

EL USO DE CLAROS DE APROVECHAMIENTO FORESTAL POR LA AVIFAUNA DE UN BOSQUE SEMIDECIDUO CHIQUITANO DE SANTA CRUZ, BOLIVIA

BETTY FLORES^{1,2,3}, DAMIAN I. RUMIZ^{1,2}, TODD S. FREDERICKSEN¹ Y NELL J. FREDERICKSEN¹

¹ BOLFOR, Proyecto de Manejo Forestal Sostenible. 4to Anillo esq. Av. 2 de Agosto, Casilla 6204, Santa Cruz, Bolivia

² Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Wildlife Conservation Society.
Av. Irala 565, Casilla 2489, Santa Cruz, Bolivia

³ bflores@museo.sczbo.org

RESUMEN.— Se realizó un estudio en un bosque seco o semideciduo chiquitano de la región de Lomerío, a un año de una extracción forestal selectiva de baja intensidad. Evaluamos la riqueza, diversidad, abundancia relativa y representación de gremios de aves (126 individuos de 32 especies) capturadas con redes de niebla en claros de extracción de dos tamaños y en sitios adyacentes sin extracción. La riqueza, abundancia y diversidad de especies mostraron una disminución consistente desde los claros grandes, a claros chicos y a sitios sin extracción, aunque las diferencias entre tratamientos no siempre fueron significativas. Los insectívoros *Thamnophilus sticturus*, *Cnemotriccus fuscatus* y *Thryothorus guarayanus* fueron las aves más frecuentes en los claros grandes, mientras que *Thamnophilus sticturus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Thryothorus guarayanus* y *Basileuterus culicivorus* fueron las especies más capturadas en los claros chicos y en los sitios sin extracción. De ocho gremios examinados, solo la abundancia de los insectívoros que capturan su presa en el aire fue mayor en los claros; los restantes gremios no presentaron diferencias significativas entre tratamientos. Las actividades de aprovechamiento forestal aparentemente no causaron fuertes impactos en la comunidad de aves en el área de estudio después de un año. Sin embargo, los cambios cualitativos podrían ser sutiles y pasar desapercibidos en este plazo, y ser notables solo después de muchos años.

PALABRAS CLAVE: Bolivia, bosque semideciduo chiquitano, claros de aprovechamiento forestal, manejo de bosques, riqueza.

ABSTRACT. THE USE OF LOGGING GAPS BY BIRDS OF A SEMIDECIDUOUS CHIQUITANO FOREST IN SANTA CRUZ, BOLIVIA.— We carried out a study in a dry or semideciduous Chiquitano forest in the Lomerío region, one year after it had been selectively logged. We assessed species richness, diversity, relative abundance, and guilds of birds (126 individuals, 32 species) captured with mist nets in logging gaps and in adjacent undisturbed areas. Species richness, diversity, and abundance diminished consistently from large to small gaps and to unlogged sites, although differences between treatments not always were statistically significant. The insectivores *Thamnophilus sticturus*, *Cnemotriccus fuscatus* and *Thryothorus guarayanus* were the most frequent birds in the large gaps, whereas *Thamnophilus sticturus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Thryothorus guarayanus* y *Basileuterus culicivorus* were the most frequent birds in small gaps and unlogged sites. From eight examined guilds, only the abundance of sallying species showed a significantly higher abundance in gaps, while the remaining guilds did not show preferences for any of the treatments. Logging activities after one year apparently did not have a strong impact on the bird communities of this study area. However, qualitative changes in the bird community could be so subtle as to be noticed only after many years.

KEY WORDS: Bolivia, forest management, logging gaps, semideciduous Chiquitano forest, richness.

Recibido 23 agosto 2001, aceptado 21 noviembre 2002

El aprovechamiento selectivo de madera en bosques tropicales tiene efectos significativos sobre la avifauna por las alteraciones que la apertura de caminos, la extracción de árboles y los tratamientos silviculturales producen en

el hábitat (Mason y Thiollay 2001). Algunas especies de aves, como los insectívoros terrestres y del sotobosque, son negativamente afectados por estos cambios, los nectarívoros y los frugívoros del dosel generalmente se favore-

cen, mientras que otros pueden tener distintas respuestas a la alteración (Johns 1985, Lambert 1992, Thiollay 1992, Mason 1996, Marsden 1998). En general, se espera que los impactos del manejo forestal sean menores cuanto éstos más se asemejan a los disturbios naturales de cada ecosistema, por lo que los estudios de la composición de especies y gremios de aves que usan claros naturales del bosque tropical (e.g., Schemske y Brokaw 1981, Blake y Hoppes 1986, Levey 1988, 1990, Schupp et al. 1989) son una contribución importante para predecir el impacto de la extracción forestal. Sin embargo, los claros de extracción generalmente son de mayor tamaño que los naturales porque provienen de la corta de árboles grandes o de varios árboles adyacentes, y presentan mayor nivel de luz y menor de humedad (Bazzaz 1990).

Los bosques del este de Bolivia están en parte amenazados por la deforestación para agricultura y ganadería, y han sido designados para manejo forestal en una gran extensión (más de 1.5 millones de hectáreas en la Chiquitanía). Según establece la legislación vigente, el aprovechamiento de los árboles es selectivo, bajo planes de manejo, con rotación anual de áreas y con largos ciclos de corta. Ésta es una alternativa ambientalmente preferible a la deforestación, pero el impacto de este manejo sobre la biodiversidad recién comienza a ser evaluado en el país. Por ejemplo, la composición de la avifauna del sotobosque y del estrato medio en un área de bosque chiquitano no varió significativamente luego de realizar este tipo de aprovechamiento, mientras que la estacionalidad sí fue una importante fuente de variación (Flores et al. 2001). Aunque el conocimiento ecológico sobre esta avifauna no es muy completo, la riqueza total de especies del bosque parece ser alta en cada sitio chiquitano medianamente estudiado (entre 86 y 115 especies en 6 sitios; Davis 1993, Parker et al. 1993, Flores et al. 2001), aunque también existe mucho recambio (especies no compartidas entre ellos). Parte de esta variación puede deberse a diferencias en los hábitats de bosque (o los circundantes) entre sitios, pero aún no se cuenta con suficiente información ecológica como para predecir y mitigar los impactos de la pérdida o alteración de este bosque.

El objetivo del presente estudio es evaluar, sobre la base de capturas con redes, la riqueza,

abundancia y los gremios de aves que visitan claros grandes, chicos y áreas sin extracción de un bosque chiquitano bajo manejo forestal en Santa Cruz, Bolivia.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en "Las Trancas 1995" (16°13'S, 61°50'O), un bosque perteneciente al territorio comunal de Lomerío (Provincia Ñuflo de Chávez), en la región del escudo precámbrico brasileño o chiquitano de Santa Cruz, Bolivia (Fig. 1). El clima, según datos de la estación meteorológica de Concepción (60 km al norte de Lomerío), presenta una temperatura promedio anual de 24.3 °C, con extremos de 3 °C en julio y 38.1 °C en octubre, y una precipitación promedio anual de 1129 mm distribuida estacionalmente y determinando cinco meses secos (mayo–septiembre).

La vegetación predominante en la región es el bosque seco ("Bolivian lowland dry forest"; Dinerstein et al. 1995) o bosque semideciduo chiquitano (Navarro 1997), que en el área de Las Trancas (~350 msnm) fue descrito detalladamente en su estructura y composición (Killeen et al. 1998). El bosque presenta una alta riqueza de árboles (50 especies/ha), un dosel (>15 m de altura) dominado por leguminosas (e.g., de los géneros *Acosmiun*, *Anadenanthera*, *Caesalpinia*, *Centrolobium*) y valores promedio de densidad y área basal de 437 árboles y 25 m²/ha, respectivamente. En el sotobosque (<3 m) prevalecen los arbustos y plantas herbáceas de la familia Euphorbiaceae, Acanthaceae y Gramineae, y entre las abundantes lianas dominan las Bignoniaceae, Malpighiaceae y Sapindaceae.

El bosque de Las Trancas sufrió aprovechamiento forestal selectivo en 1996-1997, previa realización de inventarios muestrales, estimaciones de cosecha sostenible, censos de árboles aprovechables, marcado de semilleros, diseño de caminos y aplicación de otras técnicas tendientes a minimizar los impactos en el bosque remanente. Se extrajo un promedio de 3.6 m³/ha de 11 especies comerciales (*Astronium urundeuva*, *Tabebuia impetiginosa*, *Copaifera chodatiana*, *Aspidosperma cylindrocarpon*, *Cedrela fissilis*, *Centrolobium microchaete*, *Calycophyllum multiflorum*, *Amburana cearensis*, *Cordia alliodora*, *Pterogyne nitens* y *Hymenaea coubaril*), creando claros de diferentes tamaños.

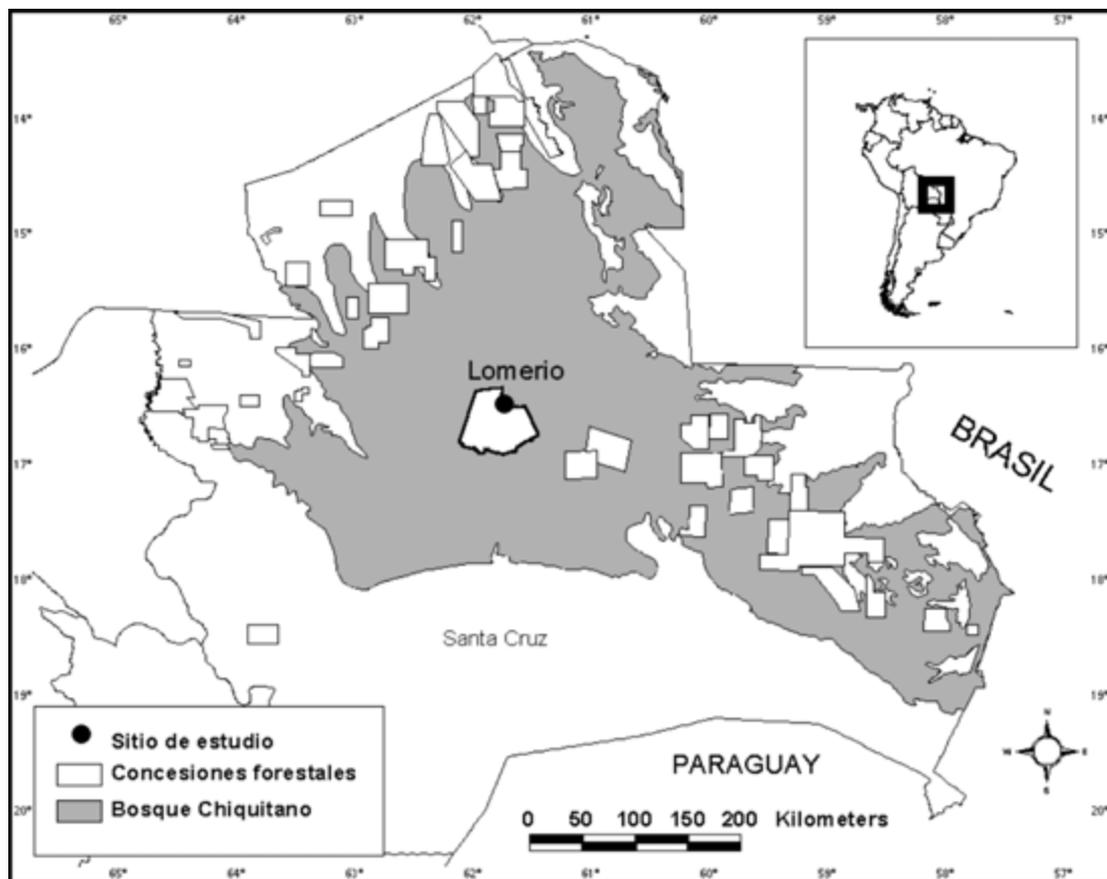


Figura 1. Mapa del área de ubicación de Lomerío y de las concesiones forestales en el este de Santa Cruz, Bolivia.

Un año antes y a meses después del aprovechamiento se realizó un estudio de la avifauna a través de conteos por puntos en uno de los bloques aprovechados y en un bloque cercano que sirvió como control (Flores et al. 2001). En ese estudio se describe con más detalle la composición y abundancia estacional de la avifauna de la zona.

Diseño del estudio

Consideramos tres microsítios distintos como tratamientos, los cuales fueron replicados seis veces cada uno. Estos fueron: claros grandes ($\bar{x} = 811 \text{ m}^2$), producto de la corta de dos o más árboles; claros chicos ($\bar{x} = 247 \text{ m}^2$), donde se cortó un solo árbol; y sitios sin extracción ($\bar{x} = 500 \text{ m}^2$), distantes al menos 100 m uno del otro (o de caminos). Todos los claros fueron creados por la extracción en 1997 y estaban distribuidos en un área de unas 200 ha, agrupados en bloques que contenían una muestra de cada tratamiento. Si bien la intención inicial

fue examinar la variación entre tratamientos y bloques para todos los datos, los de las capturas de aves no tuvieron las características para permitirlo, por lo que usamos otro análisis.

La captura de aves fue realizada en cinco meses (marzo, abril, mayo, agosto y noviembre de 1998), un año después de las actividades de aprovechamiento forestal. En el centro de cada claro o sitio colocamos una red de niebla ($12 \text{ m} \times 2.5 \text{ m}$, 36 mm de malla) con el fin de estandarizar el esfuerzo de muestreo entre los tres tratamientos. En cada período de muestreo, las redes fueron abiertas durante ocho horas diarias (06:00 a 14:00 h) durante dos días consecutivos (no más porque las aves aprenden rápidamente a evadirlas; Remsen y Good 1996), muestreando simultáneamente todos los tratamientos de tres bloques (nueve redes) y, posteriormente, los tres bloques restantes. El esfuerzo de muestreo fue de 480 h/red por tratamiento, completando un total de 1440 h/red. Todas las aves capturadas

fueron marcadas con anillos metálicos numerados con el fin de diferenciar los individuos recapturados. Para examinar la variación en la abundancia por grupos de especies, las aves fueron agrupadas en gremios según sus hábitos alimenticios, sobre la base de los datos en Sick (1984), Hilty y Brown (1986), Narosky e Yzurieta (1987), Ridgely y Tudor (1989, 1994), complementados con observaciones en el campo (Flores et al. 2001).

En cada claro o sitio estimamos la cobertura de vegetación en cuatro puntos seleccionados al azar (uno por cada cuadrante radial en que se dividió el sitio) y para cinco estratos. La cobertura de hojarasca y troncos (>2 cm de diámetro) en el suelo, la cobertura del estrato herbáceo (<0.5 m de altura) y la del estrato bajo (0.5–2 m) se estimaron visualmente en parcelas de 1 m² marcadas alrededor de cada punto. Para la cobertura del estrato medio (2–10 m) y del dosel (>10 m) se usó un densiómetro en los mismos puntos. Se obtuvo un valor promedio de cada parámetro por sitio.

Análisis de datos

Las capturas de aves fueron computadas para cada especie y tratamiento a lo largo de los cinco meses de estudio, pero excluyendo las recapturas para no violar el supuesto de independencia en el análisis. Como el número de individuos capturados no fue igual entre tratamientos, la riqueza de especies fue comparada con el método de rarefacción (Tipper 1979, Gotelli y Graves 1996) usando el programa Ecosim, versión 7. La diversidad de especies en los tres tratamientos fue estimada con el índice de Shannon–Wiener y los valores fueron comparados con la prueba *t* de Hutcheson (Zar 1999). Las abundancias relativas de aves entre tratamientos y por gremio fueron comparadas con la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis (Zar 1999). Para examinar la relación entre la composición de especies y los tratamientos se realizó un Análisis de Correspondencia con el programa

PC-ORD (McCune y Mefford 1997), usando solo las especies capturadas más de una vez. La cobertura de la vegetación en diferentes estratos fue comparada entre tratamientos y bloques con un Análisis de Varianza de dos vías sin replicación para un diseño en bloques (Zar 1999), luego de transformar los datos (usando raíz cuadrada) y de comprobar el cumplimiento de los supuestos de las pruebas paramétricas. Se fijó un nivel de $P < 0.05$ para determinar la significancia estadística de todos los análisis.

RESULTADOS

Variación en la riqueza y abundancia de especies

Capturamos 126 aves pertenecientes a 32 especies y 17 familias (Tabla 1). Los claros grandes tuvieron mayor riqueza específica que los claros chicos y que los sitios sin extracción, aún cuando controlamos el efecto del número de individuos usando rarefacción. La riqueza en los claros chicos fue similar a la de los sitios sin extracción. El índice de diversidad mostró valores decrecientes en un gradiente desde los claros grandes hasta los sitios sin extracción (Tabla 1). Los valores fueron significativamente distintos solo entre los tratamientos extremos ($P = 0.004$, claros grandes vs. sitios sin extracción; $P = 0.08$, claros grandes vs. claros chicos; $P = 0.14$, claros chicos vs. sitios sin extracción).

El número promedio de individuos capturados en cada tratamiento mostró un patrón similar al de la diversidad (Tabla 1), sin diferencias significativas entre tratamientos ($H = 1.87$, $P = 0.39$). Las especies capturadas con mayor frecuencia en los claros grandes fueron las insectívoras *Thamnophilus sticturus*, *Cnemotriccus fuscatus* y *Thryothorus guarayanus*. En los claros chicos y los sitios sin extracción las especies capturadas con mayor frecuencia fueron *Thamnophilus sticturus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Thryothorus guarayanus* y *Basileuterus culicivorus*.

Tabla 1. Número de individuos capturados de cada especie de ave en claros grandes, claros chicos y sitios sin extracción en Las Trancas, Santa Cruz. Se indica el gremio al que pertenece cada especie → (OM = omnívoro, FR = frugívoro, CA = carnívoro, INE = insectívoro–nectarívoro, IBC = insectívoro que busca en la corteza de árboles, IBF = insectívoro que busca en el follaje, ICA = insectívoro que captura en el aire, INT = insectívoro terrestre). Se muestran la riqueza de especies observada, la riqueza estimada por rarefacción y su varianza, y los límites del intervalo de confianza (95%) de la riqueza estimada.

	Gremio	Claro grande	Claro chico	Sin extracción
Tinamidae				
<i>Crypturellus tataupa</i>	OM	1	-	-
Columbidae				
<i>Claravis pretiosa</i>	FR	-	-	1
Strigidae				
<i>Glaucidium brasilianum</i>	CA	1	-	-
Trochilidae				
<i>Phaethornis subochraceus</i>	INE	-	2	3
<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	INE	1	2	2
<i>Thalurania furcata</i>	INE	1	2	1
<i>Hylocharis chrysura</i>	INE	2	1	-
Ramphastidae				
<i>Pteroglossus castanotis</i>	FR	-	-	1
Picidae				
<i>Celeus lugubris</i>	IBC	-	1	-
Dendrocolaptidae				
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	IBC	1	4	5
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	IBC	1	-	-
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	IBC	1	-	2
Furnariidae				
<i>Poecilurus scutatus</i>	IBF	-	-	1
Thamnophilidae				
<i>Thamnophilus sticturus</i>	IBF	8	7	6
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	IBF	1	-	-
<i>Pyriglena leuconota</i>	IBF	2	2	2
Tyrannidae				
<i>Euscarthmus meloryphus</i>	ICA	2	-	-
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	ICA	2	2	-
<i>Corythopsis delalandi</i>	INT	-	-	1
<i>Todirostrum latirostre</i>	ICA	1	-	-
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	ICA	7	2	1
<i>Casiornis rufa</i>	ICA	1	3	-
<i>Sirystes sibilator</i>	ICA	1	-	-
Pipridae				
<i>Pipra fasciicauda</i>	FR	1	-	-
<i>Neopelma sulphureiventer</i>	ICA	1	-	-
Troglodytidae				
<i>Thryothorus guarayanus</i>	IBF	7	6	-
Turdidae				
<i>Turdus amaurochalinus</i>	FR	1	1	-
Parulidae				
<i>Basileuterus culicivorus</i>	IBF	3	7	7
Thraupidae				
<i>Hemithraupis guira</i>	IBF	1	-	-
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	IBF	-	1	-
Emberizidae				
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	FR	-	1	-
Cardinalidae				
<i>Pheucticus aureoventris</i>	FR	1	-	-
Número total de individuos		49	44	33
Número promedio de individuos		8.2	7.3	5.5
Riqueza de especies				
Observada		24	16	13
Estimada (varianza)		-	22 (1.12)	18 (2.48)
Intervalo de confianza		-	20.3-24.4	15.1-21.3
Diversidad		1.22	1.10	0.90

Tabla 2. Promedio (\pm EE) del número de aves capturadas de cada gremio en claros grandes, claros chicos y sitios sin extracción en Las Trancas, Santa Cruz. Se muestran los valores del estadístico H de Kruskal–Wallis y su nivel de significación. Los códigos de los gremios son los mismos que en la tabla 1.

Gremio	Claro grande	Claro chico	Sin extracción	H	P
OM	0.2 \pm 0.2	-	-	2.00	0.37
FR	0.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0.7 \pm 0.3	0.76	0.68
CA	0.2 \pm 0.2	-	-	2.00	0.37
INE	0.7 \pm 0.2	1.2 \pm 0.6	1.0 \pm 0.5	0.15	0.93
IBC	0.5 \pm 0.2	0.8 \pm 0.4	1.2 \pm 0.6	0.38	0.82
IBF	3.7 \pm 1.1	3.8 \pm 1.3	2.7 \pm 0.6	0.30	0.86
ICA	2.5 \pm 0.9	1.2 \pm 0.8	0.2 \pm 0.2	7.96	0.02
INT	-	-	0.2 \pm 0.2	2.00	0.37

Variación de la abundancia por gremios

Agrupamos a las especies en ocho gremios según sus hábitos alimenticios y comparamos su abundancia entre los tres tratamientos (Tabla 2). Las aves insectívoras que capturan su presa en el aire (e.g., *Cnemotriccus fuscatus*, *Euscarthmus meloryphus*) fueron más abundantes en los claros que en los sitios sin extracción. Los restantes gremios no mostraron diferencias significativas entre los tres tratamientos. El Análisis de Correspondencia (Fig. 2) sugiere que los insectívoros aéreos (*Leptopogon amaurocephalus*, *Cnemotriccus fuscatus*, *Casiornis rufa*), los insectívoros del follaje (*Thryothorus guarayanus*, *Pyriglena leuconota*, *Thamnophilus sticturus*), algunos colibríes (*Hylocharis chrysura*, *Thaluranía furcata*) y un frugívoro (*Turdus amaurochalinus*) se asociaron con los claros, mientras que otro colibrí (*Phaethornis subochraceus*) e insectívoros de la corteza (*Sittasomus griseicapillus*) y del follaje (*Basileuterus culicivorus*) se asociaron a sitios sin claros.

Cobertura de la vegetación

El Análisis de Varianza de dos vías demostró que no existieron diferencias en los parámetros de la vegetación entre los bloques ($P > 0.05$, $gl = 5$), pero sí entre tratamientos. La cobertura del dosel en los claros grandes y en los chicos fue menor que en los sitios sin extracción (37%, 69% y 97%, respectivamente; $F = 16.48$, $P = 0.001$, $gl = 2$). La cobertura del estrato medio no mostró diferencias significativas entre los tratamientos ($F = 1.68$, $P = 0.236$, $gl = 2$), aunque tuvo una tendencia de menor cobertura en los claros grandes

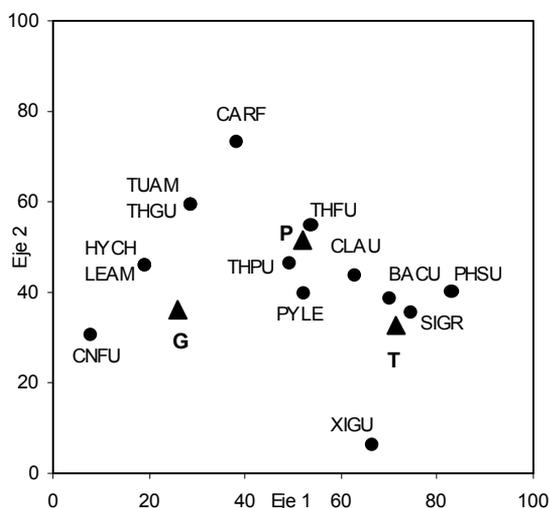


Figura 2. Representación gráfica del Análisis de Correspondencia realizado con los datos de aves en Las Trancas, Santa Cruz. Se observa la ubicación de los micrositios (G = claros grandes, C = claros chicos, T = sitios sin extracción) y de las especies de aves (BACU = *Basileuterus culicivorus*, CARF = *Casiornis rufa*, CLAU = *Chlorostilbon aureoventris*, CNFU = *Cnemotriccus fuscatus*, HYCH = *Hylocharis chrysura*, LEAM = *Leptopogon amaurocephalus*, PHSU = *Phaethornis subochraceus*, PYLE = *Pyriglena leuconota*, SGR = *Sittasomus griseicapillus*, THFU = *Thaluranía furcata*, THGU = *Thryothorus guarayanus*, THST = *Thamnophilus sticturus*, TUAM = *Turdus amaurochalinus*, XIGU = *Xiphorhynchus guttatus*).

(9%) y los claros chicos (11%) que en los sitios sin extracción (14%). La cobertura del estrato bajo tampoco mostró diferencias significativas entre los tratamientos ($F = 1.14$, $P = 0.358$, $gl = 2$). La cobertura de vegetación en el es-

trato herbáceo fue mayor en los claros grandes y en los chicos que en los sitios sin extracción (53%, 43% y 23%, respectivamente; $F = 9.69$, $P = 0.005$, $gl = 2$). La presencia de material vegetal muerto en el suelo (ramas, troncos y tocones) fue mayor en los claros grandes y en los chicos en comparación a los sitios sin extracción (26%, 29% y 5%, respectivamente; $F = 27.38$, $P = 0.0002$, $gl = 2$).

DISCUSIÓN

A pesar de que realizamos un considerable esfuerzo de muestreo, el número de capturas que obtuvimos y la relativamente alta diversidad (baja abundancia por especie) limitan la interpretación que podemos hacer de nuestros datos. Sin embargo, la abundancia de individuos y la riqueza de especies fueron más altas en los claros que en los sitios sin extracción. Esto apoya la idea de que un bosque aprovechado es más diverso que uno no aprovechado, aunque debemos aclarar las razones por las que esta diferencia puede ser ficticia ecológicamente e irrelevante como medida de valor del bosque desde el punto de vista de la conservación. Primero, el muestreo con redes tiene el sesgo de capturar solo especies del sotobosque cuando las redes se ubican bajo el dosel, mientras que cuando están en los claros producen más capturas porque allí las especies del dosel (antes "no disponibles" pero igualmente presentes) bajan por el borde y hacia el suelo y pueden caer en las redes (Karr 1981, 1990, Remsen y Good 1996). Segundo, el aumento de la riqueza de especies en claros seguramente se debe a la invasión de aves generalistas, predominantes en el mosaico de vegetación modificada, mientras que otras aves especialistas del interior del bosque podrían estar desapareciendo.

La tendencia de mayor abundancia de aves en los claros con respecto a los sitios sin extracción podría estar relacionada con la disponibilidad de recursos aportados por las especies de plantas colonizadoras de áreas perturbadas, las cuales generalmente son apetecidas por especies oportunistas y generalistas (Lambert 1992), y por el incremento de la abundancia de insectos (dípteros y lepidópteros; Coro 2000). Otro factor que puede influir es la actividad de las aves, ya que las especies del dosel (*Casiornis rufa*, *Pheucticus aureoventris*, *Sirystes sibilator*, *Hemithraupis*

guira, *Tachyphonus luctuosus*) descienden frecuentemente hacia los claros por la orilla del bosque, porque encuentran en los claros condiciones similares a las del dosel (Mason y Thiollay 2001).

La mayor diversidad y riqueza específica de aves en los claros grandes podrían estar relacionadas con la heterogeneidad de microsítios, ya que la riqueza de especies de plantas fue mayor en los claros grandes con respecto a los claros chicos y los sitios sin extracción (Mostacedo et al. 1998). Otro factor que puede contribuir al incremento de la riqueza de especies en claros más grandes es la actividad de las especies, ya que las que requieren mayor área de actividad o territorio tienen mayor posibilidad de ser registradas (Galli et al. 1976, citado en Rudnicky y Hunter 1993). Nuestros resultados sustentan la importancia de este factor, ya que el 50% de las especies registradas solamente en los claros grandes correspondió a especies generalistas que pueden recorrer grandes distancias en busca de recursos (e.g., *Crypturellus tataupa*, *Glaucidium brasilianum*, *Sirystes sibilator*, *Hemithraupis guira*, *Pheucticus aureoventris*). Por otro lado, Rudnicky y Hunter (1993) encontraron una relación positiva entre la riqueza específica y el tamaño de áreas deforestadas por el aprovechamiento forestal.

La composición de aves observada en los diferentes tratamientos aparentemente se debió a los hábitos alimenticios y las preferencias de hábitat, ya que las especies del borde y del dosel fueron las más relacionadas con los claros. Robinson y Holmes (1984) sugieren que las técnicas de captura de presas por las aves del bosque están relacionadas con la distribución espacial de las hojas, ramas y otros parámetros de la estructura del follaje. La mayor abundancia de aves insectívoras que capturan su presa en el aire en claros podría deberse a la mayor disponibilidad de insectos lepidópteros y dípteros registrados en los mismos sitios (Coro 2000). Sin embargo, Plumtre et al. (2001) encontraron menor abundancia de este gremio de insectívoros en el bosque aprovechado con respecto a un bosque continuo sin aprovechamiento. Otros estudios que documentaron cambios en los gremios por efectos del aprovechamiento forestal (Mason 1996, Plumtre et al. 2001, Zakaria y Francis 2001) midieron dichos cambios 5, 10 y 9-10 años después del disturbio, respectivamente.

Es posible que sea demasiado pronto para ver los efectos de la explotación forestal en nuestro sitio de Lomerío. Los cambios cualitativos en un ecosistema podrían ser muy sutiles y pasar desapercibidos a corto plazo, y solo después de varios años podrían verse los resultados del impacto (Noss y Scott 1997). También puede ser que los impactos de la extracción no hayan sido significativos sobre la comunidad de aves, como fuera reportado para el norte de Belize (Whitman et al. 1998). La intensidad de aprovechamiento en el área de estudio fue relativamente baja (3.60 m³/ha) en comparación con otras en donde sí se constataron efectos significativos de la explotación forestal (14 m³/ha, Mason 1996; 20–40 m³/ha, Plumtre et al. 2001; 79–90 m³/ha, Zakaria y Francis 2001).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue realizado en el marco del Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR, con financiamiento de USAID y el Gobierno de Bolivia. BF y DIR agradecen al Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Wildlife Conservation Society por el apoyo recibido durante la preparación del manuscrito.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- BAZZAZ FA (1990) Regeneration of tropical forest: physiological responses of pioneer and secondary species. Pp. 91–118 en: GÓMEZ-POMPA, WHITMORE ATC Y HADLEY M (eds) *Rain forest regeneration and management*. UNESCO y The Parthenon Publishing Group, París
- BLAKE JG Y HOPPES WG (1986) Influence of resource abundance on use of tree-fall gaps by birds in an isolated woodlot. *Auk* 103:328–340
- CORO PQ (2000) *Comunidad de insectos voladores en áreas con diferentes grados de perturbación forestal en un bosque tropical seco de Santa Cruz*. Tesis de grado. Universidad Mayor Real y Pontificia de San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre
- DAVIS S (1993) Seasonal status, relative abundance, and behavior of the birds of Concepción, Departamento de Santa Cruz, Bolivia. *Fieldiana Zoology* 71:1–33
- DINERSTEIN E, OLSON DM, WEBSTER AL, PRIMM SA, BOOKBINDER MP Y LEDEC G (1995) *A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean*. World Wildlife Fund y The World Bank, Washington DC
- FLORES B, RUMIZ DI Y COX G (2001). Avifauna del bosque semideciduo Chiquitano (Santa Cruz, Bolivia) antes y después de aprovechamiento forestal selectivo. *Ararajuba* 9:21–31
- GALLI A, LEK C Y FORMAN R (1976) Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in central New Jersey. *Auk* 93:356–364
- GOTELLI NJ Y GRAVES GR (1996) *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington DC
- HILTY SL Y BROWN WL (1986) *Birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton
- JOHNS AD (1985) Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: problems and recommendations. *Biological Conservation* 31:355–375
- KARR JR (1981) Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology* 6:62–67
- KARR JR (1990) The avifauna of Barro Colorado Island and the Pipeline Road, Panamá. Pp. 183–198 en: GENTRY AH (ed) *Four Neotropical rainforests*. Yale University Press, London
- KILLEEN TJ, JARDIM A, MAMANI F Y ROJAS N (1998) Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitania region of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 14:803–827
- LAMBERT FR (1992) The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 335:443–457
- LEVY DJ (1988) Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. *Ecology* 69:1076–1089
- LEVY DJ (1990) Habitat-dependent fruiting behaviour of an understory tree, *Miconia centrodesma*, and tropical treefall gaps as keystone habitats for frugivores in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 6:409–420
- MCCUNE B Y MEFFORD MJ (1997) *Multivariate analysis of ecological data. Version 3.0*. MjM Software, Gleneden Beach
- MARSDEN SJ (1998) Changes in bird abundance following selective logging on Seram, Indonesia. *Conservation Biology* 12:605–611
- MASON DJ (1996) Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28:296–309
- MASON DJ Y THIOLLAY JM (2001) Tropical forestry and the conservation of Neotropical birds. Pp. 167–191 en: FIMBEL RA, GRAJAL A Y ROBINSON JG (eds) *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York
- MOSTACEDO B, FREDERICKSEN T Y TOLEDO M (1998) Respuestas de las plantas a la intensidad de aprovechamiento en un bosque semideciduo pluvioestacional de la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. *Revista de la Sociedad de Botánica* 2:75–88
- NAROSKY T E Y ZURIETA D (1987) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- NAVARRO G (1997) Contribución a la clasificación ecológica y florística de los bosques de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 1:3–37

- NOSS RF Y SCOTT JM (1997) Ecosystem protection and restoration: the core of ecosystem management. Pp. 239–264 en: BOYCE MS Y HANEY A (eds) *Ecosystem management: applications for sustainable forest and wildlife resources*. Yale University Press, New Haven
- PARKER TA III, GENTRY AH, FOSTER RB, EMMONS LH Y REMSEN JV JR (1993) The lowland dry forests of Santa Cruz, Bolivia: a global conservation priority. *RAP Working Papers* 4:1–104
- PLUMPTRE A, DRANZOA C Y OWIUNJI I (2001) Bird communities in logged and unlogged African forest. Pp 213–238 en: FIMBEL RA, GRAJAL A Y ROBINSON JG (eds) *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York
- REMSEN JV JR Y GOOD DA (1996) Misuse of data from mist-net captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk* 113:381–398
- RIDGELY RS Y TUDOR G (1989) *The Birds of South America. Volume 1*. University of Texas Press, Austin
- RIDGELY RS Y TUDOR G (1994) *The Birds of South America. Volume 2*. University of Texas Press, Austin
- RUDNICKY TC Y HUNTER ML JR (1993) Reversing the fragmentation perspective: effects of clearcut size on bird species richness in Maine. *Ecological Applications* 3:357–366
- ROBINSON SK Y HOLMES RT (1984) Effects of plant species and foliage structure on the foraging behavior of forest birds. *Auk* 101:672–684
- SCHEMSKE DW Y BROKAW N (1981) Treefalls and the distribution on understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62:938–945
- SCHUPP EW, HOWE HF, AUGSPURGER CK Y LEVEY DJ (1989) Arrival and survival in tropical treefall gaps. *Ecology* 70:562–564
- SICK H (1984) *Ornitología brasileira. Uma introducao. Volumen 2*. Universidade de Brasília, Brasília
- THIOLLAY JM (1992) Influence of selective logging on bird species diversity in Guyanan rain forest. *Conservation Biology* 6:47–63
- TIPPER JC (1979) Rarefaction and rarefaction -the use and abuse of a method in paleoecology. *Paleobiology* 5:423–434
- WHITMAN AA, HAGAN JM III Y BROKAW NVL (1998) Effects of selection logging on birds in northern Belize. *Biotropica* 30:449–457
- ZAKARIA MBH Y FRANCIS C (2001) The effects of logging on birds in tropical forests of Indo-Australia. Pp. 193–212 en: FIMBEL RA, GRAJAL A Y ROBINSON JG (eds) *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York
- ZAR JH (1999) *Biostatistical analysis*. Fourth edition. Prentice-Hall, Upper Saddle River