

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO



FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**ANÁLISIS DEMOGRÁFICO DE UNA POBLACIÓN DE *HYLA*
ARENICOLOR EN COYOTEPEC, ESTADO DE MÉXICO.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

PRESENTA:

VÍCTOR EUGENIO PONCE RAZO

DIRECTOR DE TESIS:

DR. HIBRAIM ADÁN PÉREZ MENDOZA

JUNIO, 2014

Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Edo. de México



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Índice

Índice	1
Resumen.....	2
Abstract	2
Introducción	3
Objetivos	6
General:.....	6
Particulares.....	6
Métodos	7
Sitio de Estudio.....	7
Especie de estudio.....	8
Métodos de muestreo de campo.....	9
Análisis de la calidad del agua	11
Análisis de la probabilidad de supervivencia y recaptura	12
Estimación de la proporción sexual y densidad poblacional	16
Resultados	18
Características del cuerpo de agua:	18
resultados químicos del agua.....	18
Características poblacionales de H. arenicolor	18
Discusión	20
Características del cuerpo de agua	20
Características poblacionales.....	22
Conclusiones	26
Literatura Citada.....	27

Resumen

Los estudios poblacionales representan la base del conocimiento ecológico de las especies, ya que brindan información sobre las características que definen el comportamiento numérico de las poblaciones a través del tiempo. Debido a que los anfibios son un grupo con estudios poblacionales escasos, esta tesis es una contribución científica que nos acerca a su conocimiento, esto con la finalidad de conocer mejor las características poblacionales de un grupo poco estudiado. . Se realizó un experimento de captura y recaptura en la temporada de lluvias de los años 2011 a 2013 sobre los individuos de una población de *Hyla arenicolor* (Cope, 1966) del municipio de Coyotepec, Estado de México. En total se capturaron 501 individuos de los cuales se obtuvieron datos demográficos como la tasa de remplazo de la población, calculada en 1.82 la cual significa un reemplazo cercano a 2 individuos por individuo en la siguiente generación. Además se llevaron a cabo muestreos para la obtención de la calidad del cuerpo de agua en el que se encontraban los individuos. Estos muestreos mostraron que la calidad del río es adecuada para la permanencia y crecimiento de la población.

Abstract

The demographic inquiries represent the fundamentals of the ecological knowledge about the species for it brings the basic information about the characteristics that define the numerical behavior of the populations, trough time. Unfortunely the amphibians are a group which in the population studies are scarce in comparison with other groups, this work's goal is to go farther into this field. An experiment of mark recapture was done through the rains season of 2011 to 2013 on *Hyla arenicolor* individuals at the study site Coyotepec, Estado de México. In this experiment were captured 501 individuals of which obtained several demographic data, like the population growth rate that have been calculate in 1.82, that means that the population grow in a close to 2 individuals per individual rate to the next generation. Furthermore we take samples to determinate the status of water quality of the site. This samples show that the quality of the river is more than adequate for the existence and grow of the population.

Introducción

En el siglo XX se reconoció a la Ecología como un campo de la biología, justo después del afianzamiento de los términos: comunidad biológica, cadena trófica y materia cíclica. Además que la sociedad se encontraba preocupada por la contaminación, las áreas naturales, el crecimiento poblacional y del suministro de comida y energía. Que la Ecología fue vista como una amplia sub-disciplina de la biología (Odum, 2006).

La Ecología emerge como una nueva forma esencial de la biología, una disciplina que integra a los procesos físico y los biológicos, cuya meta es determinar las leyes que gobiernan la variedad de la vida que conocemos y ayudar a desarrollar un cuerpo teórico que organice lo que sabemos y genere nueva información (Odum, 1977; Brown, 2013).

Los estudios poblacionales representan la base del conocimiento ecológico de las especies, ya que nos brindan información sobre las características que definen el comportamiento numérico de las poblaciones a través del tiempo (Caswell, 2000). Particularmente la demografía, es la rama de la ecología que se encarga de analizar estos cambios numéricos y su posible impacto sobre los atributos de la población. Por ello, los análisis demográficos pueden brindar información sobre las fuerzas selectivas presentes en un ambiente determinado y su forma de actuar sobre los individuos, ya que el seguimiento de una población permite analizar las tasas de mortalidad y natalidad a través del tiempo (Krebs, 1972; Begon, 2006). Por lo anterior, el conocimiento de propiedades emergentes de las poblaciones, permite estudiar los factores a los que están sujetas y las posibles causas de dichos factores, convirtiendo este conocimiento en una herramienta indispensable para la comprensión de fenómenos ecológicos más amplios, como la competencia, la depredación, los efectos de la densidad, entre otros; lo cual, a su vez, permite analizar la posibilidad de persistencia o extinción de los linajes en el largo plazo, de acuerdo con las amenazas a las que están sujetos (Goodman, 1987).

Los anfibios son uno de los grupos de vertebrados más amenazados en el mundo, se estima que la tasa de extinción actual es 211 veces mayor que la tasa de extinción que se tiene en todo el registro fósil de anfibios (McCallum, 2007). Estas tasas de extinción incluso han sido clasificadas como un nuevo evento de extinción masiva como la del Cretácico-Terciario, en la cual perecieron los dinosaurios no relacionados con las aves (Wake y

Vredenburg, 2008). Dentro de este marco de extinción, se han registrado pérdidas de algunas de especies en el neo-tropical, Australia y Europa, y en menor medida en América del norte, África y Asia (Simon *et al*, 2004; Wells, 2007). Según datos del Global Amphibian Assessment el número de especies extintas desde 1970 a 2004, es de 35, de otras 26 especies, no ha sido documentado su avistamiento por lo tanto no se sabe su estatus.

Las posibles causas de la extinción de las diferentes especies de anfibios son variadas, sin embargo, se considera que existen cuatro principales: La pérdida o modificación del hábitat, los defectos en el desarrollo y la teratogénesis causada por la radiación UV-B. La introducción de especies exóticas que depredan, desplazan e incluso sustituyen a las especies nativas y finalmente el surgimiento de enfermedades infecciosas. Un factor importante no mencionado para la historia de vida de los anfibios es sin duda el agua. Ésta es esencial durante el proceso de desove de las especies anfibias, debido a que los huevos carecen de estructuras de protección, por ejemplo: la cubierta calcárea, los amnios y alantoides. A demás en los casos las larvas de vida libre son residentes temporales de ambientes acuáticos, en los cuales se enfrentan a las presiones antes mencionadas (Grzimek, 2003).

Todas estas presiones son potenciadas por el cambio climático y los efectos de retroalimentación que este presenta junto a los demás factores, ha generado que los anfibios se encuentren en un grave riesgo (Collins, 2003; Storfer, 2003; Alford, 1999 y Halliday, 2005). Además de las presiones ambientales, los anfibios poseen condiciones morfológicas y fisiológicas como sus tallas relativamente pequeñas (con tallas que apenas alcanzan los 20 gr), una piel semipermeable y una vagilidad reducida; que los hace particularmente vulnerables. Sin embargo, no todo es adverso, las mismas características morfológicas y fisiológicas también pueden resultar ventajosas, en cuerpos acuáticos poco voluminosos pueden ajustarse fácilmente a ocupar diferentes hábitats; el metabolismo ectotérmico reduce las demandas energéticas, lo que permite que las poblaciones sean numerosas en espacios pequeños (Grzimek 2003). Finalmente, existen factores poblacionales intrínsecos como el tamaño poblacional, la variación genética, la proporción sexual, que pueden incidir directamente sobre la probabilidad de extinción (Kiesecker, 2001; Araujo 2006).

Por lo anterior, se ha considerado que los anfibios pueden ser especies indicadoras de distintos problemas ambientales. En consecuencia el decremento de las especies y poblaciones anfibias puede servir de modelo para el entendimiento de una crisis de la biodiversidad (Storfer, 2003). Sin embargo muchas de estas características (tallas, vegilidad reducida y piel semipermeable) son compartidas con otros grupos de animales: como los insectos acuáticos y los moluscos. Hay evidencia de que algunas poblaciones de estos grupos también se encuentren en peligro de extinción (Neves, 1997), por lo tanto el declive de los anfibios debe ser visto en el marco de una crisis de biodiversidad mucho más grande (Wells, 2007; Storfer, 2003).

Sin embargo, los estudios sobre la pérdida de especies de anfibios y la vulnerabilidad de las poblaciones naturales carecen de información básica sobre la dinámica poblacional de dichas especies. La biología de la conservación se ha enfrascado de una manera u otra en el destino de las poblaciones individuales, ya sea en forma de: variables estocásticas que pueden afectar la persistencia de las poblaciones o como factores determinísticos que pueden afectar la disminución de las poblaciones. Aun así lo podemos definir como “una tendencia negativa en los números de individuos excediendo la fluctuación normal del tamaño de la población”. Por lo tanto, resulta indispensable realizar estudios sobre la forma en que se comportan las poblaciones naturales de anfibios, para así conocer si efectivamente las fluctuaciones numéricas se encuentran asociadas a factores de riesgo o son parte del comportamiento natural de las especies. (Schmidt, 2004). Es por ello es que este trabajo se enfoca en describir la dinámica de una población de *Hyla arenicolor* para poder conocer los cambios numéricos en las propiedades intrínseca y así describir el comportamiento natural de esta población, para saber si los decrementos observados en otras poblaciones pueden deberse variaciones naturales.

Objetivos

General:

Realizar un estudio demográfico de una población de *Hyla arenicolor*, en Coyotepec, Estado de México. Para contribuir al conocimiento ecológico de esta especie.

Particulares

Mediante un modelo de captura-marca-recaptura en una población de *Hyla arenicolor*. Estimar las tasas de supervivencia y probabilidad de recaptura anual, para entender las fluctuaciones naturales de la población.

Caracterizar las propiedades físico-químicas del cuerpo de agua para determinar su calidad como hábitat para la especie.

Métodos

Sitio de Estudio

Durante la temporada de lluvias, de los años 2011, 2012 y 2013 se realizaron muestreos dirigidos en un río ubicado en el municipio de Coyotepec, Estado de México (Figura 1) El cual se encuentra en la latitud $19^{\circ}45'00''$ y la longitud $99^{\circ}10'16''$ a una altitud de 2,320 m snm. La zona de estudio es una cuenca endorreica de la sub cuenca Tepotzotlan del río Moctezuma que pertenece a la región hidrológica (RH 26) del Río Pánuco.

La vegetación de la zona de estudio se clasifica en dos tipos principales, existe matorral crasicaule y pastizal inducido. En ambos tipos de vegetación se encuentran arboles de encino (*Quercus* sp.) dispersos. El principal uso de suelo que se le da a la zona es pecuario, aunque algunas partes se destinan para la agricultura de temporal.

El tipo de suelo pertenece al grupo mayor Pheozem, se encuentra sobre laderas bajas a medias con pedregosidad abundante que pertenece a rocas ígneas extrusivas de origen andesítico (H. Ayuntamiento de Coyotepec, 2012). El río en el cual se realizó el estudio es un cuerpo de agua pequeño (4 metros de ancho en las zonas más amplias y uno en las más angostas), la panorámica consta de afloramientos de roca madre rodeados de un pequeño bosque reintroducido de encinos.

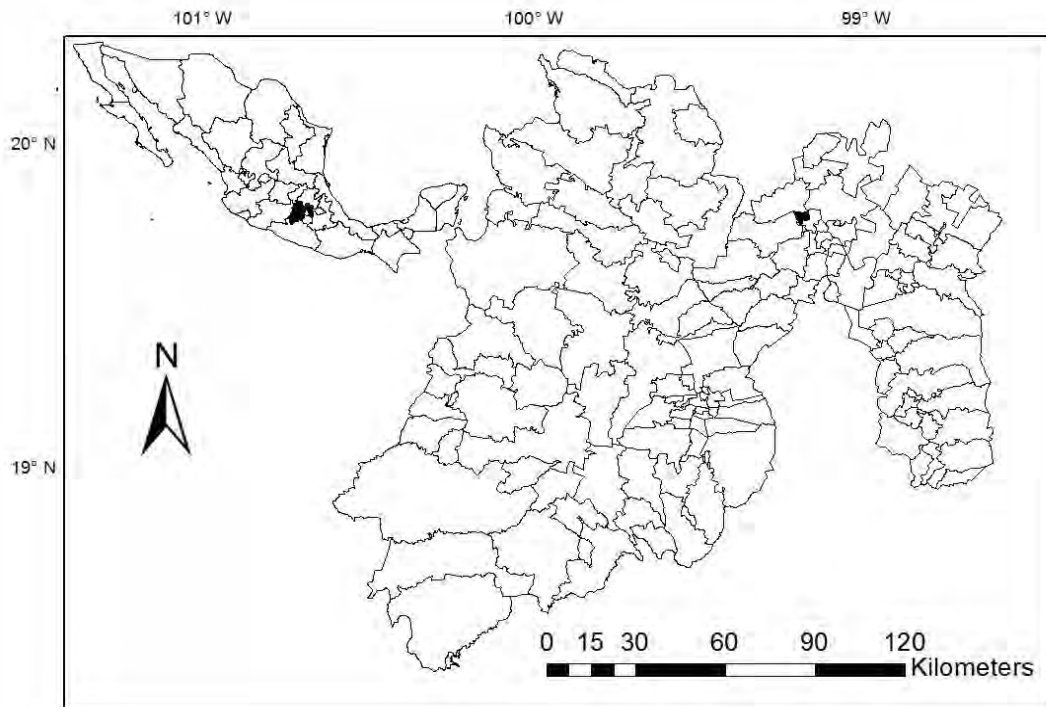


Figura 1: El polígono negro dentro de la republica mexicana representa la localización del estado de México, y dentro de este remarcado en un polígono negro la ubicación del municipio de Coyotepec.

Especie de estudio

El objeto de estudio es el anuro de la familia Hylidae, *Hyla arenicolor* (Cope, 1966), la cual mide entre 35 y 57 mm de LHC en su estadio adulto (Figura 2). Tiene una piel rugosa, la cual previene la desecación. Las membranas interdigitales se encuentran bien desarrolladas, aunque no se extienden al quinto dedo de las extremidades posteriores. Se distingue de especies similares por tener una mancha con la orilla oscura debajo del ojo en lugar de tener una franja oscura a lo largo. La coloración dorsal es muy variable y se pueden encontrar individuos verdes (con diferentes tonalidades), rosas hasta colores rojizos, marrón (normalmente con manchas verdes), grisáceos e incluso individuos con colores plateados y cobrizos con manchas aleatorias. La coloración ventral es de color amarillo o anaranjado en tonalidades cremosas. Esta coloración le ayuda a camuflarse, ya que se ha visto que cuando se expone a la luz solar ésta cambia de un café oscuro a un gris pálido, aparentando una roca seca en el sol. A ésta especie se le puede hallar fácilmente en las zonas aledañas a los cuerpos de agua perenes, en espacios pequeños cercanos a los sitios con corrientes rápidas; sin embargo, también se les puede encontrar en cuerpos lenticos cuyos fondos sean rocosos.

Anidan en estos sitios entre los meses de marzo y julio (Stebbins, 2003).



Figura 2: individuo femenino, post-metamorfo sobre roca.

Métodos de muestreo de campo

Durante los periodos de lluvia que competen esta tesis un equipo de tres personas realizó 17 muestreos de ocho horas, sumando un total de 408 horas de esfuerzo de muestreo. Para muestrear se colocó un transecto de 100 metros por las orillas del río con un margen de 4 m, para dar un total de 400 m lineales. Durante el recorrido se localizaron visualmente a la mayor cantidad de individuos posibles sin importar su sexo o tamaño, los cuales fueron capturados manualmente y retenidos temporalmente en recipientes plásticos. Una vez recolectados los individuos se les marcó mediante el corte de dedos utilizando una modificación de Martof (1953) para el marcaje de anfibio (Figura 3).

VISTA DORSAL

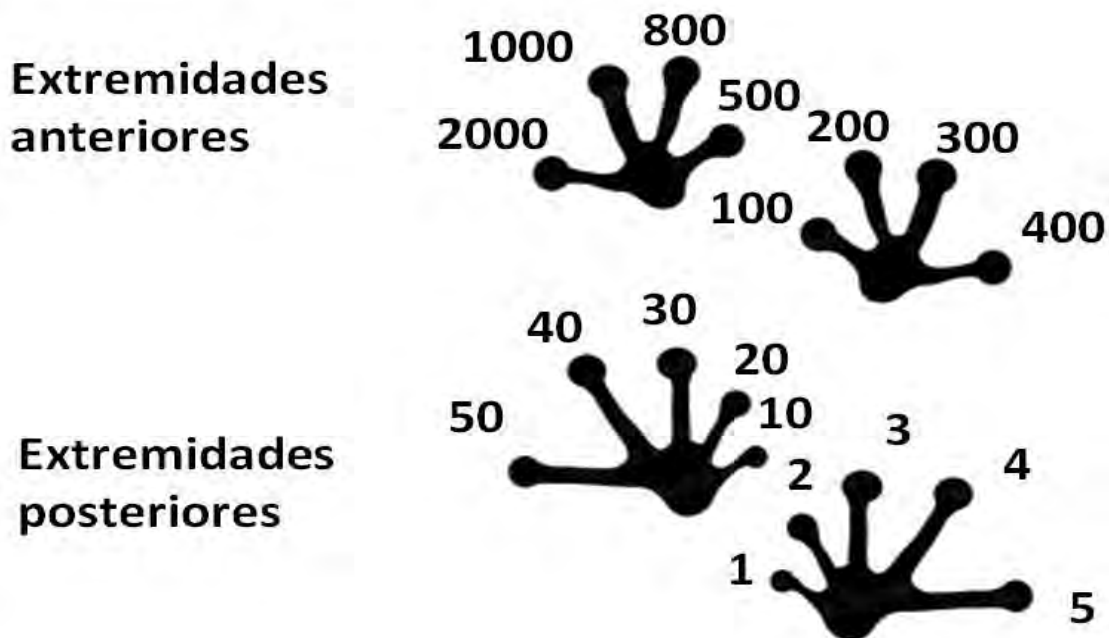


Figura 3: Modificación del método de Martof para marcaje de anfibios mediante corte de dedos, empleado para el marcaje de *Hyila arenicolor*.

Este marcaje requiere del corte de las falanges y como se muestra en la figura cada una tiene un valor numérico específico, para los números superiores a los que se muestran se hacen cortes combinando los valores de cada dedo.

Una vez marcados los individuos se obtuvieron medidas de LHC con un calibrador vernier (0.01 mm), todos los individuos capturados fueron pesados con una báscula digital modelo EHA-601 (marca Camry con una precisión de 0.01 g), el sexo fue determinado en los individuos adultos por la presencia o ausencia de excrecencias nupciales (presentes únicamente en machos) y se registró el estadio de desarrollo (metamorfo o adulto, ya que no se tomaron datos de los renacuajos). Adicionalmente la región ventral de los individuos fue fotografiada con un teléfono celular marca Nokia modelo N8-00 para analizar la posibilidad de la identificación individual mediante los patrones de coloración ventral. Una vez terminado este proceso, los individuos fueron liberados en los sitios donde fueron

hallados. La información fue tomada en hojas de registro para su posterior vaciado y análisis.

Análisis de la calidad del agua

Durante la temporada de lluvias de 2013 se tomó una muestra compuesta para conocer el estado general de todo el cuerpo de agua. Usando como base la norma NMX-AA-003 dicha muestra estuvo conformada de tres muestras simples diferentes. Los sitios donde se tomó la muestra se eligieron por presentar una mayor profundidad al resto del río, al menos 0.5m y por lo tanto una mayor representatividad de las características presentes en el cuerpo. El primero se caracteriza por estar en la parte más baja del sitio de estudio que se encuentra sobre roca madre; el segundo es una poza que se encuentra cercana a una caída de agua de 3 m y es la poza más honda y amplia del río. El tercer punto se encuentra en la parte más alta del sitio de estudio y corresponde a una zona donde la vegetación se hace más densa. En estos sitios se tomaron las muestras y se midieron algunas variables físicoquímicas del río con una sonda multiparamétrica; dichas variables son: pH, temperatura y porcentaje de oxígeno disuelto. Las muestras fueron conservadas a 4°C para su posterior análisis en laboratorio de Limnología (Proyecto de Investigación en Limnología Tropical, PILT de la FES Iztacala) dicho análisis constó de las pruebas de alcalinidad, dureza total y fósforo total.

Para la prueba de alcalinidad, se empleó la técnica de valoración ácido-base con (H₂SO₄) ácido sulfúrico en una solución 0.04 N (modificación de la norma NMX-AA-036-SCFI) la cual permite comprobar la existencia de hidróxidos (OH⁻), carbonatos (CO₃⁻) y bicarbonatos (HCO₃) en el agua. La alcalinidad del agua se relaciona con la capacidad de disolver el gas carbónico CO₂. Bajo la forma de ácido carbónico se puede mezclar con algunos metales alcalícos (Na y K), y algunos alcalinos terrosos (Ca y Mg) dando lugar a bases fuertes y ácidos débiles, lo cual le otorga un carácter básico al agua.

La prueba de dureza total se realizó mediante el método del negro ericromo T y EDTA descrito en la norma NMX-AA-072-SCFI. Éste criterio se define como la suma de las

concentraciones de Ca y Mg, ambos expresados como carbonato de calcio en la determinación de dureza con ácido etilendiaminotetracético EDTA existen varios equilibrios en competencia por un lado los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} forman dos complejos de tipo quelato con la sal di-sódica del EDTA de constantes de formación ligeramente diferentes. La desaparición de las últimas trazas de ambos cationes disueltos se pone de manifiesto por el viraje de un indicador específico (negro de ericromo T) y sensible a una concentración mínima de Mg^{2+} con el complejo que provoca su cambio de color.

Finalmente, el fósforo total se analizó por el método fotométrico en un espectrofotómetro marca HACH. Dicho análisis se lleva a cabo por medio de la reacción del orto fosfato con el molibdato en un medio ácido para producir un compuesto de fosfomolibdato. El ácido ascórbico reduce el compuesto produciendo un color azul intenso de molibdeno el cual se registra en el fotómetro

Análisis de la probabilidad de supervivencia y recaptura

A partir de los datos obtenidos mediante el experimento de captura-marca-recaptura, se analizó la probabilidad de supervivencia (ϕ) y la tasa finita de crecimiento (λ) con el programa MARK (White y Burnham). Este programa permite estimar dichos parámetros a partir de análisis de máxima verosimilitud y selección de modelos. Para calcular la verosimilitud de los modelos se calcula la probabilidad de que los parámetros de una función den como resultados los datos obtenidos de las historias de captura. Para ejemplificar, el cálculo de la verosimilitud para un parámetro dado se realiza de la siguiente forma:

$$L(p|N, y) = \binom{N}{y} p^y (1-p)^{(N-y)}$$

Donde L es la verosimilitud de que un parámetro p ocurra dado que N individuos fueron liberados y que y hayan sobrevivido. En cierto sentido, la máxima verosimilitud no es muy diferente de la probabilidad binomial de que un evento suceda (Burnham y Anderson 2002). Sin embargo, es necesario aclarar que el programa no realiza un análisis probabilístico binomial, sino que emplea un modelo probabilístico multinomial, el cual incrementa su complejidad en función de los parámetros a estimar. De este modo, el análisis de máxima

verosimilitud permite a través de la iteración la búsqueda del valor de p que con mayor probabilidad dé como resultado al parámetro y (Lebreton *et al*, 1992; Amstrup, 2005). El empleo de los análisis de máxima verosimilitud, se considera deseable debido a que los estimados obtenidos a partir de estas técnicas son consistentes, no se encuentran sesgados cuando los tamaños de muestra son suficientemente grandes y se encuentran distribuidos normalmente (Burnham y Anderson, 2002).

Para estimar la supervivencia y la probabilidad de captura, es necesario traducir los datos del experimento de marca y recaptura en una historia de captura. Las historias de captura son recapitulaciones de las ocasiones de muestreo y la presencia o ausencia del organismo durante dicho muestreo, así que se codifica de forma binaria, asignando un 1 a aquellas ocasiones en las que el individuo fue observado, capturado y medido y 0 a aquellas ocasiones en las que el individuo no fue localizado. Debido a que nuestro estudio abarca la temporada de secas de tres años distintos, los datos fueron agrupados en historia de captura anuales, ya que el empleo de los datos a lo largo de todas las ocasiones de captura genera problemas en la estimación de parámetros al tener intervalos de tiempo muy largos entre una temporada de lluvias y la siguiente. Por lo tanto todos los estimados obtenidos están calculados por temporada, es decir son estimados anuales de supervivencia y probabilidad de encuentro.

Una vez que se han obtenido las historias de captura, se deben proponer los modelos que tengan sentido biológico para explicar la variación de los parámetros a estimar. Es decir, se debe analizar si los parámetros pueden variar en función del tiempo, ser constantes a través del tiempo o variar en función de algún atributo particular como el sexo o el estadio de desarrollo.

En este estudio pusimos a prueba 16 modelos en los cuales ϕ y λ podían ser constantes, variar a través del tiempo y ser iguales o diferentes entre los estados de desarrollo y el sexo (dado que un análisis previo demostró que es más verosímil que existan diferencias en la supervivencia entre machos y hembras). Para el caso del parámetro de la probabilidad de captura, se mantuvo como una variable dependiente de la temporalidad, ya que en estos organismos la probabilidad de encuentro depende completamente de las características del

tiempo atmosférico y éstas variaron entre las ocasiones de muestreo, además de que los miembros del equipo que realizó los muestreos fue diferente en varias de estas ocasiones, modificando la habilidad de los individuos para observar a los organismos.

Una vez definidos los modelos biológicamente plausibles, se pusieron a prueba y se seleccionó al/los mejor/es en función de su verosimilitud y el número de parámetros que contienen a partir del criterio de información de Akaike (AIC) (1973). El criterio de información de Akaike permite analizar la verosimilitud de una función a partir de la proporción de varianza que explica de la variación de los datos y el número de parámetros que se integren en dicha función, penalizando por el número de parámetros para evitar la elección de modelos complejos como las mejores opciones simplemente porque al aumentar el número de parámetros, la variación natural explicada en los datos será mayor (simplemente por las leyes de probabilidad independientemente del ajuste de cada parámetro de regresión; Burnham y Anderson 2004). El AIC se calcula de la siguiente forma:

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

Donde k es el número de parámetros dentro del modelo y L es la verosimilitud del mismo. En el programa MARK se utiliza una corrección del AIC (AIC_c ; Sugiura 1978; Cavanaugh 1997), dado que su comportamiento es similar al AIC cuando los tamaños de muestra son pequeños y no tiene los problemas de desviaciones que puede tener el AIC con estos mismos tamaños de muestra. El AIC_c se calcula de la siguiente forma:

$$AIC_c = -2\ln(L) + 2k + \left(\frac{2k(k+1)}{n-k-1} \right)$$

Una vez obtenidos los valores de AIC_c se selecciona al mejor modelo como aquel que tiene menor valor y se considera que si entre dos modelos existe una diferencia (ΔAIC_c) mayor a dos unidades, entonces los modelos tienen un ajuste distinto, aunque cabe aclarar que esto de ninguna forma está asociado con valores de significancia en los modelos (Burnham y Anderson, 2002).

Debido a que existe incertidumbre en la estimación de los parámetros, en este trabajo empleamos promedios ponderados para la estimación de φ y p en función del AIC_cW de cada modelo. De esta forma se integra la posibilidad de que los estimados no estén determinados por el modelo seleccionado únicamente mediante el AIC_c (White y Coch, 2015).

Para el análisis de datos dentro del programa antes mencionado se usaron modelos Pradel, que son modelos que permiten estimar la supervivencia y la tasa finita de crecimiento (λ ; Pradel, 1996). Para estimar estos parámetros requiere hacer una estimación del reclutamiento a lo largo del periodo de estudio (f) y la antigüedad (Υ). En términos de parametrización, la antigüedad es en retroceso la probabilidad de supervivencia en el tiempo. Por lo tanto la antigüedad se puede convertir en supervivencia. Por tanto, el análisis de las historias de captura se realiza en retroceso. Por ejemplo, si se tiene la historia de captura siguiente,

101010100

Todos los individuos de la población presentan el riesgo de ser atrapados en la ocasión de captura i por lo tanto algún individuo que fuese capturado en $i+1$ se encontraba presente durante i o fue reclutado en el transcurso hacia $i+1$. De este modo, la tasa finita de crecimiento se obtiene al considerar el “tiempo” que duran las marcas en la población (que a su vez depende de la supervivencia real φ_i y de la tasa de retorno o fidelidad que guarden los organismos por permanecer en el sitio de estudio) y los organismos que ingresan en la misma (B_i). Estos ingresos entre los tamaños poblacionales iniciales (N_i) permite la estimación de la tasa finita de crecimiento (λ) observada para el periodo de estudio. Lo cual se logra mediante la siguiente ecuación:

$$\lambda_i = \frac{B_i}{N_i} + \varphi_i$$

$$\lambda_i = f_i + \varphi_i$$

Donde simplificando los términos, f_i es estrictamente la probabilidad de reclutamiento durante el periodo, que como se mencionó anteriormente depende del tamaño de la población y los ingresos de individuos nuevos. Sin embargo, la estimación de λ depende del cálculo de tantas N_i como muestreos menos uno hayan sido realizados. Por lo tanto, la estimación de la tasa finita de crecimiento para todo el periodo del estudio se obtiene mediante el promedio de las λ estimadas a partir de calcular cada λ_i . Dadas las características de las fluctuaciones demográficas, el uso de un promedio geométrico no es adecuado, ya que en gran medida estas fluctuaciones siguen patrones aleatorios y por lo tanto es común que existan valores atípicos (outliers). Esto lleva a la necesidad de la estimación del promedio geométrico de λ que se estima de la siguiente forma:

$$\lambda = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n x_i} = e^{\left(\frac{1}{n}\sum(\log(x))\right)}$$

Dónde λ se estima en función del número de lambdas que se pueden calcular y el productorio de las mismas. Este promedio es mejor, ya que no es tan susceptible a los valores atípicos y por lo tanto refleja de mejor manera la tendencia numérica de la población en periodos de tiempo mayores.

Estimación de la proporción sexual y densidad poblacional

Debido a la detectabilidad imperfecta de los animales, la estimación de la proporción sexual debe ser corregida por la probabilidad de encontrar a cada uno de los sexos. Para ello calculamos la proporción sexual mediante la estimación del tamaño poblacional de machos y de hembras de la siguiente forma

$$N_{\sigma_0 \varphi} = \frac{n_{\sigma_0 \varphi}}{p_{\sigma_0 \varphi}}$$

Donde N es el tamaño poblacional, n es el tamaño de muestra y p es la probabilidad de encuentro. En todos los casos se consideran los valores observados y calculados para cada sexo. Una vez obtenidos los estimados de tamaño poblacional por sexo, se sigue el procedimiento habitual de dividir el número de machos estimados entre sí mismo y el número de hembras entre el número de machos.

Para la densidad poblacional se hizo un estimado total del tamaño poblacional sumando los estimados del tamaño poblacional de cada sexo, multiplicados por la probabilidad de supervivencia anual para cada sexo en tres iteraciones (considerando que fueron tres años de muestreo) y dividido entre el área total de muestreo.

Resultados

Características del cuerpo de agua:

De los parámetros medidos en el cuerpo de agua, las temperaturas registradas en campo varían entre los 11 y los 12 °C. En cuanto al pH este oscila entre 6.40 y 6.90 con un promedio de 6.61 muy cercano a neutro aunque un poco ácido. El oxígeno disuelto se encuentra en promedio en 81.23 % (Tabla 1).

Tabla 1. Reporta las características analizadas en sitio con la sonda multiparamétrica.

	Temperatura (°C)	pH	Oxígeno Disuelto (%)
Punto de muestreo de agua 1	11	6.45	88.69
Punto de muestreo de agua 2	12	6.45	83.45
Punto de muestreo de agua 3	11	6.93	71.57

Resultados químicos del agua.

Los parámetros analizados en el laboratorio (Tabla 2) se comportan de la siguiente manera; la alcalinidad del cuerpo de agua oscila entre los 60 y los 112 mg de carbonato de calcio por litro; La dureza entre 0.8 y 1.0 meq de calcio y magnesio por litro de agua; en cuanto a la cantidad de fósforo este se encuentra entre el 0.01 y el 0.04 mg de fósforo por litro

Tabla 2. Reporta las características físico-químicas del agua analizadas en el laboratorio (PILT).

	Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	Dureza (meq/L Ca y Mg)	Fósforo total (mg/L PO ₃)
Muestra 1	112.00	0.80	0.01
Muestra 2	64.00	1.06	0.04
Muestra 3	68.00		0.01

Características poblacionales de *H. arenicolor*

Fueron capturados, marcados y liberados 501 individuos de todas las tallas. La mayor cantidad de individuos fue capturada durante 2012, y la menor durante 2011, el esfuerzo de captura en todas las ocasiones fue entre las 10 y 15 horas/hombre.

De los 501 individuos capturados 72 fueron encontrados en el estadio post metamórfico 255 fueron hembras y 138 machos, en otras palabras, de los 393 individuos adultos encontrados el 64.89% fueron hembras y el 35.11% machos. La población tiene una proporción de machos y hembras de 1.84 hembras por cada macho sin ser corregida por la probabilidad de captura estimada y de 1.66 hembras por macho después de realizar la corrección. La densidad relativa estimada es de 1.25 individuos por m². (Tabla 3)

Tabla 3. Reporta las características calculadas de la población así como una estructura básica.

Número de individuos capturados, marcados y liberados	501
Año con mayor recaptura	2012
Individuos en estado metamorfo	72
Individuos adultos hembras	255
Individuos adultos machos	138
Individuos sexados	393
Porcentaje hembras	64.98
Porcentaje machos	35.11
Densidad relativa calculada	1.25 (77.71)

De acuerdo con la estructura en la que se dividió a la población el promedio de LHC para los individuos en estado pre metamórfico es de 1.64 y para los estadios adultos es de 4.17 y 3.1 para machos y hembras respectivamente. La masa registrada en promedio es de 0.81 para los individuos en pre metamorfosis y 4.7 y 3.45 para machos y hembras respectivamente. La probabilidad de supervivencia fue calculada en 0.87 para los machos y 0.92 para las hembras. Mientras que la probabilidad de reencuentro se calculó en 0.007 para los jóvenes, en 0.01 para los machos y 0.009 para las hembras (Tabla 4)

Tabla 4. los modelos que fueron empleados para el cálculo del promedio ponderado de los parámetros ϕ (supervivencia) y p (probabilidad de encuentro) y para la estimación de la media geométrica de λ (tasa finita de crecimiento observada) obtenidos en el programa MARK. (.) = parámetro constante, (t) = parámetro variable a través del tiempo (años) y (g) = variable entre grupos (metamorfos, machos adultos y hembras adultas).

Modelo	AIC	Δ AIC	AIC W
ϕ (.) p (t) λ (g*t)	989.7563	0.000	0.56295
ϕ (t) p (t) λ (t*g)	991.8418	2.0855	0.19843
ϕ (g) p (t) λ (t*g)	992.0536	22.973	0.17849
ϕ (t*g) p (t) λ (t*g)	994.2297	4.4734	0.06013

Tabla 5. Reporta la estructura poblacional encontrada y calculada.

	LHC	Masa	Φ	P
Joven	1.64	0.81	1.00	0.007
Macho	4.17	4.70	0.87	0.010
Hembra	3.10	3.45	0.92	0.009

La tasa finita de crecimiento (λ) fue calculada para esta especie en 1.82 con un error estándar de 32.45. Lo que indica un crecimiento de 82% total durante el periodo de estudio.

Discusión

Características del cuerpo de agua

Los parámetros de calidad del agua para las especies de anfibios fueron propuestos por el grupo de consejeros en taxa de anfibios, de la Asociación de Zoológicos y Acuarios estadounidense (AZA) en: “Los lineamientos para el cuidado en cautiverio de los anfibios”, y por Odum y Zippel en 2008. Dichos parámetros se pueden considerar como un referente en términos de los valores óptimos para el desarrollo de las especies, debido a que en estas

condiciones se pretende que los individuos no se encuentren sujetos a condiciones estresantes.

Según la AZA el intervalo de pH óptimo para el cuidado de los anfibios es desconocido, hay evidencia que demuestra una amplia relación entre el pH y la temperatura con la densidad poblacional (Arciszewski *et al*, 2014), esto debido a que el pH puede causar problemas metabólicos al interrumpir el intercambio iónico (Odum, 2008) se recomiendan los límites de 6.5 y 8.5 aunque para las temperaturas encontradas de 11.3°C, en promedio, se esperaría que el pH registrado fuese de 7 ± 0.186 en vez de 6.45 y 6.93. En cualquier caso, nuestros resultados se encuentran dentro de los límites recomendados para estos dos parámetros. Por lo tanto, se puede esperar que la población estudiada no tenga estrés en términos del pH del agua.

En cuanto a los niveles de oxígeno disuelto (OD); la cual es una variable muy importante para los primeros estadios de desarrollo en estas especies, el AZA propone que nunca debe de ser inferior al 80% ya que debajo de este porcentaje se acelera la descomposición de la materia orgánica. Comparando estos intervalos con los resultados obtenidos. Los estanques registrados como los puntos uno y dos se encuentran dentro del parámetro y el tercero no, este estanque se encuentra en 71.57% esto podría significar que hay más alimento disponible; debido a que la materia orgánica es la base de la cadena trófica de ella se alimentan los organismos unicelulares de ellos los insectos y alevines y de estos últimos los individuos del estadio pre metamórfico; de esta manera estos estanques que presentan un porcentaje de oxígeno disuelto cercano a la línea del 80% son sitios donde la disponibilidad de alimento no es una presión negativa sobre la población.

En cuanto a la dureza; se explica que en ambientes naturales los anfibios tienden a vivir en aguas cercanas a suaves, porque aguas duras o superiores a los 100 mg/L de CaCO_3 acarrear problemas en la piel de algunas especies, por alterar la regulación osmótica (Odum, 2008), los datos obtenidos que se encuentran en 16 y 32 mg/L permiten definir al sitio como de aguas suaves.

Odum menciona que el fosfato total es tóxico para muchos animales, debido a que interfiere en el metabolismo del calcio y especifica que el límite de PO_{3-4} en el agua es

máximo de 10 mg/l. Los resultados obtenidos nos permiten afirmar que la cantidad de fosfatos en el cuerpo de agua estudiado es mínima, por lo que no debe generar problemas en la población de estudio.

Por todo lo anterior, es posible decir que el cuerpo de agua en el cual se llevó a cabo este estudio es un lugar cercano a las condiciones óptimas para los anfibios. Estas condiciones podrían ayudar a explicar, inicialmente la presencia de la especie en el sitio de estudio, y además pueden contribuir al crecimiento registrado durante el periodo de estudio.

Características poblacionales

La proporción sexual encontrada en este trabajo (1♂:1.84♀), muestra un sesgo hacia las hembras. Esta tendencia concuerda con otros estudios que han encontrado que en varias especies de anuros, la proporción sexual esté sesgada hacia las hembras del mismo modo (Lüddecke, 2001; Eggert y Guyétant, 2004). Sin embargo, para especies con reproducción explosiva como es el caso de *Hyla arenicolor* se ha documentado que los machos pueden exceder el número de hembras en una proporción hasta de 10 machos por cada hembra (Sullivan *et al*, 1995). Por otra parte, cabe destacar que en algunas especies con periodos explosivos de reproducción pero con una duración relativamente larga, la proporción sexual tiende a estar sesgada hacia las hembras (e.g. *Hyla arborea* con una proporción 1♂:2.5♀; Friedl, 1997 y Klump, *Rana pretiosa* 1♂:2♀; Turner, 1999), lo cual coincide con nuestros resultados. El hecho de que la proporción sexual esté sesgada puede responder a numerosos factores, entre los más importantes podemos considerar a la exposición de los machos durante la época de apareamientos y a el diferencial en las tasas metabólicas entre machos y hembras (Turner, 1999).

La estructura poblacional encontrada fue: 429 individuos en estadio post metamorfo y 72 en estado pre metamorfo, a los individuos en post metamorfosis los podemos catalogar en; de metamorfosis reciente y adultos. Los individuos de recién metamorfosis encontrados fueron 36 mientras que los adultos son 393. Dentro de la muestra los individuos adultos representan el 78.4 % mientras que los de recién metamorfosis un 8.6%. Hablamos de una población en donde la mayor parte son individuos post metamórficos ya diferenciados lo cual es propio de la temporada en la que se hizo el estudio, en los meses reproductivos es normal pensar que se encontrarán más individuos que se puedan reproducir y que a lo largo

del estudio se vayan registrando individuos nuevos que no son adultos aun. Por otra parte, el esfuerzo de muestreo estuvo dirigido sobre todo a estadios post-metamórficos, dado que resulta muy complicado seguir el destino de los individuos en estadios larvales.

Respecto a la supervivencia, nosotros obtuvimos estimados de 0.92 para hembras y 0.87 para machos. Ambos estimados son altos, sin embargo, existen varios estudios en los que se han reportado probabilidades de supervivencia alta para los anfibios (e.g. Turner en 1960 reportó una supervivencia para hembras que va de 0.43 a 0.96 y para machos de 0.47 a 0.74 en *Rana pretiosa*), de hecho en la mayoría de los anfibios las probabilidades de supervivencia son superiores a 0.50 y en muchos casos cercanas a 0.90 (Wells, 2007). Sin embargo, también hay que considerar que estos estimados en numerosas ocasiones se realizaron sin considerar el efecto que tiene la probabilidad de reencuentro de los organismos en los sitios de estudio, por lo que muchas veces se subestima la probabilidad de supervivencia al considerar que la probabilidad de reencuentro es del 100%. Finalmente, es importante resaltar que en la mayoría de los estudios la supervivencia de las hembras es mayor que la de los machos. Nuevamente, podemos considerar que las diferencias en este parámetro estén asociadas a las diferencias metabólicas entre sexos y a las actividades relacionadas con la reproducción.

En este sentido, las diferencias metabólicas están asociadas a la temporada reproductiva que genera costos y demandas energéticas particularmente elevadas para los machos. Esto se refleja en la necesidad de desplazarse a distintos sitios para alimentarse. Este fenómeno tiene dos consecuencias inmediatas, la primera es que hace a los machos más susceptibles a la depredación/desecación y tiene efectos en su probabilidad de encuentro, que en este estudio fue mayor para los machos que para las hembras. Por otra parte, las actividades asociadas a la reproducción en *H. arenicolor*, están definidas por cantos cortos en el sitio. Caracterizado con llamadas agresivas, seguimiento de la hembra y pelea entre machos (Pierce y Ralin, 1972; Wells 2007; Elymus *et al*, 2012).

La tasa finita de crecimiento (λ) fue de 1.82 lo cual representa que la población creció en un 82% durante el periodo de estudio. Esta estimación debe tomarse con precaución, debido a que su intervalo de confianza es muy grande. El intervalo de confianza calculado por el programa MARK se estima con una base logarítmica, debido a la falta de distribución

asíntota normal y a que se pretende que el intervalo sea mayor que M_{t+1} (no tiene sentido tener un límite de confianza menor al número de animales se sabe están en el sitio) (Burnham *et al*, 1987). Dentro de este cálculo, los datos se tienden a concentrar en un pico pronunciado y mientras más grande sea el universo de datos, más pronunciado y a la vez preciso será el intervalo de confianza (Cooch y White, 2012). Sin embargo, nuestros datos no son muy abundantes y las tasas de recaptura están apenas por encima del 10% (que es el mínimo que se considera aceptable para obtener estimados confiables), por lo tanto la precisión del estimado de lambda es muy poca. Además, el tipo de modelo empleado (que es el más adecuado de acuerdo con los datos del experimento de marca recaptura) supone que la población estudiada está geográfica y demográficamente cerrada, supuesto muy poco probable en nuestro sitio de estudio. Aunado a lo anterior, debido al uso de modelos pradel, la estimación de lambda para el primer y último periodo suele estar sobreestimada (Cooch y White, 2012), ya que no existen datos sobre otros años para el cálculo de la media geométrica de este parámetro. Sin embargo, la tasa de crecimiento estimada es consistente con otros estudios, que reportan que algunos anuros como *Rana (Lithobates) sylvatica* tienen tasas de crecimiento superiores a la unidad (e.g. $\lambda = 1.27$; Berven 1990). Ambas especies tienen una reproducción temporal y colocan sus huevos en cuerpos de agua efímeros a principios de la temporada de lluvias. Otra posible explicación a este valor de λ , lo que registramos durante nuestro estudio, es que dicha observación se corresponde con un periodo particularmente favorable, lo cual de ninguna manera significa que la población vaya a mantener esta tendencia (e.g. Alford y Richards, 1999). De hecho, en muchas poblaciones de anfibios se ha observado que las fluctuaciones en el tamaño poblacional pueden ser muy grandes y pueden existir periodos muy favorables o periodos muy desfavorables (Semlitsch *et al*, 1996). Además, se sabe que los estudios durante periodos de tiempo relativamente cortos, como el que nosotros llevamos a cabo (durante 3 años), no necesariamente permiten predecir el comportamiento poblacional en el largo plazo. Por ejemplo, se ha observado con series de tiempo largas con en este tipo de organismos, las proyecciones a futuro pueden variar en más de un orden de magnitud (Marsh, 2001).

Por lo anterior, debemos considerar que nuestro resultado puede no reflejar lo que sucederá en una escala temporal mayor. Sabiendo que esta especie tiene una reproducción explosiva caracterizada por llevarse a cabo en épocas de mucha precipitación, aquellos años de sequía

o en los que la precipitación sea menor pueden resultar en una menor reproducción (Rittenhouse *et al*, 2009). De esta manera, la capacidad de carga del sistema puede estar fluctuando, generando cambios en el tamaño poblacional. Sin embargo, es muy posible que los años favorables permitan a la población enfrentar varios años desfavorables sin que ello conlleve a la extinción de la misma (Alford y Richards, 1999; Green, 2003).

A pesar del crecimiento poblacional observado, las tendencias tanto positivas como negativas de la dinámica poblacional, están ligadas con la presencia y a las dinámicas de las poblaciones de sus depredadores. Durante la elaboración de este trabajo fueron encontrados varios depredadores que están incidiendo sobre la probabilidad de supervivencia de los distintos estadios. Entre las especies que depredan a los anuros en Coyotepec, Estado de México, las más importantes por su abundancia y el posible efecto que tienen sobre la población fueron: *Thamnophis cyrtopsis*; que es una culebra de talla mediana, semi acuática que depreda tanto a los estadios larvales como a los adultos (Rossman *et al*, 1996; Fleharty, 1967; Fouquette, 1954; Hews, 1988; Hinshaw y Sullivan, 1990). *T. eques*; que también es una culebra de talla mediana y se alimenta también de todos los estadios de talla (Ramirez-Bautista *et al*, 2009, García y Drummond, 1988). Otro depredador voraz corresponde con las chinches de la familia Belostomatidae que llegan a medir entre 12 y 65 mm, esta especie es muy común en el sitio de estudio y se alimenta principalmente de los estadios larvales, aunque también se ha reportado que se alimentan de adultos (Roth and Jackson, 1987). Finalmente, se observaron larvas de odonatos que al igual que las chinches, se alimentan principalmente de los estadios larvales. En todos los casos se observó al menos un evento de trofismo sobre los individuos que aún no habían llegado a la metamorfosis.

Conclusiones

La población se encuentra en un momento de crecimiento, la tasa de crecimiento finita calculada fue 1.82.

La estructura poblacional encontrada fue de 429 individuos post metamórficos y 72 en estado pre metamórfico.

Las tasas de supervivencia encontradas en el estudio son consideradas altas cercanas al 1.0.

La muestra poblacional muestra un sesgo hacia la persistencia de las hembras en una tasa de 1:1.84 machos por cada hembra.

El cuerpo de agua en el cual se llevo a cabo el estudio es un lugar cercano a las condiciones óptimas para el desarrollo de los anfibios.

Literatura Citada

Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. En: Petrov B.N. y Czaki F. (editors) 2nd international symposium on information theory. Akademiai Kiadó, Budapest, 267-281.

Alford A. Richards S. 1999. Global Amphibian Declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 30: 133-165.

Amstrup S.C., McDonald T.L., Manly B.F.J. 2005. Handbook of capture recapture analysis. Princeton University Press, Princeton.

Araujo M. B; Thuiller W; y Parson R.G. 2006. Climate Warming and the Decline of Europe; *Journal of Biogeography* 33: 1712-1728.

Arciszewski. M; Chetnicki. W; Jekatirynczuk-Rudczyk. E; Wereszczuk. A. 2014. Effect of physic-chemical parameters of wate reservoir on amphibian density. *North-Western Journal of Zoology* 10: 167-172.

Association of Zoos & Aquariums Pole V.A 2012. Amphibian Husbandry Resource Guide.

Blaustein R; 2011. the complexity of amphibian population declines understanding the role of cofactors in driving amphibian losses, *Annals of the New York academy of science*, ISSN 0077-8923. Pp 108-119.

Burnham K.P; Anderson D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical-theoretic approach. Segunda edición, Springer-Verlag, Nueva York.

Burnham K.P., Anderson D.R. 2004. Multimodel inference: Understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods Research* 33: 261-304.

Caswell H. 2000. Matrix Population Models 2nd edition. Sinauer associates

Cavanaugh J.E. Unifying the derivations for the Akaike and corrected Akaike information criteria. *Statistics and Probability Letters* 33: 201-208.

Collins J. Storfer A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses, *diversity and distributions especial issue: amphibian declines*, 9: 89-98.

Cooch E. White G. 2012. Program MARK, a gentle introduction. 11va edición.

Goodman D. 1987. The demography of chance extinction. Department of biology, Montana State University. Viable populations for conservation. 11-34.

Eggert C., Guyétant, R. 2003. Reproductive behaviour of spadefoot toads (*Pelobates fuscus*): daily sex ratio and male's tactics, age, and physical condition. *Canadian Journal of Zoology* 81(1): 46-51.

Elymus K.E., Humfeld S.C., Gerhardt H.C. 2012. Geographical variation in male advertisement calls and female preference of the wide-ranging canyon treefrog, *Hyla arenicolor*. *Biological Journal of the Linnean Society* 107(1): 219-232.

Fisher M.C; Trenton W.J G. Walker S.F; 2009. Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and Amphibian Chytridomycosis in Spaces, Time and Host; *the Annual Review of Microbiology* 63: 291-310.

Frederick B. Turner; 1960. Population Structure and Dynamics of the Western Spotted Frog (*Rana p. preitosa*) Baird & Girard, in Yellowstone Park, Wyoming.

Friedl T.W.P., Klump G.M. 1997. Some aspects of population biology in the European treefrog, *Hyla arborea*. *Herpetologica* 53(3): 321-330.

Green D.M. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111: 331-343.

Grzimek's Animal Life Encyclopedia, 2nd edition. Volume 6, Amphibians, edited by Michael Hutchins, William E. Duellman, and Neil Schlager. Farmington Hills, MI: Gale Group, 2003.

Houlahan J.E; Findlay C.S; Schimdt B.R; Meyer A H. Kusmin; 2000. Quantitative Evidence for Global Amphibian Population Declines; *Nature* 404: 752-755.

Keith A. Barven; 1990; Factors Afecting Population Fluctuations in Larval and Adult Stages of the Wood Frog (*Rana sylvatica*); *Ecology* 71(4): 1599-1608

Kiesecker J.M; Blaustein A.R; Belden L.K; 2001 Complex Causes of Amphibian Population Declines; *Nature* 410. 681-684

Lebreton J. D; Burnham K. P; Clobert J; Anderson D. R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67-118.

Lüddecke H. 2001. Variation in mating pattern in a population of the Andean frog *Hyla labialis*. *Amphibia-Reptilia* 22: 199-207.

Marsh D.M. 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101: 327-335.

Martof B. S. 1953. Territoriality in the Green frog *Rana clamitans*, *Ecology* 34: 165-174

Ferner 2007 a review of marking and individual recognition technics for amphibians and reptiles

Página del gobierno del estado de México municipio de Coyotepec <http://e-local.gob.mx/work/templates/enciclo/EMM15mexico/municipios/15023a.html>

Pierce J. R; Ralin D. B. 1972. Vocalizations and behavior of the males of three species in the *Hyla versicolor* complex. *Herpetologica* 28(4): 329-337.

Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52: 703-709

Odum R. A; Zippel K. C.; 2008. Ambiphibian water quality: approaches to an essential environmentalparameter. *Toledo ZoologicalSociety and AmphibianArk*. 42: 40-52.

Página del libro rojo de la IUCN <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/55396/0>

Prado C. P. A; y Haddad C. F. B; 2005. Size-Fecundity Relationships and Reproductive Investment in Female Frogs in the Pantanal, South-Western Brazil; *Herpetological Journal* 15: 181-189.

Rittenhouse T. A. G; Semlitsch R. D; Thompson F. R. 2009. Survival costs associated with wood frog breeding migrations: effects of timber harvest and drought. *Ecology* 90(6): 1620-1630.

Rossman D. A; Ford N. B; Seigel R. A. 1996. The garther snakes: evolution and ecology. University of Oklahoma Press, Oklahoma, EUA.

Schmidt B. 2004. Declining amphibian populations: the pitfalls of count data in the study of diversity, distributions, dynamics and demography. *Herpetological journal*. 14: 167-174.

Semlitsch R. D; Scott D. E; Pechmann J. H. K; Gibbons J. W. 1996. Structure and dynamics of an amphibian community: evidence from a 16-year study of a natural pond. En: Cody M.L., Smallwood J.L. (eds) Long term studies of vertebrate communities. *Academic Press, San Diego Cal.*: 217-247.

Simon N. S; Chanson J. S; Cox N. A; Yung B. E; Rodriguez A. S. L; Fischman D. L; Waller R. W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306: 1783-1785.

Stebbins, R. C. 2003. *Western Reptiles and Amphibians, Third Edition*. Houghton Mifflin, Boston.

Storfer A. 2003. Amphibian declines: future directions, *diversity and distributions especial issue: amphibian declines*, 9: 151-163.

Sugiura N. 1978. Further analysis of the data by Akaike's information criterion and the finite corrections. *Communications in Statistics A7*: 13-26.

Sullivan B. K; Ryan M. J; Verrell P. A. 1995. Female choice and mating system structure. En: Heatwole H., Sullivan B.K. (eds) *Amphibian Biology*, 2 en Social Behavior: 469-517.

Thomas W. Field P. Klump G. M. 1997. Some Aspects of Population Biology in the European Treefrog, *Hyla arborea*. *Herpetologica* 53: 321- 330.

Turner F. B. 1960. Population structure and dynamics of the western spotted frog, *Rana p. pretiosa* Baird & Girard, in Yellowstone Park, Wyoming. *Ecological Monographs* 30(3): 251-278.

Wells K.D. 2007. The ecology and behavior of amphibians. The University of Chicago Press, Chicago, EUA.