

## Impacto del ruido sobre la riqueza y abundancia de las aves, en el bosque de arrayanes (*Luma apiculata* (DC) Burret) en península de Quetrihue, Argentina.

Llavallol, C. (1) Cellini, J.M. (2), Gutiérrez, M. (3)

### Impact of noise on bird richness and abundance in the arrayanes (*Luma apiculata* (DC) Burret) forest in Quetrihue peninsula, Argentina.

---

#### Abstract

Although it is true that ecotourism may contribute to the conservation of protected areas, its secondary impact on the environment is often neglected and specifically the impact of ecotourism on wildlife has been little studied. In the arrayanes forest (*Luma apiculata* (DC.) Burret) in Arrayanes National Park, Quetrihue peninsula, intense tourism occurs since 1971.

Even though the National Park has an area of 1840 ha tourism is almost wholly concentrated within the approximately 20 ha of arrayanes forest on its southern tip. The forest of *L. apiculata* as a dominant species is so unusual as to turn it into a site of scientific interest.

On the basis of these considerations we decided to study the impact of noise on birds in this site. We did not find significant relation between bird behaviour and noise, nor noise levels over regulations or which could generate harm to the hearing system of birds.

**Key words:** impact, arrayanes, birds, tourism, noise, protected areas.

---

#### Resumen

Si bien es cierto que el ecoturismo puede contribuir a la conservación de las áreas protegidas, muchas veces se ha descuidado su impacto secundario sobre el medio ambiente, siendo el impacto del ecoturismo sobre la fauna un tema poco estudiado. En el bosque de arrayanes (*Luma apiculata* (DC.) Burret) localizado en el Parque Nacional Arrayanes, península de Quetrihue, se desarrolla una actividad turística intensiva desde 1971.

Aunque el Parque Nacional tiene una superficie de 1840 ha, el objetivo casi exclusivo del turismo está comprendido dentro de las aproximadamente 20 ha del bosque de arrayanes situado en su extremo sur. La formación de *L. apiculata* como especie dominante es una particularidad que lo convierte en un sitio de interés científico.

Sobre la base de estas consideraciones se decidió estudiar el impacto del ruido sobre las aves en este sitio. Las observaciones realizadas no permitieron hallar relaciones significativas entre la variación en el comportamiento de las aves y la generación de ruidos, ni se hallaron niveles de ruido que superen las normas legales en ambientes laborales, o que generen daños auditivos en las aves.

**Palabras clave:** impacto, arrayanes, aves, turismo, ruido, áreas protegidas

---

(1) Programa de Investigación Geográfico Político Patagónico – Instituto de Ciencias Políticas - Grupo Ambiental Patagónico – Facultad de Ciencias Físicomatemáticas e Ingeniería – UCA. Av. Alicia Moreau de Justo 1500 - 1° piso oficina 103 - Buenos Aires, Argentina- - pigpp@uca.edu.ar - cillavallol@gmail.com

(2) Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata (LISEA-UNLP), Argentina

(3) Administración de Parques Nacionales, Parque Nacional Nahuel Huapi

## Introducción

El uso habitual de la capacidad de carga aplicada al turismo analiza en última instancia el impacto sobre el turista (Cifuentes et al., 1999) y mide los límites de uso del recurso para garantizar la oferta de un producto de calidad, es decir, evalúa los límites de uso del recurso desde el punto de vista subjetivo y cambiante de la conformidad del turista. Producto de lo anterior, se discute un concepto relevante: siendo la naturaleza la principal motivación del viaje es necesario conservarla, en este sentido planificar el turismo desde una postura de equilibrio se convierte hoy en un desafío de importancia mundial (Vaughan, 2000).

Los estudios de impacto ambiental buscan identificar los aspectos relacionados con el ambiente que se desarrollan en un proceso y el grado de afectación de los ámbitos sobre los que actúan. Este punto de vista ofrece parámetros más objetivos en los que basarse para determinar los límites del uso del recurso (Yorio y Quintana, 1996). Si bien es cierto que el ecoturismo puede contribuir considerablemente a la conservación de las áreas protegidas, muchas veces se ha descuidado hasta ahora su impacto secundario negativo sobre el medio ambiente. Sólo si se reconoce e impide este impacto ambiental, se podrá lograr una compatibilidad a largo plazo entre el mandato de protección y el uso ecoturístico de las áreas protegidas.

Las consecuencias negativas de las actividades turísticas sobre la fauna son pocas veces estudiadas; los cambios de la fauna no suelen percibirse de inmediato y su interrelación con los efectos de la presencia turística es compleja y no lineal (Yu et al., 1997). Por esta razón, se requieren estudios concretos que permitan una detección oportuna del impacto (Sutherland, 1998).

Sobre la base de estas consideraciones se decidió estudiar el impacto del ruido sobre las aves en el bosque de arrayanes (*Luma apiculata* (DC.) Burret) localizado en el Parque Nacional Arrayanes, península de Quetrichue. En este bosque se desarrolla una actividad turística intensiva que ha crecido desde la expropiación de la península de Quetrichue en 1950 y la creación del parque en 1971. La formación de arrayanes como especie dominante es una particularidad que lo convierte en un sitio de interés científico.

## Materiales y métodos.

Área de estudio: El Parque Nacional Arrayanes ocupa 1840 ha en la península de Quetrichue, en el sector norte del lago Nahuel Huapi, en la provincia del Neuquén (Figura 1).

El bosque de arrayanes ocupa una superficie de aproximadamente 20 ha en el extremo sur de la península. La zona bajo estudio se ubica a los 40°51'27" S 71°36'55" O, comprendiendo el circuito de pasarelas y sus alrededores. Se trata de un bosque casi puro de *L. apiculata* mezclado con ejemplares de otras especies del bosque andino-patagónico como *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (*coihue*), *Dasyphyllum diacantoides* (Less.) Cabrera (*palo santo*) y

*Lomatia hirsuta* (Lam.) Diels ex J.F. Macbr. (*radal*), entre otras. Extensas áreas del sotobosque en los sectores del muestreo se encuentran tapizados con renovales cerrados de *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic.Serm. & Bizzarri (ciprés de la cordillera).

En temporada alta acceden al área por vía acuática aproximadamente 1.700 personas por día entre que en su mayoría permanecen entre las 11:00 y las 19:30 horas. Una vez en el área recorren un circuito de 800 m sobre tablones de madera que finaliza en una casa de té aldeaña a sanitarios públicos, utilizados debido a que las embarcaciones no pueden abrir los baños en puerto.

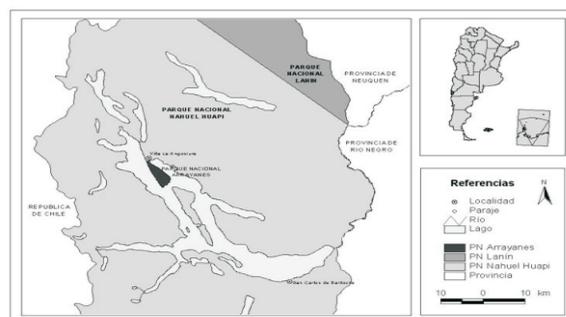


Figura 1. Ubicación del PN Arrayanes.

La energía de las instalaciones para el turismo proviene de un motor diesel Fiat Iveco Aifo que funciona diariamente desde las 10:30 hasta las 20:00, en temporada alta. La emisión de ruidos está dada por los dos grupos electrógenos presentes en el área, los motores, bocinas y megáfonos de los barcos y la conversación de los turistas que recorren la pasarela.

Muestreo: se marcaron 15 puntos de muestreo ubicados a lo largo de cinco transectas en forma radial desde la zona emisora de ruidos, como muestra la Figura 2. La disposición de los puntos de muestreo se realizó de esta forma para cubrir desde las zonas de mayor ruido hasta las zonas periféricas. En cada punto se registraron las aves observadas durante un tiempo de 8 minutos, con 2 minutos previos de acostumbramiento (Lencinas et al., 2001). Para la identificación de las especies se utilizó la guía de Narosky y Yzurieta (2003).

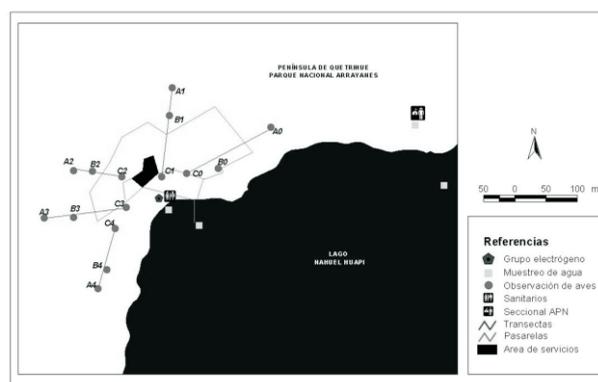


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo.

Los muestreos se realizaron en horas de la mañana (muestreo sin perturbación) y en horas de visita (muestreo con perturbación). Cada punto se visitó 5 veces durante la mañana (grupo electrógeno apagado y en ausencia de turistas) y 5 veces durante la tarde (grupo electrógeno encendido y horarios pico de turismo). En cada punto se midió con un decibelímetro el nivel de ruido durante la tarde registrándose el promedio de las mediciones realizadas durante un minuto. El muestreo de ruido fue realizado en un solo día durante las horas de ruido.

Se seleccionaron a las aves como indicadoras debido a que dentro de este grupo se pueden encontrar especies con comportamientos variados ante el ruido, algunas con mayor sensibilidad que otras (Forman y Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Goosem, 2002).

### Análisis de los datos

La diversidad biológica es la variedad y variabilidad entre los organismos vivos y los complejos ecológicos en los cuales estos organismos viven (OTA, 1987). En las comunidades la diversidad de especies es la más ampliamente utilizada ya que por medio de ella se diferencian dos componentes: la riqueza o número de especies y la equidad o distribución de los individuos entre las especies.

Se analizaron los parámetros de abundancia (número de individuos), riqueza (número de especies), constancia (número de ocurrencias de una especie sobre el total de parcelas) y dominancia (individuos de una especie sobre el total de individuos registrados). Como indicadores de diversidad se utilizaron la abundancia, gráficos de solapamiento entre especies e índices de diversidad alfa y beta. La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad a la que consideramos homogénea (Moreno, 2001), también definida como la diversidad dentro de una comunidad particular (Villarreal et al, 2006). La diversidad beta es el grado de reemplazo de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Whittaker, 1972). La medición de la diversidad beta está basada en proporciones o diferencias, que se evaluó con índices de similitud-disimilitud y complementariedad. Para comparar las unidades de vegetación entre sí se utilizaron los índices de Jaccard y Sorensen, tomando como referencia la unidad que sufrió menores modificaciones (BN). Las funciones utilizadas se presentan en la Tabla 1.

### Resultados

Tanto el promedio como los máximos de decibeles decrecen al alejarse del área C (Figura 3). La llamada a los turistas a través de la bocina de las embarcaciones (Figura 3b) es, desde el punto de vista de la contaminación sonora, el aspecto más agudo, aunque de duración muy breve.

Se relevaron un total de 342 individuos de 12 especies (Tabla 1), registrándose una mayor abundancia total durante la mañana (22,8% más de individuos) ya que son las horas posteriores al amanecer las de mayor actividad de las aves (Lencinas, 2005). El mayor número de individuos se observó en los puntos más cercanos al centro emisor de ruido (.C).

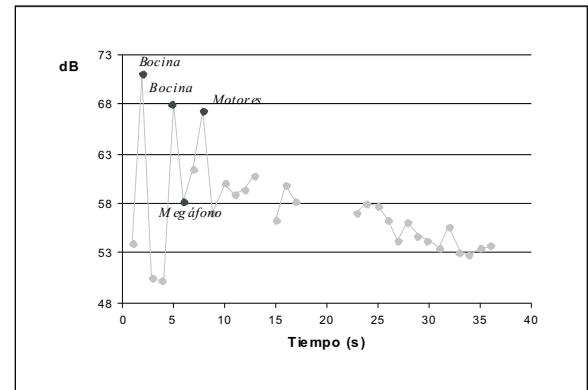
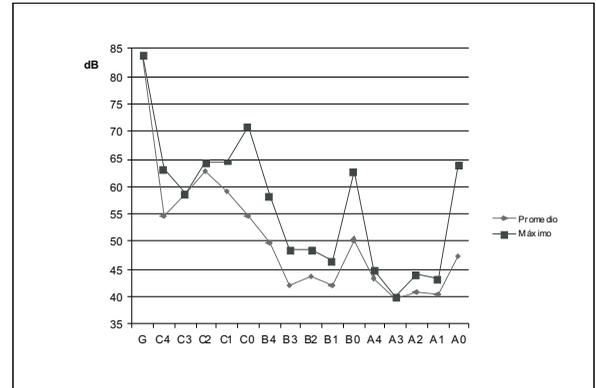


Figura 3. a) Niveles de ruido medidos en los puntos de observación. b) Salida de la embarcación Modesta Victoria del puerto. dB: decibeles; G: grupo electrógeno; 0 -4: transectas en sentido antihorario; A: zona alejada del ruido; B: zona intermedia; C: zona cercana a los ruidos.

La diferencia entre el número de individuos observados por la mañana y por la tarde decrece en los puntos más alejados del ruido (A y B). En ambos periodos de muestreo la mayor riqueza se observa en el área C. Ésta disminuye en todos los puntos durante la tarde, perdiendo todas las áreas aproximadamente el mismo número de especies, ausentándose *C. magellanicus*, *S. rubecula* y *P. patagonicus*.

Se compararon riqueza y abundancia punto por punto, con el objetivo de descartar que tanto la mayor abundancia como la mayor riqueza en el área C se deban al incremento en los niveles de ruido durante la tarde. Las mayores abundancias por la mañana y por la tarde corresponden a los puntos más cercanos a la costa (puntos C + transectas T0 y T4), con algunas excepciones: B2 por la mañana y B1 por la tarde. En cuanto a la riqueza, se produjo un caso similar: nuevamente con las excepciones de B2 por la mañana y B1 por la tarde.

Nombre científico	Nombre vulgar	Mañana			Tarde			Total			Total General
		A	B	C	A	B	C	A	B	C	
<b>Falconiformes</b>											
<i>Milvago chimango</i>	Chimango	1	0	0	0	0	1	1	0	1	2
<b>Passeriformes</b>											
<i>Elaenia albiceps</i>	Fío fío silbón	12	28	33	7	17	42	19	45	52	139
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	18	12	29	13	12	10	31	24	39	94
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona común	6	6	10	8	10	9	14	16	19	49
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina patagónica	0	2	6	2	2	11	2	4	17	23
<i>Pygarrhynchus algobularis</i>	Picolezna patagónico	3	0	4	0	0	2	3	0	6	9
<i>Phrygilus patagonicus</i>	Comesebo patagónico	0	0	3	0	0	0	0	0	3	3
<i>Scytalopus magellanicus</i>	Churrín andino	1	1	4	0	1	0	1	2	4	7
<i>Pterotochos tami</i>	Huet huet	0	1	4	0	0	1	0	1	5	6
<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal patagónico	0	0	2	1	0	0	1	0	2	3
<i>Scelorchilus rubecula</i>	Chuca	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<b>Piciformes</b>											
<i>Campephilus magellanicus</i>	Carpintero gigante	0	2	4	0	0	0	0	2	4	6
<b>Total general</b>		42	52	99	31	42	76	73	94	152	342
<b>Riqueza</b>		7	7	10	5	5	7	9	7	11	12

M: mañana; T: tarde. A: zona alejada del centro emisor de ruidos; B: zona intermedia; C: zona cercana al centro emisor de ruidos.

Tabla 1. Observaciones de aves en el bosque de arrayanes, península de Quetruhue.

Las especies exclusivas de cada área durante la mañana son reemplazadas por otras especies exclusivas de la tarde (Figura 4).

Sólo dos especies no cambiaron de sitio: *S.rubecula* en A y *P.patagonicus* en C, aunque esta última especie sólo se presentó durante la mañana; es decir que no existen especies exclusivas cercanas al área emisora de ruidos en el momento de concurrencia del turismo. El área B no presentó especies exclusivas por tratarse de un área intermedia.

Constancia y dominancia.

Las tres especies de mayor constancia fueron *E. albiceps* (90,0%), *A. spinicauda* (80,0%) y *T. aedon* (60,0%). La especie dominante en términos generales es *E. albiceps* seguida por *A. spinicauda* y *T. aedon*.

En las áreas C y B esta relación de dominancias se mantiene, pero en la zona A la relación cambia; *T. aedon* crece en importancia y pasa a dominar *A. spinicauda* mientras que *E. albiceps* desciende. Durante la mañana este patrón se conserva.

Especie	Mañana			Tarde			Total
	A	B	C	A	B	C	
<i>E. albiceps</i>	28,57%	53,85%	33,33%	22,58%	40,48%	55,26%	40,64%
<i>A. spinicauda</i>	42,86%	23,08%	29,29%	41,94%	28,57%	13,16%	27,49%
<i>T. aedon</i>	14,29%	11,54%	10,10%	25,81%	23,81%	11,84%	14,33%
<i>T. leucopyga</i>	-	3,85%	6,06%	6,45%	4,76%	14,47%	6,73%
<i>P. algobularis</i>	7,14%	-	4,04%	-	-	2,63%	2,63%
<i>S. magellanicus</i>	2,38%	1,92%	4,04%	-	2,38%	-	2,05%
<i>C. magellanicus</i>	-	3,85%	4,04%	-	-	-	1,75%
<i>P. tami</i>	-	1,92%	4,04%	-	-	1,32%	1,75%
<i>T. falcklandii</i>	-	-	2,02%	3,23%	-	-	0,88%
<i>P. patagonicus</i>	-	-	3,03%	-	-	-	0,88%
<i>M. chimango</i>	2,38%	-	-	-	-	1,32%	0,58%
<i>S. rubecula</i>	2,38%	-	-	-	-	-	0,29%

Tabla 2. Dominancia en porcentaje del número de individuos de cada especie sobre el total de individuos de todas las especies presentes para cada zona en cada momento del día. A: zona alejada del centro emisor de ruidos; B: zona intermedia; C: zona cercana al centro emisor de ruidos

Índices de diversidad.

Al tomar en cuenta la totalidad de los registros, todos los índices mostraron al área C como más diversa que A y B (Tabla 2). Este patrón se mantiene durante la mañana mientras que durante la tarde, la disminución de la diversidad no se produce proporcionalmente en algunos de ellos; el área C pasa a ser menos diversa que el área A y B en Simpson, y de igual diversidad que A en Shannon-Wiener.

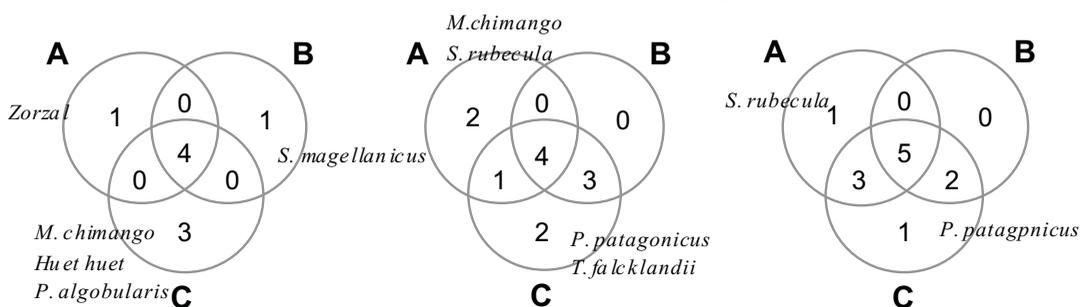


Figura 4. Solapamiento de especies.

La diferencia se explica por el tipo de análisis: el índice de Margalef toma en cuenta únicamente la riqueza en relación con el número total de individuos, mientras que los índices de Shannon-Wiener y Simpson consideran la uniformidad en la distribución de la abundancia. En el caso del área C, la riqueza siempre es mayor que en las restantes, pero la proporción de individuos se distribuye de manera menos equitativa que en A y en B durante la tarde.

	Mañana			Tarde			General		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Margalef	1,61	1,52	1,96	1,16	1,07	1,39	1,86	1,4	2,2
Shannon	1,45	1,32	1,83	1,34	1,3	1,34	1,5	1,35	1,71
Simpson	0,71	0,64	0,78	0,7	0,7	0,64	0,71	0,67	0,74

Tabla 3 . Índices de diversidad alfa.

	Mañana		Tarde	
	Sor	Jac	Sor	Jac
B	0,57	0,4	0,8	0,67
C	0,59	0,42	0,67	0,5

Tabla 4 . Índices de diversidad beta. B: zona intermedia; C: zona cercana al centro emisor de ruidos. Sor: índice de Sorensen; Jac: índice de Jaccard

Se analizaron también los índices de Sorensen y Jaccard comparando los ambientes B y C con el ambiente A. Durante la mañana ambos índices mostraron una mayor similitud entre el ambiente A y el ambiente C, mientras que por la tarde la mayor similitud es entre los ambientes A y B.

## Discusión y conclusiones.

Los estudios sobre efectos del ruido en animales en general se clasifican en dos tipos: efectos sobre daños auditivos y efectos sobre comportamiento (efectos glandulares, alimentación, reproducción, crianza, evasión de predadores). El primer tipo se estudia en el laboratorio, sometiendo a los animales a intensidades de ruido generalmente superiores a 70 dB (Marler et al., 1973, Anthony et al 1959, Ryals et al 1999), empleándose diferentes frecuencias, intervalos y duraciones. En el segundo grupo los estudios son generalmente realizados en campo y se basan en mediciones del nivel de ruido (Habib et al 2006, Goudie y Jones 2004) o en estimaciones (Burger y Gochfeld 1997).

Los efectos auditivos sobre los animales usualmente están relacionados con el concepto de “modificación temporal del límite” (TTS por sus siglas en inglés –Temporary Threshold Shift) y “modificación permanente del límite” (PTS) de audición. La pérdida auditiva permanente se relaciona comúnmente con exposiciones breves o continuas a sonidos de muy alta intensidad, mientras que la pérdida temporaria se relaciona con la exposición continua a menores intensidades.

Por otra parte también se estudia la capacidad del ruido para enmascarar otros sonidos, interfiriendo en la comunicación, o en la alimentación y la huida al impedir la detección auditiva de presas y predadores. En el caso de las aves, los estudios están más relacionados con el segundo grupo, ya que por lo general en los ambientes naturales no es común encontrar niveles de ruido tan altos como para producir efectos sobre el sistema auditivo (Peris y Pescador 2004, Pytte et al 2003, Brumm y Todt 2002, Langemann et al 1998).

El impacto sobre las personas se encuentra más estudiado y existen tablas de los valores límites de decibeles tolerables para diferentes exposiciones. El valor límite de ruido para una persona expuesta diariamente durante ocho horas es de 85 dBA. El criterio para determinar este valor es una pérdida máxima inducida por ruido de 2 dB tras 40 años de exposición (WHO, 2001). Los valores de ruido encontrados en Quetihue no son suficientemente altos para generar daños auditivos en las aves o en las personas. Con respecto al comportamiento, no se detectaron asociaciones significativas entre niveles de ruido y riqueza o abundancia. Aunque la diferencia en abundancia por la mañana y por la tarde es mayor en C que en A y en B, las proporciones son similares, por lo que no se considera que existan anomalías que puedan atribuirse al ruido.

Por otra parte se observaron variaciones interesantes a lo largo del día al analizar las diferentes especies. En seis de ellas, la proporción de individuos en C respecto del total disminuye en las horas de encendido del generador eléctrico y de presencia de los turistas (Tabla 4), algunas de ellas directamente desapareciendo de C hacia el interior del bosque como *S. magellanicus* (churrín andino) y *T. falcklandii* (zorzal patagónico). El fio-fío silbón (*E. albiceps*) muestra un comportamiento inverso, apareciendo en mayor proporción en la zona de ruidos (C) durante la tarde (45,21% sobre total de fios observados a la mañana y 63,64% sobre total de *E. albiceps* observados durante la tarde en el punto C). Sin embargo, estas observaciones no están necesariamente relacionadas con el ruido, ya que pueden deberse a redistribuciones naturales que ocurran durante el día. Tres de las cuatro especies comunes a las tres zonas se mantienen durante la mañana y la tarde y son al mismo tiempo las tres especies más abundantes (*E. albiceps*, *A. spinicauda* y *T. aedon*). Por la tarde el *S. magellanicus* desaparece hacia el interior del bosque y es suplantado como especie común por la golondrina, que aparece en la zona A. Las modificaciones en la riqueza se vieron reflejadas en la dominancia de cada zona. La desaparición de especies durante la tarde aporta peso en las áreas A y B a la ratona común, dominando aún el fio fio en B y el rayadito en A. En el área C se producen los cambios más notables, pasando a dominar la golondrina patagónica sobre el rayadito y la ratona, mientras que el fio fio alcanza un pico de dominancia. Una mención particular merece el huet huet, que fue observado en el suelo a escasos metros del grupo electrógeno en funcionamiento, denotando una completa adaptación a la perturbación del ambiente.

Las observaciones realizadas no permitieron hallar relaciones significativas entre la variación en el comportamiento de las aves y la generación de ruidos, ni se hallaron niveles de ruido que superen las normas, o que generen daños auditivos en las aves. Adicionalmente la atención a los visitantes torna imposible prescindir, en las condiciones actuales, de un generador de energía eléctrica, y no existen cursos de agua con caudales o desniveles suficientes, ni vientos de intensidad y persistencia tales que permitan la utilización de energías renovables en alta temporada.

Una complicación importante al momento de realizar los análisis sobre las aves es la imposibilidad de llevar a cabo las observaciones modificando una sola variable. Existen dos alternativas para solucionar este inconveniente:

a) realizar muestreos simultáneos en los bosques de Quetihue e Isla Victoria durante las tardes en temporada alta. Para que esta opción resultara válida sería necesario estudiar si la estructura y las condiciones generales de este segundo bosque son similares, o verificar que en ambos bosques durante la mañana las comunidades de aves son similares.

b) realizar muestreos en Quetihue únicamente durante la mañana durante algunos días, seguidos de la misma cantidad de muestreos durante la mañana con el generador encendido. De esta manera podrían realizarse comparaciones directas entre puntos; sin embargo este estudio sólo podría brindar conclusiones sobre el impacto del generador eléctrico.

## Referencias.

Brumm H. y D. Todt. 2002. Noise-dependent song amplitude regulation in a territorial Songbird. *Animal Behaviour* 63: 891-897.

Burger J. y M. Gochfeld. 1998. Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. *Environmental Conservation* 25 (1): 13-21.

Cifuentes M., C. Mesquita, J. Méndez, M. E. Morales, N. Aguilar, D. Cancino, M. Gallo, M. Jolón, C. Ramírez, N. Ribeiro, E. Sandoval y M. Turcios. 1999. Capacidad de carga turística de las áreas de uso público del Monumento Nacional Guayabo, Costa Rica. Fondo Mundial para la Naturaleza-CATIE. Serie Técnica N°1. 77 pp

Forman, R. T. y I. E Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. En: *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.

Goosem, M. 2002. Effects of tropical rainforest roads on small mammals : fragmentation, edge effects and traffic disturbance. En: *Wildlife Research* 29: 277-289.

Goudie R. y I. L. Jones. 2004. Dose-response relationships of harlequin duck behaviour to noise from low-level military jet over-flights in central Labrador. *Environmental Conservation* 31 (4): 289-298.

Habib L., E. M. Bayne y S. Boutin. 2006. Chronic industrial noise affects pairing success and age structure of ovenbirds *Seiurus aurocapilla*. *Journal of Applied Ecology*.

Langemann U., B. Gauger y G. M. Klump. Auditory sensitivity in the great tit: perception of signals in the presence and absence of noise. *Animal Behaviour* 56: 763-769.

Lencinas, M. V. 2005. Biodiversidad en el bosque productivo de *Nothofagus pumilio* y sus ambientes asociados en Tierra del Fuego. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Sur. Bahía Blanca - Argentina. 350 pp.

Marler P., M. Konishit, A. Lutjen y M. S. Waser. 1973. Effects of Continuous Noise on Avian Hearing and Vocal Development. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 70 (5): 1393-1396.

Moreno C., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M.& T. Manuales y Tesis SEA Vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Narosky T. y D. Izurieta. 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Ed. Vazquez Manzini, Buenos Aires. 348 pp.

OTA (Office of Technology Assessment). 1987. Integrated Renewable Resource Management for U. S. Insular Areas. Washington, D. C.: Congress of the United States.

Perisa S. J. y M. Pescador. 2004. Effects of traffic noise on passerine populations in Mediterranean wooded pastures. *Applied Acoustics* 65: 357-366.

Pytte C. L., K. M. Rusch y M. Sigler Ficken. 2003. Regulation of vocal amplitude by the blue-throated hummingbird, *Lampornis clemenciae*. *Animal Behaviour* 66: 703-710.

Roig i Munar F. 2003. Análisis de la relación entre capacidad de carga física y capacidad de carga perceptual en playas naturales de la isla de Menorca. *Investigaciones Geográficas* 31:107-118.

Ryals B. M., R. J. Dooling, E. Westbrook, M. L. Dent, A. MacKenzie y O. N. Larsen. 1999. Avian species differences in susceptibility to noise exposure. *Hearing Research* 131.

Secretaría de Desarrollo Social 2004. Informe de gestión. Municipalidad de San Martín de los Andes. 101 pp.

Spellerberg, I. F. 1998. Ecological effects of roads and traffic : a literature review. En: *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(5): 317-333.

Sutherland W.J. 1998. The importance of behaviour in conservation biology. *Animal Behaviour* 56: 801-810.

Vaughan, D. 2000. Tourism and biodiversity: a convergence of interests? *Internacional Affairs* 76(2): 283-297.

Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. 2006. Aves. Págs 91-148 en *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá.

WHO. 2001. Occupational exposure to noise: evaluation, prevention and control. Publication Series from the Federal Institute for Occupational Safety and Health.

Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.

Yorio, P. y F. Quintana 1996. Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. *Hornero* 14: 60-66.

Yu D.W., T. Hendrickson y A. Castillo 1997. Ecotourism and conservation in Amazonian Peru - short-term and long-term challenges. *Environmental Conservation* 24(2): 130-138.