



Universidad del Azuay
Facultad de Ciencia y Tecnología
Escuela de Biología del Medio Ambiente

**ESTADO DE LA POBLACIÓN DE *Atelopus exiguus* (ANURA:
BUFONIDAE) EN EL BOSQUE PROTECTOR MAZÁN,
PROVINCIA DEL AZUAY**

**Trabajo de graduación previo a la obtención del título de
Bióloga del Medio Ambiente**

Autora:

Gabriela Patricia Maldonado Cedeño

Director:

Msc. Blgo. Juan Pablo Martínez

Cuenca, Ecuador

2010

DEDICATORIA

A mis abuelas Pipa y Cecilia, por ser el norte en mi vida, el ejemplo y la fuerza, por las enseñanzas y el amor incondicional.

“Sentir la fría y silbante brisa del páramo mientras el corazón late trepidante, o escuchar el crujir de la tierra bajo los pies. Mirar un halcón que se arremolina en torno, vigilante, y respetuoso. Pensar tranquilamente en la vida, en los errores cometidos en la esperanza por lo que viene”

Edison López

AGRADECIMIENTO

A mis padres Tasho y Pachi por el amor, comprensión y ejemplo, a Tony, Suka y Samy por su paciencia, apoyo y la alegría de todos los días, a mis tíos por enseñarme el verdadero valor de las cosas. A esas amistades duraderas del colegio y la universidad, por aguantarme tanto tiempo, por las buenas conversaciones, los consejos y los buenos momentos. A Pedro Astudillo por las últimas revisiones de la tesis, por las buenas ideas, las críticas constructivas, sobretodo por creer en mí y por el cariño incondicional y a vos mi Dios, que nunca te olvidas de mí.

A Juan Pablo Martínez por las revisiones y su amistad, a Rafa y Walter por los buenos consejos a lo largo de todos estos años y la ayuda en la revisión de la tesis. A Fausto Siavichay y a Diego Alvarado por su desinteresada ayuda a lo largo de este trabajo. A todos los involucrados en el proyecto CCA en el Bosque de Mazán: Corporación Parque Nacional Cajas, Zoológico de Philadelphia y Zoológico Amaru, por los permisos y la ayuda con el transporte. A la Pontificia Universidad Católica del Ecuador por los análisis del quitridio.

RESUMEN

El desconocimiento sobre el estado poblacional y las causas de la desaparición de *Atelopus exiguus* motivaron este trabajo. Con el fin de conocer su estado de conservación, tendencia poblacional y requerimientos se realizó un monitoreo de un año dentro del bosque de Mazán. Se estimó un tamaño poblacional de 20 individuos, con tasas de sobrevivencia bajas, tendencia a una distribución agregada y división de hábitat por edad y sexo. Los datos adicionales encontrados dan una pauta para monitoreos próximos. Mazán es el sitio ideal para coleccionar información sobre la especie. Se recomienda mayores estudios que permitan tomar decisiones adecuadas para conservar esta especie.

ABSTRACT

The aim of the present work was to gather information about the population status and disappearing causes of *Atelopus exiguus*. Population variations at Mazan forest was monitored for a year period. The information oriented to establish the conservation status, population trends and ecological requirements. A population size of 20 individuals was estimated, with low survival rates. The population distribution is clumped and biased to males. Additional information allowed us to set the beginning for next monitoring periods. Mazan forest is a main spot to collect additional data about this specimen. Further studies are recommended to support decision making in order to preserve this specie.

ÍNDICE DE CONTENIDO

Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Resumen	iv
Abstract	v
Índice de Contenido	vi
Índice de Anexos	viii
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 1: MATERIALES Y MÉTODOS	4
1.1 Área de estudio.....	4
1.2 Levantamiento de datos.....	5
1.3 Caracterización de microhábitat.....	7
1.4 Bioseguridad	8
1.5 Análisis de Datos	9
1.5. 1 Parámetros Poblacionales Estimados	9
1.5. 2 Distribución	9
1.5. 3 Curva de Acumulación y Riqueza de Especies	9
1.5. 4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología	10
CAPÍTULO 2: RESULTADOS	11
2.1 Parámetros Poblacionales Estimados	11
2.2 Distribución	12
2.3 Curva de Acumulación y Riqueza de Especies.....	14
2.4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología	15
2.4. 1 Comparación de Variables	15
2.4. 2 Preferencias de encuentro para <i>A. exiguus</i>	16
2.4. 3 Morfología	16
2.5 Presencia de <i>Batrachothrichium dendrobatidis</i>	17

CAPÍTULO 3: DISCUSIÓN	18
3.1 Estimación Poblacional	18
3.2 Distribución	20
3.3 Curva de Acumulación y Riqueza de especies	22
3.4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología	24
3.4. 1 Morfología	25
3.5 Posibles Causas de la Declinación Poblacional	26
CONCLUSIONES	29
RECOMENDACIONES	30
BIBLIOGRAFÍA	32
ANEXOS	39

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Distribución de transectos monitoreados en el B.P.M	39
Anexo 2: Ejemplo de Foto-identificación para los individuos colectados de <i>Atelopus exiguus</i>	40
Anexo 3: Ejemplo de las plantillas de microhábitat y clima para relevar datos del campo.....	41
Anexo 4: Datos analizados por cada variable para las pruebas estadísticas referentes a microhábitat y clima	42
Anexo 5: Formulas y Procedimientos Estimación Parámetros Poblacionales	43
Anexo 6: Resultados muestras Swab, hongo quitridio.	45
Anexo 7: Distribuciones acumulativas Kolmogorov-Smirnov	46
Anexo 8: Gráficos comparativos Preferencias de microhábitat <i>A. exiguus</i> , tabla de datos que lo corrobora	48
Anexo 9: Fotografías que ilustran el trabajo de campo	50

Maldonado Cedeño Gabriela Patricia

Trabajo de Graduación

Msc. Blgo. Juan Pablo Martínez

Octubre 2010

**ESTADO DE LA POBLACIÓN DE *Atelopus exiguus* (ANURA: BUFONIDAE)
EN EL BOSQUE PROTECTOR MAZÁN, PROVINCIA DEL AZUAY**

INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad en el mundo ha sido notoria especialmente en las últimas décadas del siglo pasado y la extinción de especies es una unidad clara de esta pérdida. Para los anfibios estas fueron reportadas a partir de 1980, con declinaciones y extinciones en todo el mundo, con tasas de disminución considerables y continuas. (Wake y Vredenburg, 2008; Young *et al.*, 2004; Bustamante *et al.*, 2005).

El porcentaje de especies de anfibios situadas en alguna categoría de amenaza de extinción por parte de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) es de 32%, evidenciando la dimensión de este problema en comparación con otros grupos animales. (Baillie *et al.*, 2004). Para el Ecuador el 30% de las especies formalmente descritas (479 especies en total) se encuentran dentro de alguna de estas categorías. (IUCN 2009)

Desde 1993 existen investigaciones formales sobre disminuciones poblacionales en el Ecuador, (Bustamante *et al.*, 2005; Merino *et al.*, 2005; Ron *et al.*, 2003; Toral & Frenkel, 2007, Ron *et al.*, en el 2002) que reportan 24 especies de anuros, que no han sido registrados en periodos prolongados de tiempo, desaparecieron por completo en localidades históricas o presentan abundancias considerablemente menores a las previamente registradas, dato conservador si se considera un gran número de especies casi sin información disponible.

A nivel mundial es considerado como el ejemplo más alarmante de pérdida de biodiversidad al género *Atelopus*, no se conoce otro taxón con disminuciones

comparables. (La Marca *et al.*, 2005). La mayoría de especies de *Atelopus* también conocidas como ranas arlequín o jambatos han sufrido lo que se ha denominado “declinaciones enigmáticas”, han desaparecido de sitios donde todavía existe un hábitat adecuado y las causas todavía no son comprendidas. (Rueda *et al.*, 2005)

La Marca *et al.*, (2005) expone que de 113 especies 30 están extintas y solo 10 tienen poblaciones estables. En los Andes del sur del Ecuador se conocen seis especies de *Atelopus* y la información disponible para estas especies es escasa, en los últimos años solo se han registrado *Atelopus nanay* y *Atelopus exiguus*, ambas especies endémicas del sur del Ecuador con poblaciones muy reducidas dentro del Parque Nacional Cajas y hasta hace poco tiempo eran consideradas extintas. (Rueda *et al* 2005; Arbeláez y Vega, 2008)

Atelopus exiguus, tiene registros en la región de los flancos orientales del Parque Nacional Cajas, una población pequeña en el Bosque Protector Mazán y otra en los páramos de Quimsacocha. Era considerada una especie muy abundante en los bosques montanos del Parque Nacional Cajas (Llaviuco y Mazán) hasta mediados de los años noventa (Read, 1988; Coloma *et al.*, 2000), se reporta después de una década una gran reducción poblacional (Torales y Morales, 1997) y sin mayor información, ni investigaciones puntuales se atribuye esta declinación a la aparición del hongo quitridio. (Rueda *et al* 2005)

Las investigaciones realizadas en los últimos años en el mundo permiten tener hipótesis que tratan de explicar estos fenómenos enigmáticos. La alta tasa de deforestación y pérdida de hábitat en el Ecuador, sobre todo en sitios donde históricamente habitaban estos animales, podría representar un factor determinante, sin embargo, estas declinaciones también han afectado especies que viven en sitios naturales aparentemente sin disturbio. (Merino-Viteri, 2001; Gross, 2009; La Marca *et al.*, 2005; Ron *et al.*, 2003)

La introducción de predadores acuáticos como la trucha (*Oncorhynchus mykiss*) pueden también estar relacionados con estas declinaciones, con impactos negativos a poblaciones de anuros (Adams, 2000; Vélez-Espino, 2006; Jonsson, 2006; Garwood

y Welsh, 2007), para el Ecuador y para el género *Atelopus* en particular, no existen estudios que expliquen si el impacto es de manera directa o indirecta.

Variaciones extremas de clima han sido reportadas con un rol importante en la desaparición de especies de *Atelopus* (Parmesan & Yohe, 2003; Ron *et al.*, 2003; García, *et al* 2005; Pounds *et al.*, 2006). El cambio climático puede llevar a trastornos bióticos, alteraciones en actividades reproductivas, falta de sitios de reproducción, además existe la posibilidad de una sinergia entre el cambio climático, favoreciendo a patógenos a que actúen con mayor virulencia. (Andre *et al.*, 2008)

El apareamiento de *Batrachochytrium dendrobatidis*, hongo que produce una infección cutánea en renacuajos y posmetamorfos (quitridiomycosis), explicación más aceptada por herpetólogos. Para el Ecuador Ron y Merino-Viteri (2000) reportan el primer individuo con *Batrachochytrium dendrobatidis*, en una especie de *Atelopus* colectado en 1980.

Estas hipótesis carecen de evidencias contundentes por la naturaleza acelerada de las declinaciones de este género, el desconocimiento sobre cómo actúan estos factores sobre las poblaciones y su efecto a través del tiempo, esto, sumado al desconocimiento que existe sobre la biología, ecología, historia natural, requerimientos de hábitat de las ranas arlequín, no permite que las acciones de conservación que se están tomando sean las acertadas.

Esto destaca la importancia de la realización de estudios a largo plazo, el hecho de haber considerado a la especie extinta (Rueda *et al.*, 2005) muestra la problemática sobre la falta de información sobre las especies de anfibios en el Sur del Ecuador. En base a estos antecedentes fue considerada la realización de este estudio. Esta investigación pretende dar el primer paso a una serie de estudios, que resultarán mucho más útiles al momento de tomar decisiones de conservación para la especie, generando propuestas para nuevos trabajos y manejo.

CAPITULO 1

MATERIALES Y METODOS

1.1 Área de Estudio.

El Bosque Protector Mazán, ubicado a 20 kilómetros al oeste de la ciudad de Cuenca, conocida como el área de Dudahuyacu, se ubica en un gradiente altitudinal entre los 2800 y los 4137 m s.n.m.; pertenece a la cuenca hidrográfica del Río Mazán, el mismo que nace de una cadena lacustre (Tinta cocha, Totoracocha y Chuspihuayco) de origen glacial. El río es alimentado en todo este trayecto por nueve pequeños afluentes originados por lagunas pequeñas o quebradas que reúnen agua, (Zárate, 1996) siendo seis las principales que se encuentran dentro del bosque que junto con el río Mazán fueron los principales puntos de monitoreo para este estudio. (Anexo 1)

Según el mapa bioclimático del Ecuador (Cañadas-Cruz, 1983), la reserva se encuentra dentro de la categoría de “bosque húmedo montano”, con una característica neblina y humedad, propia de la ceja andina. La temperatura media anual oscila alrededor de los 10°C, sin embargo en días muy soleados puede exceder los 20°C, la precipitación media anual es de 1000 mm. La época lluviosa es estacional, entre los meses de julio y septiembre donde se registran mayoritariamente las lluvias, mientras que los meses secos son entre diciembre y febrero. A pesar de que el bosque de Mazán cubre únicamente el 19% de la reserva (500 ha), es considerado uno de los sectores más importantes para la protección de recursos hídricos y de suelo, conservación de flora y fauna. El río Mazán contribuye con el 20% del flujo total del río Tomebamba, además de su importancia como regulador del caudal y de la calidad de agua.

En el área de estudio se evaluaron tres hábitats: páramo, bosque secundario y pastizal. La mayor parte de la reserva está cubierta por páramo ubicado en las partes

altas, a 3400 m s.n.m., formación herbácea dominada por especies de paja (*Neurolepis villosa*, *Calamagrostis intermedia*) con algunas especies de hierbas (*Halenia serpyllifolia*, *Gentiana sedifolia*, *Erygium humile*, entre otras) y el característico aguarongo (*Puya clava herculis*). El bosque secundario en alto grado de sucesión a partir del 3100 m s.n.m. zona boscosa sobre pendientes pronunciadas, dominado por árboles de dosel del género *Nectandra*, *Weinmannia*, *Myrcianthes*, *Palicourea*, *Ocotea*, *Hedysmum* y *Viburnum*, los mismos pueden llegar hasta los 25 m de altura, también engloba las áreas que han sido deforestadas o quemadas que se encuentran en regeneración natural. Por último la zona de pastizal ubicada en su mayoría en la ribera del río, en las zonas con menor pendiente.

El bosque fue sometido a una fuerte explotación maderera entre los años de 1976 y 1983, un tercio del bosque fue cortado, luego de esto la mitad fue dejada para regeneración natural, el resto se destinó para pastos. (Mc Lean y Hancock, 1988). En 1985 es declarada en la categoría de Bosque Protector y son “Tierra Viva” y “Fundación Mazán” las organizaciones encargadas del manejo de la reserva; se da un manejo inadecuado del área con una sobreexplotación turística hasta el año de 1995, es ahí cuando las políticas de conservación de ETAPA cambian frente al manejo de esta área. La zona se convierte en área restringida, con fines de investigación y regeneración natural, políticas que se conservan hasta la actualidad, la reserva está a cargo de la Corporación Municipal Parque Nacional Cajas, encargada del manejo y conservación del área. (Cordero, 1995; Zárate, 2006)

1.2 Levantamiento de datos.

Los hábitats fueron evaluados por medio de transectos registrando el número de animales encontrados por unidad de tiempo, utilizando la técnica estandarizada de relevamientos por encuentros visuales o VES, consiste en una búsqueda sistemática a través de un área y en tiempo determinado. Esta técnica se recomienda para determinar densidades poblacionales únicamente si se realizan repetidos relevamientos en los transectos establecidos, además de estar acompañado por métodos de marcado y recaptura. (Crump y Scott, 1994). En este caso se utilizó un relevamiento de intensidad media, es decir, se realizó una búsqueda de los sitios

volteando objetos de la superficie, rocas, troncos, revisando agujeros, bromelias, sigzales y vegetación similar, además de búsqueda en el sustrato (musgo). Los objetos y vegetación revisados siempre fueron dejados en la posición original en la que se encontró, para evitar alteración del hábitat.

Para el registro de *Atelopus exiguus* por su ecología reproductiva y comportamiento, fue desarrollado en las cercanías a las fuentes de agua (Rueda *et al.*, 2005; Salazar-Valenzuela, 2007), en este caso se realizaron búsquedas en 23 transectos a lo largo del río Mazán y en seis quebradas perennes consideradas como un transecto cada una, que suman 29 unidades. Se delimitaron también 10 transectos dentro del bosque, con un total de 39 transectos monitoreados. El tamaño de los transectos fue para todos los casos de 100 m de largo por 5 m de ancho, la duración de búsqueda en cada transecto fue en una hora y 30 minutos, aunque en algunas ocasiones este tiempo se prolongaba al encontrar dificultades en el terreno o por toma de datos, aunque se procuró mantener un promedio.

Para determinar un número necesario de transectos para el monitoreo se utilizó el método de precisión absoluta de Feinsinger (2004) este permite calcular el tamaño de muestra que va a generar una estimación de la media de la población con un nivel de precisión dado por el investigador, en este caso fue del 95%. Para realizar este cálculo se realizaron premuestreos en la zona de estudio, además se utilizó información de estudios anteriores para la especie. Se encontró un mínimo confiable de 28 transectos para búsqueda en cursos de agua y para el monitoreo en el bosque un mínimo de 10 transectos, la localización de los últimos fue al azar en el bosque, y su orientación fue de manera paralela al río.

Para el establecimiento de los transectos cercanos a los cursos de agua se escogió al azar una primera unidad y para los siguientes se fija un intervalo sistemático (Galindo, *s.f.*) a lo largo del río y de las quebradas. Distribuyéndolos a una distancia en la misma orilla entre transectos de 200 m, y al frente con una distancia de 50 m. (Fig. 1)

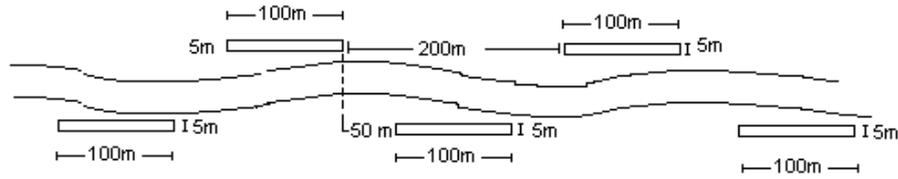


Fig. 1: Distribución de los transectos a los largo de los cursos hídricos para el estudio

Fuente: Autora

La distribución espacial de los transectos en el Bosque Protector Mazán y nomenclatura utilizada para cada transecto y quebrada está descrita en el Anexo 1, para el monitoreo se consideraron seis repeticiones de cada transecto repartidas a lo largo del año, número adecuado para realizar el método de estimación poblacional planteado. (Donnelly y Guyer 1994).

Para la técnica de captura y recaptura se utilizó el método de marcado foto identificación, la disposición de las manchas en las palmas de las patas de cada individuo es específica. (Coloma *et al.*, 2000; Salazar-Valenzuela, 2007) Se crearon plantillas con fotografías digitales de cada pata de los individuos capturados, de manera que se pueda identificar patrones de las manchas para cada individuo al comparar la localización y número de los puntos negros en las mismas. (Anexo 2)

1.3 Caracterización de micro hábitat

Para cada anfibio registrado se anotaron datos en base a fichas estandarizadas con la metodología indicada por Inger, (1994), considerando descriptores básicos del sitio, posición y actividad de los individuos, estos fueron: altitud, tipo de hábitat, vegetación, posición horizontal (distancia a cuerpos de agua), posición vertical (distancia desde el suelo), sustrato, atributos especiales de microhábitat, actividad del individuo, método de detección, edad, sexo y datos suplementarios (historia natural).

Luego de este proceso todos los individuos fueron liberados en el sitio exacto de registro. En la misma plantilla se incluyó variables climáticas tomados desde una estación climática portátil Kestrel 3500; temperatura ambiental, humedad relativa, índice de estrés de calor (combinación entre temperatura y humedad), presión

barométrica, precipitación (nula, leve, moderada, fuerte), nubosidad (0-20%, 20-40%, 40-60%, 60-80%, 80-100%) y luz (0%, 30%, 60%, 100%). Adicionalmente se tomaron datos morfométricos de la longitud del rostro cloacal y distancia inter-orbital, (Fig. 2) además de los registros fotográficos mencionados. (Anexo 3)

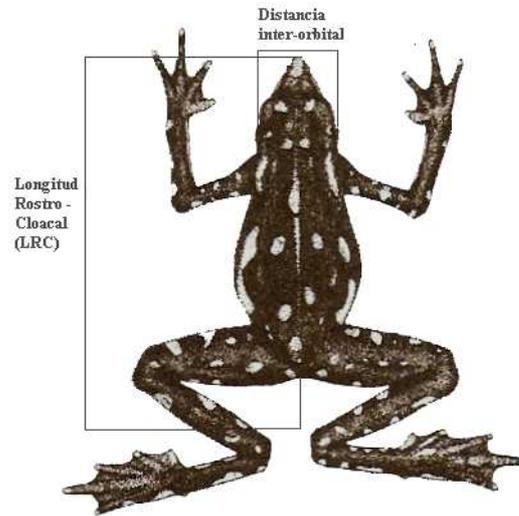


Fig. 2: Diagrama de los datos morfológicos registrados.

Modificado de Rueda et al., (2005)

1.4 Bioseguridad

Debido al desconocimiento de la presencia de *Batrachichytrium dendrobatidis* dentro de Bosque de Mazán, se procedió a realizar pruebas Swab, estas consisten en tomar muestras de tejido de la piel de los anfibios por medio de raspados, en diferentes partes del cuerpo con un hisopo estéril o swab, para determinar la presencia del hongo por medio de una reacción de polimerasa en cadena PCR regular. Se enviaron 12 pruebas al laboratorio de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador en Quito para ser analizadas. Además se tomaron medidas de prevención como limpieza de instrumentos, vestimenta y utilización de fundas nuevas por individuo ya sea para investigadores del bosque de Mazán como para visitantes.

En esta investigación se realizaron salidas semanales con un promedio de tres días de trabajo desde el mes de Abril de 2009 hasta Marzo de 2010.

1.5 Análisis de Datos

1.5.1 Parámetros Poblacionales Estimados

Para la estimación del tamaño poblacional se utilizó dos métodos de Schnabel para poblaciones cerradas y el método estocástico de Jolly Seber basados en captura marcado y recaptura. En el primer método solamente se distingue una recaptura pero es necesario un mínimo de tres repeticiones, supone que la población es constante sin inmigración o pérdidas, el muestreo es al azar, y todos los individuos tienen igual ocasión de ser capturados en cualquier muestra dada, este método estima además del tamaño poblacional la desviación estándar de la misma (Donnelly y Guyer 1994). El método estocástico de Jolly Seber, considera poblaciones abiertas, con una extensión de la técnica de captura y recaptura a situaciones biológicas más realistas. Es necesario la toma de muestras en tres o más ocasiones, y se debe reconocer exactamente a cada individuo; saber de forma detallada la historia de capturas para cada uno. Este método estima tamaño poblacional con su respectiva desviación estándar, probabilidad de supervivencia, índice de pérdidas y disolución, para cada repetición de muestreo. (Donnelly y Guyer 1994) (Anexo 5).

1.5.2 Distribución

Para cada individuo capturado de *A. exiguus* se tomaron coordenadas geográficas con ayuda de un GPS Magellan Triton 400, con estos datos y las observaciones realizadas en el estudio de 1988 por Morley Read se crearon dos mapas de distribución de la especie, con el fin de ser comparados. Se utilizó el programa ArcGis, creando polígonos de distribución en base a las observaciones mencionadas.

1.5.3 Curva de acumulación y Riqueza de Especies

Con información recopilada sobre estudios de composición de anuros para el bosque de Mazán por Morley Read (1988) y Toral & Morales (1995), fue posible considerar y comparar el número de especies de anuros registradas por mes en dos periodos diferentes de tiempo. Se generó una curva de acumulación de especies y una curva de

proyección de riqueza de anuros en el bosque de Mazán por medio del índice Chao 2 para cada estudio.

Este índice de proyección de riqueza específica provee un estimador menos sesgado para muestras pequeñas y se basa en presencia de especies únicas y duplicadas entre las muestras (Moreno, 2001). Con el fin de ver si se está registrando la riqueza real del sitio, se comparan las curvas generadas dentro del plano, las cuales deberán presentar una tendencia similar. Con los datos recopilados en este estudio no fue posible realizar una curva de acumulación ni de riqueza específica, ya que no se planteo en la metodología para monitoreos nocturnos, pero se considera el análisis válido para las dos investigaciones anteriores, esto con el fin de comprender la problemática de la disminución de anfibios dentro del bosque de Mazán. Todos los análisis fueron generados por el programa estadístico Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species for Samples. Versión 8.2 (Colwell, 2009).

1.5.4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología.

Con el fin de determinar preferencias de microhábitat de la especie se realizó una comparación con los datos recopilados en las fichas entre *Atelopus exiguus* y *Pristimantis riveti* al tener número de capturas similares. Para explorar diferencias se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov sobre dos muestras independientes, esta prueba es sensible a cualquier tipo de diferencia entre las dos muestras analizadas, (Siegel y Castellan, 1988) es recomendada por su eficacia en muestras pequeñas. Además por medio de estadística descriptiva se determinó las preferencias de encuentro únicamente para *Atelopus exiguus* y se procedió a una descripción cualitativa del microhábitat de la especie en el área de estudio. Se detallan los parámetros utilizados para cada variable en el Anexo 4.

Con los datos morfológicos obtenidos se realizó una prueba de correlación entre la distancia inter-orbital y la longitud rostro cloacal, con el coeficiente de correlación de Pearson, con el fin de descartar malformaciones en los individuos, que indicarían algún tipo de enfermedad o presencia de patógenos. Para todos los análisis descritos se utilizó el programa XLSTAT (Addinsoft 1995 – 2009).

CAPÍTULO 2

RESULTADOS

En la fase de campo se acumuló un total de 351 horas de trabajo efectivo, se capturó un total de 14 individuos de *Atelopus exiguus* (7 machos, 1 hembra, 6 juveniles) (Figura 3) y se realizaron 8 recapturas, con un total de 22 registros de la especie.

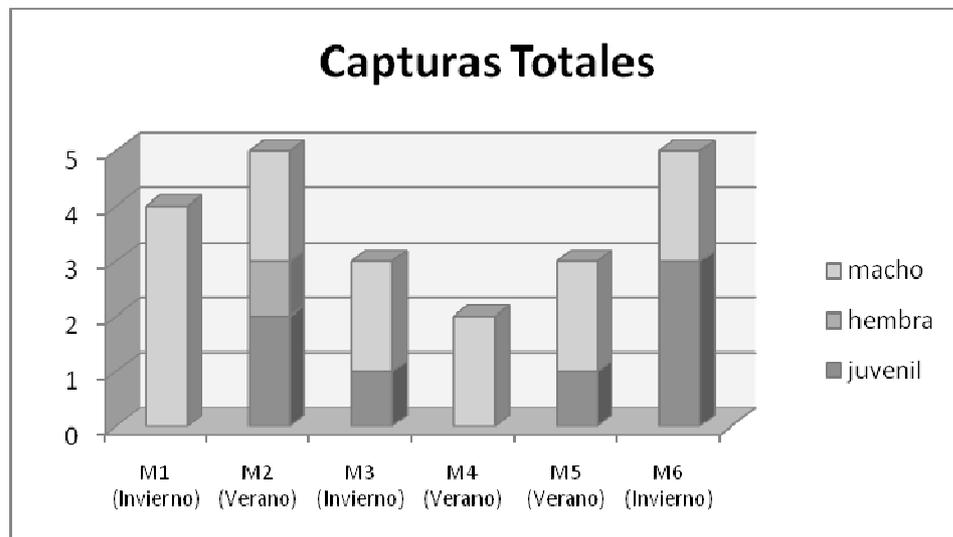


Fig. 3: Total de capturas por muestra para *Atelopus exiguus* durante la investigación, comparando la edad de los individuos y la estación del año. (M = muestra)

Fuente: Autora

2.1 Parámetros Poblacionales Estimados

Con los datos obtenidos de captura-recaptura por el método de Schnabel se pudo estimar una población de 20 individuos ($SD = 0,017$) únicamente machos y juveniles, ya que por el bajo número de hembras encontradas no resultarían estimaciones confiables.

Los parámetros poblacionales estimados por muestra por el método Jolly Seber (machos y juveniles) se representan en la Figura 4. La población estimada comparada por muestras determino que en la muestra 2 (M2) meses de agosto y septiembre (época reproductiva de la especie) fue la mayor con 14 individuos estimados ($SD = 0.577$), seguido por la muestra 4 (M4 noviembre/diciembre) con ocho individuos ($SD = 0.816$). La sobrevivencia es mayor en la muestra 1 (M1) y baja hasta la última muestra, mientras que el índice de nacimientos se mantiene estable durante el tiempo de muestreo, la tasa de mortalidad sin embargo, es mayor conforme aumenta la población. (Anexo 5).

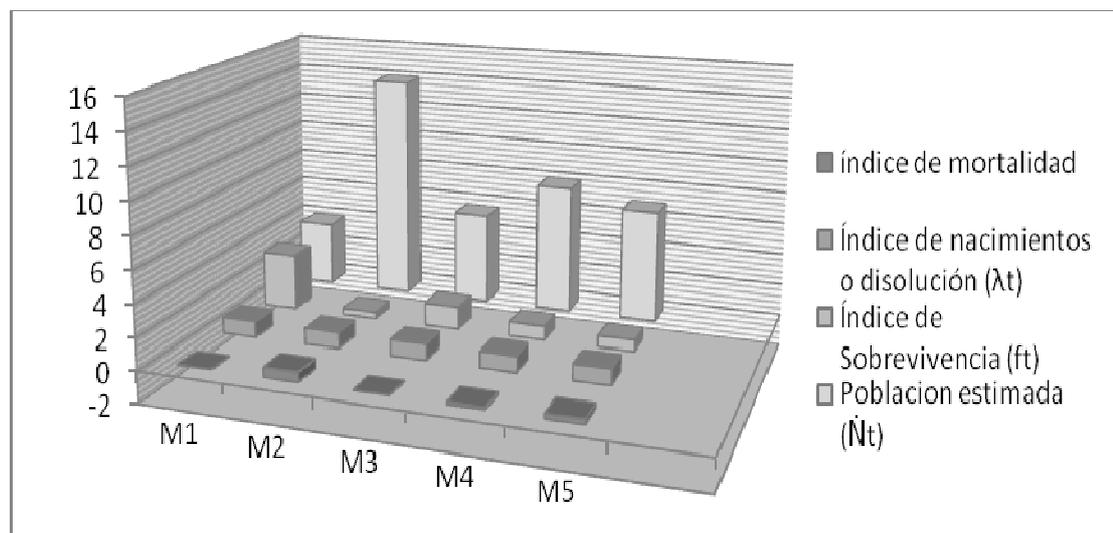


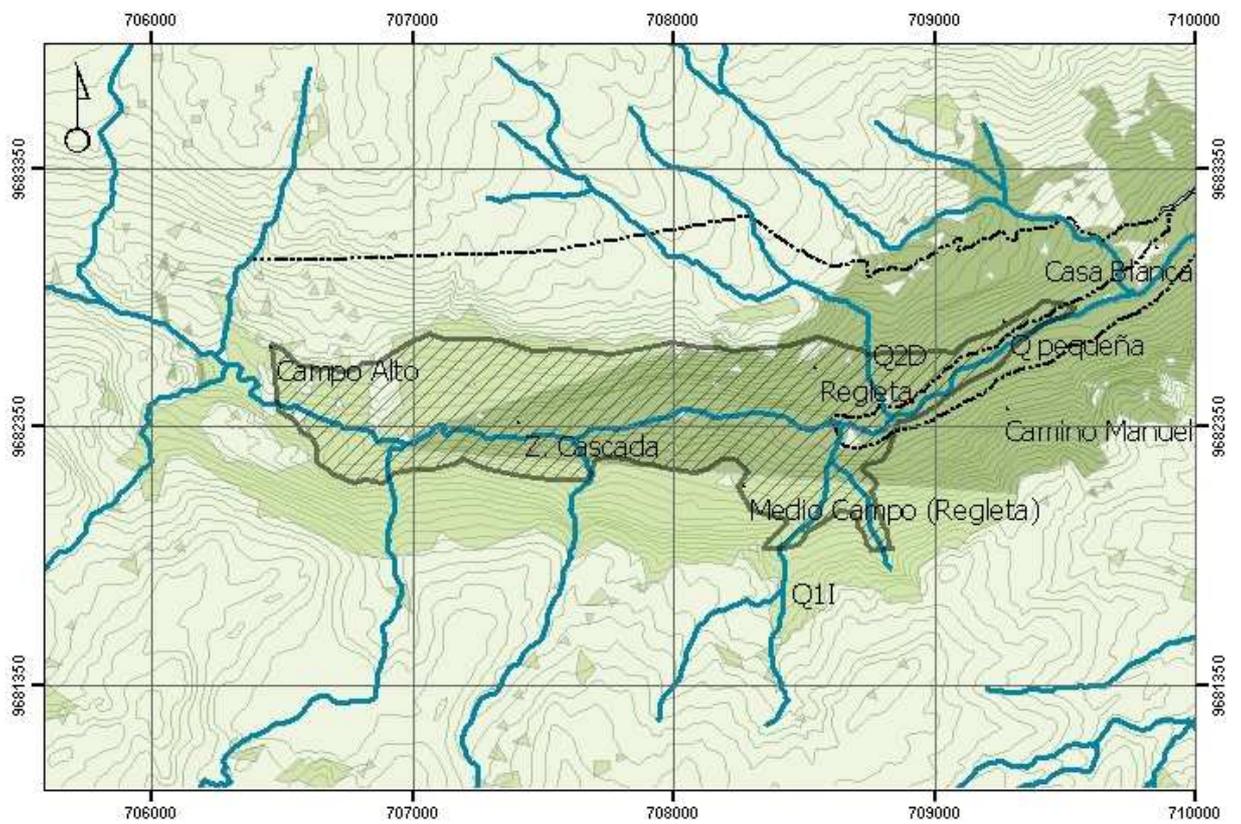
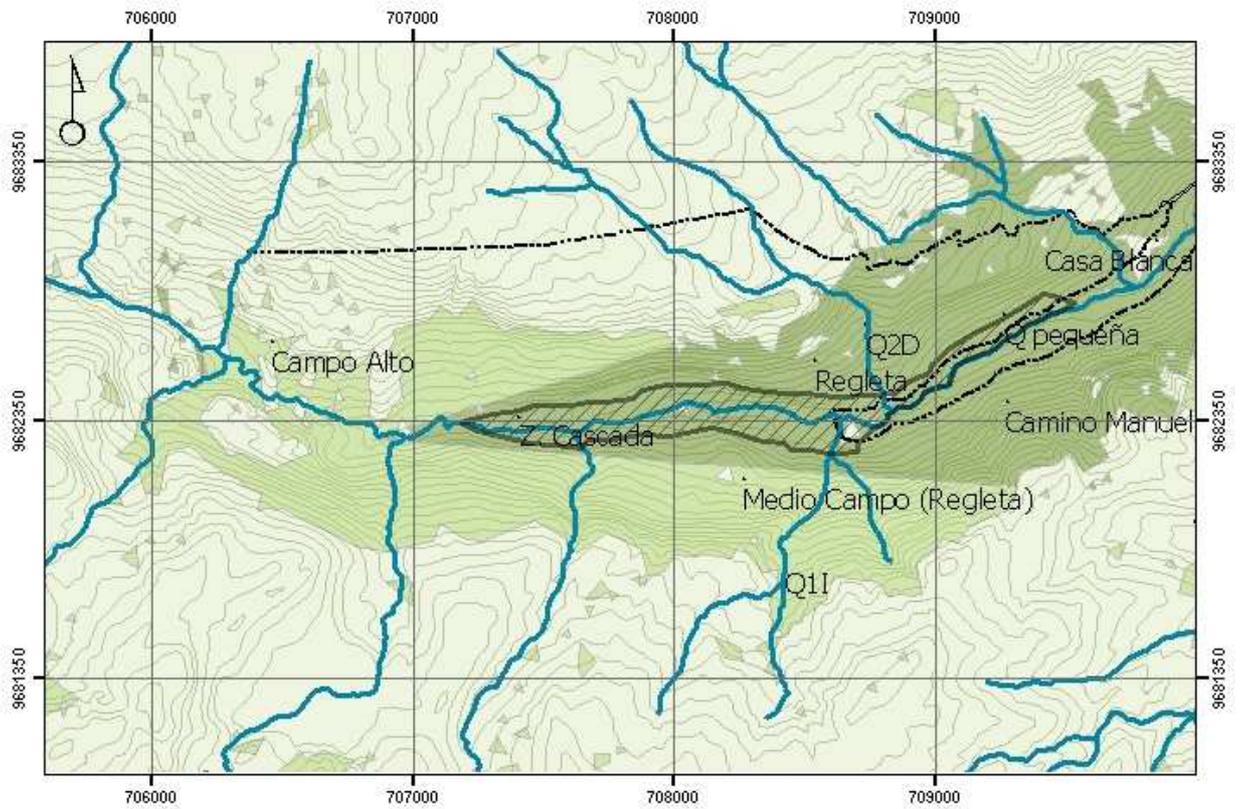
Fig. 4: Parámetros poblacionales estimados para *A. exiguus* con el método Jolly Seber (M= muestra)

Fuente: Autora

En las últimas muestras el mayor número de capturas fue de juveniles, el más pequeño con una edad estimada de dos meses, los mismos fueron encontrados en zonas donde la presencia de trucha era baja. Con los datos de captura por unidad de tiempo se pudo estimar una abundancia relativa de 0,04ind/pers/h.

2.2 Distribución.

De los 39 transectos monitoreados, se encontró presencia de la especie únicamente en seis cercanos al río Mazán, con lo que se creó un mapa de distribución (Mapa 1), además con las observaciones de Mazan Project (1988) para la especie se recreó un mapa comparativo para ese año. (Mapa 2)



Elaborado por: G. Maldonado C.	Proyección UTM Zona 17S
Fuente: IERSE - UDA SIG Cuenca del Río Paute	Datum PSAD56
Puntos con mediciones GPS	Escala: 1:25.0000

Mapa 1 y 2: Distribución de la Población de *A. exiguus* para 2010 y 1988 respectivamente, dentro del B.P.M.

2.3 Curva de Acumulación y Riqueza de Especies

La diferencia sobre riqueza específica de especies entre los dos estudios analizados resulta concluyente al considerar que en los años 1986 – 1987 se encuentran 10 especies de anuros en diez meses de muestreo, mientras que en el estudio posterior en 1994 - 1995 a pesar de los esfuerzos de monitoreo únicamente se registran cinco especies en nueve meses. Para este estudio no fue posible realizar las curvas de acumulación y de riqueza específica ya que los monitoreos nocturnos no fueron representativos, cabe mencionar que de igual manera se registraron únicamente cinco especies en los doce meses de monitoreo.

Las curvas de acumulación y las curvas para el índice Chao 2 generadas presentan un comportamiento similar para los dos estudios, (Fig. 5) llegando a ajustarse en las últimas muestras. Las unidades de muestreo alcanzan a expresar la riqueza, es decir, el esfuerzo de muestreo es válido. Además los estimadores muestran que el número de especies obtenidas estuvo muy cerca de las especies observadas. Las curvas para el estudio de 1986 – 1987 están por encima con mayor número de especies ($\bar{X} = 10$ $SD = 0,21$), en comparación al estudio de 1994-1995 ($\bar{X} = 5$ $SD = 0,1$). Todas las curvas tienden a estabilizarse aproximadamente en la tercera unidad de muestreo.

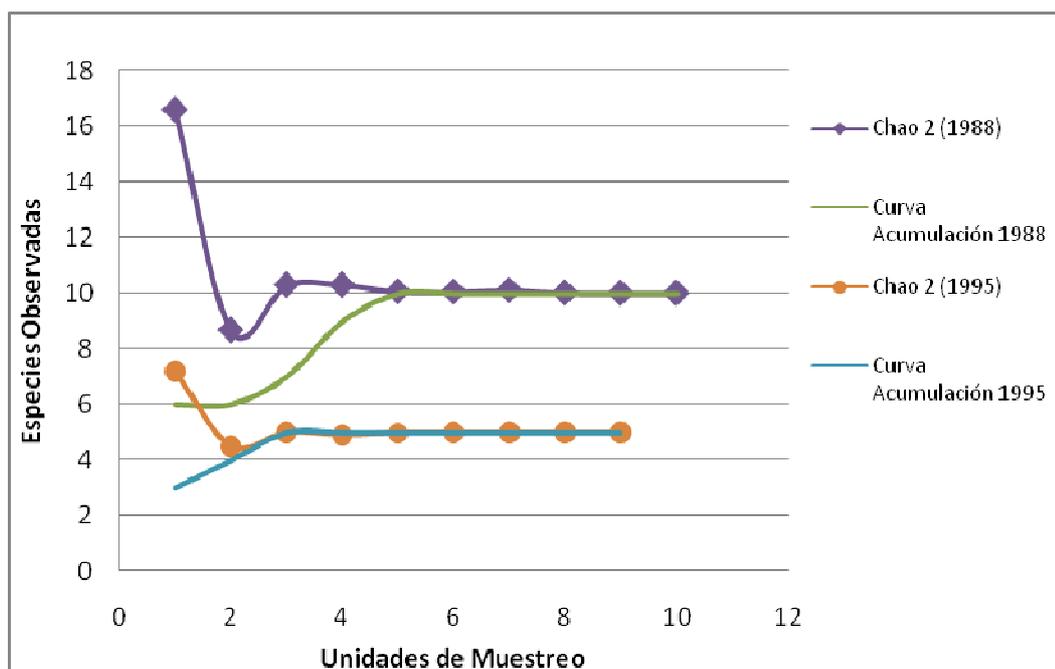


Fig. 5: Curvas de Acumulación y Riqueza específica para el B.P.M. comparativas para dos estudios.

Fuente: Autora

2.4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología

2.4.1 Comparación de Variables

Además de los 22 registros de *A. exiguus* en el bosque, se capturó un total de 19 *Pristimantis riveti*, ocho *Pristimantis cryophyllus*, ocho *Gastrotheca pseustes* y cinco renacuajos de *Hyloxalus anthracinus*.

Con la prueba Kolmogorov – Smirnov para los datos obtenidos de *A. exiguus* y *P. riveti* se encontró diferencias significativas para todas las variables excepto para precipitación, nubosidad y luz (Cuadro 1).

Cuadro 1. Resultados obtenidos de la comparación de las variables climáticas y de microhábitat con la prueba Kolmogorov – Smirnov para *A. exiguus* y *P. riveti* con un 95% de confianza. El asterisco (*) demuestra diferencia significativa.

Variable	Prueba Kolmogorov -Smirnov			
Tipo Hábitat	D	0,545	p-valor	0,001*
Posición Horizontal	D	0,525	p-valor	0,002*
Posición Vertical	D	0,742	p-valor	< 0.0001*
Altitud	D	0,722	p-valor	< 0.0001*
Temperatura	D	0,631	p-valor	0,000*
Humedad Relativa	D	0,631	p-valor	0,000*
índice de estrés de calor	D	0,520	p-valor	0,002*
Presión Barométrica	D	0,449	p-valor	0,010*
Precipitación	D	0,061	p-valor	0,738
Nubosidad	D	0,172	p-valor	0,471
Luz	D	0,167	p-valor	0,450

Fuente: Autora

Atelopus exiguus fue registrado principalmente en sitios intervenidos, en el sendero principal y en el pastizal, mientras que *P. riveti* fue encontrado en pajonales abiertos cerca al bosque. *A. exiguus* se lo encontró siempre a lado del río Mazán y debajo o a pocos centímetros del suelo, mientras que *P. riveti* asociado a fuentes de agua, por lo general saltando en el piso o entre la vegetación a diferentes alturas. En cuanto a microclima, la temperatura media para *A. exiguus* fue de 14°C (SD = 2.29), mientras que para *P. riveti* 18,6°C (SD = 2.82), el porcentaje de humedad relativa más bajo para *P. riveti* fue de 50% mientras que para *A. exiguus* el 53%. No existió diferencia

significativa en cuanto a la pluviosidad, nubosidad y luz (Cuadro 1), en general ambas especies fueron registradas en su mayoría con precipitación baja, cuando estaba completamente nublado y no hubo preferencia en microhábitat con más o menos luz. La altura media de encuentro de *A. exiguus* fue 3130 m s.n.m. (SD = 83.3), mientras que para *P. riveti* 3353 m s.n.m. (SD = 169.7). Distribuciones acumulativas en Anexo 7.

2.4.2 Preferencias de encuentro de *Atelopus exiguus*.

Con los datos obtenidos se creó una tabla resumen para las preferencias de *A. exiguus* (Cuadro 2), en el Anexo 8 se presentan gráficos comparativos para las diferentes variables.

Cuadro 2. Preferencias de microhábitat y clima percibidas en los sitios de captura de *A. exiguus*

Tipo de Hábitat	Zona Intervenida	Estrés de Calor	11°C y 14.2°C
Posición Horizontal	1,5 m a 2 m a cursos de agua	Presión Barométrica	735 y 752 Hpa
Posición Vertical	1 cm a 5 cm sobre el suelo	Precipitación	Nula
Altitud	3099 y 3155 m s.n.m.	Nubosidad	80% y 100%
Temperatura	12.6°C y 14.2°C	% de Luz	100% de luz
Humedad Relativa	92% y 100%		

Fuente: Autora

Por lo general, fue común encontrar a la especie en sitios abiertos, cercanos a fuentes de agua, a distancias pequeñas sobre el suelo entre la vegetación, muy común entre las hojas y raíces de sigzales, también en sitios similares a cuevas y de descarga de agua y de material vegetal desde el bosque. (Fotografías en Anexo 10) En días fríos, húmedos y nublados, en lluvias fuertes no se le encontró.

2.4.3 Morfología.

El análisis de correlación entre la distancia inter-orbital (DIO) y la longitud rostro – cloacal (LRC), se encontró que ambas están correlacionadas para adultos y juveniles

($R^2 = 0,861$ $p = < 0,0001$ $n = 22$). Con una media para los adultos de 2,8cm (SD = 0,36) de LRC y 0,9 cm (SD = 0,1) de DIO; para juveniles 1,3 cm LRC (SD = 0,23) y 0,5 cm DIO (SD = 0,13). Existe una correlación prevista, no existe síntomas de ningún tipo de enfermedad, ni malformación de los individuos encontrados.

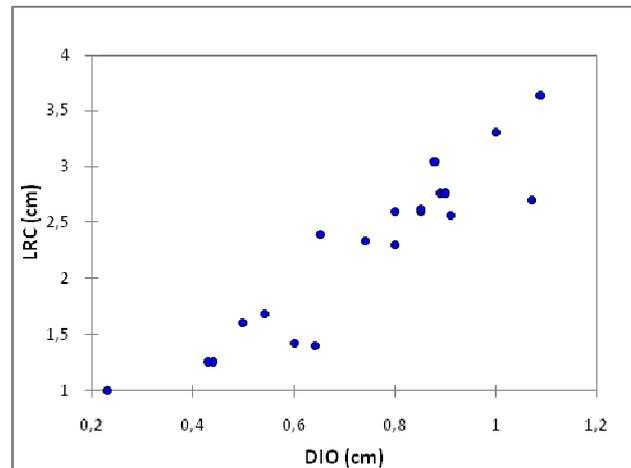


Fig. 6: Scatter Plot correlación Pearson entre Longitud Rostro Cloacal y Distancia Inter Orbital
Fuente: Autora

2.5 Presencia de *Batrachothrichium dendrobatidis*

Fueron analizadas 12 muestras swab para determinar la presencia del hongo en anuros. Esta evaluación fue negativo para todos los individuos muestreados, no hubo presencia de proteína Bd (*Batrachothrichium dendrobatidis*) en las muestras analizadas. (Anexo 6)

CAPITULO 3

DISCUSIÓN

El número de individuos encontrados (14 individuos) para este estudio difiere considerablemente con el estudio realizado hace 22 años cuando la población era una de las más abundantes de la zona, donde fue común encontrar renacuajos en grandes cantidades y puestas de huevos en el río, así como parejas en amplexus. Para los siguientes estudios realizados por Toral & Morales (1995) y Toral & Frenkel (2007) la disminución poblacional fue notable con registros únicamente de 33 y 29 individuos respectivamente, todos estos estudios con una duración de un año.

Ninguna de estas investigaciones realiza análisis poblacionales para la especie, La Marca *et al.*, (2005) reporta índices de abundancia relativa para algunas especies de altura del mismo género en Latinoamérica, con dos muestras cada una: *A. ignescens* (Ecuador) con 89-234 ind/pers/h en 1981 mientras que para 1999 - 2001 no se encontraron individuos a pesar de tener mayor esfuerzo de muestreo que el anterior, especie declarada como extinta para el país (Ron *et al.*, 2003). *A. mucubajiensis* (Venezuela) tienen 37 ind/pers/h en 1994-1995, para 1996 – 2004 no se encuentran individuos, para *A. piñangoi* (Venezuela) 1992 se encuentra 0.15ind/pers/h, ya en 1998 no se reportan individuos, en esta investigación se estimó una abundancia relativa en función al tiempo de muestreo de 0.04ind/pers/h (351h), considerada bastante menor, al comparar con el reporte de Morley Read (1988).

3.1 Estimación Poblacional

El método de captura marcado y recaptura para estimación poblacional, resultó mucho más útil que otros índices, permite tener una mayor confianza estadística (Funk *et al.*, 2003), además requiere monitoreo a largo plazo que acompañado de

métodos de marcaje no invasivos, proporcionan menos sesgo en los datos para la investigación (Mc Donald, T. *et al.*, 2003; Salazar-Valenzuela, 2007). La foto-identificación permitió que los animales sean liberados y sin causarles estrés. Es necesario mencionar que el proceso de análisis con mayor número de individuos se dificultaría por no tener patrones tan claros como otras especies del género, además al registrar parejas en amplexus, se perderían importantes datos al no poder interrumpir el amplexus y tomar fotografías de las patas. Con estas técnicas no invasivas los datos sobre abundancia son más confiables, y en poblaciones tan pequeñas es importante no interferir en procesos biológicos y de comportamiento.

Los parámetros poblacionales obtenidos, no pueden ser contrastados por la falta de información para especies similares de altura, la mayoría de estudios se han concentrado en especies de zonas bajas y con poblaciones todavía estables. En el Ecuador únicamente se conoce un trabajo realizado por Salazar-Valenzuela (2007) para *Atelopus sp.* en el cantón Limón, con una población mayor a la de este estudio, pero con una metodología similar; se encontró mayor número de individuos en la zona cercana al río al igual, el número de hembras encontradas también fue bajo en comparación a los machos (172 machos y 32 hembras), las tasas de supervivencia y de emigración para machos se mantuvo constante ($0,88 \pm 0,03$ y $0,82 \pm 0,04$) a lo largo de la investigación.

Para *A. exiguus* se encontró una población estimada de 20 individuos entre machos y juveniles, al analizar los datos encontrados por cada muestra hay una diferencia en el tamaño poblacional en la época reproductiva (14 individuos $SD = 0.57$), se podría decir que existió mayor movilidad de los machos hacia el río en busca de hembras, fue evidente su fidelidad a la orilla todo el año en comparación a las hembras, que por ecología del género migrarían a las orillas solo en época reproductiva, las hembras viven la mayor parte del año dentro del bosque que por dificultad de acceso reduce la probabilidad de captura. (Rueda *et al.*, 2005; Lunger *et al.*, 2009)

Existen reportes en que únicamente los machos viejos se mantienen en la orilla para tener mayor probabilidad de encontrar hembras, mientras que machos más jóvenes al igual que las hembras migran solamente en esta época. (Salazar-Valenzuela, 2007) Las mayoría de parejas observadas en otras investigaciones que llegan a los cursos de

aguas, por lo general se amplexan antes de llegar a las quebradas, hembras que no han encontrado macho son las que bajan al río en espera de una pareja. (Lunger *et al.*, 2009)

En el caso de especies como *A. exiguus* sería posible que los machos se queden todo el año a lo largo del río, en un comportamiento de territorialidad y por el bajo número de hembras que conforma la población, además en estudios reportados la proporción entre machos y hembras asociados a el bosque es casi de uno a uno, en general las poblaciones de ranas arlequín, las diferentes clases de edad y sexo son determinantes en la división del hábitat, corroborando lo expuesto por Salazar-Valenzuela (2007). Se puede intuir que los juveniles se quedan cerca del río hasta cierta edad y luego suben al bosque, se encontraron juveniles de dos meses de edad hasta de un año aproximadamente cerca del río, incluso existieron recapturas de estos.

En el caso de supervivencia, esta se mantiene constante, con valores relativamente bajos. La mortalidad al contrario crece en función al tamaño poblacional, con un promedio de 0.2; el índice de nacimientos es constante y bajo. Los valores bajos de error estándar se explican por el número alto de recapturas que se tuvo en comparación al total encontrado, el método considera toda la historia de capturas de los individuos. Salazar-Valenzuela (2007) mencionan en base a los resultados de su estudio que la exactitud de los estimados de abundancia depende de la relación entre éstos y las probabilidades de captura y recaptura. Estas probabilidades, a su vez, tuvieron que ver con el limitado movimiento y el uso de técnicas de marcaje no invasivas.

3.2 Distribución

Reportes de la distribución de *A. exiguus* en los años 80 consideraba a la especie ampliamente distribuida en el flanco oriental del Parque Nacional Cajas (PNC), con poblaciones grandes y viables dentro del Bosque de Mazán.(Coloma *et al.*, 2000; Toral & Frenkel 2007) Existen registros de la especie en el Bosque de Llaviuco, donde fue descrita por Coloma en el 2000, en la zona de la Laguna Luspa (dato

histórico de 1979 de Eduardo Asanza) y en Dos Chorreras (Arbeláez & Vega, 2008) además de una nueva localidad encontrada en el 2005 en los Páramos de Quimsacocha y Río Irquis; existen también nuevos reportes de la especie en la Provincia del Cañar, cercano a la laguna Culebrillas (Astudillo Webster & Fernandez de Córdova, 2009). A pesar de esfuerzos de monitoreo en Llaviúco y otras zonas de páramo dentro del PNC no se han registrado nuevos individuos, mientras que en los Páramos de Quimsacocha con pocos días de búsqueda se ha registrado cantos de la especie y encontrado adultos activos y hembras, incluso renacuajos. (Sánchez y Samaniego 2009 com. pers)

Dentro del Bosque de Mazán, Morley Read (1988) menciona una amplia distribución de la especie (Mapa 2), con registros de adultos en zonas altas y en el valle, delimita la población a la entrada del Bosque hasta al oeste en el páramo. La zona de la regleta (Medio Campo) es considerado como el sitio con mayor número de registros, hasta la zona de páramo (Campo Alto). Menciona gran número de machos cantando a lo largo del río todo el año y parejas en amplexus en la misma zona y en la quebrada cercana (Q11 véase Anexo 1), juveniles bajo piedras en grandes números siempre cerca del río en el sendero. Las hembras eran consideradas más comunes a final de septiembre, en la época reproductiva, renacuajos fueron encontrados en pequeñas quebradas que descienden del páramo (3400 m s.n.m.) y en el río Mazán.

Toral & Frenkel (2009 com. pers.) comentan la presencia de la especie en sitios mencionados por Morley Read (1988), sin embargo, no consideran abundante la especie en zonas altas, registros cerca de quebradas (Q2D véase Anexo1) y en el sendero entre la regleta y la zona de la cascada; en sitios con alta presencia de sigzales (*Cortadeiras nitida*), encontraron individuos entre las hojas, raíces y hojarasca; en cuanto a los cantos de la especie, ellos reportan poca frecuencia, no mencionan renacuajos ni huevos, únicamente una pareja en amplexus.

En este estudio se encontró mayor número de registros en la zona de la regleta y del sendero de igual manera. En dos sitios mencionados por Toral & Frenkel (2009 com. pers.), no se registró a la especie, en la quebrada Q2D se observó que no hubo presencia de agua corriente durante aproximadamente dos meses en el año (Septiembre y Octubre), en este estudio, lo cual pudo afectar la presencia de A.

exiguus, haciendo que estos migren hacia el río. En la zona de la cascada, los sigzales donde se registro a la especie se encontraron destruidos pudiendo ser otra causa para su ausencia. A pesar del esfuerzo de búsqueda en las quebradas no se encontraron individuos, así como en zonas más altas, el número de juveniles también ha descendido en comparación con lo reportado por Morley Read (1988), pero estuvieron presentes en los tres estudios, confirmando que la especie todavía se reproduce en la zona.

En base a esta información la distribución de *A. exiguus* obtenida es mucho menor que para 1988, restringiéndose al oeste antes de llegar a páramo al igual que al norte y sur del valle. Cabe mencionar que se observó gran cantidad de trucha arcoíris en la zona de las quebradas QD2, QI1 y río abajo, además que el año de estudio (2009) fue considerado uno de los más secos, al registrar una época de sequía de aproximadamente cinco meses con presencia casi nula de precipitación. No se ha planteado en ninguna investigación del PNC los efectos del cambio climático para las diferentes comunidades animales, en sitios de altura, temperaturas elevadas, mayor incidencia de rayos ultravioleta y sequía parecen ser más fuertes, sería necesario plantear investigaciones que respondan estas preguntas.

3.3 Curvas de acumulación y Riqueza de especies

En el estudio de Morley Read (1988) reporta 10 especies de anuros para el Bosque de Mazán, registrándolos por medio de métodos de transectos con bandas auditivas y encuentros visuales, considera a *Hyloxalus vertebralis*, *Atelopus exiguus*, *Gastrotheca pseustes* y *Pristimantis riveti*, en ese orden, como las especies más comunes, registra también con poblaciones saludables *Hyloxalus anthracinus*, *Gastrotheca litonedis*, *Pristimantis cryophilus* y a una nueva especie de *Gastrotheca* en sitios más bajos. *Telmatobius niger* también fue registrado pero únicamente dos individuos y renacuajos, probablemente debido a su coloración críptica y comportamiento que dificulta su búsqueda, *Centrolene buckley* también tiene únicamente dos registros visuales pero mayores registros auditivos en todo el valle.

Toral & Morales (1995) utilizan una metodología de búsqueda por encuentros visuales y transectos de bandas auditivas, ellos reportan cinco especies, las más abundantes *P. riveti* y *P. cryophilus*, seguidas por *A. exiguus* y *G. pseustes*. *H. anthracinus* también tuvo registros pero muy bajos, a pesar del esfuerzo de muestreo no se encontraron más especies de anuros en el bosque. En la investigación de Toral & Frenkel en el 2007, solo reportan los individuos de *A. exiguus* capturados, por lo que no se pudo realizar la curva de acumulación de especies para este año.

En esta investigación a pesar de no poder realizar el análisis de riqueza específica se reporta un mayor número de *A. exiguus*, al ser la población objetivo, seguido por *P. riveti*, *P. cryophilus*, y *G. pseustes*; únicamente se encontraron cinco renacuajos de *H. anthracinus*. Al realizarse solo monitoreos diurnos y registros por encuentros visuales, el número de *P. riveti* es menor, sin embargo, en pocas búsquedas nocturnas el número de esta especie es evidentemente mayor, con registros visuales y auditivos, se encontraron incluso juveniles y huevos.

Aunque no en comparación a esta especie; *P. cryophilus* también fue frecuentemente escuchado, en zonas altas así como cercanas al río. *G. pseustes* no fue tan común en la noche con mayor número de registros auditivos en los meses de diciembre y enero, al igual que hembras grávidas. Pozos estacionales con renacuajos únicamente en febrero y marzo, algunos de estos se secaron al poco tiempo de ser encontrados, lo que podría indicar una alta mortalidad de los renacuajos de la especie para este año.

El índice Chao 2 permitió obtener estimadores en el número de riqueza específica, dando un contraste entre los dos estudios analizados en el bosque, siendo evidente la declinación de la comunidad de anfibios desde la primera investigación hasta la fecha. Es necesario considerar que otros sitios donde se encontraba la especie como el Bosque de Llaviuco, Dos Chorreras y Laguna Luspa no se han realizado investigaciones formales.

Incluso para otras especies de anuros dentro del mismo PNC no se tiene más que investigaciones de descripción de la especie y registros puntuales (Coloma, 2000; Arbeláez *et al.*, 2008; Valencia, 2003), más no de estado de conservación de las

mismas, a tal punto que *Atelopus nanay* hasta hace dos años era considerada extinta y con pocas horas de monitoreo en la localidad tipo, comunidad de Patul (Mizsei, 2008 com. pers.) fue posible encontrar un individuo, a partir de este encuentro ha sido posible capturar más de 15 individuos, que han sido trasladados al centro de conservación de anfibios de Mazán (CCA), donde se lleva a cabo un proyecto de cría en cautiverio. Para esta especie no se sabe con exactitud el estatus de la población en este sitio, tasas de pérdida, factores de disminución poblacional, potenciales peligros. No es posible saber con estas capturas el impacto que se está dando a la población, simplemente porque no existen estudios que corroboren estas acciones.

3.4 Preferencias de microhábitat, clima y morfología

La comparación sobre preferencias de microhábitat y clima entre *A. exiguus* y *P. riveti*, resulto adecuado considerando que *P. riveti*, aunque no se tienen verdaderos datos de estado poblacional, sigue siendo la especie con mayor número de registros para los últimos estudios desde 1995 en el bosque y co-existe con *A. exiguus*.

Es de considerar la ecología de la especie, *P. riveti* no necesita de cursos hídricos corrientes, ni charcas para su reproducción, su desarrollo es directo y los huevos son colocados en tierra, presenta hábitos nocturnos, incluso es frecuente a mayor altura en relación al piso que *A. exiguus*, que fue encontrado siempre muy cerca de este. Con estos antecedentes, los datos encontrados y contrastados proporcionan una descripción de las preferencias de hábitat para *A. exiguus*, no es posible afirmar que estos parámetros determinen la presencia o no del jambato, sin embargo, dan una pauta para nuevas búsquedas, sobre si se considera la dificultad de registro de hembras para la especie.

Atelopus exiguus, en general fue más frecuente en sitios abiertos, pastizales y en el sendero (zona intervenida); escondido entre piedras, bajo material vegetal o dentro de sigzales, por lo general se lo encontró enterrado entre raíces, en ningún caso a una distancia mayor a los 5 cm del suelo, confirmando su preferencia por sitios con menor cantidad de luz; también en cuevas siempre cerca del río Mazán a una distancia de seis metros como máximo, aunque Toral & Frenkel reportan distancias

mayores (30 m) pero cerca de quebradas. Se los encontró dentro de bosque secundario, se intuye esta preferencia a sitios con humedad constante y calidad de hábitat.

Se reporta que especies similares únicamente en época reproductiva bajan a los cursos de agua, mientras que el resto del año están asociadas a sitios con mayor humedad, por lo general dentro del bosque. Por las condiciones climáticas de este año, la tendencia de la especie probablemente fue hacia sitios de mayor humedad y a mayor distancia bajo el suelo, factor que pudo influir en el número de capturas, el mayor número de recapturas se dio en estos sitios.

En cuanto a la altitud, no se tuvo registros de la especie sobre los 3300 m s.n.m. aunque Morley Read (1988) encuentra a la especie en mayores números a los 3400 m s.n.m. La especie fue encontrada principalmente en días fríos y con mayor humedad y totalmente nublados, sin embargo, no se los encontró en días con mucha precipitación, más bien eran frecuentes después de leves lluvias, en sitios abiertos.

3.4.1 Morfología

No fue posible determinar un dimorfismo sexual entre los adultos de esta especie en base a medidas morfométricas, al no encontrar suficiente número de hembras, aunque muchos estudios para el género determinan dimorfismo sexual en diferencias de tamaño corporal (hembras más grandes que los machos), forma y tamaño de extremidades (antebrazos de machos más anchos) y diferencias en coloración. (Salazar-Valenzuela, 2007; Rueda *et al*, 2005) En observaciones de campo en este estudio las características de tamaño corporal fueron notorias exceptuando por las diferencias de coloración entre machos y hembras, ya que las manchas rojas estaban presentes en machos también. En el análisis entre diámetro interorbital y la longitud rostro cloacal de *A. exiguus*, es evidente por simetría una correlación clara, sin embargo, estos datos demuestran que no existen alteraciones en la forma de los individuos encontrados, una de los síntomas de quitridiomycosis es una contextura corporal delgada (Salazar-Valenzuela 2005), con lo que se podría decir que los individuos encontrados no presentaban ningún tipo de deformación corporal, no mostraban síntomas de la enfermedad.

3.5 Posibles Causas de la Declinación Poblacional de *Atelopus exiguus*

Declinaciones poblacionales de anuros se han registrado desde 1985, atribuidos a la presencia del patógeno causante de la quitridiomycosis, cambios de los patrones climáticos, presencia de especies exóticas, destrucción de hábitat y contaminación. (Gardner, 2001)

Enfermedades y presencia de chytridiomycosis.- A pesar de no encontrar evidencia de chytridiomycosis, así como ningún tipo de anomalía para ninguna especie de anuro en esta investigación, se considera indispensable tomar mayores consideraciones de bioseguridad para el bosque de Mazán, continuar con más investigaciones del patógeno no solamente en este sitio, también en el resto del PNC, donde está confirmada la presencia del hongo (Merino-Viteri, 2001), de manera que se pueda tener mayor información de cómo actúa en las disminuciones poblacionales.

En el sur del Ecuador Merino-Viteri (2001), reporta en base a colecciones de museo la presencia del hongo en *Telmatobius niger*, *G. pseustes*, colectados en Tres Cruces, también es reportado en Cañar para *Atelopus bomolochus* especie no registrada desde 1990, considerada como posiblemente extinta. La presencia de esta enfermedad se ha registrado en otras poblaciones donde se ha dado disminuciones poblacionales considerables. (Merino-Viteri *et al.*, 2005; Bustamante *et al.*, 2005).

Aunque existen registros de la enfermedad para todos los rangos altitudinales, el hongo parece ser virulento en sitios fríos y de altura; y se dispersa por medio del agua (La Marca *et al.*, 2005; Merino-Viteri, 2000). Especies de *Atelopus* de altura son más susceptibles a desaparecer, aunque se encuentren en áreas protegidas; por la biología reproductiva de estas especies que depende del agua. El desconocimiento de su ecología e historia natural, hace que estas declinaciones se den sin ser percibidas, como pudo haber sido en el caso de *Telmatobius* en el Ecuador, especie de hábitos acuáticos y que no ha sido registrada desde 1994 en el Ecuador y todavía no se tiene claras razones de esta desaparición.

Anomalías climáticas.- Cambios en los patrones climáticos normales pueden estar asociados a mayor probabilidad de que los anfibios sean atacados por agentes patógenos y a la existencia de periodos de sequía, los cuales afectan su comportamiento reproductivo, como fue registrado en esta investigación. Merino *et al.*, en el 2005 realizan comparaciones de temperatura y pluviosidad entre los años de 1961 al 2003 para Cañar, Biblián y Gualaceo.

Los años con anormalidades climáticas (dentro de parámetros estadísticos), fueron 1991 y 1992 años extremadamente secos y cálidos; estos coinciden con la ausencia de registros de especies como *Telmatobius niger*, *Centrolene buckley*, *Hyloxalus vertebralis* y la disminución drástica de la población de *Atelopus exiguus* y *Hyloxalus anthracinus* en el bosque de Mazán (Toral & Morales, 1995) y después del estudio de Morley Read; cabe mencionar que en estos años no existió ningún tipo de monitoreo de anfibios para el bosque.

Es posible que las condiciones cálidas y secas, hayan limitado la disponibilidad de lugares adecuados para la puesta y el desarrollo de huevos y renacuajos, ya que *A. exiguus* es la única especie de anuro en el bosque de Mazán que depende de cursos hídricos en movimiento para su reproducción y desarrollo. Es importante mencionar que durante el año de estudio existió una época de sequía inusualmente larga, desde agosto hasta diciembre, con altos registros de temperatura y baja pluviosidad, en este tiempo el caudal del río Mazán tuvo una disminución significativa, además en una quebrada donde años antes era común la especie estuvo seca por aproximadamente dos meses, por lo que se considera necesario comparar la temperatura y pluviosidad mensual en estos años en comparación con años anteriores, saber si fue un año con anomalías climáticas para el sitio de estudio.

Especies exóticas.- Dos especies exóticas fueron introducidas en el Parque Nacional Cajas en el año de 1963; la trucha arcoíris (*Onchocynchus mykiss*) y la trucha marrón (*Salmo trutta*) (Romero & Ponce, 2008). Durante el tiempo de estudio, fue observado un gran número de trucha arcoíris en todas las etapas de desarrollo en el río Mazán y en las quebradas monitoreadas. En sitios con mayor caudal la población de trucha parecía disminuir y era evidente un menor número en las zonas donde se encontró mayor número de juveniles de *A. exiguus*.

Aunque no es posible afirmar que la presencia de la trucha es el factor principal para la declinación poblacional, como se menciona *A. exiguus* coloca sus huevos en agua corriente y el desarrollo de renacuajos se da en los mismos. El análisis de los datos generados en este estudio mostrarían que la introducción de la trucha afecta directamente a esta especie, no únicamente puede tener un rol de depredador, también como competidor por alimento y nicho, comportamientos similares han sido reportados en sistemas lacustres de origen glacial en el estado de California (Garwood & Welsh, 2007); aunque no se tiene datos concretos esto pudo influir en la disminución poblacional de *Telmatobius niger* de igual manera.

Sería necesario realizar estudios con la población de trucha arcoíris en el bosque, determinar si se alimenta o no de los huevos y renacuajos de *A. exiguus*, incluso de ranas adultas, conocer el tamaño poblacional, crecimiento y distribución de la especie en la reserva de Mazán. A pesar de que la introducción de la trucha se dio después de los registros de declinación poblacional para la especie, la colonización en Mazán no se dio de manera acelerada, si no hasta que el sitio fue destinado para el turismo en 1983 y se realizó pesca deportiva hasta 1995. En la actualidad no existe ningún tipo de control, más que pesca ocasional. En el resto de localidades del PNC la trucha ha sido introducida, ahora hay planes que prohíben la reproducción inducida de este pez dentro del área protegida. (Bucheli, F. 2007)

Destrucción de Hábitat.- Igualmente, la destrucción de hábitats podría estar involucrada en la disminución poblacional de *Atelopus exiguus*; casi todos los bosques andinos de Ecuador se encuentran deforestados, muchos de estos sitios hábitats de *Atelopus*; el Bosque de Mazán estuvo sometido a explotación maderera a partir de 1976 hasta 1983, luego la mitad de estas planicies fueron destinadas para pastizales, el resto dejadas para regeneración natural sin ningún mantenimiento. En las cuatro investigaciones realizadas, se menciona que la especie siempre fue encontrada cerca del sendero. La gran afluencia de turistas en el bosque desde finales de los 80 y hasta mediados de los 90 pudo afectar de manera directa en la disminución poblacional. Estos factores no han sido estudiados, alteraciones de microhábitat y comportamiento de la especie, su impacto pasado y actual requiere ser evaluado para las poblaciones de anfibios. (Merino-Viteri *et al.*, 2005; Lips, 1998)

CONCLUSIONES

El número de individuos de *Atelopus exiguus* registrado en el presente estudio difiere considerablemente con el estudio realizado en 1988, la categorización de la especie en Peligro Crítico de Extinción (UICN, 2009) resulta adecuado al considerar la grave situación de la población en el bosque de Mazán. Los datos poblacionales arrojan que la sobrevivencia e índice de nacimientos son constantes y bajos, mientras la mortalidad crece en función al tamaño de la población. El mayor número de individuos de *A. exiguus* fue registrado en la época reproductiva de la especie y existió registro de gran número de juveniles, lo que indica que la población todavía sigue reproduciéndose en zonas identificadas.

Se encontró una alta fidelidad por parte de los machos hacia la orilla del río, como un comportamiento de territorialidad, mientras que el bajo número de hembras encontradas se debe principalmente a que bajan al río o quebradas en época reproductiva únicamente, el resto del año permanecen en el bosque, dificultando su búsqueda. Lo que demuestra que las diferentes clases de edad y sexo son determinantes en la división del hábitat.

Es evidente la declinación de la comunidad de anfibios en el bosque de Mazán desde la primera investigación realizada en 1988 hasta la fecha. Al igual que los patrones de distribución de *A. exiguus* que en la actualidad son mucho menores que los registrados en el mismo estudio. No se encontró evidencia de quitridiomycosis, ni anomalías físicas para ninguna especie de anuro dentro del bosque de Mazán, sin embargo el hongo ha sido reportado para algunas localidades en el PNC.

Son varias las hipótesis formuladas sobre los factores de esta disminución poblacional: Se debe considerar principalmente la falta de información para anuros en la zona y otros sitios en el parque, esto debilita las acciones de conservación tomadas, patrones climáticos inusuales pueden estar asociados a la declinación de varias especies, la presencia de la trucha en los cursos hídricos afecta directamente a la especie, no solamente con un rol de depredador, también como competidor por alimento y nicho. Impactos en su microhábitat por manejo inadecuado de senderos y presencia de caballos, etc.

RECOMENDACIONES

Considerando esta problemática: ¿Cómo se debe considerar manejar a la especie?

Aunque resulta evidente la grave situación de la población de *A. exiguus*, de pasar a ser de una de las especie más abundantes en el bosque de Mazán; a estar críticamente amenazada de extinción, resulta alentador el hecho de que se encuentre todavía pos-metamorfos en zonas ya identificadas y que de manera preliminar no se haya detectado la presencia del patógeno *Batrachothrichium dendrobatidis*. El Bosque de Mazán se encuentra restringido en la actualidad para cualquier actividad extractiva o turística, lo que permite asegurar que el hábitat donde vive la especie se encontrará sin intervención humana.

Considerando estas ventajas para la población, manejar a la especie en el bosque permitirá tener mayores respuestas sobre la declinación y sus factores, aunque el manejo en laboratorio con ranas arlequines a dado buenos resultados en Panamá (Poole, 2006), los estudios de campo para esta especie (*Atelopus zeteki*) son continuos, y el manejo en laboratorio está ligado al manejo *in situ* de estas poblaciones, además se han considerado análisis de viabilidad poblacional.

Tomando acciones inmediatas en el mismo bosque, delimitando la zona donde se ha registrado la población y tomando decisiones puntuales en estos sitios, como desviar el sendero, considerar estrategias para eliminar la trucha por lo menos en el tramo donde posiblemente se reproduce, realizar análisis climáticos y continuar con investigaciones a largo plazo, permitirá tener una ventaja para tomar decisiones de conservación, sería una investigación pionera en manejo de anfibios, con la obtención de información válida que sirvan incluso para el manejo de otras especies similares en laboratorio, para la reintroducción de especies que están siendo manejadas *ex – situ*, como es el caso de *Atelopus nanay*.

En los sitios con registros históricos de la especie es necesario determinar si la especie ha desaparecido o se encuentra en sitios y cantidades reducidas. En el caso de los páramos de Quimsacocha donde se tiene mayores registros de la especie, sería indispensable estudios inmediatos que den una pauta para determinar las causas

reales de la declinación poblacional si este es el caso, obtener mayores datos sobre historia natural y ecología. El monitoreo y estudio de quitridiomycosis es indispensable en todos estos sitios, estudios sobre distribución del hongo, procesos de dispersión, contagio, etc. son casi nulos para el sur del país.

Es de considerar cómo indispensable realizar análisis con especímenes de museo de estas especies, comparaciones con investigaciones y registros históricos, realizar proyecciones climáticas de años anteriores para formular hipótesis de la fecha de declinación de la especie. La población analizada representa una contribución para investigaciones futuras, pero son necesarias acciones adicionales para obtener mayor provecho a estudios anteriores que se han realizado sobre anfibios en el bosque.

Plantear investigaciones con una metodología similar a esta que permitan comparar datos de demografía de la especie son necesarias. Es indispensable realizar investigaciones con la trucha no solo a nivel del río Mazán si no a nivel de microcuenca, para esto sería efectivo considerar un estudio de telemetría para los jambatos, que también contribuiría con información sobre movimiento de las hembras, que no son tan fáciles de registrar. Investigaciones sobre patógenos que afecten la población deben ser constantes y tomar mayores consideraciones de bioseguridad con otros investigadores y visitantes al bosque.

BIBLIOGRAFÍA

ADDINSOFT. 2009. Programa XLSTAT. Version 2010.2.02.

ADAMS, M. 2000. Pond permanence and the effects of exotic vertebrates on anurans. Ecological Society of America. *Ecological Applications*. 10 (2) pp. 559-568

ANDRE, S.; PARKER, J.; BRIGGS, C. 2008. Effect of Temperature on host response to *Batrachochytrium dendrobatidis* infection in the Mountain Yellow-legged Frog (*Rana muscosa*). *Journal of Wildlife Diseases*, vol. 44 n° 3, p. 716-720.

ASTUDILLO WEBSTER, P & FERNÁNDEZ DE CÓRDOVA, J. 2009. Informe técnico de las especies de fauna, Zona 3 Cañar. Proyecto de desarrollo del QHAPAQ – ÑAN, Reporte técnico. Universidad de Cuenca, Facultad Ciencias de la Hospitalidad. Cuenca, Ecuador.

ARBELÁEZ, E. & A. VEGA. 2008. Guía de Anfibios, reptiles y peces del Parque Nacional Cajas. Corporación Parque Nacional Cajas, Cuenca, Ecuador. 158p.

BAILLIE, J.E.M., HILTON-TAYLOR, C. & STUART, S.N. (Editores). 2004. IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191p.

BONACCORSO, E.; GUAYASAMÍN, J. M.; MÉNDEZ, D. & SPEARE, R. 2003. Chytridiomycosis as a possible cause of population declines in *Atelopus cruciger* (Anura Bufonidae). *Herpetological Review*. vol 34 n°4, p. 331–334.

BUCHELI G, F. 2007. Parque Nacional Cajas una oportunidad para la Vida y el Desarrollo Local Sustentable. Empresa Municipal de Telecomunicaciones, Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento Ambiental de Cuenca. Ecuador.

BUSTAMANTE, M.; RON, S.; COLOMA, L. 2005. Cambios en la Diversidad en Siete Comunidades de Anuros en los Andes del Ecuador. *Biotrópica*, vol. 37 n°2, p. 180-189.

CADAVID, J.; ROMAN-VALENCIA, C.; GÓMEZ, A. 2005. Composición y estructura de anfibios anuros en un transecto altitudinal de los Andes Centrales de Colombia. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* vol. 7 n°2 p.103-118.

CAÑADAS-CRUZ, L. 1983. El mapa bioclimático y ecológico del Ecuador. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Programa Nacional de Regionalización Agraria. Banco Central del Ecuador. Quito, Ecuador.

COLOMA, L. A (editor). 2009. Anfibios de Ecuador. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador. [en línea]. <<http://www.puce.edu.ec/zoologia/vertebrados/amphibiawebe/anfibiosecuador/index.html>>. Consulta: 21 de Abril, 2010.

COLOMA, L. A. 2002. Two new species of *Atelopus* (Anura: Bufonidae) from Ecuador. *Herpetológica*, n°58 p. 229-252.

COLOMA, L.; LOTTERS, S.; SALAS, A. 2000. Taxonomy of the *Atelopus ignescens* complex (Anura: Bufonidae): Designation of a neotype of *Atelopus ignescens* and recognition of *Atelopus exiguus*. *Herpetológica*, vol. 56 n°3 p. 303-324

COLWELL, R. K. 2009. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2.

CORDERO, PAULA. 1995. Diagnostico y recomendaciones para la recuperación biológica de 120 ha que conforman parte del Bosque de Mazán. Tesis de Biólogo. Universidad del Azuay, Facultad de Ciencia y Tecnología, Escuela de Biología. Cuenca, Ecuador.

CRUMP, M.; SCOTT, N. 2001. Relevamientos por Encuentros Visuales. Técnicas Estándar para Inventarios y Monitoreos. En: Heyer, R.; Donnelly, M.; Mcdiarmind, R.; Hayek, L. & Foster, M. (eds.) *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica*. Edición traducida por Esteban O. Lavilla. Editorial Universidad de la Patagonia. Tucumán, Argentina. p. 80-87.

DONELLY, M. & GUYER, C. 2001. Marcado-Recaptura. Estimación del Tamaño Poblacional. En: Heyer, R.; Donelly, M.; Mcdiarmind, R.; Hayek, L. & Foster, M. (eds.) *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica*. Edición traducida por Esteban O. Lavilla. Editorial Universidad de la Patagonia. Tucumán, Argentina. p. 177-200.

FEINSINGER, P. 2003. El Diseño de Estudio de Campo para la Conservación de la Biodiversidad. Editorial FAN. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 242p.

FUNK, W. C., ALMEIDA-REINOSO, D., NOGALES-SORNOSA, F. y BUSTAMANTE, M. R. 2003. Monitoring population trends of *Eleutherodactylus* frogs. *Journal of Herpetology*, vol.37 n°2 p. 245–256.

GALINDO, C. *s.f.* Métodos Cuantitativos para el Manejo de la Diversidad Biológica. Programa de Investigación Tropical. Centro de Biología de la Conservación. Universidad de Stanford. Estados Unidos.

GARCÍA, I.; ALBORNOZ, R.; LA MARCA, E. 2005. Perturbaciones Climáticas y Disminuciones de *Atelopus oxyrhynchus* en los Andes de Venezuela. *Herpetotrópicos*, vol. 2 n°2 p. 63-71.

GARDNER, T. 2001. Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology. *Animal Biodiversity and Conservation*, vol. 24 n°2

GARWOOD, J.M., & WELSH, H. JR. 2007. Ecology of the Cascades frog (*Rana cascadae*) and interactions with garter snakes and nonnative trout in the Trinity Alps Wilderness, California. Final report prepared for the California Department of Fish and Game and the National Fish and Wildlife Foundation. Arcata, CA., 87pp.

GROSS, J. 2009. Declive en Poblaciones de seis Especies de Anfibios Anuros del Páramo de Mucubaji, Estado Mérida, Venezuela. *Herpetotrópicos*., vol.5 n°1 p.09-20

HEYER, R.; DONELLY, M.; MCDIARMIND, R.; HAYEK, L. & FOSTER, M. 2001. *Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica*. Métodos estandarizados

para Anfibios. Edición traducida por Esteban O. Lavilla. Editorial Universidad de la Patagonia. Tucumán, Argentina. 349 pp.

INGER, R. 2001. Descripción de Microhábitat. Claves para un Proyecto exitosos: Planificación y Datos Asociados En: Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. En: Heyer, R.; Donnelly, M.; Mcdiarmind, R.; Hayek, L. & Foster, M. (eds.) Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Edición traducida por Esteban O. Lavilla. Editorial Universidad de la Patagonia. Tucumán, Argentina.p. 58-63.

IUCN; Conservation International y NatureServe. 2009. Global Amphibian Assessment. [en línea] <www.globalamphibians.org> Consulta:21 abril del 2009.

JONSSON, B. 2006. Invasive Alien Species Fact Sheet *Oncorhynchus mykiss*. Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [en línea] <www.nobanis.org> Consulta: Enero 2010.

LA MARCA, E., LIPS, K. R., LÖTTERS, S., PUSCHENDORF, R., IBÁÑEZ, R., RUEDA-ALMONACID, J. V., SCHULTE, R., MARTY, C., CASTRO, F., MANZANILLA-PUPPO, J., GARCÍA-PÉREZ, J. E., BOLAÑOS, F., CHAVES, G., POUNDS, J. A., TORAL, E. y YOUNG, B. E. 2005. Catastrophic population declines and extinctions in neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*). *Biotrópica*. vol. 37 n°2 p. 190–201.

LIPS, K. 1998. Decline of a Tropical Montane Amphibian Fauna. *Conservation Biology*., vol. 12 n° 1 p.106-117.

LUNGER, M.; HÖDL, W.; LÖTTERS S. 2009. Site fidelity, home range behavior and habitat utilization of male harlequin toads (Amphibia: *Atelopus hoogmoedi*) from Suriname: relevant aspects for conservation breeding. *Salamandra*., vol. 45 n°4 p.211-218.

MC DONALD, T.; AMSTRUP, S.; MANLY, B.. Tag Loss can bias Jolly-Seber capture-recapture estimates. *Wildlife Society Bulletin* 2003 vol. 31 n°3 p. 814-822

MC LEAN, D. & HANCOCK, M. (editores). 1988. Río Mazán Project Technical Report. ETAPA. Cuenca, Ecuador.

MERINO-VITERI, A. 2001. Análisis de posibles causas de las disminuciones de poblaciones de anfibios en los Andes del Ecuador. Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Escuela de Biología. Quito, Ecuador.

MERINO-VITERI, A.; COLOMA, L.; ALMENDÁRIZ, A. 2005. Los *Telmatobius* de los Andes de Ecuador y su disminución poblacional. *Monogr. Herpetol.*, vol. 7 p. 9-37

MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA., Zaragoza, España. vol. 1.84 pp.

PARMESAN, C. & YOHE, G. 2003. A globally coherent fingerprint of change impacts across natural systems. *Nature*. Vol. 421: (2)

POOLE, V. 2006. Husbandry Manual Panamanian Golden Frog *Atelopus zeteki*. National Aquarium in Baltimore. United States. 40pp.

POUNDS, J. A., BUSTAMANTE, M. R., COLOMA, L. A., CONSUEGRA, J. A., FOGDEN, M. P. L., FOSTER, P. N., LA MARCA, E., MASTERS, K. L., MERINO-VITERI, A., PUSCHENDORF, R., RON, S. R., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A., STILL, C. J. & YOUNG, B. E. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature.*, n°439 p.161–167.

READ, M. 1988. Reptiles and amphibians: Studies of the reptiles and amphibians of the Río Mazán montane rainforest reserve. En: Mc Lean, D. y Hancock, M. (eds.) *Río Mazán Project Technical Report.*. ETAPA. Cuenca, Ecuador. pp. 1-26

ROMERO, L. & PONCE W. Caracterización y Propuesta Técnica de la Acuicultura en la Zona de El Cajas, Provincia del Azuay. Ecuador.

RON, S. 2006. Predicting the Distribution of the Amphibian Pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World. *Biotrópica.*, vol. 37 n°2 p. 209-221

RON, S. R., DUELLMAN, W. E., COLOMA, L. A. & BUSTAMANTE, M. R. 2003. Population decline of the Jambato toad *Atelopus ignescens* (Anura: Bufonidae) in the Andes of Ecuador. *Journal of Herpetology.* vol. 37 n°1 p. 116–126.

RON, S. R., J. M. GUAYASAMIN, L. A. COLOMA, & P. MENÉNDEZ-GUERRERO. 2008. Lista Roja de los Anfibios de Ecuador. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador. [en línea]. <http://www.puce.edu.ec/zoologia/sron/roja/> Consulta: 21 abril 2010.

RON, S.; COLOMA, L. GUAYASAMIN, J. MERINO, A. 2002. Lista de anfibios de Ecuador en posible riesgo. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito, Ecuador. [en línea]. <http://www.puce.edu.ec/zoologia/vertebrados/amphibiawebec/declinanfibios/tablanfiposiriesgo.html> Consulta: 21 abril 2010.

RON, S.R. & MERINO, A. 2000. Declinación de anfibios del Ecuador: información general y primer reporte de chytridiomicosis para Sudamérica. *Froglog*, vol. 42: 2-3.

RUEDA-ALMONACID, J. V., RODRÍGUEZ-MAHECHA, J. V., LÖTTERS, S., LA MARCA, E., KAHN, T. & ANGULO, A. (Eds.). 2005. Ranas arlequines. Conservación Internacional. Panamericana Formas e Impresos S. A., Bogotá, Colombia. 158p.

SALAZAR-VALENZUELA. 2007. Demografía e historia natural de una de las últimas ranas arlequín (*Atelopus* sp.) (Anura: Bufonidae) del Ecuador. Tesis de Licenciatura. Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Escuela de Biología. Quito, Ecuador. 145p.

SIEGEL, S. & CASTELLAN, J. 1988. *Nonparametric Statistics: For the behavioral Sciences.* McGraw-Hill, Inc.

STUART, S. N., CHANSON, J. S., COX, N. A., YOUNG, B. E., RODRIGUES, A. S. L., FISCHMAN, D. L. & WALLER, R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science.*, vol. 306 p. 1783–1786.

TORAL, E. & FRENKEL, C. 2007. Estado Poblacional de *Atelopus exiguus* en el Bosque Protector Mazán. Reporte técnico para la Empresa de Teléfonos de Agua Potable y Alcantarillado ETAPA. Provincia del Azuay, Ecuador.

TORAL, E. & M. MORALES. 1995. Inventario herpetológico del Bosque Protector Mazán, Reporte técnico para la Empresa de Teléfonos de Agua Potable y Alcantarillado ETAPA. Provincia del Azuay, Ecuador.

VALENCIA, J. 2003. El ambiente natural del área del Parque Nacional Cajas. Herpetología En: *Plan de Manejo Parque Nacional Cajas*. Empresa de Teléfonos de Agua Potable y Alcantarillado ETAPA. Cuenca, Ecuador. 2003.

VÉLEZ-ESPINO, L. 2006. Distribution and habitat suitability index model for the Andean carfish *Astreblepus ubidiai* (PISCES: SILURIFORMES) in Ecuador. *Rev. Biol. Trop.* vol. 54 (2): 623-638.

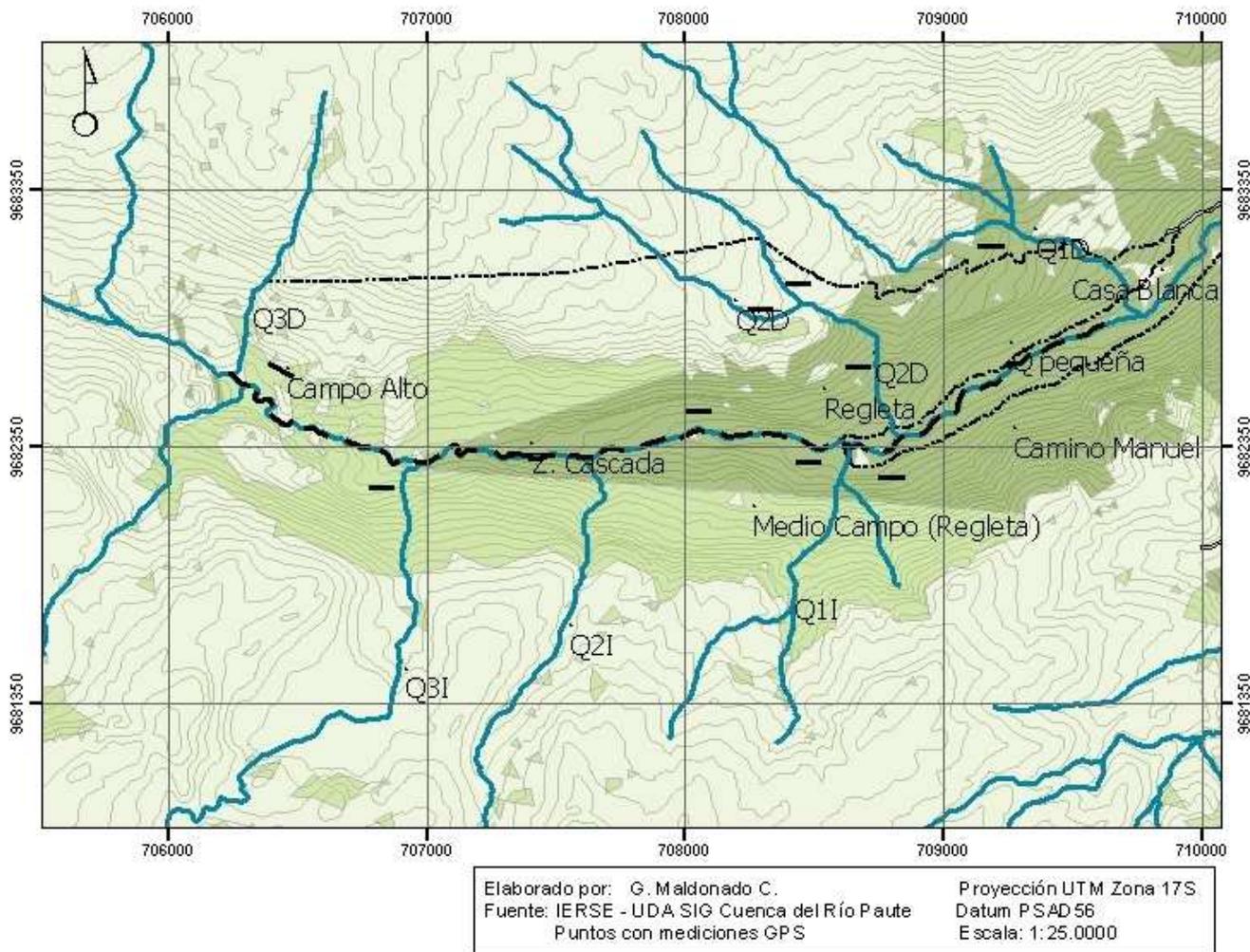
WAKE, D. & VREDENBURG, V. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *PNAS.*, vol. 105 n°1 p.11467

YOUNG, B. E., STUART, S. N., CHANSON, J. S., COX, N. A. & BOUCHER, T. M. 2004. Disappearing jewels: The status of New World amphibians. NatureServe, Arlington, U.S.A.

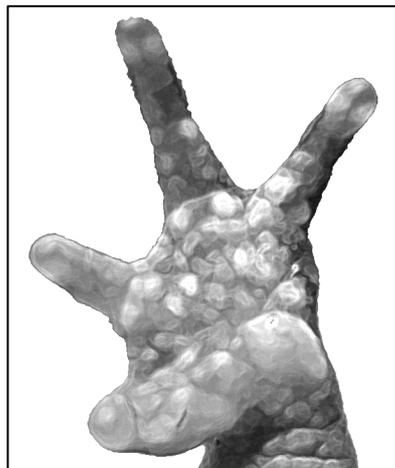
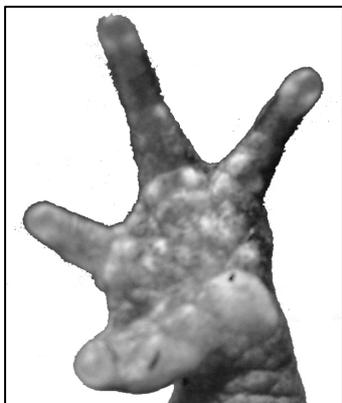
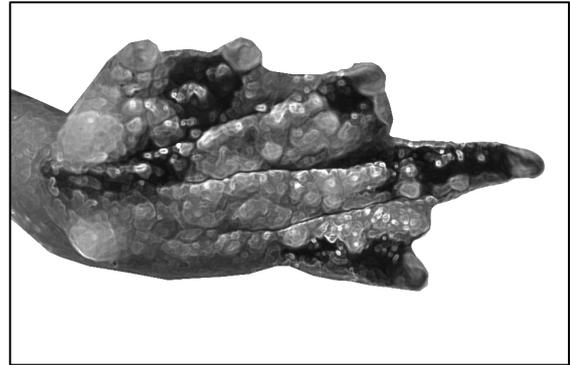
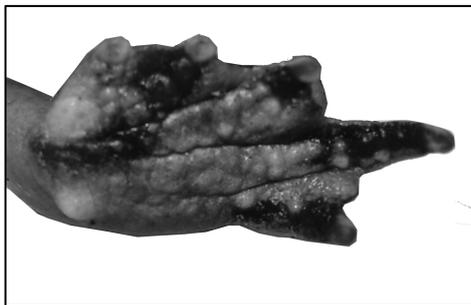
ZÁRATE, E. 1996. Estudio de Macro invertebrados del río Mazán, Azuay, Ecuador. Trabajo previo a la obtención del título de Biólogo, Universidad del Azuay Facultad de Ciencia y Tecnología, Escuela de Biología. Cuenca, Ecuador.

ANEXOS

Anexo 1.- Distribución de transectos monitoreados en el B.P.M



Anexo 2.- Ejemplo de Foto-identificación para los individuos colectados de *A. exiguus*



Fuente: Autora

Anexo 3.- Plantillas de microhábitat y clima para relevar datos del campo:

Fecha/Hora:	23/Julio/2009 – 11:21am
Transecto:	7IRM
Muestra:	Muestra 1
Especie:	<i>Exiguus</i>
Identificación:	PNCBM007
Coordenadas:	2 52 21.46 S 79 7 47.41 W
Prueba Swab	Si
Tipo de Hábitat:	Bosque en regeneración (avanzada)
Vegetación Dominante (descriptivo):	Árboles grandes, epífitas, musgo
Posición Horizontal (distancia cuerpos de agua):	a 0,5 m del río
Posición Vertical (distancia del suelo):	a 0,5cm del suelo
Sustrato (descriptivo):	Raíces, hojarasca, arena
Atributos Especiales (descriptivo):	se le encontró metiéndose entre las raíces de los arboles, cercano a piedras grandes
Tipo de Registro:	Visual/Casual
Edad/Sexo:	Adulto/macho
Actividad:	Activo
DIO:	0.8 cm
LRC:	2.3 cm
Altitud:	3184 m s.n.m.
Temperatura:	13.6°C
Humedad Relativa %:	89.6%
E.C.	13.9°C
Presión:	701.9 Hpa
Precipitación:	0
Nubosidad:	3
Luz:	2

Fuente: Autora

Tipo de hábitat: Zona Intervenida, pastizal, pajonal, bosque regeneración

Tipo de Registro: Visual, escuchado, casual, búsqueda.

Precipitación: Nula0/ leve1/ moderada2/ fuerte3

Nubosidad: 0 (0-20%), 1(20-40%), 2 (40-60%), 3(60-80%), 4(80-100%)

Luz: 0 (0%), 1(30%), 2(60%), 3(100%)

Anexo 4.- Datos analizados por cada variable para las pruebas estadísticas referentes a microhábitat y clima

Tipo de Hábitat	Sitios de registro catalogado en: Zona Intervenido (sendero), pastizal, pajonal, páramo, bosque en regeneración inicial y avanzado	Estrés de Calor	Tomada para cada animal que se registró
Posición Horizontal	Distancia a cursos de agua que se registró a cada anuro en metros, se catalogó en función a los datos obtenido de 0 m a 30m	Presión Barométrica	Tomada para cada animal que se registró
Posición Vertical	Distancia en centímetros al suelo, se catalogó cuatro niveles (-5-0cm, 1-5cm, 6-15cm,+15cm)	Precipitación	Nula, leve, moderada, fuerte
Altitud	Tomada para cada animal que se registró	Nubosidad	Se registro el porcentaje de cielo nublado (0 a 20%, 20 a 40%, 40 a 60%, 60 a 80%, 80 a 100%)
Temperatura	Tomada para cada animal que se registró	% de Luz	Se registró la cantidad en porcentaje de luz en el microhábitat (0%, 30%, 60% y 100%)
Humedad Relativa	Tomada para cada animal que se registró		

Fuente: Autora

Anexo 5.- Formulas y Procedimientos Estimación Parámetros Poblacionales

- **Método de Schnabel**

Se basa en la siguiente fórmula:
$$\hat{N} = \frac{\sum_t (C_t M_t)}{\sum_t R_{t+1}}$$

Donde, \hat{N} = tamaño poblacional, C_t = número total de individuos capturados en la muestra t , M_t = el número de individuos marcados en la población momentos antes de la muestra t , R_t = es el número de individuos marcados de los capturados en la muestra t . Este método permite obtener la varianza y el error estándar del tamaño poblacional.

Datos de Captura y Recaptura para el análisis de Schnabel

Muestra	Número ranas capturadas C_t	Número de recapturados R_t	Números de nuevos marcados U_t	Ranas Marcadas M_t
M1	4	-	4	0
M2	5	1	4	4
M3	3	2	1	8
M4	2	2	0	9
M5	3	1	2	9
M6	5	2	3	14

Fuente: Autora

Estimación de la población por el método de Schnabel

$$\hat{N} = \frac{\sum_t (C_t M_t)}{\sum_t R_t} = \frac{159}{8} = 19.875 \approx 20$$

Estimación de la varianza

$$\text{Var } 1/\hat{N} = \frac{\sum_t (R_t)}{\sum_t (C_t M_t)^2 (159)^2} = \frac{8}{(159)^2} = 0.0003164$$

Error estándar = 0.01778

- **Método estocástico de Jolly Seber**

Se basa en las siguientes fórmulas:
$$\hat{N} = \frac{\hat{M}_t}{\hat{\alpha}_t}$$

Donde, \hat{N} = tamaño poblacional para cada repetición, \hat{M}_t = tamaño estimado de la población marcada antes del muestreo en el tiempo t . $\hat{\alpha}_t$ = proporción de animales marcados.

$$\phi = \frac{\hat{M}_{t+1}}{\hat{M}_t + (s_t - m_t)}$$

ϕ = índice de supervivencia, st = número de animales liberados después del muestreo t (nt – muertes, accidentes o eliminación) y mt = número de animales marcados capturados en el muestreo t en la última captura en el muestreo r .

El índice de pérdida o índice de mortalidad incluye emigración y se le define simplemente como: Índice de pérdidas = 1- índice de supervivencia

El índice de nacimientos o disolución incluye inmigración y nacimientos, se calcula como:

$$\ell_t = \frac{\dot{N}_{t+1}}{\phi_t [N_t - (nt - st)]}$$

ℓ_t = índice de disolución, nt = número total de animales capturados

Datos de Captura y Recaptura para el análisis de Jolly Seber

		Tiempos de Capturas					
		1	2	3	4	5	6
Tiempos de Capturas	1	4	1	1	1	0	1
	2		4	1	0	0	0
	3			1	1	1	0
	4				0	0	0
	5					2	1
	6						3
Total marcados (mt)		4	5	3	2	3	5
Total no marcados (ut)		0	0	0	0	0	0
Total capturados ($nt = mt + ut$)		4	5	3	2	3	5
Número de liberados capturados en el muestreo posterior (rt)		4	1	2	0	1	3
Número de marcados no capturados muestra t (zt)		0	3	2	2	2	3

Fuente: Autora

Cuadro 1. Datos poblacionales estimados para la población de *A. exiguus* por el método estocástico de Jolly Seber

Muestra	Población estimada (\dot{N}_t)	Desviación Estándar de \dot{N}_t	Índice de Supervivencia (Φ_t)	Índice de nacimientos o disolución (λ_t)	índice de mortalidad
M1I	4	1.000	3.500	1.000	-2.500
M2V	14	0.577	0.407	1.000	0.593
M3I	5.7	0.288	1.404	1.000	-0.404
M4V	8	0.816	0.875	1.000	0.125
M5V	7	0.500	0.714	1.000	0.286
M6I	5	0.913	-	-	-

M = muestra I = invierno V = verano

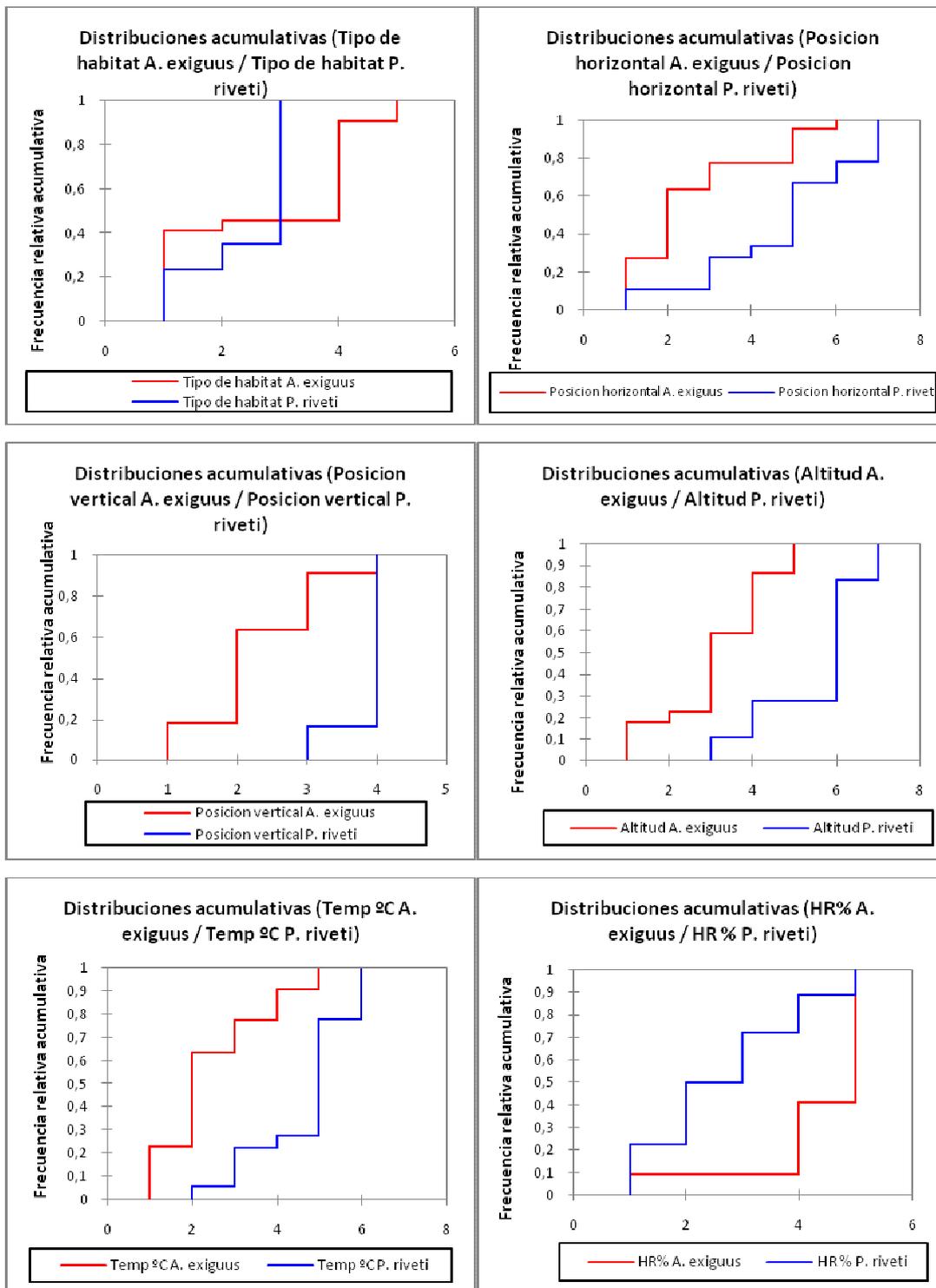
Fuente: Autora

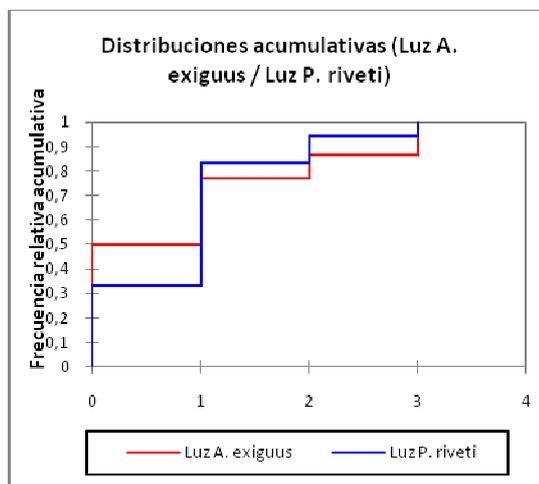
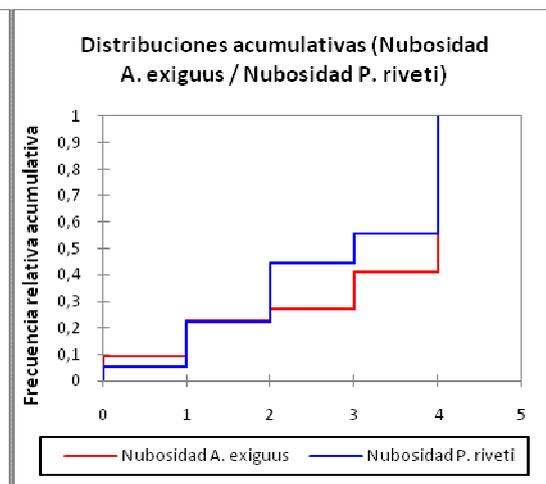
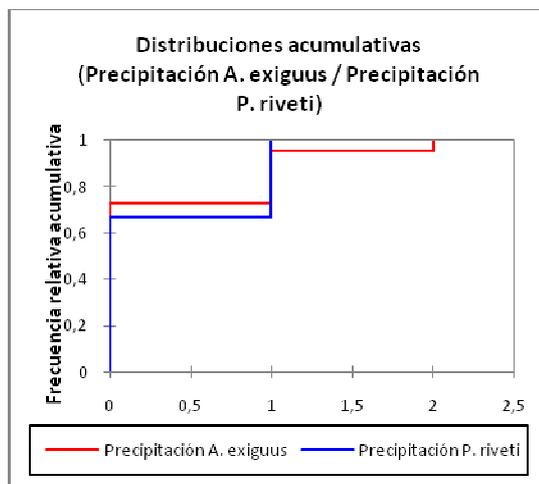
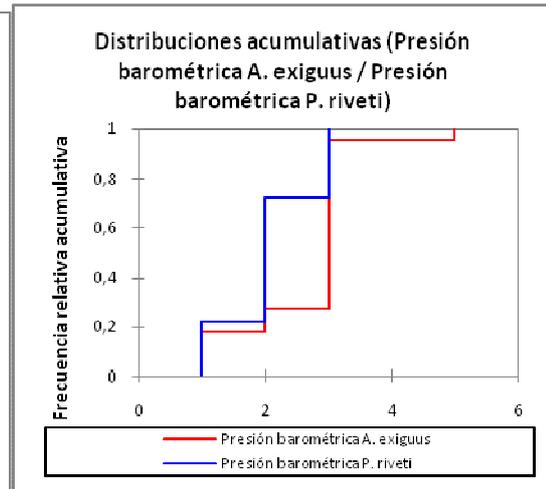
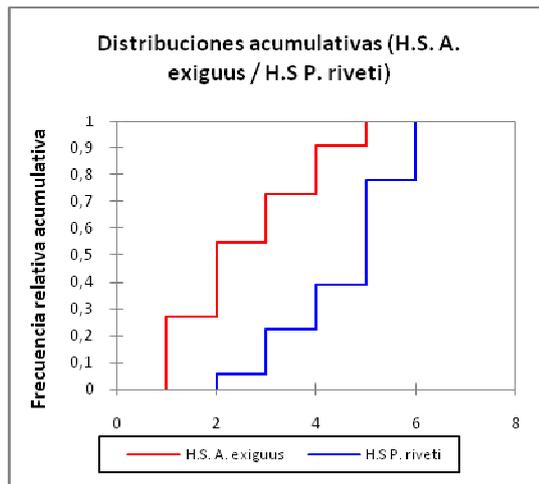
Anexo 6.- Resultados muestras Swab, hongo quitridio.

Código	Especie	Hora	Fecha	Sexo	Obs	Quitridio
ACCPN C0003	<i>P. riveti</i>	noche	11/07/2009	macho	CCA	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 005	<i>P. cryophilus</i>	2:41	11/06/2009	Hembra	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 006	<i>P. cryophilus</i>	1:48	17/09/2009	Hembra	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 007	<i>A. exiguus</i>	11:21	11/06/2009	Indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 010	<i>P. cryophilus</i>	14:11	11/08/2009	Indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 012	<i>A. exiguus</i>	14:41	26/08/2008	Macho	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 013	<i>A. exiguus</i>	14:55	26/08/2009	Indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 015	<i>A. exiguus</i>	13:40	03/09/2009	Indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 018(2)	<i>Pristimantis</i>	11:20	11/09/2009	Indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCBM 014	<i>A. exiguus</i>	14:00	01/09/2009	Hembra	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCM 011	<i>A. exiguus</i>	13:35	24/08/2009	Macho	GMC	Ausente en la muestra SWAB
PNCM 016(2)	<i>Pristimantis</i>	12:44	08/09/2009	indeter	GMC	Ausente en la muestra SWAB

Fuente: Santiago Ron, Curador de Herpetología Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador

Anexo 7.- Distribuciones acumulativas Kolmogorov-Smirnov para cada variable de microhábitat y climática en el Programa XLSTAT 2009





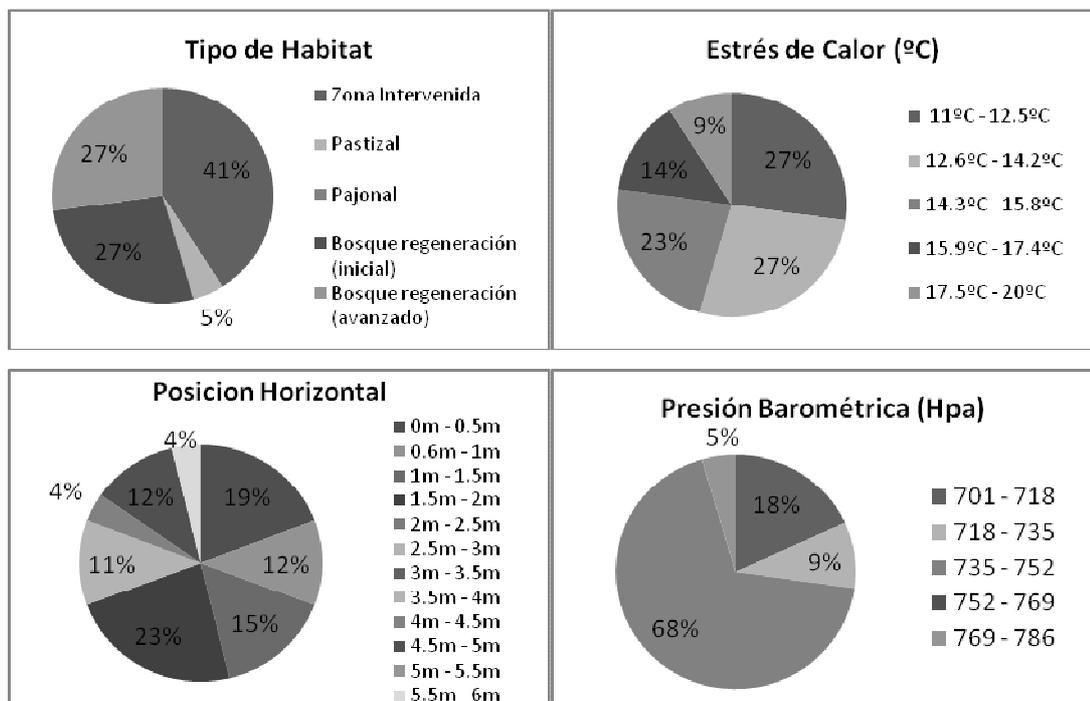
Fuente: Autora

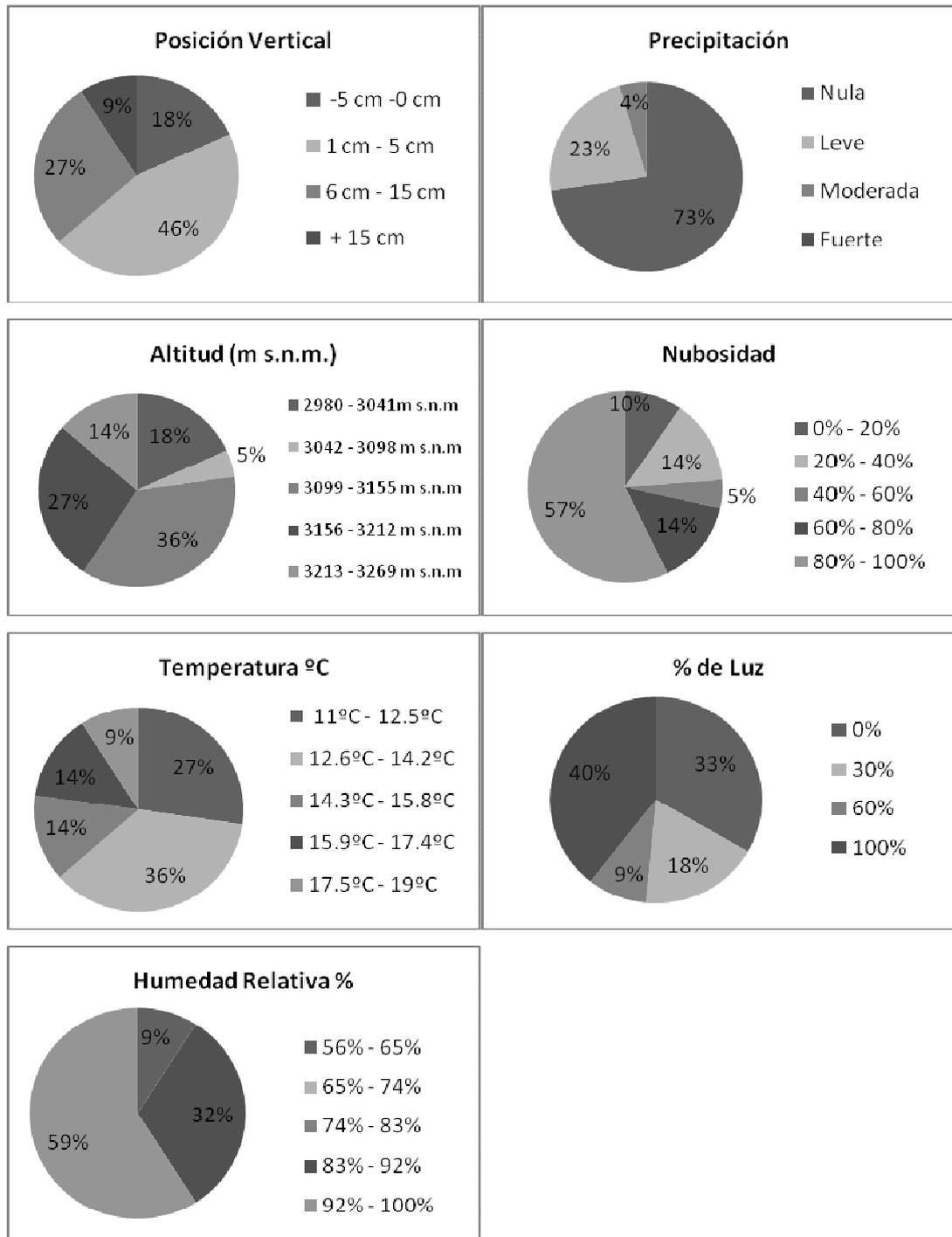
Anexo 8.- Gráficos comparativos Preferencias de microhábitat *A. exiguus*, tabla de datos que lo corrobora

Preferencias de encuentro *Atelopus exiguus*

Tipo de Hábitat	Zona Intervenida	Estrés de Calor	Entre los 11°C y 14.2°C
Posición Horizontal	1,5 m a 2 m distancia a cursos de agua	Presión Barométrica	Entre los 735 y 752 Hpa
Posición Vertical	1 cm a 5 cm sobre el suelo	Precipitación	Nula
Altitud	Entre los 3099 y 3155 m s.n.m	Nubosidad	Entre el 80% y 100%
Temperatura	Entre los 12.6°C y 14.2°C	% de Luz	Sitios con 100% de luz
Humedad Relativa	Entre el 92% y 100%		

Fuente: Autora





Fuente: Autora

Anexo 9 .- Fotografías de los sitios de mayor encuentro de *A. exiguus* y que ilustran el trabajo de campo



Transecto con mayores registros de *A. exiguus* en el sendero principal, a lado del río Mazán



Diferentes sitios de registro común de *A. exiguus*

Fuente: Autora