TECNICAS DE INVESTIGACION PARA EL MANEJO DE FAUNA SILVESTRE

Un manual del curso dictado con motivo del III Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Documento Técnico 82/1999

Lilian Painter, Damián Rumiz, Daniel Guinart
Robert Wallace, Betty Flores, Wendy Townsend

INSTRUCTORES

Contrato USAID: 511-0621-C-00-3027-00
Chemonics International
USAID/Bolivia
Noviembre, 1999

Objetivo Estratégico de Medio Ambiente (USAID/Bolivia)

Técnicas de Investigación para el Manejo de Fauna Silvestre

Un manual del curso dictado con motivo del III Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia

Proyecto de Manejo Forestal Sostenible
BOLFOR

Cuarto Anillo
esquina Av. 2 de Agosto
Casilla 6204
Teléfonos: 480766 - 480767
Fax: 480854
e-mail: bolfor@bibosi.scz.entelnet.bo
Santa Cruz, Bolivia

BOLFOR es un proyecto financiado por USAID y el Gobierno de Bolivia e implementado por Chemonics International, con la asistencia técnica de Conservation International, Tropical Research and Development y Wildlife Conservation Society

TABLA DE CONTENIDO

				Página
SECCION I	TIPOS DE INVESTIGACIONES ECOLOGICAS			
	A.	Estudios Observacionales		I-1
	B.	Experimentos		I-1
		B1.	Replicación	I-2
		B2.	Variabilidad Sistemática y Estratificación de la Muestra	I-2
		B3.	Pseudoreplicación	I-3
		B4.	Muestras Testigo y Monitoreo de Impacto Ambiental	I-3
SECCION II	PLANTEAMIENTO DE HIPOTESIS			
	A.	Alfa o la Probabilidad de Cometer Error Tipo I		II-2
	B.	Beta o la Probabilidad de Cometer Error Tipo II		II-2
	C.	¿Qué Tamaño de Muestra se Necesita?		II-2
	D.	Algunas Reglas		II-4
SECCION III	ESCALA DE MEDICION DE LAS VARIABLES			
	A.	Nominales o Categorías		III-1
	B.	Ordinales o de Rango		III-1
	C.	De Intervalo		III-1
	D.	Variables de Proporción o Tasas		III-1
SECCION IV	ESTADISTICA PARAMETRICA VS. NO-PARAMETRICA			
	A.	Buscando Correlación. Coeficiente de Correlación R_s de Spearman de Rangos Ordinales		IV-1
	B.	Comparando dos Muestras de Valores Ordinales		IV-2
	C.	Comparando Varias Muestras. Análisis de Varianza No Paramétricos		IV-5
	D.	Comparando Valores con una Distribución Teórica de Contingencia. Chi Cuadrado		IV-6
	E.	Indices de Diversidad de Especies en Comunidades		IV-8
		E1.	Indices de Riqueza de Especies	IV-8
		E2.	Modelos de Abundancia de Especies	IV-9
		E3.	Medidas de Dominancia	IV-9
		E4.	Jack Knife	IV-9
		E5.	Tamaño de Muestra	IV-10
		E6.	Indice de Shannon-Weaver	IV-10
		E7.	Indice de Simpson	IV-10
		E8.	Comparaciones de Diversidad	IV-11

Página

SECCION V REQUERIMIENTOS PARA EL DISEÑO DE UN ESTUDIO DE CAMPO

A. Conocimiento de las Condiciones Iniciales V-1
B. Representatividad V-3
C. ¿Cuándo se Realizará el Estudio? V-3
D. ¿Qué Métodos se Pueden Aplicar en el Estudio Faunístico? V-4
D1. Las Capturas V-4
D1a. La Caza V-4
D1b. Las Trampas V-5
D2. Los Censos Muestrales V-6
D3. Signos Indirectos de Animales V-8
D3a. Los Excrementos V-8
D3b. Las Sendas y las Huellas de Animales V-9

SECCION VI TRANSECTAS LINEALES: RECOMENDACIONES SOBRE DISEÑO, PRACTICA Y ANALISIS

A. Introducción VI-1
B. Diseño General VI-2
C. Consideraciones Teóricas sobre Transectas Lineales VI-3
C1. Supuestos o Premisas VI-3
C2. Validez VI-3
C3. Diseño VI-4
C4. Factores Adicionales a Considerar VI-7
D. Consideraciones Prácticas sobre Transectas Lineales VI-7
D1. Prerrequisitos VI-7
D2 Preparación de los Senderos VI-8
D3. ¿Cómo Recorrer una Transecta? VI-8
D4. Número de Observadores VI-8
D5. Variables a Registrar durante la Transecta VI-9
D6. ¿Qué es la Distancia X? VI-9
D7. Análisis VI-10
D8. El Método de King VI-11
D9. Pasos Preliminares para Estimar Densidades VI-12
E. El Programa Distance VI-12
E1. Archivos de Entrada VI-12
E2. ¿Estoy Estimando la Densidad de Animales o Grupos? VI-12
E3. Separación por Estrato y Muestra VI-12
E4. Modelos de Distribución de Distancias VI-13
E5. Archivo de Salida VI-13
E6. Seleccionando el Modelo más apropiado VI-14

Página

SECCION VII FENOLOGIA Y DISPONIBILIDAD DE FRUTOS

A. Introducción VII-1
B. Métodos VII-2
C. Diseño del Estudio VII-2
C1. Selectivo VII-2
C2. General VII-2
D. Periodicidad de los Registros y Equipo VII-2
E. Método de Campo VII-3
E1. Monitoreo Estacional de la Fenología VII-3
E2. Cuantificación Fenológica por Arbol VII-3
E3. Estimaciones de la Producción VII-3
E4. Senderos de Frutos VII-3
E5. Trampas de Frutos VII-3
F. Tipos de Análisis VII-5

SECCION VIII MUESTREO ORNITOLOGICO

A. Introducción VIII-1
B. Monitoreo VIII-1
C. Algunas Redomendaciones VIII-1
D. Captura con Redes de Niebla y Anillamiento de Aves VIII-2
D1. Colocación de las Redes y Manipulación VIII-2
D2. Marcaje con Anillos de Colores VIII-3
D3. Toma y Registro de Datos en la Hoja de Anillamiento VIII-3
E. Conteo por Puntos VIII-4
E1. Método VIII-5
E2. ¿Cuál es la Mejor Hora para Efectuar Censos? VIII-5
E3. Repetición de los Puntos VIII-5
F. Búsqueda de Nidos VIII-6

SECCION IX USO DE LA FAUNA POR COMUNIDADES Y SU SOSTENIBILIDAD

A. Introducción IX-1
B. Etica IX-1
C. El Manejo de Fauna Silvestre IX-2
D. Definiciones y Premisas IX-3
D1. Dependencia de la Densidad IX-3
D2. Compensación de la Cosecha en la Mortalidad Natural IX-3
D2a. Compensación Completa IX-3
D2b. Compensación Parcial IX-3
E. Teorías de Sostenibilidad IX-4
F. Métodos de Monitoreo IX-5
G. Estructuras de Edades IX-6
H. Trabajo con Comunidades Humanas IX-9

Página

I. Técnicas IX-10
I1. Talleres Participativos IX-10
I2. Entrevistas IX-10

SECCION X REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Figuras:

1. Tipos de distribución especial, su relación entre la varianza y la media, y su variación según a escala V-2

2. Trampas de captura viva para medianos y pequeños mamíferos V-6
3. Huellas y excrementos de *Panthea onca* V-11
4. Huellas y excrementos de *Felis concolor* V-11
5. Huellas y excrementos de *Agouti paca* V-11
6. Huellas y exrementos de *Dasyproca* sp. V-11
7. Un ecosistema con una transecta seleccionada al azar VI-5
8. Con cuatro transectas lineales seleccionadas al azar VI-6
9. Con diez transectas lineales seleccionadas al azar VI-6
10. Dirección de las sendas al azar VI-7
11. Diagrama de una transecta lineal VI-10
12. Red de niebla abierta par la captura de aves VIII-3
13. Cosecha de *Tayassu tajacu* IX-6
14. Curva de supervivencia de *Tayassu tajacu* IX-7
15. Curva de supervivencia de *Tayassu tajacu* IX-7
16. Estructura de edades de especies importantes para la cacería IX-8

Anexos:

1. Planilla de datos
2. Guía para tomar los datos
3. Ficha para automonitoreo desarrollado conjuntamente con los chiquitanos de Lomerío

SECCION I
TIPOS DE INVESTIGACIONES ECOLOGICAS

Por R. Lilian E. Painter

A. Estudios Observacionales

Muchos estudios ecológicos se basan en observaciones y en buscar los posibles motivos que explican los resultados observados. Pero, pueden existir explicaciones alternativas para la misma observación entonces estas conclusiones tienen "inferencia pobre". No significa necesariamente que las conclusiones sean incorrectas, el problema es que hay poca garantía de que sean correctas.

Ejemplos Correctos:

Los fumadores tienen un riesgo de adquirir cáncer del pulmón más alto que los no fumadores
Los individuos conspicuos tienen un riesgo mayor de ser predados
Los machos más ornamentados son más atractivos para las hembras

Conclusiones no justificadas:

Los fumadores tienen un riesgo mayor de adquirir cáncer del pulmón **porque fuman**
Los individuos conspicuos tienen un riesgo mayor de ser predados **porque son conspicuos**
Los machos más ornamentados son mas atractivos para las hembras **por su ornamentación**

Por qué no son justificadas:

Porque puede ser que un gen, hace que les guste el tabaco y les predisponga al cáncer pulmonar.
Porque los individuos conspicuos también son más grandes.
Porque los machos ornamentados son más fuertes.

B. Experimentos

Para determinar si una característica observada (predación mayor) es debida a otra (el ser conspicuo) se debe realizar un experimento: se consiguen animales experimentales y se les asigna el tratamiento al azar, para designar los tratamientos al azar se puede utilizar una moneda. De ahí se obtienen pares de animales experimentales y se los presenta al predador simultáneamente. En principio los experimentos son una alternativa preferible, porque su diseño requiere un elemento de predicción y la predicción es una parte integral de la ciencia. La base del diseño de experimentos es la randomización, o asignación al azar de las muestras y la replicación. Existen experimentos de laboratorio y experimentos de campo.

Los experimentos en el laboratorio son los más simples de replicar y dan los resultados más convincentes cuando el investigador tiene todos los factores bajo su control. Por ejemplo: ¿Cuál es el efecto de la temperatura sobre la tasa de crecimiento de *x* especie de planta o la reproducción de *x* especie?. En este caso el investigador minimiza las otras variables como duración e intensidad de la luz y la cantidad de humedad disponible o si no, los incluye dentro del diseño experimental. Sin embargo, el problema con estos experimentos es su aplicabilidad a situaciones naturales.

En condiciones de campo no es posible ejercer control sobre la mayoría de las variables. Usualmente la variable de interés es manipulada y el resto de las variables fluctúan independientemente del experimento. Un supuesto, muy importante en estas condiciones, es que las otras variables afectan todos los tratamientos experimentales de la misma manera o por lo menos al azar.

B1. Replicación

La variabilidad es una característica de la naturaleza y además es casi imposible encontrar lugares idénticos para los diferentes tratamientos dentro de un experimento natural. Entonces, para evitar posibles diferencias entre lugares, es necesario asignar las localizaciones para los diferentes experimentos al azar, es decir cada vez que uno asigna un tratamiento todas las localizaciones deberían tener la misma probabilidad de ser escogidas. Además, cada experimento requiere réplicas del tratamiento para poder tomar en cuenta la variabilidad natural. Por ejemplo, si en una ciudad, uno quiere comparar la altura de niños y niñas de la misma edad, no se puede basar en sólo un niño y una niña de una familia o un barrio, sino que deberá incluir muestras de diferentes zonas de la ciudad. El tamaño de muestra necesaria (el número de réplicas) dependerá de la variabilidad encontrada dentro de la población. Sin embargo, existen muchos estudios que no se pueden replicar por motivos logísticos, por ejemplo estudios sobre comportamiento animal o estudios sobre impactos ambientales (son experimentos naturales pero rara vez con replicación). Esto no significa que los estudios no tienen valor pero hay que recordar que tienen inferencia pobre.

B2. Variabilidad Sistemática y Estratificación de la Muestra

En algunos casos se sabe que existe mucha variación entre áreas. Sin embargo, puede ser que uno no pueda encontrar suficientes réplicas que sean homogéneas. Por ejemplo, en el caso de experimentos de exclusión de herbívoros en claros de bosque tropical. El bosque tropical es muy diverso y si comparamos unidades de muestreo en áreas de exclusión con unidades de muestreo testigo en diferentes claros, es muy posible encontrar diferencias, simplemente por diferencias naturales y no debido al tratamiento, en este caso el efecto de los herbívoros. Para evitar esto, es posible diseñar el experimento para que todos los diferentes tratamientos sean representados en cada tipo de condición muestreada.

En algunos casos, partes de la población pueden ser más parecidas entre sí que con el resto de la población. En este caso un diseño que permite realizar análisis estadísticos robustos es el muestrear de acuerdo a la proporción que representa cada parte de la población. El tratar los datos de diferentes partes por separado se llama estratificación. Este diseño puede ser útil en

el caso de muestreo con parcelas de vegetación para asegurarnos de obtener réplicas en todos los diferentes hábitats. Si solamente colocamos las parcelas al azar puede ser que se requieran demasiadas réplicas para muestrear algunos hábitats muy localizados, simplemente debido al azar. En estudios de individuos de diferente sexo o edad si no se utiliza un diseño estratificado, las diferencias entre diferentes edades o sexos pueden obscurecer las diferencias entre tratamientos.

B3. Pseudoreplicación

La replicación bien hecha debe ser independiente. Ninguna medida u observación debe tener una influencia sobre cualquier otra observación. Esta es una de las restricciones más importantes en diseño experimental (Hurlbert 1984). Un tipo de pseudoreplicación ocurre cuando las unidades de muestreo de un tratamiento, son muestreadas en conjunto y aparte de otros tratamientos entre hábitats: por ejemplo, las parcelas de huellas a veces por limitaciones de tiempo se colocan en grupos a lo largo de sendas y luego se revisan todas las parcelas en esa senda.

Esto tiene dos problemas:

- Generalmente diferentes sendas se encuentran en diferentes hábitats y esto significa que se revisan diferentes hábitats en diferentes días. Hay factores como la fase lunar, el clima y la fructificación de árboles que afectan la actividad de ciertos animales. Por lo tanto, lo ideal sería utilizar un diseño estratificado y muestrear parcelas dentro de cada hábitat cada vez.

- Algunos animales acostumbran seguir sendas abiertas, por ejemplo los félidos, cérvidos y tinámidos. Entonces, el encontrar una huella de *x* especie en una parcela a lo largo de una senda aumenta la probabilidad de encontrar una huella de esa especie en las otras parcelas de esa senda. Por lo tanto, en el análisis, cada senda debería ser tomada como la unidad de muestreo y no así cada parcela.

Por limitaciones de tiempo y recursos la pseudoreplicación es un gran problema en primatología y antropología. No hay que olvidar que el estudiar una tropa de *x* especie social, no da un tamaño de muestra igual al número de individuos del grupo. El tamaño de muestra es tan sólo uno, porque el comportamiento de un individuo no es independiente de aquel de otros miembros de la misma tropa.

B4. Muestras Testigo y Monitoreo de Impacto Ambiental

La necesidad de muestras testigo en experimentos y en evaluación de impactos es obvia. Existen tantos factores naturales potencialmente influyendo, que es esencial saber qué hubiera pasado si la manipulación experimental no hubiera sido realizada. Por ejemplo, estudios sobre competencia entre especies parecidas como gorgojos en harina. El investigador/a saca a todos los individuos de una de las especies de varias unidades de muestreo y se registra un aumento poblacional de la otra especie en esas unidades. Sin embargo, si se colocaran muestras testigo se podría detectar el mismo incremento, quizás porque las poblaciones tienen fluctuaciones

naturales a través del tiempo o debido a cambios de factores ambientales como la temperatura, humedad, etc. A pesar de la enorme importancia de poder identificar, y si es posible predecir, los impactos de disturbios humanos sobre los ecosistemas naturales, todavía se toma poca atención a los requerimientos básicos en el diseño del muestreo y el análisis de datos cuantitativos.

Para monitorear impactos se pueden tomar datos sobre: abundancia de especies, tasas de crecimiento de individuos, producción por unidad de área, etc. Sin embargo, muchas veces los estudios de impacto no incluyen mucho de los requerimientos para el diseño experimental anteriormente mencionados. El diseño mínimo para estudios de impacto ambiental se llama BACI (en ingles Before-After-Control-Impact) (Underwood 1991, 1992, 1994). Este diseño incluye muestreo antes y después del impacto tanto en el área afectada como en una localidad testigo. A este diseño todavía le falta un elemento importante, la replicación. Sin embargo, aún con el diseño BACI es difícil de realizar en algunos casos. Por ejemplo, en el caso de actividades comerciales como la tala selectiva y la explotación petrolera, es muy difícil conseguir el tiempo adecuado para realizar los muestreos anteriores y poder considerar variaciones estacionales. Muchas veces no hay otra alternativa. Sin embargo, recordemos que esto tiene inferencia pobre.

SECCION II
PLANTEAMIENTO DE HIPOTESIS

Por R. Lilian E. Painter

El primer paso a tomar al comenzar una investigación es pensar en la pregunta que a uno le interesa. Esta pregunta debe estar basada en la teoría existente o algunas observaciones previas. El siguiente paso es plantear la hipótesis nula. La hipótesis nula (H_0) es la hipótesis de ´ningún efecto' y generalmente es formulada con el propósito expreso de desecharla, es decir que el rechazarla es justo lo que uno está tratando de hacer. Si es rechazada la hipótesis nula, la hipótesis alternativa es apoyada.

Ejemplo: Parcelas de exclusión de herbívoros o predación de semillas, basadas en teorías de equilibrio del mantenimiento de la diversidad en bosques tropicales. Una pregunta posible es ¿Promueven la diversidad vegetal los herbívoros o predadores de semillas?

De acuerdo a las posibilidades logísticas del lugar se deciden qué parámetros pueden ser medidos y por lo tanto cuáles H_o son posibles, por ejemplo:

1) H_0 = No hay diferencia estadística entre el promedio del número de especies por parcela (del mismo tamaño) entre zonas con herbívoros o sin herbívoros.

2) H_0 = No hay diferencia estadística entre el número de parcelas con especies dominantes (entendiéndose por especies dominantes las que tienen mayor o igual número de tallos que el número de tallos/ número total de especies) entre zonas con o sin herbívoros.

Después de este paso pensamos en los métodos, las medidas que uno va a tomar, el diseño del estudio y el análisis estadístico. Es importante definir cada medida, en el caso anterior ¿qué vamos a llamar una especie dominante? ¿Que plantas vamos a medir, todas aquellas mayores a 10cm de diámetro ó 20m de altura? El definir medidas puede ser muy fácil cuando se trata de medidas exactas como altura y peso, o más complicado, especialmente, cuando se trata de observaciones de comportamiento animal. Es importante recordar que el investigador/a siempre tiene una idea previa sobre el resultado que desea obtener. En realidad esto es casi inevitable porque estas ideas provienen usualmente de las observaciones o las hipótesis existentes que han formado la visión del investigador/a. Sin embargo, debemos intentar mantener la objetividad y para esto las definiciones son fundamentales.

Por ejemplo: Un experimento realizado en el laboratorio sobre la preferencia de un predador hacia presas críptica o no-críptica. El investigador le presenta a cada predador un par de presas a la vez, una críptica y otra no. Luego espera para detectar cuál prefiere. ¿Cómo se determina la preferencia? Si sólo se nota un ligero cambio de dirección en el desplazamiento por parte del predador, es muy probable que aquellos pequeños cambios direccionales hacia la presa críptica sean ignorados mientras que aquellos hacia la presa no-críptica sean anotados. Esto

crearía un sesgo hacia la detección/preferencia de especies no-crípticas y por lo tanto podría ocasionar el rechazo de la hipótesis nula falsamente. El nivel de significancia (o"alfa") nos indica la probabilidad de equivocarnos al rechazar la H_0 en favor de H_A, o sea de cometer el error de Tipo I.

A. Alfa o la Probabilidad de Cometer ERROR TIPO I.

Se comete error de Tipo I cuando se rechaza la hipótesis nula falsamente o sea cuando la hipótesis nula es verdadera. En el caso de impactos sería afirmar la existencia de un impacto cuando realmente no lo hay. La probabilidad alfa es lo que llamanos significancia, elegida arbitrariamente casi siempre a un nivel de P= 0.05 o 0.01.

B. Beta o la Probabilidad de Cometer ERROR TIPO II

Se comete error de Tipo II cuando se acepta una hipótesis nula que es falsa. En el caso de impactos sería la incapacidad de encontrar un impacto cuando realmente hay.

Los errores tipo I son independientes del número de muestras, sin embargo, errores tipo II son menos probables a medida que N (el tamaño de la muestra) es mayor. En diferentes clases de pruebas estadísticas, la potencia de la prueba (o la probabilidad de rechazar H_0 cuando de hecho es falsa) es mayor a medida que N (tamaño de muestra) es mayor, por el hecho de que beta disminuye.

C. ¿Qué Tamaño de Muestra se Necesita?

En principio cuanto más grande sea el tamaño de la muestra, podemos tener mayor discriminación. Por eso, es conveniente tener el tamaño más grande posible de la muestra, especialmente se lo tiene que dividir en grupos. El problema es que si se dividen los datos en demasiadas categorías se termina con un tamaño de muestra igual a uno y no se tiene forma de estimar la varianza. Es posible determinar el tamaño de muestra que uno requiere si se conoce cuál es la varianza y a qué grado de discriminación se quiere llegar con la siguiente fórmula:

$$N \geq 2(s/\delta)^2 \{t_{\alpha}[v] + t_{2(1-p)}[v]\}^2$$

Donde:

N = número de réplicas

S = desviación estándar

δ = la diferencia más pequeña que se desea detectar. Por ejemplo una diferencia del 5% entre medias de los grupos.

α = es el nivel de significancia (usualmente 0.05).

P = la probabilidad deseada de que una diferencia significativa sea encontrada (si es menor a δ)

$t_{\alpha[v]}$ y $t_{2(1-P)[v]}$ = son los valores de una tabla de t (de 2 colas) con **V** grados de libertad y que corresponden a las probabilidades de α y 2(1-p) respectivamente.

V = Grados de libertad que es igual a: a(n – 1).

Este cálculo tiene que ser hecho reiterativamente hasta lograrlo!!!!

Ejemplo (Tomado de Sokal y Rohlf 1981): Se sabe que el coeficiente de variación en el largo de las alas de una especie es de 6%. Ud. quiere estudiar cuatro poblaciones utilizando un análisis de varianza. El análisis de varianza se utiliza para determinar la probabilidad de que dos o más muestras (conjuntos de datos) provengan de la misma población.

¿Cuántas medidas deben ser tomadas de cada población para estar 80% seguros de detectar una diferencia de 5% entre 2 de las 4 medias a un nivel de 1% de significancia?

v(grados de libertad) **= a** número de grupos x (**n**-1)

Para comenzar tomamos 20 réplicas

v = 4 (20-1) = 76

Se sabe que el coeficiente de variación es de 6% (la desviación estándar como un porcentaje de la media de la muestra o $Cx=[S_x /X] 100$.
Entonces **s**= 6x/100
Queremos detectar una diferencia real del 5%, entonces $\delta = 5x/100$
$s/\delta = 6/5$
$N\$2 (6/5)^2 \{t_{.01[76]} + t_{2(1-0.8)[76]}\}^2 = 35.1$
.01 porque queremos un nivel de 1% de significancia
76 son los grados de libertad v
0.8 porque queremos estar 80% seguros de que tenemos el tamaño de muestra correcto

Luego intentamos con n=35

v = 4 (35-1)= 136
$N\$ 2 (6/5)^2 \{t_{.01[136]} + t_{2(1-0.8)[136]}\}^2$
$N\$ 2 (1.2)^2 \{t_{.01[136]} + t_{2(1-0.8)[136]}\}^2$

Busquen los valores de t, los valores de una tabla de t (de 2 colas) con **v** (en este caso 136) grados de libertad y que corresponden a las probabilidades de .01 (de $t_{.01}$) y 0.4 (proveniente de $t_{2(1-0.8)}$) respectivamente.

Para conseguir estos valores, es mejor buscar en una base de datos como Excel de Microsoft Office que buscar en las tablas porque así se obtienen valores más exactos. En Excel vaya a FUNCTION WIZARD, luego en FUNCTION CATEGORY vaya a STATISTICAL En STATISTICAL vaya a TINV, que nos da la distribución de t, introduzca las probabilidades .01 ó 0.4 en este caso. Los grados de libertad son 136 y el número de 2 colas. Esto da valores de 2.612468961 y 0.844272563 respectivamente.

Entonces:

n$ 2.88(2.612468961+0.844272563)^2
n$ 34.4

Muy cerca al anterior o sea que 35 réplicas deberían ser suficientes.

Sin embargo, la mayoría de las veces, los investigadores tienen que aceptar el tamaño de muestra que pueden conseguir por las condiciones logísticas y financieras. Sin embargo, es importante comprender cómo las muestras pequeñas pueden limitar el poder estadístico.

D. Algunas Reglas

- N debería ser alrededor de 5 veces más que el número de variables que uno tiene para un análisis multivariado (que es cualquier análisis que trata con la variación simultánea de dos o más variables); si se tiene menos del número de variables más dos no se tendrá grados de libertad para estimar el error en la varianza (y por lo tanto no se podrá investigar la significancia de la regresión).

- Necesitas por lo menos N=5 para obtener un resultado significativo con una correlación no-paramétrica (y aún entonces tiene que ser una correlación perfecta).

- Con la prueba de Chi^2, N tiene que ser lo suficientemente grande para asegurar que el menor valor esperado no sea menor a 1 (e idealmente que no más del 20% de las celdas tengan valores esperados menores a 5) .

SECCION III
ESCALA DE MEDICION DE LAS VARIABLES

Por R. Lilian E. Painter

Existen cuatro niveles a los cuales uno puede medir los datos colectados y es importante tomarlos al más alto nivel posible para no perder información. Las pruebas estadísticas que podrán ser utilizadas en el análisis dependerán del nivel de las medidas.

A. Nominales o Categóricas

Este es el tipo de medida más débil, para clasificar un objeto o caracteristíca se puede utilizar números u otros símbolos, por ejemplo: rojo, verde o amarillo; macho o hembra, hierba, liana o árbol; especie A o especie B, etc. Es una escala clasificatoria donde las categorías son diferentes y pueden ir en cualquier orden ya que no se especifica otra relación entre sus integrantes.

B. Ordinales o de Rango

Son categorías que llevan un orden, los integrantes de cada grupo no son sólo diferentes a los de otro grupo, sino que pueden ordenarse por tamaño, preferencia, autoridad, etc. Sin embargo, la cantidad o grado por el cual una categoría es mayor a otra no se especifica y a>b>c puede ser 100>2>1 ó 4>3>1. Por ejemplo, una categorización de las plantas del bosque en estratos sotobosque, sub-dosel, dosel y emergentes; respuestas a encuestas como "de acuerdo", "ambivalente" y "en desacuerdo". La mediana representa bien esta escala y pueden usarse tests no paramétricos de rangos u orden.

C. De Intervalo

Están ordenadas y también tienen información sobre intervalos o distancias entre las medidas. Sin embargo no tienen información sobre el punto cero verdadero o sea que no se puede decir cuántas veces mayor es una medida de otra. Ejemplo la temperatura, 80°C no es el doble de caliente que 40 ^{o}C grados pero la diferencia entre ellos se puede medir y es 40°C. Esa misma diferencia medida en ^{o}F es mayor, pero la razón entre intervalos de temperatura equivalentes es la misma, o sea que existe una relación lineal entre ambas escalas C y F (F= 9/5 C + 32). Se pueden utilizar estadísticas paramétricas si se cumplen otras suposiciones.

D. Variables de Proporción o Tasa

Estas variables tienen un punto cero verdadero por ejemplo edad, altura, población, pesos, etc. Además no existen valores menores a cero. En este caso también se puede medir la distancia entre valores y además se conoce cuántas veces es mayor una medida de otra. Pueden utilizarse todas las pruebas de estadística paramétrica si se cumplen sus suposiciones.

SECCION IV
ESTADISTICA PARAMETRICA VS. NO-PARAMETRICA

Por R. Lilian E. Painter

La estadística no paramétrica es la más simple e intuitiva, además no asume nada sobre la distribución de los datos y puede ser usada con muestras pequeñas. Además, permite utilizar métodos que pueden ser útiles para datos que no están medidos a un nivel de medida continua (o sea, por lo menos, ordinales). Son las únicas que pueden ser utilizadas para medidas ordinales o nominales.

A. Buscando Correlación. Coeficiente de Correlación r_s de Spearman de Rangos Ordinales

La prueba de correlación de Spearman-rank R_s da una medida de asociación o correlación entre dos variables XY, cuando se tienen medidas para pares de X y Y. Por ejemplo: En un estudio de una comunidad rural, se les pidió a las mujeres que categorizaran diferentes especies de fauna, según sus preferencias. Al mismo tiempo, otro estudio sistemático de largo plazo cuantificó el uso, midiendo el peso de cada especie traída. Aquí se presentan los resultados por preferencia y uso. ¿Cómo está correlacionado el uso con la preferencia expresada por las informantes? Esta prueba permite la evaluación de la asociación entre dos variables- en este caso uso y preferencia- aunque las medidas son sólo ordinales. Los datos ya han sido convertidos a categorías del 1-6 siendo 6 el número mayor.

Especie	Uso en Rangos	Preferencia en Rangos
Tapirus terrestris	1	1
Tayassu pecari	2	2
Tayassu tajacu	3	4
Penelope spp.	4	3
Dasypus sp.	5	5
Geochelone sp.	6	6

a) ¿Cuál es la hipótesis nula?

H_0 = No hay diferencia entre los rangos de uso y de preferencia de las diferentes especies.

b). Para cada especie calcule d = la diferencia entre las categorías de uso y aquellas de preferencia. Luego calcule d^2.

Especie	Uso en Rangos	Pref. en Rangos	d_i	d_i^2
Tapirus terrestris	1	1	0	0
Tayassu pecari	2	2	0	0
Tayassu *tajacu*	3	4	-1	1
Penelope spp.	4	3	1	1
Dasypus sp.	5	5	0	0
Geochelone sp.	6	6	0	0

c) N es el tamaño de muestra que en este caso es = 6.

d) La fórmula es

$$rs = 1 - \frac{\overset{N}{\underset{i=1}{\sum}} d_i^2}{N^3 - N}$$

$$r_s = 1 - \frac{6\,(2)}{6^3 - 6} = 0.9428$$

e) La probabilidad asociada con el valor de r^s, para el tamaño de muestra puede ser encontrado en la tabla Q (Siegel y Castellan 1988). Pero cualquier libro de estadística no paramétrica tendrá los valores críticos de rs, el coeficiente de correlación de valores ordenados de Spearman. Esto nos da un valor de p = .01

f) ¿Qué significa el resultado? Que podemos estar 99% seguros de que hay una correlación entre uso y preferencia.

Nota: Si hubieran empates entre los rangos hay que hacer una corrección que puede encontrarse en cualquier libro de estadística no paramétrica.

B. Comparando dos Muestras de Valores Ordinales

Las pruebas de U Mann Whitney y prueba Kolmorov - Smirnov sirven para ver si dos muestras independientes son tomadas de la misma población. Si los datos respondieran a los criterios necesarios como distribución normal y escala de intervalo se usaría una prueba de t. La prueba Kolmorov - Smirnov es mejor para muestras muy pequeñas y Mann Whitney para muestras mayores. Cuando n_1 y n_2 son menores a 40 la prueba de KS para dos muestras, sólo puede ser utilizada si $n_1 = n_2$. Si ambos grupos tienen más de 40 muestras no importa si n_1 no es igual a n_2. La prueba U Mann Whitney puede ser usada aún para muestras pequeñas aunque n_1 no sea igual a n_2.

Las pérdidas de cobertura boscosa determinadas por imágenes de satélite en zonas de Santa Cruz y Rondonia Brasil.

Santa Cruz	% de perdida	N1	Rondonia	% de perdida	N2
Piso Firme	54	13	Cerejeiras	26	4
Florida	44	11	Pimenteiras	30	6
Porvenir	42	9.5	Colorado	9	1
Bella Vista	64	16	Vilena	18	3
Santa Rosa	55	14	Bahia	28	5
San Miguel	52	12	Vilmar	35	7
Guadalupe	64	16	Santa Catalina	42	9.5
La Mecha	74	19	Guaporé	75	20
Oquiriquia	70	18	Porto Velho	14	2
			Laranjeiras	38	8
			Pato Branco	64	16

a) ¿Cuál es la hipótesis nula?

H_0= No hay diferencia entre las tasas de deforestación entre Santa Cruz y Rondonia

b) Cuente todas las observaciones en cada grupo. El grupo con menor número de observaciones es el grupo 1con n1 observaciones.

c) De les un rango a todas las observaciones; la más pequeña con un valor de 1, la siguiente más pequeña 2, etc.

d) Si hay empates se les da el promedio de los rangos que hubieran tenido si no hubieran habido empates. Ejemplo: Porvenir y X-tudo tienen rangos de $\frac{9+10}{2}$

$N_1 = 9$ $N_2 = 11$
$R_1 = 128.5$ $R_2 = 81.5$

e) Luego: $U = n_1 n_2 + n_1 \frac{(n1+1)}{2} - R_1$ ó $U = n_1 n_2 + n_2 \frac{(n2+1)}{2} - R_2$

Cuando R_1 y R_2 son las sumas de los rangos para los grupos con n_1 y n_2 tamaño de muestra.

$$U = 9 \times 11 + \frac{9(10)}{2} - 128.5$$

U= 15.5

Si no hay empates se puede buscar la probabilidad asociada con U en tablas estadísticas de las probabilidades de dos colas para Wx, la estadística de la prueba de Wilcoxon-Mann Whitney (cuando la muestra del grupo mayor es < 20 y no hay empates). Si existen empates dentro de un grupo el valor de U no es afectado. Si ocurren entre grupos U si lo es. Aunque este efecto es, generalmente, sin importancia se puede usar una corrección cuando $(n_1+n_2)>20$.

f) La corrección para empates se calcula utilizando T donde

$$T = \frac{t^3 - t}{12} \quad y$$

donde t = número de valores iguales para cada grupo con empates.

g) Entonces:

$$Z = \frac{U - \frac{n_1 n_2}{2}}{\sqrt{\frac{\{n_1 n_2\}}{N(N-1)} + \frac{\{N^3 - N - \sum t\}}{12}}}$$

Si el número de muestras es grande o hay empates se puede utilizar la probabilidad asociada a las tablas de z-score (Anexo 4).

$$Z = \frac{\frac{15.5 - 99}{2}}{(99 / 380) * (665 - 2.5)} = \frac{-34}{13.1376818431} = -2.587975596156$$

p = 0.00485 y representa la probabilidad de que H_o haya sido falsamente rechazada

C. Comparando Varias Muestras. Análisis de Varianza No Paramétricos

El análisis de varianza Kruskall Wallis nos dice si 3 o más muestras vienen de la misma población. Utiliza por lo menos medidas ordinales para la variable. Por ejemplo, en un relevamiento de uso de productos del bosque por encuestas los informantes de tres diferentes tipos sociales fueron clasificados utilizando el número de especies que conocían y usaban para medicina, comida u otro uso. ¿Este conocimiento está relacionado al nivel educacional?

Nivel Educacional		
I	**II**	**III**
13	18	8
22	29	19
9	31	23
5	26	25
14	15	

Escriba su hipótesis nula

Ho = No existe diferencia en el número de especies que los 3 grupos sociales usaban/conocían.

a) Categorice todas sus observaciones de todos los grupos en una serie única del 1 a N de esta forma:

I		II		III	
13	4	18	7	8	2
22	9	29	13	19	8
9	3	31	14	23	10
5	1	26	12	25	11
14	5			15	6

b) Determine *R* la suma de categorías para cada grupo de *n* categorías

R = 22 46 37

n = 5 4 5

c) Como no hay empates en esta muestra utilice:

H= $\frac{12}{\quad}$ 3?$\frac{R^2}{\quad}$ - 3 (N+1)

$N(N+1)^{n}$

d) Se utiliza la tabla O de Siegel porque hay 3 clases y cada una <5 observaciones.

e) Si la probabilidad asociada con el valor observado de H es igual o menor que p=0.05 entonces se rechaza la hipótesis nula.

Respuesta: H= 6.42 p<0.049>0.010 Se rechaza la hipótesis nula.

D. Comparando Valores con una Distribución Teórica o en Tablas de Contingencia. Chi cuadrado

Muchas veces queremos ver si la distribución de las observaciones entre el número de categorías sigue un patrón esperado en base a la hipótesis nula. Por ejemplo, uso de hábitat por *x* especie en proporción al esfuerzo de muestreo para ese hábitat usando encuentros/ kilómetros recorridos.

Hábitats	No. Km	Número de Observados	Cálculo de Esperados	E	(O-E)	$(O-E)^2$	$(O-E)^2/E$
Pastizales	79	144	(79/496)*497	79.159	64.841	4204.355	53.113
Bosque Alto	84	110		84.169	25.831	667.240	7.927
Bosque Bajo	278	243		278.560	-35.56	1264.514	4.539
Bajío	55	0		55.111	-55.111	3037.222	55.11
Total	496	497		497			120.69

a) La prueba de Chi^2 sólo puede ser utilizada sobre los datos originales. No se puede utilizar con porcentajes.

b) Aquí su hipótesis nula es que no existe diferencia entre el número de encuentros en cada hábitat (lo OBSERVADO) y lo ESPERADO según el esfuerzo de muestreo (representado por el número de kilómetros recorridos en dicho hábitat).

c) Si más del 20% de los valores esperados son menores a 5, combine categorías parecidas si esto se puede justificar. Si cualquier valor esperado es menor a 1 la prueba no es válida.

d) Entonces: $X^2 = 3\ ?\frac{(O-E)^2}{E}$ sumado para todas las celdas = 120.69

e) Determine el número de grados de libertad (número de celdas de observaciones -1). En este caso 4-1.

f) Determine la probabilidad asociada con el valor observado de X2 para estos grados de libertad. ¿Qué significa su resultado?
p<0.001. Se rechaza la hipótesis nula.

Nota: Existe una simple extensión de esta prueba estadística cuando estamos investigando la relación entre más de dos cosas. Aquí estábamos comparando la relación entre hábitat y número de observaciones. Quizás quisiéramos investigar la relación entre hábitats y número de observaciones en días con lluvia y días sin lluvia. En este caso se utiliza una tabla de contingencia de la siguiente forma:

Los datos esperados E = $\frac{\text{(total de la fila X total de la columna)}}{\text{gran total}}$ para cada celda

Ninguna celda debe tener un valor <1. Se puede desechar parte de la tabla si uno no posee suficiente información y analizar el resto. Si más del 20% de los datos esperados son <5, se deben combinar categorías cuando es razonable.

Luego: $X^2 = ?\frac{(O-E)^2}{E}$ sumado para todas las celdas *1-6*

Los grados de libertad se calculan =(número de columnas -1) (número de filas-1)
Ejemplo:

Habitats	**Lluvia (O)**	**(E)**	**$\frac{(O-E)^2}{E}$**	**Sin Lluvia (O)**	**(E)**	**$\frac{(O-E)^2}{E}$**	**N**
Pastizales	0	18.25	18.25	144	125.75	2.65	144
Bosque Alto	20	13.94	2.63	90	96.06	0.38	110
Bosque Bajo	43	30.8	4.83	200	212.2	0.70	243
j	63			434			497

x = 28.04

E. Indices de Diversidad de Especies en Comunidades

Las medidas de diversidad son de gran aplicación en conservación y monitoreo ambiental. La diversidad es considerada un sinónimo de calidad ecológica. La riqueza de especies (s) es un indicador usado muy frecuentemente para evaluar sitios. Sin embargo, la abundancia relativa entre las especies es, también importante. Un patrón recurrente de las consecuencias de la polución en ambientes acuáticos, por ejemplo, es la disminución del número de especies con un aumento en la dominancia de algunas de ellas (o sea una desviación del patrón de distribución normal logarítmica). Sin embargo, hay que ver qué tipo de especies aparecen o desparecen con los cambios ambientales, y cuál es su distribución fuera del sitio foco de estudio para poder calificar también el cambio. Por ejemplo, un aumento de la diversidad por la invasión de malezas tiene un significado contrario al de conservación.

Los índices resumen en un número una serie de características de la comunidad, a fin de poder realizar comparaciones fácilmente. Sin embargo, también se pierde información de la comunidad, debe recordarse que los índices no son mágicos. Hay muchísimos índices de diversidad, algunos son más sensibles a la riqueza de especies y otros a la equidad de las abundancias. También tienen diferente capacidad descriptiva y sensibilidad al tamaño de la muestra, por lo cual uno debe saber las características del índice que está utilizando. Descripciones y análisis de la variedad de ellos puede consultarse en Magurran (1988) y en el Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre (WWF 1987). Entre los más simples y más usados se encuentran el de Shannon y el de Simpson.

Existen tres categorías de índices de biodiversidad.

- Indices de riqueza de especies. Estos índices son esencialmente medidas del número de especies en una unidad de muestreo dada.

- Modelos de abundancia de especies que describen la distribución de abundancia de especies, desde aquellos que describen comunidades con abundancia uniforme hasta aquellos que describen comunidades con abundancia relativa muy desigual. Por lo tanto la diversidad de una comunidad puede ser descrita a través del modelo que mejor describa los patrones de la abundancia de especies.

- Indices basados sobre la abundancia proporcional de especies. En esta categoría entran los índices de Shannon y Simpson, que tratan de incluir la riqueza de especies y la uniformidad de la abundancia relativa de especies.

E1. Indices de Riqueza de Especies

Cuando el sitio de estudio puede ser delimitado en el tiempo y el espacio, y las especies presentes identificadas y enumeradas, entonces la riqueza de especies puede ser una medida muy útil de biodiversidad. Sin embargo, si se trata de una muestra más que de un inventario completo de las especies en la comunidad es importante distinguir entre la riqueza numérica de especies, que se define como el número de especies por número de individuos o biomasa, y la densidad de especies, que es el número de especies en un área de muestreo específica. La densidad de

especies, por ejemplo número de especies por m^2, es la medida de riqueza de especies más frecuentemente usada, especialmente por botánicos. La riqueza numérica de especies, aunque es menos frecuentemente usada es popular en estudios acuáticos, por ejemplo, número de especies de peces por cada 1000 individuos.

Claro que no es siempre posible asegurar que el esfuerzo de muestreo sea siempre igual y es importante recordar que el número de epecies siempre aumenta con el tamaño de la muestra.

E2. Modelos de Abundancia de Especies

A medida que la informacion sobre el número de especies y sus relativas abundancias se fueron acumulando en la literatura, se detectaron patrones en la abundancia de especies. En la mayoría de los casos se vio que pocas especies son muy abundantes, algunas tienen una abundancia intermedia mientras que la mayoría son representadas por sólo pocos individuos. Estas observaciones llevaron al desarrollo de modelos de abundancia de especies. La distribución de la abundancia de especies utiliza toda la informacion recogida dentro de una comunidad y es la descripcion matemática más completa de los datos. En general, se utilizan cuatro modelos principales: la distribución de logaritmos normales, la serie geométrica, la serie logarítmica y el modelo de MacArthur del 'bastón roto' (brocken stick model).

E3. Medidas de Dominancia

Estos índices toman más en cuenta las abundancias de las especies más comunes, en lugar de una medida de riqueza de especies. El índice de Simpson es uno de los más conocidos. Algunas veces este índice se llama el índice de Yule, por que G.U. Yule diseñó uno muy parecido para caracterizar el vocabulario utilizado por diferentes autores.

Generalmente el Indice es presentado como i-D o 1/D ya que a medida que D aumenta la diversidad decrece. El índice de Simpson tiene un fuerte sesgo hacia las especies más abundantes.

La relación entre el índice de Simpson y la riqueza de especies está también fuertemente influenciada por la distribución de abundancias, y en realidad es bastante insensible a la riqueza de especies.

Existen otros dos índices de dominancia, el índice de McIntosh y el Berger-Parker.

E4. Jack Knife

Este método muchas veces mejora la estimación de la diversidad producida por cualquier índice, especialmente ayuda a solucionar sesgos causados por agrupamiento. Este método produce una serie de estimaciones que se encuentran normalmente distribuidas, y su promedio es la mejor estimación de la estadística. Límites de confianza para esta estadística pueden ser calculados. Este método se ha utilizado más que todo con el índice de Shannon y de Simpson.

E5. Tamaño de Muestra

El esfuerzo de muestreo puede afectar aún estimaciones de riqueza de especies. Por ejemplo, el número de colecciones botánicas a las Islas Galápagos es un mejor predictor de riqueza de especies que área o aislamiento. Debido a eso es importante que el mismo esfuerzo sea utilizado cuando se comparan comunidades. En situaciones donde el muestreo sea desigual se puede utilizar la rarefacción. Se utiliza la curva de acumulación de especies para determinar si el muestreo fue suficiente o no.

E6. Indice de Shannon- Weaver

Es uno de los índices de diversidad más simples y de uso más extenso, que mide el grado promedio de incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo dado, elegido al azar, dentro de la comunidad.

$$H' = - \sum_{i=1}^{s} pi \ln pi$$

Donde S es el número de especies y pi es la proporción del número total de individuos que constituyen las iésima especie. Las proporciones (pi) se entienden como proporciones reales de la población que esta siendo muestreada.

Es afectado por la riqueza (es decir un importante error puede ser causado por no incluir todas las especies de la comunidad en la muestra), tiene moderada capacidad de discriminación y sensibilidad al tamaño de la muestra. Dos de estos índices pueden compararse por medio de un test de t especial, como descripto en Zar (1984) 146-148 pp.

E7. Indice de Simpson

Este índice está basado en la dominancia y mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una población de N individuos, provengan de la misma especie. Si una especie dada i(i= 1, 2, ..,s) es representada en una comunidad por pi (proporción de individuos), la probabilidad de extraer al azar dos individuos pertenecientes a la misma especie, es la probabilidad conjunta [(pi)(pi), o pi^2]. Si cada una de estas probabilidades para todas las especies de la comunidad se suman, entonces el índice de diversidad de Simpson, para una muestra infinita es:

$$D = 1 - \sum pi^2$$

Es afectado por la dominancia, tiene poca discriminación y baja sensibilidad al tamaño de muestra.

E8. Comparaciones de Diversidad

Para comparar la diversidad entre muestras asegúrese que los tamaños sean iguales y suficientemente grandes. Mecanismos para uniformar muestras desiguales se discuten en Magurran (1988), al igual de los criterios para seleccionar los cuadros. La decisión sobre cuál es el índice más adecuado puede tomarse haciendo gráficos de orden de abundancia y haciendo tests de bondad de ajuste a los distintos modelos (serie geométrica, logarítmica, logaritmo normal, y de bastón roto).

Asegúrese que en comparaciones de índices, los logaritmos usados sean de igual base. Si se toman muestras replicadas de cualquier índice, se pueden comparar por análisis de varianza.

SECCION V
REQUERIMIENTOS PARA EL DISEÑO DE UN ESTUDIO DE CAMPO

Por Daniel Guinart y Damián Rumiz

A. Conocimiento de las Condiciones Iniciales

Primero se debe tener una idea de las condiciones iniciales del objeto de estudio, por ejemplo, de cómo están distribuidos los organismos. Esto determinará, tanto el tamaño como la distribución de las unidades de muestreo. Cuando el estudio se centra en los animales silvestres, se deben tener en cuenta varios factores, de los que dependerán las metodologías a aplicar. Los animales del bosque se encuentran en sus hábitats naturales y están distribuidos en función del espacio disponible (por ejemplo, el estrato arbóreo, o en el bosque de galería, o cerca de recursos clave como frutales, salitrales y agua), o también en función del tiempo (por ejemplo, pueden existir fluctuaciones de las poblaciones silvestres en diferentes meses o años). La fauna silvestre suele presentar diferentes patrones de distribución espacial, lo que evidentemente condicionará al estudio. Las distribuciones espaciales de las poblaciones silvestre siguen tres patrones básicos, pero que en realidad forman un continuum (Figura 1).

La distribución **al azar** ocurre cuando existe una probabilidad uniforme (igual) de que un individuo ocupe cualquier lugar en el espacio y cuando la presencia de un individuo no afecta la presencia de otro. Si se toma una muestra de pequeñas parcelas de esta población, la distribución de individuos por cuadrado tendrá una distribución de tipo Poisson en la cual la media es igual a la varianza, por lo tanto, si dividimos la varianza por la media obtenemos = 1. La distribución **regular o uniforme** ocurre cuando cada individuo tiene una tendencia a evitar otros individuos (o cuando están muy cerca uno muere). Su distribución muestra una proporción varianza/media menor a 1. La distribución **agregada o contagiosa** es, tal vez, la más común biológicamente y ocurre cuando los individuos se atraen unos a otros, viven sólo en lugares particulares de su ambiente, o la presencia de un individuo en un sitio origina otro individuo allí mismo. La razón varianza/media es mayor a 1. También pueden ocurrir casos combinados de agregados distribuidos al azar o regularmente, y esto dependerá de la biología de la especie (tipo de reproducción y dispersión) y de la distribución de las condiciones en el ambiente.

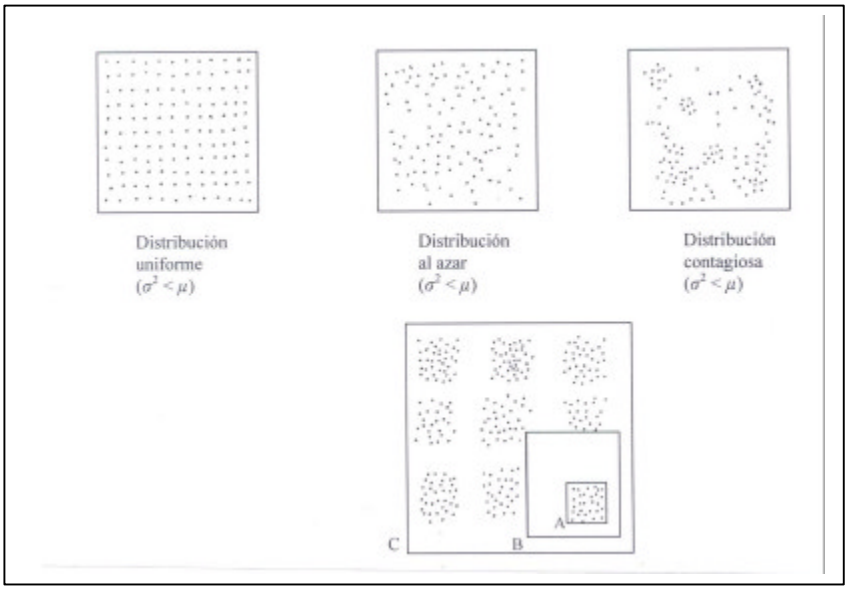


Figura 1. Tipos de distribución espacial, su relación entre la varianza y la media, y su variación según la escala.

Cuando los recursos son abundantes y predeciblemente distribuidos se observan dominios vitales más estrictos y comportamientos territoriales que son defendidos de las incursiones de otros individuos de la misma especie. Pero cuando en la zona existe una marcada estacionalidad de los recursos naturales, es poco viable la ocupación permanente de un área, induciendo a los animales a realizar movimientos nomádicos, en busca de recursos o al gregarismo para facilitar el encuentro y uso colectivo de estos recursos. La distribución en el tiempo puede ser a una escala diaria, mensual o anual, durante la cual las diferentes poblaciones faunísticas presentan diferentes grados de actividad o incluso de abundancia de animales.

Las poblaciones de animales están influenciadas por cambios ambientales y en función de éstos pueden presentarse ciclos que podríamos llegar a predecir. Los ritmos diarios y anuales afectan al tamaño de la población a muestrear, y también a sus patrones espaciales. El conocimiento previo de la distribución espacial y temporal de la fauna en estudio permite afrontar con mejores posibilidades de éxito estudios más profundos.

Los objetivos del estudio y las hipótesis planteadas, muchas veces se refieren a amplias regiones, que son imposibles de muestrear completamente (en un tiempo determinado y con recursos limitados). Por ello, por lo general se harán estudios sólo en determinados lugares, que estén dentro del territorio. A partir de los resultados obtenidos en estos lugares, se extrapolará la

hipótesis a toda la región, por lo que estas pequeñas áreas de estudio han de cumplir como mínimo dos condiciones:

B. Representatividad

Los sitios de estudio deben representar los diferentes hábitats y condiciones ambientales que se encuentran en todo el área de interés. Para ello es muy útil disponer de un mapa de vegetación, o mejor aún, de una imagen de satélite, que nos dará una idea de la distribución de los hábitats, condiciones fisiográficas del área (como los ríos o quebradas, los cerros, etc), y de las comunidades, carreteras o actividades humanas que pudieran influenciar el área de estudio. La selección de muestras, unidades muestrales debe adecuarse a los requerimientos de randomización, replicación y/o estratificación mencionados. Para ello, debe considerarse, también su viabilidad. Las zonas de estudio deben ser accesibles para la investigación. Deben estar en función de los medios económicos y de la infraestructura de apoyo que se pueda disponer. Se deben planificar correctamente las veces de entrada a la zona de estudio, cómo se realizará, con qué medios y el tiempo que se invertirá para ello, contando siempre con imprevistos que puedan acontecer en el momento más inoportuno.

C. ¿Cuándo se Realizará el Estudio?

El estudio a realizarse estará en función de las especies que se quiere investigar, de su ecología y de los hábitos de estos animales en cada época del año. Por ejemplo, hay especies de mamíferos, como es el caso de *D.novemcinctus* (tatú) en los bosques semideciduos de Bolivia, que presentan mayor actividad en determinados meses del año (cuando existe una marcada estacionalidad en el lugar), factor que puede mejorar el estudio en el caso de tenerlo presente en el momento de planificar la metodología. En este caso, se tendrán dos opciones: mantener el esfuerzo de muestreo durante todo el año con la finalidad de conocer las diferencias estacionales, o intensificar el muestreo durante los meses de mayor probabilidad de encuentros, para realizar estudios poblacionales.

Una de las primeras variables que se debería considerar, una vez definida el área de estudio, es la climatología del lugar (en especial la temperatura y la pluviometría). El clima podría condicionar los resultados, por ello ha de considerarse cuando se planifiquen los métodos de estudio y la periodicidad del trabajo de campo. Por ejemplo, en muchas áreas silvestres durante las lluvias, los accesos se dificultan o son inviables y por otro lado los cursos de agua pueden invadir las zonas de trabajo. Disponer de datos climatológicos no suele ser difícil, siempre y cuando el trabajo se ubique en una reserva o próximo a lugares habitados. Cuando los objetivos se dirigen a un área deshabitada y desconocida, se tendrá que emplear datos procedentes de las localidades más cercanas o del aeropuerto más próximo (donde siempre se registran datos climáticos).

Cuando el estudio se centra en valorar una intervención humana o una distorsión natural, es necesario que haya un estudio previo a los efectos que se desea estudiar. Los muestreos se realizarán después de la intervención (idénticos a los empleados antes de la intervención) en la zona alterada y también en una zona de control, donde se supone que las condiciones medioambientales son las mismas que la zona analizada antes de ser intervenida. Es interesante

que el estudio tenga varios años de seguimiento, durante los cuales se podrá valorar los cambios de la zona intervenida.

D. ¿Qué Métodos se Pueden Aplicar en el Estudio Faunístico?

Los métodos que se deben emplear para conseguir los objetivos del estudio, dependen en gran medida, de los parámetros comentados anteriormente, como son los hábitos del grupo faunístico a estudiar, del lugar donde se realizará el estudio y, de las condiciones ambientales y climáticas del área. Existen una multitud de métodos para estudiar la fauna silvestre, pero el propósito no es hacer un glosario de todos ellos, sin embargo, puede ser interesante citar algunas de las metodologías más frecuentes empleadas para estudiar la fauna silvestre (en especial para los mamíferos). Los métodos de estudio se basan en dos tipos de datos que se obtienen en el campo: los datos ***directos*** y los ***indirectos***.

Los datos directos son aquellos que se refieren a un contacto activo con el animal, ya sea porque se ha visto o se ha oído, mostrando una evidencia de la presencia del individuo en ese lugar y en ese momento. La observación directa permite la aplicación de métodos directos, que se basan en datos ópticos y acústicos obtenidos por el investigador. Entre todos los métodos basados en los datos directos es interesante citar dos de los más frecuentes, las capturas y los censos.

D1. Las Capturas

Existen varios tipos de capturas, pero todas ellas se basan en la obtención del animal a partir de diversos mecanismos, como serían las armas y las trampas, que nos permitirán retener o matar al animal.

D1a. La Caza

La caza de subsistencia o la caza deportiva (legal o ilegal), son dos actividades humanas frecuentes en muchas regiones silvestres. Su monitoreo puede ser una gran herramienta de trabajo para el estudio de las poblaciones silvestres, y para obtener información de la biología de las especies cazadas. El monitoreo de cacería consiste en registrar todas las presas cazadas por los cazadores, además de otros datos complementarios como podrían ser el peso, la edad, el sexo y el estado reproductivo del animal, así como la hora, el lugar, el hábitat y el método de captura.

Por ej. **Ficha de Caza de Lomerío:** Donde el investigador puede convivir con los cazadores para obtener dicha información, o bien visitar periódicamente a éstos, para recopilar los datos. En este último caso, son los cazadores los que registran su caza, ya sea en su memoria o bien en fichas destinadas a ello. El investigador tendrá que basar sus resultados en datos ajenos, por lo que es imprescindible disponer de colaboradores responsables y honestos. Por ello es recomendable que el monitoreo de la caza vaya acompañado de un programa previo de información, sobre las finalidades del estudio y de los beneficios reales que obtendrán los cazadores. También durante el estudio será interesante realizar diferentes reuniones informativas, en las que se ofrezcan los resultados preliminares de la participación de los cazadores, así como otras reuniones informativas y educativas. Estas ultimas actividades son de mucha importancia

para el éxito del estudio, en especial cuando se trata de pequeñas comunidades donde toda la familia está involucrada en la caza de subsistencia.

El monitoreo de la caza puede proveer un valioso material zoológico, como por ejemplo los cráneos, las órganos reproductivos y los digestivos. Los cráneos serían uno de los materiales imprescindibles a recoger, ya que permiten verificar la especie cazada, identificar la edad de la presa e incluso permite realizar estudios biométricos. Su almacenamiento consistiría sencillamente en dejarlos en lugares inaccesibles para los perros, pero accesibles a las hormigas que podrán relizar una efectiva labor limpiadora. La matriz de las hembras, puede ser empleadas para analizar su estado reproductivo y el número de fetos o partos anteriores, los que permitirán hacer cálculos de productividad de la especie, el almacenamiento consiste en depositar los tractos reproductivos en soluciones de formol al 10%, previamente etiquetados.

Los estómagos pueden ser un material muy útil para hacer estudios de la ecología de las especies y desenmascarar la cadena trófica que existe en la zona de estudio. El análisis de los contenidos estomacales es uno de los métodos más fiables para determinar la dieta de los animales estudiados. Se pueden almacenar en una solución al 10% de formol, para posteriormente abrirlos y lavar el contenido estomacal mediante tamices, para identificar los restos de alimento consumido. El almacenamiento de los restos alimentarios suele hacerse con alcohol al 40% cuando se trata de restos de invertebrados, o secados cuando son productos vegetales y restos de vertebrados (huesos, pelos, dientes, escamas, etc.).

D1b. Las Trampas

Hay diferentes tipos de trampas, algunas pueden retener el animal vivo (por un tiempo determinado), mientras que otras producen la muerte del animal. La eficiencia de las trampas depende de las especies que se pretenda capturar y de la capturabilidad de éstas. En ello influye la climatología, el cebo que emplea, los ritmos y hábitos de la especie, así como el comportamiento y el aprendizaje de algunos animales hacia las trampas (fig. 2).

Las **Trampas Letales** son las que frecuentemente emplean los cazadores, y también se emplean para fines científicos para estudios taxonómicos (en especial de micromamíferos), parasitológicos, dietéticos, anatómicos o morfológicos. Algunas de las trampas que producen la muerte de la presa son los lazos (cable que actúa ahorcando al animal), las armadillas (arma de fuego fija en sendas naturales), o la trampa de golpe o piedra (que golpea o aplasta al animal).

Las **Trampas de captura viva** pueden tener las mismas funciones que las anteriores, pero sin reducir la población faunística y, en especial son empleadas para realizar estudios poblacionales y ecológicos de la fauna. Algunas de estas trampas son las trampas de corral (corrales a los que son dirigidos los animales), las trampas fotográficas (con censores fotoeléctricos), o las trampas con cebo (pitfall, Sherman, Tomahawk o Longworth).

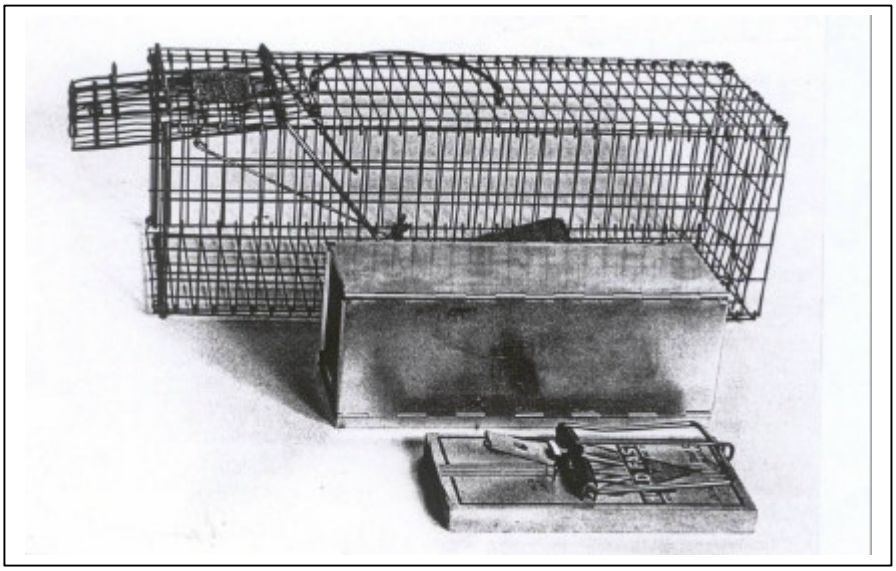


Figura 2. Trampas de captura viva para medianos y pequeños mamíferos. Tomado de Voss y Emmons (1996).

Las capturas obtenidas a partir de las trampas permiten concer la composición de especies, además hallar índices de abundancia basados en la comparación del número de animales capturados (entre diferentes momentos o circunstrancias), o bien comparar las clases de individuos basados en el sexo y la edad de éstos. En las capturas de animales vivos se acostumbra marcar las presas, con la finalidad de estimar su abundancia o su radio de distribución, en base a la captura - recaptura de las presas. La estimación del tamaño de la población se basa en la proporción que existe entre la población total y los animales capturados en el primer momento, respecto a la proporción entre los animales capturados en un segundo tiempo y el total de animales capturados en el primer tiempo. El análisis de los datos es complejo y están en función de muchos parámetros como la capturabilidad, el efecto de las marcas o la pérdida de estas, y de si se están analizando poblaciones abiertas o cerradas (emigración-inmigración, nacimiento-muerte).

D2. Los Censos Muestrales

El término censo se aplica generalmente al conteo total de los individuos de un área (como los censos de poblaciones humanas, los conteos de flamencos en lagunas con buena visibilidad, etc.), situación raramente posible en la naturaleza. Un método que usualmente se emplea para conocer la composición faunística de una zona y estimar su densidad es el censo muestral, que se basa en el conteo de individuos observados a lo largo de recorridos parciales en el área de estudio. Como sería inviable censar todo el territorio que queremos estudiar, normalmente se selecciona al azar o bien a propósito, una serie de recorridos que sean representativos del

territorio. Es conveniente hacer pequeñas picadas o sendas en la zona de estudio para los censos, porque las sendas de cazadores pueden ser esquivadas por los animales, y el borde de los caminos puede presentar conformación florística y visiblidad diferente al bosque.

Un tipo de censo muestral son los denominados transectos, en los que el observador registra los animales contactados dentro de un ancho (o banda) establecido, que frecuentemente tiene como límite una serie de metros a cada lado de la línea de progresión. Este ancho puede variar de 1m. para anfibios, hasta 500 m. para grandes ungulados en sabanas abiertas. Los transectos se pueden recorrer en diferentes medios, como avioneta, canoa, vehículo motorizado, caballo, o también a pie. Para cada uno de los medios empleados existen diferentes metodologías de trabajo y de análisis de datos. Los transectos más comunes son los realizados a pie, por ser los más económicos y muchas veces los únicos posibles por las condiciones físicas del medio. Los transectos a pie suelen recorrerse a una velocidad media de 1 km/h, empleando de uno a tres observadores, en sendas abiertas previamente, para evitar que el ruido excesivo ahuyente los animales antes de ser observados. Los transectos suelen tener distancias de entre tres y cinco km., y por lo general, son realizados durante el amanecer, al atardecer o durante la noche, por ser los horarios en los que la fauna, en general, está más activa. Los transectos pueden facilitarnos información sobre la composición faunística (registrando sencillamente lo que vemos), la demografía de estas poblaciones de animales (registrando edad y sexo de los animales contactados), los hábitats que frecuentan, la abundancia relativa, e incluso estimar su densidad. Para estimar la densidad de los animales observados en las transectas, se registrará, como mínimo, la especie contactada, el número de animales observados (los que hemos visto) y los esperados (los que suponemos que hay), y la distancia perpendicular al transecto a la que ha sido observado el primer animal del grupo. También es importante registrar la distancia en línea recta del observador al animal, la composición de edad y sexo, así como el comportamiento de los animales contactados.

La estimación de la densidad se basará en el número de animales observados en el área que fue considerado dentro del transecto, que dependerá de la distancia a la que ha sido capaz de distinguir e identificar al animal (que por lo general está en función de la visibilidad del medio), y de la distancia que se recorrió durante el transecto. Existen muchas maneras de analizar los datos e incluso hay programas que facilitan los cálculos (Transect, o Distance Sampling), pero siempre se tendrá que considerar una serie de presunciones o supuestos al hacer las estimaciones, como la detectabilidad de las especies, sus hábitos, sus ritmos espaciales o temporales, o su etología. Variables que podrían enmascarar la densidad real de las poblaciones faunísticas.
Los transectos también permitirán calcular índices de abundancia, que siempre que sean obtenidos en idénticas condiciones (que exista un control del esfuerzo), pueden ser una herramienta muy útil para comparaciones espaciales y estacionales. Un índice muy frecuente es el basado en el número de animales contabilizados (vistos u oídos) durante el transecto, y que suele expresarse como el número de animales observados por kilómetro recorrido (comúnmente denominado IKA).

D3. Signos Indirectos de Animales

Todos los animales, y en especial los grandes vertebrados, dejan evidencias en el medio natural, de su presencia y sus actividades (excrementos, huellas, restos de pelo o mudas, nidos o madrigueras, restos de comida, alteraciones en la vegetación, sendas, etc). Estas señales indican que una determinada especie ha estado en ese lugar, aunque físicamente no esté presente en el momento de la observación. Estos indicios son denominamos datos indirectos pueden identificarse con la ayuda de conocedores locales o guías como la de Aranda, 1981, (Figs. 3 a 6).

Los datos indirectos permiten conocer la composición faunística de una zona, ofrecen datos sobre sus preferencias de hábitats, dieta, o comportamiento. Es frecuente emplear los datos indirectos para calcular índices de abundancia o de presencia de las especies. Estos índices son mas ventajosos que los obtenidos de los datos directos, primero por que son más sencillos de aplicar (por no depender de la detectabilidad ni capturabilidad de los animales), y en segundo lugar por ser una alternativa más económica y muchas veces la única para estudiar la distribución y abundancia de determinadas especies raras o difíciles de observar.

D3a Los Excrementos

Los excrementos suelen ser un buen estimador de la presencia de determinadas especies en una zona o en un hábitat específico, aunque su identificación tendrá que ser precisa, para lo cual es recomendable disponer de la colaboración de un buen rastreador (por lo general, cazadores de la zona), o de un banco de identificación creado a partir de excrementos tipo (obtenidos en el zoológico, por ejemplo). El análisis de los excrementos (de mamíferos en especial) puede ofrecernos una información complementaria sobre la dieta de los animales. Ello implica una identificación correcta de la especie que ha producido el excremento (que incluso en algunos casos requiere de análisis complejos), y de la determinación precisa de los contenidos de las heces. El análisis de excrementos de diferentes especies del ecosistema nos permitirá conocer la cadena trófica del lugar.

Para almacenar las heces fecales suele ser suficiente dejarlas secar y si se pretende guardar por varios años, es conveniente barnizarlas. Antes del análisis es práctico remojarlas para separar e identificar el contenido, que pueden ser restos de invertebrados, pelos, huesos, restos vegetales o semillas enteras. Estas podrán dejarse en un sustrato adecuado para su germinación y así verificar la dispersión de semillas mediante la fauna vertebrada. En el análisis de las proporciones de alimento hemos de ser cautos al extrapolarlo a lo que el animal en realidad ha ingerido, porque existen alimentos más digeribles que otros, y algunos de estos apenas dejan evidencias en los excrementos. El registro minucioso y planificado de los excrementos en una zona de estudio, nos puede permitir estimar la abundancia relativa de una especie. El análisis depende de la tasa de defecación de las especies a estudiar, de la tasa de descomposición de los excrementos que a la vez dependen del clima, de la distribución de los excrementos que podrían ser al azar o en letrinas.

Se podría estimar la densidad de una determinada especie de mamíferos, o bien el uso de determinados hábitats, a través del conteo de heces fecales. Para ello deberemos conocer algunas características de la especie en estudio, por ejemplo, la tasa de defecación (el número de

excrementos o grupos de estos que un animal produce en un día), que en muchas especies se ve alterado por la dieta que ha consumido el animal, del contenido de agua, la edad de los animales, o incluso del estado psicológico del animal, o también la tasa de descomposición de los excrementos (que dependerá de la consistencia de los mismos y del clima). Otro parámetro importante es la distribución de los excrementos, que podrían ser al azar, o bien una distribución agrupada o contagiosa (binomial negativa), lo que condicionará el análisis estadístico de los datos. Por ello, antes de iniciar el muestreo de heces, es muy importante determinar el patrón de su distribución espacial, por medio de un estudio preliminar.

El conteo de excrementos suele consistir en el registro de todos los excrementos nuevos, encontrados en un área determinada, que pueden ser pequeños plots de 1 a 10 m^5, o bien en bandas fijas de un ancho determinado (que suelen variar entre 1 y 6 m. de anchura). La estimación de la densidad se basa esencialmente, en el número medio de excrementos encontrados en los diferentes plots de muestreo, respecto al tiempo transcurrido entre la limpieza de los plots y el conteo, la tasa de defecación de la especie (número de excrementos por día y animal), y el área de cada plot o unidad de muestreo.

D3b. Las Sendas y las Huellas de Animales

Muchos vertebrados ocupan un espacio vital determinado, en el que existen sendas naturales que frecuentemente utilizan, siendo éstas más o menos llamativas, y por lo general, es posible identificar la especie que las transita. El conteo de estas sendas a lo largo de un transecto puede emplearse para obtener un índice de abundancia en el espacio o en el tiempo.

Mediante la identificación de las huellas y su abundancia, también se podrá calcular el índice de presencia o abundancia, que permitirá hacer comparaciones espaciales o temporales. Para ello existe un control de los métodos empleados, como por ejemplo, sería el sustrato en el cual se realiza el censo (existen suelos que facilitan la impresión de huellas y otros que no), o el observador y su capacidad de identificación de las huellas. En este tipo de datos otro factor importante a tener en cuenta es el esfuerzo dedicado, tanto la longitud de muestra como el tiempo, ya que el cansancio del observador puede ser un factor que distorsione los resultados. Por ello, cuando se quiere comparar índices en base a huellas, es recomendable estandarizar los métodos, y un buen método es trabajar con parcelas de huellas.

Las parcelas de huellas consisten en acondicionar determinadas áreas, para facilitar la impresión de huellas de los animales que transiten por la zona. Estas parcelas pueden ser circulares o rectangulares, y estar distribuidas en transectos más o menos largos en distancias preestablecidas (por ejemplo, cada 50 ó100 m.), o bien en el perímetro de plots permanentes de investigación de varias hectáreas en los cuales se acondicionan parcelas con tierra cernida cada 50 m. de distancia). Las parcelas de huellas pueden emplearse para detectar principalmente la presencia de especies de mamíferos, y secundariamente valorar su abundancia relativa, siempre considerando que estos valores estarán influenciados por el comportamiento de las diferentes especies silvestres, ya que algunas son más fáciles de detectar que otras. Las parcelas de huellas pueden estar ubicadas de forma aleatoria o sistemática en sendas naturales que frecuentan los animales, o incluso podremos atraer a la fauna a nuestras parcelas de huellas, mediante comida o

esencias olorosas, pero estas situaciones deben mantenerse constantes si se quiere realizar comparaciones entre sitios.

Mediante el conteo de huellas respecto a un área de muestreo, se podrá detectar diferencias entre el tamaño de las poblaciones de mamíferos, aunque difícilmente podremos establecer la magnitud de estas diferencias. El registro de las huellas dependerá del tamaño de la población y de los hábitos de los animales. Las especies completamente terrestres serán las mejor representadas, así como los animales territoriales que tiendan a recorrer frecuentemente las zonas de estudio. La comparación entre valores de registros de huellas es más correcta cuando consideramos la misma especie faunístisca, o especies de las que suponemos tienen hábitos similares en cuanto a la actividad, tamaño de grupos y áreas de trampeo.

El método de las parcelas de huellas es frecuentemente empleado en hábitats donde la observación de mamíferos terrestres es escasa. Por ejemplo, un estudio en el Oriente de Bolivia, donde la densidad animal era baja y la observación directa de vertebrados era mínima, (probablemente debido a una fuerte presión de caza y a las condiciones ambientales) fueron establecidos de forma aleatoria, catorce parcelas permanentes de 40 ha. En el perímetro de cada parcela, y a cada 40 m, se acondicionaron parcelitas de huellas (1 x 2m), limpias de vegetación y cernidas con arena, para facilitar la impresión y lectura de las huellas que podían dejar los mamíferos transeúntes. Durante dos años, se realizaron 8 campañas de entre una a dos semanas, durante las que diariamente eran revisadas, limpiadas y cernidas a primera hora de la mañana, para registrar las huellas de los mamíferos que las habían visitado.

Sobre el número total de parcelas de huellas disponibles en cada una de las parcelas grandes, fue calculada la frecuencia de aparición de una determinada especie, mediante un índice de abundancia (z/n) basado en la relación del número de parcelitas disponibles (n) y el número de ellas en que se contactó a la especie en cuestión (z). Se asumió que en circunstancias normales, un registro mínimamente exhaustivo de una unidad de muestreo podría certificar con suficiente garantía la presencia o ausencia de la especie en estudio. Su utilidad radica en la posibilidad de comparar sus resultados con otros obtenidos por idénticos procedimientos y por tanto con idénticas presunciones.

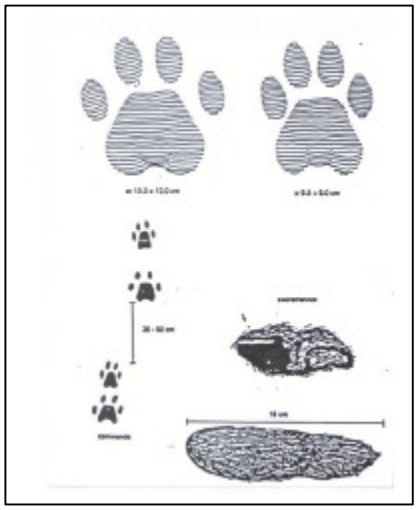


Figura 3. Huellas y excrementos de *Panthera onca*

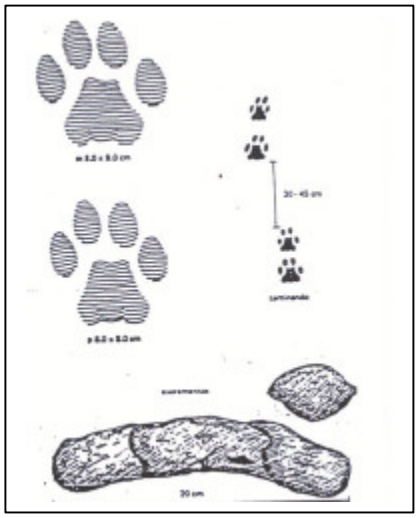


Figura 4. Huellas y excrementos de *Felis concolor*

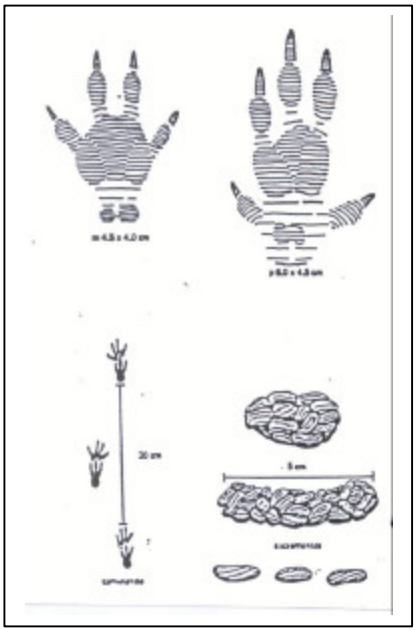


Figura 5. Huellas y excrementos de *Agouti paca*

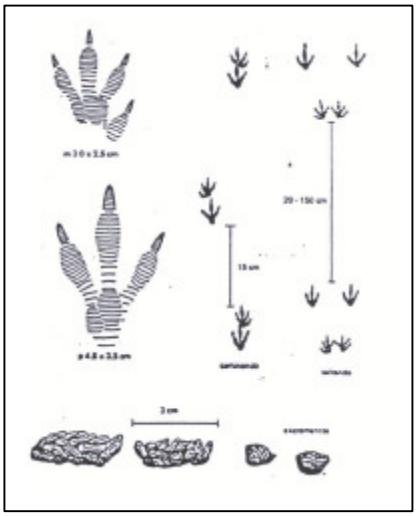


Figura 6. Huellas y excrementos de *Dasyproca* sp.

(Tomados de Aranda 1981)

SECCION VI
TRANSECTAS LINEALES: RECOMENDACIONES SOBRE DISEÑO, PRACTICA Y ANALISIS

Por Robert B. Wallace

A. Introducción

Recientemente el método de transectas lineales se ha convertido en un instrumento muy importante en el manejo de la fauna silvestre. La metodología se ha tornado sumamente popular en el trópico y otras regiones, incluyendo conteos de mamíferos marinos y relevamientos aéreos. Aunque muchos asocian esta metodología con el fin de estimar el tamaño de una población dada, también se la puede usar en situaciones que proveen otros tipos de información útil para ecólogos y aquellos que trabajan en el manejo de la fauna.

Por ejemplo, por su aptitud en un escenario de selva tropical, las transectas lineales pueden ser incorporadas en un estudio preliminar de corto tiempo en un sitio desconocido. Mientras se realizan desplazamientos para documentar la biodiversidad de un área, si se siguen ciertos pasos, las transectas lineales pueden ser usadas para cuantificar las especies de vida silvestre mayores más comunes.

Ejemplo - Relevamiento de Las Gamas, Parque Nacional Noel Kempff Mercado
Wallace *et al.* (en prensa[a]).
En estudios de campo más largos, la metodología de transectas lineales puede proveer también información más detallada sobre fauna silvestre mayor.
Ejemplo - Lago Caimán, PNNKM
Wallace *et al.* (en prensa[a]).
Cuando se dispone de datos de más sitios, se pueden hacer comparaciones espaciales que pueden aportar ideas sobre los factores que afectan la abundancia y/o densidad poblacional.
Ejemplo - Relevamientos de primates y crácidos en el norte de Santa Cruz
Wallace *et al.* (en prensa[b]).
Los datos de transectas lineales pueden ser monitoreados en tiempo en uno o varios sitios, constituyendo una importante herramienta de manejo.
Ejemplo - Monitoreo de abundancia de vida silvestre en concesiones forestales y/o en áreas protegidas.
Sainz 1997, Painter *et al.* (en prensa). Rumiz y Herrera (en prep.)
Finalmente, además de estos usos más generales, las transectas lineales son utilizadas para estimar la densidad de la población y /o la abundancia relativa de especies particulares. Algunas veces, conocer la densidad de ciertas especies es crítico desde el punto de vista de manejo.

B. Diseño General

El primer paso a considerar en el diseño de un estudio de transectas lineales es formularse la pregunta: ❱Qué queremos encontrar? ❱Cuáles son nuestros objetivos principales? Estas preguntas van a influir en el diseño del estudio y pueden ser separadas en una serie de consideraciones:

- ¿Cuál es la especie o grupo de especies de interés?. Y posteriormente, ¿Qué sabemos sobre la biología de la especie de interés y cómo influye ésto en el diseño del estudio?

- ¿Dónde está el área de estudio y cuáles son los hábitats presentes?. ¿Dado lo que sabemos acerca del área, Cómo afecta ésto al macro-diseño?

- ¿Cuánto tiempo necesitamos para contestar la pregunta?. Específicamente, cuantos días de campo podemos dedicar?

- ¿Qué nivel de apoyo logístico disponible hay en el campo?

- Después de considerar lo arriba expuesto, debemos preguntarnos si existe algún otro método que se ajuste mejor a los objetivos y la realidad del proyecto

Las metodologías alternativas para estimar abundancias relativas o densidad incluyen:

- Conocer la densidad por medio del reconocimiento de individuos de la población (Censo completo).

- Usar conteos de signos o indicios, por ejemplo, para estimar la densidad de urina o huaso se cuentan deposiciones de heces, para gorila y orangután se cuentan los nidos en la vegetación, para antas o pumas se puede identificar individuos en base a huellas.

- Recurrir a información anecdótica para especies sumamente raras.

- Estimar el área de acción o territorio a través de vocalizaciones.

- Marcado, liberación y recaptura.

- Métodos de conteo por puntos, por ejemplo, en ornitología.

- Reconocimiento repetido y conteo de grupos sociales identificados en monos.

- Reconocimiento de individuos por fotografias de trampas de cámara.

C. Consideraciones Teóricas sobre Transectas Lineales

Buckland *et al.* (1993) dan una explicación teórica breve y clara del método:

En la teoría de muestreo de distancias (transectas lineales), se establece al azar una serie de líneas de muestreo y se mide la distancia a los objetos detectados al recorrer la línea. La teoría deja por hecho que algunos, quizás muchos, de los objetos no serán detectados. Además, hay una tendencia marcada de la detectabilidad a disminuir cuanto mayor es la distancia desde la línea de transecta.

El método de distancia (transectas líneales) hace la siguiente pregunta: Dada la detección de n objetos, ¿cuántos objetos se estima que existen dentro del área muestreada?.
Se pueden notar dos diferencias al comparar la teoría de muestreo de distancias con la teoría clásica de poblaciones finitas: (1) a veces el tamaño del área de muestreo es desconocido, y (2) muchos individuos no podrán ser detectados por alguna razón. Una de las mayores ventajas del muestreo de distancia es que considera que hay individuos que no pueden ser detectados, o sea que este muestreo puede ser usado cuando un censo no es posible. Cada vez que un objeto particular es detectado, se mide la distancia desde la línea establecida al azar; o sea se obtiene una muestra de distancias. Al finalizar un estudio simple, se han detectado n objetos y registraron sus distancias asociadas. Si se cumplen ciertas premisas o supuestos, se pueden hacer estimaciones imparciales de densidad a partir de esos datos.

C1. Supuestos o Premisas

- Los objetos que ocurren directamente sobre la línea nunca pasan desapercibidos (se detectan con una probabilidad de 1).

- Los objetos son registrados en su posición inicial, antes de que se muevan en respuesta a la presencia del observador.

- Las distancias (y ángulos cuando es relevante) son medidos exactamente (datos desagrupados), o los objetos son contados correctamente en su categoría de distancia apropiada (datos agrupados).

C2. Validez

La validez de las transectas lineales para estimar densidades de poblaciones de animales ha sido cuestionada por varios autores. Esta crítica proviene de dudas acerca del cumplimiento de los supuestos anteriores:

Para algunas especies, la premisa acerca de la detección de todos los animales que se los encuentren directamente sobre la transecta puede estar en duda como en el caso de los perezosos, callitricidos, monos titi, y aulladores.

Cualquiera que haya trabajado en bosques tropicales sabrá el comportamiento animal usual en un encuentro con un individuo o grupo de animales silvestres. Esto viola la segunda

premisa concerniente a los objetos observados en su posicion original. Sin embargo, las transectas lineales son en muchos casos la única metodología que tenemos.

Hasta la fecha han habido pocas pruebas de la metodología utilizando objetos móviles como la fauna silvestre. A pesar de este problema, ya hemos mencionado que el método de transectas lineales es sumamente popular. La importancia de establecer la validez del método no se puede exagerar. Desafortunadamente, el hecho de publicar datos a menudo significa que la estimación de la población se interpreta como densidad poblacional, aún cuando el número de observaciones usado en la estimación es tan bajo como 3 ó 4. ¡Hay ejemplos de ésto en la literatura! Estas densidades algunas veces son incorporadas en modelos secundarios como los de sostenibilidad de cacería. Las ramificaciones de éstos son claras: si las densidades estimadas no son confiables entonces esto dará por resultado la mala administración del recurso.

La única forma de dar validez a la metodología es estimar la densidad de una población ya conocida. La mayoría de los investigadores que conocen la densidad de una población de animales no se interesarán para tratar de estimarla usando las transectas lineales. No obstante, hay algunos ejemplos, principalmente en la literatura primatológica Defler y Pintor (1985) hicieron transectas en un área de densidad conocida para tres especies de primates en Colombia. Para *Callicebus* y *Alouatta* las transectas produjeron estimaciones razonables, pero todos los análisis resultaron en sobre estimaciones para *Cebus*. Esto pudo haberse debido a que se encontró al mismo grupo de *Cebus* dos veces en la misma transecta (o sea problemas de independencia).

Janson y Terborgh (1984) reportaron estimaciones razonables para los primates de Manu, Perú. Rocha, no publicado: reportó excelentes estimaciones de *Ateles* en el PNNKM, Bolivia. Pero para especies como *Tayassu pecari* las transectas lineales probablemente no conseguirán estimaciones adecuadas por los problemas adicionales de encuentros infrecuentes y sus grandes desplazamientos.

C3. Diseño

¿Qué hábitats existen y cómo están distribuidos? Deben usarse fuentes como mapas e información satelital, y también información de campo como informantes locales y observaciones personales. Las transectas deben muestrear adecuadamente cada tipo de hábitat (fig. 7-10). Las rutas deben ser seleccionadas al azar.

¿Cuántas sendas y cuántas repeticiones se deben realizar? Depende del tamaño del área a muestrear, en general cuanto más, mejor. También depende de la diversidad de hábitats y su distribución.

Cada senda debe ser replicada al menos 3 ó 4 veces. Para evitar problemas de independencia se debe intercalar un tiempo razonable entre repeticiones de la misma senda (yo recomendaría 2-3 días como mínimo). Esto también ayuda a que la senda se “recupere”de cada recorrido.

¿Qué nivel de esfuerzo?)¿Cuántos km debería acumular? Lo más posible, dependiendo del:

- Número de encuentros y tipo de datos requeridos densidad o abundancia relativa.
- El ancho de detección de la transecta tiene influencia sobre ésta.
- Un mínimo de 80-100 km recorridos para tener una muestra representativa.

¿Cuándo? Esto dependerá de la logística en el área y del tiempo disponible. Deben considerarse los problemas potenciales de la estacionalidad.

En cuanto al período del día, la mayoría de los autores acuerdan en que las transectas deben ser recorridas durante la mayor actividad de las especies en estudio problema. Para especies diurnas, esto es, usualmente desde temprano en la mañana temprano hasta media mañana, y desde media tarde hasta el ocaso.

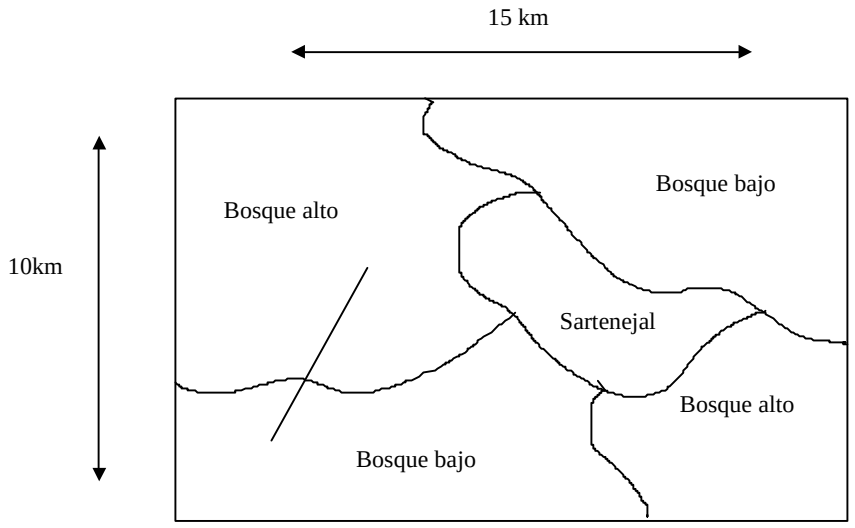


Figura 7. Un ecosistema con una transecta lineal seleccionada al azar (solamente consigue muestrear un poco del bosque bajo y más del bosque alto).

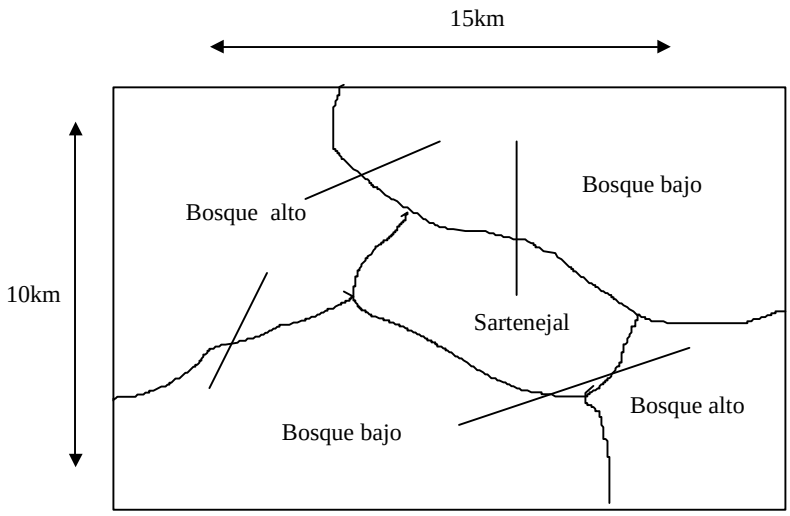


Figura 8. Con cuatro transectas lineales seleccionadas al azar, el diseño es mejor que el anterior.

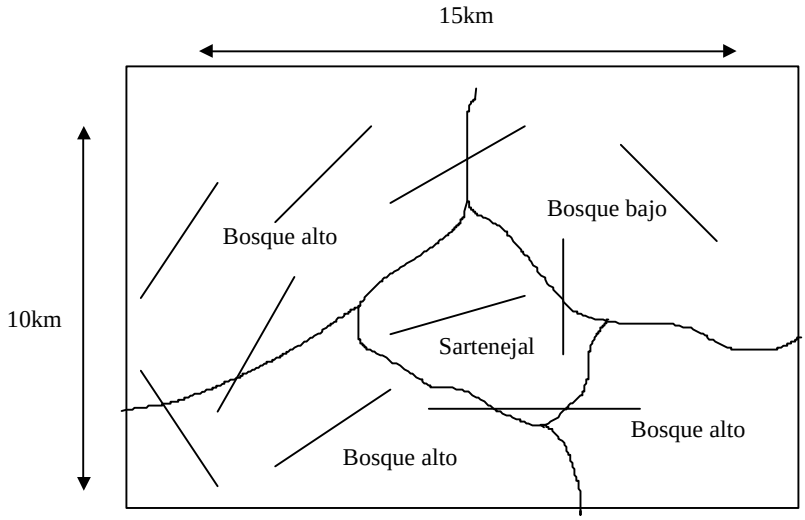


Figura 9. Con diez transectas lineales seleccionadas al azar, es excelente.

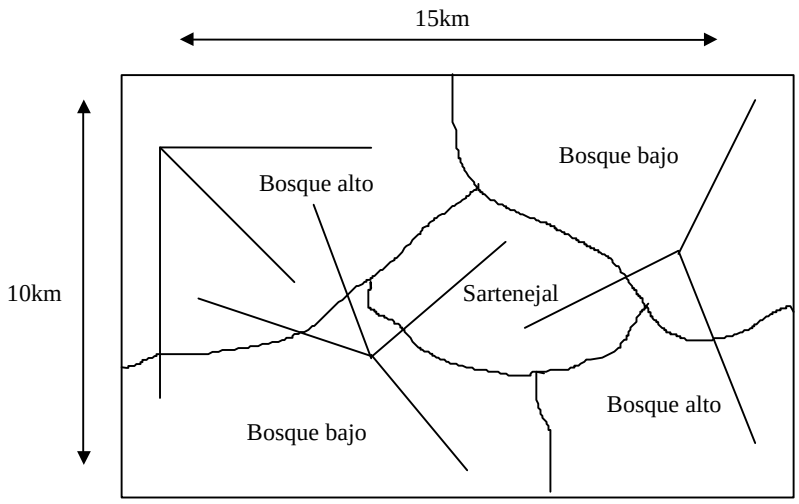


Figura 10. Algunas veces el acceso a los puntos es limitado, pero la dirección al azar de las sendas puede ayudar.

C4. Factores Adicionales a Considerar

- Historia reciente de actividades humanas en el sitio de estudio, por ej. disturbios en el hábitat y/o cacería.

- Información sobre eventos naturales como epidemias, sequía o incendios, y cómo esto pudo haber afectado la demografía de las especies en estudio.

D. Consideraciones Prácticas sobre Transectas Lineales

D1. Prerequisitos

Varios autores han destacado la importancia de conocer el área y/o los hábitats donde las transectas van a ser establecidas. Por ejemplo, como la mayoría de nosotros aquí hemos experimentado, no es fácil aprender a caminar en silencio y observando en un bosque lluvioso. Ciertas especies son crípticas en la naturaleza y es necesario aprender las vocalizaciones y su comportamiento para encontrarlos con mayor facilidad. Los primates de la familia Callithricidae son difíciles de observar, pero cuando están activos a menudo se detectan por su vocalización parecida a la de las aves. De igual forma, el mono aullador cuando está inactivo puede ser detectado por su olor.

Un período de entrenamiento en el campo es requisito esencial antes de comenzar la toma de datos. A no ser que uno esté familiarizado con la metodología, se debe usar un par de semanas de entrenamiento, y aún los primeros días deben ser de prueba. Es recomendable pasar un tiempo en el campo para familiarizarse con la metodología, las especies y la toma de datos.

Uno de los temas más útiles de entrenamiento, aparte de practicar la transecta real, es practicar intensivamente la estimación de distancias desde la línea de transecta a una serie de puntos.

D2. Preparación de los Senderos

¿Se deben usar sendas o no?. En un mundo ideal no se requerirían sendas, y esta situación es posible en ciertos hábitats. Sin embargo, en bosques tropicales ésto usualmente no es posible, y ¿qué pasa si hay una chipazón o un curichi?

¿Se pueden usar caminos? Deben evitarse en lo posible, a menos que uno esté interesado específicamente en caminos. No son comparables con los senderos. Trate de hacer los senderos rectos y de la misma longitud. Las transectas pueden disponerse en forma de cuadros, pero esto puede aumentar el riesgo de problemas de independencia entre observaciones de un mismo recorrido, especialmente con especies de desplazamientos amplios.
Para ayudar en la colección de datos de cada observación a lo largo de la transecta, es una buena idea marcar la transecta cada 50 ó 100 m. También se puede usar un cuenta pasos para obtener una estimación de la distancia y convertir el número de pasos a metros.

D3. ¿Cómo Recorrer una Transecta?

Existen diferentes opiniones publicadas acerca de la velocidad del recorrido por la transecta. Algunas personas sugieren menos de 1 km/hora, otros sugieren más de 3km/hora. En muchos casos esto dependerá de las especies de interés, por ejemplo para *Callithrix* puede ser mejor ir despacio porque son crípticos, para *Ateles*, *Cebus* y *Saimiri* 3km/hr está bien; para ungulados hay que recorrer más kilómetros para llegar a tener bastantes observaciones, entonces se tendrá que caminar más rápido. Pero, en nuestra opinión, la velocidad no es el único parámetro a ser considerado. Lo que se busca es un estándar para todas las transectas, donde la probabilidad de ver un animal no sea afectada por la velocidad del recorrido. En general, el ruido producido al caminar depende de la rapidez y esto probablemente produce el mayor riesgo de perturbación a un animal y se debe mantener constante. Para mantener este riesgo constante, la velocidad de la transecta dependerá de la condición del hábitat, del sendero y el clima. Otra idea buena, es detenerse por un tiempo breve cada 50m y escuchar los ruidos del bosque. Esto es especialmente apropiado para especies crípticas; por ejemplo, detenerse brevemente ayudaría a oír las vocalizaciones de *Callithrix* sp.

D4. Número de Observadores

De nuevo aquí existen opiniones diferentes. Algunos dicen sólo un observador, otros reportan hasta 4 ó 5 personas. Nosotros pensamos que lo mejor es 2 observadores, pero no más de 3 personas. Si recién se comienza con la investigación, una buena idea es que los investigadores inexpertos se combinen con personas locales que usualmente son buenos conocedores de la fauna. No se deben realizar las transectas lineales durante lluvia o vientos que aumentan mucho el ruido de fondo.

D5. Variables a Registrar durante la Transecta

Para cada transecta	Para cada observación
Fecha	Número de transecta
Nombre o número del sendero	Número de observación
Número de transecta	Hora
Número replicación	Grupo o Individuo
Dirección	Especie
AM/PM	Número observado
Hora de comienzo	Número estimado
Hora del fin	Distancia X
Duración	Hábitat
Longitud de la transecta	Estrato
Velocidad a la que se recorre la transecta	Altura Oído/Visto (Detección auditiva o visual)
Observadores	Calidad de la observación
Clima: Nubes, Viento, Lluvia	Duración del encuentro
Comentarios	Comportamiento
	Posición (localización) en la transecta
	Composición del encuentro
	Comentarios y Notas del Campo

Acuérdese de diseñar su hoja de campo de tal forma que facilite la colección de los datos, ¡asegúrese de que tenga bastante espacio y defina los tipos de datos!

D6. ¿Qué es la Distancia X?

La distancia perpendicular desde la línea hasta el animal, o el centro geométrico del grupo de animales (fig. 11). Preferimos usar ésta en lugar de la distancia animal-observador y el ángulo, porque esta medida es más fácil y parece ser la más aceptada y preferida. También estimamos la distancia (recuerde la premisa de exactitud de las medidas) porque no es realista medirlas (con cinta) en el bosque ya que causaría también mucho disturbio. Y ya que estamos estimando, es mejor estimar un parámetro y no dos (sobre todo porque el centro geométrico de un grupo es ya una estimación).

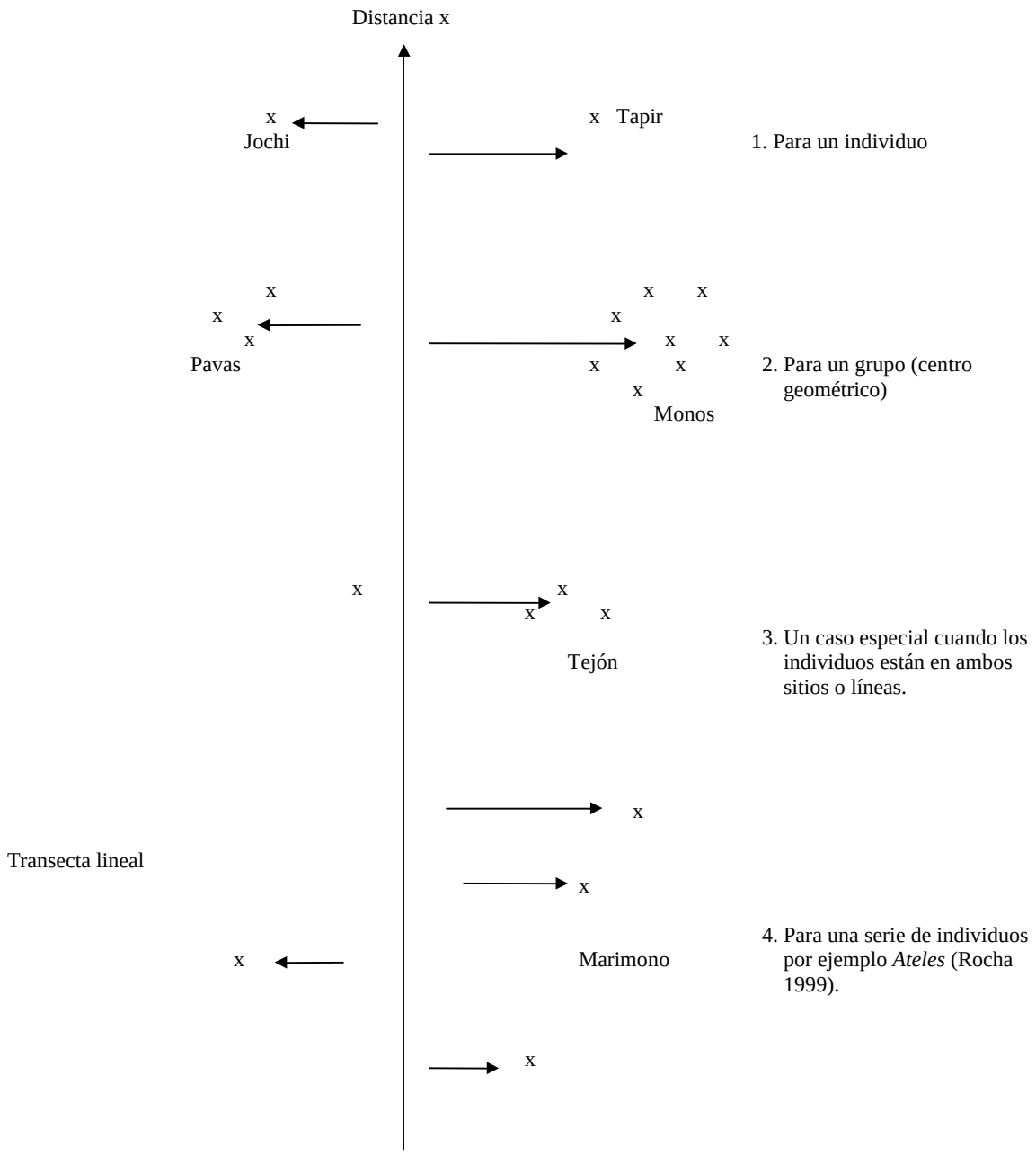


Figura 11. Diagrama de una transecta lineal

D7. Análisis

¿Se requiere estimar la densidad? ❩Se puede estimar la densidad?. Depende de su pregunta y del número de observaciones que se ha obtenido. Para el programa DISTANCE, Buckland *et al.* (1993) recomiendan un mínimo de 40 encuentros por cada especie, y sugieren de 60-80 para obtener una estimación fiable. Se puede usar DISTANCE con menos encuentros pero el límite de confianza de las estimaciones será mucho más alto.

No obstante, la tasa de encuentros (relativa) es una herramienta útil para un monitoreo a largo plazo y puede permitir la comparación entre sitios si el área censada con transectas de longitud estándar es similar. A menudo esta tasa se expresa como el número de grupos y/ o individuos encontrados por 10 km de transectas. Las diferencias en tasa de encuentros entre sitios pueden ser examinadas usando Chi cuadrado. La prueba Kruskall-Wallis ANOVA se puede usar en forma similar para examinar el área muestreada entre hábitats de un mismo sitio de estudio. Una manera adicional para permitir las comparaciones consiste en 'truncar' los datos a determinada distancia (ver abajo). Siempre y cuando el área muestreada en cada hábitat (o sitio) sea similar, las preferencias pueden ser comparadas usando la prueba de Chi-cuadrado; (pero hay que ser cuidadoso con las diferencias estacionales en el uso de hábitat!.

Hay varias formas de análisis para estimar las densidades de la población a partir de las transectas lineales, pero por el momento el mejor parece ser el programa DISTANCE, que se desarrolló a partir de su precursor, TRANSECT. Sin embargo, algunos autores mantienen que el método de King es igualmente válido.

D8. El Método de King

En este método el promedio de las distancias X es considerado como una franja a cada lado de la línea de transecta para calcular el área muestreada. La densidad se estima relacionando el número de animales observados en ese área, convirtiendo los valores a individuos o grupos por kilómetro cuadrado.

DISTANCE usa una serie de modelos matemáticos para determinar la función de detección de los datos y usa estos modelos para calcular la densidad, varianza y los límites de confianza del 95%.

Estimaciones de densidad de individuo o de grupos. Con especies sociales es usual calcular la densidad por grupos y luego combinar estos valores con el tamaño medio de los grupos. Pero los investigadores deben ser consientes de que podría haber un problema de sesgo hacia la detección de grupos grandes, especialmente a mayores distancias de la línea de transecta. La media del tamaño del grupo también puede verse sesgada por la calidad de la observación. Para evitar ésto se puede usar solamente los conteos “buenos” en el cálculo de tamaño medio de grupos.

Para monos araña, a causa del sistema social de fisión-fusión que resulta en sub-grupos fluidos, algunos autores han sugerido medir la distancia a cada individuo encontrado. Ésto podría ser también un compromiso potencial para grupos de especies raramente encontrados. Sin embargo, las distancias individuales dentro de un mismo grupo no son independientes. No obstante, Rocha (1997) encontró que la densidad estimada a través de las distancias a cada individuo fue casi igual a la obtenida con la densidad de grupos y su tamaño de grupo asociado.

D9. Pasos Preliminares para Estimar Densidades

Primero, agrupar los datos por categorías de distancia haciendo algunas divisiones hipotéticas para obtener una impresión preliminar de los datos. Esto es también útil si se necesita agrupar los datos para solucionar problemas de Aredondeo@ de distancias y para identificar y eliminar observaciones extremas.

E. El Programa Distance

Esencialmente este programa trata de estimar el número de animales en esta franja, a cada lado de la transecta.

¿Cómo escribir un archivo de entrada?:

E1. Archivos de Entrada

Use el ejemplo de archivos de entrada provisto en el diskette de DISTANCE como planillas para introducir sus datos (como fue demostrado en el curso de campo). En la nueva versión de DISTANCE hay un número de input files como ejemplo, así, usted, debería encontrar una de las mejores aproximaciones relacionada a sus necesidades. Sea cuidadoso porque un error tipográfico arruinaría el archivo y evitaría que el programa de DISTANCE corra.

E2. ¿Estoy Estimando la Densidad de Animales o Grupos?

Una decisión importante es si se desea estimar la densidad de individuos: -usando la distancia perpendicular en combinación con el tamaño de grupos de animales por cada observación, o si se quiere estimar la densidad de grupos (por ejemplo, grupos de monos):- usando la distancia perpendicular para cada observación. Esta decisión afectará cómo usted introduce los datos al programa DISTANCE.

E3. Separación por Estrato y Muestra

Las funciones STRATUM y SAMPLE permiten que los datos puedan dividirse para un análisis entre dos grupos. Por ejemplo, los datos podrían ser divididos en dos estratos, hábitat A y hábitat B, donde en cada hábitat hay 8 transectas y resultaran en ocho muestras para cada estrato. Esta división de datos usualmente no afecta mucho la estimación de densidades (en comparación a tratar todos los datos como una muestra grande), pero, reduce sustancialmente la varianza y los límites de confianza (95%). Este método permite obtener una diversidad general, y densidades separadas por hábitats o estratos.

Nota: El estrato podría ser también dividido temporalmente. La definición de estrato y muestra dependerán en gran parte de la pregunta que el investigador quiera responder.

E4. Modelos de Distribución de Distancias

DISTANCE provee un número de modelos de estimadores para analizar los datos. La función del comando de ESTIMADOR permite las siguientes opciones:
Uniforme (UNIFORM)
Media Normal (HNORMAL)
Exponencial Negativa (NEXPON)
Hazard Rate (HAZARD)

Cada uno de estos puede ser ajustado usando ajustes de coseno (COSINE), hermite (HERMITE) o polinomial (POLY), dando un total de 12 posibles combinaciones.

Para datos de vida silvestre, los más usados suelen ser:
Uniforme coseno
Uniforme polinomial
Halfnormal coseno
Halfnormal hermite
Hazard rate coseno

Sin embargo, esta recomendación está basada en una cantidad limitada de análisis de datos, los investigadores deberían examinar varias combinaciones para seleccionar los modelos más apropiados de estimador.

E5. Archivo de Salida

Definiciones

n = Número de objetos observados (individuo o grupo de animales).
L = Longitud de la transecta lineal (s).
ER = Tasa de encuentros (n/L).
W = Ancho de la transecta.
A(I)= Iecimo parámetro estimado en la probabilidad y la densidad (pdf).
f(0)= Valor de fdp sobre la transecta.
p = Probabilidad de observar un objeto en la muestra.
ESW= Ancho efectivo de la linea de transecta.
DS = Cálculo aproximado de la densidad de grupos.
SBAR = Promedio del tamaño de grupos.
D = Estimación de la densidad de individuos.
N = Estimación del número de animales en el área especificada.
UCL= Límite superior de confianza del 95%.
LCL= Límite inferior de confianza del 95%.

El límite de confianza del 95% es importante para la presentación del análisis de datos. La densidad estimada es exactamente eso, un cálculo aproximado. Sin embargo, el límite de confianza del 95% muestra que nosotros estamos 95% seguros de que la densidad yace entre el límite de confianza superior y el inferior.

E6. Seleccionando el Modelo más apropiado

Muchos de los modelos provistos, por DISTANCE parecerán no apropiados para nuestros datos, ya que cuando examinamos la línea producida en el gráfico, vemos que no se ajusta a cierto modelo (ecuación lineal). Sin embargo, si hemos restringido nuestra técnica de selección a los modelos más apropiados, hay 3 valores diseñados para ayudar en la selección.

- La bondad de ajuste de Chi-cuadrado es descrita como Chi-p y el mejor modelo usualmente tiene el valor más alto.
- LNL (Valor de probabilidad) el mejor modelo inicialmente tiene el valor más alto. Sea cuidadoso porque los valores, a veces, son negativos.
- Indice de Akaike (AIC) Usualmente el mejor modelo tiene el valor más bajo.

Algunas veces los tres valores seleccionarán diferentes modelos como el más apropiado. Por esta razón, Buckland *et al*. (1993) recomiendan usar el AIC, como el selector de modelos más confiable. En la versión más reciente de Distance, cuando se selecciona el archivo para dist. out después de cada corrida, se le pregunta en qué tipo de programa de Windows quiere convertirlo. Después de convertirlo a ese programa se puede grabar el archivo con un nuevo nombre y así se pueden tener en un directorio los resultados de diferentes análisis.

SECCION VII
FENOLOGIA Y DISPONIBILIDAD DE FRUTOS

Por R.Wallace y L. Painter

A. Introducción

El estudio de la disponibilidad y distribución de frutos es llamado fenología y es obviamente importante desde la perspectiva de la biología de las plantas y la dinámica del bosque. Sin embargo, en los últimos 30 años, los biólogos de vida silvestre han reconocido la importancia del estudio de la disponibilidad y distribución de frutos para interpretar el comportamiento de la vida silvestre. El comportamiento social, territorial, reproductivo, búsqueda de alimento y sus variaciones son influenciados por los patrones de disponibilidad de recursos. En los trópicos, particularmente en el bosque tropical, muchas de las especies animales son frugívoras en menor o mayor grado. La información fenológica, por consiguiente, es una herramienta crítica para interpretar aspectos de la ecología y comportamiento de especies frugívoras. Dado que muchas especies presa para carnívoros son frugívoros, los datos de fenología también pueden ser usados en la interpretación del comportamiento ecológico del predador, particularmente los patrones de movimiento.

La información fenológica también es crítica para el manejo de la vida silvestre. Por ejemplo, si una especie aninal vulnerable depende excesivamente sobre una o dos especies de frutos por largos períodos del año, estas podrían ser clasificadas como recursos clave. De la misma manera un hábitat en particular puede ser estacionalmente importante y posteriormente disfrutar el reconocimiento por planes de manejo que aseguren la protección adecuada de hábitats clave.

Cuando se interpreta el comportamiento de una especie aninal es importante reconocer las variaciones estacionales e interanuales en el comportamiento, que muchas veces, están enlazadas con las variaciones en la disponibilidad de recursos. Por ejemplo, un estudio de uso de hábitat de tres meses podría identificar uno o dos hábitats particularmente críticos para la especie. Subsecuentemente se podrían hacer recomendaciones de manejo para preservar estos dos hábitats a expensas de otros. Sin embargo, si durante los nueve meses que la especie no fue estudiada, otros hábitats también fueran importantes las recomendaciones de manejo anteriores serían claramente insuficientes. De la misma manera, variaciones interanuales en patrones fenológicos han sido documentadas en varios sitios de estudio tropicales. Estas observaciones subrayan la necesidad de estudios a largo plazo a lo largo de la región.

La información fenológica también puede ser usada para responder preguntas más específicas: Por ejemplo, si estuviéramos interesados en explorar la relación entre el número y la duración de visitas de frugívoros a cierta especie alimenticia, con la disponibilidad de frutos; seleccionaríamos 20 árboles de esa especie para monitorear diariamente la disponibilidad de frutos y a la vez documentaríamos las visitas por frugívoros.

B. Métodos

Antes de comenzar un estudio fenológico se debe dar respuesta a una serie de preguntas básicas:

Primeramente ¿Por qué se quiere tener información fenológica? ¿Cómo se intentará colectar la información para enlazarla con otros datos en su investigación? ¿Es relevante y necesario estudiar la fenología? Luego, ¿Qué clase de información requiere? Por ejemplo, ¿Está interesado específicamente en algunos tipos de plantas como árboles, lianas, o palmas? o ¿Está interesado en la abundancia de todos los frutos en un hábitat o una serie de hábitats? ¿Está solamente interesado en la información temporal de la fenología, cómo, cuándo fructifican las especies? o También ¿está interesado en la abundancia de flores o frutos? Estas preguntas definirán el tipo de diseño, métodos de campo y de análisis de la información.

C. Diseño del Estudio

C1. Selectivo

Un diseño selectivo es claramente apropiado cuando el investigador está interesado en responder preguntas sobre una especie de planta o grupo de especies. Si está interesado en descubrir qué especies son más importantes como recurso, se puede seleccionar un número de individuos (al menos 10) de las especies de recursos conocidos para un monitoreo con regularidad. Este diseño evita el gasto de tiempo en la documentación fenológica de especies de árboles que no son parte de la dieta de los animales de interés.

C2. General

Un diseño general es más apropiado cuando el investigador está interesado en los patrones fenológicos del bosque. Es también el mejor diseño cuando la dieta focal de las especies o grupos de especies no es conocida para el área, y por lo tanto es necesario que muchas de las especies sean monitoreadas dentro de un área de muestreo. En Lago Caimán, utilizamos todos los árboles incluidos dentro de parcelas de vegetación, distribuidas al azar en un modelo estratificado para evaluar la fenología de los distintos hábitats presentes en la parcela de estudio.

D. Periodicidad de los Registros y Equipo

La mayoría de los estudios fenológicos establecen registros mensuales. Esto es generalmente considerando un período razonable entre muestras. No obstante, para algunas especies que fructifican rápido, hay peligro que una fructificación se pierda con muestras mensuales. Si es posible, es preferible muestrear quincenalmente. Sin embargo, muchos estudios de vida silvestre no pueden proporcionar muestras tan frecuentes y para la mayoría de las especies el período de un mes es suficiente.

El equipo requerido para la mayoría de las metodologías propuestas a continuación es un par de binoculares de buena calidad. Por experiencia personal recomendaríamos un Zeiss

10x40 o un binocular de calidad equivalente. Aparte de estos estándares es necesario el equipo de colección botánica para identificar las especies de árboles.

E. Métodos de Campo

E1. Monitoreo Estacional de la Fenología

Esta metodología colecta datos cuantitativos y es relativamente simple. Una muestra de árboles es monitoreada regularmente y el estado reproductivo de cada árbol es anotado en cada fecha. Este método proporciona información acerca de cuándo las especies producen flores y frutos, pero no cuantifica la abundancia por cada árbol. Se pueden hacer comparaciones estacionales entre hábitats y la disponibilidad de frutos observando el número de especies con frutos, el número de árboles con frutos y/o el total de área basal de árboles con frutos. Pero usando este análisis las diferencias en la producción de frutos no es considerada, por ejemplo un árbol con pocos frutos maduros tiene el mismo valor que completamente lleno de frutos.

E2. Cuantificación Fenológica por Arbol

Esta metodología puede mostrar las diferencias en la cantidad de las partes vegetales de cada categoría (hojas, flores, etc) con una cuantificación lineal. Por ejemplo, en Lago Caiman se usó una escala lineal de 6 puntos (0=0%, 1=1-20%, 2=21-40%, 3=41-60%, 4=61-80%, 5=81-100%) para estimar el porcentaje del total del área de la copa de cada árbol representado por cada categoría. Se usó una categoría hojas que incluía conjuntamente todas las partes y estados de hojas cuantificadas de 0-5 y otra categoría reproductiva subdividida en botones florales, flores, frutos inmaduros y frutos maduros cuyos valores parciales sumados no podían exceder 5 (Chapman *et al*. 1992, Check, Kinnaird 1992 y Schaik 1986). Si un investigador estuviera estudiando una especie animal que fuera más folívora las categorías de hojas podrían ser divididas yemas, hojas nuevas y hojas maduras y valorarse parcialmente sin que el total exceda 5.

El sistema de cuantificación se puede hacer más complicado, por ejemplo en una escala de 11-puntos (0 = 0%, 1 = 1-10%, 2 =11-20%, 3 = 21-30%.....10 = 91-100%). Sin embargo, esto acentúa el problema de falta de consistencia en esta metodología. Para minimizar problemas de variabilidad entre observaciones, a las cuales los métodos fenológicos son particularmente propensos, las transectas fenológicas siempre deberían ser llevadas a cabo por el mismo observador y los esfuerzos deberían mantenerse uniformes. Otro problema puede surgir por la falta de conocimientos previos acerca de la capacidad de producción de frutos de las diferentes especies de árboles, o sea, cuánto es el 100%. Para ello, es útil acumular experiencia sobre el tamaño de la producción de diferentes especies un año antes de comenzar a emplear esta metodología. También es útil consultar a guías locales con conocimientos de las especies de árboles consideradas.

El análisis de productividad es calculado mensualmente para cada árbol. Esto se hace para combinar la calificación de la productividad de la parte vegetativa de interés, por ej., frutos maduros y/o frutos inmaduros, con el diámetro a la altura del pecho (dap) de cada

árbol. El dap refleja el tamaño del árbol y se asume que da una indicación de la capacidad del árbol para producir frutos (Leighton y Leighton 1982, Peters *et al*. 1988). En Lago Caimán estas estimaciones de productividad después fueron ajustadas incorporando la calificación de la forma de la copa de cada árbol.

E3. Estimaciones de la Producción

Algunas veces puede ser necesario calcular cuántos frutos presenta un árbol. Por ejemplo, si la tasa de alimentación (cuántos frutos son consumidos por minuto) ha sido calculada para un frugívoro en particular, esto puede ser relacionado con la cantidad de frutos producidos por un árbol, y de esta forma su eficacia como frugívoros arbóreos puede ser determinada. Sin embargo, esto es problemático y la mayoría de los métodos disponibles están basados en una serie de estimaciones. Una de las estimaciones se obtiene del promedio del número exacto o estimado (para frutos muy pequeños) de frutos presentes en cinco cubos de $1m^3$ en la copa de cada árbol multiplicado por el número de $1m^3$en la copa de cada árbol. Este tipo de datos es crítico si nuestra pregunta está relacionada a la biomasa de frutos producidos y/o la producción en términos de energía disponible. Una forma para obtener datos exactos esto es talar el árbol y contar los frutos, pero esto es claramente una medida drástica y poco indicada.

E4. Senderos de Frutos

Hasta ahora las metodologías discutidas fueron apropiadas para los frutos todavía sobre los árboles y a los estudios de frugívoros arbóreos. Sin embargo, muchos de los frugívoros son terrestres y desde su punto de vista la cantidad de frutos caídos es más crítica que la disponibilidad de frutos en los árboles. Hay dos metodologías principales para estimar la abundancia de frutos en el suelo. Los conteos de frutos en senderos son relativamente simples y muy eficientes debido a que un área grande puede ser muestreada rápidamente. Una muestra de senderos se monitorea mensualmente. Las sendas son tratadas como franjas de 1m de ancho donde todos los frutos son colectados, identificados y contados. Por ejemplo, en el Lago Caimán se usaron sendas a lo largo de las parcelas de vegetación (distribuidas al azar y estratificadas) como muestras de varios hábitats. Sin embargo, esta metodología no evalúa los frutos removidos por frugívoros terrestres.

E5. Trampas de Frutos

La segunda metodología utilizada para evaluar la abundancia de frutos caídos son las trampas de frutos. Son recipientes suspendidos que colectan una muestra de los frutos que caen, evitando el problema de que sean consumidos por frugívoros terrestres. Las trampas de frutos son revisadas regularmente y todos los frutos contenidos en las trampas son colectados, identificados y contados. El problema con este método es que emplea mucho tiempo, principalmente porque se necesitan muchas trampas de frutos para muestrear un área suficientemente grande y además porque deben tener un mantenimiento constante.

F. Tipos de Análisis

Las primeras preguntas a contestar con el análisis son: ¿Qué especies producen frutos importantes para la fauna? y ¿Qué estrategia fenológica están empleando las distintas especies, por ejemplo, patrones de fructificación sincrónica o asincrónica? Aquellas especies de fructificación sincrónica muestran fenofases generalizadas y en épocas definidas, mientras que aquellas de fructificación asincrónica se encuentran conformadas de individuos que producen frutos en diferentes épocas. Datos fenológicos de diferentes años proporcionan la posibilidad de examinar variaciones fenológicas inter-anuales para diferentes especies en términos relativos y absolutos. Es decir, si una especie fructifica un año y no el próximo (absoluto) o si el número de individuos con frutos en cualquier año varía (relativo). Si se conoce el dap de cada árbol muestreado se puede calcular la abundancia estacional de frutos para cada especie y por lo tanto para cada hábitat. Esto es simplemente la suma mensual del dap de todos los individuos con frutos para cada especie.

La mayoría de las metodología mencionadas permiten al investigador calcular las variaciones estacionales en la productividad de cada especie (sendas y trampas de frutos – el número de frutos de encontrados; cuantificación fenológica – la suma de los valores de cada individuo de: la categoría fenológica x dap x la categoría de la forma de la copa) en sendas y trampas de frutos (evaluación fenológica- multiplicado por el diámetro y fruto del árbol). Además la producción de frutos puede ser evaluada estacionalmente y esta comparación puede ser extendida a los diferentes hábitats (peso total de frutos colectados en sendas y trampas de frutos por cada hábitat, cuantificación fenológica-combinando los productos arriba mencionados para cada hábitat).

Si un número de frutos intactos es colectado para cada especie (n=10) se puede dibujar, fotografiar y tomar una serie de medidas a fin de calcular el volumen total de los frutos y el volumen y peso de semillas. En adición, los frutos pueden ser clasificados desde el punto de vista del consumidor tomando en cuenta, protección, color, si son carnosos o no, peso, tamaño y relación de peso fruto/semilla.

Finalmente, si hay infraestructura los frutos pueden ser secados y guardados para luego hacer un análisis de laboratorio. Este análisis puede investigar los aspectos nutritivos y energéticos de frutos de diferentes especies examinando el peso seco y la proporción de azúcar, lípidos y proteínas, tanto como la presencia de nutrientes y vitaminas. Esto provee otros niveles de análisis que hasta ahora solamente han sido llevados a cabo en pocos sitios tropicales. Por ejemplo, ciertos frutos pueden no ser importantes desde el punto de vista energético pero pueden ser la única fuente de un cierto nutriente o vitamina, dando nueva información sobre la variabilidad de la dieta.

SECCION VIII
MUESTREO ORNITOLOGICO

Por Betty Flores

A. Introducción

Durante los últimos años ha existido un creciente interés en la evaluación del estado de las poblaciones de aves, por lo que se estuvieron realizando numerosos estudios como los conteos de aves a nivel mundial, los censos de aves acuáticas neotropicales, etc. El tamaño poblacional ha sido utilizado por muchos biólogos como una medida del estado de salud de ciertas especies de aves. El número de individuos es un parámetro que indica retrospectivamente la existencia de un cambio en la población cuando éste ya ha tenido lugar (Ralph *et al*. 1993). Para identificar las causas del cambio en las poblaciones no basta tener información del número de individuos, sino que se deben tomar datos sobre su **composición**, su **dinámica**, la **distribución de edades**, la **proporción de machos y hembras**, **sobrevivencia**, **éxito reproductivo** y **movimientos migratorios**. El conocimiento de los caracteres primarios de la población puede permitir la detección de problemas antes de que sufra decrementos en la población.

B. Monitoreo

El interés de llevar a cabo un programa de monitoreo a veces supera la disponibilidad de personal, entrenamiento y recursos económicos. De manera que, es de crucial importancia establecer los objetivos del estudio de forma detallada antes de ponerlo en funcionamiento.

Un programa de monitoreo debe proporcionar los siguientes datos:

- Debe aportar información que permita estimar el tamaño poblacional de varias especies.
- Debe estimar parámetros demográficos de por lo menos algunas especies de aves.
- Debe contar con información sobre el hábitat de manera que sea posible relacionar la densidad y los parámetros demográficos de las poblaciones de aves con el tipo de hábitat en que se encuentran.

Para ello se utilizan métodos como la captura con redes, búsqueda de nidos, conteo por puntos y otros métodos de censo.

C. Algunas Recomendaciones

Para obtener buenos resultados es aconsejable seguir los siguientes pasos: Establecer los objetivos del estudio. Determinar si un programa de monitoreo es el más apropiado para alcanzar dichos objetivos. Con los objetivos presentes formular de forma clara y objetiva las preguntas específicas que se pretende responder. Determinar los métodos de monitoreo que den

respuesta a dichas preguntas de forma más directa. Analizar los tipos de datos que serán generados por los métodos elegidos. Considerar detallamente los métodos analíticos que deben ser utilizados. Calcular el costo del proyecto, determinar las necesidades logísticas, número de personas, y la duración aproximada del estudio.

- **Formación del personal**: La formación del personal es de máxima importancia ya que el nivel de su entrenamiento y experiencia afectará directamente la fiabilidad de los datos obtenidos en el campo.

- **Duración del entrenamiento**: La duración del entrenamiento dependerá de la capacidad e interés de cada persona. Los aspectos mecánicos de muchas de las técnicas de censado pueden ser transmitidos en dos o tres secciones de 2 horas. Sin embargo, personas con limitada facilidad de identificación de plantas o animales pueden tardar una semana o más, dependiendo del material a aprender y su experiencia previa. Ralph *et al*.(1993) indican que una persona sin experiencia necesitará de 2 a 3 semanas de entrenamiento intensivo para aprender a extraer aves de las redes, con al menos 3 ó 4 horas diarias de práctica. El entrenamiento para la búsqueda de nidos e identificación de cantos requiere inversiones de tiempo similares.

- **Número de personas**: Para la operación de las redes se sugiere un mínimo de 2 personas, por lo menos una deberá tener experiencia en sacar aves de las redes, con la identificación auditiva y visual de por lo menos de las especies residentes y toma de datos en el campo.

D. Captura con Redes de Niebla y Anillamiento de Aves

El uso de redes de niebla (fig. 12) es el método idóneo para conseguir datos demográficos de aves en ambientes boscosos. Por ejemplo, la cantidad de juveniles capturados en las redes puede mostrar una buena medida de la productividad, la proporción de machos y hembras de una población puede ser utilizada para estimar la sobrevivencia entre ambos sexos o los cambios que pueden ocurrir en la población.

D1. Colocación de las Redes y Manipulación

La distancia de las redes es de gran importancia, las mismas deben situarse a una distancia mínima de 75 m, las redes deben estar ubicadas en forma circular o rectangular, (deben tener una entrada y una salida), de modo que al revisar las redes no se tenga que volver por el mismo camino por donde se hizo el recorrido. La posición de las redes debe ser idéntica en todas las temporadas y si es posible en años consecutivos. Es recomendable abrir las redes durante los primeros 15 minutos de la salida del sol. Hay que revisar las redes cada 45 minutos y más a menudo en condiciones de frío o demasiado calor o cuando la densidad de aves es muy alta. No es recomendable operar las redes durante las temporadas con intenso viento o lluvia. Con el fin de minimizar la variabilidad y facilitar las comparaciones entre distintos lugares, la estandarización del número de días y el tiempo que son operadas es de gran importancia. Es recomendable operar las redes en un horario fijo y el número de días. No es recomendable

operar las redes más de dos días en una estación de anillamiento debido a que las aves aprenden rápidamente la ubicación de las redes y las esquivan.

- La salud de las aves es de primordial importancia se debe tomar todas la precauciones necesarias para evitar heridas y excesivo estrés.

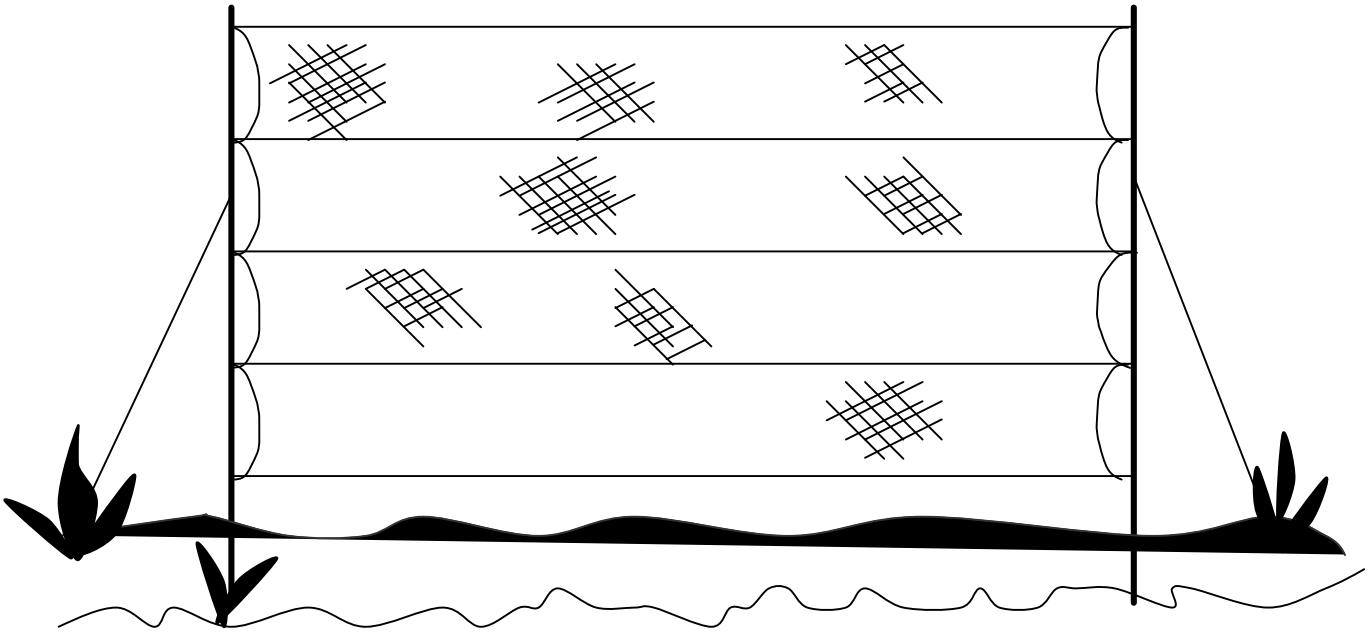


Figura 12. Red de niebla abierta para la captura de aves.

D2. Marcaje con Anillos de Colores

El anillamiento de aves con distintas combinaciones de colores permite la identificación de individuos en el campo. Esto proporciona estimaciones de sobrevivencia sin necesidad de depender de las recapturas en las redes de niebla. También permite reconocer el sexo, el historial reproductivo del individuo en la zona, permite efectuar observaciones detalladas sobre el comportamiento relacionado con la reproducción búsqueda y consumo de alimento.

D3. Toma y Registro de Datos en la Hoja de Anillamiento

Durante las operaciones de marcaje con anillos de metálicos se debe llenar un registro de datos en la planilla de campo que incluya número de anillo, código de especie, edad, sexo, mudas, y otros datos biométricos del individuo (Anexo 1y 2).

Después de la especie y el número de anillo el grado de osificación es el dato más importante que se puede tomar. El grado de osificación es uno de los mejores métodos conocidos para estimar la **edad** en aves, especialmente durante la época reproductora y varios meses después de esta sin dejar de lado datos como color del iris, el pico, presencia de plumones, franjas en la cola, el extremo de las primarias, etc. son parámetros que pueden ayudar a determinar la edad de las aves. Para determinar el grado de osificación, se inspecciona

el cráneo de los individuos capturados moviendo la piel hacia adelante y hacia atrás repetidamente, para así poder detectar los puntos de osificación. Estos puntos se identifican porque son blancos y al mover la piel permanecen estacionarios. Normalmente la parte posterior del cráneo presenta un triángulo o círculo de puntos blancos, contrastando claramente con la zona no osificada (Anexo 1 y 2).

El mejor método para **sexar** paseriformes que no tienen dimorfismo sexual (especies monomórficas) durante la temporada reproductora es por la presencia de la protuberancia cloacal en el caso de los machos y el parche de incubación en el caso de las hembras. Los machos paseriformes desarrollan protuberancias cloacales con el fin de almacenar esperma y facilitar la copula; los parches de incubación se desarrollan en los machos incubadores con el fin de transmitir la mayor cantidad de calor a los huevos o a los pollos (N = ninguna, P = pequeña, M= mediana, G= grande). El parche de incubación se inicia con la perdida de plumas del abdomen generalmente antes de la puesta del primer huevo (3-5 días antes).
El conocimiento detallado sobre las características de la muda puede resultar muy útil para determinar la edad y el sexo en aves. Se conoce relativamente poco a cerca de las pautas temporales, la periodicidad y el grado de la muda en muchas especies, particularmente en Latinoamérica. Al soplar sobre las plumas de las diferentes partes del cuerpo del ave se puede apreciar con claridad cual de las plumas están siendo mudadas. Para registrar la muda de manera más detallada se puede utilizar el método del manual de métodos de campo para el monitoreo de aves (Ralph *et al.* 1993).

La **longitud alar** se mide desde el vértice flexor hasta el extremo de la primaria más larga; es importante evitar la tendencia a aplanar, manteniendo la curvatura natural del ala al tomar la medida. Para medir la **longitud de la cola** se introduce la regla en la base de la cola y se mide hasta última pluma más larga. El **culmen** se mide desde la parte posterior de la narina hasta el extremo de la maxila y el tarso es medido desde la primera articulación del tarso hasta la articulación de los dedos. El **peso** debe registrarse con balanzas portátiles de precisión, del tipo de Pesola, de graduación adecuada al rango de las especies capturadas. Las más adecuadas para especies pequeñas como picaflores son del rango de hasta 15 ó 30 g. Otro tamaño útil es de 50 ó 100g, y mayores hasta 300 g.

E. Conteo por Puntos

Este método permite estudiar los cambios anuales en las poblaciones de aves en puntos fijos, las diferentes composiciones especificas según el tipo de hábitat y los patrones de abundancia de cada especie (Ralph *et al.* 1993 y Villaseñor 1988). Los puntos de conteo deben estar distribuidos de forma que no se traslapen los puntos, debe haber un radio mínimo de 75 m de distancia, dependiendo del tipo de bosque. El observador debe acceder al punto de conteo causando mínima perturbación posible en el área.

E1. Método

El método de conteo por punto consiste en que el observador permanece durante 10 minutos en un punto fijo registrando todas las especies de aves oídas u observadas en el transcurso del tiempo.

- Planilla de campo

- Código de especie: Es aconsejable registrar las especies con códigos sin necesidad de escribir todo el nombre genérico y específico, este método facilita al observador registrar la mayor cantidad de individuos o especies que estén vocalizando.

Por ejemplo para ***Py****riglena* ***le****uconota* será PYLE, ***Th****amnophilus* ***pu****nctatus* THPU en caso de que el código de la especie anterior coincidiera con la de otros como en el caso de ***Ca****primulgus* ***ru****fus* CARU y *Casiornis rufa* en este caso se mantiene las dos primeras letras del nombre genérico y se toma la primera y la tercera letras del nombre específico, por ejemplo: ***Ca****siornis* ***r****u****f****a* CARF (en orden taxonómico) y así sucesivamente. Este código de especies también es utilizado en la toma de datos de la captura de aves con redes.

E2. ¿Cuál es la Mejor Hora para Efectuar Censos?

Es preferible comenzar durante los primeros 15 minutos de la salida del sol, hasta las 10:00 debido a que la actividad y la frecuencia de cantos de las aves disminuye después de este horario. Es recomendable mantener los horarios de censo con el fin de comparar la probabilidad de detección de distintas especies entre diferentes puntos. Los conteos por puntos deben efectuarse cuando la tasa de detección para las especies es más estable; en los trópicos puede efectuarse censos provechosos a lo largo de todo el año.

E3. Repetición de los Puntos

En general, cada estación debe ser censada una vez cada temporada. Los censos se pueden repetir cada mes si se quiere tener estimaciones más exactas sobre áreas determinadas. Si es posible, cada ruta de puntos deberá ser censada cada año por el mismo observador.

No es recomendable efectuar censos durante lluvias o viento intenso, que pueden interferir la intensidad o la audibilidad de las vocalizaciones de las aves. El personal que va a realizar el conteo puntual debe estar bien capacitado para la identificación visual y acústica (cantos y llamadas) de las especies del área de estudio. Si el investigador no conoce las aves del lugar debe tomarse un tiempo antes de empezar con la toma de datos (una a dos semanas intensivas en el campo) para llegar a conocer la mayoría de los cantos y llamadas a través de un playback con una grabadora con micrófono direccional y hacer comparaciones de las grabaciones con otros discos y cassettes ya existentes. Para realizar el censo, el observador necesitará unos binoculares, una libreta de notas, un lápiz, un reloj con segundero y un mapa con la ubicación de los puntos.

F. Búsqueda de Nidos

El método de búsqueda de nidos proporciona la medida más directa del éxito nidificador de aves terrestres en hábitats específicos, este método permite la identificación de características del hábitat relacionadas con el éxito nidificador. La ventaja de la búsqueda de nidos sobre el método de captura con redes es que la primera mide de forma directa el éxito reproductor en hábitats específicos. Sin embargo, esta técnica cubre áreas mucho más limitadas que la captura con redes.

- Parcelas de búsqueda de nidos: Es recomendable que las parcelas estén atravesadas por sendas cada 25 m de distancia, los cuadrantes pueden ser diferenciados por una letra y un número colocados en estacas de modo que permitan observar la numeración de diferentes distancias, las estacas deben estar ubicadas en la intersección de las líneas horizontal y vertical. Este sistema facilitará el monitoreo de los nidos sin necesidad de aproximarse a los mismos y evitar perturbaciones, también es recomendable realizar un croquis de la ubicación de los nidos.

- Toma y registro de datos en el campo: La elaboración de una planilla de campo facilitará la toma de datos en el campo y su posterior procesamiento.

- Los datos a tomar son los siguientes: Fecha, Lugar, Hora, Número de nido, Especie, Altura, Datos sobre la ubicación del nido, Forma del nido, Quién está construyendo, Material del que está construido, Contenido del nido: número de huevos, pollos, Quién está incubando, y otros comportamientos.

SECCION IX
USO DE FAUNA POR COMUNIDADES Y SU SOSTENIBILIDAD

por Wendy R. Townsend

A. Introducción

Ultimamente ha recibido mucho impulso el estudio del uso de los recursos naturales por los pueblos originarios, principalmente con el interés de promover el manejo para un uso sostenible de ellos. Esta presentación describe el marco teórico y las metodologías aplicables para evaluar la sostenibilidad del uso de fauna e información requerida para realizar un resumen de la teoría.

B. Etica

Cuando trabajamos con personas siempre debemos ser honestos con ellos para decirles claramente cuál es el fin del trabajo y qué pensamos hacer con la información recolectada. En muchos casos es necesario tener la colaboración completa de la comunidad y por ello, se tiene que ganar la confianza de la gente. La confianza se consigue sólo a través de una relación horizontal, de igual a igual. Para esto tenemos que respetar los conocimientos de los colaboradores locales, y asegurar que no les engañamos, no les mentimos, y que la información aportada por ellos se utiliza de manera responsable para el beneficio de ellos. La información no debe ser entregada a terceros sin el permiso expreso de los colaboradores locales. Tenemos la responsabilidad de cuidar los derechos de propiedad intelectual de la comunidad.

También tenemos otra responsabilidad. Los datos que tomamos deben ir acompañados de un indicio de su veracidad y precisión. Por ejemplo, los datos tomados por la entrevista son poco cuantificables, porque son, en la actualidad, la opinión del cazador; no es una cuantificación precisa, sino lo que él recuerda de lo que cazó. Sin embargo, si él ha desarrollado una manera de estimular su memoria, como ser: tomar notas, o recolectar las colas, la información puede ser cuantificable.

Hay investigadores que pretenden usar de una manera cuantificable la información reportada durante reuniones participativas y entrevistas dónde se pregunta: ¿Cuántos animales cazan? He visto investigadores extrapolar hasta la cantidad de proteínas consumidas por año y biomasa cosechada del bosque en el año con información conseguida en entrevistas preguntando cuántos animales se cazan en el mes. A veces se puede restringir la pregunta a un período de tiempo ?cuántos animales cazó desde el domingo (si este día es resaltante en la cultura)?? pero la información no debe ser extrapolada de manera que parezcan datos obtenidos con medidas, u observaciones porque se tiene el sesgo de la memoria de la persona (Falla de Memoria). Para tener información más valida, es importante registrar diariamente los datos. No es justo para la comunidad, una interpretación errónea de los datos, por tratar de hacerlos más precisos de lo que son.

¿Por qué es importante tener la información más precisa y cuantificable?. Tenemos que recordar que, cualquier número que surge de esta clase de investigación puede ser tomado eventualmente como base para el manejo, hasta inclusive, en restricciones y vedas de control. Si usamos la información de una manera descuidada, se podría representar mal la dependencia y requerimientos de cacería que tiene la gente, y poner en riesgo cualquier intento de manejar la fauna.

C. El Manejo de Fauna Silvestre

El manejo de la fauna silvestre no es un concepto común en la experiencia de mucha gente que habita las zonas de Sur América. Así que, para hablar con los comunarios sobre el tema, se lo tiene que hacer en términos sencillos que se puedan entender; no es tarea fácil. Primero hay que introducir la idea de que la fauna es un recurso que se puede manejar para aumentar la producción. La fauna siempre ha existido, no más, existía para ser cazada. Aunque los comunarios entienden muy bien, que sus actividades cotidianas afectan a la fauna, pero no asumen la ?responsabilidad? de haber criado el animal silvestre en su chaco. Así que cuando se comienza a trabajar con los comunarios sobre el manejo de los recursos, hay que convencerles, que, esa actividad sí se puede realizar.

La idea de manejar la fauna está basada en que los animales tienen una producción, relativamente en corto plazo (comparada con árboles), y que esta producción puede ser influenciada por elementos ambientales, varios de los cuales el hombre puede manipular. Debe enforcarse en los elementos que son limitantes o sea los son requeridos por la fauna y que pueden escasear reduciendo la producción de la fauna. Estos limites se basan en alimentos, agua, minerales, y lugares adecuados para refugiarse. Por ejemplo, en Perú, se han podido incrementar la producción de parabas (*Ara* sp.) al poner nidos artificiales, que ejemplifican el último requisito listado. También afectan mucho las enfermedades y parásitos que pueden disminuir la reproducción del animal. Así que el manejo de fauna se basa en manipular los elementos requeridos para eliminar las limitaciones del crecimiento poblacional. Claro que también, y tal vez es más importante, que se base en un uso real para el potencial productivo de la zona.

Este uso racional se considera como la Acosecha sostenible@ del recurso. En la disciplina del manejo de la fauna, se han desarrollado varias teorías de cosechas y sostenibilidad de fauna silvestre basados en muchos años de experiencia en Europa y Norte América. Recientemente varios profesionales (John Robinson, Kent Redford, Richard Bodmer) han adaptado varias teorías de manejo de la fauna silvestre provenientes del hemisferio norte para usarlas en el neotrópico. A continuación se presenta un resumen de las teorías del manejo de fauna neotropical de acuerdo con estos autores.

D. Definiciones y Premisas

Par comenzar a explicar las estimaciones de cosecha sostenible hay varios conceptos, premisas y definiciones que se deben aclarar.

D1. Dependencia de la Densidad (?Density Dependence?)

La productividad del animal depende de la cantidad de recursos disponibles, así que cuando hay muchos animales, o una densidad alta, el potencial reproductivo es bajo, y hay menos reclutamiento en la población. La tasa de crecimiento de la población disminuye mientras el número de individuos es alto. Esta teoría es importante porque da la opción de manejar a la población del animal en el punto que sea lo más productivo posible.

D2. Compensación de la Cosecha en la Mortalidad Natural

La compensación en la población para los animales cosechados, es un punto muy importante para el manejo de la fauna. Se trata de averiguar si el efecto de la cosecha reemplaza la mortalidad natural, o representa una adición a esta mortalidad. Los especialistas creen, y han demonstrado con algunas especies, que la mortalidad natural es una cantidad más o menos igual a una cosecha. Con esta idea se establece que la cosecha, más o menos, reemplaza la mortalidad natural.

El modelo de compensación es el modelo más apropiado y el más acreditado (Shaw 1985).

D2a. Compensación Completa

Habla del efecto de cosechar animales constantemente. Con este modelo se asume que una cosecha no tiene efecto real sobre una población de fauna silvestre a menos que se alcance un cierto **umbral** y que si este umbral se sobrepasa de forma continua, hay riesgo de que la población se extinga (Caughley 1977).

D2b. Compensación Parcial

Este modelo asume que cualquier nivel de cosecha afecta la población, primero la disminuye con respecto a la pre-cosecha y segundo, tiene un efecto sobre las respuestas al fenómeno de Adependencia de densidad@ en ciertos animales (tales como incrementar la fecundidad y supervivencia de individuos jóvenes, así como disminuir la mortalidad natural en ambos casos).

Otras definiciones requeridas son las siguientes:

Producción	=	Productividad	X	Densidad
# cría/km^2	=	promed. cría/indiv/año		# indiv/ km^2

Productividad de la hembra = promedio de crías/ hembra/ año
= Promedio crías en la camada X promedio de gestaciones /año

Productividad del individuo = productividad de la hembra X Porcentaje de hembras en la población.

E. Teorías de Sostenibilidad

El modelo de producción de la fauna fue originalmente utilizado por Caughley (1977) en el análisis de poblaciones del antílope Thar (*Hemitragus jemlahicus*) que se encuentran en los bosques del Himalaya y fue adaptado para los animales de cacería del neotrópico por Bodmer (1994). Este modelo también fue utilizado por Townsend (1995 y 1996) en un análisis de la cacería de los Sirionó de Bolivia. Lo que sigue es una breve descripción del modelo de análisis de productividad y producción de la fauna silvestre utilizado por estos autores.

Para estimar la productividad de las hembras en la población se observa el porcentaje de hembras cazadas que podían reproducirse. Estas son las que tienen fetos y/o están lactando, o tienen calostro. El porcentaje de hembras cazadas cpm caàcodad reproductiva se multiplica por el promedio de gestaciones por año y el promedio de cría por camada. Con esto se hace una estimación de la productividad de la hembra (# de crías/año).

Para el manejo, la productividad por individuo es más útil para calcular la estimación de la producción. Para conseguir esta estimación se multiplica la productividad de la hembra por el porcentaje de hembras en la población. El resultado es el número de crías nacidas por individuo en la población (productividad por individuo/año).

Se multiplica la productividad por individuo por la densidad de animales (# de individuos/km^2) para conseguir el número de crías producido por año, o la producción. Lo que afecta más a esta estimación es la densidad en la que se encuentran los animales en la zona.

Con esto en mente, me atrevo a explicar otras consideraciones que pertenecen a este modelo de producción. La fuente de error, es si realmente la población está representada por la muestra de los animales cazados, o sea que, los animales cazados en verdad son representativos de la población en general. La otra premisa es que este modelo representa la producción de una población que es más o menos estable, o sea, no está incrementando o disminuyendo. Estos son imponderables en muchos lugares de Sud América porque la disciplina de manejo de fauna es muy reciente y no hay estudios de larga duración para contestar esta clase de preguntas.

Teniendo la estimación de producción se puede comparar con la cosecha para conseguir una estimación de la sustentabilidad del uso. Para mantener sostenibilidad en la cosecha se debe aprovechar no más que un 40% de la producción anual de cría (Robinson y Redford 1991) para

los animales cuya vida es de duración mediana (*Mazama* spp. y otros) pero sólo un 20% de la producción de los animales con larga vida anta (*Tapirus terrestris*), taitetú (*Tayassu tajacu*), tropero (*T. pecari*). Para las especies con vida corta *(Dasypus novemcinctus*) se puede cosechar hasta un 60% de la producción debido que ellos se re-emplazan rápido. Este es dado que hay mortalidad natural occuriendo lo cual hay que incluir en el cálculo de la producción sostenible.

Robinson y Redford (1991) estimaron la tasa de cosecha sostenible para varias especies perseguidas en la cacería. El modelo presentado por ellos incluye una estimación de densidad del animal según un sub-modelo que incluye el nivel trófico, orden taxonómico, tamaño y patrón de alimento del animal. Para los parámetros de reproducción utilizaron la tasa de incremento máxima finita, λ, lo cual es la exponencial de la tasa de incremento intrínseco r_{max} . Con estos parametros se estimó un máximo potencial de producción.

La estimación de producción por Robinson y Redford (1991) incluye la teoría de la compensación y dependencia de densidad, los cuales indican que cuando la población de la especie esta bajo manejo, está a unos 60% de la capacidad de carga del área. Es con esta población que se tiene la mayor tasa de crecimiento y entonces producción.

Robinson y Redford (1991) tomaron los porcentajes de cosecha que son sostenibles para estimar niveles de cosecha que serian sostenibles. Aunque estas estimaciones son útiles para extrapolaciones no muy exactas, es muy importante para la sostenibilidad de una cosecha local que se incluya información local, o sea información de la misma población y ambiente. Sin esta información, se corre el riesgo de cometer una equivocación en el manejo de la fauna.

F. Métodos de Monitoreo

Para asegurar la sostenibilidad de una cosecha se tiene que seguir un monitoreo del estado de la población y de niveles de producción más realistas que los ?Máximos? estimados por Robinson y Redford (1994) quienes enumeran los siguientes métodos de monitoreo para poder evaluar la sostenibilidad de la cosecha.

- Comparación de densidades de animales entre áreas distintas, con niveles de cacería diferente.
- Comparación de las densidades de animales del mismo área corroborados anualmente.
- Comparar las tasas de cosecha sobre tiempo.
- Comparar la tasa de cosecha entre lugares con diferentes historias.
- Monitoreo de la estructura de edades de la población.

Como resultado de las estimaciones de la cacería Robinson y Redford (1994) produjeron unas estimaciones del número de animales que se puede cosechar de un área determinada. En la figura 13 se presenta un gráfico de las estimaciones de la cosecha por área según la reproducción estimada por Robinson y Redford 1991, (Max, Min) Bodmer 1994, y Townsend 1996. En este gráfico se ve que la producción del taitetú (*Tayassu tajacu*) cuando se consideran los datos locales, es menor de lo que estimó Robinson y Redford. El área en gris es lo que se calculó como máxima y mínima producción, según diferentes densidades de taitetú reportadas en la

literatura. Los datos de los Sirionó y los cazadores de Perú (Bodmer 1994) mostraron una producción menor que la indicada por Robinson y Redford como máxima cosecha sostenible. Por esta razón es importante tener información local y no tratar de basar la decisión de la sostenibilidad de la cosecha sobre un solo modelo. Está claro que cosechar por encima de estos límites no es sostenible, pero no se puede asegurar que una cosecha menor que la línea sea sostenible.

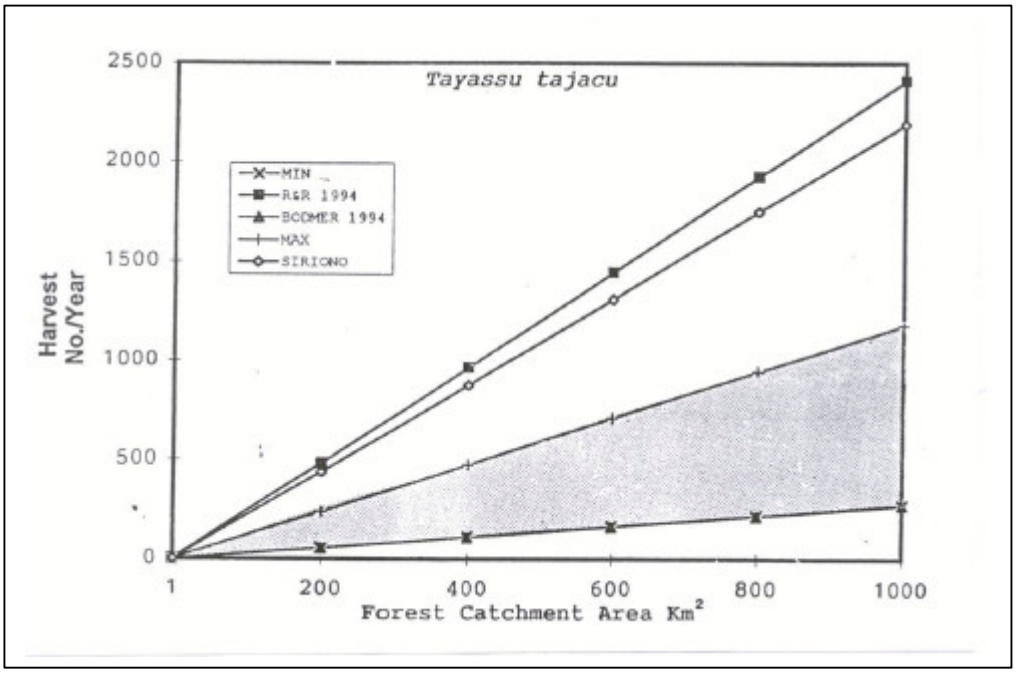


Figura 13. Cosecha de *Tayassu tajacu*

G. Estructura de Edades

En teoría, cuando se cosecha una población de animales, se afectará la estructura de edades de esa población. Si hay una presión de cacería alta, el número de adultos será afectado, y si sigue una presión de cacería alta con el tiempo el número de animales jóvenes en comparación con el número de animales adultos aumentará. Esta es la base de los gráficos de la estructura de edades (fig. 14, 15 y 16) que se puede diagramar por lo menos de dos maneras comparables con otros trabajos.

Las figuras, 14,15 y 16 representan lo que se llama una curva de sobrevivencia de varios ungulados. En este gráfico se muestra la relación entre el número de animales proveniente de cada categoría (de edad). Se expresa esta relación en proporción a 1,000 para poder observar la curva en forma alargada. Normalmente se registra el gasto de los dientes de los animales cazados (supuestamente sin selección), indicando el número de animales provenientes de las categorías de edad (la edad absoluta es muy difícil de conseguir). Si uno considera que este ?muestreo? (la cacería) es representativo de la población, el gráfico del número de cráneos de

cada categoría es representativo de la sobrevivencia de la población de la especie en esta localidad.

Las curvas representadas por la cacería practicada por los Sirionó (fig. 14, 15 y 16) muestran que hay una moderada presión. Si seguimos con este modelo, se puede tener tres tipos de curvas. El tipo 1, cóncavo, muestra una rápida declinación del número de animales adultos, e indica poca sobrevivencia o alta cacería. La curva de tipo 3, convexa, muestra bastantes adultos todavía en la población indicación que la cacería es probablemente menor.

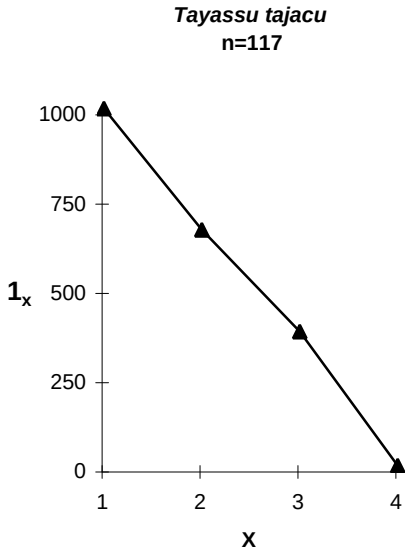


Figura 14. Curva de supervivencia de *Tayassu tajacu*.

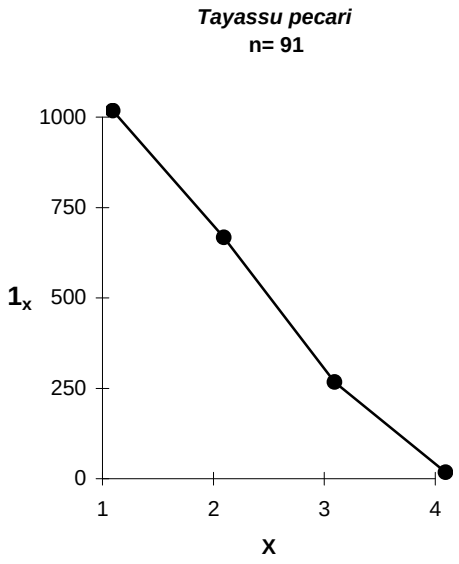


Figura 15. Curva de supervivencia de *Tayassu pecari*.

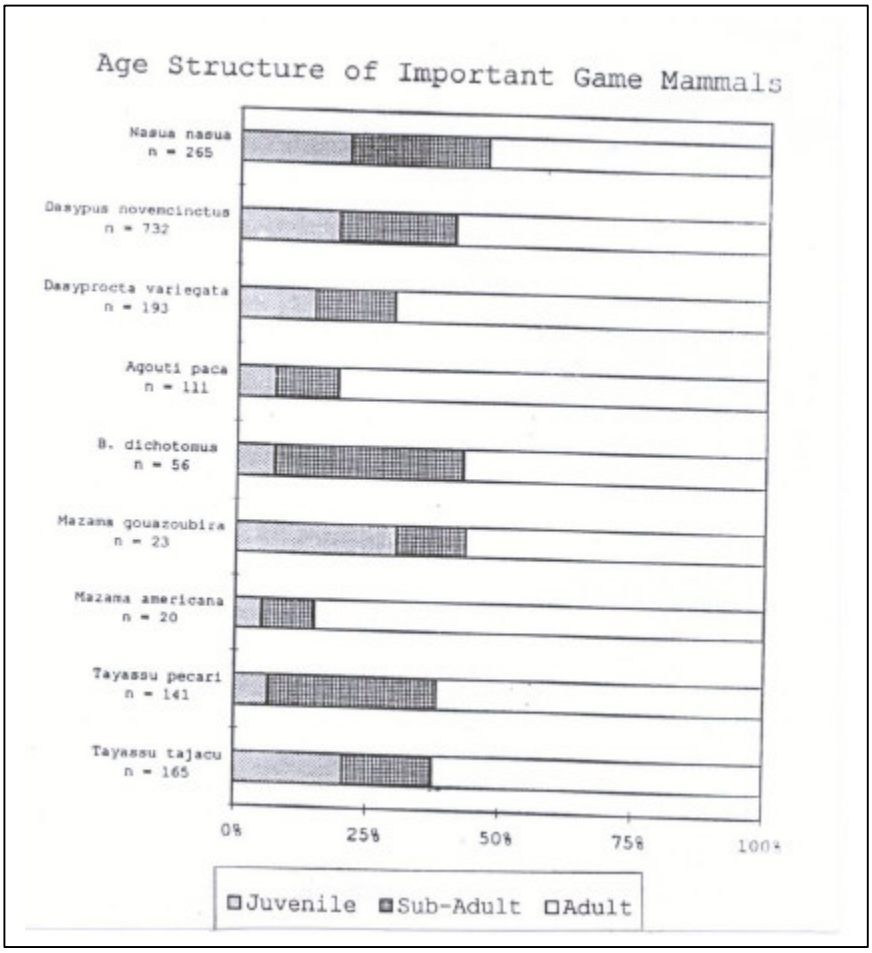


Figura 16. Estructura de edades de especies importantes para la cacería.

H. Trabajo con Comunidades Humanas

Tal vez, conseguir la colaboración de los comunarios es más importante que cualquier otro modelo utilizado para estudiar la sostenibilidad de la cosecha. Ellos mismos tienen que ser los responsables para el buen manejo de su recurso, porque son ellos los que toman la decisión de matar o no al animal. Así que, ellos tienen la decisión final sobre el manejo. Para lograr un uso sostenible y de los recursos, es necesario tener la colaboración de los usuarios en aceptar y adoptar la importancia de la moderación (Shaw 1991). Llegar a conseguir esta colaboración es la clave.

En algunas comunidades se ha logrado la colaboración de los comunarios, quienes registran su propia cacería. Por ello, se han elaborado diversos formularios locales con la información pertinente a la presa cazada y su localidad: (en orden de prioridad).

- Animal cazado
- Localidad
- Macho, hembra, Fetos/leche (sexo de los fetos)
- Fecha
- Peso (con tripa/sin tripa)
- Tiempo de búsqueda
- Clase de cacería
- Tipo de hábitat
- Clase de edad
- Otras informaciones

En el ejemplo (Anexo 3) se muestra una ficha para automonitoreo desarrollada conjuntamente con los chiquitanos de Lomerío.

La más mínima información se podría conseguir, si recolectan los cráneos y los marcan con símbolos de macho, hembra y hembra con leche. Estos símbolos son utilizados por el Dr. Bodmer y mi persona porque son bastante intuitivos. Así que se podría entregar un marcador permanente al cazador para que marque en el cráneo de los animales si fue macho o hembra.

Para el uso de los cazadores letrados se puede desarrollar, junto con ellos, un formulario para que puedan registrar la información más rápido. Para la gente analfabeta se podrían usar dibujos de animales para que no sea necesario escribir el nombre y se pueden crear varios símbolos (de sexo, etc.) que se recuerden fácilmente.

La clave del éxito de todo esto, es lograr la colaboración de la gente. Pues, ¿por qué, van a querer hacer este esfuerzo sin ningún pago? Para conseguir la colaboración de los cazadores, tienen que entender el por qué de su esfuerzo y cómo les va a favorecer este esfuerzo. Esto requiere que el profesional entregue la responsabilidad del manejo a la gente local; explicándoles y guiándoles en el qué hacer, pero no tomando las decisiones. No se puede continuar como el proyecto del profesional sino tiene que transformarse en el proyecto de la gente local en que colabora el profesional. Esto de entregar el proyecto no es fácil. El profesional, quien probablemente ha escrito el proyecto, a veces toma todo el mando del mismo

y pierde la participación. Sin embargo, el proyecto tendrá efectos múltiples y el plan de manejo tendrá más éxito cuando los comunarios se apropien del plan como suyo y para ellos.

I. Técnicas

Los pobladores locales muchas veces tienen información considerable sobre la historia natural de muchas plantas y animales que los rodean. Esta información existente en la memoria colectiva de los comunarios puede ser de múltiple utilidad para los planes de manejo de la fauna. En seguida se presentan algunos métodos para conseguir información secundaria sobre los animales

I1. Talleres Participativos

Los "Talleres Participativos" están de moda para la realización de diagnósticos rápidos de la situación socio económica. En dichas reuniones con miembros de la comunidad se puede conseguir mucha información según la necesidad. Una lista de qué animales cazan, es un ejemplo de información que se puede conseguir en un taller participativo. Este tipo de reunión es muy útil cuando hay un tema para discutir, especialmente las decisiones a tomarse en el manejo de los recursos. El objetivo es crear un espacio donde los miembros de la comunidad puedan contribuir con su opinión. Cuidado, hay una tentación de usar la información de una manera inadecuada. Por ejemplo, cuando dicen cuántos animales consumen, o cuántas canoas hacen al año, esta información sigue siendo no cuantificable. Sigue siendo la opinión de la persona, hecho que puede ser diferente de la realidad. En el caso del consumo de fauna, no es fácil recordar todo lo que uno ha cazado. La falla de memoria es fuerte para las acciones cotidianas. Entonces los resultados de los talleres participativos no deben ser analizados como si fueran datos íntegros.

Otra falla que tienen las reuniones participativas es la imposibilidad de conseguir algo de la estructura de la clasificación local de la biodiversidad. Como la clasificación local es probablemente muy similar a lo Acientífico, o sea de Linneaus@, es muy fácil confundir estas dos maneras de ver el mundo. Berlin (1994) indica que cuando hay una diferencia entre lo que es la clasificación folklórica, y la clasificación científica, este es el lugar donde la cultura ha tenido un efecto, o tal vez, la ciencia tiene algo que aprender. Para conseguir la etno-clasificación, se tienen que usar técnicas neutrales con entrevistas individuales.

I2. Entrevistas

La entrevista sirve para profundizar el conocimiento individual, y es especialmente útil cuando se utiliza con el especialista en el tema. No sirve de nada preguntar sobre la pesca a un cazador. Hay entrevistas estructuradas que incluyen una serie de preguntas que serán aplicadas de la misma forma a varias personas. Este tipo de entrevistas no puede asegurar que nuestra información es comparable (todos contestaron la misma pregunta) y que las respuestas pueden relacionarse proporcionalmente. Se gana algo de habilidad para cuantificar la información y probar o no probar la hipótesis con la estadística.

Muchas de las entrevistas que hacemos como estudiantes de fauna son más bien semi-estructuradas. Esto quiere decir que entramos con una serie de preguntas abiertas como croquis de qué información nos interesa (Preguntas abiertas = una pregunta que deja la persona contestar como el opuesto de pregunta cerrada o una que alista las posibilidades para contestar, más útil para la estadística). Sin embargo, si hay otros temas de interés que están tocando en la entrevista, también se puede sacar beneficio de esta información.

Es muy aconsejable alternar técnicas en la entrevista. Por ejemplo, después de las preguntas abiertas se puede incluir ejercicios estructurados como el "listado libre**?** (free listing). Este método consiste en dejar a la persona enumerar todos los elementos que piensa y que están en la categoría que menciona el investigador. O sea, si quiero saber qué animales de monte consumen, podría pedirles que me den una lista de ellos (un límite de tiempo, o se puede pedir que listen 10 ó15 ó20. Según la teoría, los primeros elementos mencionados, son los más sobresalientes en la cultura, por alguna razón. Como uno trata de conseguir un muestreo de esta opinión local, después, uno puede hablar de la importancia en la cultura de dicho animal.

Después de tener un listado de los elementos, se puede realizar un ejercicio con el fin de evaluar la **etnoclasificación.** Una de las técnicas de evaluar esto es hacer un árbol de decisiones entre tarjetas con el dibujo del animal (o elemento). Si hay alfabetos, a veces se puede tomar esta decisión con los nombres escritos. Con estas tarjetas, las personas comienzan a agrupar los elementos que van juntos, y luego, hacer que ellos dividan cada grupo, hasta conseguir un diagrama de decisiones tomadas en la clasificación de los animales (o elementos). Se compara este diagrama entre varios entrevistados para llegar a una clasificación local de dichos elementos.

Con las mismas tarjetas, también se puede pedir que la gente las enumere en orden de importancia. Por ejemplo, pongan en orden las tarjetas según cuánto se consume. Así se puede conseguir una indicación de la percepción de la gente sobre lo que consumen más. Aún es información importante, pero hay muchos estudios que han demostrado que esta percepción no es necesariamente la realidad de lo que ellos consumen.

Las técnicas mencionadas no nos hacen llegar a una estimación cuantificable sobre el uso del recurso. Aunque varias de estas técnicas son utilizados en gran escala en Europa y Estados Unidos, especiamente la entrevista estructurada, falta la información de base que tienen estos países para tomar decisiones sobre los recursos. Entonces, la pregunta es cómo conseguir información cuantificable, en una forma confiable sobre el uso del recurso. Después de ver varias experiencias en el **"auto-registro**" del uso de los recursos en Bolivia, estoy más y más convencida que es una solución que ofrece grandes beneficios. Si la comunidad está motivada en registrar su cacería es porque quieren asumir un rol activo en el manejo de sus recursos. Con la participación de la comunidad cualquier esfuerzo de manejo comunal será más exitosa. Cuando los participantes entienden por qué la información debe ser recolectada, hay más confianza en los resultados, especialmente cuando hay más participantes (Townsend 1997).

SECCION X
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Alvard M. 1995. Shotguns and Sustainable Hunting in the Neotropics. Oryx 29:58-65

Anderson, D.R., J.L. Laake, B.R. Crain, y K.P. Burham. 1979. Guidelines for Line Transect Sampling of Biological Populations. Journal of Wildlife Management. 43(1):70-78.

Aguape, R. 1997. Los Arboles Frutales de Interés para los Mamíferos de Lomerío, Bolivia. Tesis de Licenciatura. Universidad Autonoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz, Bolivia.

Anderson, S. 1993. Los Mamíferos Bolivianos: Notas de Distribución y Claves de Identificación. Instituto de Ecología, UMSA. La Paz, Bolivia.

Aranda, M. 1981. Rastros de los Mamíferos Silvestres de México, manual de campo. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recurso Bióticos, México. 132p.

Berlin, B. 1992. Ethnobiological Classification: Principles of Categorization of Plants and Animals in Traditional Societies. Princeton Univ. Press. Princeton.

Bisbal, F.J. 1986. Food Habits of Neotropical Carnivores in Venezuela. Mammalia. 50:329-339.

Bodmer, R.E. 1989. Ungulate Biomass in Relation to Feeding Strategy Within Amazonian Forests. Oecologia 81:547-550.

Bodmer, R.E. 1990. Fruit Pach and Frugivory in Lowland Tapis. Journal of Zoology. 222:121-128.

Bodmer, R.E. 1993.b. Managing Wildlife with Local Communities: The Case of the Reserve Comunal Tamshiyacu-tahuayo. Liz Claiborne & Art Ortenberg Foundation Community Based Conservation Workshop. Airlie. Virginia.

Bodmer, R.E. 1994. Managing Wildlife with Local Communities in the Peruvian Amazon: the Cas of the Reserva Comunal Tamshiyacu-tahuayo. Pp. 113-134. En: D. Western Y R.m. Wright (Eds.) Natural Connections. Island Press, Washington, D.C.

Branch, L. C. 1983. Seasonal and Hábitat Differences in the Abundances of Primates in the Amazon (Tapajos) National Park, Brazil. Primates 24:424-431.

Brockelman, W.Y., y R. Alí. 1987. Methods of Surveying and Sampling Forest Primate Populations. Pp. 23-62 . En: Marsh, C.W., & R.a. Mittermeier (Eds). Primate Conservation in the Tropical Rain Forest. New York.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P.Burnham, y J.L. Laake. 1993. Distance Sampling - Estimating Abundance of Biological Populations. Chapman & Hall, London.

Burnham, K.P., D.R. Anderson, y J.L. Laake. 1980. Estimation of Density from Line Transect Sampling Biological Populations. Wildlife Monographs 72:

Cant, J.G. 1977. A Census of the Agouti (Dasyprocta punctata) in Seasonally Dry Forest at Tikal Guatemala. Journal of Mammalogy. 58 (4).

Caughley, G. 1977. Analysis of Vertebrate Populations. John Wiley and Son, London.

Cerqueira, R., R. Gentile., F.A. Fernandez, y P.S. D'Andrea. 1993. A Five-year Population Study of an Assemblage of Small Mammals in Southeastern Brazil. Mammalia. 57(4):507-517.

Chapman, C.A., L.J. Chapman, R. Wangham, K.Hunt, D. Gebo, y L. Gardner. 1992. Estimators of Fruit Abundance of Tropical Trees. Biotropica. 24:527-531.

Cottanc, G., y J.T. Curtis. 1956. The Use of Distances Measures in Phytosociological Sampling. Ecology. 37:451-460.
Defler, T.R., y D. Pintor. 1985. Censusing Primates by Transect in a Forest of Known Primate Density. International Journal of Primatology 6:243-259.
Dzieciolowsk, R. 1976. Estimating Ungulate Number in a Forest by Track Counts. Acta Theriologica. 21(15):217- 222.
Eberhardt, L.L. 1956. Transects Methods for Population Studies. Journal of Wildlife Management. 42(1):1-31.
Eberhardt, L., y R.C. Van Etten. 1956. Evaluation of the Pellet Group Count as a Deer Census Method. Journal of Wildlife Management. 20 (1).
Eisenberg, J.F., y R.W. Trorington. 1973. A Preliminary Analysis of a Neotropical Mammal Fauna. Biotropica 5:150-161.
Emmons, L.H. 1984. Geographical Variations in Densities and Diversities of Non-flying Mammals in Amazonia. Biotropica 16:210-222.
Fowler, I.T., y L. Cohen. 1990. Practical Statistics for Field Biology. Open University Press. Milton Keines Philadelphia.
Freese, C.H., y P.G Heltne., R.N Castro, y G. Whitesides. 1982. Patterns and Determinants of Monkey Densities in Perú and Bolivia. International Journal of Primatology 3:53-90.
Glanz, W.E. 1982. The Terrestrial Mammals Fauna of Barro Colorado Island: Censuses and Long-term Changes. Terrestrial Mammal Fauna.
Green, G.E., y W.E. Grant. 1984. Variability of Observed Group Sizes Within Collared Peccary Herds. Journal of Wildlife. Management. 48(1).
Hulbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the Desing of Ecological Field Experiments. Ecological Monographs 54: 187 - 211.
Kiltie, R.A. 1981. Stomach Contents of Rain Forest Pecaris (T.tajacu, T.pecari). Biotropica. 13:234-236.
Kirkpatrick, R.D., y L.K. Sowls. 1962. Age Determination of the Collared Peccary by the Tooth Replacement Pattern. Journal of Wildlife Management. 26(2):214-217.
Kohlhaas, A.K. 1988. Primate Populations in Northern Bolivia. Primate Conservation 9:93-97.
Koster, S.H., y J.A. Hart. 1988. Methods of Estimating Ungulate Populations in Tropical Forests. African Journal of Ecology 26:117-126.
Krebs, C., 1978. Ecology: The Experimental Analisis of Abundance Distribution. Haper, Row, New York, 678 pp.
Laake, J.L., S.T. Buckland, D.R. Anderson, y K.P. Burnham. 1991. Distance User's Guide. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, USA.
Magurran, A.E. 1988. Ecological diversity and its Measurement. Princeton University Press, Princeton New Jersy.
Mate, C., y M Colell. 1995. Relative Abundances of Forest Cercopithecines in Ariha, Bioko Island, Republic of Equatorial Guinea. Folia Primatologia 64:49-54.
McClearn, D., y J. Kohler. 1994. Arboreal and Terrestrial Mammal Trampping on Gigante Peninsula, Barro Colorado Natura Monument, Panamá. Biotropica. 26 (2):208-213.
Mercolli, C., y A.A. Yanosky. 1991. Preferencias Sobre la Selección del Medio y de la Actividad del Tapir (Tapirus terrestris) en la Reserva Ecológica el Bagual, Argentina. Miscelania Zoológica 15:227-231.

Morris, P. 1972. A Review of Mammalian Age Determination Methods. Mammal Review. 2:69-104.

Novaro, A.J., A.F. Capurro., A. Travaini., M.C. Funes, y J.E. Rabinovich. 1992. Pellet-count Sampling Based on Spatial Distribution: a Case Study of the European Hare in Patagonia. Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología.

Ockenfels, R.A., y J.A. Bissonette. 1983. A Track Plot System to Monitor Habitat Use. Proc. Annu. Conf. Southeast. Assoc.fish & wildl. Agencies. 36:445-453.

Painter, L., y R. Wallace. 1996. Keystone Resource - Selective Logging. Effects of Logging on Wildlife in the Tropics Workshop. Santa Cruz, Bolivia.

Painter, R.L.E., R.B. Wallace, y D. Pickford. 1995. Relative Abundances of Peccaries in Areas of Different Human Pressures Within the Beni Biosphere Reserve, Bolivia. Ibex Journal of Mountain Ecology 3:49-52.

Painter, R.L.E., R.B. Wallace., A.B.Taber, y D.I. Rumiz. (En preparación). Biogeographical variations in the large mammal communities of North-eastern Santa Cruz, Bolivia.

Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. De Sante, y B. Mila. 1993. Manual de Métodos de Campo para el Monitoreo de Aves Terrestres.

Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1986. Body Size, Diet, and Population Density of Neotropical Forest Mammals. The American Naturalist 128(5):665-680.

Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1989. Body Size, Diet, and Population Variation in Neotropical Forest Mammal Species: Predictors of Local Extinction?. Advances in Neotropical Mammalogy 567-594.

Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1991. Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals. Pp 415-429. En Robinson, J.g., & K.H. Redford (Eds.) Neotropical Wildlife Use and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.

Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1994. Measuring the Sustainability of Hunting Tropical Forests. Oryx 28(4):249-256.

Rodrígues, H.F., Olmos., y M. Galletti. 1993. Seed Dispersal by Tapir in Southeasternbrasil. Mammalia. 57:460-461.

Rodríguez, R.T. (Ed.). 1987. Manual de Técnicas de Gestión de Vida Silvestre. Wildlife Society. Maryland.

Rumiz, D., D. Guinart., L. Solar, y J.C. Herrera. 1996. Logging and Hunting in Private Concession and Community Forest: Two Contrasting Case Studies in Bolivia. Effects of Logging on Wildlife in the Tropics, Wcs-bolfor Workshop. Santa Cruz, Bolivia.

Seber, G.A. 1986. A Review of Estimating Animal Abundance. Biometric. 42:267-292.

Shaw, J.H. 1985. Introduction to Wildlife Management. Mcgrawhill, New York.

Siegel, S., y N.J Castellan. 1988. Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences. Mcgraw-hill International Edition.

Smith, M.H., R.H. Gardner., et al. 1975. Density Estimation of Small Mammal Populations. En Golley, F.b., K. Petruzewicz, y L. Ryszkowski. Small Mammals: Their Productivity and Population Dynamics. Cambridge University Press. Cambridge.

Smith, W.P., D.L. Borden, y K.M. Endres. 1994. Scent-station Visits as an Index to Abundance of Raccoons: an Experimental Manipulation. Journal of Mammalogy 75(3): 637-647.

Sokal, R.R., F.J. Rohlf. 1981. Biometry. 2nd Edition. Freeman, San Francisco, California, USA.

Telleria, J.L. 1986. Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres. Raices, Madrid.

Thomas, S.C. 1991. Population Densities and Patterns of Habitat Use among Anthropoid Primates of the Ituri Forest, Zaire. Biotropica 23:68-83.

Townsend, W.R. 1996. Nyao Ito: Caza y Pesca de los Sirionó. Instituto de Ecologia, UNSA. FUND-ECO. La Paz, Bolivia.

Townsend, W.R. 1997. La Participación Comunal en el Manejo de la Vida Silvestre en el Oriente de Bolivia. Pp105-109. En. Fang, T.G., R.E. Bodmer., R.Aquino., M.H. Valqui (eds). Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonia. Instituto de Ecologia, La Paz.

Underwood, A.J. 1991. Beyond Baci: Experimental Designs for Detectin Human Environmental Impacts on Te.

Underwood, A.J. 1992. Beyond Baci: The detection of environmental impacts on populations in the real but variable world. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. (161)145-178.

Underwood A.J. 1994. On Beyond Baci: Sampling designs that night reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications, 4 (1), 3 – 15.

Villaseñor, J.F. 1988. The importance of Agricultural Border Strips in the Conservation of North American Migratory Landbirds in Western Mexico. University of Montana.

Wallace, R.B., R.L.E. Painter, y A.B.Taber. (En prensa)a. Primate Diversity, Hábitat Preferences and Density Estimates in Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Department Santa Cruz, Bolivia.

Wallace, R.B., R.L.E. Painter, D.I.Rumíz, y A.B.Taber. (En prensa)b. Primate Diversity, Distribution and Relative Abundances in the Reserva Vida Silvestre Rios Blanco y Negro, Department Santa Cruz, Bolivia.

White, L.J.T. 1994. Biomass of Rain Forest Mammals in the Lope Reserve, Gabon. Journal of Animal Ecology 63:499-512.

Whitesides, G.H., J.F. Oates., S.M. Green, y R.P. Kluberdanz. 1988. Estimating Primate Densities from Transects in a West African Rain Forest: a Comparison of Techniques. Journal of Animal Ecology 57:345-367.

Zalinski. 1983

Zar, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. Pretince Hall International. Englewood Cliffs, New Jersy.

Anexo1. Guia para tomar datos de aves, modificado de Ralph et.al. (1993).

Anexo 1. Planilla de datos.

DEPT. ZONA AÑO ANILLO

Nuevo	N	Destruido	D
Recaptura	R	Perdido	L
No anillado	X	Cambiado	C

Desconocida	D	Después PA	A
Local	L	Segundo Año	S
Primer Año	P	Después SA	V

Boca/Pico	B	Muda	M	Plumaje (gral)	P	Rectrices	R
Craneo	C	Ojo	O	Plumaje adulto	A	Otro	X
Desg. plumas	D	Prot. cloac.	T	Plumaje 1er año	E		
Ala	L	Parche inc.	I	Plumaje juvenil	J		

Macho	M
Hembra	H
Desconocido	D

REGIST.	ANILLAD	CODIGO	NUMERO ANILLO	CODIGO ESPECIE	EDAD	Codigo	Fechado	SEXO	Codigo	Sexado	CRANEO	PR. CLO	PAR. INC.	GRASA	Muda corp.	Muda vuelo	Muda cola	Desg. vueol	Plum. juv.	ALA	COLA	CULMEN	TARSO	PESO	DIA	MES	HORA CAPTURA	ESTACION	RED	NOTAS

Nombres: _____ Página No. _____

Anexo 2. Guía para tomar los datos

TOMA DE DATOS

EDAD (FIG.3)

Las plumas del inmaduro tienen el borde meno definido (Fig. 3).

D = **desconocida**: la edad no puede determinarse con exactitud.

L = **local**: inmaduro incapaz de vuelo sostenido.

PA = **primer año**: individuo en plumaje juvenil o primer plumaje básico durante su primer año.

SA = **segundo año**: individuo en su segundo año de vida.

DPA = **después del primer año**: individuo que se encuentra al menos en su segundo año. Este código es más significativo pasada la temporada reproductora.

DSA = **después del segundo año**: adulto en al menos su tercer año de vida (al menos en el año siguiente a su primera temporada reproductora y segunda muda prebásica).

SEXADO (Fig. 6)

Los machos paseriformes desarrollan protuberancias cloacales externas durante la temporada repro-ductora.

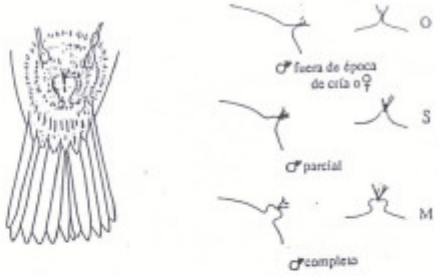
N = ninguna

P = pequeña

M = mediana

G = grande

Figura 6.



OSIFICAÓN DEL CRÁNEO (FIG. 4)

0 = **Sin puntos blancos**. El cráneo está formado por una única capa ósea de color rosado.

1 = **Indicios de osificación** aparecen en la parte posterior del cráneo en forma de luna creciente grisácea y opaca, o de una pequeña área triangular. Entre el 1 y el 5% del cráneo osificado.

2 = **Menos de un tercio del cráneo está osificado**. Normalmente la parte posterior del cráneo presenta un triángulo o círculo de puntos blancos, contrastando claramente con la zona no osificada.

3 = **Entre un tercio y dos tercios del cráneo aparece osificado**. Generalmente la parte posterior está completamente osificada y la parte anterior se extiende hasta la altura de los ojos. La parte anterior suele ser difícil de observar debido al plumaje denso y corto.

4 = **Más de dos tercios osificados** pero al menos una pequeña área sin neumatizar. Menos del 95% osificado.

5 = **Osificación casi completa**. De 95 al 99% osificado. Estos cráneos muestran diminutas "ventanas" de color rosáceo apagado.

6 = **Osificación completa**, cráneo 100% osificado.

D = **Desconocido**. El cráneo ha sido examinado pero no se ha podido determinar el grado de osificación.

Figura 4.

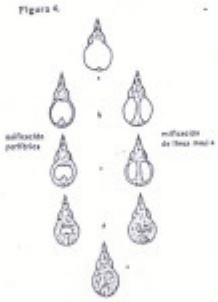
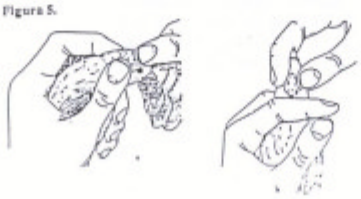


Figura 5.



PARCHE DE INCUBACION (FIG. 7)

N = **Parche ausente**. Pecho más o menos emplumado. Areas sin plumas en pecho y abdomen aparecen lisas y sin vascularización aparente. En algunas especies como los colibríes y en la mayoría de aves jóvenes, el pecho no suele tener plumas.

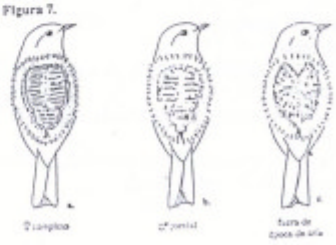
P = **Parche parcialmente desarrollado**. Hay pérdida de plumas en pecho y abdomen pero el área todavía está lisa y de color rojo oscuro.

V = **Parche vascularizado**. La piel del área abdominal está engrosada con fluido y vascularización sanguinea. Corresponde al punto máximo del periodo de incubación.

A = **Parche arrugado**. Piel abdominal delgada, arrugada y escamosa.

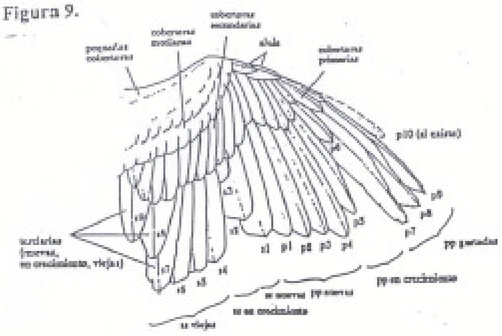
M = **Muda**. Los cañones de las nuevas plumas asoman a través de la piel del abdomen. El periódo de incubación ha finalizado.

Figura 7.



MUDA (FIG. 9)

Figura 9.



MUDA EN LAS PLUMAS DE VUELO

S = si es simétrica o normal
A = si se trata de muda adventicia o accidental.
N = si no se detecta muda alguna.

MUDA CORPORAL

N = ninguna
I = indicio de muda, sólo una o dos plumas mudadas o muda adventicia.
L = leve (más de un cañon visible).
M = medida
A = alta

PLUMAJE JUVENIL

N = ninguno
L = leve (menos de la mitad del ave presenta plumaje juvenil)
M = medio (la mitad del ave presenta plumaje juvenil)
C = completo (plumaje juvenil completo, el ave no ha iniciado la muda prebásica)

DESGASTE DE LAS PRIMARIAS

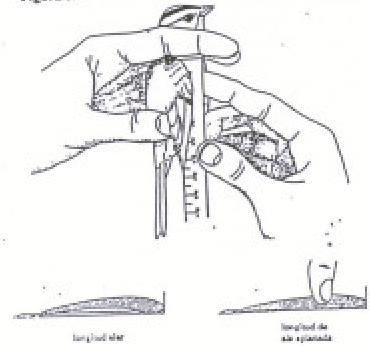
N = ningún desgaste, las plumas están en perfecto estado y los bordes son de color más claro hasta las puntas.
I = indicio de desgaste , los bordes estan ligeramente desgastados, sin muescas ni rozaduras evidentes y se puede apreciar el borde de color más claro excepto en las puntas.
L = desgaste leve, poco rozamiento y alguna muesca.
M = desgaste moderado, rozamiento obvio y claras muescas a lo largo de los bordes.
G = desgaste grave, las plumas están gravemente rozadas y con muescas, y algunas de ellas han perdido las puntas.
X = desgaste excesivo, las plumas están extremadamente rasgadas y la mayoría de las puntas están rotas o desgastadas por completo.

ACUMULO DE GRASA

CODIGO		FURCULA	ABDOMEN
N	=	ninguna grasa, región cóncava.	Ninguna grasa
I	=	indicios de grasa, menos del 5% llena en pequeñas manchas.	Ninguna o indicios.
F	=	fina capa, menos de 1/3 llena.	Indicios o fina capa.
M	=	mitad llena.	Pequeñas manchas sin cubrir algunas áreas,
L	=	más de 2/3 llena, nivelada con las claviculas.	Capa ligeramente abultada.
A	=	ligeramente abultada.	Abultado
G	=	Gran abultamiento.	Muy abultado
U	=	Grandes depósitos en fúrcula y abdomen se unen.	

MEDICIONES (FIG. 8)

La longitud alar se mide desde el vértice flexor del ala hasta el extremo de la primaria más larga, manteniendo la curvatura natural del ala. Es importante evitar la tendencia a aplanar el ala durante la medición ya que esto resulta en medidas que son del 2 al 5% más largas de lo apropiado.



Anexo 3. Ficha para automonitoreo desarrollado conjuntamente con los chiquitanos de Lomerio.

PESO

SIN TRIPA _____

CON TRIPA _____

Que animales escaparon heridos?

TECNICA

Paikiburux -
Trampa de ahorcar

Metox
Trampa de palo

Shikopetax opókono
Trampa armadillo

Bakiriakax
Espiar

Bakibakax aibu tamokox
Buscar con perro

Bakibakax
Buscar sin perro

Ikuñutuitiatai Tabikatai
Casualidad

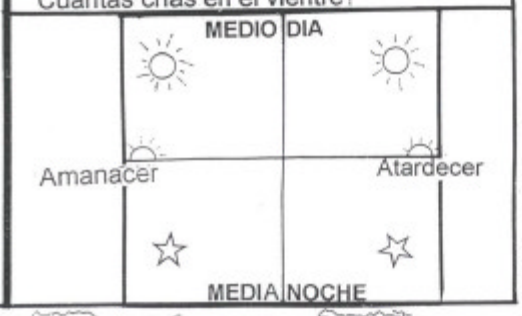
Otro

Nanense dia panx mes añox año

Nichakache ?
Quien cazo?

Isane niri numukianx?
Que animal cazo?

Kauta achanenti ?
Donde cazo?

Torox Macho ♂ Paima Hembra ○ Paima aibosio Hembra con leche ⊙

Mantukubio naibosixh kiboobi?
Cuantas crías en el vientre?