este tipo de vegetación podemos mencionar: el mojote (*Brosimum alicastrum*), el cedro macho (*Sciadodendron excelsum*), el culebro (*Astronium graveolens*), el papelillo (*Bursera arborea*), la habilla de San Ignacio (*Hura polyandra*), la primavera (*Tabebuia donnell-smithii*), la rosa morada (*Tabebuia rosea*) y las higueras (*Ficus insipida*) (Lott 1993).

3.3.2 Bosque tropical subperennifolio

Este tipo de vegetación también es llamado bosque tropical perennifolio (Rzedowski 1994) o selva alta perennifolia (Miranda y Hernández X 1963). Se presenta en terrenos kársticos y en terrenos planos o ligeramente ondulados con suelos aluviales profundos o bien drenados. Predominan los árboles siempre verdes de más de 25 m de alto, sin embargo también existen especies que pierden sus hojas durante una corta temporada durante el período más seco del año, que coincide además con la época de floración de dichas especies. Por lo general se presentan tres estratos arbóreos relativamente bien definidos y dos o tres arbustivos o herbáceos. El estrato superior mide entre 20 m y 30 m de altura, y está formado por individuos aislados donde dominan una o pocas especies (e.g. *Brosimum alicastrum*). Los siguientes estratos arbóreos tienen alturas entre 5 y 20 m, sus copas son piramidales o verticalmente alargadas (Rzedowski 1994). La estructura arbórea de este bosque presenta una enorme masa de ramas y hojas que en conjunto mantienen a nivel del suelo condiciones microclimáticas de penumbra y constantes condiciones de temperatura y humedad tanto a lo largo del día como del año. Entre las especies más conspicuas de este tipo de vegetación se encuentran *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Syderoxylon capiri*, *Pithecellobium arborum*, *Ficus spp.* y *Hura polyandra* (Rzedowski 1994).

3.3.3 Bosques perturbados

En las últimas décadas, la superficie de bosque seco y subperennifolio de la costa de Jalisco ha disminuido considerablemente debido a las diferentes actividades humanas, tales como la agricultura y la ganadería. En el oeste de México (Jalisco, Michoacán y Colima) el tipo de perturbación más común es la roza, tumba y quema del bosque seco y subperennifolio, para introducir la agricultura y la ganadería (Rzedowski 1994, Villaseñor y Hutto 1995, Challenger 1998).

El uso de suelo en las áreas transformadas de la costa de Jalisco es intensivo, donde se han venido alternando los cultivos anuales con los pastizales forrajeros intercalados con remanentes de vegetación natural (Challenger 1998). En general las áreas desmontadas, se cultivan de 1 a 3 años hasta que la disminución de la productividad, causada por la pérdida de fertilidad del suelo, su erosión y la presión de las malezas hacia el cultivo, forzan al campesino a abandonarlas (Ceballos y Miranda 2000). En la región existen dos tipos de cultivo: los anuales y los perennes. Entre los cultivos perennes se tiene a la guanábana (*Annona spp.*), el mango (*Mangifera indica*), el coco (*Cocos nucifera*), el nanche (*Byrsonima crassifolia*), el plátano (*Musa spp.*) y la papaya (*Carica papaya*). Entre los cultivos anuales se tienen los de temporal y los de riego, destacando el maíz y el trigo entre los primeros. Los cultivos de

riego son muy diversos, entre ellos se encuentran el tabaco (*Nicotiana tabacum*), la sandía, el pepino, el melón, la calabaza, el frijol, el chile, el sorgo y el jitomate.

La actividad agropecuaria no sólo se restringe a las áreas planas, ya que también se utilizan los cerros en donde se distribuye principalmente la selva baja caducifolia. Estos sitios generalmente son desmontados para la inducción de pastizales para la ganadería extensiva (Ceballos *et al.* 1987). Sin embargo, después de un par de años estos pastizales se vuelven poco productivos y es necesario que se desmonten nuevamente otros sitios para alimentar el ganado. Según el Diario Oficial del Estado de Jalisco (1999), en los últimos años se ha registrado un crecimiento del 8.6% en la superficie dedicada a los pastizales y una disminución de las áreas agrícolas del orden del 3.3%. En conjunto, la disminución de bosques y zonas agrícolas están relacionadas con el crecimiento de los pastizales.

Entre las diversas necesidades rurales destaca la utilización de árboles como postes o cercas para la delimitación de linderos, parcelas y potreros. Esta actividad se realiza año con año y la utilización de los árboles varía dependiendo de su resistencia a la perturbación, de su resistencia a las plagas y de la humedad de las especies utilizadas.

4. ESPECIES DE PSITÁCIDOS DE LA COSTA DE JALISCO

4.1 Perico frente naranja (*Aratinga canicularis*)

Perico pequeño (tamaño promedio 250 mm) en el que los adultos se caracterizan por poseer un plumaje de color verde con un parche naranja en la frente, además de una corona azul y un aro amarillo en el ojo. Así mismo presenta una mancha grande y azulada en el ala, mientras que la garganta y el pecho son de color café olivo (Forshaw 1989, Peterson y Challif 1994). Los individuos inmaduros son parecidos a los adultos, pero con el parche naranja de la frente más estrecho y con el iris de color café (Forshaw 1989).

Se distribuye en la vertiente del Pacífico desde Sinaloa en México hasta Guanacaste en Costa Rica, además se encuentra en los valles áridos de Guatemala, El Salvador y Honduras (Ridgley 1981). Habita principalmente bosques deciduos, pero también se le encuentra en campos ligeramente arbolados, plantaciones, selvas espinosas y bosques de galería (Forshaw 1989, Peterson y Challif 1994, Howell y Webb 1995). Esta especie ha sido reportada como abundante o frecuente en los bosques deciduos y de galería de Nayarit, Sinaloa, Jalisco y Oaxaca (Forshaw 1989). De acuerdo con Ridgley (1981) esta especie se adapta fácilmente a la perturbación de los bosques deciduos y áridos, sin embargo considera que es más abundante en los sitios menos perturbados.

Se alimenta principalmente de frutos, semillas, bayas, insectos y sus larvas (Forshaw 1989, Peterson 1994). Consume por lo general semillas de *Ceiba e Inga*, frutos de *Ficus*, *Bursera* y *Brosimum*, y flores de *Gliricidia* y *Combretum farinosum* (Hardy 1963, Forshaw 1989). Así mismo se le ha registrado alimentándose en cultivos de maíz, así como en plantaciones de plátano, palma y mango (Peterson y Chalif 1994).

Su reproducción ocurre entre marzo y mayo, época en la que anidan en termiteros ocupados por *Nasutitermes nigriceps* (Hardy 1963, Forshaw 1989). De hecho, parece que *A. canicularis* solo ha sido reportada como residente reproductiva en sitios que coinciden con el rango de distribución de la termita *N. nigriceps* (Hardy 1963). Sin embargo también se reporta que en las zonas donde no existen suficientes termiteros disponibles pueden llegar a utilizar los hoyos hechos por carpinteros en los árboles (Forshaw 1989). En general los nidos de *A. canicularis* se encuentran en sitios con una buena cobertura de dosel y tienden a utilizar termiteros que se encuentran a la misma altura del sotobosque (López *et al.* 2004). Las entradas de sus nidos se ubican en la parte superior de los termiteros y tienen en promedio siete centímetros de diámetro. Ambos sexos participan en la excavación de la entrada y la cámara del nido, que comúnmente tiene entre 15 y 20 cm de diámetro (Forshaw 1989). Las hembras incuban entre tres y

cinco huevos por aproximadamente 30 días a partir de la puesta del primer huevo. Durante los primeros días después de la eclosión únicamente las hembras alimentan a los pollos, posteriormente el macho también se incorpora en las actividades de alimentación de los pollos. Los pollos dejan el nido seis semanas después de haber eclosionado (Forshaw 1989).

Su tráfico a nivel internacional es bajo, aunque a nivel nacional su comercio es bastante común. De hecho en los últimos años la captura del perico frente naranja se ha incrementado dramáticamente (Ridgely 1981), situándolo entre una de las tres especies de psitácidos de mayor tráfico en México (Iñigo Elías y Ramos 1992). Se encuentra considerada como una especie sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-ECOL-059-2001 y dentro de la lista de especies del apéndice II de CITES (D.O.F. 2002). Entre las principales amenazas a las que está sujeta esta especie se encuentran la reducción y fragmentación de la selva baja, el saqueo de nidos, así como el tráfico y comercialización excesiva dentro del territorio nacional (Macias Caballero *et al.* 2000, Ríos Muñoz 2002).

4.2 Perico catarina (*Forpus cyanopygius*)

Perico pequeño y rechoncho de entre 125 y 140 mm longitud con una cola pequeña en forma de cuña que es de color azul cerúleo en los machos. Presenta un plumaje verde brillante con las cobertoras del ala en color azul (Peterson y Chalif 1994). Es una especie endémica del oeste de México, que se distribuye desde el suroeste de Sonora hasta Colima, además ha sido reportada al este de la Sierra Madre Occidental en el oeste de Durango y Zacatecas (Ridgely 1981). Habita en selvas bajas caducifolias, plantaciones, matorrales, campos abiertos, bosques de galería y áreas cultivadas (Ridgely 1981, Forshaw 1989). Se encuentra en un estrecho rango de altitud que va desde nivel del mar hasta los 500 msnm, aunque existen registros por encima de los 1500 msnm (Forshaw 1989). Es una especie gregaria que forma parvadas de 4 a 30 individuos (Macias Caballero *et al.* 2000).

Existe poca información sobre la dieta y reproducción de esta especie, pero se ha reportado que consume frutos de *Ficus*, bayas y pastos del suelo y que se reproduce entre mayo y julio (Juniper y Parr 1998). No es una especie que se encuentre frecuentemente en cautiverio; sin embargo, el cambio de uso de suelo es considerado una importante amenaza para su conservación, ya que se ha registrado el 25% de reducción de las áreas de selva baja caducifolia que se presentan en su área de distribución (Ríos Muñoz 2002). Así mismo, el perico catarina se encuentra clasificado como especie sujeta a protección especial de acuerdo con la NOM-059-2001 y dentro de las especies del Apéndice II del CITES (Macias Caballero *et al.* 2000, D.O.F. 2002).

4.3 Loro corona lila (*Amazona finschi*)

El loro corona lila es de tamaño mediano y mide 33 cm de cabeza a cola y pesa en promedio 310 g (Forshaw 1989, Renton 1998). El plumaje de su cuerpo es color verde, y se caracteriza por su frente roja y su corona de color lila que continua hacia los lados de la nuca (Howell y Webb 1995). Las alas miden un promedio de 190 mm (Forshaw 1989) con parches rojos por la parte superior del margen de las plumas secundarias y las puntas azules en las plumas primarias (Peterson 1994, Howell y Webb 1995).

Es una especie endémica de la costa del Pacífico de México (Forshaw 1989) y está clasificada como una especie amenazada a nivel nacional e internacional, además de que es considerada como una especie prioritaria para la conservación de los psitácidos en México (NOM-059-2001: Amenazada, CITES: Apéndice I, UICN libro rojo 1996: Casi Amenazada; Macías Caballero *et al.* 2000). Su distribución histórica se extiende a través de la vertiente del Pacífico, desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta el suroeste de Oaxaca (Howell y Webb 1995, AOU 1998).

Habita desde selvas secas deciduas y selvas medianas subperennifolias de baja elevación (500-1800 msnm) hasta bosques de encino y pino-encino a 2,200 msnm (Ridgely 1981, Forshaw 1989, Peterson 1994, Howell y Webb 1995). Las poblaciones del loro corona lila residentes de la costa de Jalisco realizan su anidación en parches de selva mediana subperennifolia y bosques monoespecíficos de *Celaenodendron mexicanum* en los valles más húmedos a lo largo de los arroyos (Renton y Salinas Melgoza 1999a) Durante la época seca, de mayo a junio, la población del loro corona lila en la región de Chamela-Cuixmala, realiza migraciones estacionales de más de 50 km de distancia, desde el bosque seco caducifolio por la costa hacia la selva mediana subperennifolia que se encuentra entre 600 a 1,000 msnm, cerca de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán (Renton *et al.* 2001, Renton y Salinas Melgoza 2002, Salinas Melgoza 2003).

Anidan en cavidades naturales de árboles maduros de *Celaenodendron mexicanum*, *Astronium graveolens*, y *Tabebuia spp.* (Renton y Salinas Melgoza 1999a). La época de reproducción comprende de febrero a junio, con un ciclo de anidación que consiste en 28 días de incubación de los huevos, seguido por dos meses de crecimiento de los pollos en el nido (Forshaw 1989, Renton 1998, 2002a). Durante este periodo, las crías son alimentadas principalmente por semillas de *Astronium graveolens*, *Comocladia engleriana* y *Erythrina lanata* (Renton 1998, Sánchez Martínez 2003). La tasa reproductiva de esta especie es muy baja (30% a 40% de éxito reproductivo) debido principalmente a la fuerte presión por depredación sobre huevos y pollos (Renton y Salinas Melgoza 2004). Entre los principales depredadores se encuentran boas (*Boa constrictor*), tilcuates (*Drymarchon corais*), ratas arborícolas (*Oryzomys couesi*, y *Xenomys Nelson*), tlacuaches (*Didelphys virginiana*) y tejones (*Nasua narica*). Sin embargo, el saqueo

de nidos por parte del hombre también tiene un fuerte impacto en el éxito reproductivo de las poblaciones silvestres del loro corona lila (Wright *et al.* 2001).

La composición de la dieta de esta especie es muy variada y está compuesta por semillas (82% de la dieta) y frutos (9%) de más que 33 especies de árboles (Renton 2001). Durante la época seca la dieta está compuesta principalmente de *Astronium graveolens*, *Brosimum alicastrum*, *Celaenodendron mexicanum*, *Comocladia engleriana* y *Ficus insípida* (Renton 1998, 2001, Renton y Salinas Melgoza 2002). Durante las lluvias, la dieta se compone de especies como *Caesalpinia pulcherrima*, *Celaenodendron mexicanum*, *Eisenbeckia nesiotica*, *Jatropha spp* y *Sciadodendron excelsum* (Renton 1998, 2001, Renton y Salinas Melgoza 2002).

Desde 1995 se ha generado información sobre la historia natural y requerimientos ecológicos del loro corona lila en la costa de Jalisco, la cual indica que la especie presenta un bajo éxito de anidación, altas fluctuaciones en productividad reproductiva entre años, tiene requerimientos específicos de hábitat, y realiza grandes movimientos estacionales (Renton 1998, 2001, 2002a, Renton y Salinas Melgoza 1999a, 2004, Salinas Melgoza 1999, Renton *et al.* 2001, 2004). En conjunto, estos factores propician que la especie sea muy vulnerable a las presiones antropogénicas, como la explotación comercial y destrucción del hábitat.

Durante las últimas tres décadas, la captura y el comercio de individuos silvestres del loro corona lila se ha incrementado dramáticamente, situándola entre las tres especies de psitácidos de mayor tráfico en México (Iñigo Elias y Ramos 1992, Wright *et al.* 2001). Actualmente se mantiene la presencia de esta especie en la mayoría de su distribución histórica, sin embargo ha sido extirpada de algunas partes de Nayarit, Jalisco, Durango, Colima, Michoacán, y Oaxaca (Macias Caballero *et al.* 2000). De acuerdo con Renton *et al.* (2004) el loro corona lila ha sufrido una reducción del 28.8% en su distribución histórica, quedando sólo 5,106 km² del hábitat óptimo de bosque subperennifolio a lo largo de su rango de distribución. Así mismo se ha presentado una alta disminución en sus poblaciones por muchas de sus áreas del rango original (Renton *et al.* 2004).

4.4 Loro cabeza amarilla (*Amazona oratrix*)

Loro de tamaño mediano (375 mm longitud), que pesa en promedio 450 g y que tiene una cola corta con un parche cuadrado y rojizo en las plumas secundarias. Los adultos presentan la cabeza completamente amarilla y las plumas de los hombros de color rojo. Los individuos inmaduros tienen menos extenso el color amarillo de la cabeza (Peterson y Chalif 1994, Forshaw 1989).

Se distribuye por la vertiente del Pacífico desde Jalisco hasta Oaxaca y en la vertiente del Atlántico desde el este de Nuevo León y Tamaulipas hacia Tabasco, el norte de Chiapas y posiblemente hasta Yucatán (Forshaw 1989, Howell y Webb 1995). Habita en tierras bajas de menos de 500 msnm donde frecuentan sabanas, selvas bajas caducifolias, selvas espinosas, bosques de galería y áreas cultivadas con árboles (Ridgley 1981).

Su actividades de forrajeo las realiza durante las primeras horas de la mañana y las últimas de la tarde (Renton 2002c). Se alimentan de brotes, hojas tiernas, frutas de palma, semillas de *Acacia*, frutos de *Ficus*, *Bumelia laetivirens*, *Solanum*, *Cochlospermum sp.*, *Pithecellobium flexicaule* y *Pithecellobium dulce* (Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998). Además se les ha observado alimentándose en cultivos de maíz y plantaciones de mango y plátanos no maduros (Juniper y Parr 1998). En la región de Chamela-Cuixmala la especie ha sido registrada alimentándose de semillas inmaduras de *Astronium graveolens*, *Crataeva tapia* y *Sideroxylon capiri*, además de frutos de *Ficus insipida* (Renton 2002c).

La reproducción de esta especie ocurre durante el primer semestre del año, en donde el cortejo se presenta entre los meses de enero y febrero, la incubación entre febrero y marzo y la eclosión ocurre aproximadamente entre marzo y abril (Enkerlin Hoefflich 1995). Esta especie anida en cavidades de árboles maduros de *Astronium graveolens*, *Bursera arborea* y *Tabebuia spp*, a una altura de entre 6 y 15 m, en donde por lo general la hembra incuba en promedio tres huevos (Forshaw 1989, Enkerlin Hoefflich 1995). Los pollos permanecen dos meses en el nido hasta alcanzar su tamaño máximo y desarrollar su plumaje de adulto. El éxito de anidación de la especie es muy bajo (0.8 pollos por pareja), lo cual indica que las poblaciones de esta especie pueden declinar fácilmente ante cualquier presión humana adicional (Enkerlin Hoefflich 1995, Renton 2002c).

El loro cabeza amarilla está clasificado como una especie en peligro de extinción a nivel nacional e internacional, y es una especie prioritaria para la conservación de los psitácidos en México (NOM-059–2001: En Peligro, CITES Apéndice I, UICN libro rojo–Vulnerable; Macias Caballero *et al.* 2000). Recientemente se reporta que esta especie ha sido extirpada del estado de Guanajuato y de algunas regiones de Veracruz, San Luis Potosí, Tamaulipas, Querétaro, Puebla, Jalisco y Chiapas (Macias Caballero *et al.* 2000). Es una especie sumamente afectada por la destrucción de su hábitat y el cambio de uso de suelo, ya que se registra el 31% de disminución de su hábitat a partir de su distribución potencial (Rios Muñoz 2002). Así mismo, la comercialización y el tráfico ilegal, la falta de conectividad entre sus poblaciones y la poca información que se tiene acerca de sus poblaciones constituyen las principales amenazas a las que se enfrenta esta especie (Ceballos y Márquez Valdelamar 2000).

4.5 Guacamaya verde (*Ara militaris*)

La guacamaya verde se caracteriza por su gran tamaño, cola larga, pico grande, mejillas desnudas y su vistoso plumaje verde con toques rojizos, amarillos y azules (Peterson y Chalif 1994). Tiene una distribución fragmentada en las regiones tropicales y subtropicales desde el norte de México hasta Sudamérica. En México hay dos poblaciones ampliamente separadas en la vertiente del Pacífico y el Golfo. La población más norteña habita en regiones tropicales secas, desde el sureste de Sonora hasta el Istmo de Tehuantepec (Baker 1958, Forshaw 1989, Sandoval 1992), penetrando por la Cuenca del Balsas hasta el estado de México (Schaldach 1969). En la vertiente del Golfo se encuentra en Tamaulipas, San Luis Potosí y Querétaro. Habita principalmente en colinas, terrenos montañosos, áreas arboladas, bosques de encino, bosques de pino, vegetación riparia, selvas espinosas densas, selvas bajas y selvas medianas subperennifolias entre los 500 y 1500 msnm (Forshaw 1989, Ceballos y Márquez Valdelamar 2000).

En el estado de Jalisco, la guacamaya verde se distribuye principalmente en el bosque tropical subperennifolio en los municipios de Tomatlán, Cabo Corrientes, Puerto Vallarta y San Sebastián del Oeste. También habita el bosque tropical caducifolio en las barrancas de los ríos Santiago y Bolaños en los municipios de Mezquitic, San Cristóbal de la Barranca, Ixtlahuacan del Río, Zapopan, Amatitán y Tequila (Langle Flores 2004). Así mismo, La Bahía de Banderas y la Presa Cajón de Peñas son actualmente las áreas de mayor concentración de guacamaya verde en la costa de Jalisco (Obs. per.)

Existe poca información sobre los recursos alimentarios que utiliza esta especie; sin embargo, se reporta que la guacamaya verde se alimenta de semillas de *Hura polyandra*, y *Melia azedarach* y frutos de *Ficus* (Forshaw 1989). Existen pocos estudios de la especie en México, destacando entre estos el realizado por Carreón-Arroyo (1997), el cual indica que el período reproductivo de la población de la guacamaya verde, localizada al norte de la costa de Jalisco, se presenta de diciembre a enero (período de cortejo) y termina a finales de marzo cuando los volantones abandonan los nidos. Así mismo, indica que la altura promedio de los nidos en árboles es de 15.9 m y presentan un diámetro a la altura del pecho de aproximadamente 137 cm (Carreón Arroyo 1997). En general los árboles que más ocupa la guacamaya verde para anidar son *Enterolobium cyclocarpum* y *Tabebuia chrysantha*, aunque también puede utilizar árboles de *Bursera simaruba*, *Croton draco*, *Tabebuia rosea*, *Brosimum alicastrum* y *Hura polyandra* (Carreón Arroyo 1997). Otro estudio realizado en el Cañón del Sabino en Oaxaca señala que *A. militaris* anida en las paredes del cañón a una altura promedio de 50 m (Reyes Macedo y Bonilla Ruiz 2004).

Hasta la fecha pocos estudios se han realizado en el país con relación a la abundancia poblacional de esta especie. Sin embargo se reporta que la abundancia poblacional de la guacamaya verde en la

Presa Cajón de Peña entre 1995 y 1996 fue de 54 guacamayas entre adultas y juveniles (Carreón Arroyo 1997); mientras que en el Cañón del Sabino se estimó que entre el 2002 y el 2003 la población de *A. militaris* alcanzaba más de 90 individuos (Reyes Macedo y Bonilla Ruiz 2004).

Esta especie es considerada en peligro de extinción por la NOM-059-2001, además se encuentra en el Apéndice I de CITES, y es considerada como vulnerable en el libro rojo de la UICN. La guacamaya verde ha sido extirpada en algunas áreas de selva baja y mediana en las costas de Nayarit, Jalisco y Michoacán debido a la pérdida de su hábitat de anidación (Rios Muñoz 2002). También ha sido extirpada en gran parte del estado de Guanajuato y Nuevo León, así como en algunas áreas de Chiapas, Oaxaca, Guerrero, Morelos, Zacatecas, Chihuahua y Querétaro (Macias Caballero *et al.* 2000). En Jalisco ha sido extirpada desde el Río Cuixmala hasta el Río San Nicolás como consecuencia de la transformación de la selva mediana subperennifolia a zonas de cultivo. La pérdida del hábitat de esta especie es del 23% del total del área potencial (Rios Muñoz 2002), aunque las poblaciones que se encuentran en el lado oriental han sido más afectadas pues prácticamente han desaparecido de sus áreas de distribución original (Iñigo Elias 1999, Ceballos y Márquez Valdelamar 2000).

5. VARIABILIDAD ESPACIAL Y ABUNDANCIA POBLACIONAL DE PSITACIDOS

5.1 INTRODUCCIÓN

La fragmentación y modificación del hábitat, junto con el comercio ilegal de especies son factores que han originado que 95 (29%) de las 330 especies de psitácidos registradas en el mundo se encuentren clasificadas dentro de alguna categoría de riesgo (Collar y Juniper 1992, Snyder *et al.* 2000). De éstas, 78 especies están amenazadas por la destrucción y fragmentación del hábitat (Snyder *et al.* 2000). En el Neotrópico, las especies de psitácidos que se encuentran más amenazadas por la pérdida del hábitat son las que presentan una distribución restringida a los bosques secos estacionales (Snyder *et al.* 2000), debido a que este tipo de vegetación registra una de las mayores tasas de deforestación entre los ambientes tropicales (Masera *et al.* 1996, CONABIO 1999, Trejo y Dirzo 2000). A pesar de que existe evidencia sobre la declinación de las poblaciones silvestres de algunas especies de psitácidos en el neotrópico debido a los procesos de deforestación (Collar y Juniper 1992), pocos estudios han evaluado hasta el momento la respuesta de este grupo de aves a los diferentes tipos de alteración del hábitat (Marsden y Pilgrim 2003).

La expansión de la agricultura y la inducción de zonas de pastizal, así como la tala inmoderada, son consideradas las principales causas de la destrucción y modificación del bosque tropical seco (Maass 1995, Challenger 1998). En México el bosque tropical seco del Pacífico representa el hábitat principal para nueve taxa de las 21 especies de psitácidos del país (*Aratinga canicularis*, *Ara militaris*, *Forpus cyanopygius*, *Forpus cyanopygius insularis*, *Brotogeris jugularis*, *Amazona albifrons*, *Amazona finschi*, *Amazona oratrix*, *Amazona oratrix tresmariae*) (Howell y Webb 1995, Maclas Caballero *et al.* 2000). En particular en el bosque tropical seco de la costa del estado de Jalisco se reporta la presencia de cinco especies de psitácidos (*Aratinga canicularis*, *Ara militaris*, *Forpus cyanopygius*, *Amazona finschi* y *Amazona oratrix*; Forshaw 1989, Howell y Webb 1995). Sin embargo, en Jalisco este tipo de vegetación se ha reducido a una cuarta parte de su distribución original (1000 km²) en las dos últimas décadas, perdiéndose cerca de 100,000 ha de bosque debido al incremento de las actividades agropecuarias y forestales (Miranda 1996).

Hasta la fecha la dinámica, abundancia y densidad poblacional de los psitácidos silvestres que se encuentran en el bosque tropical seco del estado de Jalisco han sido poco estudiadas y se desconocen sus tamaños poblacionales, variaciones anuales y su respuesta ante los acelerados cambios de uso de suelo que presenta este tipo de vegetación.

5.2 Estimación de tamaños poblacionales en psitácidos

Los métodos que han sido aplicados para la evaluación de poblaciones de psitácidos silvestres incluyen puntos de conteo (Desenne y Strahl 1991, Lambert 1993, Marsden 1999, Marsden *et al.* 2001), observaciones desde puntos altos (Snyder *et al.* 1987, Gilardi y Munn 1998), conteos en dormideros (Gnam y Burchsted 1991, Cougill y Marsden 2004), transectos en línea (Lambert 1993, Casagrande y Beissinger 1997), transectos en ríos (Renton 2002b) y marcaje con anillos de colores (Brownie 1987, Amason *et al.* 1991, Casagrande y Beissinger 1997). En general, los puntos de conteo y transectos en línea permiten determinar la abundancia relativa, densidad, y utilización del hábitat de la población (Marsden 1999). El marcaje con anillos de colores permite estimar la sobrevivencia para cada clase de edad marcada, así como el uso de hábitat, mientras que las técnicas como observaciones desde puntos altos y conteos en dormideros se utilizan en sitios de terreno muy accidentado, o donde es fácil encontrar a los individuos para estimar el tamaño promedio de la población que utiliza dormideros en cada época del año (Snyder *et al.* 1987, Gnam y Burchsted 1991).

De acuerdo con Casagrande y Beissinger (1997) todos los métodos antes mencionados (con excepción del marcaje con anillos), producen estimaciones poblacionales similares y reflejan los picos en la abundancia que generalmente se presentan durante la anidación. Se ha reportado que la probabilidad de detección en los puntos de conteo es más variable que en los transectos en línea (De Sante 1981, 1986, Bollinger *et al.* 1988). Por otra parte, los puntos de conteo son recomendables para evaluar el uso de hábitat por los psitácidos en selvas o bosques primarios, aunque parecen subestimar a la población cuando se utilizan en hábitats abiertos o con alta visibilidad (Casagrande y Beissinger 1997, Marsden 1999).

Algunos estudios destacan que el método de conteo en dormideros subestima a la población durante la época reproductiva, cuando las parejas reproductivas duermen en sus nidos y dejan de utilizar los dormideros (Chapman *et al.* 1989, Waltman y Beissinger 1992). El conteo en dormideros ha sido considerado como un método confiable de estimación de la población durante la época no reproductiva (Gnam y Burchsted 1991, Casagrande y Beissinger 1997, Cougill y Marsden 2004). Sin embargo, este método no considera que los psitácidos pueden llegar a ser más nómadas durante la época no reproductiva, que los individuos pueden utilizar varios dormideros, y que muchas veces no es posible ubicar todos los dormideros que utiliza una población. Bajo este contexto, la elección de los métodos de muestreo de psitácidos depende de las características de la especie de estudio, de las características del hábitat, así como de la disponibilidad o restricciones logísticas del estudio.

5.3 Perturbación del hábitat, abundancia poblacional y variabilidad espacial de psitácidos

Las tendencias de los estudios sobre abundancia de psitácidos y uso de hábitat en ambientes perturbados indican que este grupo de aves es menos frecuente y presenta bajas densidades en sitios agrícolas o muy perturbados comparados con los bosques conservados (Westcott y Cockburn 1988, Marsden 1992, Lambert 1993, Cahyadin *et al.* 1994 Jones *et al.* 1995, Casagrande y Beissinger 1999, South y Pruett Jones 2000, Marsden *et al.* 2000).

Los primeros estudios que mostraron las tendencias de la utilización del hábitat de los psitácidos se realizaron en Australia, los cuales indican que la perturbación del hábitat afecta la abundancia de la mayoría de las especies de cacatúas (Saunders 1990, 1991). Además, se ha comprobado que las poblaciones de cacatúas en áreas perturbadas se reproducen por debajo de sus niveles óptimos (Saunders 1982, 1986), indicando una limitación de recursos alimenticios. Así mismo, el uso de hábitat de los psitácidos que se distribuyen en islas, está relacionado con ciertos factores como son la presencia de árboles de gran tamaño y ambientes prístinos (Marsden y Fielding 1999).

La respuesta de los psitácidos al cambio de uso de suelo de los bosques tropicales varía entre especies y aún existe poca información sobre los cambios de sus densidades entre los diferentes tipos de perturbación (Marsden y Pilgrim 2003). Sin embargo, las especies de psitácidos de tamaños pequeños pueden ser más tolerantes a la perturbación que las especies de tamaños grandes (Thiollay 1992, Marsden 1998). En este sentido, Marsden y Fielding (1999) demuestran que los psitácidos con grandes tamaños corporales (*Eclectus roratus* y *Tanygnathus megalorynchos*) de las islas de Indonesia están más asociados a los bosques que tienen una mayor biomasa y mejor estado de conservación comparado con las especies de tamaños pequeños (*Trichoglossus haematodus*, *Eos bornea*).

Estudios recientes señalan que algunas especies de psitácidos están más asociadas y presentan mayores densidades en hábitats bien conservados de tamaños grandes comparados con los hábitats pequeños (Saunders 1990, Marsden *et al.* 2000). Por ejemplo en el bosque de las zonas bajas de Brasil, 10 de las 11 especies de psitácidos que se encuentran en estas zonas (*Propyrrhura maracana*, *Aratinga aurea*, *Aratinga leucophthalmus*, *Pyrrhura leucotis*, *Forpus xanthopterygius*, *Pionus maximiliani*, *Pionus menstruus*, *Amazona amazonica*, *Amazona farinosa*, *Amazona rhodocorytha*) presentaron densidades de entre 1000 y 20,000 individuos en los sitios grandes de bosque primario (24,250 ha), mientras que en los sitios pequeños (6000 ha) la densidad disminuyó hasta menos de 500 individuos por especie (Marsden *et al.* 2000).

La modificación del hábitat no sólo puede alterar la presencia y abundancia de los psitácidos, sino también modificar los movimientos de sus actividades de forrajeo tanto espacial como temporalmente

(Bonadie y Bacon 2000). Por ejemplo, Marsden y Pilgrim (2003) enfatizan que la disponibilidad de recursos alimentarios de las zonas perturbadas permite sobrevivir a los psitácidos durante la temporada no reproductiva, inflando sus densidades en estos sitios comparado con las zonas de bosque conservado. Además mencionan que dado que estas especies presentan ciclos de vida largos, es posible que los efectos de su bajo éxito reproductivo, como consecuencia de la pérdida de hábitats conservados, se reflejen con cierto retraso en el tiempo en sus tamaños poblacionales. Por tanto, aunque las poblaciones actuales de estas especies parecen estables a pesar de la perturbación del hábitat, en realidad se registrará, en cierto tiempo, una declinación en sus poblaciones debido a la baja disponibilidad de sitios de anidación y sus bajas tasas de reclutamiento (Marsden y Pilgrim 2003).

La perturbación del hábitat también puede afectar los movimientos diarios de forrajeo de algunas especies de psitácidos. Saunders (1980, 1990) registró que en zonas perturbadas, la cacatúa negra de cola blanca (*Calyptorhynchus funereus latirostris*) realiza en promedio vuelos de 2.5 km desde sus sitios de anidación hacia los sitios de forrajeo, pero en hábitats con grandes áreas bien conservadas los movimientos diarios no son de más de 1.4 km hacia los sitios de forrajeo.

Recientemente algunos estudios resaltan que los patrones de movimiento en aves pueden variar dependiendo de la edad, la hora del día, la época del año y el grado de perturbación de la vegetación y por tanto las necesidades de los individuos en cada una de las etapas establecen los patrones de preferencia por cierto tipo de hábitat (Lanning y Shiflett 1983, Smith y Moore 1992, Snyder *et al.* 1994, Marsden y Fielding 1999, Marsden *et al.* 2000). Salinas Melgoza (2003) reporta que las distancias de vuelo de los individuos juveniles del loro corona lila (*A. finschi*) hacia sitios de forrajeo y dormitorios es mayor en la época seca que en la de lluvias e incluso realizan una migración altitudinal de 42 km al final de las secas como una estrategia para sobrellevar la disminución de recursos alimentarios durante esta temporada tan estresante (Renton 2001). Además remarca que los juveniles presentan un uso diferencial del hábitat, utilizando el bosque tropical seco de acuerdo con su disponibilidad, prefiriendo el bosque tropical subcaducifolio y evitando zonas deforestadas (Salinas Melgoza 2003).

La variabilidad y disponibilidad de recursos que se presenta en zonas perturbadas también han sido reportadas como factores que determinan el tamaño de las parvadas de pericos del neotrópico (Cannon 1981, South y Pruett Jones 2000). Existe evidencia que indica que el riesgo de depredación, así como la baja y dispersa disponibilidad de recursos que hay en hábitats fragmentados o abiertos influye en el tamaño de parvada de los psitácidos que se encuentran en estos sitios (Pulliam y Caraco 1984, Westcott y Cockburn 1988, South y Pruett Jones 2000). Ante la alarmante pérdida y fragmentación del hábitat en el Neotrópico, la generación de información cuantitativa sobre el estado de las poblaciones silvestres de psitácidos, se vuelve una prioridad en los esquemas de conservación de estas especies. Por

ello, en este trabajo se evalúa la respuesta en términos poblacionales de cuatro especies de psitácidos que coexisten en ambientes conservados y perturbados en la costa de Jalisco.

5.4 Objetivo

Determinar si existe una variación temporal o espacial en la abundancia relativa de cuatro especies de psitácidos (*Aratinga canicularis*, *Amazona finschi*, *Amazona oratrix*, *Ara militaris*) en sitios de bosque tropical seco y bosque tropical subperennifolio conservados y perturbados de la costa de Jalisco en México.

5.5 MÉTODOS

El trabajo de campo se realizó a lo largo de la costa del estado de Jalisco entre los 19°57'30" y 20°59'09" de latitud norte y los 103°57'54" y 105°41'15" de longitud oeste. Para determinar la abundancia relativa y uso de hábitat de los psitácidos se establecieron un total de cuatro transectos de 3 km de largo, con 10 puntos de conteo por transecto, en cada tipo de vegetación: 1) bosque tropical caducifolio conservado, 2) bosque tropical subperennifolio conservado, 3) bosque tropical caducifolio perturbado y 4) bosque tropical subperennifolio perturbado. Todos los sitios de muestreo fueron georeferenciados con un geoposicionador (Garmin 12LX).

Cada transecto fue monitoreado trimestralmente durante los cuatro periodos estacionales: 1) inicio de la temporada seca (enero-marzo); 2) final de la temporada seca (abril-junio); 3) inicio de la temporada de lluvias (julio-septiembre); y 4) el final de las lluvias y temporada de transición (octubre-diciembre).

5.5.1 Censos

En cada transecto se establecieron por lo menos 10 puntos permanentes de conteo. En cada punto de conteo se registraron todos los individuos de las especies de psitácidos que fueron detectados visual y auditivamente en un radio fijo de 50 m, durante un periodo de 10 min, registrando la distancia y orientación del observador al ave detectada (Hutto *et al.* 1986, Marsden 1999). Con el fin de estandarizar los censos, evitar sesgos en las estimaciones de las abundancias y evitar contar dos veces al mismo individuo, cada punto de conteo se ubicó como mínimo a una distancia de 300 m del anterior (Marsden 1999, Bibby *et al.* 2000). Todos los censos se llevaron a cabo durante las 07:00 y las 10:00 horas, periodo más estable y de mayor actividad de los psitácidos, y sólo durante días despejados y sin neblina (Shields 1977, Ralph *et al.* 1996). Todos los puntos de conteo fueron georeferenciados (UTM) y marcados en cartas del INEGI, escala 1:50,000.

Durante los censos se registró la localidad, el clima, el tipo de vegetación, la fecha, la hora, la especie de psitácido, el número de individuos, el método de detección (vocalización, observación, ambos), la actividad (perchado, vuelo), la distancia y el ángulo desde el observador al ave, y otras observaciones (grupos, dirección de vuelo, alimentación).

5.5.2 Caracterización de la vegetación

Para describir la estructura de la vegetación y poder relacionarla con la abundancia de las especies de aves, en cada punto de conteo se realizó un muestreo rápido de vegetación siguiendo el método utilizado para describir la estructura y características florísticas descrito por Ralph *et al.* (1996). Este muestreo consiste en establecer una parcela de 50 m de diámetro (0.2 ha) en cada uno de los puntos de conteo en todos los sitios.

Dentro de cada parcela se determinó el número de estratos de vegetación y su porcentaje de cobertura: arbolado (estrato superior dominado por árboles), arbustos (arbustos y árboles jóvenes), hierbas (especies de baja altura, no leñosas), hojarasca (acumulación de hojas en el suelo), suelo descubierto y en algunos casos el tipo y especie de cultivos o pastos presentes.

Así mismo se registró el promedio de las alturas y diámetros a la altura del pecho máximos y mínimos del estrato arbóreo. Se cuantificaron y registraron también el número de árboles muertos tanto en pie como caídos, así como el número de tocones (árboles vivos que fueron cortados, quedando únicamente los troncos en pie de menos de 1 m de altura) presentes dentro de cada parcela.

Siguiendo los cuatro puntos cardinales, en cada parcela se registraron los cuatro árboles de más de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) que estuvieran más cerca del punto central de la parcela (uno por punto cardinal). Además se registró su altura aproximada, su DAP, la altura en la que inicia su ramificación, así como la distancia, DAP y altura del árbol más cercano a estos individuos. En general se considera que los árboles que ramifican por arriba de la mitad de su altura total pueden ser considerados como árboles de bosques primarios o conservados, mientras que los que ramifican por debajo de la mitad de su altura total usualmente crecen en áreas abiertas y perturbadas (Marsden y Fielding 1999). Además se considera que los bosques abiertos presentan un mayor número de tocones (Obs. per.) y distancias más grandes entre los árboles, comparado con los sitios conservados (Marsden y Fielding 1999).

5.5.3 Análisis

Abundancia relativa de psitácidos

Para decidir el uso de pruebas paramétricas o no paramétricas, se realizó un análisis preliminar de los datos utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov. La abundancia de psitácidos en un radio fijo de 50m por tipo de vegetación no tuvo una distribución normal ($K-S_{3,640} = 0.402$ $P < 0.01$), por lo que se utilizaron pruebas no paramétricas para evaluar si existen diferencias significativas en la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación. Para ello, se aplicó la prueba Kruskal-Wallis (Zar 1996). Para evaluar si hay diferencias en la abundancia de individuos de cada especie de psitácido entre tipos de vegetación en las diferentes temporadas del año se utilizaron tablas de contingencia y pruebas de χ^2 (Zar 1996).

Estructura de la vegetación

En lugar de considerar cada parcela como una unidad independiente, se aglutinaron los datos de las variables medidas en las diferentes parcelas en cada tipo de vegetación. De esta forma se obtienen datos que describen con mayor precisión el tipo de vegetación que las aves están utilizando (Vega Rivera 1997).

Se aplicó la prueba de correlación de Pearson para evaluar si las variables de altura, DAP y ramificación por tipo de vegetación están relacionadas entre sí ($r > 0.70$) y determinar la intensidad de su asociación (Zar 1996). Posteriormente se realizó un análisis utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov con el fin de determinar si los datos presentan una distribución normal. Ninguna de las variables medidas sobre la estructura de la vegetación tuvieron distribuciones normales por lo que se utilizaron pruebas no paramétricas para evaluar si había diferencias significativas entre los hábitats. Para ello, se aplicó la prueba Kruskal-Wallis y la prueba de comparación múltiple para muestras de tamaños diferentes (Zar 1996).

5.6 Resultados

5.6.1 Resultados generales

En total, se realizaron 640 puntos de conteo, en los cuales se registraron 657 individuos en un radio fijo de 50 m (Tabla 1), pertenecientes a cuatro de las cinco especies de psitácidos reportadas para la costa de Jalisco (*Aratinga canicularis*, *Amazona finschi*, *Amazona oratrix* y *Ara militaris*). La especie más abundante fue *Aratinga canicularis* con 430 individuos (74%), seguida de *Amazona finschi* con 111 individuos (19.3%), *Ara militaris* con 31 individuos (5.4%), y por último *Amazona oratrix* con sólo 4 individuos (0.7%) registrados (Figura 3, Tabla 1).

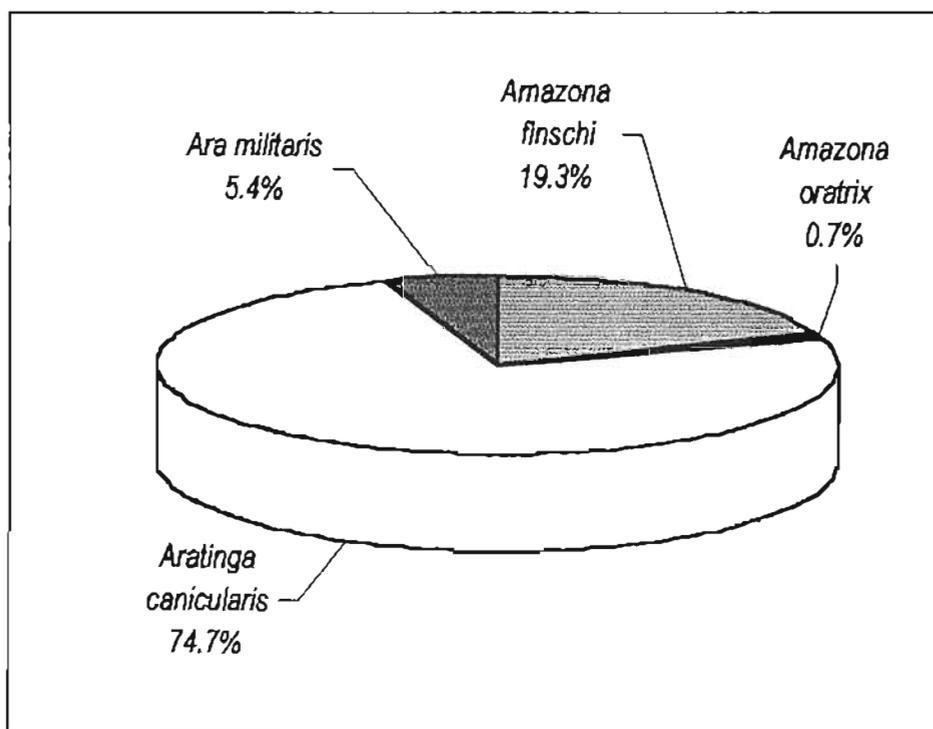


Figura 3. Porcentaje de individuos registrados por especie en puntos de conteo con radio fijo de 50 m.

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo de puntos de conteo y número de especies e individuos de psitácidos registrados por tipo de vegetación.

	Hábitat				
	Bosque tropical seco	Bosque tropical subperennifollo	Bosque seco perturbado	Bosque subperennifollo perturbado	Todos los hábitats
No. de sitios	4	4	4	4	16
No. de puntos de conteo en cada tipo de vegetación	40	40	40	40	160
No. de puntos de conteo realizados	160	160	160	160	640
No. de trayectos de fenología por tipo de vegetación	8	8	8	8	24
No. de especies registradas	3	3	2	2	4
<i>Forpus cyanopygius</i>	-	x	-		x
<i>Aratinga canicularis</i>	x	x	x	x	x
<i>Amazona finschi</i>	x	x	x	x	x
<i>Amazona oratrix</i>	x				x
<i>Ara militaris</i>		x			x
No. total de individuos detectados por vegetación (radio de 50 m)					
<i>Aratinga canicularis</i>	86	180	76	164	506
<i>Amazona finschi</i>	74	34	5	3	116
<i>Amazona oratrix</i>	4	0	0	0	4
<i>Ara militaris</i>	0	31	0	0	31
Total	164	245	81	167	657

5.6.2 Comparación de la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación

Se registró un mayor número de especies e individuos en el bosque tropical seco y subperennifolio conservados comparados con los sitios de bosque seco y subperennifolio perturbados (Tabla 1, Figura 4). El número de individuos registrados por tipo de vegetación presentó diferencias significativas entre los hábitats ($H_{3,640} = 46.01$ $P = 0.0001$).

En el bosque subperennifolio conservado se presentó la mayor abundancia de psitácidos, registrándose 245 individuos (37.2% del total de individuos registrados) pertenecientes a tres especies de psitácidos. La especie más abundante fue *Aratinga canicularis*, representando 73% de los individuos registrados en el bosque subperennifolio conservado, seguida de *Amazona finschi* representando 14% de individuos y *Ara militaris* representando 13% de individuos (Figura 4). Esta última especie se registró exclusivamente en el bosque subperennifolio conservado.

Tanto el bosque tropical seco conservado como el bosque subperennifolio perturbado presentaron abundancias similares, observándose 164 individuos (24.9% del total) y 167 individuos (25.4%) respectivamente. Sin embargo, en el bosque subperennifolio perturbado *Aratinga canicularis* representó el 98% de los individuos registrados para este tipo de vegetación, mientras en el bosque seco conservado *Aratinga canicularis* representó 52% y *Amazona finschi* el 45% de los individuos registrados en este hábitat (Figura 4). Así mismo, es importante resaltar que *Amazona oratrix* sólo fue observada en el bosque seco conservado (Tabla 1, Figura 4).

En el bosque seco perturbado se presentó la menor abundancia de individuos, siendo *Aratinga canicularis* la especie más abundante con 76 individuos, representando 94% de todos los individuos registrados en este hábitat (Figura 4), y registrándose sólo 5 individuos (0.06%) de *Amazona finschi* (Figura 4, Tabla 1).

Con relación a la abundancia relativa de las especies de psitácidos, *A. canicularis* fue la especie predominante en todos los tipos de vegetación (Figura 4); sin embargo, fue más abundante en el bosque subperennifolio conservado y perturbado (Tabla 1). El patrón de abundancia de *Amazona finschi* presentó un comportamiento a la inversa, siendo más abundante en el bosque seco conservado, seguido del bosque subperennifolio y registrándose las menores abundancias en los sitios perturbados (Tabla 1). Así mismo, *Amazona oratrix* fue observada sólo en el bosque seco conservado, mientras que *Ara militaris* únicamente fue registrada en el bosque subperennifolio conservado (Figura 4).

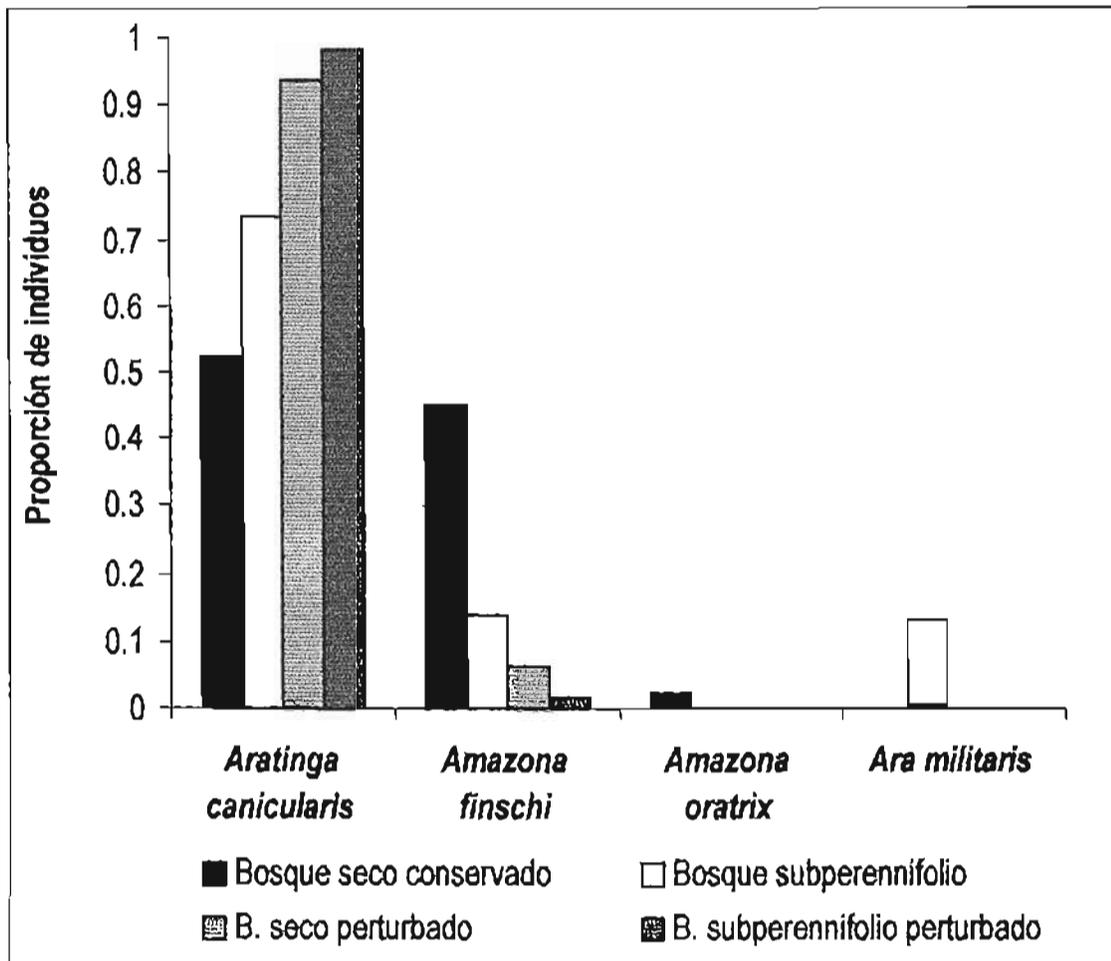


Figura 4. Abundancia relativa de las especies de psitácidos representados como proporción de los individuos registrados en cada tipo de vegetación.

5.6.3 Variación espacio-temporal en abundancia de psitácidos

Se presentaron diferencias significativas en la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación y periodos del año (Tabla 2, Figura 5). En particular en el bosque subperennifolio conservado se registró la mayor abundancia de individuos en todos los periodos de muestreo comparado con los otros tipos de vegetación. Sin embargo, se presentó una disminución en el número de individuos después de las lluvias (noviembre-diciembre), y posteriormente se registró un incremento de individuos que se mantuvo durante toda la temporada seca (febrero-mayo) (Figura 5).

En el bosque seco conservado, el número de psitácidos registrados presentó un aumento ligero entre la temporada de lluvias (julio-agosto) y la de transición (noviembre-diciembre), posteriormente hubo un importante aumento al inicio de las secas (febrero-marzo), sin embargo declinó considerablemente hacia finales de la época seca (abril-mayo) (Figura 5). Cabe resaltar que el bosque seco y subperennifolio conservados registraron el mayor número de individuos al final de la temporada de lluvias (en conjunto el 80% de los individuos registrados durante ese periodo) y el inicio de las secas (en conjunto el 74% de los individuos registrados en ese periodo).

El número de individuos registrados en los bosques perturbados presentaron claras diferencias entre sí, ya que el 67.3% de los individuos observados en sitios perturbados se registraron en el bosque subperennifolio perturbado, el cual presentó una disminución en el número de individuos después de la temporada de lluvias (noviembre-diciembre), seguido por un incremento de individuos durante la temporada seca (febrero-mayo) (Figura 5).

Así mismo, en el bosque seco perturbado se presentó la abundancia más baja de psitácidos, registrando menos de 10 individuos durante los primeros tres periodos de muestreo (julio a marzo), aunque se presentó un pico notable en la abundancia de psitácidos al final de la temporada seca (abril-mayo) (Figura 5).

Tabla 2. Resultados del Análisis de Kruskal-Wallis utilizado para evaluar la abundancia de psitácidos entre tipos de vegetación y períodos del año.

Variables	df, N	H	P
Tipos de Vegetación	3, 640	46.6	0.0001
Períodos del año	3, 640	11.5	0.009

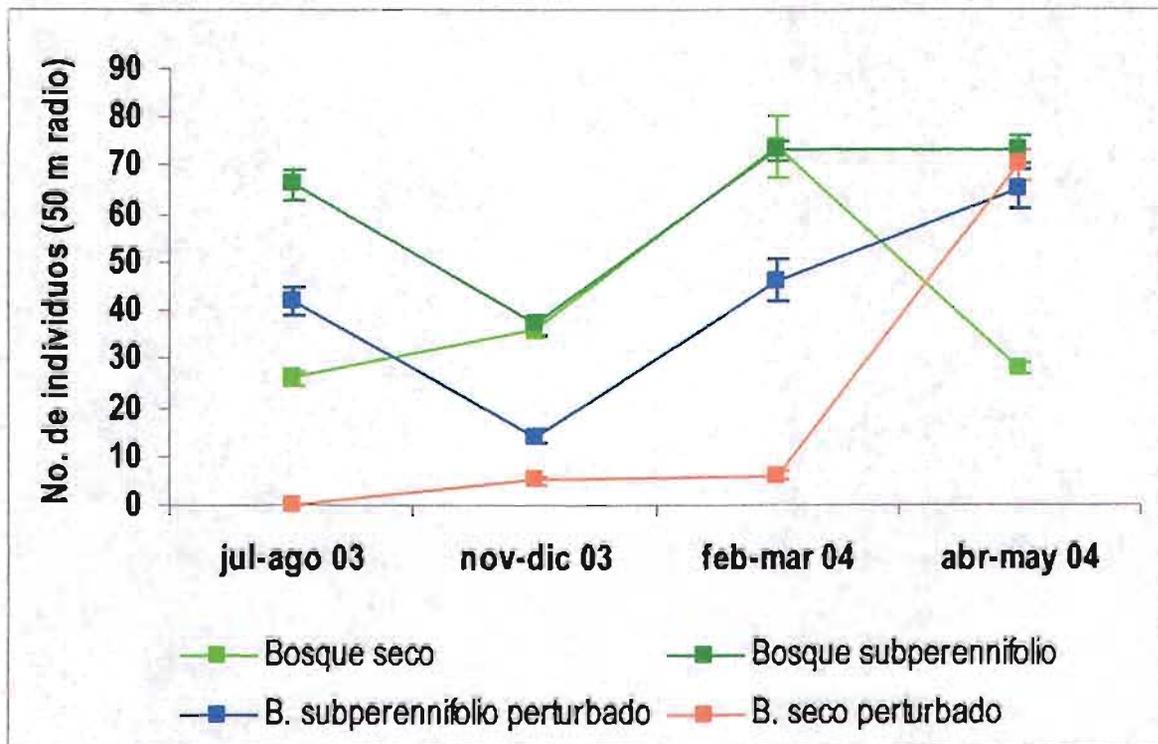


Figura 5. Número de individuos registrados por tipo de vegetación a lo largo del año (datos de julio del 2003 a mayo del 2004).

A nivel de especie *Amazona finschi* presentó diferencias en su abundancia entre tipos de vegetación ($H_{3,640} = 16.0$, $P = 0.001$), siendo más abundante en los bosques seco y subperennifolio conservados (el 93% de los individuos de esta especie se registraron en los bosques conservados) comparado con los bosques perturbados (Figuras 4 y 6). Cabe destacar que en el bosque seco conservado se registraron las mayores abundancias de individuos de *A. finschi* durante todos los períodos de muestreo. Así mismo se obtuvieron diferencias significativas en su abundancia entre los diferentes períodos del año por tipos de vegetación ($\chi^2 = 34.5$, $df = 9$, $P < 0.01$), observándose una notable declinación en su abundancia en todos los tipos de vegetación hacia finales de la temporada seca y el inicio de las lluvias (Figura 6).

Así mismo, *Ara militaris* se registró como exclusiva del bosque subperennifolio conservado, donde presentó ligeras fluctuaciones no significativas en su abundancia a lo largo del año ($H_{3,18} = 4.48$, ns) (Figura 4 y 7).

Por su parte, *Aratinga canicularis* presentó grandes fluctuaciones en su abundancia en todos los tipos de vegetación ($H_{3,640} = 28.4$ $P < 0.0001$). Además se obtuvieron diferencias significativas en su abundancia entre los diferentes períodos del año por tipos de vegetación ($\chi^2 = 106.7$, $df = 9$, $P < 0.01$). Durante la temporada de lluvias (julio-agosto), *A. canicularis* fue más abundante en el bosque subperennifolio conservado, seguido del subperennifolio perturbado (Figura 8). Posteriormente durante la época de transición (noviembre-diciembre) la abundancia de *A. canicularis* declinó considerablemente en estos dos últimos tipos de vegetación, mientras su abundancia incrementó en el bosque seco conservado. Sin embargo, en esta temporada se registraron las mayores abundancias de esta especie en los dos tipos de bosque conservado (Figura 8). Durante toda la temporada seca (febrero a mayo) la abundancia de esta especie aumentó tanto para el bosque subperennifolio conservado como para el perturbado. Sin embargo, al final de la temporada seca (abril-mayo) se observó un considerable aumento en el número de individuos en el bosque seco perturbado, registrando casi la misma abundancia que los bosques subperennifolio conservado y perturbado. Durante esta misma temporada el bosque seco registró una declinación en la abundancia de esta especie (Figura 8).

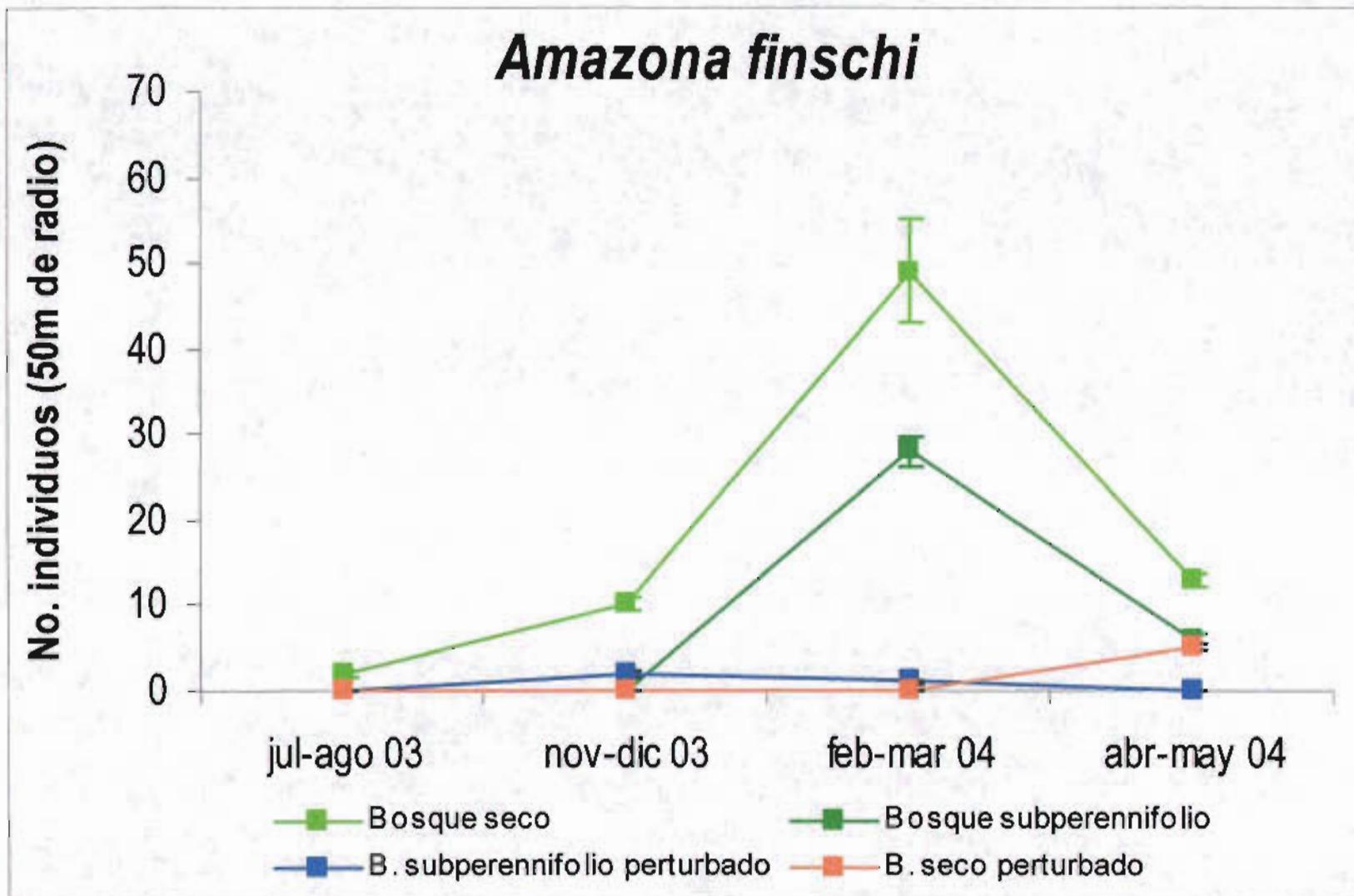


Figura 6. Fluctuaciones en la abundancia de *Amazona finschi* a lo largo del año por tipo de vegetación (datos de julio del 2003 a mayo del 2004).

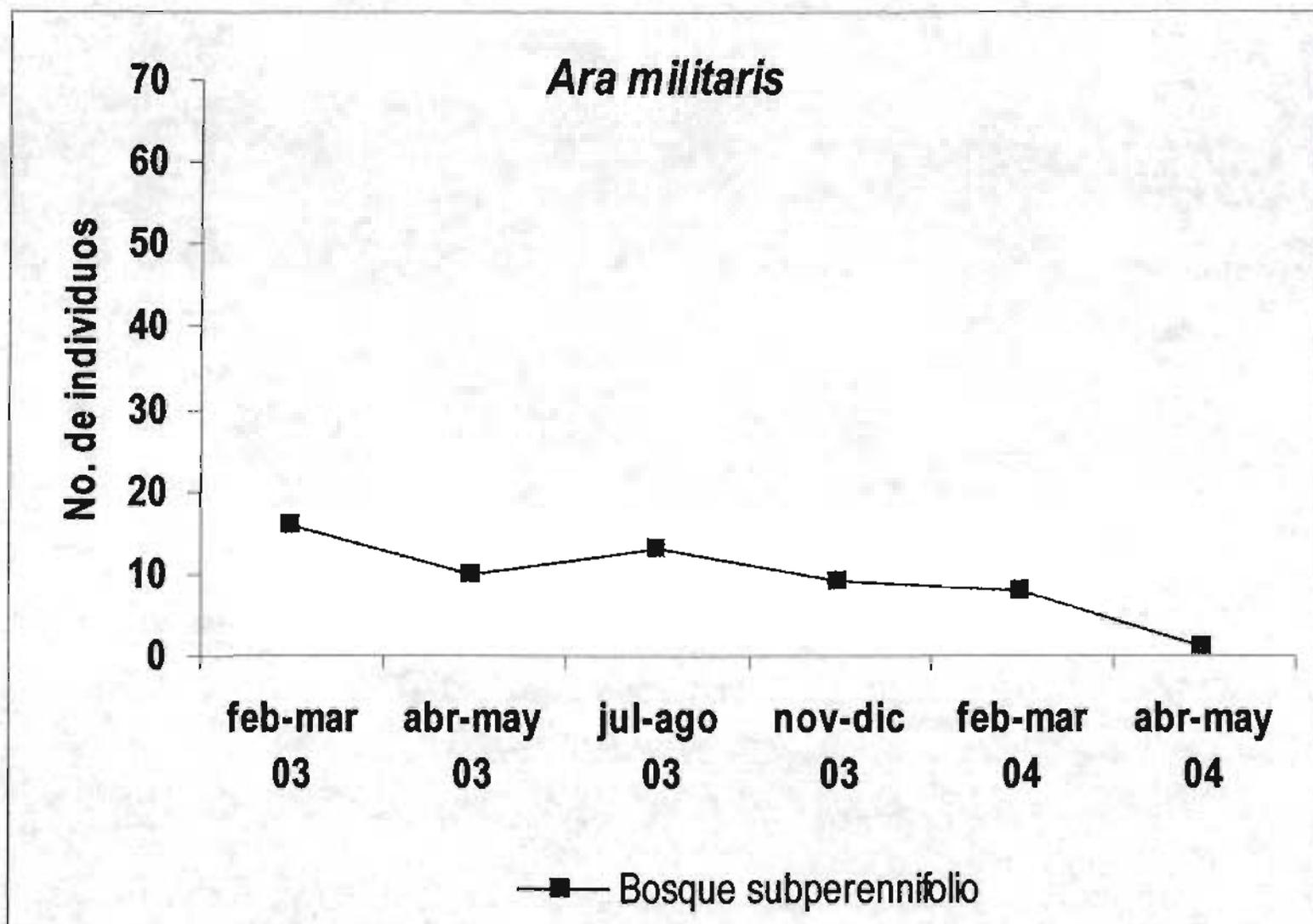


Figura 7. Fluctuación en la abundancia registrada para *Ara militaris* a lo largo del año por tipo de vegetación (datos de febrero del 2003 a mayo del 2004).

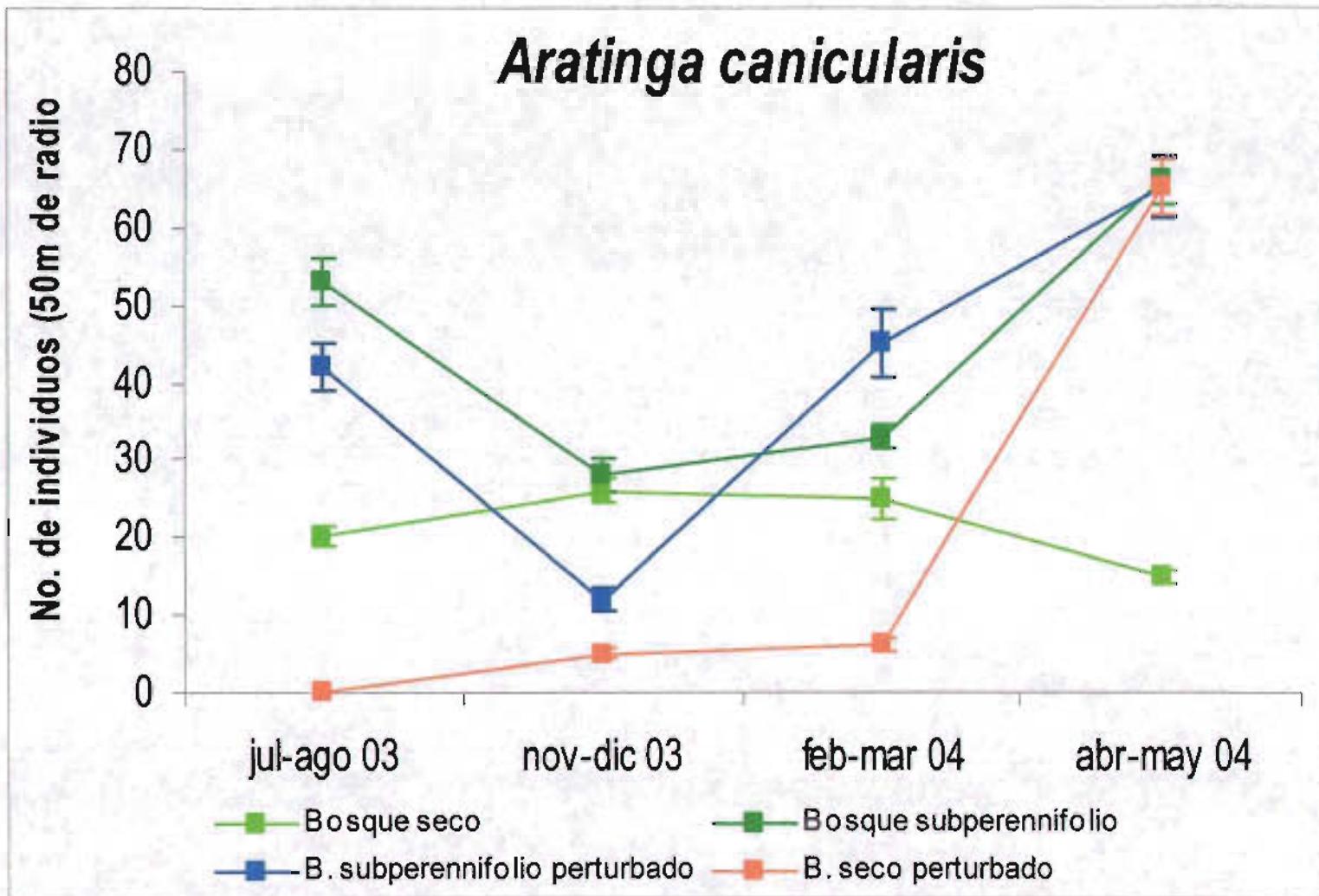


Figura 8. Fluctuación en abundancia de *Aratinga canicularis* a lo largo del año por tipo de vegetación (datos de julio del 2003 a mayo del 2004).

5.6.4 Vegetación

Cobertura

Los valores calculados de correlación de Pearson entre las variables de cobertura no mostraron una relación clara entre estas variables. La relación más alta se presentó entre las variables de cobertura arbórea y arbustiva ($r = 0.66$, $P < 0.05$). Además se encontró una relación negativa entre las variables de cobertura arbórea y de suelos descubiertos ($r = - 0.59$, $P < 0.05$). Es importante mencionar que los porcentajes de cobertura en cada tipo de vegetación no suman 100%, ya que el porcentaje de cada variable se midió de forma independiente al resto de las variables.

Los bosques seco y subperennifolio conservados se caracterizaron por estar formados sólo de tres estratos de vegetación (estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo), donde los mayores porcentajes de cobertura se registraron en el estrato arbóreo (70.5 % y 57.6 % respectivamente) y arbustivo (58.8% y 28.8% respectivamente), en cambio, en los dos tipos de bosque perturbado el porcentaje de cobertura de estos dos estratos estuvo por debajo del 38% (Tabla 3). Además los bosques conservados presentaron casi nula cobertura de suelo abierto, cultivos y pastos (Tabla 3).

En los bosques seco y subperennifolio perturbados se presentaron tres estratos de vegetación (arbóreo, arbustivo y herbáceo), todos con porcentajes similares de cobertura (entre el 30 y 38%) (Tabla 3). Así mismo, es importante enfatizar que los mayores porcentajes de suelo descubierto se registraron en los dos tipos de bosque perturbado, mientras que en el bosque seco perturbado se registró cobertura de pastos y cultivos (Tabla 3).

La prueba de comparación múltiple (Q) demostró que sí hubo diferencias significativas en la cobertura de los bosques conservados, comparados con la de los bosques perturbados (Tabla 4). El mayor porcentaje de cobertura de las hierbas se registró en el bosque subperennifolio perturbado (30.7%), encontrándose diferencias significativas al compararlo con los otros tres tipos de vegetación (Tablas 3 y 4). Los bosques subperennifolio y seco perturbados se caracterizaron por presentar grandes áreas descubiertas, ya que en promedio en una hectárea de estos dos tipos de bosques el 30% y 20% respectivamente de los suelos están descubiertos y sin ninguna cobertura vegetal (Tabla 3). Además se encontraron diferencias significativas en los porcentajes registrados para esta variable entre los bosques perturbados y el bosque seco, así como entre los bosques subperennifolio perturbado y conservado (Tabla 4).

Tabla 3. Porcentaje promedio de cobertura por hectárea de los diferentes estratos de vegetación registrados en cada tipo de vegetación.

Estrato	Tipos de vegetación			
	Porcentaje de cobertura (promedio \pm SE)			
	Bosque Seco	Bosque subperennifolio	Bosque seco perturbado	Bosque subperennifolio perturbado
Árboles	57.6 \pm 1.6	70.5 \pm 2.9	32 \pm 2.6	38.1 \pm 2.8
Arbustos	28.8 \pm 1.2	58.4 \pm 5.8	19.7 \pm 2.2	33.1 \pm 4.2
Hierbas	10.1 \pm 0.8	15.3 \pm 1.8	10 \pm 1.8	30.7 \pm 3.1
Suelo descubierto	0	5.1 \pm 0.8	21 \pm 4.2	31.5 \pm 4
Hojarasca	0	0	10.7 \pm 3.1	0
Cultivos	0	0	6.1 \pm 2.7	0
Pastos	0	0	11.3 \pm 2.3	0

Tabla 4. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para los porcentajes de cobertura registrados en cada estrato de vegetación. Bs: Bosque seco conservado, Bsub: Bosque subperennifolio conservado, Bsp: Bosque seco perturbado, Bsubp: Bosque subperennifolio perturbado, n.s.: no significativo, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

Variable	H(3,160)	Q	
Árboles	74.158 ***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 7.40^{***}$	<u>Bsp</u> <u>Bsubp</u> <u>Bs</u> <u>Bsub</u>
		Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 6.16^{***}$	
		Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 1.79$ ns	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 5.61^{***}$	
		Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 4.37^{***}$	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 1.23$ ns	
Arbustos	27.171 ***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 5.02^{***}$	<u>Bsp</u> <u>Bsubp</u> <u>Bs</u> <u>Bsub</u>
		Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 3.36^{**}$	
		Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 2.01$ ns	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 3.02^*$	
		Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 1.35$ ns	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 1.66$ ns	
Hierbas	42.491 ***	Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 5.96^{***}$	<u>Bsp</u> <u>Bs</u> <u>Bsub</u> <u>Bsubp</u>
		Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 5.25^{***}$	
		Bsubp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 3.62^{**}$	
		Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 2.33$ ns	
		Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 1.62$ ns	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 0.70$ ns	
Suelo descubierto	75.973 ***	Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 8.676^{***}$	Bs <u>Bsub</u> <u>Bsp</u> <u>Bsubp</u>
		Bsubp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 4.75^{***}$	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 3.90^{***}$	
		Bsp-Bs: $Q_{0.05,4} = 4.77^{***}$	
		Bsp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 0.85$ ns	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 3.91^{***}$	

Estructura

Los valores calculados de correlación de Pearson entre las variables de estructura de la vegetación no mostraron una relación clara entre ellas. La relación más alta se presentó entre las variables de altura de los árboles y altura de la ramificación principal ($r = 0.67$, $P < 0.05$), así como entre la variable de DAP y la altura de los árboles ($r = 0.57$, $P < 0.05$).

La variable de DAP de los árboles elegidos siguiendo los puntos cardinales fue siempre mayor en los bosques subperennifolio conservado y perturbado (Tabla 5). Así mismo, se presentaron diferencias significativas en el valor de la media del DAP al comparar los dos tipos de bosque subperennifolio (conservado y perturbado) con los bosques secos conservado y perturbado (Tabla 6).

En los bosques subperennifolio conservado y perturbado también se presentaron los árboles con las alturas promedio más grandes (más de 6 m de altura) comparado con los dos tipos de bosque seco (Tabla 5). Se encontraron diferencias significativas al comparar la altura promedio de los árboles (tanto de los árboles elegidos siguiendo los puntos cardinales, como de los árboles cercanos a estos) entre todos los tipos de vegetación, exceptuando entre el bosque seco y bosque subperennifolio perturbado (Tablas 6 y 7).

De acuerdo con las predicciones, en los bosques subperennifolio y seco conservados el promedio de la altura de la ramificación principal de los árboles (tanto de los árboles elegidos siguiendo los puntos cardinales, como de los árboles cercanos a estos) se registró por arriba de los 2.3 m de altura (Tabla 5). Así mismo, la altura de la ramificación principal de los árboles fue significativamente mayor en los bosques conservados que en cualquiera de los bosques perturbados (Tablas 6 y 7).

En contraste, y de acuerdo a lo que se esperaba, se registraron distancias mayores entre los árboles (tanto de los árboles elegidos siguiendo los puntos cardinales, como de los árboles cercanos a estos) en los bosques perturbados (Tabla 5). Estos valores fueron significativamente mayores que los que se presentaron en los bosques conservados (en promedio menos de 2 m de distancia) (Tablas 6 y 7).

Tabla 5. Comparación de los valores promedio por hectárea de las variables de estructura de la vegetación registradas en cada tipo de vegetación.

Variable	Tipos de vegetación			
	(Promedio \pm SE)			
	Bosque seco	Bosque subperennifolio	Bosque seco perturbado	Bosque subperennifolio perturbado
DAP (cm)	12.8 \pm 9.5	31.0 \pm 3.34	16.4 \pm 14.89	28.2 \pm 29.78
Altura (m)	5.6 \pm 3.1	8.7 \pm 4.17	4.4 \pm 1.99	6.3 \pm 2.69
Altura de la ramificación principal (m)	2.9 \pm 2.09	4.7 \pm 2.92	1.5 \pm 0.77	2.2 \pm 2.29
Distancia de los árboles al punto central de la parcela (m)	1.1 \pm 0.75	1.6 \pm 1.27	5.0 \pm 3.10	10.5 \pm 21.14
Distancia del árbol más cercano (m)	1.4 \pm 0.67	1.3 \pm 0.84	4.8 \pm 7.92	3.8 \pm 4.98
DAP del árbol más cercano (cm)	11.3 \pm 6.59	19.3 \pm 19.66	14.4 \pm 8.54	16.0 \pm 11.59
Altura del árbol más cercano (m)	5.8 \pm 2.97	6.9 \pm 3.61	4.2 \pm 1.87	5.3 \pm 2.45
Altura de la ramificación principal del árbol cercano (m)	2.3 \pm 0.87	3.8 \pm 2.6	1.6 \pm 1.15	2.1 \pm 2.23

Tabla 6. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para las variables de DAP, altura, altura de la ramificación de los árboles y distancia promedio de los árboles al punto central de la parcela. Bs: Bosque seco conservado, Bsub: Bosque subperennifolio conservado, Bsp: Bosque seco perturbado, Bsubp: Bosque subperennifolio perturbado, ns: no significativo, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

Variable	$H(3,160)$	Q	
DAP	125.2***	Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 9.08^{***}$ Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 7.01^{***}$ Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 0.56$, ns Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 8.51^{***}$ Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 6.44^{***}$ Bsp-Bs: $Q_{0.05,4} = 2.07$, ns	<u>Bs</u> <u>Bsp</u> <u>Bsubp</u> <u>Bsub</u>
Altura	27.2 ***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 10.89^{***}$ Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 7.40^{***}$ Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 4.86^{***}$ Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 6.02^{***}$ Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 2.53$, ns Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 3.48^{***}$	Bsp <u>Bs</u> <u>Bsubp</u> <u>Bsub</u>
Altura de la ramificación principal	160.9 ***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 11.69^{***}$ Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 9.3^{***}$ Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 4.65^{***}$ Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 7.03^{***}$ Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 4.64^{***}$ Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 2.38$, ns	<u>Bsp</u> <u>Bsubp</u> <u>Bs</u> <u>Bsub</u>
Distancia de los árboles al punto central de la parcela	311.2 ***	Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 14.08^{***}$ Bs-Bsub: $Q_{0.05,4} = 11.79^{***}$ Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 1.20$, ns Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 12.88^{***}$ Bsubp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 10.58^{***}$ Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 2.29$, ns	<u>Bs</u> <u>Bsub</u> <u>Bsubp</u> <u>Bsp</u>

Tabla 7. Resultados del análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis y de la prueba de comparación múltiple (Q) entre tipos de vegetación para las variables de DAP, altura, altura de la ramificación y distancia de los árboles más cercanos a los individuos registrados inicialmente. Bs: Bosque seco, Bsub: Bosque subperennifolio, Bsp: Bosque seco perturbado, Bsubp: Bosque subperennifolio perturbado, ns: no significativo, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$.

Variable	$H_{(3,160)}$	Q	
DAP de los árboles cercanos	27.1***	Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 4.77^{***}$	Bs <u>Bsp</u> Bsubp Bsub
		Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 0.95$, ns	
		Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 0.90$, ns	
		Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 3.87^{***}$	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 0.04$, ns	
		Bsp-Bs: $Q_{0.05,4} = 3.82^{***}$	
Altura de los árboles cercanos	59.7***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 7.66^{***}$	Bsp <u>Bsubp</u> Bs Bsub
		Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 3.50^{**}$	
		Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 2.94^*$	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 4.71^{***}$	
		Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 0.56$, ns	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 4.1^{***}$	
Altura de la ramificación de los árboles más cercanos	125.1***	Bsub-Bsp: $Q_{0.05,4} = 10.21^{***}$	<u>Bsp</u> <u>Bsubp</u> Bs Bsub
		Bsub-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 8.10^{***}$	
		Bsub-Bs: $Q_{0.05,4} = 3.69^{**}$	
		Bs-Bsp: $Q_{0.05,4} = 6.51^{***}$	
		Bs-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 4.41^{***}$	
		Bsubp-Bsp: $Q_{0.05,4} = 2.10$, ns	
Distancia de los árboles al árbol más cercano	274.6***	Bsp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 13.64^{***}$	<u>Bsub</u> <u>Bs</u> Bsubp Bsp
		Bsp-Bs: $Q_{0.05,4} = 13.16^{***}$	
		Bsp-Bsubp: $Q_{0.05,4} = 4.12^{***}$	
		Bsubp-Bsub: $Q_{0.05,4} = 9.52^{***}$	
		Bsubp-Bs: $Q_{0.05,4} = 9.03^{***}$	
		Bs-Bsub: $Q_{0.05,4} = 0.48$, ns	

5.7 DISCUSIÓN

Durante el estudio se registraron cuatro de las cinco especies de psitácidos reportadas para el estado de Jalisco (Arizmendi *et al.* 1990), las cuales representan el 44% de las 9 especies de psitácidos que utilizan el bosque tropical seco del oeste de México como hábitat primario (Apéndice 1) (Howell y Webb 1995, Macías Caballero *et al.* 2000). De las cuatro especies registradas, dos son endémicas de México (*Forpus cyanopygius*, *Amazona finschi*), y todas se encuentran clasificadas en alguna categoría de riesgo (Apéndice 1) (NOM-059-ECOL-2001, Macías Caballero *et al.* 2000, IUCN 2003). Por tanto, la costa del estado de Jalisco tiene gran importancia para la conservación de los psitácidos de los bosques tropicales secos, tanto a nivel estatal como nacional.

El perico catarina (*Forpus cyanopygius*), no fue registrado en ninguno de los puntos de conteo realizados durante el estudio, aunque se observaron algunos individuos de esta especie fuera del límite del radio de conteo, dentro del bosque subperennifolio conservado al inicio de la temporada seca. Hasta la fecha existe poca información sobre esta especie, sin embargo, se reporta que suele moverse en parvadas de entre 4 y 30 individuos (Macías Caballero *et al.* 2000), en bosques tropicales secos, bosques de galería, matorrales y zonas abiertas (Ridgely 1981, Forshaw 1989). El perico catarina presenta una coloración poco conspicua (verde limón con cobertoras de las alas en azul; Peterson y Chalif 1994), pero por lo general es muy ruidosa y produce vocalizaciones muy características e inconfundibles (Obs. pers.). Por ello, es probable que la nula detección de *F. cyanopygius* durante el muestro se deba a su baja abundancia y no a errores de muestreo o a la falta de capacidad para poder detectarla. Por otra parte, la especie ha sido observada en años anteriores utilizando los bosques de galería, áreas perturbadas, cercas vivas y sólo en algunas ocasiones dentro del bosque tropical seco (Morales-Pérez 2002), por lo que es probable que este último tipo de vegetación no represente su hábitat primario.

Con relación a las especies de psitácidos que fueron registradas, las diferencias encontradas en su distribución y abundancia indican que los bosques seco y subperennifolio conservados presentan la mayor riqueza y abundancia de este grupo de aves (se registraron a las 4 especies y al 62% de los individuos en estos dos tipos de vegetación), comparado con los bosques seco y subperennifolio perturbados (2 especies y 38% de los individuos). Los resultados de éste trabajo, coinciden con otros estudios que señalan que los psitácidos son menos frecuentes y presentan bajas densidades en sitios con actividades agrícolas o que han sido perturbados (Westcott y Cockburn 1988, Marsden 1992, Lambert 1993, Marsden *et al.* 2000). De la misma forma, se ha reportado que algunas especies de psitácidos están más asociados y presentan mayores densidades en hábitats bien conservados con grandes

extensiones que en hábitats de menores dimensiones (Marsden y Fielding 1999, Marsden *et al.* 2000, 2001, South y Pruett-Jones 2000).

Es probable que las diferencias encontradas en la riqueza y abundancia de psitácidos entre los bosques conservados y perturbados estén relacionadas con las características de la estructura de la vegetación. Algunos estudios han reportado que existe una relación directa entre la composición y heterogeneidad estructural del hábitat y la riqueza, diversidad y abundancia de su avifauna, ya que la estructura vegetal determina la cantidad y distribución de los recursos que utilizan las aves (Nocedal 1984, Wiens y Rotenberry 1981, Wiens *et al.* 1987, Juárez 1998, Loiselle y Blake 1991, Loiselle y Blake 1994, Bierregaard y Stouffer 1997, Villard *et al.* 1999).

Los resultados de este trabajo indican que los bosques seco y subperennifolio conservados presentan una mayor riqueza y heterogeneidad ambiental, ya que registraron una mayor riqueza de especies con recursos alimentarios para los psitácidos (26 y 18 especies respectivamente; ver capítulo 4 de este trabajo) y más del 60% de cobertura en los estratos arbóreo y arbustivo, comparado con los bosques perturbados (menos de 21 especies con recursos alimentarios y en conjunto menos del 38% de cobertura para los estratos arbóreo y arbustivo). Así mismo, los bosques conservados se caracterizaron por presentar una mayor altura promedio en la ramificación principal de los árboles y por una menor distancia entre los árboles que se encuentran en estos sitios. En contraste, los bosques perturbados presentaron mayores porcentajes de áreas descubiertas, menor altura de ramificación de los árboles y mayores distancias entre árboles.

Por otro lado, existen evidencias que señalan que los psitácidos de tamaños grandes suelen estar más asociadas a bosques prístinos de gran biomasa y con árboles grandes, mientras que los psitácidos pequeños suelen tolerar o verse favorecidos con la perturbación de los bosques (Gilardi y Munn 1998, Marsden *et al.* 2000). Los resultados de este trabajo refuerzan las evidencias antes mencionadas, ya que las especies de psitácidos de mayor tamaño que se observaron fueron *Ara militaris* (de 68.5 cm a 76 cm de longitud) y *Amazona oratrix* (de 35.5 cm a 38 cm de longitud), las cuales se registraron exclusivamente en el bosque subperennifolio conservado y seco conservado respectivamente. Las especies de menor tamaño como *Amazona finschi* (de 30.5 cm a 34.5 cm de longitud) y *Aratinga canicularis* (de 23 cm a 25.5 cm de longitud), se registraron en todos los tipos de vegetación, pero presentaron diferencias en su abundancia entre hábitats y entre las distintas temporadas del año. En este caso, *A finschi* (cuyo tamaño es ligeramente menor al de *A oratrix*) predominó en los bosques seco y subperennifolio conservados, mientras que *A canicularis* fue más abundante en los bosques subperennifolio conservado y perturbado.

Igualmente, no sólo se registraron claras diferencias en la abundancia de individuos entre tipos de vegetación, sino también entre las distintas temporadas del año para cada tipo de vegetación. Las

diferencias estacionales en la abundancia registrada entre los bosques subperennifolio, tanto conservado como perturbado, y el bosque seco conservado, pueden estar relacionadas con variaciones estacionales en la productividad de la vegetación, que se reflejan en variaciones en la disponibilidad de recursos alimentarios, debido a la estacionalidad de la precipitación que se presenta en estos ambientes (Janson y Emmons 1990, White 1994). Por ello, la declinación de individuos observada en el bosque seco conservado al final de la temporada de secas, coincide con una drástica declinación en la producción de recursos alimentarios que se presentan en este tipo de bosque durante esta temporada (Bullock y Solís-Magallanes 1990, Renton 2001). Así mismo, la variación estacional en la productividad de la vegetación y disponibilidad de recursos, es menos marcada en los bosques subperennifolio conservado y perturbado; al igual que otros bosques húmedos que presentan una menor variación en la producción de flores y frutos a lo largo del año (Frankie *et al.* 1974, Peres 1994, White 1994). Las fluctuaciones poblacionales de las especies registradas en este tipo de vegetación, probablemente estén determinadas por las variaciones en la disponibilidad de recursos presentes en el hábitat a lo largo del año. De esta forma, en una escala temporal, una disponibilidad de recursos más continua, podría estar favoreciendo una menor fluctuación en la presencia y abundancia de las especies de psitácidos registradas.

Por otra parte, la gran amplitud en la distribución geográfica del bosque tropical seco, así como la variación en las condiciones geomorfológicas en las que se establece, originan una heterogeneidad en su composición florística entre sitios (Trejo 1998), que a su vez da como resultado la creación de parches o áreas que estacionalmente presentan diferentes abundancias y tipos de recursos disponibles (Foster 1980, Gentry 1995, Trejo 1998). En este sentido, *Amazona finschi* es capaz de buscar o detectar fluctuaciones estacionales en la disponibilidad de alimento a través de cambios en la dieta, cambios de uso de hábitat y migración (Renton 1998, 2001, Renton *et al.* 2001). Los resultados del presente trabajo, también sugieren que los psitácidos de la costa de Jalisco alternan el uso de las diferentes tipos del bosque y presentan variaciones estacionales en su abundancia.

En particular, *Amazona finschi* fue registrada en todos los tipos de vegetación; sin embargo, el 93% de los individuos de esta especie fueron observados en los bosques seco y subperennifolio conservados, los cuales presentan un pico en la abundancia de esta especie al inicio de las secas y una declinación marcada al final de esta misma temporada. El incremento en el número de individuos de *A. finschi* al inicio de las secas en los dos tipos de bosque conservado, coincide con la temporada reproductiva de esta especie (febrero a junio; Forshaw 1989, Renton 1998, 2002a, Renton y Salinas Melgoza 1999). Estos bosques representan sitios importantes de forrajeo y anidación para *A. finschi* (Renton 1998, Salinas Melgoza 2003, Sánchez Martínez 2003), por lo que es probable que la especie utilice más intensamente estos sitios durante la época reproductiva al inicio de la secas. En contraste, la

declinación en la abundancia de esta especie al final de la temporada seca, coincide con la declinación de recursos alimenticios para la especie durante esta época en el bosque seco (Renton 2001). Las poblaciones del loro corona lila que se encuentran en la región de Chamela-Cuixmala realizan migraciones estacionales altitudinales al final de la época seca; dicha evidencia concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo, ya que la abundancia del loro corona lila disminuyó drásticamente en todos los tipos de vegetación al final de las secas.

Amazona oratrix se observó exclusivamente en el bosque seco conservado y fue la especie menos abundante (0.7% del total de individuos registrados). Es probable que su baja abundancia se deba al hecho de que el área de estudio representa el límite norte de su distribución y por tanto las poblaciones más grandes de esta especie no se encuentran en Jalisco. Sin embargo, muchos habitantes de las comunidades del área de estudio comentan que hace unas décadas la especie era más frecuente en los bosques secos de la región. Además se reporta que el loro cabeza amarilla ha registrado una disminución severa (31%) de su hábitat a partir de su distribución potencial y ha sido extirpada de algunas regiones de Veracruz, San Luis Potosí, Tamaulipas, Querétaro, Puebla, Jalisco y Chiapas (Macías Caballero *et al.* 2000, Ríos Muñoz 2002).

Así mismo, se reporta que el género *Amazona* está fuertemente asociado con la presencia de árboles grandes en bosques conservados (Marsden *et al.* 2000). Por tanto, las características físicas (tamaño) y las historias de vida de *Amazona oratrix* y *Amazona finschi*, las cuales forrajean y anidan principalmente en árboles altos y maduros del bosque tropical seco (Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998, Renton 2001) y presentan bajo éxito reproductivo; (Enkerlin Hoeflich 1995, Renton 1998, 2002a, 2002c, Renton y Salinas Melgoza 1999a) indican que sus poblaciones pueden declinar fácilmente ante cualquier presión adicional como son la captura ilegal y la perturbación de su hábitat. Por tanto, la captura ilegal para comercio, así como la fragmentación y perturbación del bosque seco y subperennifolio constituyen las principales amenazas a las que se enfrentan estas especies.

Otra de las especies de tamaño grande asociada con un solo tipo de vegetación fue *Ara militaris*, la cual presentó ligeras fluctuaciones en su abundancia dentro del bosque subperennifolio conservado. Sin embargo, no se registraron más de 20 individuos (dentro de los puntos de conteo), en cada uno de los periodos de muestreo. Estos resultados sugieren que la guacamaya verde está fuertemente asociada al bosque subperennifolio conservado e indican que es una especie menos nómada ya que no presentó tanta variación en su abundancia a lo largo del año.

Los resultados de estudios previos (Carreón Arroyo 1997) y el presente, indican que la población de guacamaya verde en la zona de Cajón de Peñas está declinando, y que la especie es muy sensible a la perturbación del hábitat (ya que no se registraron individuos de esta especie en los bosques

perturbados). La combinación de requerimientos específicos de hábitat y un bajo éxito reproductivo de la especie (Carreón Arroyo 1997), junto con la presión del saqueo ilegal y la transformación del hábitat, convierten a *A. militaris* en una especie con alta vulnerabilidad en términos de conservación.

Es evidente que muchas especies de psitácidos están más asociados y presentan mayores densidades en hábitats bien conservados; sin embargo, no todas las especies de psitácidos responden negativamente a las alteraciones del hábitat; de hecho, algunos estudios mencionan que las especies pequeñas son más tolerantes a la perturbación (Thiollay 1992, Marsden 1998, Marsden y Fielding 1999). Los resultados de este trabajo indican que el perico frente naranja (*Aratinga canicularis*), la especie más pequeña que se registró durante el muestreo, es más tolerante a la perturbación de los bosques seco y subperennifolio. *A. canicularis* fue la especie más abundante en el área de estudio, presentando un mayor número de individuos en los bosques subperennifolio conservado y perturbado. Sin embargo, a lo largo del año, esta especie alternó el uso de los diferentes tipos de bosque que se muestrearon (conservados y perturbados) y presentó marcadas variaciones estacionales en su abundancia.

El perico frente naranja presenta características de las especies colonizadoras exitosas, las cuales poseen un amplio rango de distribución, una dieta amplia, un comportamiento gregario y una asociación con los humanos (South y Pruett Jones 2000). Además, esta especie suele moverse localmente en grandes parvadas, sobre todo en hábitats perturbados, característica que coincide con lo reportado para otras especies de psitácidos que presentan un incremento en su comportamiento gregario conforme aumentan las zonas desmontadas (Canon 1984, Gilardi y Munn 1998, South y Pruett Jones 2000). Este cambio de comportamiento grupal, sugiere que el tamaño de parvada puede influir en la tasa a la cual los recursos alimenticios son descubiertos en los ambientes fragmentados, y además permite disminuir el riesgo de depredación al aumentar el número de individuos que vigilan la presencia de posibles depredadores (Westcott y Cockburn 1988, South y Pruett Jones 2000). Por ello, es probable que los cambios en la distribución y abundancia de *A. canicularis* a lo largo del año en el área de estudio, se deban a que la especie es más nómada y flexible, y tiene la capacidad de moverse para buscar y explotar recursos alimentarios disponibles, tanto en bosques conservados donde puede consumir recursos conocidos, como en perturbados donde puede consumir tanto recursos conocidos como alternos o "nuevos" que surgen de la perturbación: cultivos o frutos y semillas de especies colonizadoras.

La información generada en este trabajo indica que en términos cuantitativos, la respuesta de las poblaciones de psitácidos a la perturbación de la vegetación es diferencial y depende de las características ecológicas de cada especie, así como del tipo y grado de perturbación del hábitat. La distribución espacial de los psitácidos estuvo asociada a varios factores (disponibilidad de recursos, requerimientos ecológicos, etc.); sin embargo, para las especies más vulnerables (*Ara militaris*, *Amazona*

oratrix y *Amazona finschi*), el factor más importante fue la existencia de extensiones de bosque seco y subperennifolio bien conservados, que a su vez son los tipos de vegetación más vulnerables en el Neotrópico y en la región.

Las variaciones estacionales observadas en las distintas especies, sobre todo en el caso de *A. finschi*, sugieren que es necesario conservar varios tipos de bosque, tanto a nivel latitudinal como altitudinal, para mantener poblaciones saludables que permitan la sobrevivencia de esta especie en el largo plazo.

Por otra parte, es necesario señalar que a pesar de que los bosques perturbados de la región no representan ambientes adecuados para la mayoría de las especies de psitácidos, son sitios utilizados por algunas especies de psitácidos para explotar recursos alimentarios alternativos (gramíneas y frutales) durante los periodos críticos del año.

Por último, es importante enfatizar que la preservación y posterior regeneración de los bosques perturbados alrededor de las áreas de bosques conservados, pueden representar una de las acciones más importantes que permitan la conservación de las poblaciones de psitácidos en la costa de Jalisco, proceso que además debe tomar en cuenta tanto la forma, extensión y la conectividad de los fragmentos y tipos de bosques presentes en la región.

6. DISPONIBILIDAD DE RECURSOS ALIMENTARIOS

6.1 INTRODUCCIÓN

La conservación de los psitácidos depende no sólo de la protección de los diferentes tipos de vegetación que utilizan, sino también de la conectividad que existe entre estos tipos de vegetación o fragmentos de vegetación (Saunders *et al.* 1991). Entender el impacto que tiene la perturbación de los bosques secos en la presencia y abundancia de este grupo de aves, requiere de información relacionada con los tipos de vegetación y recursos que utiliza durante las diferentes temporadas del año. Sin embargo, hasta la fecha son pocos los estudios que se han realizado sobre la disponibilidad de recursos alimentarios que utilizan los psitácidos (Rowley y Chapman 1991, Galetti 1993, Wermundsen 1997, Renton 1998), a pesar de que existe evidencia acerca de que los cambios en la dieta y los movimientos estacionales de este grupo de aves suelen coincidir con variaciones en la disponibilidad de recursos que consumen (Renton 2001, Symes y Perrin 2003, Naka 2004).

En general, los psitácidos constituyen la biomasa más grande de las aves frugívoras de las copas en los bosques tropicales (Galetti 1993). La mayoría de las especies de psitácidos son principalmente granívoras en la naturaleza, donde las semillas inmaduras forman el principal componente de su dieta (Galetti y Rodrigues 1992, Galetti 1993, Renton 2001, Sánchez Martínez 2003), aunque algunos psitácidos pueden ser más frugívoros (Snyder *et al.* 1987, Wermundson 1997) o consumir una gran proporción de invertebrados y algunas partes de plantas (Forshaw 1989) incluso muchas veces se les observa forrajeando en campos cultivados (Smith y Moore 1991, Bucher 1992). Así mismo, los psitácidos son considerados tanto depredadores de semillas (Janzen 1981, Galetti y Rodrigues 1992, Galetti 1993, Renton 2001) como dispersores de semillas (Fleming *et al.* 1985, Böhning Gaese *et al.* 1999).

Los bosques tropicales secos presentan una gran estacionalidad en la fenología de las especies de árboles de copa, comparado con las especies del sotobosque o de estratos intermedios (Frankie *et al.* 1974, Bullock y Solís-Magallanes 1990, Justiniano y Fredericksena 1999). En las últimas décadas, varios estudios han incorporado información sobre la fenología de la vegetación y su relación con la presencia y abundancia de aves en general (Loiselle 1988, Foster 1990, Loiselle y Blake 1991, Poulin *et al.* 1992, 1994, Herzog y Sedinger 2004, Naka 2004, Kwit *et al.* 2004).

Se ha demostrado que la abundancia de los recursos alimentarios representa uno de los factores más importantes que determinan la composición, abundancia y reproducción de la avifauna en cada tipo de vegetación (Karr *et al.* 1982, Karr y Freemark 1985, Martin 1987, Poulin *et al.* 1992). De hecho, existe evidencia acerca de que las aves nectarívoras, frugívoras y granívoras suelen ser más abundantes en el

momento y en los sitios donde las flores, frutos y semillas son más abundantes (Loiselle 1988, Loiselle y Blake 1991, Poulin *et al.* 1993, Rey 1995, Johnson y Sherry 2001, Renton 2001, Moegenburg y Leveya 2003, Kwit 2004).

La dieta de los psitácidos sugiere que este grupo de aves necesita moverse y ajustarse rápidamente a los cambios que se dan en la disponibilidad de frutos y semillas en los bosques tropicales (Symes y Perrin 2003, Naka 2004), sobre todo en los bosques secos estacionales (Renton 2001) y en los bosques que continuamente son alterados o perturbados. Sin embargo, hasta la fecha son pocos los estudios que han incluido información sobre el tipo de dieta de algunas especies de psitácidos (Forshaw 1989, Rodríguez Estrella *et al.* 1992, Juniper y Parr 1998, Renton 2002c), la estacionalidad en la dieta (Galetti 1993, Wermundsen 1997, Symes y Perrin 2003), así como la relación entre la presencia y abundancia de psitácidos y la disponibilidad de sus recursos (Renton 1998, 2001, Marsden y Pilgrim 2003, Moegenburg y Leveya 2003).

6.1.2 Fenología de los bosques secos y disponibilidad de recursos

El bosque tropical seco es considerado como un ambiente único, caracterizado por su marcada estacionalidad en la precipitación (Bullock y Solís Magallanes 1990, García Oliva *et al.* 2002), la cual determina los patrones fenológicos de las especies de plantas que lo conforman (Rzedowski 1994, Lott *et al.* 1987). Además, el bosque seco resalta también por su elevada diversidad y concentración de especies endémicas, y por la presencia de especies de amplia distribución, con adaptaciones específicas para enfrentar la estacionalidad (Lott *et al.* 1987, Ceballos 1995, Trejo 1998, Ceballos y Miranda 2000).

El bosque seco está formado por un mosaico de comunidades vegetales, entre las que destacan el bosque tropical caducifolio que se extiende por laderas y lomeríos, así como el bosque tropical subcaducifolio, restringido a lo largo de ríos, arroyos y cuencas (Lott 1993, Rzedowski 1994). La estacionalidad del bosque tropical seco se considera como el principal factor que afecta y modifica los patrones fenológicos de las especies que coexisten en este tipo de vegetación (Reich y Borchert 1984, Murali y Sukumar 1994).

Los primeros estudios sobre la estacionalidad en la producción de hojas, flores y frutos en los bosques tropicales secos, fueron impulsados después de que Janzen (1967) resaltó que en este tipo de ambiente se presenta una sincronía en la actividad reproductiva de los árboles, donde la mayoría de las especies florece y fructifica durante la época seca. A partir de este trabajo, se demostró que los bosques secos presentan una marcada estacionalidad en la productividad de la vegetación, en donde por lo general se producen hojas durante la época de lluvias, mientras que las flores y los frutos se producen

durante la época seca (Daubenmire 1972, Frankie *et al.* 1974, Lieberman 1982, Bullock y Solís Magallanes 1990).

Estudios comparativos posteriores entre el bosque tropical seco y el bosque tropical húmedo, también demostraron que estos ambientes presentan una variación estacional en la producción de la vegetación, debido a la estacionalidad de la precipitación (Janson y Emmons 1990, White 1994). Sin embargo, la variación en la productividad de la vegetación es menos marcada en los bosques húmedos estacionales, los cuales presentan picos importantes de fructificación durante el segundo período de sequía, picos menos pronunciados durante la temporada de lluvias y una menor declinación en la producción de flores y frutos durante las secas (Frankie *et al.* 1974, Peres 1994, White 1994).

En las últimas décadas, algunos estudios sugieren que los eventos fenológicos de la vegetación no sólo son afectados por la estacionalidad en la precipitación, sino también por otros factores que pueden ser clasificados como causas próximas y últimas (Reich y Borchert 1984, Borchert 1994, Lobo *et al.* 2003). Entre las causas próximas se menciona a los eventos ambientales a corto plazo, como son las variaciones en la precipitación, la temperatura, el fotoperíodo y la radiación, así como eventos climáticos esporádicos, que afectan los patrones fenológicos de las plantas (Lobo *et al.* 2003). Entre las causas últimas se incluyen factores bióticos, así como procesos evolutivos y filogenéticos, como la filogenia de las especies, sus formas de vida, competencia por polinizadores, competencia por dispersores de semillas y estrategias para evitar la herbivoría, que son las responsables de dichos patrones (Janzen 1967, Kochmer y Handel 1986, Wright y Calderón 1995, Rivera *et al.* 2002, Lobo *et al.* 2003).

En los bosques secos estacionales, la producción de frutos carnosos o dispersados por vertebrados tiende a presentarse durante la temporada de lluvias, mientras que los frutos que son dispersados por viento suelen madurar en la temporada seca (Lieberman 1982, Guevara *et al.* 1992, Poulin *et al.* 1992). De hecho, las especies de árboles dispersadas por viento producen sus frutos de forma sincrónica, de tal forma que dejan satisfechos a los potenciales depredadores de semillas y disminuyen la presión de depredación (Janzen 1969, 1971, Poulin *et al.* 1992).

Por otra parte, la gran amplitud en la distribución geográfica del bosque tropical seco, así como la variación en las condiciones físicas y químicas (geomorfología, tipos de suelo y microclimas) en las que se establece, originan una heterogeneidad en su composición florística entre sitios (Murphy y Lugo 1986, Jaramillo y Sanford 1995, Trejo 1998). La heterogeneidad florística de este tipo de vegetación origina variaciones en la disponibilidad de recursos arbóreos, lo que da como resultado la creación de parches o áreas que estacionalmente presentan diferentes abundancias y tipos de recursos (Foster 1980). Los cambios en la disponibilidad de recursos, son por tanto estacionalmente predecibles, y los animales que coexisten en este tipo de ambientes presentan historias de vida y estrategias específicas como cambios

en la dieta, reproducción estacional, cambio de hábitat, o migración para enfrentar dichas variaciones (Colwell 1974, Karr y Freemark 1985, Fleming 1992, Peres 1994, Ceballos 1995).

6.1.3 Relación de la variación en la disponibilidad de recursos sobre la avifauna

La composición de la avifauna en función de los gremios alimentarios, está relacionada con la estructura y fenología de la vegetación (Nocedal 1984, Bierregaard y Stouffer 1997, Laurance y Bierregaard 1997). De hecho, la composición y complejidad estructural de cualquier hábitat determina la diversidad de recursos potencialmente explotables por las aves (Nocedal 1984, Stotz *et al.* 1996).

En particular, los bosques secos estacionales se caracterizan por su diversidad de especies, complejidad estructural y estacionalidad; características que determinan la presencia de una gran cantidad de especies de plantas que florecen y fructifican de forma alternada durante la época seca y principios de las lluvias (Rzedowski 1994, Bullock y Solis Magallenes 1995). Incluso se reporta que muchas plantas del bosque seco pueden fructificar asincrónicamente y/o de forma continua, por lo que las aves frugívoras pueden beneficiarse de estas estrategias y contar con frutos durante este periodo del año (Berlanga 1991). Sin embargo, las especies que florecen y fructifican, así como la concentración de sus recursos cambian espacialmente a lo largo del tiempo (Trejo 1998). Por el contrario, la dinámica y modificación constante que se presenta en las zonas agrícolas, ocasiona que dichos recursos sean efímeros o inconstantes en el tiempo (Obs. pers.)

La mayoría de los estudios sobre la estacionalidad de la vegetación y su relación con la composición y fenología de la avifauna, sugieren que la abundancia del alimento es el factor más importante que determina su composición, abundancia y reproducción (Karr *et al.* 1982, Karr y Freemark 1985, Martin 1987, Poulin *et al.* 1992). Así mismo, la explotación de recursos y las modificaciones en la dieta de las aves, no sólo depende de la abundancia de los recursos, sino también de los diferentes requerimientos fisiológicos que se dan durante sus ciclos reproductivos y de muda (Martin 1987, Poulin *et al.* 1992, 1994).

En los bosques tropicales, la abundancia y la homogénea distribución espacio-temporal de los insectos, favorece la especialización de nichos territoriales y alimentarios de las especies insectívoras (Martín y Karr 1986, Rappole *et al.* 1993, Poulin *et al.* 1994, Loiselle y Blake 1994). Por el contrario, las variaciones espaciales y temporales en la abundancia de flores y frutos de los bosques tropicales, origina que se presenten pocas oportunidades de especialización de un nicho alimentario y favorece el nomadismo de especies frugívoras y nectarívoras (Karr 1980, Martín y Karr 1986, Wong 1986, Poulin *et al.* 1994).

Algunos estudios sobre las variaciones temporales y espaciales de las aves frugívoras, indican que las variaciones de su abundancia dependen de la disponibilidad de frutos, y que además este grupo de aves son capaces de seguir los cambios espaciales (entre tipos de vegetación, sucesiones, elevaciones) y temporales (estaciones) de estos recursos a lo largo del año (Loiselle y Blake 1991, 1992, 1994, Poulin *et al.* 1992, Rey 1995). De forma similar, las aves granívoras presentan un comportamiento muy parecido a los frugívoros con respecto a la disponibilidad de recursos, siendo incluso más móviles al explotar la producción variable y sincrónica de las semillas, tanto en los bosques tropicales como en los campos de cultivo (Poulin *et al.* 1994, Renton 2001).

Por otra parte, se ha documentado que la mayoría de las especies de aves son capaces de aprovechar los períodos de abundancia de los recursos en el ambiente, dejando temporalmente los recursos que comúnmente consumen para proveerse de alimento a un bajo costo de energía, comportamiento que ha sido denominado como oportunismo en la dieta (Rotenberry 1980, Boag y Grant 1984, Dial y Vaughan 1987 Rappole *et al.* 1993). De hecho, algunas especies especialistas a un tipo de recurso pueden llegar a cambiar su dieta, tal es el caso de algunos colibríes que durante el invierno o la temporada reproductiva se alimentan también de una gran cantidad de insectos (Des Granges y Grant 1980). La misma situación se ha reportado en el bosque seco estacional de Chamela-Cuixmala en Jalisco, para algunas de las especies frugívoras (*Trogon citreolus*) y granívoras (*Cyanocopsa parellina*), que durante la época reproductiva se alimentan principalmente de artrópodos (Lobato 2000, Renton y Vega Rivera 2002).

En particular los psitácidos, como depredadores de semillas, pueden llegar a seguir o buscar recursos alimentarios dependiendo de la abundancia temporal y espacial en la producción de semillas que se presentan en los bosques tropicales (Renton 2001). De hecho, se han reportado variaciones estacionales en la dieta de algunos psitácidos australianos (Saunders 1980, Rowley y Chapman 1991) y neotropicales (Wermundsen 1997, Renton 2001), así como en los pinzones de las Galápagos (Smith *et al.* 1978, Grant y Grant 1980, Schluter 1982a,b, Boag y Grant 1984, Price 1987) y es muy probable que estos cambios se presenten como una respuesta a la heterogeneidad ambiental (Schluter 1981). Por ejemplo, un estudio en los bosques primarios de Manaus Brasil, reporta que los psitácidos *Pionus menstruus* y *Amazona autumnales*, realizan movimientos estacionales que parecen estar relacionados con las variaciones en la disponibilidad local de los recursos (Naka 2004). Del mismo modo, en un estudio realizado por Renton (2002b), a lo largo del río de la Reserva de la Biosfera de Manu en Perú, propone que las variaciones estacionales de la abundancia de tres especies de guacamayas (*Ara ararauna*, *A. chloroptera*, y *A. macao*), pueden estar relacionadas con los cambios que se presentan en la disponibilidad de recursos vegetales entre las distintas áreas de ese bosque tropical.

Así mismo, se ha llegado a considerar que la limitación de recursos, como resultado de la perturbación del hábitat, pueden estar relacionados con los cambios registrados en la abundancia de los psitácidos, sus movimientos migratorios y entre tipos de vegetación (Saunders 1990, Marsden *et al.* 2000, 2001, South y Pruett Jones 200, Marsden y Pilgrim 2003), así como el éxito reproductivo y el crecimiento de los pollos (Saunders 1986, 1990, 1991).

Por lo tanto, generar información sobre la relación de las distintas especies de psitácidos y la disponibilidad de los recursos que consumen, es esencial para determinar los recursos, hábitat y áreas claves o importantes que se requieren mantener si se desea conservar poblaciones saludables de estas especies. En particular, el bosque tropical seco del Pacífico mexicano representa un hábitat y una fuente importante de recursos para nueve de las 21 especies de psitácidos que existen en México (Howell y Webb 1995, Macías Caballero *et al.* 2000). Sin embargo, este tipo de vegetación presenta elevadas tasas de deforestación y perturbación (Maser *et al.* 1996, CONABIO 1999, Trejo y Dirzo 2000), por tanto, se requiere generar información básica de las variaciones en la disponibilidad de recursos en los hábitat fragmentados y conservados, así como la respuesta de las poblaciones de psitácidos a la variabilidad de los recursos en estos dos tipos de ambientes.

6.2 Objetivos

- Determinar si existe una variabilidad espacial y temporal en la disponibilidad de recursos consumidos por los psitácidos (frutos y semillas) en sitios de bosque tropical seco y bosque tropical subperennifolio conservados y perturbados de la costa de Jalisco.
- Determinar la disponibilidad de recursos alimentarios en cada tipo de vegetación para los psitácidos que se distribuyen en el área de estudio.
- Determinar si existe una relación entre la preferencia de hábitat utilizada por los psitácidos y la disponibilidad de recursos alimentarios en cada tipo de vegetación.

6.3 MÉTODOS

6.3.1 Transectos de fenología

Para determinar la variación estacional en la disponibilidad de recursos que consumen los psitácidos se establecieron un total de 32 transectos de fenología, utilizando el método descrito por Chapman *et al.* (1994). Se establecieron 8 transectos de 200 m longitud por 6 m de ancho en cada tipo de vegetación: 1)

bosque tropical caducifolio, 2) bosque tropical subperennifolio, 3) bosque tropical caducifolio perturbado y 4) bosque tropical subperennifolio perturbado.

Cada transecto fue monitoreado trimestralmente durante los cuatro periodos estacionales: 1) inicio de la temporada seca (enero-marzo); 2) final de la temporada seca (abril-junio); 3) inicio de la temporada de lluvias (julio-septiembre); y 4) el final de las lluvias y temporada de transición (octubre-diciembre). Dentro de cada transecto de fenología fueron registradas y cuantificadas todas las especies de árboles de más de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) que presentaron frutos o semillas (Bullock y Solis Magallanes 1990, Chapman *et al.* 1992, 1994). Todas las especies registradas fueron identificadas en campo o por comparación con muestras del herbario en la Estación de Biología de Chamela del Instituto de Biología (UNAM). Los árboles que se encontraron en el borde del transecto, fueron registrados sólo si la mitad de su tronco se encontró dentro del área establecida para cada transecto. Así mismo, se registró el DAP de cada árbol en fructificación como un indicador de la abundancia relativa de frutos (Chapman *et al.* 1992). El DAP de los árboles que presentaron ramificaciones por debajo de la altura del pecho (aproximadamente a 1.3 m de altura) se calculó sumando el DAP de cada uno de sus troncos ramificados. Además se aplicó un rango de abundancia de recursos para cada individuo que se encontró en fructificación (Bullock y Solis Magallanes 1990), con valores absolutos que iban de uno (pocos frutos) hasta cuatro (frutos abundantes) para poder estimar la abundancia de recursos por tipo de vegetación y temporada del año.

6.3.2 Determinación del recurso

Los frutos y semillas de los árboles detectados dentro de los transectos fueron incluidos en el análisis cuando se encontraban en el estado de madurez en el que se reporta que son consumidos por los psitácidos (Tabla 8). Ciertas especies, como *Lonchocarpus* spp., fueron excluidas como potenciales recursos utilizados por los psitácidos, debido al alto nivel de toxicidad de sus semillas (Janzen *et al.* 1990). Otras especies como *Crescentia alata* y *Guazuma ulmifolia* también fueron excluidas, ya que no pueden ser recursos utilizados por los psitácidos debido a su tamaño y a la dureza de su cáscara (Janzen 1982).

En la tabla 8 se enlistan las especies de plantas que han sido reportadas como consumidas por cada una de las especies de psitácidos estudiadas en este trabajo; además, se incluyen otras especies de plantas que por las características morfológicas de sus frutos y semillas, fueron considerados como potenciales recursos alimentarios.

6.3.3 Uso de hábitat

Para determinar la abundancia relativa y uso de hábitat de cada una de las especies de psitácidos, se utilizaron los métodos descritos en la sección 3.3 del capítulo de abundancia de este mismo trabajo.

6.3.4 Análisis

Se realizó un análisis preliminar de los datos utilizando la prueba de Kolmogorov-Smirnov, con la cual se determinó que ninguna de las variables registradas para número de especies, número de individuos, suma del DAP y suma del rango de recursos disponibles por tipo de vegetación y por período presentaban una distribución normal. Por tanto, la variación espacial y estacional en la abundancia de recursos alimenticios para los psitácidos, así como la interacción de estos dos tipos de variaciones fue evaluada mediante un análisis de varianza no paramétrico de dos factores, utilizando bloques ordenados con igual número de réplicas (Zar 1996). Para aplicar esta prueba estadística fue necesario realizar previamente una transformación ordenada ("rank-transformation procedure") a los datos de cada una de las variables registradas (Zar 1996). Posteriormente se aplicó el ajuste de Bonferroni a los valores de significancia de cada prueba estadística, para que la suma de todos los análisis realizados mantuviera una probabilidad de $P < 0.05$ (Zar 1996).

Tabla 8. Relación de especies de plantas consumidas o consideradas como recursos potenciales para las especies de psitácidos.

Familia	Especie	Psitácido	Parte consumida	Fuente
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus gracilis</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros	Renton (obs.per.)
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Renton (obs.per.)
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001, Sánchez 2003
		<i>Amazona oratrix</i>		Renton 2002
		<i>Comocladia engleriana</i>		<i>Amazona finschi</i>
	<i>Mangifera indica</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Peterson 1984, Wermundsen 1997
		<i>Amazona finschi</i>		Recurso potencial
		<i>Amazona oratrix</i>		Juniper y Parr 1999
	<i>Spondias spp.</i>	<i>Aratinga spp.</i>	Frutos	Wermundsen 1997
<i>Spondias purpurea</i>	<i>Amazona finschi</i>	Frutos verdes	Renton 1998, 2001	
	<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial	
	<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial	
Annonaceae	<i>Annona palmeri</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
Araliaceae	<i>Sciadodendron excelsum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
Bombacaceae	<i>Ceiba aesculifolia</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas maduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Pseudobombax ellipticum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas maduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
Burseraceae	<i>Bursera spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos maduros	Hardy 1963, Forshaw 1981, Wermundsen 1997
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
Boraginaceae	<i>Cordia spp</i>	<i>Aratinga spp</i>	Frutos y semillas	Wermundsen 1997
Cactaceae	<i>Nopalea karwinskiana</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros y maduros	Renton (obs.per.)
Capparidaceae	<i>Crataeva tapia</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Renton 2002
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Forchhammeria pallida</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
Caricaceae	<i>Jacaratia mexicana</i>	<i>Amazona finschi</i>	Frutos	Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos maduros	Renton (obs.per.)
		<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)
		<i>Amazona oratrix</i>		Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
Combretaceae	<i>Combretum farinosum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Flores	Hardy 1963, Forshaw 1981, Renton (obs. per.)

Continuación Tabla 8. Relación de especies de plantas consumidas por especie de psitácido.

Familia	Especie	Psitácido	Parte consumida	Fuente
Euphorbiaceae	<i>Adelia oaxacana</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas	Sánchez 2003
	<i>Cnidoscopus spinosus</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Croton pseudoniveus</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Hura polyandra</i>	<i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduro	Forshaw 1989, Renton (obs. per.)
	<i>Celaenodendron mexicanum</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Jatropha malacophylla</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
	<i>Jatropha standleyi</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial		
<i>Sapium pedicellatum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial	
	<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)	
	<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial	
	<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial	
Flacourtiaceae	<i>Casearia spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
Graminae	<i>Oryza sativa</i>	<i>Aratinga spp.</i>	Semillas	Wermundsen 1997
	<i>Sorghum vulgare</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas	Wermundsen 1997, Renton (obs. per.)
	<i>Zea miz</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Peterson 1984, Wermundsen 1997
<i>Amazona oratrix</i>		Juniper y Parr 1998		
Hemandiaceae	<i>Gyrocarpus americanus</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
Leguminosae	<i>Acacia farnesiana</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros y maduros	Renton (obs.per.)
		<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>	Semillas	Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
		<i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
	<i>Albizia spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras y maduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
	<i>Bauhinia unguolata</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
	<i>Caesalpinia eristachys</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Caesalpinia pukchenima</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial
<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001		
<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial		
<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial		
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial	
<i>Erythrina lanata</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001	
<i>Glinicidia sepium</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Flores	Hardy 1963, Forshaw 1981, Wermundsen 1997	
<i>Lysitoma microphyllum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras	Recurso potencial	
	<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001	
	<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial	

Continuación Tabla 8. Relación de especies de plantas consumidas por especie de psitácido.

Familia	Especie	Psitácido	Parte consumida	Fuente
Leguminosae	<i>Pithecolobium dulce</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas y frutos	Renton (obs.per.)
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Pithecolobium lanceolatum</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
	<i>Pithecolobium flexicaule</i>	<i>Amazona oratrix</i>	Frutos	Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
	<i>Tamarindus indica</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos maduros	Recurso potencial
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas maduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Melia azedarach</i>	<i>Ara militaris</i>	Frutos	Forshaw 1989
	<i>Trichilia trifolia</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros	Renton (obs.per.)
Mirtaceae	<i>Psidium sartorinum</i>	<i>Aratinga canicularis</i> <i>Amazona finschi</i> <i>Amazona oratrix</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial
Mirtaceae	<i>Psidium guajava</i>	<i>Aratinga canicularis</i> <i>Amazona finschi</i> <i>Amazona oratrix</i> <i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduros	Recurso potencial
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Hardy 1963, Forshaw 1981
		<i>Amazona finschi</i>	Semillas y frutos	Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>	Frutos inmaduros y maduros	Renton (obs.per.)
		<i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduros y maduros	Renton (obs.per.)
	<i>Ficus spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos	Hardy 1963, Forshaw 1981, Wemundsen 1997
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998, 2001
<i>Amazona oratrix</i>		Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998, Renton 2002		
	<i>Ara militaris</i>	Forshaw 1989		
Musaceae	<i>Musa spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i> <i>Amazona oratrix</i>	Frutos	Peterson 1984 Juniper y Parr 1998
Nyctagynaceae	<i>Guapira spp.</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
Palmae	<i>Orbygnia cohune</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas	Peterson 1984
		<i>Amazona finschi</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona oratrix</i>		
		<i>Ara militaris</i>		
	<i>Orbygnia guacoyula</i>	<i>Ara militaris</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
Rutaceae	<i>Esenebeckia nesiotica</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
	<i>Citrus spp.</i>	<i>Aratinga spp.</i>	Frutos y semillas	Wemundsen 1997
Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Frutos inmaduros y maduros	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton 1998
		<i>Amazona oratrix</i>		Recurso potencial
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
Sapotaceae	<i>Sideroxylon capri</i>	<i>Amazona finschi</i>	Semillas inmaduras	Renton 1998, 2001
		<i>Amazona oratrix</i>		Renton 2002
		<i>Ara militaris</i>		Recurso potencial
	<i>Bumelia laetivirens</i>	<i>Amazona oratrix</i>	Frutos	Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Amazona oratrix</i>	Frutos	Forshaw 1989, Juniper y Parr 1998
Theophrastaceae	<i>Jacquinia pungens</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas maduras	Recurso potencial
		<i>Amazona finschi</i>		Renton (obs.per.)
Tiliaceae	<i>Heliconia pallidus</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	Semillas inmaduras y maduras	Renton (obs.per.)
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	<i>Aratinga spp.</i>	Frutos	Wemundsen 1997

6.4 RESULTADOS

6.4.1 Resultados generales

Dentro de los transectos de fenología se registraron en total 585 árboles, pertenecientes a 46 especies y 22 familias (Tabla 9). El mayor número de especies y el mayor rango de abundancia de recursos alimentarios se presentó en los bosques conservados, en el bosque seco (26 especies y un valor de 692 como suma total de rango de abundancia) y subperennifolio (18 especies y 413 como suma total de rango de abundancia) (Tabla 9). De hecho, el 35% de las especies (16 especies) que presentan recursos alimentarios para los psitácidos, se registró exclusivamente dentro de los bosques seco y subperennifolio conservados (Tabla 9).

El mayor número de árboles con recursos se registró en el bosque seco conservado (202 individuos), seguido por el bosque subperennifolio perturbado (171 individuos) y subperennifolio conservado (139 individuos). El bosque seco perturbado presentó la menor riqueza, abundancia de individuos y rango de recursos (Tabla 9).

De las 26 especies de árboles con recursos registradas en el bosque seco conservado, 10 especies fueron observadas exclusivamente en este tipo de vegetación (*Astronium graveolens*, *Sciadodendron excelsum*, *Celeanodendron mexicanum*, *Nopalea karwinskiana*, *Forchhammeria pallida*, *Casearia tremula*, *Guarea glabra*, *Guapira macrocarpa*, *Gyrocarpus americanus* y *Thouinidium decandrum*) y dos se comparten sólo con el bosque subperennifolio conservado (*Trichilia trifolia* y *Croton pseudoniveus*) (Tabla 9). En este último tipo de bosque se registró a *Annona palmeri*, *Crataevia tapia*, *Bauhinia unguolata*, *Ficus insípida* y *Sideroxylon capiri* como especies con recursos exclusivas de este tipo de vegetación.

Se registraron frutos de *Mangifera indica*, *Albizia spp.*, *Psidium guajava* y *Tamarindus indica* exclusivamente en el bosque seco perturbado; mientras que sólo en el bosque subperennifolio perturbado se observaron frutos de *Jacaratia mexicana* y *Achatocarpus gracilis*. Únicamente en los dos tipos de bosque perturbado se registraron frutos de *Pithecellobium dulce* y *Acacia farnesiana*.

Tabla 9. Familias y especies de árboles registradas en los transectos de fenología por tipo de vegetación.

Familia	No. Especie	Bosque seco	Bosque subperennifolio	B. seco perturbado	B. subperennifolio perturbado
Achatocarpaceae	<i>Achatocarpus gracilis</i>				X
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	X			
Anacardiaceae	<i>Manguifera indica</i>			X	
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	X		X	X
Annonaceae	<i>Annona palmeri</i>		X		
Araliaceae	<i>Sciadodendron excelsum</i>	X			
Burseraceae	<i>Bursera arborea</i>	X	X		X
Burseraceae	<i>Bursera spp.</i>		X		X
Cactaceae	<i>Nopalea karwinskiana</i>	X			
Capparidaceae	<i>Crataevia tapia</i>		X		
Capparidaceae	<i>Forchhammeria pallida</i>	X			
Caricaceae	<i>Jacaratia mexicana</i>				X
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	X			X
Euphorbiaceae	<i>Celeanodendron mexicanum</i>	X			
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscylus spinosus</i>	X		X	
Euphorbiaceae	<i>Croton pseudoniveus</i>	X	X		
Euphorbiaceae	<i>Hura polyandra</i>		X		X
Euphorbiaceae	<i>Jatropha standleyi</i>	X		X	
Euphorbiaceae	<i>Sapium pedicellatum</i>	X	X		X
Flacourtiaceae	<i>Casearia arguta/aculeata</i>	X		X	X
Flacourtiaceae	<i>Casearia tremula</i>	X			
Hamandiaceae	<i>Gyrocarpus americanus</i>	X			
Leguminosae	<i>Acacia farnesiana</i>			X	X
Leguminosae	<i>Albizia spp.</i>			X	
Leguminosae	<i>Bauhinia unguolata</i>		X		
Leguminosae	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	X		X	
Leguminosae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>		X		X
Leguminosae	<i>Lysitoma microphyllum</i>	X		X	X
Leguminosae	<i>Pithecolobium dulce</i>			X	X
Leguminosae	sp.1			X	
Leguminosae	<i>Tamarindus indica</i>			X	
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i>	X			
Meliaceae	<i>Trichilia trifolia</i>	X	X		
Mirtaceae	<i>Psidium sartorianum</i>		X		X
Mirtaceae	<i>Psidium guajava</i>			X	
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	X	X		X
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	X	X		X
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>		X		
Moraceae	<i>Ficus spp.</i>	X	X	X	X
Nyctagynaceae	<i>Guapira macrocarpa</i>	X			
Palmae	<i>Orbygnea cohune</i>		X		X
Palmae	<i>Orbygnea guacoyula</i>		X		X
Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i>	X			
Sapotaceae	<i>Sideroxylon capiri</i>		X		
Theophrastaceae	<i>Jacquinia pungens</i>	X			X
Tiliaceae	<i>Heliocarpus pallidus</i>	X		X	X
No. total de especies		26	18	15	21
No. total de individuos		202	139	74	171
Suma total del DAP		3662	5794.08	3083	6387.3
Suma total del rango de recursos		692	413	274	473

6.4.2 Variación temporal y espacial en la disponibilidad de recursos alimentarios

El análisis de varianza no paramétrico de dos factores, demostró una variación significativa en la disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos entre los diferentes tipos de vegetación y períodos del año (Tabla 10). Además, la variación en el número de individuos y la suma del rango de abundancia de recursos, demostró una interacción significativa entre las temporadas y los tipos de vegetación (Tabla 10).

La disponibilidad de recursos alimentarios en cuanto a número de árboles y suma del rango de recursos fue mayor en el bosque seco al inicio de las lluvias y posteriormente declinó durante las secas, mientras que en los bosques subperennifolios fue menor al inicio de las lluvias y se incrementó al inicio de las secas.

Tabla 10. Análisis de varianza no paramétrico de dos factores sobre la disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos por tipo de vegetación y temporadas del año.

Variable	Factor	df	F	P
Número de especies	Vegetación	3, 112	11.53	< 0.001*
	Período	3, 112	2.71	< 0.05
	Vegetación*Período	9, 112	1.14	n.s.
Número de individuos	Vegetación	3, 112	8.58	< 0.001*
	Período	3, 112	5.21	< 0.005*
	Vegetación*Período	9, 112	2.77	< 0.005*
Suma del DAP	Vegetación	3, 112	4.75	< 0.005*
	Período	3, 112	3.56	< 0.01*
	Vegetación*Período	9, 112	1.63	n.s.
Suma del rango de abundancia de recursos	Vegetación	3, 112	7.69	< 0.001*
	Período	3, 112	4.20	< 0.01*
	Vegetación*Período	9, 112	2.85	< 0.005*

* Significativo después del ajuste de Bonferroni a $P < 0.01$

En general, la abundancia de recursos registrada periódicamente dentro de los transectos de fenología, presentaron una fuerte declinación al final de la temporada seca (abril-mayo), tanto para el número de árboles, suma del DAP, y la suma del rango de abundancia de los recursos (Figura 9). Los picos máximos de abundancia de recursos se presentaron en la temporada de transición, después de las lluvias (noviembre-diciembre), y el inicio de la temporada seca (febrero-marzo) (Figura 9), principalmente debido a la fructificación de *Brosimum alicastrum*, *Hura polyandra*, *Bursera spp.* *Bursera arborea*, *Hefiocarpus pallidus*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Ficus cotinifolia* y *Spondias purpurea*.

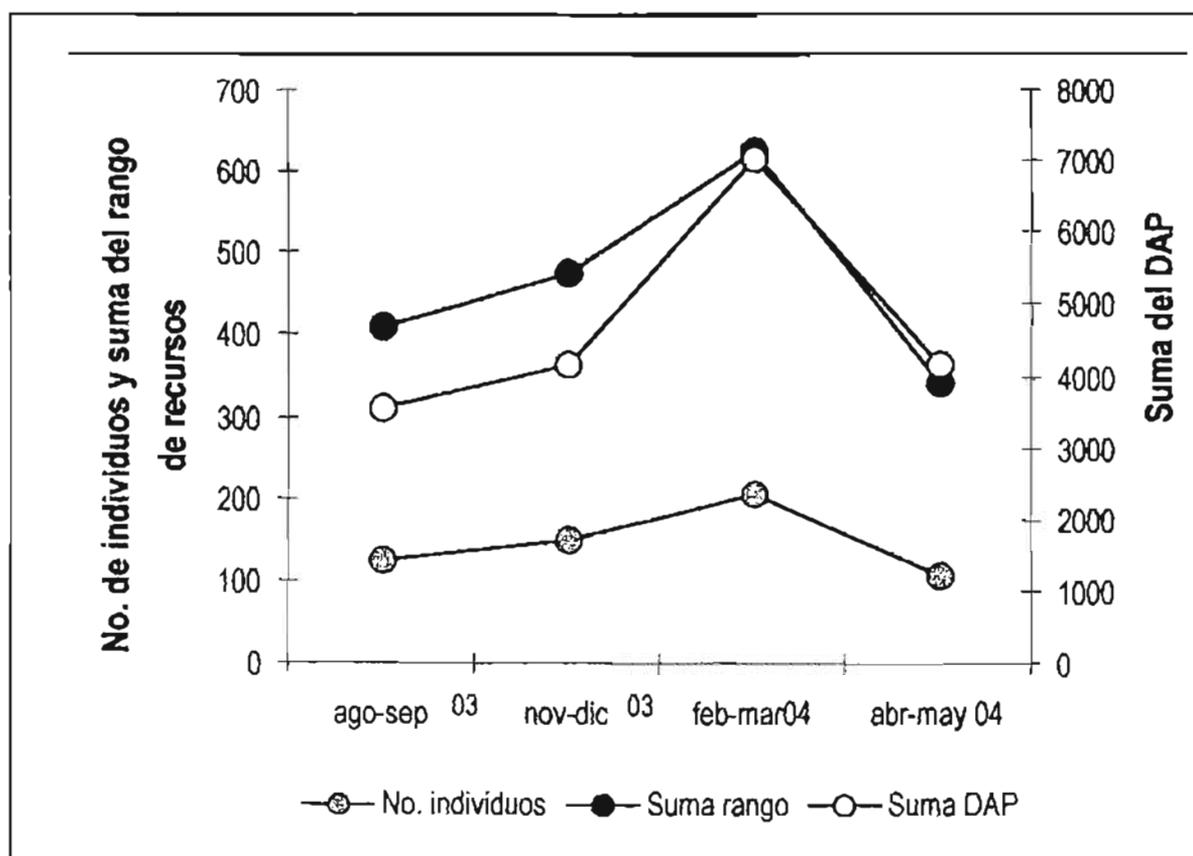


Figura 9. Patrón temporal de la disponibilidad de recursos, tanto en el número de árboles con recursos, la suma del rango de recursos alimentarios y suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles. (Datos de agosto del 2003 a Mayo del 2004).

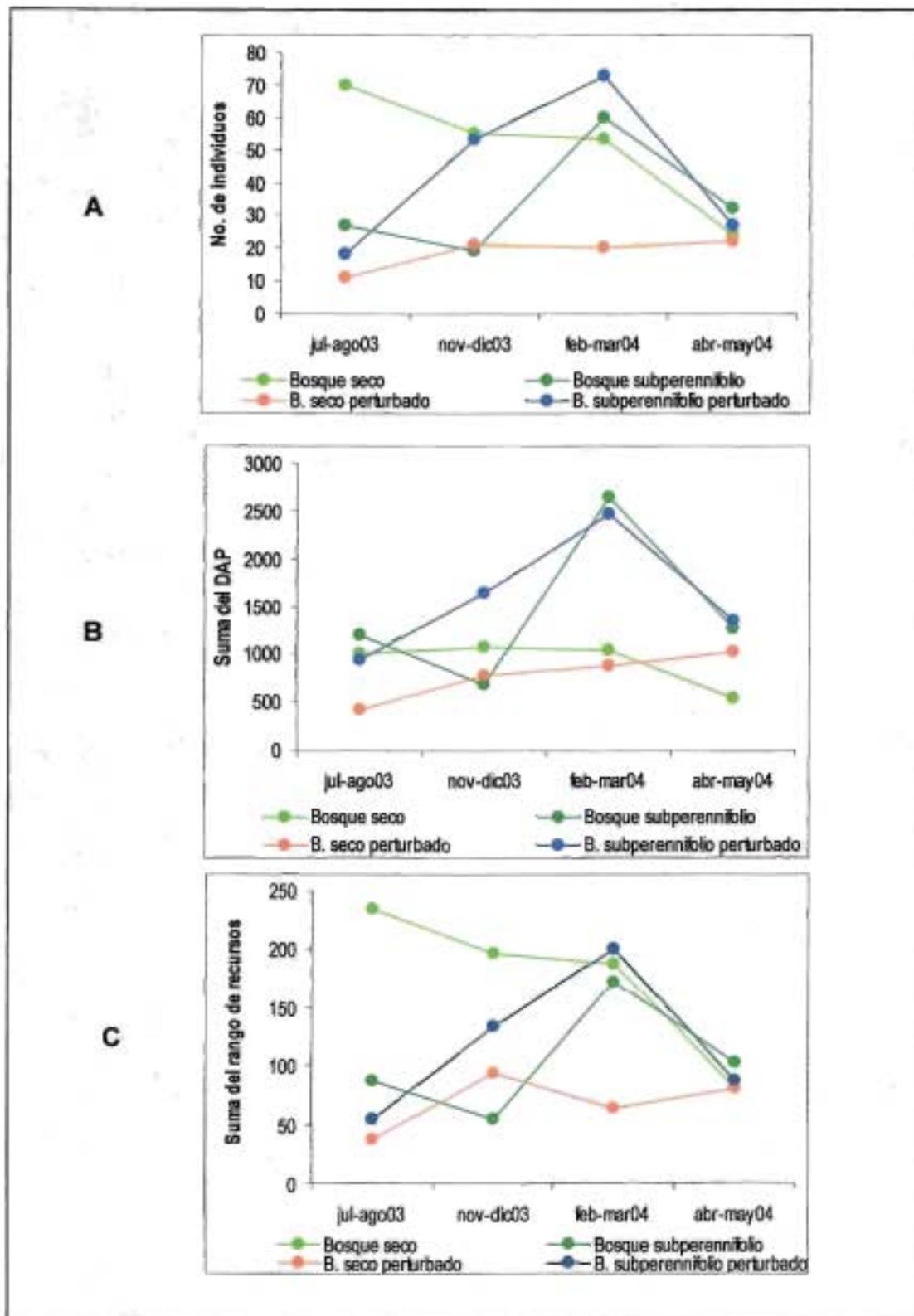


Figura 10. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos en cada tipo de vegetación. A: Número de árboles en fructificación, B: Suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles, C: Suma del rango de abundancia de frutos/semillas.

6.4.3. Disponibilidad de recursos en el bosque seco conservado

El bosque seco conservado registró el 37.3% del total de recursos alimentarios para psitácidos observados durante todo el estudio. La mayor disponibilidad de recursos en el bosque seco conservado se presentó a principios de la temporada de lluvias (julio-agosto) y posteriormente fue declinando a lo largo del año, hasta alcanzar el punto más crítico al final de la temporada seca (abril-mayo) (Figura 10).

Entre las especies más abundantes y que concentraron en conjunto más del 77% de los recursos dentro de este tipo de vegetación se encuentran: *Heliocarpus pallidus*, *Cnidosculus spinosus*, *Jacquinia pungens*, *Spondias purpurea*, *Cochlospermum vitifolium*, *Celeanodendron mexicanum*, *Guarea glabra*, y *Astronium graveolens* (Figura 11 y 12). La mayoría de los recursos dentro de este tipo de bosque los presentó *Heliocarpus pallidus* (con 37% de los recursos) (Figura 11), que fructificó entre la temporada de transición y el inicio de las secas (noviembre del 2003 – marzo del 2004) (Figura 12), sin embargo las semillas de esta especie sólo son consumidas por *Aratinga canicularis* (Tabla 8).

El pico de recursos disponibles que se presentó durante las lluvias en este tipo de vegetación (Figura 10), se debió principalmente a la fructificación de *Cnidosculus spinosus*, *Sapium pedicellatum*, *Guarea glabra*, *Celeanodendron mexicanum*, *Casearia arguta* y *Casearia trémula* (Figura 11). Estas especies concentraron en conjunto el 81.2% de los recursos disponibles en el bosque seco durante las lluvias, destacando *Cnidosculus spinosus*, con el mayor número de individuos (32) y suma de rango de recursos (101).

Entre la temporada de transición (noviembre-diciembre) y de secas (febrero-mayo), disminuyó gradualmente la disponibilidad de recursos dentro del bosque seco, destacando *Heliocarpus pallidus*, *Celeanodendron mexicanum* y *Guarea glabra* (concentrando en conjunto el 80% de los recursos) durante la transición (Figura 12), y *H. pallidus*, *Jacquinia pungens*, *Cochlospermum vitifolium* y *Spondias purpurea* (concentrando en conjunto el 80% de los recursos) a lo largo de las secas (Figura 12).

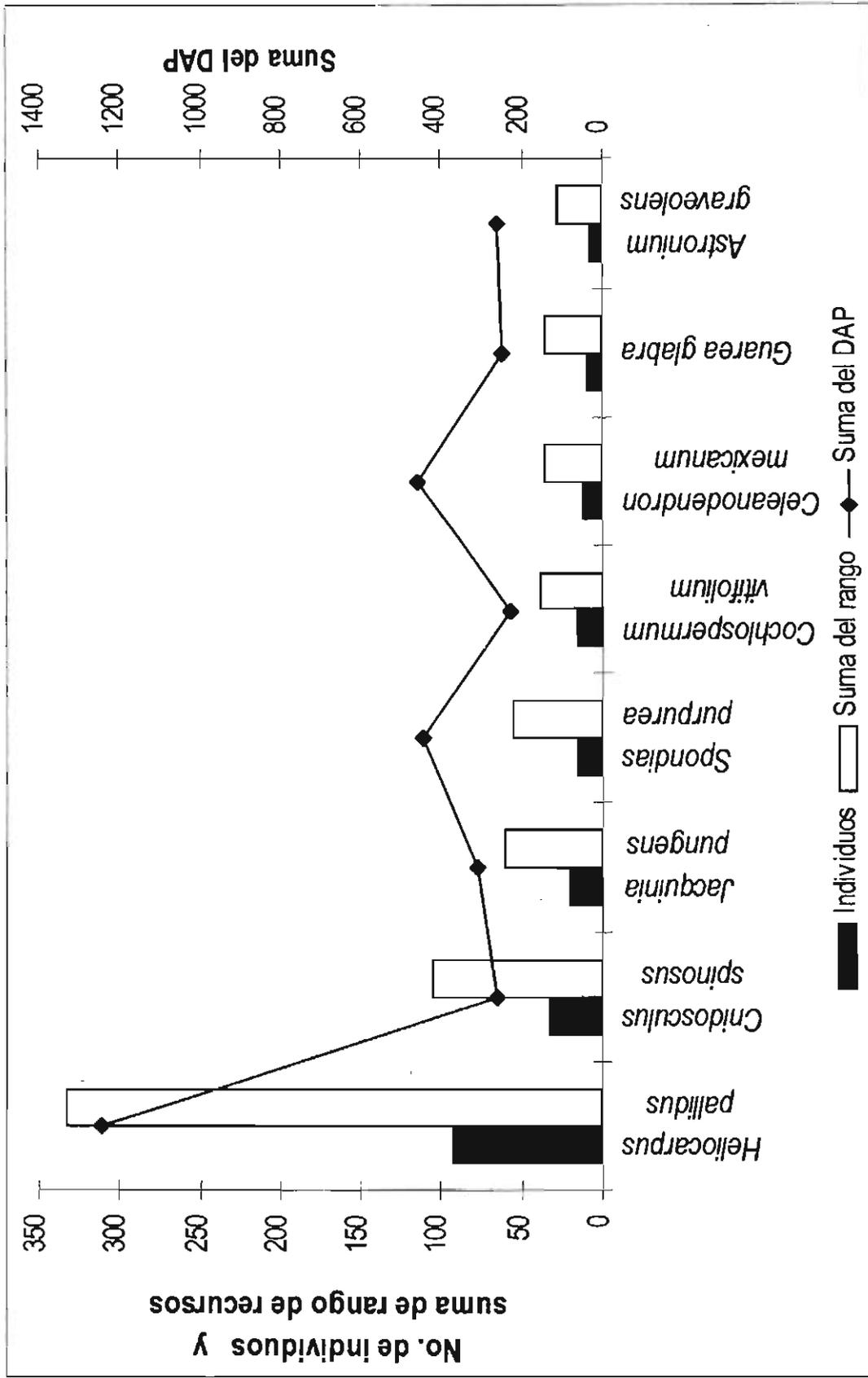
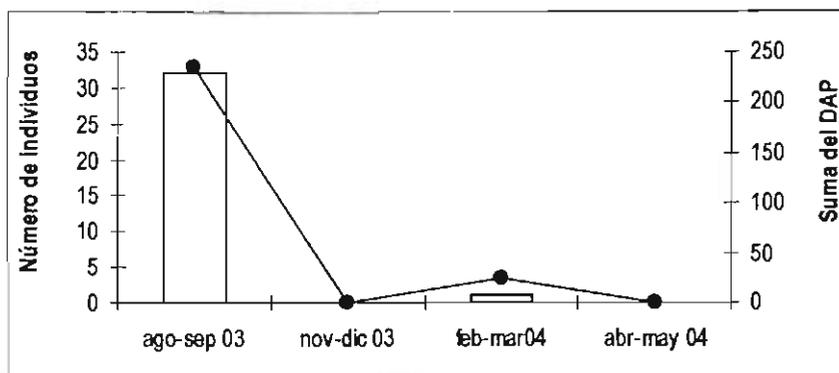
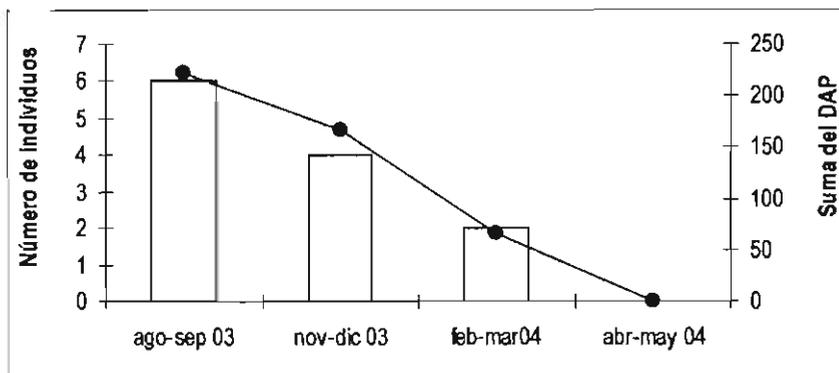


Figura 11. Número total de individuos, suma total de rango de abundancia de recursos y suma total del DAP de las especies que presentaron más del 3% de los recursos disponibles en el bosque seco conservado.

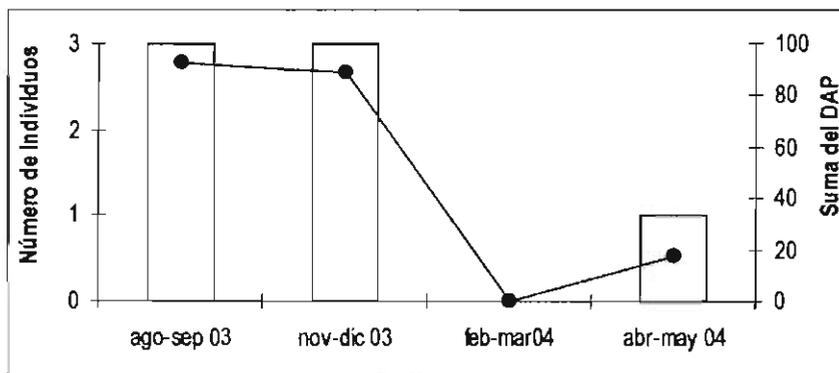
Cnidosculus spinosus



Celeanodendron mexicanum



Guarea glabra



Heliocarpus pallidus

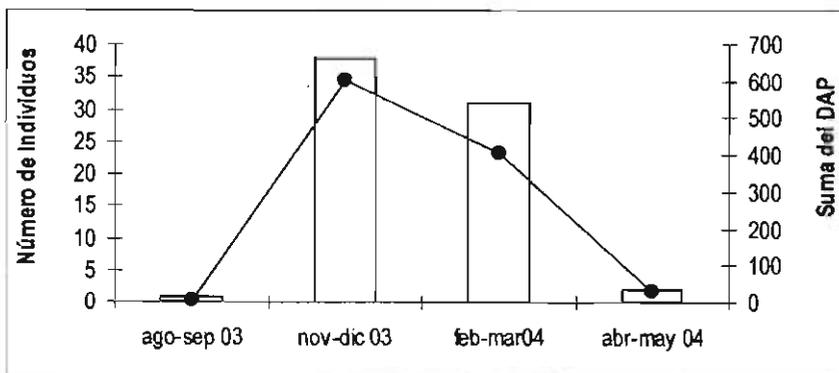
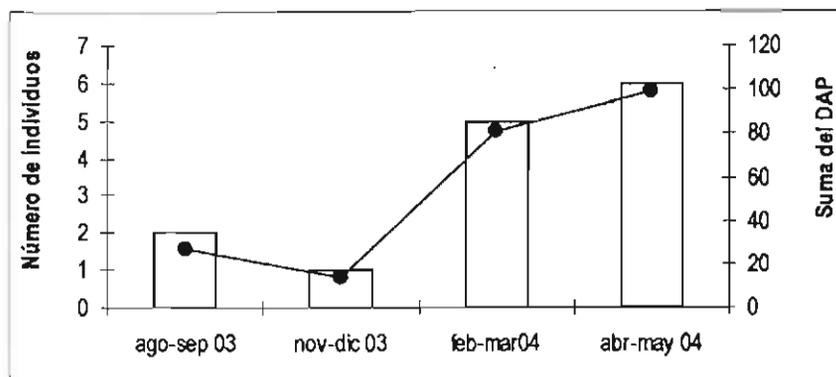
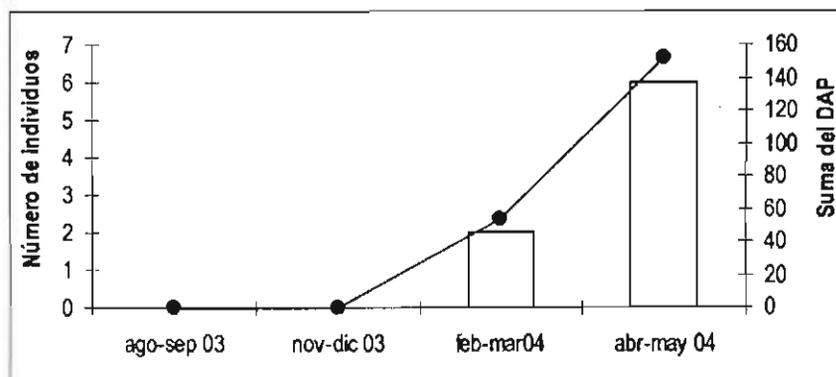


Figura 12. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco conservado.

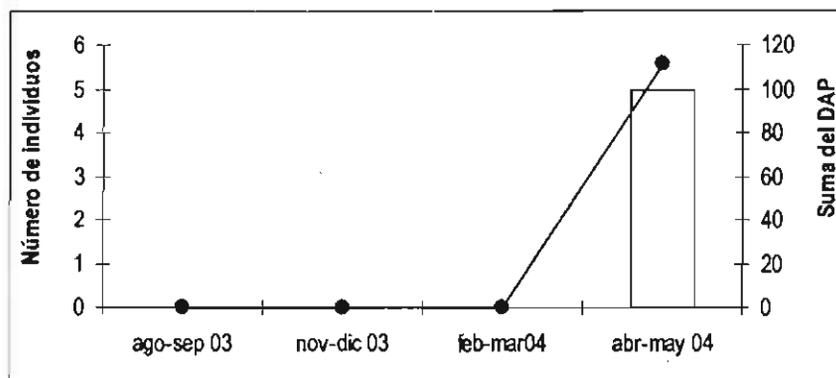
Jacquinia pungens



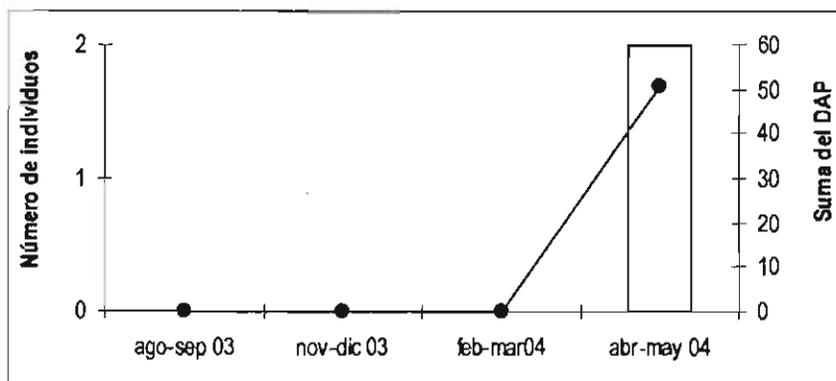
Spondias purpurea



Cochlospermum vitifolium



Astronium graveolens



Cont. figura 12. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco conservado.

6.4.4 Disponibilidad de recursos en el bosque subperennifolio conservado

En el bosque subperennifolio conservado se registró el 23% del total de recursos alimentarios observados durante todo el estudio. En este tipo de bosque, se presentó la mayor disponibilidad de recursos a principios de la temporada seca, entre febrero y marzo, mientras que la menor abundancia de recursos se registró entre la temporada de lluvias (julio-agosto) y la de transición (noviembre-diciembre), alcanzando el valor más bajo de esta variable en este último período del año (Figura 10).

Nueve especies de árboles concentraron en conjunto el 90% de los recursos disponibles que se registraron durante todo el año de muestreo en este tipo de vegetación: *Bursera simaruba*, *Brosimum alicastrum*, *Hura polyandra*, *Annona palmeri*, *Ficus cotinifolia*, *Orbygnea cohune*, *O. guacoyula*, *Acacia farnesiana* y *Ficus spp.* (Figura 13). Entre estas especies destacan por su abundancia y suma de recursos disponibles *Bursera simaruba* (con 37% del total de recursos dentro de este tipo de vegetación), *Brosimum alicastrum* (19%) y *Hura polyandra* (16%) (Figura 13). Cabe destacar que los frutos de *Hura polyandra* sólo son consumidos por *Ara militaris*.

En cada temporada del año, más del 75% de los recursos disponibles se distribuyó solo entre cinco diferentes especies de árboles (Figura 14). Durante las lluvias destaca *Bursera simaruba*, *Orbygnea cohune*, *Hura polyandra*, *Ficus cotinifolia* y *Psidium sartorianum*. En la temporada de transición, el 93% de los recursos disponibles fueron nuevamente frutos de *Hura polyandra*, *Bursera simaruba* y *Ficus cotinifolia*, además de frutos de *Orbygnea guacoyula*. Las especies que fructificaron al inicio de la temporada seca y que produjeron el mayor pico de recursos disponibles en este tipo de vegetación fueron *Brosimum alicastrum*, *Bursera simaruba*, *Hura polyandra*, *Annona palmeri* y *Ficus cotinifolia*; mientras que al final de la secas destacaron las tres primeras especies mencionadas en la temporada anterior, además de *Orbygnea cohune*.

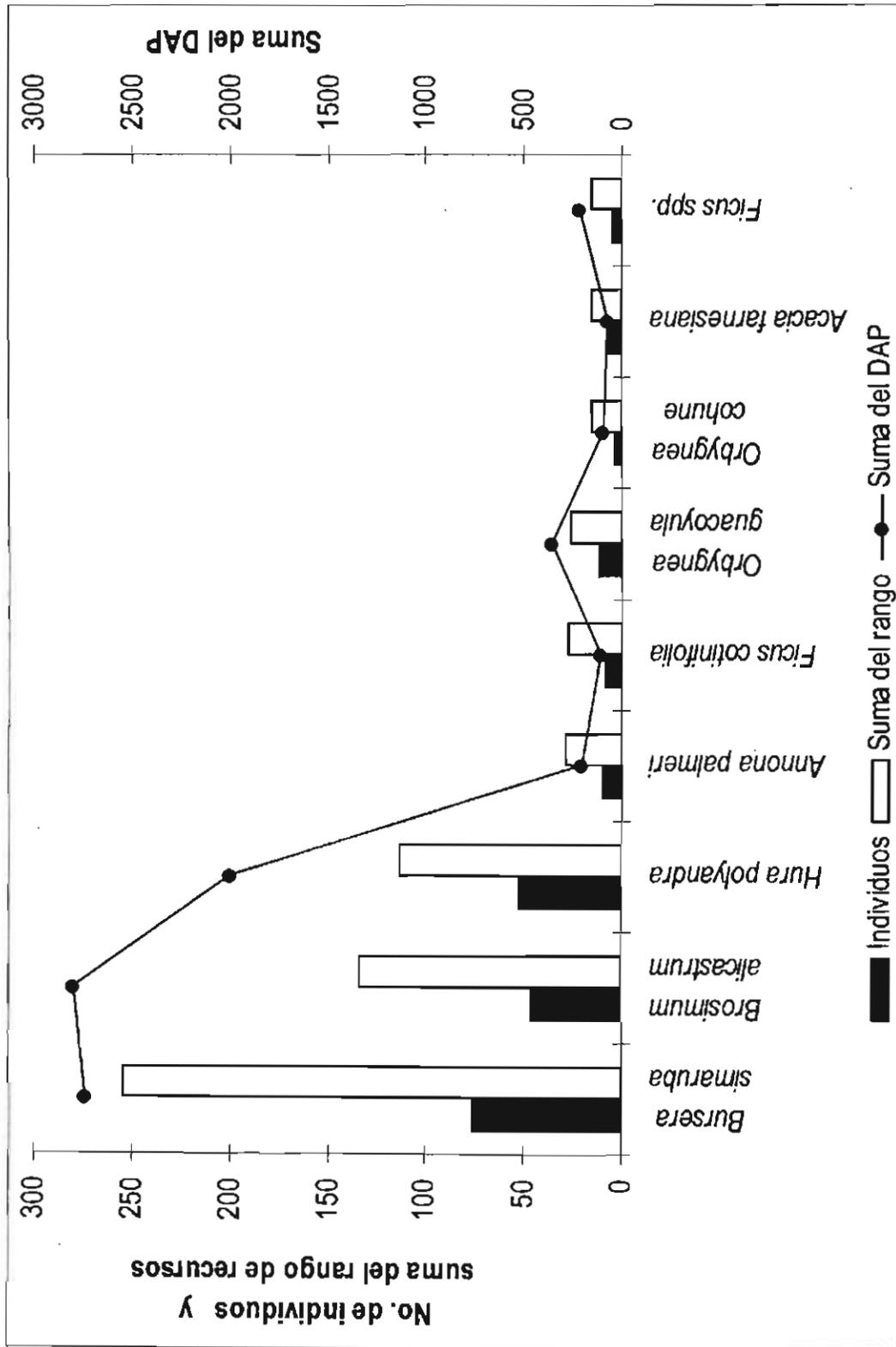
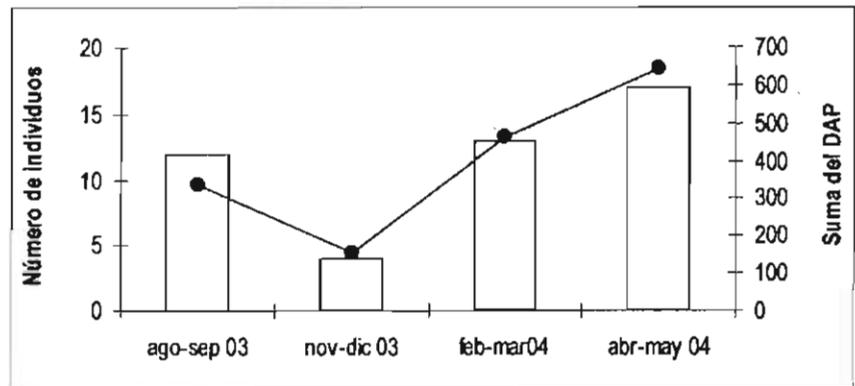
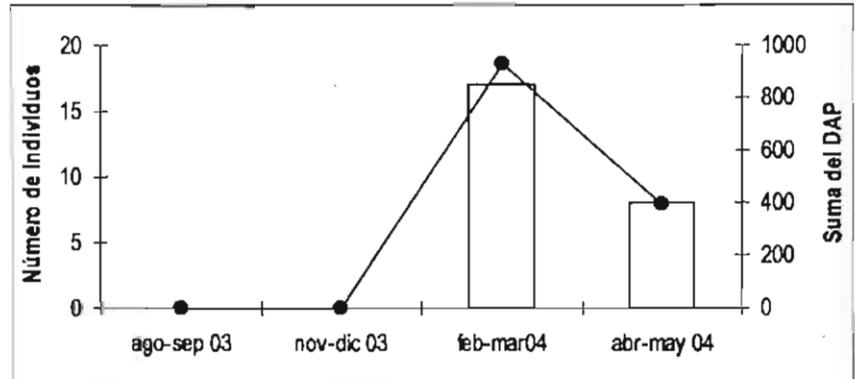


Figura 13. Número total de individuos, suma total de rango de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque subperennifolio conservado.

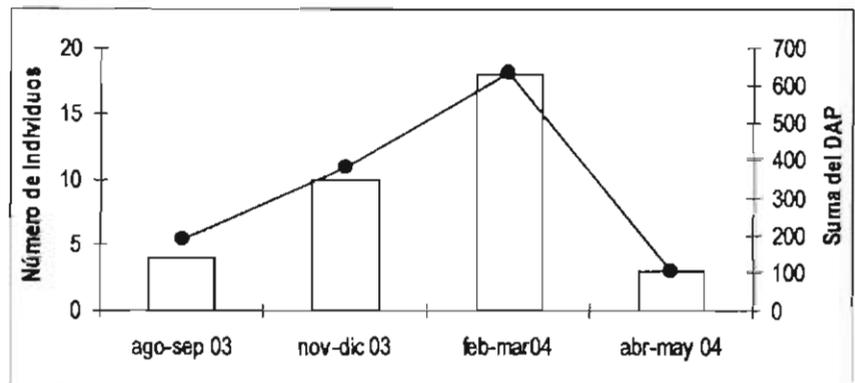
Bursera simaruba



Brosimum alicastrum



Hura polyandra



Orbygenia cohune

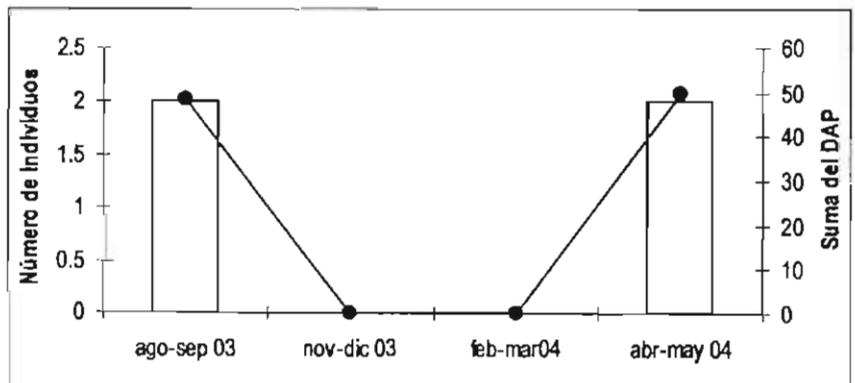
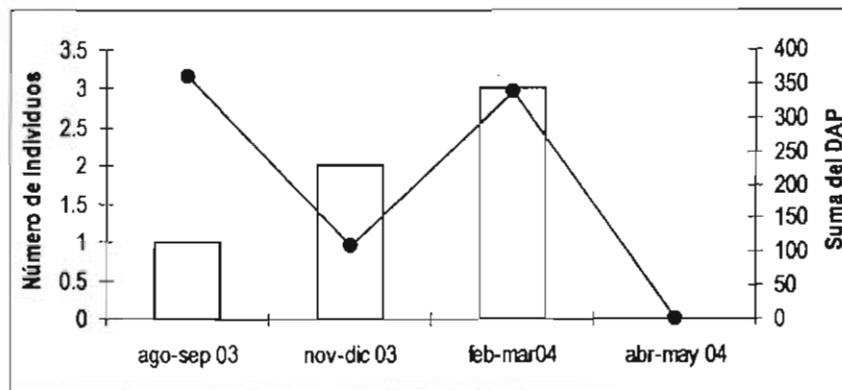
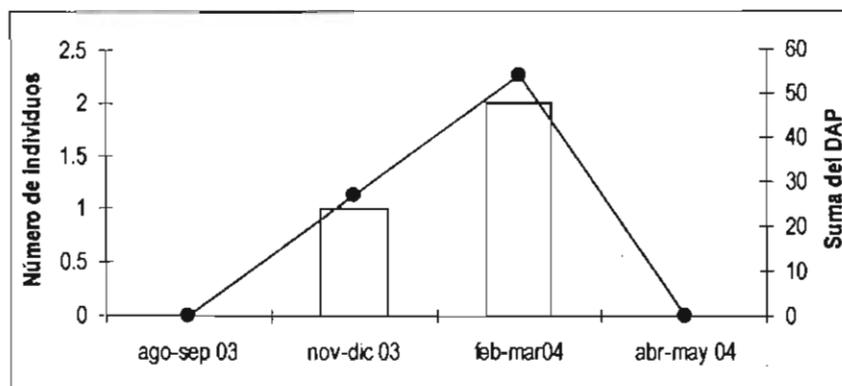


Figura 14. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio conservado.

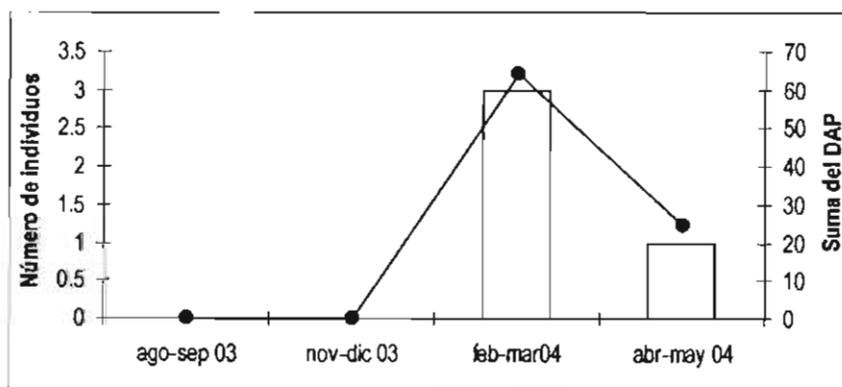
Ficus cotinifolia



Orbygnea guacoyula



Annona palmeri



Cont. figura 14. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio conservado.

6.4.5 Disponibilidad de recursos en el bosque subperennifolio perturbado

En el bosque subperennifolio perturbado se registró el 25.5% del total de recursos observados durante todo el estudio. El bosque subperennifolio perturbado registró periódicamente un aumento en la disponibilidad de recursos entre la temporada de lluvias y el inicio de las secas (julio a febrero), alcanzando el mayor pico de recursos al inicio de las secas (febrero-marzo) comparado con los otros tres tipos de bosque (Figura 10). Posteriormente se presenta una declinación considerable al final de las secas (abril-mayo) (Figura 10).

El 80% de los recursos disponibles durante el año en este tipo de vegetación se concentró en ocho especies, las cuales son *Hura polyandra*, *Pithecellobium dulce*, *Heliocarpus pallidus*, *Ficus spp.*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Bursera arborea*, *Brosimum alicastrum* y *Lysiloma microphyllum* (Figura 15 y 16). Entre estas especies destacan por su abundancia y suma de recursos disponibles *Hura polyandra* (con 29% del total de recursos dentro de este tipo de vegetación), *Pithecellobium dulce* (18%) y *Ficus spp.* (15%) (Figura 15).

Durante las lluvias, el 98% de los recursos disponibles correspondieron a frutos de *Sapium pedicellatum*, *Ficus spp.*, *Bursera spp.*, *Casearia arguta* y *Achatocarpus gracilis*. En la temporada de transición destacaron *Lysiloma microphyllum*, *Hura polyandra*, *Heliocarpus pallidus*, *Psidium pedicellatum* y *Acacia farnesiana* con el 93% de los recursos disponibles en esta temporada.

El pico de recursos que se presenta al inicio de las secas en este tipo de bosque, se debe nuevamente a la fructificación de *Hura polyandra*, *Acacia farnesiana*, *Heliocarpus pallidus*, además de *Enterolobium cyclocarpum* y *Brosimum alicastrum*. Al final de las secas, fructificaron principalmente árboles de *Pithecellobium dulce*, *Spondias purpurea*, *Bursera spp.*, y *Jacaratia mexicana*.

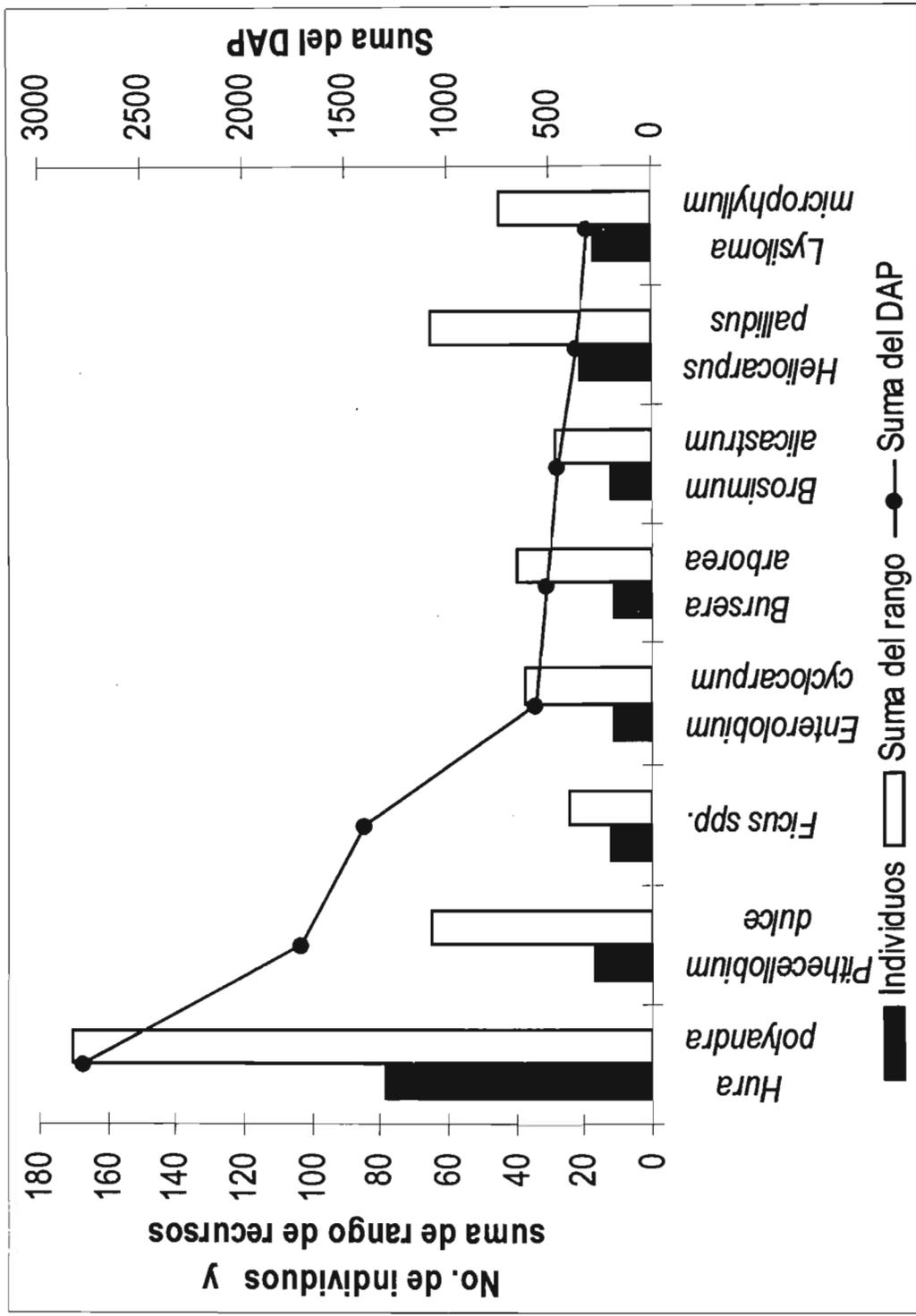
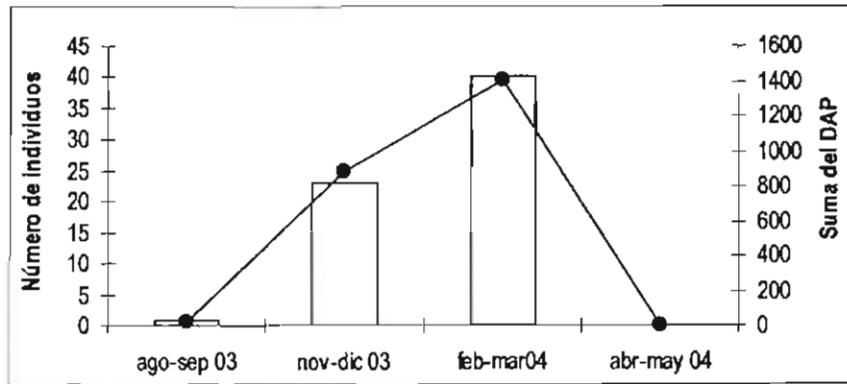
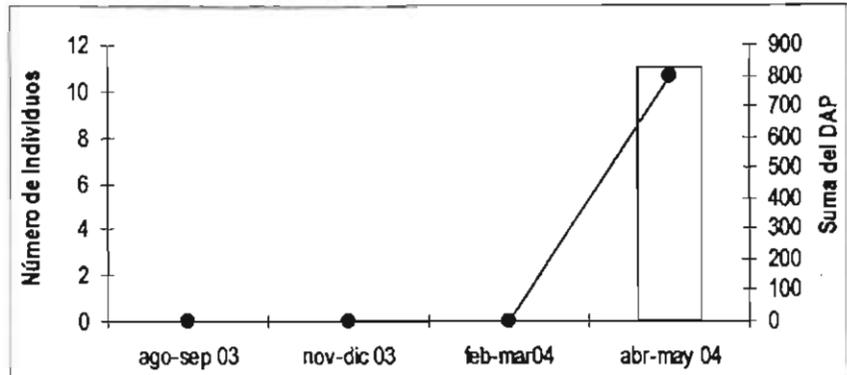


Figura 15. Número total de individuos, suma total de rango de abundancia de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque subperennifolio perturbado.

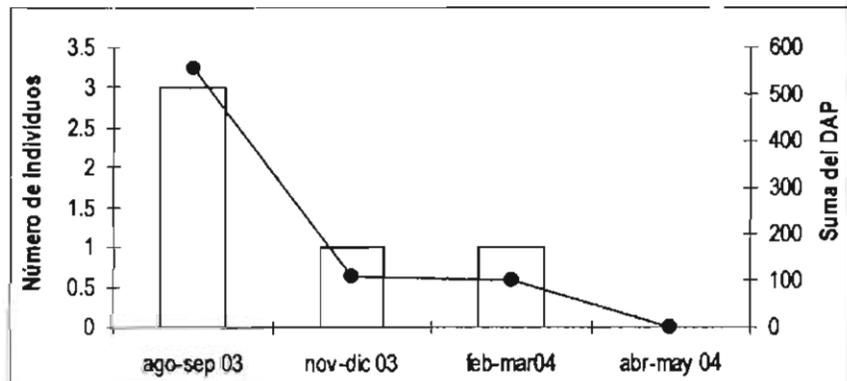
Hura polyandra



Pithecellobium dulce



Ficus spp.



Enterolobium cyclocarpum

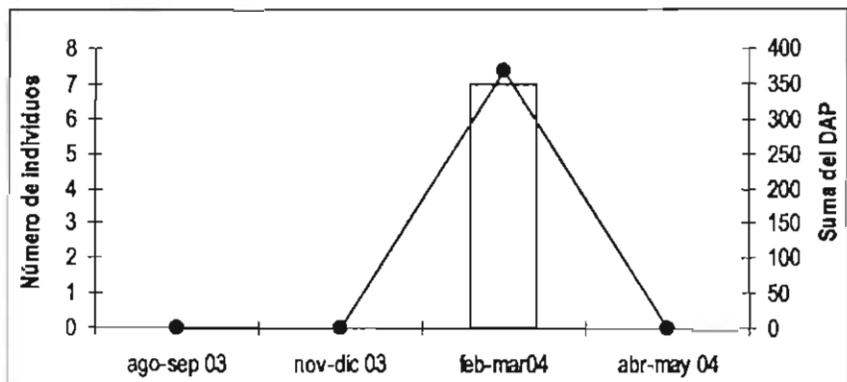
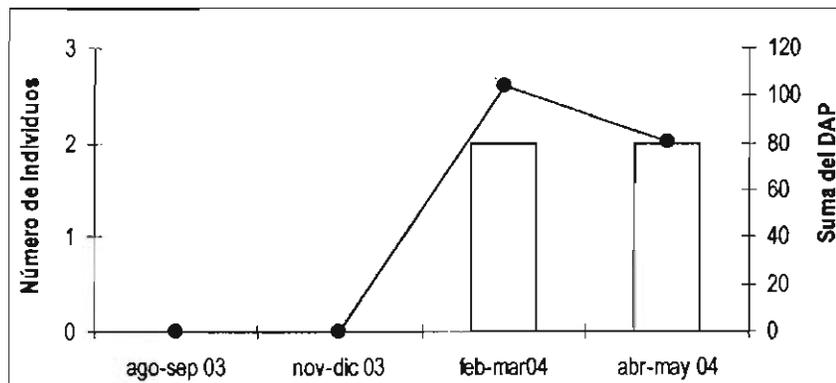
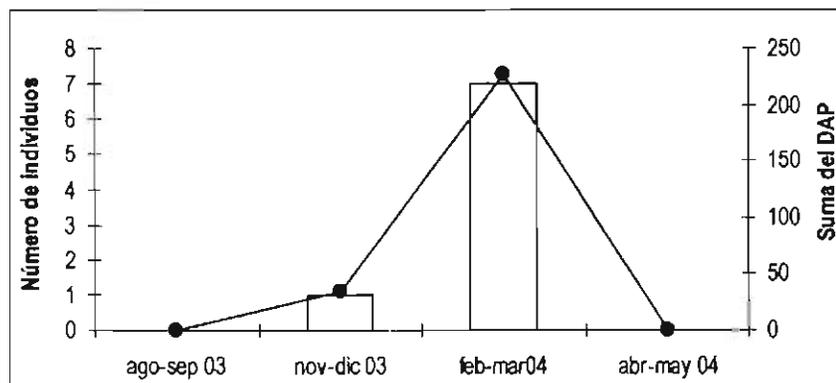


Figura 16. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio perturbado.

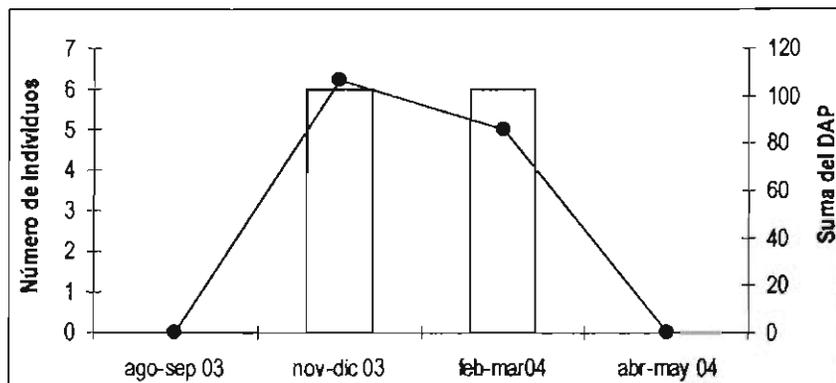
Bursera arborea



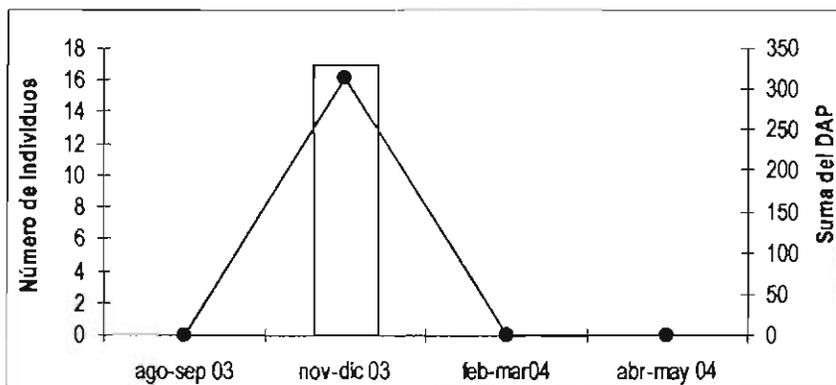
Brosimum alicastrum



Heliocarpus pallidus



Lysiloma microphyllum



Cont. figura 16. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque subperennifolio perturbado.

6.4.6 Disponibilidad de recursos en el bosque seco perturbado

El bosque seco perturbado registró la menor disponibilidad de recursos de todos los tipos de vegetación, presentando sólo el 14.7% del total de recursos observados durante todo el muestreo. Este tipo de bosque presentó un ligero pico entre la temporada de transición de noviembre a diciembre (Figura 10), y durante el resto de los períodos, registró el menor número de individuos y suma del rango de abundancia de recursos comparado con los otros tipos de vegetación (Figura 10).

El 867% de los recursos disponibles durante el año en este tipo de vegetación, se distribuyó entre ocho especies, las cuales son *Mangifera indica*, *Pithecellobium dulce*, *Heliocarpus pallidus*, *Acacia farnesiana*, *Tamarindus indica*, *Albizia spp.* y *Lysiloma microphyllum* (Figura 17 y 18). Destacan por su abundancia de recursos *Mangifera indica* (32% del total de recursos en este tipo de vegetación) y *Pithecellobium dulce* (16%) las cuales fructificaron al final de las secas. También fueron abundantes los frutos de *Heliocarpus pallidus* (13%) y *Acacia farnesiana* (8%) las cuales fructificaron entre la época de transición y el inicio de las secas (noviembre 2003 a marzo 2004) (Figura 18). Cabe resaltar que entre las especies más abundantes, los frutos de *Heliocarpus pallidus* y *Tamarindus indica* sólo los consumen individuos de *Aratinga canicularis*, mientras que los frutos de *Mangifera indica* podrían ser potencialmente consumidos por todos los pericos del área de estudio, excepto *Ara militaris*.

Durante las lluvias y la época de transición, se registraron solo seis especies de árboles por temporada con frutos disponibles para los psitácidos, destacando la *sp.1* y *Casearia arguta* durante las lluvias y en la temporada de transición *Heliocarpus pallidus*, *Albizia spp.* y *Lysiloma microphyllum* como las especies con las mayores sumas de rango de recursos.

Al inicio de la temporada seca se registraron cuatro especies de árboles con frutos consumidos por psitácidos, mientras que al final de la secas se registraron cinco especies de árboles, destacando *Acacia farnesiana* y *Heliocarpus pallidus*, al inicio de las secas, así como *Mangifera indica* y *Tamarindus indica* al final de las secas (Figura 18).

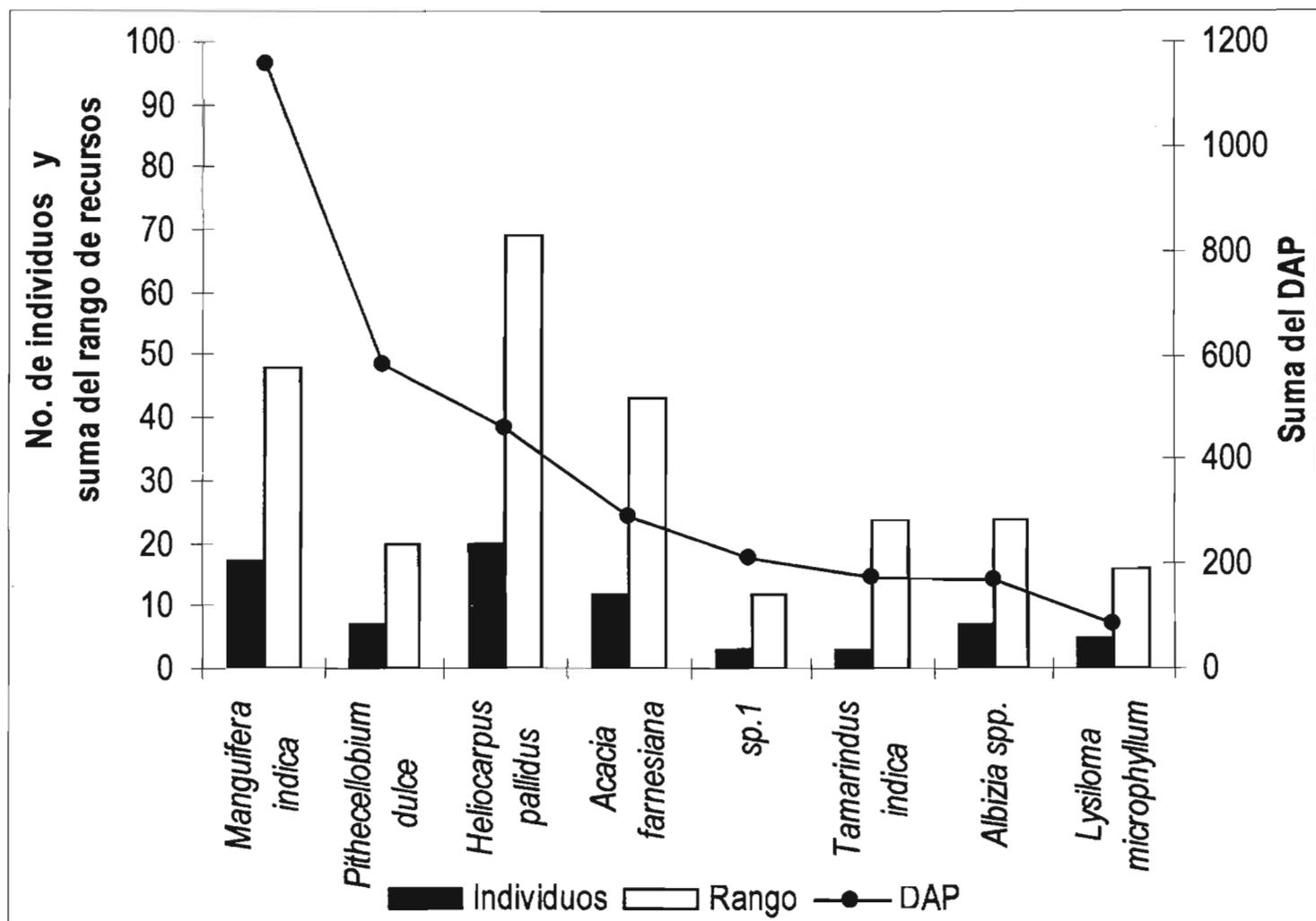
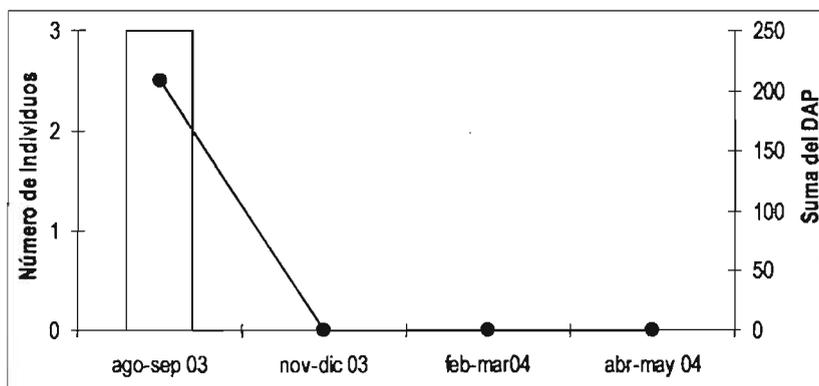
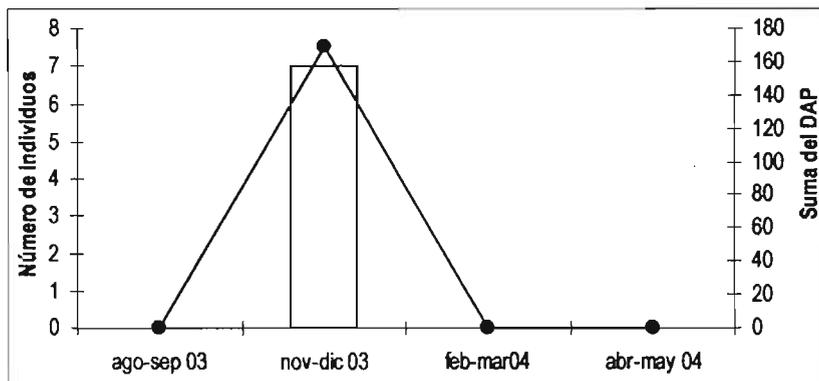


Figura 17. Número total de individuos, suma total de rango de recursos y suma total del DAP de las especies que registraron la mayor abundancia de recursos disponibles en el bosque seco perturbado.

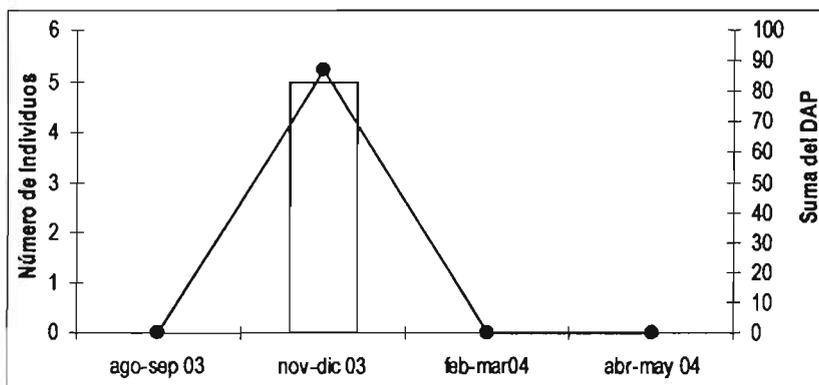
Sp.1



Albizia spp.



Lysiloma microphyllum



Heliocarpus pallidus

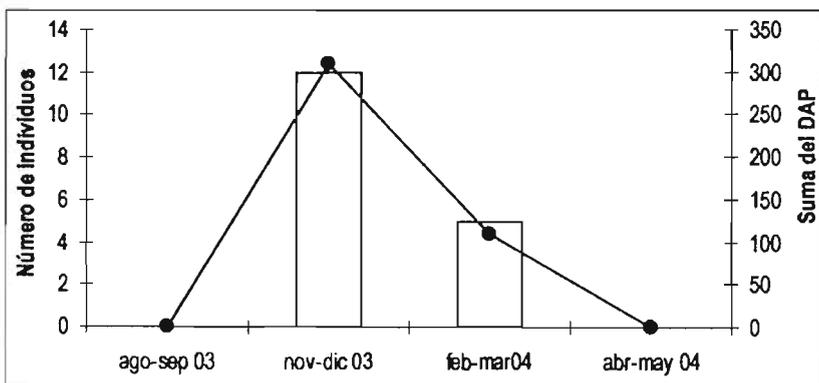
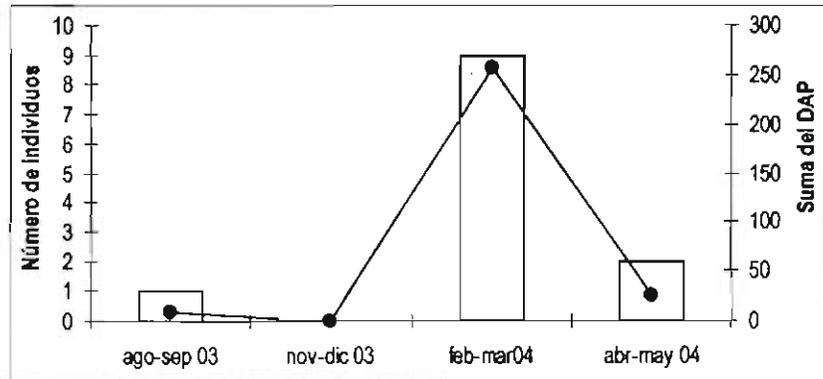
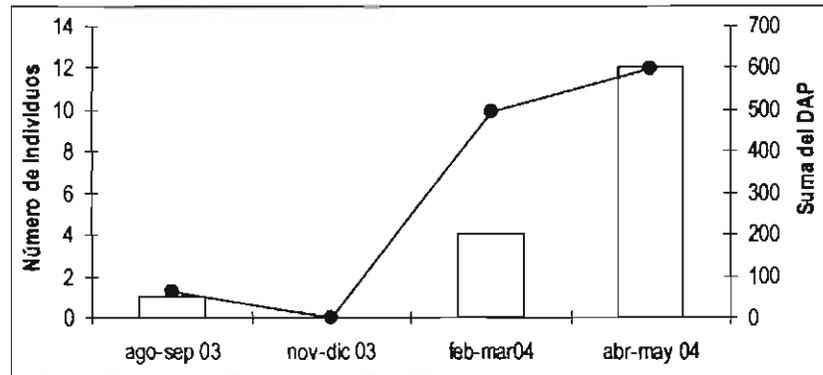


Figura 18. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco perturbado.

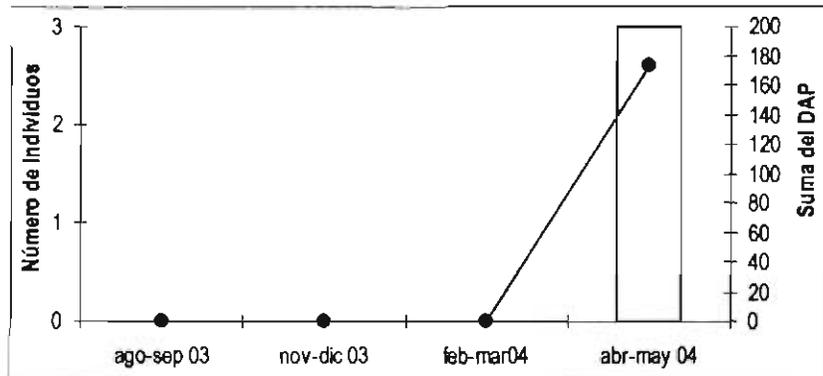
Acacia farnesiana



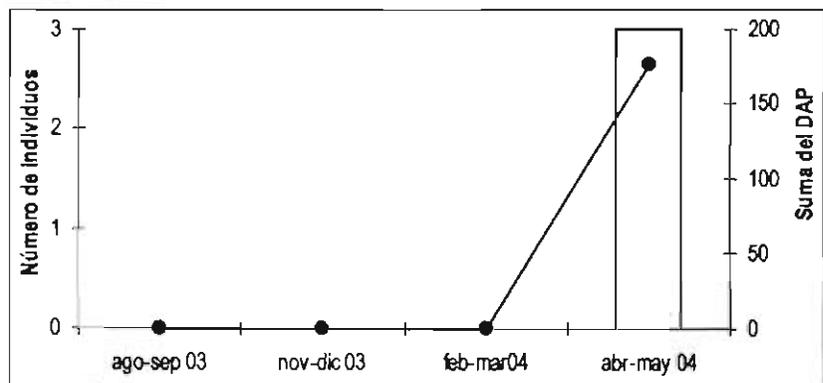
Manguifera indica



Pithecellobium dulce



Tamarindus indica



Cont. figura 18. Número de individuos (barras) y suma del DAP (líneas) de las especies con recursos alimentarios más abundantes en el bosque seco perturbado.

6.4.7 Disponibilidad de recursos por especie de psitácido

La mayor disponibilidad de recursos para *Amazona finschi* y *Amazona oratrix* en la temporada de lluvias se registró en los sitios conservados, principalmente en el bosque seco con el 57.6% de los recursos disponibles para el género *Amazona* durante esta temporada, seguido del bosque subperennifolio (27%) (Figura 19). Los principales recursos para el género *Amazona* fueron *Cnidoscylus spinosus*, *Bursera spp*, *Casearia arguta*, *C. tremula*, *Celeanodendron mexicanum* y *Sapium pedicellatum*.

En la temporada de transición, después de las lluvias, los bosques subperennifolio perturbado (con 35% de los recursos disponibles para el género *Amazona*) y seco conservado (27% de los recursos), fueron los tipos de vegetación con mayor abundancia de recursos. Durante esta época fructificaron principalmente *Lysiloma microphyllum* y *Acacia farnesiana* en el bosque subperennifolio perturbado, así como *Guarea glabra* y *Celeanodendron mexicanum* en el bosque seco conservado.

Durante la temporada seca, de febrero a mayo, el bosque subperennifolio conservado representa el tipo de vegetación más importante para los loros, debido al pico de abundancia de recursos disponibles en este bosque comparado con los otros tipos de bosque. En esta época, *Brosimum alicastrum* y *Bursera spp.* representan recursos clave para los loros del género *Amazona* en el bosque subperennifolio.

Para *Aratinga canicularis* la mayor disponibilidad de recursos registrada entre la temporada de lluvias y el inicio de las secas (agosto-marzo) se presentó en el bosque seco conservado (Figura 20). Sin embargo, a lo largo de este período dicha disponibilidad de recursos fue declinando ligeramente. Durante la temporada de lluvias las especies de árboles más importantes para este psitácido en el bosque seco fueron *Cnidoscylus spinosus*, *Celaenodendron mexicanum* y *Sapium pedicellatum*. Así mismo, en la época de transición e inicio de las secas, *Heliocarpus pallidus* fue el recurso más abundante dentro del bosque seco. Al final de la temporada seca, entre abril y mayo, el bosque subperennifolio conservado acumuló la mayor abundancia de recursos para esta especie. Durante este período, resalta la abundancia de frutos de *Bursera spp.*, y *Brosimum alicastrum* dentro del bosque subperennifolio.

En los dos tipos de bosque perturbado, la mayor abundancia de recursos disponibles para *Aratinga canicularis* se presentó entre la época de transición y las secas (Figura 20), en donde resaltan la abundancia de individuos con frutos de leguminosas como *Pithecellobium dulce*, *Lysiloma microphyllum*, *Acacia farnesiana*, además de *Heliocarpus pallidus*.

La mayor abundancia de recursos alimenticios para *Ara militaris* a lo largo del año se presentó en los bosques subperennifolio conservado y perturbado (Figura 21). Estos dos tipos de vegetación presentaron un pico en la abundancia de recursos para la guacamaya al inicio de la temporada seca y

una declinación entre el final de las secas y la temporada de lluvias. El pico de disponibilidad de recursos para *A. militaris* en el bosque subperennifolio conservado al inicio de la época seca, se debió a la fructificación de *Hura polyandra*, *Bursera spp*, *Ficus cotinifolia* y *Brosimum alicastrum*. Durante el mismo periodo fructificaron *Enterolobium cyclocarpum*, *Hura polyandra*, *Brosimum alicastrum* y *Acacia farnesiana* en el bosque subperennifolio perturbado.

En la temporada de lluvias, el bosque seco conservado concentró la mayor abundancia de recursos para la guacamaya verde, seguido por el bosque subperennifolio conservado y por último los bosques perturbados (Figura 21). Durante esta época, el pico de recursos disponibles para esta especie en el bosque seco se debió a la fructificación de *Cnidosculus spinosus*, *Celaenodendron mexicanum* y *Sapium pedicellatum*. En el bosque subperennifolio, la mayoría de los individuos con frutos durante las lluvias fueron de *Bursera spp*.

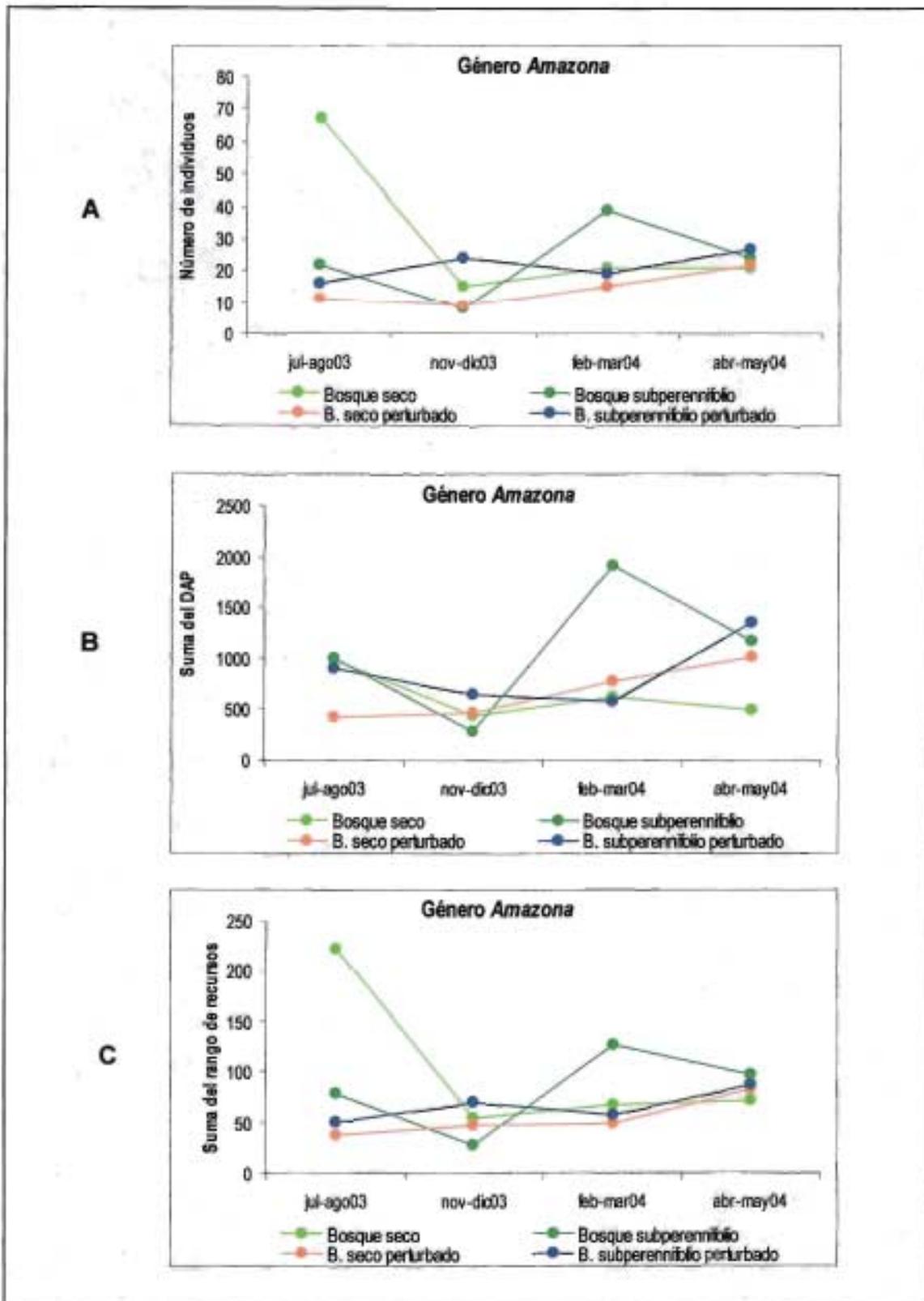


Figura 19. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para el género *Amazona* en cada tipo de vegetación. A: Número de árboles en fructificación, B: Suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles, C: Suma del rango de abundancia de frutos/semillas.

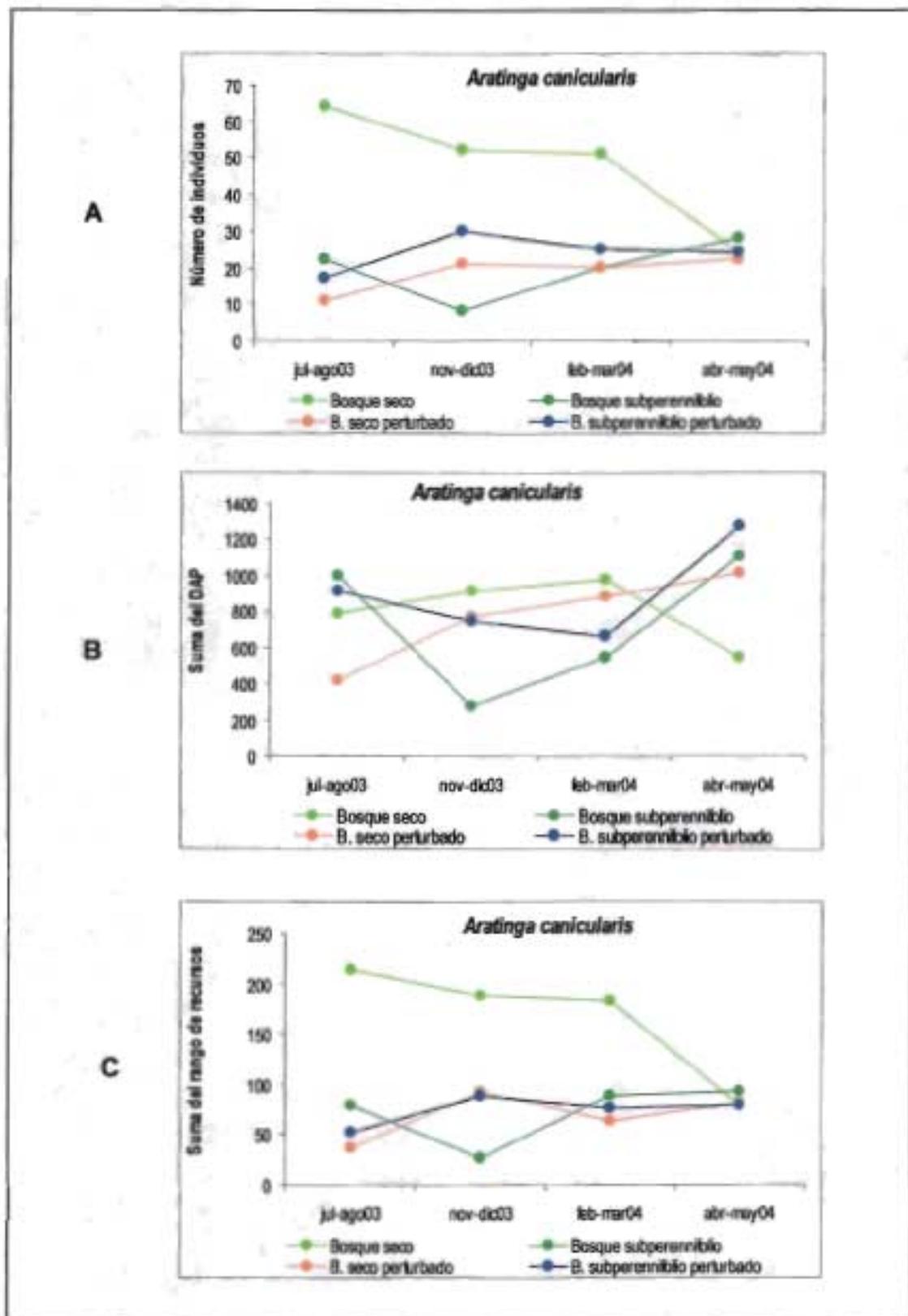


Figura 20. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para *Aratinga canicularis* en cada tipo de vegetación. A: Número de árboles en fructificación, B: Suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles, C: Suma del rango de abundancia de frutos/semillas.

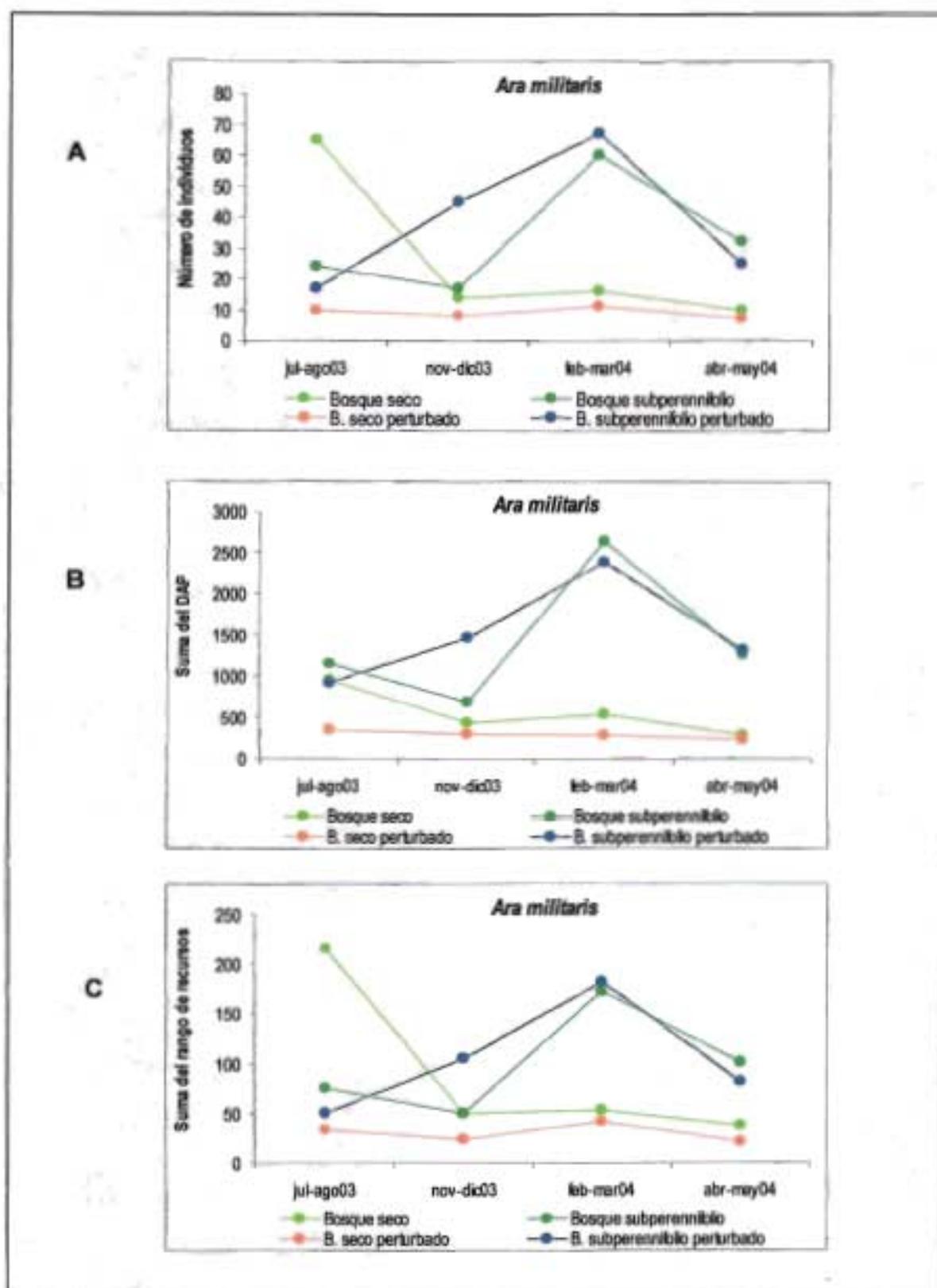


Figura 21. Patrones temporales de la disponibilidad de recursos para *Ara militaris* en cada tipo de vegetación. A: Número de árboles en fructificación, B: Suma del diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles, C: Suma del rango de abundancia de frutos/semillas.

6.5 DISCUSIÓN

6.5.1. Patrones espaciales y temporales en la disponibilidad de recursos.

Las fluctuaciones registradas en la composición y abundancia de especies con frutos disponibles para los psitácidos a lo largo del año, en todos los tipos de vegetación, fue muy similar a la estacionalidad de la fructificación reportada en otros bosques estacionales tropicales (Bullock y Solis Magallanes 1990, Wright 1996, Quigley y Platt 2003).

En general, se registró la mayor abundancia de recursos alimentarios al final de las lluvias e inicio de las secas (de noviembre de 2003 a marzo de 2004), lo cual posiblemente ocurre en respuesta a la temporada de lluvias precedente y correspondió con los picos de fructificación de los bosques subperennifolio conservado y perturbado, así como a la relativa abundancia de frutos que se presenta durante dicho período en el bosque seco conservado. Este pico de fructificación coincide con lo reportado en otros trabajos realizados, tanto en bosques húmedos (Frankie *et al.* 1974, Janson y Emmons 1990, Peres 1994, White 1994) como en bosques secos (Daubenmire 1972, Frankie *et al.* 1974, Lieberman 1982), los cuales demuestran que en los bosques húmedos estacionales la fructificación se presenta durante el segundo período de sequía, y en los bosques secos se producen hojas durante la época de lluvias, mientras que las flores y los frutos se producen durante las secas.

El período más bajo de producción de frutos y semillas se observó al final de la temporada seca, entre abril y mayo, indicando que este es el período más crítico en términos de la abundancia de recursos alimenticios disponibles para todas las especies de psitácidos. Este resultado concuerda con los trabajos realizados por Renton (1998, 2001) en el bosque seco de la misma zona de estudio, quien señala que al final de las secas se presenta la menor disponibilidad de recursos alimenticios para los pericos.

La información generada en el presente estudio, indica que los bosques seco y subperennifolio conservados presentaron una mayor riqueza y heterogeneidad en su composición de especies arbóreas, en particular aquellas que presentaron frutos consumidos por psitácidos, comparados con los dos tipos de bosques perturbados. Los resultados coinciden con estudios realizados en sitios de bosque tropical seco (Lott *et al.* 1987, Medina 1995, Trejo 1998, Balvanera *et al.* 2002) y bosques húmedos (Laurance y Bierregaard 1997, Challenger 1998) que indican que estos ambientes presentan una gran diversidad estructural y fundamentalmente una gran diversidad y amplitud en su composición florística. Además, también se ha reportado que los bosques bien conservados, por lo general, presentan una mayor riqueza y abundancia de recursos alimentarios para los psitácidos, así como una mayor disponibilidad de cavidades para nidos, comparado con los bosques alterados o las plantaciones frutales (Marsden 1992, Marsden *et al.* 2001, Marsden y Pilgrim 2003).

Los dos tipos de bosques conservados no sólo registraron la mayor riqueza de especies arbóreas con frutos, sino el mayor rango de recursos disponibles para los psitácidos, comparado con los bosques perturbados. De hecho, 17 especies de árboles con recursos importantes para los psitácidos sólo fueron observadas en los bosques conservados, entre ellas se encuentran: *Astronium graveolens*, *Celeanodendron mexicanum* y *Guarea glabra*, que fueron especies muy abundantes que presentaron picos de fructificación durante la temporada seca; además de *Guapira macrocarpa* que fructificó durante el período de transición al final de las lluvias; y *Sciadodendron excelsum* que presentó frutos durante las lluvias.

El 60% de las especies registradas en todos los tipos de vegetación tuvieron bajas abundancias relativas, ya que en promedio se registró menos de un individuo de estas especies por período de muestreo (e.g. *Recchia mexicana*, *Trichilia trifolia*). Este resultado concuerda con lo reportado en otros trabajos realizados en sitios tropicales, los cuales indican que una característica de las especies que componen a estos bosques es su ámbito restringido de distribución, además de la presencia de especies con densidades muy bajas que podrían considerarse como especies raras (Rabinowitz 1981, Kelly *et al.* 2001). Las causas de la presencia de especies raras, de distribución restringida y/o endémicas, pueden ser muy diversas; sin embargo, es probable que los eventos históricos y biogeográficos que han sucedido en el país hayan modelado las características florísticas de los bosques secos estacionales (Rzedowski 1991). Por otro lado, la condición intermedia del bosque seco estacional entre lo semiárido y subhúmedo, así como su estacionalidad en la precipitación, probablemente determinaron un escenario evolutivo que permitió la selección de especies con adaptaciones específicas para sobrevivir en este tipo de ambiente (Rzedowski 1991, Trejo 1998).

Es posible que las causas de la diversidad y composición florística de los bosques secos y subperennifolios tropicales estén relacionadas no sólo con la estacionalidad de la precipitación, sino también con la amplitud en la distribución geográfica de este tipo de ambientes. En general, los bosques secos se distribuyen en relieves accidentados (laderas, lomeríos, serranías), que contribuyen a crear un ambiente que constituye una matriz con características abióticas y bióticas muy heterogéneas, en la cual se desarrollan las diferentes especies que componen este tipo de bosques (Bullock 1986, Solís 1993, Martínez Yrizar *et al.* 1996, Galicia *et al.* 1999, Balvanera *et al.* 2002, Maass *et al.* 2003). Por su parte, los bosques subperennifolios se presentan en terrenos kársticos, planos o ligeramente ondulados con suelos aluviales profundos o bien drenados (Miranda y Hernández X 1963, Rzedowski 1994). Por tanto, es muy probable que las variaciones en los patrones de distribución y precipitación de los bosques secos y subperennifolios influyan directamente en su riqueza y composición, así como en los patrones fenológicos de las especies que coexisten en este tipo de ambientes.

Los transectos de fenología mostraron que hay una variación temporal y espacial significativa en la fenología de la fructificación y la abundancia de recursos alimentarios para los psitácidos en el área de estudio. Durante y después de las lluvias, el mayor porcentaje de árboles con recursos alimentarios se presentó principalmente dentro del bosque seco conservado y, durante las secas en los bosques subperennifolio conservado y perturbado. Estos resultados sugieren que tanto los bosques subperennifolio conservado y perturbado representan hábitats clave para los psitácidos durante la temporada más crítica del año (la temporada seca) y por tanto, las especies con recursos más importantes durante esta época para este grupo de aves son *Brosimum alicastrum*, *Bursera* spp., *Ficus cotinifolia*, *Hura polyandra*, *Acacia farnesiana* y *Pithecelobium dulce*.

El pico en la disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos que se observó en el bosque seco conservado durante las lluvias difiere del patrón descrito para el bosque seco de la misma zona de estudio, donde la mayor disponibilidad de recursos se presentó después de las lluvias (Renton 2001). En este caso, es posible que el cambio temporal en el pico de fructificación que se registró en este bosque, se deba en parte a las diferencias anuales que se presentan en los patrones de precipitación (que afectan a su vez los patrones de floración y fructificación de las especies), ya que la cantidad y marcha mensual de lluvia que recibe el bosque seco del área de estudio depende de la incidencia anual de ciclones (Bullock 1986, García Oliva *et al.* 2002).

Así mismo, los resultados indican que el bosque seco conservado también representa un hábitat importante para la mayoría de las especies de psitácidos presentes en el área de estudio (*Amazona finschi*, *Amazona oratrix*, *Aratinga canicularis*) debido a la abundancia de frutos y semillas que presenta al final de las lluvias y el inicio de las secas, período en el que estos psitácidos realizan las actividades de reproducción y puesta de huevos (Hardy 1963, Forshaw 1981, Enkerlin Hoefflich 1995, Renton y Salinas Melgoza 1999, Renton 2002a, 2002c).

Además, los bosques seco y subperennifolio conservados, representan sitios importantes para la reproducción de los psitácidos de la costa de Jalisco, ya que no sólo presentaron una mayor disponibilidad de recursos alimentarios en la época reproductiva, sino también una mayor abundancia de individuos de todas las especies de psitácidos durante esta misma época (ver sección 5.6.2. del presente trabajo).

La escasa riqueza y disponibilidad de especies con recursos alimentarios para los psitácidos, que se presentó en el bosque seco perturbado, puede deberse a que los sitios con este tipo de vegetación representan remanentes de vegetación natural, con algunas intrusiones de cultivos y pastizales, por lo que continuamente sufren modificaciones en su estructura vertical y horizontal (Obs. per.). Dichas

modificaciones, probablemente traen como consecuencia una disminución en la riqueza y abundancia de los recursos que se presentan en este tipo de bosque.

Por otra parte, en todos los bosques (conservados y perturbados) se presentó una considerable declinación en la abundancia de frutos al final de las secas, la cual puede estar relacionada con la intensidad y duración de la sequía que se presenta en el área de estudio. En general, muchos de los estudios sobre los patrones fenológicos de las especies arbóreas de los bosques húmedos y secos estacionales indican que las diferencias en el tiempo de caída de las hojas, la floración, fructificación y la expansión de raíces, está asociada con la humedad del suelo, las diferencias interanuales de los patrones de precipitación y el tamaño de las plantas (Frankie *et al.* 1974, Reich y Borchet 1984, Bullock y Solís Magallanes 1990, Borchet 1994, Holbrook *et al.* 1995, Wright 1996, Quigley y Platt 2003). Estas observaciones apoyan fuertemente la idea de que el agua juega un papel dominante en los patrones temporales estructurales, como la expansión y abscisión de hojas, o en la floración o fructificación de las especies. Sin embargo, estudios recientes sugieren que la composición de los bosques estacionales, así como los eventos fenológicos de la vegetación, no pueden ser explicados por factores físicos aislados, sino más bien por la interacción de factores abióticos y bióticos que varían espacialmente y a lo largo del tiempo (Trejo 1998, Rivera *et al.* 2002, Lobo *et al.* 2003). Por tanto, es probable que las diferencias en los patrones de fructificación entre los bosques seco y subperennifolio, tanto conservados como perturbados, se deba no sólo a diferencias en el promedio de su precipitación anual, sino también a la interacción de factores bióticos como la presencia de polinizadores y dispersores (Newstrom *et al.* 1994, Gentry 1995).

El patrón de fructificación registrado durante este trabajo parece estar relacionado con los mecanismos de dispersión de semillas, ya que más del 60% de las especies arbóreas que fructificaron durante las secas (e.g. *Heliocarpus pallidus*, *Cochlospermum vitifolium*, *Astronium graveolens*) potencialmente son dispersados por viento o gravedad, mientras que cerca del 70% de los árboles que fructificaron en lluvias puede ser dispersado principalmente por vertebrados. Patrones de fructificación similares han sido observados en otros bosques secos, los cuales señalan que la mayoría de las especies que se dispersan por viento, tienden a fructificar al final de la temporada seca, que es el momento en el que la mayoría de los árboles ha perdido sus hojas y por tanto las semillas están más expuestas a los vientos que se presentan en esta época del año (Bullock y Solís Magallanes 1990, Justiniano y Fredericksena 2000). En cambio, durante las lluvias la mayoría de las especies que fructifica se dispersa principalmente por vertebrados o por gravedad, ya que las condiciones de humedad del suelo aún son propicias para la germinación de las semillas (Ibarra Manríquez *et al.* 1991, Foster 1996, Justiniano y Fredericksena 2000).

Por otro lado, el desfase que se presenta en la floración y fructificación de las especies de los bosques seco y subperennifolio a lo largo del año, no sólo permite evitar la competencia interespecífica por polinizadores y dispersores de semillas, sino además incrementa la probabilidad de que los recursos que se produzcan (flores y frutos) sean polinizados y dispersados adecuadamente. El desfase en la actividad reproductiva de las especies arbóreas de estos bosques permite que existan recursos disponibles a lo largo del año, tanto para los psitácidos (Renton 1988, 2001), como para otras especies de vertebrados e invertebrados que dependen de estos ambientes para poder sobrevivir (Arizmendi y Omelas 1990, Berlanga 1991, Omelas *et al.* 1993, Valenzuela 1999, Stoner 2003).

6.5.2 Uso de hábitat y disponibilidad de recursos alimentarios para los psitácidos

Los resultados del presente estudio indican que algunas de las especies de psitácidos en la costa de Jalisco, presentan variaciones espaciales y temporales en su abundancia, las cuales se relacionan con los cambios que hay en la disponibilidad de recursos alimentarios en los bosques conservados y perturbados a lo largo del año. En particular, *A. finschi* presentó variaciones espaciales en el uso de hábitat, ya que el 93% de los individuos de esta especie fueron observados dentro de los bosques conservados, en los que se presentó una mayor abundancia de individuos al final de las lluvias y el inicio de las secas. Hacia el final de la temporada seca y durante las lluvias, la abundancia de *A. finschi* disminuyó drásticamente en todos los bosques. Cabe resaltar que las fluctuaciones en la abundancia de este loro, correspondieron con las variaciones en la disponibilidad de recursos presentes en cada tipo de vegetación a lo largo del año.

Así mismo, se ha registrado que la población de loro corona lila de Chamela-Cuixmala realiza una migración estacional altitudinal al final de las secas (Renton *et al.* 2001, Renton 2002c, Salinas Melgoza 2003), período en el que se registró la menor disponibilidad de recursos alimentarios. De acuerdo con los resultados de este estudio, las poblaciones de *A. finschi* regresan a los bosques seco y subperennifolio conservados de la costa después de las lluvias, coincidiendo con un aumento en la abundancia de recursos alimentarios en estos bosques.

Al inicio de las secas, el loro corona lila inicia sus actividades reproductivas (Renton y Salinas Melgoza 1999a, Renton 1998, 2002a), las cuales coinciden con la época en la que se dieron los mayores picos de abundancia de recursos dentro de los bosques conservados. Estos resultados concuerdan con estudios realizados por Renton (1998, 2001, 2002a, 2002c) y Renton y Salinas Melgoza (1999a, 1999b) en el bosque seco de Chamela-Cuixmala, quienes señalan que *A. finschi* presenta variaciones espaciales y temporales en el uso del bosque deciduo y semideciduo, que corresponden con fluctuaciones en la

disponibilidad de recursos alimentarios a lo largo del año. Además, *A. finschi* demuestra alta flexibilidad en su tipo de dieta, incorporando cambios de dieta, así como expansiones o contracciones en la amplitud de nicho alimentario que se relacionan con los cambios temporales en la disponibilidad de recursos (Renton 2001).

En contraste, a pesar de que la disponibilidad de recursos potencialmente utilizados por *A. oratrix* siguió el mismo patrón de variación que el registrado para el loro corona lila, su abundancia poblacional fue alarmantemente pequeña, ya que solo se registraron 4 parejas de loro cabeza amarilla dentro del bosque seco conservado. Estos resultados, junto con sus características físicas, historia de vida y la presión a la que ha estado sometida por la captura ilegal, indican que muy probablemente las poblaciones de loro cabeza amarilla en la costa de Jalisco estén a punto de desaparecer.

Así mismo, las observaciones realizadas dentro de los puntos de conteo y transectos de fenología, indican que *Ara militaris* está fuertemente asociada con los bosques subperennifolios conservados, ya que solo se observaron individuos de *A. militaris* en este tipo de vegetación, a pesar de que se registraron recursos alimentarios para la especie en todos los bosques muestreados. Además, solo se presentaron ligeras fluctuaciones no significativas en la abundancia de la guacamaya dentro del bosque subperennifolio, lo cual sugiere que esta especie sigue las variaciones en la disponibilidad de recursos alimentarios dentro de las distintas áreas que forman el bosque subperennifolio, esta conducta ha sido registrada para otras especies de psitácidos en Australia y el Neotrópico (Saunders 1980, Renton 2002b). Por lo cual, las especies arbóreas más importantes para la guacamaya verde, debido a su abundancia y contribución al total de recursos disponibles en cada temporada dentro del bosque subperennifolio fueron: *Hura polyandra*, *Bursera* spp, *Ficus cotinifolia*, y *Brosimum alicastrum*. Estas observaciones refuerzan la información generada por Carreón Arroyo (1997), acerca de que la especie tiene requerimientos muy específicos de hábitat, ya que utiliza bosques subperennifolios extensos y bien conservados para alimentarse y reproducirse.

La disponibilidad de recursos más abundante y estable para *Aratinga canicularis* se presentó en el bosque seco conservado; sin embargo, a lo largo del año se registraron marcadas variaciones estacionales en la abundancia de individuos en todos los tipos de vegetación, siendo más abundante en los bosques subperennifolio conservado y perturbado. Estos resultados demuestran que no todas las especies de aves, y en particular de psitácidos, prefieren y explotan recursos alimentarios sólo en los ambientes bien conservados, sino que algunas especies como *A. canicularis* pueden ser oportunistas, capaces de cambiar sus hábitos alimentarios para consumir recursos abundantes y disponibles tanto en ambientes prístinos como perturbados. Por ejemplo, después de las lluvias, *A. canicularis* es más abundante y se le observa forrajeando principalmente sobre frutos de *Heliocarpus pallidus*, *Guarea*

glabra, *Bursera* spp y *Celeanodendron mexicanum* en los bosques conservados. En cambio, durante el período más crítico del año es más abundante en los bosques perturbados, probablemente debido a la abundancia de frutos de especies cultivadas o introducidas como *Manguifera indica*, *Tamarindus indica* y *Pithecellobium dulce*.

Algunos estudios ya han documentado el oportunismo en la dieta de algunas especies de aves que cambian de dieta para aprovechar la abundancia de recursos en el ambiente con un bajo costo de energía (Rotenberry 1980, Boag y Grant 1984, Dial y Vaughan 1987, Rappole *et al.* 1993). En particular, algunos estudios han reportado que ciertas especies de psitácidos presentan variaciones estacionales en la dieta, con cambios en los principales tipos de recursos que consumen, e incluso mencionan que las fluctuaciones temporales en la abundancia de sus poblaciones pueden estar relacionadas con variaciones estacionales en la disponibilidad de sus recursos alimentarios (Saunders 1980, Rowley y Chapman 1991, Smith y Moore 1992). En este sentido, los resultados del presente estudio demuestran que las actividades reproductivas de los psitácidos en la costa de Jalisco, se realizan cuando los bosques presentan las mayores abundancias de recursos alimentarios, al final de las lluvias y el inicio de las secas.

Otros factores que pueden determinar las preferencias de forrajeo y el tipo de dieta en las aves, son el tamaño y la masa de los frutos y semillas que consumen, ya que estas características influyen en el beneficio energético y el costo de forrajeo (Foster 1990). Por otra parte, la selección específica de recursos por las aves, generalmente decrece cuando aumenta la abundancia del recurso, lo cual sugiere que las aves están menos "preocupadas" por la calidad de los recursos cuando estos son muy abundantes (Howe y Vande Kerkhove 1981). Considerando dichas aseveraciones, es posible explicar que a pesar de que en el bosque seco conservado se registró la mayor disponibilidad de recursos para *A. canicularis* al final de las lluvias y al inicio de las secas, esta especie fue más abundante en los bosques subperennifolio conservado y perturbado durante dicho período. En general, los recursos potencialmente utilizados por *A. canicularis* durante las secas en el bosque subperennifolio conservado fueron frutos de *Bursera* spp y *Brosimum alicastrum*, mientras que en los bosques perturbados fueron principalmente frutos de especies cultivadas (*Manguifera indica*, *Tamarindus indica*), o frutos de especies que se distribuyen en zonas perturbadas de forma agrupada (*Pithecellobium dulce*, *Acacia farnesiana*, *Lysiloma microphyllum*). Por ello, es posible que para *A. canicularis* (considerada como una especie oportunista y que forma grandes parvadas), el tiempo de búsqueda y forrajeo de recursos inmersos dentro del bosque seco, representen un mayor costo energético que el realizar un cambio en su dieta y forrajear recursos en sitios muy específicos que se presentan de forma agrupada.

Por otra parte, es importante remarcar que los psitácidos constituyen una gran proporción de los granívoros de las copas en los bosques tropicales (Galetti 1993), por lo que presentan estrategias

específicas como una gran movilidad, cambios en el tipo de dieta, contracción o expansión de su nicho alimentario, para seguir de cerca las variaciones temporales y espaciales en la abundancia de los recursos (frutos y semillas), que se presentan sobre todo en los bosques tropicales estacionales (Renton 2001). Además, el hecho de que muchas especies arbóreas de los bosques secos estacionales se distribuyan agrupadamente, origina la creación de parches o áreas donde la disponibilidad de recursos varía temporalmente (Hubbell 1979, Foster 1980). Por ello, los amplios rangos de distribución de los psitácidos, así como su abundancia, movilidad y por considerarse potenciales depredadores de semillas, representan especies que pueden influir y regular la dinámica de los árboles de copa de los bosques tropicales (Galetti y Rodríguez 1992, Renton 2001). De hecho, este grupo de aves pueden reducir en gran medida la adecuación de las plantas debido a que consumen sus flores y semillas (Galetti 1993).

Los resultados del presente estudio apoyan la hipótesis acerca de que la distribución y abundancia local de los psitácidos de la costa de Jalisco es afectada directa y consistentemente por la presencia y abundancia de los recursos que consumen. Sin embargo, esta aseveración puede ser meramente intuitiva, y factores independientes al alimento como depredadores, sitios de descanso, disponibilidad de nidos, interacciones sociales o microclimas pueden imponerse o sumarse a los efectos del alimento para determinar el uso del hábitat de estas especies de aves. Por lo cual, para diseñar un programa efectivo de conservación y manejo del hábitat de estas especies, es necesario establecer y conocer las causas que determinan la abundancia y distribución de las mismas, a través de diseños experimentales donde se manipulen la abundancia de frutos y se considere también el efecto de otros factores como la estructura de la vegetación, disponibilidad de nidos, las interacciones sociales y/o el riesgo de depredación.

Es importante enfatizar, que la distribución y abundancia de las poblaciones de los psitácidos de la costa de Jalisco no dependen únicamente de la disponibilidad de recursos alimentarios y áreas extensas de bosques conservados, sino también se ven afectadas por la intensa comercialización y tráfico ilegal al que se enfrentan estas especies. Por otra parte, el bajo éxito reproductivo que presentan *A. finschi* (Renton 1998, Salinas Melgoza 1999), *A. oratrix* (Enkerlin Hoeflich 1995) y *Ara militaris* (Carreón Arroyo 1997) indican que las poblaciones silvestres de estas especies no pueden sostener tasas elevadas de captura y que su capacidad de recuperación es lenta. Además, estas especies de psitácidos anidan obligadamente en cavidades de árboles, factor que las hace más sensibles a las extracciones forestales o a la perturbación del hábitat. En conjunto, todos estos factores propician que dichas especies de psitácidos sean más vulnerables a las presiones antropogénicas, como la explotación comercial y destrucción del hábitat.

La información generada durante el presente trabajo sobre la distribución, abundancia y uso de hábitat de los psitácidos del área de estudio indican que estas aves presentan una mayor preferencia por

los bosques seco y subperennifolio conservados, hábitat que a su vez registraron una mayor riqueza y disponibilidad de recursos, sobre todo durante la época más crítica del año. Estos resultados, aunados al severo proceso de deforestación del bosque tropical seco que se presentan en la costa del estado y la fuerte presión de saqueo local para el comercio ilegal a la que se enfrentan estas especies de psitácidos, indican que es necesario determinar la disponibilidad actual y a futuro de este tipo de vegetación en el estado; de tal forma que la información generada permita determinar las áreas más importantes para estas especies, las que son más susceptibles de desaparecer y aquellas en las que se deben de enfocar las futuras estrategias de conservación.

7. CONCLUSIONES

7.1 Variabilidad espacial y abundancia poblacional de psitácidos

- Los bosques conservados (seco y subperennifolio) presentaron una mayor riqueza y abundancia de psitácidos que los bosques perturbados.
- *Amazona finschi* presentó variaciones espaciales y temporales en su abundancia, utilizando preferentemente el bosque seco y subperennifolio conservados, en los cuales se registró un mayor número de individuos al final de las lluvias y el inicio de las secas, así como una declinación marcada en su abundancia al final de las secas.
- *Amazona oratrix* se observó exclusivamente en el bosque seco conservado, y fue la especie menos abundante de las cuatro especies de psitácidos registradas durante el estudio.
- *Ara militaris* se registró como especie exclusiva del bosque subperennifolio conservado, y presentó ligeras fluctuaciones en su abundancia a lo largo del año.
- *Aratinga canicularis* fue la especie más abundante en el área de estudio, y presentó grandes fluctuaciones en su abundancia a lo largo del año en todos los tipos de vegetación, sin mostrar preferencia alguna por algún tipo de bosque en particular.

7.2 Disponibilidad de recursos

- Los bosques seco y subperennifolio conservados, presentaron una mayor riqueza y heterogeneidad en la composición de especies con frutos potencialmente consumidos por psitácidos, comparados con los dos tipos de bosques perturbados.

- La mayor abundancia de recursos alimentarios se presentó al final de las lluvias e inicio de las secas y correspondió con los picos de fructificación del bosque seco conservado y los bosques subperennifolio conservado y perturbado.
- En todos los tipos de vegetación, el período más bajo de producción de frutos y semillas se observó al final de la temporada seca, entre abril y mayo, indicando que este es el período más crítico en términos de la abundancia de recursos alimentarios disponibles para todas las especies de psitácidos.
- Los bosques subperennifolio conservado y perturbado representan tipos de vegetación clave para los psitácidos durante la temporada más crítica del año (la temporada seca), en la cual, la fructificación de especies arbóreas como *Brosimum alicastrum*, *Bursera spp.*, *Ficus cotinifolia*, *Hura polyandra*, *Enterolobium cyclocarpum*, *Acacia farnesiana* y *Pithecellobium dulce*, representa una fuente de recursos importante para este grupo de aves.
- *Amazona finschi* presentó variaciones espaciales y temporales en el uso del bosque seco y subperennifolio, que corresponden con las fluctuaciones en la disponibilidad de recursos alimentarios a lo largo del año.
- *Ara militaris* es una especie que está fuertemente asociada con los bosques subperennifolios conservados, ya que solo se observaron individuos de esta especie en este tipo de vegetación, a pesar de que se registraron recursos alimentarios para *A. militaris* en todos los bosques muestreados.
- Las fluctuaciones no significativas en la abundancia de *A. militaris* dentro del bosque subperennifolio, sugieren que esta especie sigue las variaciones en la disponibilidad de recursos alimentarios dentro de las distintas áreas que forman el bosque subperennifolio.
- Las fluctuaciones en la abundancia de *Aratinga canicularis* a lo largo del año no correspondieron con la disponibilidad de recursos registradas en cada tipo de vegetación, hecho que sugiere que esta especie es oportunista, capaz de cambiar sus hábitos alimentarios para consumir recursos abundantes y disponibles tanto en ambientes prístinos como perturbados.

- Los psitácidos como potenciales depredadores de semillas que presentan amplios rangos de distribución, así como por su abundancia y movilidad, representan especies que pueden influir y regular la dinámica de los árboles de copa de los bosques tropicales.

7.3 Implicaciones para la Conservación

- La disponibilidad de hábitats conservados es un elemento fundamental para la conservación de los psitácidos en la costa de Jalisco.
- La presencia de extensiones considerables y conservadas de bosque subperennifolio, es vital para mantener poblaciones saludables de *Ara militaris*, que es exclusiva de este tipo de vegetación.
- El bosque seco conservado representa el tipo de vegetación más importante para el género *Amazona* en la costa de Jalisco.
- Las variaciones estacionales observadas en la abundancia de *A. finschi*, sugieren que es necesario conservar la conectividad y funcionalidad de varios tipos de bosque, tanto a nivel latitudinal como altitudinal, para mantener poblaciones saludables de esta especie en el largo plazo.
- Debido al intenso proceso de pérdida de hábitat, así como a la fuerte presión de saqueo local para el comercio ilegal a la que se enfrentan estas especies de psitácidos, es urgente la realización de un diagnóstico actual de la disponibilidad de bosque conservado en la región. Esta información permitirá detectar las áreas prioritarias en las que se deberán enfocar las futuras estrategias de protección para la conservación de estas especies en la región.

8. LITERATURA CITADA

- Amason, A.L., C. J. Schwartz y J.M. Gerrard. 1991. Estimating closed population size and number of marked animals from sighting data. *Journal of Wildlife Management*, 55:716-730.
- Arizmendi, M. C. y J. F. Ornelas. 1990. Hummingbirds and their floral Resources in a tropical dry forest in Mexico. *Biotropica* 22 (2): 172-180.
- Arizmendi, M. C., H. Berlanga, L. Márquez-Valdelamar, L. Navarijo, F. Ornelas. 1990. Avifauna de la región de Chamela, Jalisco. *Cuadernos del Instituto de Biología* 4, UNAM.
- Askins, R. A. y M.J. Philbrick. 1987. Effects of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* 99:7-21.
- Baker, R.H. 1958. Nest of the Military Macaw in Durango. *Auk* 75: 98.
- Beissinger, S.R. y E. H. Bucher. 1992. Sustainable Harvesting of Parrots for Conservation. Pp. 73-115. En: *New World Parrots in Crisis: Solutions from Conservation Biology* (S.R. Beissinger y N. Snyder, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Beissinger, S.R., y E.H. Bucher. 1992b. Can parrots be conserved through sustainable harvesting?. *BioScience* 42: 164-173.
- Bennett, P.M. y I.P.F. Owens. 1997. Variation in extinction risk among birds: Chance or evolutionary predisposition?. *Proceedings Royal Society of London B*. 264: 401-408.
- Berlanga, H. A. 1991. Las aves frugívoras de Chamela: su recurso vegetal y su papel en la dispersión de semillas. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM, México, D. F.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess, D.A. Hill, y S.H. Mustoe. 2000. *Bird Census Techniques*. 2a Ed. Academic Press, London.
- Beier, P. 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7: 94-108.
- Bierregaard, R.O. y P.C. Stouffer. 1997. Understory Birds and Dinamic Habitat Mosaics in Amazonian Rainforests. Pp. 138-155. En: *Tropical Forest Remnants*. (W:F: Laurance y R:O: Bierregaard eds.). The University of Chicago Press.
- Boag, P.T. y P.R. Grant. 1984. Darwin's finches (*Geospiza*) on Isla Daphne Major. Galapagos: breeding and feeding ecology in a climaticallu variable environment. *Ecological Monographs* 54: 463-489.
- Böhning-Gaese K , B. H. Gaese y S. B. Rabemanantsoac. 1999. Importance of primary and secondary seed dispersal in the malagasy tree *Commiphora guillaumini*. *Ecology*: 80(3): 821-832.

- Bollinger E.K., T.A. Gavin y D. C. McIntyre. 1988. Comparison of transects and circular plots for estimating bobolink densities. *Journal of Wildlife Management*. 52: 777-786.
- Bonadie W.A. y P.R. Bacon. 2000. Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by red-bellied macaws (*Ara manilata*) and orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation* 95: 1-5.
- Bond-Compean, J.G. 1992. Diversidad, abundancia relativa, uso de hábitat y correlaciones de la fragmentación del bosque tropical en la comunidad de psitaciformes de la reserva de la biosfera de Montes Azules, Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Instituto de Ciencias y Artes de Chiapas ICACH, Tuxtla Gtz. Chiapas.
- Borchert, R. 1994. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology* 75: 1437 - 1449.
- Brownie, C. 1987. Recent models for mark-recapture and mark-resighting data. *Biometrics* 43: 1017-1019.
- Bucher E.H. 1992. Neotropical parrots as agricultural pests. Pp. 201-220. En: *New World Parrot in Crisis* (S.R. Beissinger y N.F. R. Snyder eds.). Smithsonian Institution Press Washington, D.C.
- Bullock, S. H. 1986. Climate of Chamela, Jalisco, and trends in the south coastal region of Mexico, *Archives for Meteorology, Geophysics, and Bioclimatology*, series B 36: 297-316.
- Bullock, S. H. 1988. Rasgos del ambiente físico y biológico de Chamela, Jalisco, México. Pp. 5-17. En: *La Entomofauna de Chamela, Jalisco*. (M.A Morón ed.) *Folia Entomológica Mexicana* 77.
- Bullock, S. H. y J. Solís Magallanes. 1990. Phenology of Canopy trees of a Tropical Deciduous Forest in México. *Biotropica* 22: 22-35.
- Burke D. M., y E. Nol. 1998. Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *Auk* 15:96-104.
- Cahyadin, Y., B.I. Manoppo, y P. Jepson. 1994. The status of Goffin's Cockatoo on the Tanimbar islands and its impact on agriculture. *Psittascene* 6: 14-15.
- Cannon, C. E. 1981. The diet of eastern and Paleheaded Rosellas (Aves: Psittaciformes), *Australian Wildlife Research* 11: 349-355.
- Carreón Arroyo, G. 1997. Estimación poblacional, biología reproductiva y ecología de la nidificación de la guacamaya verde (*Ara militaris*) en una selva estacional del oeste de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.
- Casagrande, D.G., y S.R. Beissinger. 1997. Evaluation of four methods for estimating parrot population size. *Condor* 99: 445-457.

- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology and conservation in neotropical dry deciduous forests. Pp. 195-220. En: Seasonal dry forest (S. Bullock., H. Mooney y E. Medina) Cambridge University Press, Cambridge, United kingdom.
- Ceballos, G., A. Pérez, A. García, H. Berlanga, M. C. Arizmendi y F. Ornelas. 1987. Estudio Ecológico en la región de Cuixmala, Jalisco. Fundación Ecológica de Cuixmala.
- Ceballos, G. y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: The role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9:1349-1356.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 2000. Guía de campo de los mamíferos de la costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala, A.C., Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Ceballos, G. y L. Márquez-Valdelamar. 2000. Las aves de México en peligro de extinción. CONABIO, Fondo de Cultura Económica, UNAM
- CITES. 2001. Apéndices I, II, III to the Convention on International trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. U S Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., EUA.
- Collar, N.J. y A.T. Juniper. 1992. Dimensions and causes of the parrot conservation crisis. Pp 1-24 in *New World parrots in Crisis: Solutions form Conservation Biology*, (S.R. Beissinger y N.F. R. Snyder eds.), Smithsonian Institution Press, Washington.
- Colmore S. C., T. E. Lacher, Jr. M. P. Zamore, T. D. Potts, G. W. Burnett. 1996. Parrot conservation in the lesser antilles with some comparison to the Puerto Rican efforts. *Biological Conservation* 77: 159-167.
- Colwell, R.K. 1974. Predictability, constancy and contingency of periodic phenomena. *Ecology* 52: 567-576.
- CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1:1,000,000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Cougill S. y S.J. Marsden. 2004. Variability in roost size in an Amazona parrot: implications for roost monitoring. *Journal of Field Ornithology* 75: 67-73.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología, UNAM, Agrupación Sierra Madre, S. C., 847pp.
- Chapman, C. A., L. J. Chapman y L. Lefebvre. 1989. Variability in parrot flock size: posible functions of communal roost. *Condor* 91: 842-847.
- Chapman, C. A. R. Wrangham, y L.J. Chapman 1994. Indices of habitat-wide fruit abundance in tropical forest. *Biotropica*. 26: 160-171.
- Chapman, C.A., L. J. Chapman, R. Wrangham, K. Hunt. D. Gebo, y L. Gardner. 1992. Estimators of fruit abundance of tropical trees. *Biotropica* 24: 527-531.

- Daubenmire, R. 1972. Phenology and other characteristics of tropical semi-deciduous forest in north-western Costa Rica. *Journal of Ecology* 60: 147-170.
- De Sante, D.F. 1981. A field test of the variable circular plot censusing technique in a California coastal scrub breeding bird community. *Stud. Avian Biol.* 6:177-185.
- Desenne, P., y S. D. Strahl. 1991. Trade and conservation status of the family Psittacidae in Venezuela. *Bird Conservation International* 1:153-169.
- Dial, K. P. y T.A. Vaughan. 1987. Opportunistic predation on alate termites in Kenya. *Biotropica* 19: 185-187.
- Didham, R.K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. Pp. 55-70. En: *Tropical Forest Remnants*. (W.F. Laurance, y R.O. Bierregaard eds.). The University of Chicago Press.
- D.O.F. 2002. NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. En: *Diario Oficial de la Federación, órgano del gobierno constitucional de los Estados Unidos Mexicanos*. 6 de marzo de 2002. México. D.F.
- Enkerlin Hoeflich, E.C. 1995 Comparative ecology and reproductive biology of three species of Amazona parrots in northeastern Mexico. Ph.D. Thesis, Texas A and M University, USA.
- Fleming T.H. 1992. How do fruit and nectar-feeding birds and mammals track their food resources?. Pp. 355-391. En: *Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions*. (M.D Hunter, T. Ohgushi, y P.W. Price eds.) Academic Press. California.
- Fleming, T.H., C.F. Williams, F.J. Bonnacorso, y L.H. Herbst. 1985. Phenology, seed dispersal and colonization in *Mutingia calabura* a neotropical pioneer tree. *American Journal of Botany* 72:383-391.
- Forshaw, J.M. 1989. *Parrots of the World*. 3a Ed. Lansdowne Editions, Australia.
- Foster, M.S. 1990. Factors influencing bird foraging preferences among conspecific fruit trees. *Condor* 92: 844-854.
- Foster, R.B. 1980. Heterogeneity and disturbance in tropical vegetation. Pp. 75-93. En: *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological perspective* (M.E. Soule y B.A. Wilcox eds.). Sinauer Associates Inc., Massachusetts.
- Foster, R.B. 1996. The seasonal rhythm of fruitfall on Barro Colorado Island. Pp. 151-172, En *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes* (E. G. Leigh Jr., A. S. Rand, y D. M. Windsor eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Frankie, G. W., H. G. Baker, y P. A. Opler. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62: 881- 899.

- Galetti, M. 1993. Diet of the Scaly-headed Parrot (*Pionus maximiliani*) in a semideciduous forest in southwestern Brazil. *Biotropica*. 25: 419-425.
- Galetti, M. y M. Rodrigues. 1992. Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. *Biotropica* 24: 222-224.
- García Oliva, F., Camou, A. y J. M. Maass. 2002. El clima de la región central de la costa del Pacífico Mexicano. Pp. 3-10. En: *Historia Natural de Chamela* (F. A. Noguera, J. H. Vega-Rivera, A. N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño eds.). Instituto de Biología. UNAM. México.
- García Oliva, F., J. M. Maass y L. Galicia. 1995. Rainstorm análisis and rainfall erosivity of a seasonal tropical region with a strong cyclonic influence, on the Pacific coast of Mexico. *Journal of Applied Meteorology* 34: 2491-2498.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forest. Pp. 146-194. En: *Seasonally dry tropical forest* (Bullock, S.H, H. A. Mooney y E. Medina eds.). Cambridge University Press.
- Gilardi, J.D. y C.A. Munn. 1998. Patterns of activity, flocking, and habitat use in parrots of the Peruvian Amazon. *Condor* 100: 641-653.
- Gnam, R.S., y A. Burchsted. 1991. Population estimates for the Bahama Parrot on Abaco Island, Bahamas. *Journal of Field Ornithology* 62: 139-146.
- Gnam, R.S. y R.F. Rockwell 1991. Reproductive potential and output of the Bahama Parrot *Amazona leucocephala bahamensis*. *Ibis* 133:400-405.
- Gobbi, J., L. Sheeline, D. Rose y G. de Ferrari. 1996. Parrot smuggling across the Texas-Mexico Border. *TRAFFIC-USA y World Wildlife Fund-US*.
- González, J. A. 2003. Harvesting, local trade, and conservation of parrots in the Northeastern Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 114: 437- 446.
- Grant, P.R. y B.R. Grant. 1980. Annual variation in finch numbers, foraging and food supply on Isla Daphne Major, Galapagos. *Oecologia* 46:55-62.
- Guevara, M., Y. Bergeron, R. McNeil y A. Leduc. 1992. Seasonal flowering and fruiting patterns in tropical semi-arid vegetation of north-eastern Venezuela. *Biotropica* 24: 64-76.
- Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari, y G. Lei. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72: 21-28.
- Hass, C.A. 1995. Dispersal and Use of Corridors by Birds in Wooded Patches on an Agricultural Landscape. *Conservation Biology* 9:845-854.
- Hanski, I., T. Pakkala, M. Kuussaari, y G. Lei. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72: 21-28.

- Hardy, J. W. 1963. Epigamic and Reproductive Behavior of the Orange-fronted Parakeet. *Condor* 65: 169-199.
- Herzog, M. P. y J. S. Sedinger. 2004. Dynamics of foraging behavior associated with variation in habitat and forage availability in captive black brant (*Branta bernicla nigricans*) goslings in Alaska. *Auk* 121: 210-223.
- Holbrook, N.M., J.L. Whitebeck y H. A. Mooney. 1995. Drought responses of neotropical dry forest trees. Pp. 243-276. En: *Seasonally dry tropical forest* (S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina eds.). Cambridge University Press.
- Howell, S. N. G. y S. W. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, New York.
- Hubbell, S. P. 1979. Tree dispersion, abundance, and diversity in a tropical dry forest. *Science* 203: 1299-1309).
- Hutto, R.L. S.M. Pletschet, y P. Hendricks. 1986. A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk* 103: 593-602
- Ibarra-Manríquez, G., B. Sánchez, y L. González. 1991. Fenología de lianas y árboles anemócoros en la selva cálida-húmeda de México: *Biotropica*. 23 242-254.
- INEGI. 1981. Síntesis geográfica de Colima. Síntesis geográfica de Michoacán. Síntesis geográfica de Jalisco. Secretaría de Programación y Presupuesto. México. D.F.
- Iñigo Elias, E. 1999. Las guacamayas verde y escarlata en México. *Biodiversitas* 25: 7-11.
- Iñigo Elias, E., y M. A. Ramos. 1992. The psittacine trade in Mexico. Pp 380-392. En: *Neotropical Wildlife Use and Conservation* (J.G. Robinson y K.H. Redford eds.). University of Chicago Press, Chicago.
- Janzen, D. H. 1967. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution* 21: 620-637.
- Janzen, D. H. 1969. Seed-eaters versus seed size, number, toxicity, and dispersal. *Evolution* 23: 1-27.
- Janzen, D.H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 465-492.
- Janzen, D.H. 1981. *Ficus olivais* seed predation by an Orange-chinned Parakeet (*Brotogeris jugularis*) in Costa Rica. *Auk* 98: 841-844.
- Janzen, D.H. 1982. How and why horses open *Crescentia alata* fruits. *Biotropica* 14: 149-152.
- Janzen, D.H. 1986. Tropical dry forest: The most endangered major tropical ecosystem. Pp. 130-137. En *Biodiversity* (E.O. Wilson ed.). National Academy Press, Washington.
- Janzen, D.H., LE Fellows, y PG Waterman. 1990. What protects *Lonchocarpus* (Leguminosae) seeds in a Costa Rican dry forest?. *Biotropica* 22: 272-285.

- Jaramillo, V.J., y R. L. Sanford Jr. 1995. Nutrient cycling in tropical deciduous forests. En: Seasonal dry forest (S. Bullock, H. Mooney y E. Medina). Cambridge University Press, Cambridge, United kingdom.
- Jones, M. J., Linsley, M. D. y Marsden, S. J. 1995. Population sizes, status and habitat associations of the restricted-range bird species of Sumba, Indonesia. *Bird Conservation International* 5: 21-52.
- Juniper, T. R. y M. Parr. 1998. Parrots. A guide to parrots of the world. Yale University Press. Londres. Gran Bretaña.
- Justiniano, M.J. y T. S. Fredericksena. 2000. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica* 32: 276–281.
- Karr, J.R. 1980. Geographical variation in the avifaunas of tropical forest undergrowth. *Auk* 97:283- 298.
- Karr, J.R., D.W. Schemske, y N.V.L. Brokaw. 1982. Temporal variations in the understory bird community of a tropical forest. Pp 441-454. En: *The Ecology of a Tropical Rainforest: Seasonal Rhythms and Long-term Changes*. (E.G. Leigh, A.S. Ran y D.M. Windsor eds.). Smithsonian Institution Press, Washington.
- Karr J. R. y K.E. Freemark. 1985. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the stable tropics. *Ecology* 64: 1481-1494.
- Kattan, G.H., H. Álvarez-López, y M. Giraldo. 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8: 138-146.
- Kelly, C.K., H.B. Smith, Y.M. Buckley, R. Carter, M. Franco, W. Johnson, T. Jones, B. May, R. I. Pérez, A. Pérez Jiménez, A. Solís Magallanes, H. Steers y C. Waterman. 2001. Investigations in commonness and rarity: a comparative analysis of co-occurring, congeneric Mexican trees. *Ecology Letters* 4: 618-627.
- King, D.I., C.R. Griffin, y R.M. Degraaf. 1996. Effects of clearcutting on habitat use and reproductive success of the overbird in forested landscapes. *Conservation Biology* 10: 1380-1386.
- Kricher, J.C. y W.E. Davis. 1989. Patterns of avian species richness in disturbed and undisturbed habitats in Belize. Pp. 240-246. En: *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* (J. Hagan y D. Johnston eds.). Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.
- Kochmer, J.P. y S. N. Handel. 1986. Constraints and competition in the evolution of flowering phenology. *Ecological Monographs* 56: 303 – 325.
- Kwit, C., D. J. Levey, C. H. Greenberg, S. F. Pearson, J. P. McCarty, S Sargent y R. L. Mumme. 2004. Fruit abundance and local distribution of wintering hermit thrushes (*Catharus guttatus*) and yellow-rumped warblers (*Dendroica coronata*) in South Carolina. *Auk* 121: 46 –57.

- Lambert, F.R. 1993. Trade, status and management of three parrots in the North Moluccas, Indonesia: White Cockatoo *Cacatua alba*, Chattering Lory *Lorius garrulus*, and Violet-eared Lory *Eos squamata*. Bird Conservation International 3: 145-168.
- Langle Flores, A. 2004. Distribución geográfica de la guacamaya verde (*Ara militaris* Linneus, 1776) en Jalisco México. Memorias del VI Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM).
- Lanning, D. V. y J. T. Shiflett. 1983. Nesting ecology of Thick-billed Parrots. Condor. 85: 66-73.
- Laurance, S.G. y W.F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. Biological Conservation 231-239.
- Laurance, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. Journal of Mammalogy 71: 641-653.
- Laurance, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rainforest mammals. Conservation Biology 5: 79-89.
- Laurance, W. F. y R. O. Bierregaard. 1997. Tropical Forest Remnants. The University of Chicago Press.
- Lieberman, D. 1982. Seasonality and phenology in a dry tropical forest in Ghana. Journal of Ecology 70: 791 – 806.
- Lobato, J. M. 2000. Importancia de la vegetación de arroyo para *Thryothorus sinaloa*, *Granatellus venustus*, *Arremonops rufivirgatus* y *Cyanococcyz parellina* (Aves: Passeriformes) en el Bosque Tropical Caducifolio de Chamela, Jalisco. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM, México, D.F.
- Lobo, J. A., M. Quesada, K. E. Stoner, E. J. Fuchs, Y. Herrerías-Diego, J. Rojas y Guido Saborío. 2003. Factors affecting phenological patterns of Bombacaceous trees in seasonal forests in Costa Rica and Mexico. American Journal of Botany 90: 1054 – 1063.
- Loiselle, A. B. 1988. Bird abundance and seasonality in a Costa Rican lowland rainforest canopy. Condor 90: 761-772.
- Loiselle A. B. y J.G. Blake. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. Ecology 72: 180-193.
- Loiselle A. B. y J.G. Blake. 1992. Population variation in a tropical bird community: implications for conservation. BioScience 42: 838-845.
- Loiselle A. B. y J.G. Blake. 1994. Annual variation in birds and plants of a tropical second-growth woodland. Condor 96:368-380.
- Loman, J., Von Schantz, T. 1991. Birds in a farmland, more species in small than in large habitat islands. Conservation Biology 5: 176-188.

- López C.A.J., C. Palomera y E. Santana. 2004. Hábitat reproductivo de la cotorra atolera (*Aratinga canicularis*) en el Ejido de Platanarillo, Municipio de Minatitlán Colima, México. Memorias del VI Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM).
- Lott, E.J. 1993. Annotated checklist of the vascular flora of the Chamela Bay region, Jalisco, Mexico. Occasional Papers of the California Academy of Sciences, 148: 1-60.
- Lott, E.J., S.H. Bullock, y J.A. Solis-Magallanes. 1987. Floristic diversity and structure of upland and arroyo forest of coastal Jalisco. Biotropica 19: 228-235.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard, A. B. Rylands, J. R. Malcom, C. E. Quintela, L.H. Harper, K.S. Brown, A.H. Powell, G.V. Powell, H. Shubart, M.B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257-285. En: Conservation Biology: The science of scarcity and diversity (Soulé, M. E ed.). Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Loza Salas, C.A. 1997. Patrones de abundancia, uso de hábitat y alimentación de la Guacamaya verde (*Ara militaris*) en la presa Cajón de Peña, Jalisco. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Lynch, J.F. y D.F. Whigham. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland USA. Biological Conservation, 28: 287-324.
- Maass, J. 1995. Conversion of tropical dry forest to pasture and agriculture. Pp. 337-360. En: Seasonal dry forest (S. Bullock, H. Mooney y E. Medina eds.) Cambridge University Press, Cambridge, United kingdom.
- Maass, J. M., V. Jaramillo, A. Martínez Yrizar, F. García Oliva, A. Pérez Jiménez y J. Sarukhán. 2003. Aspectos funcionales del ecosistema de selva baja caducifolia en Chamela, Jalisco. Pp. 525-542. En: Historia Natural de Chamela (F.A. Noguera, J. H. Vega, A.N. García Aldrete y M. Quesada eds.). Instituto de Biología, UNAM. México.
- Macías Caballero, C., E. Iñigo Elías y E. C. Enkerlin Hoeflich. 2000. Proyecto de Recuperación de Especies Prioritarias: Proyecto Nacional para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de los Psitácidos de México. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAP. México, D.F.
- Marsden, S .J. 1992. The distribution, abundance and habitat preferences of the Salmon-crested Cockatoo *Cacatua moluccensis* on Seram, Indonesia. Bird Conservation International 2: 7-14.
- Marsden S. J. 1998. Changes in bird abundance following selective logging on Seram Indonesia. Conservation Biology, 12, 605-611.
- Marsden, S.J. 1999. Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. Ibis 141: 377-390.

- Marsden, S. y A. Fielding. 1999. Habitat association of parrots on the Wallacean islands of Buru, Seram and Sumba. *Journal of Biogeography* 26: 439-446.
- Marsden, S. J., M. Whiffin, L. Sadgrove y P. Guimaraes Jr. 2000. Parrot population and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation* 96: 209-217.
- Marsden, S.J., J.D. Pilgrim, y R. Wilkinson. 2001. Status, abundance and habitat use of Blue-eyed Cockatoo *Cacatua ophthalmica* on New Britain, Papua New Guinea. *Bird Conservation International* 11: 151-160.
- Marsden S. J. y J. D. Pilgrim. 2003. Factors influencing the abundance of parrots and hornbills in pristine and disturbed forests on New Britain. *Ibis* 145, 45–53
- Martin, T. E. 1987. Food as a limit on breeding birds. A life-history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 453-487.
- Martin, T.E. y J.R. Karr. 1986. Temporal dynamics of Neotropical birds with special reference to frugivores in second-growth woods. *Wilson Bulletin* 98: 38-60.
- Martínez Yrizar, A., J. M. Maass, A. Pérez Jiménez y J. Sarukhán. 1996. Net primary productivity of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 433 – 444.
- Masera. O.R. 1995. Carbon mitigation scenarios for Mexican Forest: methodological considerations and results. *Interciencia* 20: 388-395.
- Masera, O.R., M.J. Ordóñez, y R. Dirzo. 1996. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climate Change* 10: 1-31.
- Masello, J. F., y P. Quillfeldt. 2002. Chick growth and breeding success of the Burrowing Parrot. *Condor* 104:574-586
- Matchans, C. S., M. Villard, y S.J. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10: 1366-1379.
- Miller, B., R. Reading, J. Strittholt, C. Carrol, R. Noss, M. Soulé, O Sanchez, J. Terborgh, D. Brightsmith, T. Cheeseman y D. Foreman. 1999. Using focal species in the design of nature reserve networks. *Wild Earth* 8: 81- 92.
- Miranda, A. 1996. La selva tropical estacional: entre la vida y la muerte. *Ocelotl. Pronatura, México*, 5: 28-35.
- Miranda, F. y E. Hernandez X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boetín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.

- Morales Pérez, L. 2002. Efectos de la modificación del hábitat sobre la avifauna terrestre de la reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala y sus alrededores. Tesis de Licenciatura. Fac. Ciencias. UNAM. México.
- Moegenburg, S.M. y D. J. Levey. 2003. Do frugivores respond to fruit harvest? An experimental study of short-term responses. *Ecology* 84: 2600–2612.
- Murali, K. S., y R. Sukumar. 1994. Reproductive phenology of a tropical dry forest in Mudumalai, southern India. *Journal of Ecology* 82: 759 – 767.
- Murphy, P. G. y Lugo, A. E., 1986. The ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 67-88.
- Naka, L.N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in central amazonia. *Auk* 121: 88–102.
- Newmark, W.D. 1987. A land-bridge perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* 325: 430-432.
- Newstrom, L.E., G. W. Frankie, H. G. Baker. 1994. A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica* 26: 141-159.
- Nocedal, J. 1984. Estructura y utilización del follaje de las comunidades de pájaros en bosques templados del valle de México. *Acta Zoológica Mexicana. Nueva serie. No. 6.* Instituto de Ecología, México. D.F.
- Noss, R.F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 1: 159-164.
- Ortiz Maciel, Sonia Gabriela. 2000. Uso del paisaje de la cotorra serrana oriental (*Rhynchopsitta terrisi*). Tesis de Maestría. ITESM. Monterrey.
- Peres, C. A. 1994. Primate responses to phenological changes in an Amazonian terra firme forest. *Biotropica* 26: 98 – 112.
- Peterson, R. T. y E. L. Chalif. 1994. Aves de México, Guía de campo. Diana, México. 473 pp.
- Poulin, B., G. Lefebvre, y R. McNeil. 1992. Tropical avian phenology in relation to abundance and exploitation of food resources. *Ecology* 73: 2295-2309.
- Poulin, B., G. Lefebvre y R. McNeil. 1994. Characteristics of feeding guilds and variation in diets of birds species of three adjacent tropical sites. *Biotropica* 26: 187-197.
- Price, T. 1987. Diet variation in a population of Darwin's finches. *Ecology* 68: 1015-1028.
- Pulliam, H.R., y T. Caraco. 1984. Living in groups: is there an optimal size?. Pp. 122-147. En: *Behavioural ecology: an evolutionary approach.* (J.R. Krebs y N.B. Davies eds.). Blackwell Scientific, Oxford.
- Quigley, M.F., y W. J Platt. 2003. Composition and structure of seasonally deciduous forest in the Americas. *Ecological Monographs* 73: 87-106.

- Ralph C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante, B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, 44p.
- Rappole, J. H. y E. S. Morton 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. Pp. 1013-1021. En: Neotropical Ornithology, (P.A Buckley, E.S. Morton, R. Ridgely, y F.G. Buckley eds.) Ornithological Monographs 36.
- Rappole J. H., S. E. Morton, T. Ill Lovejoy, y J.L. Ruos. 1993. Aves migratorias Neárticas en los Neotrópicos. Conservation and Reserach Center, National Zoological Park, Front Royal, V.A. Smithsonian Institution 341.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. Pp. 205-217. En: The biology or rare plant conservation. (H. Synge ed.). John Wiley, Chichester.
- Reich, P.B., y R. Borchert. 1984. Water stress and tree phenology in an tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 72: 61-74.
- Renton, K. 1998. Reproductive ecology and conservation of the Lilac-crowned Parrot (*Amazona finschi*) in Jalisco, Mexico. Tesis Doctoral, University of Kent, Canterbury.
- Renton, K. 2001. Lilac-crowned Parrot diet and food resource availability: resource tracking by a parrot seed predator. *Condor* 103: 62-69.
- Renton, K. 2002a. Influence of environmental variability on the growth of Lilac-crowned Parrot nestlings. *Ibis* 144: 331-339.
- Renton, K. 2002b. Seasonal variation in occurrence of macaws along a rainforest river. *Journal of Field Ornithologist* 73: 15-19.
- Renton, K. 2002c. *Amazona oratrix* (Ridway 1887) Loro cabeza amarilla. Pp. 345-346 En: Historia Natural de Chamela (F.A. Noguera, J.H. Vega-Rivera, A.N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño eds.). Instituto de Biología. UNAM. México. p. 343-344.
- Renton, K. y A. Salinas Melgoza. 1999a. Nesting behavior of the Lilac-crowned Parrot. *Wilson Bulletin* 111: 488-493.
- Renton, K. y A. Salinas Melgoza. 1999b. Requerimientos de área, de hábitat y movimientos regionales de un loro continental. Libro de resúmenes, VI Congreso de Ornitología Neotropical, 180 pp.
- Renton, K. y A. Salinas Melgoza 2002. *Amazona finschi* (Sclater 1864) Loro corona lila. Pp. 343-344. En: Historia Natural de Chamela (F.A. Noguera, J.H. Vega-Rivera, A.N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño eds.). Instituto de Biología. UNAM. México.
- Renton, K., y A. Salinas Melgoza. 2004. Climatic variability, nest predation, and reproductive output of Lilac-crowned Parrots in tropical dry forest. *Auk* 121: 1214-1225.

- Renton, K., A. Salinas Melgoza, y J.H. Vega Rivera. 2001. Migración estacional altitudinal por el loro corona lila y el trogón citrino en el bosque tropical seco: implicaciones para conservación de ecosistemas. Pp 30 In Resúmenes, V Congreso sobre el Estudio y Conservación de las Aves en México, Morelia, Michoacán, 20-23 de Noviembre, 2001. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo/CIPAMEX.
- Renton, K., A. Salinas Melgoza, T. Monterrubio, E. E. Iñigo y C. Macias Caballero. 2004. Evaluación del estado actual de las poblaciones silvestres del Loro corona lila (*Amazona finschi*) en México. Memorias del VI Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM).
- Renton, K. y J. H. Vega Rivera. 2002. *Trogon citreolus* (Gould 1835). Trogón citrino. Pp. 347-348. En: Historia natural de Chamela (F. A. Noguera, J. H. Vega Rivera, A. N. García-Aldrete y M. Quesada Avendaño eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F.
- Restrepo, C., L.M. Renjifo, P. Marples. 1997. Frugivorous birds in Fragmented Neotropical Montane Forest: Landscape Pattern and Body Mass Distribution. Pp. 171-189. En: Tropical Forest Remnants. (W.F. Laurance y R.O. Bierregaard eds.). The University of Chicago press
- Rey, P.J. 1995. Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. *Ecology* 76: 1652-1635.
- Reyes Macedo, G. y C. Bonilla Ruz. 2004. Temporada de reproducción de guacamaya verde (*Ara militaris*) en la cañada oaxaqueña. Memorias del VI Congreso para el estudio y conservación de las aves en México (CECAM).
- Ridgely, R.S. 1981. The current distribution and status of mainland Neotropical parrots. Pp. 233-384. En Conservation of New World Parrots: Proceedings of the ICBP Parrot Working Group Meeting, St Lucia 1980, (R.F. Pasquier ed.). Smithsonian Institution Press/ICBP Technical Publication No 1.
- Rios Muñoz C.A. 2002. Caracterización geográfica de la familia Psittacidae (Aves) utilizando un modelo predictivo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias UNAM. México, D.F.
- Rivera, G., S. Elliott, L. S. Caldas, G. Nicolossi, V. T. R. Coradin, y R. Borchert. 2002. Increasing day-length induces spring flushing of tropical dry forest in the absence of rain. *Trees* 16: 445 - 456.
- Robinson, S.K. 1998. Another threat posed by forest fragmentation: reduced food supply. *Auk* 115.
- Rodríguez Estrella, R., E. Mata y L Rivera. 1992. Ecological notes on the green parakeet of Isla Socorro, Mexico. *Condor* 94: 523-525
- Rotenberry, J.T. 1980. Dietary relationship among shrubsteppe passerine birds: competition or opportunism in a variable environment?. *Ecological Monographs* 50: 93-110.

- Rowley, I., y G. Chapman. 1991. The breeding biology, food, social organization, demography and conservation of the major Mitchell or pink Cockatoo, *Cacatua leadbeatery*, on the margin of the western Australian Wheatbelt. *Australian Journal of Zoology* 39: 211-261.
- Rzedowski, J. 1994. *Vegetación de México*. Limusa Noriega Editores. México, 432pp.
- Salinas Melgoza, A. 1999. Elementos biológicos de la reproducción del loro corona lila (*Amazona finschi* Sclater 1864) en la costa de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, México.
- Salinas Melgoza, A. 2003. Dinámica espacio-temporal de individuos juveniles del Loro Corona Lila (*Amazona finschi*) en el bosque tropical caducifolio de Jalisco. Tesis de Maestría. Instituto de Biología. UNAM. México, D.F.
- Sánchez, M. T.C. 2003. Composición y variedad de la dieta de las crías del Loro corona lila (*Amazona finschi*) en la selva baja caducifolia de la reserva de la biosfera Chamela-Cuixmala, en la costa de Jalisco. Tesis de Licenciatura. Fac. Ciencias. UNAM. México, D.F.
- Sandoval, G. M. del P. 1992. Inventario avifaunístico de la Presa Cajón de Peña, Municipio de Tomatlán Jalisco, México. Tesis Profesional. UAG. 49 pp.
- SARH. 1986. Información Forestal de la República Mexicana. Subsecretaría de Desarrollo y Fomento Agropecuario. Subdirección del Inventario Nacional Forestal. SARH. México. D.F.
- SARH. 1988. Recursos Forestales. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- SARH. 1994. Inventario nacional forestal periódico, 1992-1994: memoria nacional. Subsecretaría forestal y de Fauna Silvestre, Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, México.
- Saunders, D. A. 1980. Food and movements of the short-billed form of the White-tailed Black Cockatoo. *Australian Wildlife Research* 7: 257-269.
- Saunders, D. A. 1982. The breeding behaviour and biology of the short-billed form of the White-tailed black Cockatoo *Calyptorhynchus funereus*. *Ibis* 124:422-455.
- Saunders, D. A. 1986. Breeding season, nesting success and nestling growth in Carnaby's Cockatoo, *Calyptorhynchus funereus latirostris*, over 16 years at Coomallo Creek, and a method for assessing the viability of populations in other areas. *Australian Wildlife Research* 13: 261-273.
- Saunders, D.A. 1990. Problems of survival in an extensively cultivated landscape: the case of the Carnaby's Cockatoo *Calyptorhynchus funereus latirostris*. *Biological Conservation* 54:277-290.
- Saunders, D. A. 1991. The effect of land clearing on the ecology of Carnaby's Cockatoo and the inland Red-tailed black cockatoo in the wheatbelt of western Australia. *Acta XX Congressus Internationalis Ornithologici* 658-665.

- Saunders, D.A., R. J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation. A review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Schaldach, W.J. 1969. The avifauna of Colima and adjacent Jalisco, Mexico. *Proceedings West Found Vertebrate Zoology*. 1: 1-100.
- Schluter, D. 1981. Does the theory of optimal diets apply in complex environments? *American Naturalist* 118: 139-147.
- Schluter, D. 1982a. Seed and patch selection by Galapagos ground finches: relation to foraging efficiency and food supply. *Ecology* 63: 1106-1120.
- Schluter, D. 1982b. Nest predation and differential insular extinction among selected forest birds of Central Panama. *Ecology* 73: 2310-2328.
- Schmielgelow F.K. A. y S. J. Hannon. 1993. Adaptive management, adaptive science and the effects of forest fragmentation on boreal birds in northern Alberta. *North American Wildlife Natural Resources Conference*. LVIII: 584-598.
- Sieving, K.E. y J. R. Karr. 1997. Avian Extinction and Persistence Mechanisms in Lowland Panama. Pp. 156-170. En: *Tropical Forest Remnants*. (Laurance, W.F y Bierregaard, R.O. eds.). The University of Chicago Press
- Smith, G. T. y L. A. Moore. 1992. Patterns of movement in the western Long-billed Corella *Cacatua pastinator* in the South-west of Western Australia. *Emu* 92: 19-27.
- Smith, J.N., P.R. Grant, B.R. Grant, I.J. Abbott y L.K. Abbott. 1978. Seasonal variation in feeding habits of Darwin's ground finches. *Ecology* 59: 1137-1150.
- Snyder, N.F.R., J.W. Wiley, y C.B. Kepler. 1987. The parrots of Luquillo: natural history and conservation of the Puerto Rican parrot. *Western Foundation of Vertebrate Zoology*. Los Angeles, California.
- Snyder, N. F. R., F. C. James y S. R. Beissinger. 1992. Toward a conservation strategy for Neotropical psittacines. Pp. 257-276. En: *New World Parrots in Crisis: Solutions from Conservation Biology* (S. R. Beissinger y N. F. R. Snyder, eds.). Smithsonian Institution Press. U.S.A.
- Snyder, N. F. R., S. E. Koenig, J. Koschmann, H. A. Snyder y T. B. Johnson. 1994. Thick-billed Parrot releases in Arizona. *Condor* 96: 844-862.
- Snyder, N.F.R., P. McGowan, J. Gilardi y A. Grajal. 2000. Parrots. Status survey and conservation action plan 2000-2004. IUCN, Inglaterra, Suiza y Cambridge. Reino Unido. 180 pp.
- Solís-Magallanes, J. A. 1980. Leguminosas de Chamela, Jalisco. Tesis de Licenciatura. U.N.A.M.
- Soulé, M.E. B.A. Wilcox, y C. Holtby. 1979. Benign neglect: A model of faunal collapse in the game reserves of East Africa. *Biological Conservation* 15: 259-272.

- South, J.M., y S. Pruett Jones. 2000. Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized monk parakeets in Hyde Park, Chicago. *Condor* 102: 848-854.
- Stoner, E. K. 2003. Murciélagos nectarívoros y frugívoros del bosque tropical caducifolio de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Pp. 525-542. En: *Historia Natural de Chamela* (F.A. Noguera, J. H. Vega, A.N. García-Aldrete y M. Quesada eds.). Instituto de Biología, UNAM. México.
- Stotz, D.F., J.W. Fitzpatrick, T.A. Parker III, y D.K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago, Chicago.
- Sutcliffe, O. y C.D. Thomas. 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by Ringler Butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology* 10:1359-1365.
- Thiollay, J.M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47-63.
- Trejo, I. 1998. Distribución y diversidad de las selvas bajas de México: relaciones con el clima y el suelo. Tesis Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F.
- Trejo, I., y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation* 94: 133-142.
- Thomsen, J. B. y A. Brautigam. 1992. Sustainable use of neotropical Parrots. Pp. 359-379. En: *Neotropical Wildlife Use and Conservation* (J.G. Robinson y K. H. Redford, eds.). The University of Chicago Press.
- Thomsen, J. B. y T. A. Mulliken. 1992. Trade in Neotropical psittacines and its conservation implications. Pp. 221-239. En *New World Parrots in Crisis: Solutions from Conservation Biology* (S.R. Beissinger, y N. Snyder, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Valenzuela, G. D. 1999. Efectos de la estacionalidad ambiental en la densidad, la conducta de agrupamiento y el tamaño del área de actividad del coati (*Nasua narica*) en selvas tropicales caducifolias. Tesis de Doctorado, Instituto de Ecología, UNAM, México, D.F.
- Vega Rivera J. H. 1997. Premigratory movements of a long distance migratory species: The wood thrush (*Hylocichla mustelina*). Ph.D. dissertation. Virginia Polytechnic Institute and state University.
- Verboom, J.A. Schotman, P. Opdam y J. Metz. 1991. European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos* 61:149-156.
- Villard M., Trzcinski, M.K. y Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774-783.
- Villaseñor, J. F. y R. L. Hutto. 1995. The importance of agricultural areas for the conservation of neotropical migratory landbirds in western Mexico. Pp. 59-80. En: *Conservation of Neotropical*

- migratory birds in Mexico, (M.H. Wilson y S.A. Sader, eds.). Maine Agriculture and Forest Experiment Station, Veracruz, Mexico.
- Villaseñor, J.F. 1993. The importance of agricultural border strips in the conservation of north american migratory landbirds in western Mexico. M.A. dissertation. University of Montana.
- Waltman, R.J. y S. R. Beissinger. 1992. Breeding behavior of the Green-rumped Parrotlet. *Wilson Bulletin* 104: 65-84.
- Warburton. N.H. 1997. Structure and Conservation of Forest Avifauna in Isolated Rain forest Remnants in Tropical Australia. Pp.190-207. En: *Tropical Forest Remnants* (W.F. Laurance, y R.O. Bierregaard eds.). The University of Chicago press.
- Wegner, J.F. y G. Merriam. 1979. Movements by birds and small mammals between a wood and adjoining farmland habitats. *Journal of Applied Ecology* 76:27-40.
- Wermundsen, T. 1997. Seasonal change in the diet of the Pacific Parakeet *Aratinga strenua* in Nicaragua. *Ibis* 139: 566-586.
- Westcott, D.A. y A. Cockburn. 1988. Flock size and vigilance in parrots. *Australian Journal of Zoology* 36: 335-349.
- Wiens, J. 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: 97-104.
- Whitcomb, R.F., C. S. Robbins, J. F. Lynch, B. L. Whitcomb, M. K. Klimkiewicz, y D. Boystrak. 1981. Effects forest fragmentation on the avifauna of the eastern deciduous forest. Pp. 125-205. En: *Forest island dynamics in Man-dominated landscapes* (R.L. Burges y D.M. Shape eds.). New York:
- Springer V., L.J.T. White. 1994. Patterns of fruit-fall phenology in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology* 10: 298 – 312.
- Wong, M. 1986. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. *Auk* 103: 100-116.
- Wright, S. J. y O. Calderón. 1995. Phylogenetic patterns among tropical flowering phenologies. *Journal of Ecology* 83: 937- 948.
- Wright, S. J. 1996. Phenological responses to seasonality in tropical forest plants. Pp. 440-460. En: *Tropical Forest Plant Ecophysiology* (S.S. Mulkey ed.). Chapman y Hall Ed.
- Wright, T.F., C.A. Toft, E. Enkerlin-Hoeflich, J. Gonzalez-Elizondo, M. Alborno, A. Rodríguez-Ferraro, F. Rojas-Suárez, V. Sanz, A. Trujillo, S.R. Beissinger, A. Berovides V., X. Gálvez A., A.T. Brice, K. Joyner, J. Eberhard, J. Gilardi, S.E. Koenig, S. Stoleson, P. Martuscelli, J.M. Meyers, K. Renton, A.M.

Rodríguez, A.C. Sosa-Asanza, F.J. Vilella, y J.W. Wiley. 2001. Nest poaching in neotropical parrots. .
Conservation Biology 15, 710-720.

Wu, J., y O.L. Loucks. 1995. From balance of nature to hierarchical patch dynamics: paradigm shift in
ecology. Quaterly Review of Biology 70: 439-466.

Zar, J. H. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall International Editions.

Apéndice 1. Especies de psitácidos que se distribuyen en México y su clasificación de riesgo. En la columna **BTS** se indica las especies presentes en el bosque tropical seco. Así mismo, se menciona la clasificación de las especies incluidas en la Nom-059 (2001) y en la lista de La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y Recursos naturales (UICN). Las categorías de riesgo utilizadas son: **A**: amenazada, **P**: en peligro de extinción, **PR**: sujeta a protección especial, **EN**: amenazada y **VU**: vulnerable.

	Especie	Distribución	Hábitat	BTS	Endémica	Nom-059	IUCN
1	<i>Aratinga holochlora</i>	Del este de Nuevo León y Tamaulipas al centro de Veracruz; sureste de Veracruz, este de Oaxaca y al este de Chiapas	Bosques deciduos, semideciduos, y siempre verdes, bosques de galería y de pino encino en el sur del país. También áreas arbustivas, zonas desmontadas y bordes de bosques			A	
2	<i>Aratinga holochlora brevipes</i>	Isla Socorro	Bosques semideciduos y plantaciones con árboles frutales		x	A	A (EN)
3	<i>Aratinga holochlora brewsteri</i>				x	P	
4	<i>Aratinga nana</i>	En la vertiente del Atlántico, del sur de Tamaulipas hacia honduras	Bosques siempre verdes y deciduos. También en los bordes de bosques, áreas semiabiertas y plantaciones			Pr	
5	<i>Aratinga strenua</i>	Este de Oaxaca al centro de Nicaragua	Bosques semideciduos, plantaciones, bosques de pino-encino			A	
6	<i>Aratinga canicularis</i>	En la vertiente del Pacífico desde Sinaloa en México hasta Guanacaste en Costa Rica, además se encuentra en los valles áridos de Guatemala, El Salvador y Honduras	Bosques deciduos, campos ligeramente arbolados, plantaciones, selvas espinosas y bosques de galería	x		Pr	
7	<i>Ara militaris</i>	Desde el sureste de Sonora hasta el Istmo de Tehuantepec, penetrando por la Cuenca del Balsas hasta el estado de México. En la vertiente del Golfo se encuentra en Tamaulipas, San Luis Potosí y Querétaro.	Colinas, terrenos montañosos, áreas arboladas, bosques de encino, bosques de pino, vegetación riparia, selvas espinosas densas, selvas bajas y selvas medianas subperennifolias entre los 500 y 1500 msnm	x		P	Vu (VU)
8	<i>Ara macao</i>	Del norte de Tamaulipas hacia el Istmo de Tehuantepec. En el Pacífico al sureste de Chiapas hasta Honduras	Bosques siempre verdes			P	
9	<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	En la Sierra Madre Occidental, de Chiapas hasta el oeste de Michoacán	Bosques de pino		x	P	A (EN)
10	<i>Rhynchopsitta terrisi</i>	Al suroeste de Tamaulipas, al sureste de Coahuila y zonas adyacentes a Nuevo León	Bosques de pino y siempreverdes húmedos		x	A	
11	<i>Bolborhynchus lineola</i>	Del centro de Veracruz al norte de Oaxaca y del interior de Chiapas hacia el centro de Nicaragua	Bosques de pino y siempreverdes húmedos			A	
12	<i>Forpus cyanopygius</i>	En el suroeste de Sonora hasta Colima, también al este de la Sierra Madre Occidental en el oeste de Durango y Zacatecas.	Habita en selvas bajas caducifolias, plantaciones, matorrales, campos abiertos, bosques de galería y áreas cultivadas	x	x	Pr	
13	<i>Forpus cyanopygius insularis</i>	Islas Marías	Bosques deciduos y semideciduos, riparios y plantaciones	x	x	A	

Cont. apéndice 1. Especies de psitácidos que se distribuyen en México y su clasificación de riesgo.

Especie	Distribución	Hábitat	BTS	Endémica	Nom-059	IUCN
14 <i>Brotogeris jugularis</i>	Del este de Oaxaca hacia Honduras	bosques deciduos y semideciduos, plantaciones, áreas semiabiertas con parches de bosques	x		A	
15 <i>Pionopsitta haematotis</i>	Del sur de Veracruz hacia Honduras	Bosques húmedos siempreverdes y bordes de bosques			A	
16 <i>Pionus senilis</i>	Del Sur de Tamaulipas hacia Honduras	Bosques húmedos y semihúmdeos, así como bordes de bosques y bosques de pino-encino			A	
17 <i>Amazona albifrons</i>	Del sur de Sonora hacia El Salvador y Honduras, aparentemente ausente en Colima y Michoacán. También Sureste de Veracruz hacia la Península de Yucatán	bosques deciduos, semideciduos, áreas semiabiertas con árboles grandes, en parches de bosques y manglares	x			
18 <i>Amazona xantholora</i>	En la Península de Yucatán y hacia el norte de Belice	Bosques deciduos y semideciduos	x	A	Pr	
19 <i>Amazona viridigenalis</i>	Del este de Nuevo León y Tamaulipas hacia el norte de Veracruz	Bosques semideciuos y bordes, áreas semiabiertas, parches de bosques y bosques de pino-encino		x	P	A (EN)
20 <i>Amazona finschi</i>	En la vertiente del Pacífico, desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta el suroeste de Oaxaca	Habita desde selvas secas deciduas y selvas medianas subperennifolias de baja elevación (500-1800 msnm) hasta bosques de encino y pino-encino a 2,200 msnm	x	x	A	
21 <i>Amazona autumnalis</i>	Del Sur de Tamaulipas hacia Honduras	Bosques siempreverdes, semideciduos y bordes, áreas semiabiertas y parches de bosques				
22 <i>Amazona farinosa</i>	Del sur de Veracruz hacia Honduras	Bosques húmedos siempreverdes			A	
23 <i>Amazona oratrix</i>	En la vertiente del Pacífico desde Jalisco hasta Oaxaca y en la vertiente del Atlántico desde el este de Nuevo León y Tamaulipas hacia Tabasco, el norte de Chiapas y posiblemente hasta Yucatán.	Habita en tierras bajas de menos de 500 msnm en sabanas, selvas bajas caducifolias, selvas espinosas, bosques de galería y áreas cultivadas con árboles	x		P	A (EN)
24 <i>Amazona oratrix tresmariae</i>	Islas Marías	Bosques deciduos y semideciduos, riparios y plantaciones	x	x	A	
25 <i>Amazona auropallata</i>	Del sureste de Oaxaca hasta Nicaragua	Savanas áridas y semiáridas, áreas semiabiertas, bosques de galería, bosques de pino y zonas adyacentes a bosques semideciuos			P	