UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

Análisis de diversidad y variables ambientales de las comunidades de anfibios en ambientes fragmentados de la Sierra Madre del Sur de Guerrero, México

T E S I S

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

Salvador Hernández Rubio

DIRECTOR DE TESIS:
Dra. Leticia Margarita Ochoa Ochoa

(2024)

Universidad Nacional Autónoma de México
UNAM
Biblioteca Central
Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

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.

RESUMEN

En las últimas décadas muchas especies de anfibios han sufrido un grave declive de sus poblaciones y se considera que están sufriendo la peor crisis de extinción de toda su historia. Tan solo en México existen aproximadamente 164 especies amenazadas, lo cual equivale al 43% de la diversidad total del país. Las causas son diversas, sin embargo, uno de los factores más importantes atribuibles a la disminución de anfibios mexicanos se debe a la fragmentación de la vegetación, entendido como el proceso en el cual un paisaje homogéneo de vegetación se transforma en porciones de menor tamaño (parches), composición heterogénea e independientes entre sí al paisaje original. Debido a sus características fisiológicas y la sensibilidad de estos organismos a los desequilibrios de su entorno natural en el presente proyecto se evaluó la riqueza y abundancia de anfibios en relación con múltiples factores ambientales tanto a escala espacial local (variables meteorológicas y fisicoquímicas) como a escala espacial del paisaje (métricas del paisaje) de 11 fragmentos pertenecientes a 2 paisajes de la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México. Se establecieron 13 parcelas rectangulares (50 m de largo por 2 m de ancho) por cada paisaje para realizar al final un total 26 transectos en los meses de mayo, julio y septiembre del año 2019 para cubrir la estación húmeda (época de lluvias). Los parches RSN (paisaje A) y HOR (paisaje B) alcanzaron los valores más altos en función de la diversidad (H' y D'). En general a pesar de haber registrado el mismo número de especies en ambos paisajes los parches del paisaje A fueron los más grandes y los de mayor abundancia en comparación con los parches del paisaje B los cuales, además, mostraron mayor grado de aislamiento. En cuanto a la relación entre los diferentes conjuntos de variables ambientales respecto a la riqueza de especies (los cuales se realizaron con modelos de regresión) y la influencia de estas mismas en la distribución y composición de especies (a través de un análisis de correspondencias canónicas) los resultados sugieren que la variación en la diversidad y composición de anfibios en el paisaje A, se relacionaron con variables a escala del paisaje, particularmente con atributos estructurales como el área, perímetro, distancia al bosque y el aislamiento; en combinación con atributos locales, propiamente variables fisicoquímicas como los nitritos, pH y el sodio. Por otro lado, las variables que mejor explicaron la variación en la diversidad de anfibios en el paisaje B, se relacionaron con variables a escala local, particularmente con variables meteorológicas como la temperatura ambiental, la humedad relativa y factores como la cobertura vegetal; en combinación con atributos fisicoquímicos como la temperatura del agua y en un menor grado con atributos a escala del paisaje como el aislamiento y el área de los fragmentos. Finalmente, la fragmentación genera diversos cambios y efectos ante diferentes atributos del paisaje sobre distintas especies.

Agradecimientos

A mi familia, especialmente a mis padres Salvador y Magdalena † quienes me han apoyado incondicionalmente a lo largo de toda mi vida y que me han convertido en la persona que soy ahora. Gracias por siempre estar presentes y dar lo mejor de ustedes para cumplir mis sueños.

A mis hermanos Roberto y Cynthia por cada uno de sus consejos y porque siempre han estado y sé que estarán a mi lado para ayudarme sin importar las circunstancias.

De manera muy especial a mi novia Mariel por estar a mi lado en todo momento, te agradezco infinitamente por haberme acompañado en este largo camino, por creer en mi cuando yo mismo dudaba, y por alentarme a seguir adelante en los momentos más difíciles. Gracias no solo por apoyarme a sacar adelante este proyecto, sino también por cruzarte en mi camino y convertirte en mi compañera de vida. Te amo.

A mis grandes amigos de la carrera Anahí, Lizbeth, Vilchis y Mireya por estar en las buenas y en las malas, por todos los momentos y experiencias compartidas (dentro y fuera de la facultad) que atesorare por siempre.

A mi asesora Leticia un profundo agradecimiento por su dirección, tiempo, paciencia y atención brindada durante todo el proceso y desarrollo de este trabajo.

A Ricardo y a Víctor un enorme agradecimiento, por su amistad y por todo su apoyo en cada una de las salidas a campo (en los monitoreos, logística, identificación y procesamiento de los ejemplares, consejos y comentarios).

A las autoridades correspondientes y a cada uno de nuestros guías en los recorridos de las localidades visitadas: Atoyac de Álvarez, El Rincón de las Parotas, San Andrés de la Cruz, Santiago de la Unión, Río Santiago, El Paraíso, Tlaxcalixtlahuaca, Horcasitas, El Potrerillo Coapinole, Iliatenco y Pueblo Hidalgo. Que brindaron las facilidades durante la estancia y desarrollo del trabajo de campo.

A mi comité sinodal, por su tiempo, su apoyo y colaboración a lo largo de este proceso, y por las críticas, comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar este manuscrito.

Al M. en C. Noé Pacheco un agradecimiento muy especial por sus comentarios y revisión que sin duda fueron muy acertados y oportunos para la conclusión de este trabajo.

A CONACyT por el apoyo económico, sin el cual no habría sido posible la realización de este trabajo.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN 1

2. ANTECEDENTES 4

3. OBJETIVOS 6

3.1. Objetivo general 6
3.2. Objetivos particulares 6

4. HIPÓTESIS 7

5. MATERIALES Y MÉTODOS 8

5.1. Área de estudio 8
5.2. Diseño y Muestreo 9
5.3. Riqueza de especies 11
5.4. Diversidad de especies 12
5.5. Análisis del paisaje 13
5.5.1. Imágenes empleadas para los paisajes 14
5.5.2. Extensión de los paisajes y delimitación de los fragmentos 14
5.5.3 Métricas del paisaje (Variables a escala de paisaje) 15
5.5.4. Variables meteorológicas y fisicoquímicas (escala espacial local) 17
5.6. Relación entre conjuntos de variables 19
5.6.1. Análisis de colinealidad 19
5.6.2. Modelos de regresión lineal 21
5.6.3 Análisis Correspondencias Canónicas (ACC) 24

6. RESULTADOS 25

6.1. Riqueza y abundancia de especies (diversidad alfa) 25
6.2. Diversidad de especies 31
6.3. Análisis del Paisaje 32
6.3.1. Extensión de paisajes y delimitación de fragmentos 32
6.3.2. Métricas del paisaje 33
6.3.3. Análisis de Variables Ambientales 36
6.3.3.1. Variables fisicoquímicas (calidad del agua) 37
6.3.3.2. Variables meteorológicas 43
6.4. Relación entre conjuntos de variables 46
6.4.1. Análisis de colinealidad 46
6.4.2. Modelos de Regresión lineal Simple 47
6.4.3. Modelos de regresión lineal Múltiple 52
6.4.3.1. Selección y validación de los modelos de regresión lineal múltiple 53
6.4.4. Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) 54

7. DISCUSIÓN 58

7.1. Riqueza de especies y abundancia (diversidad alfa) 58
7.2. Diversidad de especies 59
7.3. Relación entre conjuntos de variables 61
7.4 Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) 63

8. CONCLUSIONES 65

9. REFERENCIAS: 67

ANEXOS 78

1. INTRODUCCIÓN

El término fragmentación ha adoptado diferentes definiciones por distintos autores a lo largo de los años, debido principalmente a los diferentes enfoques para estudiarlo (Faaborg *et al.*, 1993). Por un lado, algunos autores consideran a la fragmentación como un "proceso" causado por la pérdida progresiva de hábitat dando como resultado la división de parches cada vez más pequeños y aislados, es decir, que ambos procesos (perdida de hábitat y fragmentación del ambiente) ocurren de manera simultánea (Arasa-Gisbert *et al.*, 2021). En contraste a esta definición otros autores sugieren que la cantidad de hábitat y su grado de fragmentación son diferentes "patrones" del paisaje y los efectos de ambos atributos pueden ocurrir (y por lo tanto estudiarse) de manera independiente (Arasa-Gisbert *et al*., 2021; Fahrig, 2003). Sin embargo, para entender de manera general este término y sus efectos sobre la biodiversidad sin ahondar mucho en este debate (ya que suelen ir de la mano y estar íntimamente relacionados entre sí) podemos decir que la fragmentación es un fenómeno que ocurre cuando un paisaje conformado por grandes y continuas extensiones homogéneas de vegetación se transforman en porciones dispersas de menor tamaño y de composición heterogénea dando como resultado parches de vegetación (parches, islas o manchas) aislados e independientes entre sí al paisaje original (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; Faaborg *et al.*, 1993; Fahrig, 2003).

La fragmentación no sólo causa pérdida en términos de cantidad de cobertura vegetal, y genera porciones más pequeñas de parches aislados como resultado de un proceso de división, sino que además se modifican las propiedades de la vegetación original restante y provoca que el efecto más directo sea la pérdida del hábitat y la disminución de la conectividad ecológica (Fahrig, 2003; Van den Berg *et al*., 2001). En este sentido, la alteración de dicha conectividad, vista como la capacidad del paisaje que le permite a los organismos desplazarse para la obtención de recursos, nos hacer ver a la fragmentación como una de las más importantes amenazas para el óptimo mantenimiento de los ecosistemas y de las especies silvestres, ya que compromete seriamente sus procesos vitales entre los que destacan la capacidad de desplazamiento para alimentarse, refugiarse o reproducirse, esto provoca que dichos organismos queden aislados y se dificulte su dispersión, lo cual altera la dinámica poblacional de dichas especies (Gurrutxaga y Lozano, 2006; Hernández-Ramírez, 2014).

Los cambios en el paisaje suelen manifestarse como patrones discontinuos de distribución y disposición espacial para las especies (parches de bosque aislados de diferente tamaño y configuración) como resultado del proceso de fragmentación. Dichos patrones son de suma importancia para tratar de entender cómo las especies responden o han respondido a este nuevo proceso de estructuración en sus comunidades (Arasa-Gisbert *et al.*, 2021; Gurrutxaga y Lozano, 2006; Santos y Tellería,

2006). Estas respuestas pueden verse reflejadas principalmente en factores como la riqueza de especies entre sitios (parches) y con ello la necesidad de estudiar la adaptación de algunos organismos respecto su ambiente (Espinosa *et al*., 2002).

Visto de esta forma se debe aclarar que la fragmentación ocurre como un evento natural en el cual se altera el medio, ya sea por viento, tormentas, derrumbes, fuegos, depredación, forrajeo, entre muchos otros factores que al final generan mosaicos de diversa estructura vegetal y con distintas comunidades ecológicas (Navarro *et al.*, 2015). Por otro lado, es crucial entender que los ambientes fragmentados tienden a incrementarse como resultado de la transformación de los paisajes, ocasionados principalmente por las actividades humanas y del descontrolado manejo que se tiene de los recursos naturales, principalmente, la deforestación para expansión de terrenos agrícolas o ganaderos y para urbanizar (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; Navarro *et al.*, 2015; Peltzer, 2006).

Es importante destacar que este fenómeno de la fragmentación actúa de diferente manera sobre las especies ya que opera bajo distintas escalas espaciales y temporales (Múgica *et al*., 2002). Por ejemplo, es posible que ciertas especies presenten un grado de sensibilidad menor ante un ambiente fragmentado (especies más tolerantes), ya sea por poseer mayor capacidad de dispersión, ciclos de vida más cortos, alta fecundidad y/o un mayor rango de tolerancia a la perturbación, mientras que a otras tantas (especies menos tolerantes) les resulte sumamente perjudicial habitar en los bordes de la vegetación por contar con un alto grado de sensibilidad a condiciones ambientales extremas (Hernández-Ramírez, 2014). Condiciones extremas que en este sentido, se reflejarían por ejemplo, en el tamaño y la forma de los fragmentos, los cuales como atributos de la propia configuración del paisaje, condicionarían de primera instancia y en gran medida las posibilidades de mantener a ciertas poblaciones, y por ende, la estructura y composición de las comunidades (Múgica *et al.,* 2002).

Dentro de los diferentes grupos taxonómicos donde se han estudiado los efectos de la fragmentación, los anfibios han resultado ser uno de los grupos particularmente más vulnerables y afectados negativamente (Pineda y Halffter, 2004; Russildi-Gallegos, 2015) debido a que son un grupo altamente diverso, que ha logrado adaptarse a distintos hábitats, además de presentar formas y tamaños muy variados (Vitt y Caldwell, 2014). La mayoría de los anfibios se caracterizan por presentar dos fases a lo largo de su vida, una completamente acuática (larvas) y otra terrestre (adultos) (Cervantes, 2017; Hall y Henry, 1992). A diferencia de otros vertebrados terrestres, poseen una piel húmeda, lisa y glandular, altamente permeable al agua, su dependencia a cuerpos de agua y a requerimientos ambientales específicos, los hace vulnerables a los cambios químicos y físicos tanto en ambientes terrestres como acuáticos (Pineda y Halffter, 2004; Vitt y Caldwell, 2014). Por lo anterior, el desequilibrio en las concentraciones de iones y la mala calidad de este recurso tan importante como lo es el agua del ambiente en el que habitan y las alteraciones de conectividad espacial provocadas por la fragmentación, son los desafíos más importantes a los que se

enfrentan dichos organismos (Peltzer, 2006; Van den Berg *et al*., 2001; Vitt y Caldwell, 2014)

Las comunidades de anfibios de manera natural se enfrentan a múltiples factores ambientales que influyen directamente en la dinámica de sus comunidades. Además, se sabe que las actividades humanas han tenido y tienen efectos perjudiciales de gran alcance, cuestión que sin duda ha provocado un aumento y una proliferación de factores perjudiciales para dichos organismos los cuales terminan por ser afectados a tal punto que muchas veces les es imposible sobrevivir (Boone *et al*., 2007). Tal es el caso de la calidad de agua, que si bien se refiere a ese conjunto de características tanto físicas como químicas y microbiológicas que la definen, entendiéndolo como "aquellas condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga un ecosistema equilibrado" (Sierra, 2011). Resulta, bajo estos términos, sumamente importante, ya que contribuye a mantener a toda la red trófica general y que un desequilibrio u oscilaciones drásticas en sus propiedades, debido principalmente a la contaminación por residuos domésticos, industriales o agronómicos (Boyer y Grue, 1995; Roldán, 1999), aunado a las consecuencias del proceso de fragmentación, puede afectar negativamente la supervivencia no solo de los anfibios sino de todo ser vivo que dependa de este recurso (Boyer y Grue, 1995).

Los anfibios se distinguen por su baja capacidad de dispersión (poca vagilidad y alta filopatría), sumado a sus características fisiológicas particulares, las cuales los caracterizan como excelentes bioindicadores (en términos de calidad y estado de un ecosistema) del grado de perturbación del ambiente (Peltzer, 2006; Pineda y Halffter, 2004; Pizano, 2014). Por lo que, en los últimos años el interés por evaluar su estado de conservación ha aumentado, ya que se encuentran amenazados y sus poblaciones disminuyen rápidamente conduciendo a muchas especies al borde de la extinción (Cervantes, 2017; Pineda y Halffter, 2004; Stuart *et al.*, 2004). Tan solo en México de las más de 400 especies registradas (Amphibian Species of the World, 2023), 164 se encuentran amenazadas, es decir el 43% de la riqueza total.

Dicho lo anterior y a modo de ejemplo, de acuerdo con Lehtinen *et al.* (2003) existen estudios donde se examinan los efectos provocados por la fragmentación y las afectaciones en la riqueza, abundancia y diversidad de este grupo. Estos estudios han sugerido que la transformación del ambiente por acciones antropogénicas es una de las causas más considerables que han ocasionado las disminuciones registradas en la población global de anfibios (Pacheco-Flores, 2016; Pineda y Halffter, 2004).

2. ANTECEDENTES

Los estudios sobre ambientes fragmentados se han abordado desde los años 60 bajo dos fundamentos teóricos: (1) la teoría de biogeografía de islas desarrollada por MacArthur y Wilson, (1967) que explica la relación directa que existe entre el tamaño de una isla (el área) y el número de especies que pertenecen a dicha isla como resultado de un equilibrio dinámico entre las tasas de inmigración y las tasas de extinción (Collinge, 1996; Peltzer, 2006); y (2) la teoría de metapoblaciones desarrollada por Levins (1969) que explica la dinámica de las poblaciones de especies que ocupan ambientes irregulares. Levins (1969) definió el término de metapoblación como un conjunto de grupos espacialmente separados de individuos conespecíficos. El modelo de Levins asume que hay poblaciones locales en parches discretos de hábitat las cuales presentan conectividad por dispersión. Estas poblaciones transitorias se encuentran propensas a colonizaciones y extinciones periódicas, mientras que la metapoblación en conjunto se mantiene indefinidamente. Este modelo puede aplicarse para predecir el umbral de persistencia de las especies presentes en parches de hábitat (Collinge, 1996).

En México el tema de fragmentación ha adquirido mayor interés en los últimos años (Contreras, 2018; Cristóbal, 2015; Cudney, 2016; Garmendia, 2013; Hernández, 2014; Herrera, 2016; Leautaud, 2014; Smith, 2018). En temas de herpetofauna por mencionar un par de ejemplos, López (2012) en un estudio sobre reptiles en las zonas desérticas de Baja California Sur encontró que la mayor riqueza de especies registradas se encontró en áreas sin perturbación en comparación con parches transformados aledaños. Además encontró que el tamaño de los parches condicionó la propia riqueza de especies, un aspecto predicho en la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur y Wilson, 1967). En anfibios, un estudio realizado por Matías-Ferrer (2016) sobre poblaciones de anuros en la selva de Los Tuxtlas reveló una reducción en la talla y condición corporal en *Dendropsophus ebraccatus* conforme aumentaba el grado de perturbación del ambiente consecuencia de la fragmentación.

Este interés por el estudio de la fragmentación en México se debe principalmente a la notable diversidad biológica presente, la cual está dada por factores como la posición geográfica y la historia geológica del país (SEMARNAT, 2016). El territorio mexicano en este sentido, se caracteriza por una variada topografía muy particular, con amplias serranías, cadenas volcánicas y mesetas (SEMARNAT, 2016). Un claro ejemplo es la región biogeográfica de la Sierra Madre del Sur (SMS), considerada como una de las regiones más heterogéneas de México y posiblemente la más rica en diversidad y endemismos tanto para la herpetofauna como para los vertebrados en general (Luna-Vega *et al*., 2016). Sin embargo, la SMS, así como también ha ocurrido en otras regiones del país con elevada diversidad biológica como lo mencionan en Castro-Navarro *et al*. (2017), enfrenta varios problemas en términos de conservación como la deforestación y el cambio en el uso del suelo, relacionados a actividades humanas que han provocado modificaciones a los paisajes y fragmentación en los ecosistemas, causando así afectaciones negativas a dicha biodiversidad (Castro-Navarro *et al*., 2017; SEMARNAT, 2016).

La SMS desde el punto de vista fisiográfico, está formada por un conjunto de serranías, entre las múltiples brechas que la componen, su tramo principal es aquel que abarca la parte central de los estados de Guerreo y Oaxaca (Luna-Vega *et al*., 2016). Particularmente, el estado de Guerrero ocupa el cuarto lugar del país en términos de diversidad herpetológica con 259 especies registradas (78 anfibios, 181 reptiles) (Palacios-Aguilar y Flores-Villela, 2018). Sin embargo, el conocimiento herpetofaunístico tanto en Guerrero como de manera general en la SMS, aún se encuentra en etapa de inventario debido a que todavía existen muchas regiones que no han sido exploradas por lo que se sospecha que el estado de Guerrero es aún más diverso de lo que actualmente se conoce (Blancas, 2010; Luna-Vega *et al*., 2016). Por esta misma razón, los trabajos de inventarios herpetofaunísticos (Blancas, 2010; Hernández, 1989; Muñoz, 1988; Palacios, 2016) y de descripciones de nuevas especies (Adler, 1965, 1966; Adler y Dennis, 1972; Snyder, 2015) son mayores por sobre aquellos trabajos que abordan temas relacionados con la pérdida del hábitat y la perturbación antropogénica, más específicamente la fragmentación y no es para menos si consideramos que la información de los inventarios faunísticos es fundamental para dar lugar a los avances de otras áreas biológicas y ecológicas (Blancas, 2010). Un ejemplo de trabajos relacionados con temas de fragmentación en Guerrero, es el trabajo de Santos-Barrera y Urbina-Cardona (2011) donde estudiaron la dinámica de cinco especies de ranas y dos especies de salamandras en fragmentos de bosque mesófilo adyacentes a zonas de cultivo de café y maíz en el estado donde encontraron que estos anfibios preferían los fragmentos con cafetales sobre aquellos con cultivos de maíz debido a que los cafetales reducían el efecto de borde en fragmentos de bosque mesófilo y mejoraban de esta manera la conectividad entre dichos fragmentos y por ende la calidad del ambiente para las especies que habitan en el interior del bosque.

En ambientes fragmentados causados principalmente por actividades humanas, la urbanización, la ganadería y la expansión de la agricultura (entre otras actividades) generan consecuencias ambientales negativas como la degradación de suelos, pérdida de nutrientes, contaminación por uso excesivo de fertilizantes y alteraciones en calidad del agua. Todo lo anterior tiene, a su vez, un impacto sobre los ciclos de vida de diversas especies y sobre sus relaciones tróficas (SEMARNAT, 2016). En este sentido, respecto a las variables ambientales, particularmente la calidad de agua y sus efectos en la herpetofauna, existen algunos trabajos como el de Marco (2002) en el que hace una revisión detallada de estudios realizados con anfibios y describe cuáles son las posibles causas y efectos de la contaminación global por nitrógeno, lo cual ha contribuido enormemente al declive poblacional de este grupo de animales. Por otro lado, Hall y Henry (1992) al estudiar la susceptibilidad tanto de anfibios como de reptiles a los pesticidas o plaguicidas liberados al ambiente como consecuencia de la producción de productos químicos para su venta y uso, encontraron que los anfibios son altamente sensibles a los pesticidas tolerables para otros vertebrados como los peces, además de que las normas de seguridad establecidas que son adecuadas para cierto tipo de vertebrados (aves y mamíferos), no lo son para los anfibios. También, en un estudio realizado por Fontenot et *al*. (2000) documentan la bioacumulación de residuos bifenilos policlorados (PCB) en tejidos de ranas (*Aquarana* [*Rana*] *catesbeiana* y *A*. [*R*.] *clamitans*) y serpientes de agua del norte (*Nerodia sipedon*) donde se comparó una

cuenca contaminada y dos sitios de referencia en el estado de Carolina del Sur, Estados Unidos. Boyer y Grue (1995) respaldan la necesidad de desarrollar parámetros y criterios de calidad de agua para anfibios tanto en agroecosistemas como en otros hábitats, ya que consideran este aspecto como uno de los principales factores responsables de la disminución de sus poblaciones a nivel mundial. Además, Boone *et al.* (2007) estudiaron diferentes larvas de especies de anfibios (*Anaxyrus* [*Bufo*] *americanus*, *Lithobates sphenocephalus*, *A. catesbeianus*, *Ambystoma maculatum*) y el pez (*Lepomis macrochirus*) y determinaron que la combinación de múltiples factores como el uso de insecticidas y otros químicos como el nitrato de amonio presente en fertilizantes, pueden afectar negativamente a algunas especies de anfibios y generar malformaciones o retrasos en sus procesos de metamorfosis.

Más recientemente, Hernández-Rosas (2011) estudió la calidad del agua, en términos de concentración de amonio, nitritos y nitratos, en poblaciones de jóvenes post-metamórficos de *Rhinela horribilis* (antes *Rhinella marina*) de la costa de los estados de Colima y Jalisco, donde a pesar de no haber encontrado un efecto negativo sobre la tasa de supervivencia de los jóvenes post-metamórficos, refuerza la idea para futuros estudios en los que se pretenda relacionar la situación poblacional de cualquier otra especie de anfibio y alguna de las amenazas potenciales que sufren relacionadas a condiciones ambientales desfavorables.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar la relación entre diferentes variables ambientales y la diversidad de anfibios en ambientes fragmentados de la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México.

3.2. Objetivos particulares

- Estimar la diversidad de especies (riqueza y abundancia) de anfibios en los ambientes fragmentados de la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México.
- Examinar si la diversidad de especies (riqueza y abundancia) se relaciona con las características espaciales y estructurales de los paisajes como la forma, ubicación y/o tamaño de los fragmentos determinados a través de imágenes de satélite.
- Explorar la relación entre la diversidad de especies de anfibios y las características fisicoquímicas del agua a escala espacial local y/o tipos de cuerpo de agua.
- Examinar si la diversidad de especies se encuentra relacionada con variables climáticas a escala espacial local como la temperatura ambiental y/o la humedad relativa.

- Evaluar la relación entre los conjuntos de variables a escala del paisaje y a escala local medidas en cada fragmento y a la diversidad de especies.
- Evaluar la influencia de las variables ambientales (locales y del paisaje) en la distribución y composición de especies de anfibios en los ambientes fragmentados muestreados de la Sierra Madre del Sur, Guerrero, México a través de un ACC.

4. HIPÓTESIS

H1: De acuerdo a la teoría de biogeografía de islas y los trabajos particulares de Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona (2008) y López (2012) se plantea que fragmentos pequeños tendrán menor número de especies y fragmentos más grandes un mayor número de especies, esto acorde con lo planteado en la teoría de biogeografía de islas de MacArthur y Wilson (Whittaker *et al.*, 2008).

H2: Dado que las concentraciones de nitratos (y en general de nitrógeno) en los cuerpos de agua cercanos a zonas agrícolas y ganaderas (como arroyos o charcas temporales) superan frecuentemente valores tóxicos para los vertebrados acuáticos, principalmente por la fertilización de cultivos, lo cual provoca una disminución masiva en poblaciones de anfibios y peces de acuerdo con Marco (2002) se espera que a mayor nivel de nitratos (ppm) en los distintos cuerpos de agua habrá un menor número tanto de individuos como de especies que en cuerpos de agua con menor nivel de nitratos.

H3: Si bien los anfibios dependen de fuentes de agua para su reproducción y desarrollo, cambios muy drásticos en variables como el pH pueden resultar críticas para la supervivencia de especies según Henao-Muñoz y Bernal-Bautista (2011) se espera que la mayor abundancia de especies se encuentre en aquellos fragmentos que tienen cuerpos de agua con un pH cercano al valor neutro 7.

5. MATERIALES y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El estado de Guerrero se encuentra en la porción Suroeste de México entre las coordenadas geográficas 18° 54' - 16° 18' N y 97° 57' - 102° 11' O. Con una superficie de 63, 620.67 km^2, representa el 3.2% del territorio nacional convirtiéndolo en el 14° estado más grande del país. Limita geopolíticamente con el Estado de México, Morelos y Puebla al Norte, Oaxaca al este, Michoacán al oeste y norte y el océano Pacífico al sur (INEGI, 2018). Biogeográficamente abarca cuatro provincias: una pequeña porción del Faja Volcánica Transmexicana, la mayor parte de la Depresión del Balsas, la porción noroeste de la Sierra Madre del Sur y una parte de la Costa del Pacífico (CONABIO, 1997; Pérez-Ramos et *al*., 2000).

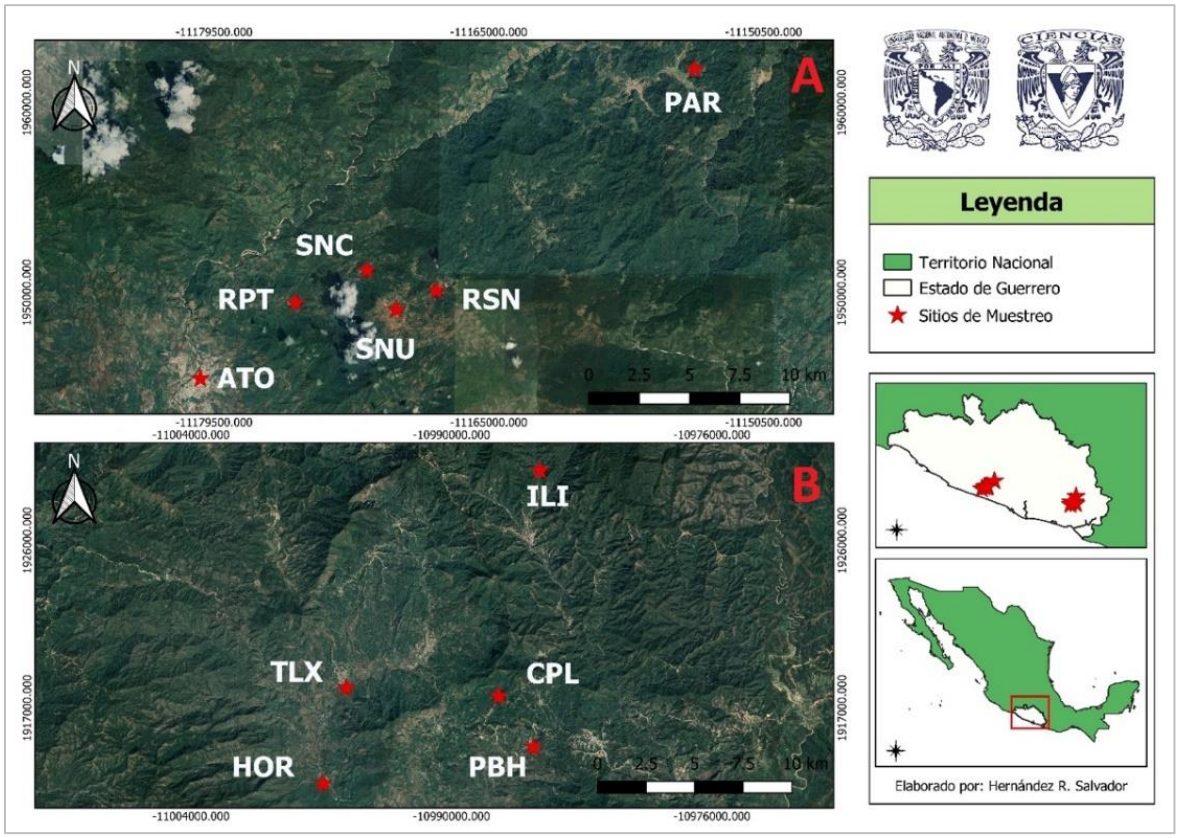


Figura 1. Mapa del área de estudio con los sitios de muestreo marcados con sus respectivos códigos para cada localidad.

Debido a que el presente trabajo surge del proyecto titulado "Identificación de sitios prioritarios para la conservación de los anfibios de México" por parte de la Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), la selección de los paisajes y los sitios de monitoreo se determinó previamente por dicho proyecto (a partir de la generación de modelos de áreas de distribución) y por esta razón se tomaron en cuanta dos paisajes específicos como se muestran en la Figura 1.

El paisaje A se encuentra en el municipio de Atoyac de Álvarez ubicado al suroeste de la capital del estado, en la región Costa Grande, entre las coordenadas geográficas 17° 03' - 18° 32' N, y los 100° 05' - 100° 34' O. Limita con los municipios de San Miguel Totolapan, Ajuchitlán del Progreso y Heliodoro Castillo al norte, con el municipio de San Jerónimo al sur, con Coyuca de Benítez y Chilpancingo al este y con el municipio de Técpan de Galeana al oeste (INEGI, 2018).

El paisaje B se encuentra en el municipio de San Luis Acatlán ubicado en la región Costa Chica, al sur de la capital Guerrerense, entre las coordenadas geográficas 18° 32' - 16° 41' N y 98° 03' - 98° 51' O. El municipio limita con Zapotitlán Tablas, Tecoanapa, Malinaltepec y Metlatonoc al norte; con Azoyú o Cópala al sur; con Igualapa al este y con Cuautepec y Ayutla de los Libres al oeste (INEGI, 2018).

5.2. Diseño y Muestreo

Al inicio de la investigación se llevó a cabo una visita prospectiva al área de estudio. Para el municipio de Atoyac de Álvarez, se seleccionaron seis fragmentos en seis distintas localidades (Figura 1A): Atoyac de Álvarez (ATO), El Rincón de las Parotas (RPT), San Andrés de la Cruz (SNC), Santiago de la Unión (SNU), Río Santiago (RSN) y El Paraíso (PAR). Para el municipio de San Luis Acatlán se muestrearon cinco fragmentos en cinco localidades (Figura 1B): Tlaxcalixtlahuaca (TLX), Horcasitas (HOR), El Potrerillo Coapinole (CPL), Iliatenco (ILI) y Pueblo Hidalgo (PBH).

Cuadro 1. Nombre de las localidades, abreviatura y visitas durante el estudio de cada municipio.

Atoyac de Álvarez (**Paisaje "A"**)			San Luis Acatlán (**Paisaje "B"**)		
Localidad	**Abreviatura**	**# Visitas**	**Localidad**	**Abreviatura**	**# Visitas**
Atoyac de Álvarez	ATO	1	Tlaxcalixtlahuaca	TLX	3
El Rincón de las Parotas	RPT	3	Horcasitas	HOR	3
San Andrés de la Cruz	SNC	2	El Potrerillo Coapinole	CPL	2
Santiago de la Unión	SNU	1	Iliatenco	ILI	3
Río Santiago	RSN	3	Pueblo Hidalgo	PBH	2
El Paraíso	PAR	3			

Se realizaron tres salidas de campo con duración de 12 días cada una en cada paisaje, en los meses de mayo, julio y septiembre del año 2019 con la intención cubrir gran parte de estación húmeda desde sus inicios. Durante la investigación se muestrearon los 11 paisajes de bosque y en cada paisaje, se establecieron parcelas de muestreo.

El muestreo se llevó a cabo a través de búsqueda activa en parcelas rectangulares (50 m de largo por 2 m de ancho) y se establecieron 13 parcelas por cada paisaje para realizar al final un total 26 transectos.

Las distancias de los fragmentos fueron medidas con un distanciómetro láser marca Trotec y se marcaron con cinta reflejante el inicio y final. Para cada transecto se tomaron las coordenadas geográficas correspondientes, así como también la altitud (685 m s.n.m en promedio). El muestreo y recolecta se realizó únicamente por la noche mediante búsqueda activa principalmente, porque al ser la época de reproducción dada la temporada de lluvias, los cantos característicos de los machos permitieron detectarlos fácilmente (Gallina y López-González, 2011).

Para todos los ejemplares colectados en cada uno de las parcelas se tomaron los siguientes datos: especie, hora del registro, actividad a la hora del registro, microhábitat (sitio exacto donde el organismo se encontraba: sobre vegetación o a orillas de algún cuerpo de agua, sobre la hojarasca o sobre una piedra), sexo, longitud hocico-cloaca, longitud de la tibia. Adicionalmente tomó un registro fotográfico con una cámara digital Olympus Stylus tough TG -6. Además, para evitar sobrestimar la abundancia dentro de una misma salida, los ejemplares capturados a lo largo de los transectos fueron marcados por medio de un corte de falanges (uno solo), para evitar recapturas en los muestreos subsiguientes (Figura 2).

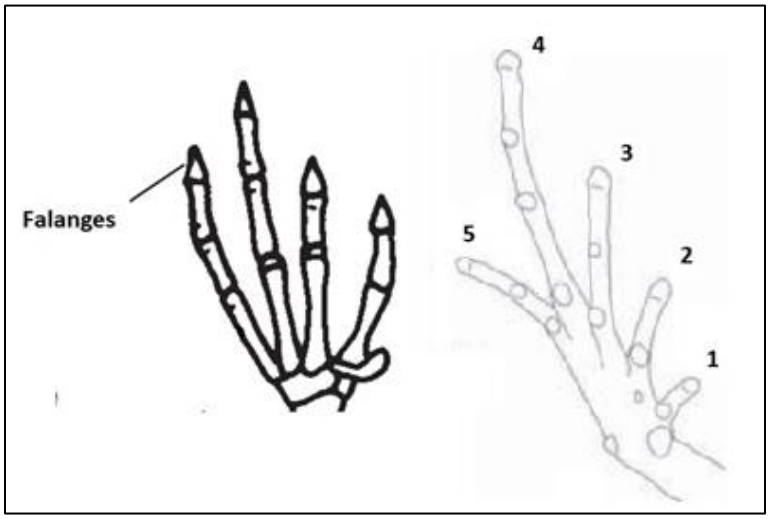


Figura 2. Esquema de falanges y secuencia de dedos seleccionada para al marcaje de organismos modificado de Canseco-Márquez y Gutiérrez-Mayén (2010) y de Vitt y Caldwell (2014) (falange 1 para el paisaje A y falange 5 para el paisaje B).

Esta última parte del método (al igual que el resto del protocolo del proyecto) fue revisada, evaluada y aprobada por la Comisión de Ética y Responsabilidad Científica de la Facultad de Ciencias de la UNAM (Noguera, 2020). La técnica de corte de falanges es una práctica que es ampliamente utilizada, aunque ha sido recientemente cuestionada dadas las implicaciones éticas hacía el apropiado tratamiento de los organismos de estudio sin embargo, como menciona Perry *et al*. (2011) su aplicación debe considerarse aceptable siempre y cuando se satisfagan las necesidades de estudio.

Es importante mencionar que en cada sitio de muestreo y en cada visita fueron recolectados un máximo de dos ejemplares de cada especie, y fueron puestos en libertad todos aquellos que no formaron parte de dicha colección en el mismo microhábitat en el que se recolectaron originalmente. La recolecta de ejemplares se realizó con el propósito de incrementar el acervo biológico de la región y obtener una muestra representativa de ejemplares. Todos los ejemplares recolectados fueron identificados, catalogados y depositados en la colección de anfibios y reptiles del Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias, UNAM. La colecta se llevó a cabo bajo el permiso FAUT-0317 emitido a Leticia M. Ochoa-Ochoa. Para cada localidad y por cada salida se realizó la limpieza del material de campo (guantes, botas, redes, y demás material) con cloro al 10%, al inicio y final de cada muestreo, esto con el fin de evitar la dispersión de patógenos.

5.3. Riqueza de especies

Para cada uno de los sitios de muestreo se obtuvo la riqueza especifica (número de especies) y abundancia de especies (número de individuos). Se construyó una curva de acumulación de especies para evaluar la relación entre el esfuerzo de muestreo (unidades de muestreo) y el número de especies observadas en la zona de estudio (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), además, se utilizaron tres estimadores no paramétricos (ACE, Chao1 y Bootstrap) debido a que no asumen distribuciones particulares, su cálculo es sencillo y son relativamente efectivos (Escalante, 2003). ACE es un estimador que utiliza datos de abundancia y se basa en estimaciones cuyos datos tienen diez o menos individuos por muestra (Bautista-Hernández et *al.,* 2013). Chao 1 es un estimador basado en el número de especies raras en la muestra, utiliza datos de incidencia, y considera la relación entre el número de especies únicas (aquellas con sólo un registro) y el número de especies duplicadas (compartidas entre muestras) (Moreno, 2001). Finalmente el estimador Bootstrap estima la riqueza de especies a partir de la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie (Bautista-Hernández et *al*., 2013; Moreno, 2001). Todas las estimaciones se llevaron a cabo mediante el programa EstimateS versión 9.1.0 con las opciones prestablecidas en el programa (se realizan 100 corridas o número de aleatorizaciones del orden de la muestra para los estimadores y después estima cada uno de los 26 nodos o muestras para la rarefacción y extrapolación). Con base a los valores máximos de riqueza

predicha por los estimadores, se determinó el porcentaje de especies observadas que fueron capturadas durante este estudio.

5.4. Diversidad de especies

Para estimar la diversidad de especies en cada fragmento sin prescindir de la importancia según el tipo de índice a todas las especies y determinar la diversidad a diferentes escalas de agregación, se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaner (H) y el índice de Simpson (D). H es un índice de equidad y considera el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una muestra (un parche), toma en cuenta la abundancia de cada especie (incluye especies raras) y qué tan uniformemente se encuentran distribuidas (Álvarez *et al*., 2006; Moreno, 2001).

La fórmula matemática del índice de Shannon-Werner es:

$$H = \sum_{i=1}^{S} p_i \ log_{10} \ p_i$$

Donde:

H = índice de diversidad de Shannon

p_i = Proporción (número) de individuos de la especie $_i$ de la muestra (ni/N)

S = Número de especies en la muestra

N = Número total de individuos en la muestra

El índice de Simpson (D) es un índice de dominancia que toma en cuenta las especies que están mejor representadas (especies más dominantes) sin considerar el resto de las especies de la muestra, es decir, está influenciado por las especies más abundantes. Particularmente este índice estima la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra correspondan a la misma especie (Álvarez et *al*., 2006; Moreno, 2001).

La fórmula matemática del índice de Simpson al ser su valor inverso a la equidad (1 - D), puede calcularse como:

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} (p_i)^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i, es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

El índice de Simpson es una de las medidas de diversidad más significativas y sólidas disponibles ya que toma la variación de la distribución de la abundancia de las especies (con tamaños de muestra relativamente pequeños) y es fácilmente interpretable (cuanto más se acerca el valor de D a 1 mayor es la diversidad de la muestra) (Magurran, 2004).

5.5. Análisis del paisaje

Es importante mencionar que existen distintas maneras de evaluar las dinámicas del paisaje, porque muchas veces dependen del tipo de datos, la manera de recopilarlos y los objetivos de la investigación, lo cual da como resultado que se aborde de diferente manera. Sin embargo, se comparte el mismo principio de caracterizar y representar lo mejor posible la heterogeneidad espacial (McGarigal *et al.,* 2002*)*.

En este sentido, y con base en la clasificación sugerida por McGarigal *et al.* (2002), se manejó un método y procesamiento del tipo "mapas categóricos" o "mosaico de parches" en la cual, los parches (áreas homogéneas) y sus límites pueden designarse cualitativamente a través de la interpretación visual de los propios datos ya sea por medio de la generación de polígonos o líneas digitalizadas a partir de la aplicación de fotografías aéreas para delimitar los bordes alrededor de los parches.

Estos parches o fragmentos vistos como unidades o elementos básicos que componen a un paisaje han sido definidos de múltiples maneras a lo largo de los años como resultado del enfoque y preferencia de muchos investigadores, sin embargo deben ser definidos siempre en relación con el fenómeno estudiado (McGarigal *et al.*, 2002). Es por ello que, de acuerdo las características descritas por Saunders *et al.* (1991) los definiremos como áreas (porciones de tierra) de tamaño, forma y aislamiento variable, así como de composición vegetal distinta, situados en diferentes posiciones dentro de un paisaje.

5.5.1. Imágenes empleadas para los paisajes

La teledetección y los estudios basados en la detección remota se han considerado recientemente como una herramienta poderosa y muy útil, que permiten trabajar a escalas espaciales grandes, lo que da lugar a múltiples aplicaciones de monitoreo, como es particularmente la fragmentación y las cuestiones que involucran a la ecología del paisaje (Lara, 2016; Sánchez-Díaz, 2018).

Por lo anterior, el área de los paisajes se determinó a partir de imágenes satelitales Landsat 8 con resolución espacial de 30 m^2 por pixel (una imagen por cada paisaje) adquiridas el 28 de julio del 2018 (con un 19.30% de nubosidad y una inclinación del sol de 81.42°) para el paisaje "A" y el 21 de julio del 2018 (con un 2.04% de nubosidad y una inclinación del sol de 78. 83°) para el paisaje "B". Las cuales fueron descargadas a partir del visor satelital "Libra" y posteriormente sometidas a procesos de georreferenciación (Sánchez-Méndez y Arguijo-Hernández, 2018).

Debido a que cada una de las imágenes Landsat 8 está constituida por 11 bandas espectrales las cuales cubren un rango específico de micrómetros y permite registrar diversas características y objetos asociados a la superficie como: suelos, vegetación, cuerpos de agua, primero fue necesario llevar a cabo un pre procesamiento de las bandas mediante el complemento de clasificación semiautomático "SCP" (Semi-Automatic Classification Plugin). Posteriormente se realizó la combinación de dichas bandas con el propósito de obtener la visualización más adecuada que permitiera reconocer fácilmente áreas fragmentadas y zonas de cultivo. La combinación realizada, con ayuda del software QGIS versión 3.6, fue dada por la selección de las bandas 4, 3 y 2 (en ese orden) las cuales reflejan el color natural de la superficie (Sánchez-Méndez y Arguijo-Hernández, 2018).

5.5.2. Extensión de los paisajes y delimitación de los fragmentos

En el programa QGIS 3.6 se estableció un buffer circular de 10 km^2 de extensión a cada una de las localidades visitadas para lograr unificar a todos los sitios de muestreo, para eliminar así posibles efectos frontera y de este modo estandarizar las métricas posteriores de cada paisaje las cuales solo se cuantifican al tomar el patrón de cada paisaje (continuo) dentro de un cierto límite designado (McGarigal *et al.,* 2002).

Los parches (o fragmentos) se delimitaron en función de los sitios en donde se marcaron los transectos y al tomar como base las imágenes Landsat se trazó primero el contorno de todo el parche circundante con una línea y posteriormente se generó un polígono definido por cada uno de los pixeles que se empalmaron con dichas líneas.

5.5.3 Métricas del paisaje (Variables a escala de paisaje)

Una vez obtenidas las coberturas de los parches dentro de cada paisaje se consideraron solamente los parches, sin tomar en cuenta los tipos de vegetación que los rodean, se estimaron diferentes métricas para evaluar el grado de fragmentación en cada paisaje y caracterizar cada parche mediante la aplicación de índices que permitieran evaluar su tamaño, forma y grado de aislamiento. Los índices se seleccionaron con base en su importancia para conocer de manera rápida y fácil la configuración estructural del área de estudio y por su amplio uso en la ecología del paisaje (García y Saura, 2005; McGarigal *et al*., 2002; Saura, 2004). Los índices utilizados fueron:

1. Tamaño medio o área del parche (ha).
2. Longitud de borde o perímetro del parche (Km) considerado como la línea de pixeles límite del polígono correspondiente a cada parche.
3. Tamaño del parche más grande (expresado en porcentaje respecto todos los parches correspondientes a cada paisaje).
4. Distancia media a la porción de bosque más cercano (m).
5. Aislamiento (Km) como la distancia media de cada parche al parche vecino más cercano.
6. Forma o geometría de los parches (estandarizada en una relación perímetro/área).

La forma de los parches particularmente se estimó a través de cuatro índices estándar, los cuales han sido ampliamente utilizados en los análisis de forma de fragmentos (Montero-Muñoz y Sáenz, 2007; Pincheira-Ulbrich *et al.,* 2009; Trani y Giles, 1999):

(1) *Índice de Diversidad de la Forma* propuesto por Patton (1975), adaptado por Laurance y Yensen (1991) para unidades métricas en hectáreas (ha) el cual está dado por la siguiente fórmula:

$$SI = \frac{P}{200[(\pi \cdot TA)^{0.5}]}$$

Donde:

SI = Índice de forma

P = Perímetro del fragmento (m)

TA = Área total del fragmento (Ha)

Este índice varía entre uno (circulo perfecto) e infinito (formas no circulares) y se pueden clasificar en distintas categorías: redondo (< 1.25), oval-redondo ($1.25 \leq 1.50$), oval-oblongo ($1.50 \leq 1.75$), rectangular ($1.76 \leq 2$) e irregulares (> 2).

(2) *Índice de Compactación* propuesto por Unwin en 1987 (Montero-Muñoz y Sáenz, 2007) el cual de manera sencilla muestra el grado de fragilidad o compactación del fragmento en relación con la matriz circundante (es recíproco al índice de Patton) representado como:

$$K = \frac{1}{SI}$$

Donde:

K = Compactación

SI = Índice de Patton

Este índice varía entre 0 y 1 siendo 0 fragmentos con una mayor exposición periférica a la matriz circundante (mayor grado de fragilidad) y 1 fragmentos con menor exposición a la matriz circundante (más compactos).

(3) *Dimensión Fractal* propuesto por Mandelbrot en 1977 (Montero-Muñoz y Sáenz, 2007; Pincheira-Ulbrich et *al*., 2009) y descrito posteriormente por Mas y Correa Sandoval (2000) el cual se considera como una medida cuantitativa de la complejidad de los parches dentro del paisaje y dado por la siguiente fórmula:

$$DF = \frac{2\ log(P)}{log(S)}$$

Donde:

P = Perímetro del fragmento (m)

S = Superficie o área del fragmento (m^2)

log = Logaritmo base10

Este índice toma valores que van de 1 a 2, los valores cercanos a 1 indican formas euclidianas sencillas (cuadrados o círculos) y valores cercanos de 1.001 a 2 formas más complejas (fractales). Según lo descrito por Montero-Muñoz y Sáenz (2007), la dimensión fractal es considerada como un descriptor robusto estadísticamente y adecuado para medir la fragmentación en diferentes tipos de paisajes.

(4) *Índice Perimetral* empleado por Helzer y Jelinski (1999) y descrito después por Montero-Muñoz y Sáenz (2007) el cual, visto como una relación perímetro-área adopta la siguiente notación:

$$IP = \frac{PF}{AF}$$

Donde:

PF = Perímetro del fragmento (Km)

AF = Área del fragmento (Ha)

Este índice no presenta valor mínimo ni máximo, sin embargo, los valores altos indican fragmentos más elongados con perímetros dentados y los valores pequeños indican fragmentos más compactos (menos elongados) y perímetros no dentados.

5.5.4. Variables meteorológicas y fisicoquímicas (escala espacial local)

En cada transecto se tomaron variables meteorológicas con un medidor de clima portátil Kestrel 3000. Éstas fueron: temperatura, humedad relativa, índice de estrés por calor y punto de rocío. Se registró también la cobertura forestal (vegetal) en porcentaje y la presencia de cuerpos de agua. Al no existir denominaciones formales en México para los cuerpos de agua dulce de escala menor (como por ejemplo, arroyos, manantiales, estanques) según Chavez y Rocha (2021) los cuerpos de agua se clasificaron en tres categorías de acuerdo a sus límites de extensión y área de drenaje: charcas temporales, arroyos permanentes, lagos permanentes.

Para obtener los parámetros fisicoquímicos del agua se utilizó un medidor multiparamétrico marca HANNA modelo HI9828 el cual registra datos como: pH, conductividad, oxígeno disuelto, salinidad y temperatura del agua. Adicionalmente, se tomaron 5 ml de muestras de agua con medidores Laquatwin Horiba donde se registraron valores de nitratos, sodio y potasio, con un dispositivo por cada parámetro. Las variables analizadas se categorizaron en dos grupos: variables fisicoquímicas del agua y variables meteorológicas. La descripción correspondiente a cada una se observa en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Variables del hábitat a escala local modificado de Abad *et al*. (2017).

Categoría	Variable	Descripción
Variables fisicoquímicas (Calidad Agua)	pH	Potencial de hidrógeno. Coeficiente que indica el grado de acidez o basicidad de una solución acuosa.
	Conductividad	Propiedad natural del agua que permite el paso a través de sí de la electricidad. Aumenta cuando se incrementa la concentración de iones. Se mide en micro Siemens por centímetro cuadrado.
	Temperatura del Agua	Magnitud física que refleja la cantidad de calor del agua, se mide en grados centígrados.
	NO_3- (nitratos)	Forma inorgánica de nitrógeno que se miden en miligramos por litro. Los nitritos se oxidan en nitratos y los nitratos se reducen a nitritos.
	Na^+ (sodio)	Principal catión extracelular, interviene en diversos mecanismos fisiológicos que regulan el volumen y la presión sanguínea, importante en la absorción y transporte de nutrientes.
	K^+ (Potasio)	Metal alcalino abundante en la naturaleza. Principal catión intracelular, relacionado con el impulso nervioso y la contracción del miocardio, regula la sinapsis neuromuscular.
Variables Meteorológicas	Temperatura ambiental	Magnitud física que refleja la cantidad de calor del ambiente, se mide en grados centígrados
	Humedad relativa	Cantidad de humedad en el aire, comparado con la humedad que el aire puede mantener a esa temperatura. Se expresa en porcentaje.
	Índice de estrés por calor	Relación de la cantidad de evaporación (o transpiración) requerida en relación con la capacidad máxima del organismo para transpirar.
	Punto de rocío	Temperatura más alta a la que empieza a condensarse el vapor de agua contenido en el aire, produciendo rocío, neblina, cualquier tipo de nube o, en caso de que la temperatura sea lo suficientemente baja, escarcha.

5.6. Relación entre conjuntos de variables

5.6.1. Análisis de colinealidad

Se realizó un análisis de colinealidad previo considerando el conjunto de variables completas por cada paisaje (véase Cuadro 3) con el propósito de determinar la existencia o no de asociación lineal (correlación) entre conjuntos de variables aleatorias e independientes (Urrutia *et al.*, 2011). Dicho análisis se realizó en el software RStudio versión 3.6 a través de la función "corr.test" y se especificó un tipo de correlación de Spearman debido a que los supuestos de normalidad asociados a la aplicación del coeficiente de correlación de Pearson no se cumplieron. Como escala de interpretación se seleccionó el tipo de escala 4 de acuerdo con lo sugerido por Martínez *et al*. (2009) la cual maneja cuatro rangos de división: (0 - 0.25) escasa o nula, (0.26-0.50) débil, (0.51- 0.75) entre moderada y fuerte y (0.76- 1) entre fuerte y perfecta. En base esta escala se consideró un valor de correlación límite de 0.70 con la intención de tener un mejor ajuste al realizar los modelos posteriores. Cabe aclarar que esta prueba se realizó por separado para cada paisaje (con sus respectivos conjuntos de variables) y que los análisis posteriores se desarrollaron a partir de estos resultados.

Cuadro 3. Conjunto de variables completo considerado para el análisis de colinealidad. Las variables están organizadas en sus respectivas categorías.

Métricas del paisaje (Escala del paisaje)	**Variables Ambientales** (Escala espacial local)	**Índices de diversidad**
Área	Tem.Amb	S – (Riqueza)
Perímetro	H. R	H – (Shannon-Weaner)
Tamaño	DP	D – (Simpson)
Dist.Bosque	PH	
Aislamiento	Conductividad	
SI	Nitratos	
K (Comp.)	Na (Sodio)	
DF	K^+ (Potasio)	
IP	Temp.Agua	
	CuerpoAgua	
	CobVeg	

Una vez hecho el análisis de colinealidad (ver Anexo 1) se revisaron por pares todas las variables para cada paisaje y se eliminaron aquellas con el valor de correlación previamente establecido, tanto positivo como negativo (se conservó solamente una por cada par de variables colineales) con el fin de evitar problemas en la estimación (sobrestimación) de los parámetros en los modelos causados por la multicolinealidad (González, 1998).

Debido a que en ambos paisajes se presentaron altos niveles de correlación entre distintas variables dentro de los tres grandes conjuntos determinados, lo cual podría provocar un efecto de sobreestimación al impacto de las distintas variables sobre la composición de la comunidad de anfibios y por consiguiente generar una cierta inestabilidad a los análisis posteriores por el llamado "problema de colinealidad" (Carbonell *et al.,* 1983), la decisión y el proceso de eliminar ciertas variables y conservar así el resto se determinó al considerar los siguientes puntos:

(I) Variables con un alto coeficiente de correlación entre cualquier otro par de variables.
(II) Variables que obtuvieron valores altos de correlación con más de una variable.
(III) Variables cuyo coeficiente de correlación se mantuviera en el rango escalar fuerte designado (0.70).
(IV) Variables que por razones relacionadas a la naturaleza de los objetivos planteados no presentaran un particular interés para cumplirlos, siempre y cuando se correlacionaran con dichas variables que si fueran de interés dándoles mayor prioridad (ejemplo. Área del parche, pH, Nitratos).

Los resultados del análisis de colinealidad mostraron que las variables del paisaje A presentaron una alta correlación en 5 de las 9 variables pertenecientes al conjunto de variables a escala del paisaje (ver Anexo 1) con valores de asociación altos respecto al perímetro, distancia del bosque y el área, las cuales, como métricas estructurales, se conservaron sobre las relacionadas con la forma destacando esta última (el área) en gran medida por su correlación perfecta (valor de 1) respecto al tamaño del parche. El aislamiento también se conservó por no presentar colinealidad con ninguna otra variable. En el caso de las variables ambientales o de escala local se presentaron diferentes grados de colinealidad solamente en 4 de las 11 variables totales de este conjunto, se conservaron aquellas de interés particular para los objetivos de este trabajo como bien lo fue el pH, la cual no presentó colinealidad con ninguna otra variable y los nitratos que a pesar de presentar valores de asociación altos respecto al potasio (-0.73) se optó por descartar esta última en su lugar. El punto de rocío (DP) fue la variable local con los valores más altos de correlación y con el mayor número de variables colineales, curiosamente con aquellas pertenecientes al conjunto de variables a escala del paisaje (ver Anexo 1 gráfica A). De manera muy general entre los conjuntos de variables se apreció una ligera tendencia a encontrar más asociaciones positivas entre variables a escala de paisaje y asociaciones negativas entre las variables espaciales locales.

El paisaje B presentó resultados similares en cuanto a las variables a escala de paisaje salvo por la excepción del índice perimetral (IP) el cual, al presentar valores por debajo de la escala determinada, no fue descartada a pesar de haber obtenido valores muy cercanos al límite respecto a la distancia del bosque (-0.69) y al área (-0.65) (revisar Anexo 1, gráfica B). Por otro lado, a diferencia del paisaje A, las variables locales como el potasio, cuerpos de agua y la cobertura vegetal no fueron descartadas y se obtuvo un rango ligeramente más amplio en el número de variables no colineales (8 de 11 totales). La conductividad presentó una asociación (aunque negativa) muy fuerte respecto al pH con valores de -0.89 sin embargo se optó por seleccionar esta última variable por sobre la conductividad por razones relacionadas a la naturaleza de los objetivos e hipótesis planteados.

Eliminar variables colineales del análisis y mantener al menos una de todas aquellas que estén fuertemente correlacionadas, puede parecer una estrategia vaga pero ha sido sugerido por diversos autores (Carbonell et al., 1983; Ter Braak, 1986) y ayuda a mitigar este problema (que suele ser común en muchos otros análisis) en gran medida y a tener una mejor interpretación.

5.6.2. Modelos de regresión lineal

Para determinar la relación entre el área de los parches y la riqueza de especies, así como también la relación entre la riqueza y particularmente las variables de nitratos y pH como parte de los objetivos e hipótesis a probar, se realizaron modelos de regresión simple. Sumado a esto, para evaluar la relación global entre las variables a escala de paisaje y las variables a escala local respecto a la diversidad de especies se realizaron modelos de regresión múltiple entre los distintos conjuntos de variables por cada paisaje.

En general, los modelos de regresión surgen como una serie de técnicas estadísticas utilizadas con la intención de encontrar relación entre conjuntos de variables, sea la variable dependiente (Y) y una (regresión simple) o más (regresión múltiple) variables independientes (X) (Hernández, 2019; Pérez, 2013). Existen diferentes técnicas de regresión, sobre todo porque dependen mucho del tipo de variables que se utilicen. En este caso al tratarse de variables continuas, para los modelos se seleccionó un tipo de regresión lineal, ya que además de ser útiles para explorar y cuantificar la relación entre conjuntos de variables con fines predictivos, ya que nos permiten realizar transformaciones en las variables y su estimación resulta relativamente sencilla (Hernández, 2019).

El tipo de regresión lineal seleccionada para evaluar la relación entre las variables individuales y la riqueza fue la regresión lineal simple, ya que permite modelar una

relación entre dos conjuntos de variables, y así predecir el comportamiento de una variable dependiente a partir de otra independiente.

El modelo que describe la regresión lineal simple es el siguiente:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \varepsilon$$

Por ejemplo:

$$RIQUEZA = \beta_0 + \beta_1 \text{ÁREA} + \varepsilon$$

Cabe señalar que para elegir el modelo con el mejor ajuste se comparó aquel con el coeficiente de determinación (R^2) más alto (Guerra, 2014).

Cabe recalcar que el ajuste del modelo lineal no permitió determinar significativamente la relación entre el tamaño de los fragmentos y la riqueza de anfibios en ambos paisajes y de igual manera que en los modelos entre el pH y la riqueza, así como tampoco entre los nitratos y la riqueza por lo que se decidió comparar y evaluar los resultados de modelos alternativos (no lineales), realizando las transformaciones pertinentes en cada variable para linealizar la ecuación de los modelos como sugiere Guerra (2014).

Por otro lado, para los modelos globales se utilizó la regresión lineal múltiple ya que si bien, además de contar con más de una variable independiente, este tipo de relación lineal permite obtener una mejor aproximación a los sucesos que ocurren en la realidad (Hernández, 2019).

La expresión matemática de la regresión lineal múltiple se puede definir de la siguiente manera:

$$Y = \beta_0 X_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \cdots + \beta_{K-1} X_{K-1} + \varepsilon$$

Por ejemplo:

$$RIQUEZA = \beta_0 \text{ÁREA}_0 + \beta_1 PERÍMETRO + \beta_2 AISLAMINETO + \cdots + \beta_{K-1} X_{K-1} + \varepsilon$$

Donde:
Y = Variable dependiente
β_i = Coeficiente de regresión
X_i = Variables explicativas o independientes
ε = Error experimental

Para la creación de los modelos de regresión primero se compilaron dos matrices (una por cada paisaje), cada matriz con los datos correspondientes a las variables ambientales locales (fisicoquímicas y meteorológicas), las variables a escala de paisaje (métricas del paisaje) y las distintas medidas de diversidad (índices). A partir de cada matriz se seleccionaron y extrajeron las variables correspondientes para cada tipo de regresión.

Para someter a prueba las hipótesis se realizaron tres análisis independientes por paisaje: el primero para evaluar el impacto de los atributos relacionados con las variables a escala de paisaje (tamaño de los parches, aislamiento, forma etc.). El segundo para evaluar el impacto de los atributos relacionados con las variables fisicoquímicas del agua (variables a escala local) y finalmente el tercero para evaluar el impacto de los atributos relacionados con las variables ambientales meteorológicas y de cobertura vegetal (variables a escala local). Se utilizaron las variables no colineales para ambos paisajes.

Considerando las características de las variables para la formulación de los modelos de regresión se realizó el análisis con el paquete estadístico "lmtest" particularmente con la función "lm()" la cual permite evaluar los modelos a través de una sintaxis especial muy sencilla y da la oportunidad de consultar los coeficientes y estadísticos básicos de cada uno de los modelos (Paladino, 2017).

Finalmente, para los modelos globales se realizaron diversas combinaciones entre las distintas variables (modelos) para cada conjunto de datos por paisaje y para seleccionar los mejores modelos de regresión se utilizó el criterio de información Akaike (AIC), el cual busca un balance entre la capacidad predictiva de un modelo (la varianza explicada) y la cantidad de parámetros (variable) que éste debe considerar para lograr un mejor ajuste, es decir, busca el modelo que brinde el mejor ajuste entre la mayor cantidad de varianza explicada con el menor número de parámetros posibles (Hernández, 2019). Dicho criterio se describe mediante la siguiente función:

$$AIC(k) = -2\ ln\ L\left[\hat{\theta}(k)\right] + 2k$$

Donde:

$L\left[\hat{\theta}(k)\right]$ es la función de máxima verosimilitud de las observaciones

$\hat{\theta}(k)$ es la estimación máximo verosímil del vector de parámetros

$\theta\ y\ k$ son el n° de parámetros independientes estimados dentro del modelo

El primer término del AIC se puede entender como una medida de bondad de ajuste, mientras que el segundo término se interpreta más como una penalización creciente conforme aumenta el número de parámetros. El mejor modelo que se ajusta, según el

AIC, es aquel con menor valor neto. Este criterio no pretende identificar el modelo verdadero, sino el mejor modelo entre los modelos candidatos (Akaike, 1974).

Previamente, se evaluaron los supuestos para los modelos lineales con la finalidad de garantizar la validez de los modelos (Paladino, 2017; Pérez, 2013). Estos supuestos son:

1) Homocedasticidad: se refiere a que la varianza de los residuos es homogénea (constante) a lo largo de los valores de las variables independientes.
2) Normalidad: se refiere a la distribución normal de los residuos.
3) Linealidad: se refiere a que la asociación entre la variable dependiente y las variables independiente sea de manera lineal.
4) Independencia de los errores: implica que los errores en la medición de las variables explicativas sean independientes entre sí sin autocorrelación.

Estos diagnósticos se llevaran a cabo también en RStudio 3.6 con el paquete base "plot ()" l cual incluye un método que permite generar los gráficos correspondientes que permitirán tener una aproximación a la validez de los supuestos para los mejores modelos seleccionados (Paladino, 2017).

Para la verificación de la independencia de los datos se aplicó la función "dwtest ()" la cual corresponde a la prueba de Durbin-Watson (D-W) para detectar no correlación en los errores. Este estadístico D-W oscila entre 0 y 4, y asume independencia cuando resultan valores entre 1.5 y 2.5 (valores <2 indican autocorrelación positiva y valores >2 autocorrelación negativa) (Pérez, 2013).

5.6.3 Análisis Correspondencias Canónicas (ACC)

Las matrices de abundancia por especie y los valores de las variables ambientales organizadas por localidad y suavizadas con la prueba de colinealidad fueron sometidas a un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC), esto con el fin de explicar la naturaleza de las relaciones existentes entre los conjuntos de variables y generar elementos de discusión sobre la influencia de las variables ambientales en la distribución y abundancia de los anfibios en la zona de estudio.

El análisis de correlación canónica o correspondencia canónica (ACC) es un tipo de análisis estadístico multivariable, descrito inicialmente por Hotelling en 1935 y posteriormente por Ter Braak (1986). El ACC es utilizado básicamente para analizar relaciones multidimensionales y tiene como objetivo principal el cuantificar la validez de la relación entre los dos conjuntos de variables (dependiente e independiente) (Badii *et al*., 2007). El ACC se basa en la asociación (combinaciones lineales) entre los conjuntos de variables múltiples dependientes e independientes, estas combinaciones lineales se denominan *variables canónicas*, y las correlaciones entre los correspondientes pares de variables canónicas se denominan *correlaciones canónicas* (Urrutia *et al*., 2011).

Al tratarse de una extensión del Análisis de Correspondencias (CA), el ACC puede ser considerado como una técnica de ordenación que extrae ejes continuos de variación a partir de los datos de abundancia y presencia. La matriz utilizada en el ACC no solamente se limita a una matriz de "especies x lugares" sino que también incorpora una segunda matriz de factores ambientales y mediante una serie de análisis multivariantes y técnicas de regresión múltiple, en conjunto con varias formas de análisis de correspondencias, se obtiene una ordenación integrada de las especies y los datos ambientales asociados.

El análisis de correspondencias canónicas o ACC (Figuras 22 y 23) se realizó de igual manera por cada paisaje con el conjunto de variables finales (Cuadro 13) con ayuda del software RStudio 3.6, a través del paquete estadístico "CCA" (González y Déjean, 2012). Como primera matriz (la cobertura vegetal y los cuerpos de agua dada su colinealidad con variables de distinta categoría se omitieron en este caso), además de añadir a las especies registradas en cada uno de los sitios de monitoreo como segunda matriz, con el propósito de tener una evaluación rápida de cómo varía la composición de la comunidad de anfibios en general y determinar las proyecciones de cada una de las especies respecto a las variables tanto locales (meteorológicas y/o fisicoquímicas) como aquellas a escala de paisaje.

6. RESULTADOS

6.1. Riqueza y abundancia de especies (diversidad alfa)

Se registraron 1,189 individuos que pertenecen a 27 especies, 19 géneros y 10 familias. La familia Hylidae presentó el mayor número de especies (10) seguido de la familia Eleutherodactylidae con cuatro representantes. De las familias Microhylidae, Phyllomedusidae, Ranidae, Craugastoridae y Bufonidae se registraron dos especies de cada una. Finalmente, los grupos Centrolenidae, Leptodactylidae y Dermophiidae fueron las familias con el menor número de especies registradas con un representante por cada una.

En términos de abundancia, las especies *Tlalocohyla smithii* y *Exerodonta sumichrasti* (familia Hylidae) fueron las más abundantes con 234 y 200 registros respectivamente, seguidas de *Rhinella horribilis* (Bufonidae) con 114 registros y *Smilisca baudinii* (Hylidae) con 109 registros. La especie menos abundante fue *Dermophis oaxacae (*Dermophiidae) con un registro (ver listado en Cuadro 4 y abundancias totales en la Cuadro 5).

Del registro final se identificaron seis de especies referidas en la NOM-059-SEMARNAT-2010, las cuales abarcan el 22.2% del total registrado. Cinco de ellas se encuentran Sujetas a Protección Especial (Pr) y una bajo el estatus de Amenazada (A).

Cuadro 4. Lista completa de especies registradas durante los periodos de estudio, en ambos paisajes muestreados de la Sierra Madre del Sur en Guerrero, código para las especies y estatus de riesgo según la NOM-059-SEMARNAT-2010. A: Amenazada; Pr: Sujeta a Protección Especial. El nombre de la especie *H. fleischmanni* se conservó, pero debe aclararse que partir de 2020 cambió oficialmente por *H. viridissimum.*

Orden	Familia	Especie	NOM-059	Endemismo
Anura	Bufonidae	*Incilius marmoreus*	-	E
		Rhinella horribilis	-	-
	Centrolenidae	*Hyalinobatrachium viridissimum* [*fleischmanni*]	-	-
	Craugastoridae	*Craugastor pygmaeus*	-	-
		Craugastor rugulosus	-	E
	Dermophiidae	*Dermophis oaxacae*	Pr	E
	Eleutherodactylidae	*Eleutherodactylus albolabris*	-	E
		Eleutherodactylus syristes	-	E
		Eleutherodactylus pipilans	-	-
		Eleutherodactylus sp.	-	-
	Hylidae	*Charadrahyla juanitae*	A	E
		Charadrahyla pinorum	Pr	E
		Exerodonta sumichrasti	-	E
		Sarcohyla pentheter	-	E
		Scinax staufferi	-	-
		Smilisca baudinii	-	-
		Tlalocohyla smithii	-	E
		Triprion spatulatus	-	E
		Ptychohyla leonhardschultzei	Pr	E
		Quilticohyla erythromma	-	E
	Leptodactylidae	*Leptodactylus melanonotus*	-	-
	Microhylidae	*Hypopachus ustus*	-	E
		Hypopachus variolosus	-	-
	Phyllomedusidae	*Agalychnis dacnicolor*	-	E
		Agalychnis moreletii	-	-
	Ranidae	*Lithobates forreri*	Pr	-
		Lithobates sierramadrensis	Pr	E
Total	**10**	**27**	**5 (Pr)** **1 (A)**	**16**

Los resultados de los estimadores de riqueza para el paisaje A arrojaron una completitud de muestreo del 100% para Chao 1, Bootstrap obtuvo un 94.93% y ACE 98.13%, Chao1 fue el estimador de mejor ajuste (más preciso) en relación con las especies observadas (21). Para el paisaje B los estimadores de riqueza arrojaron una completitud de muestreo del 95.98% para Chao 1, 89.81% para Bootstrap y 93.24% para ACE, y de igual manera Chao 1 fue el estimador de mejor ajuste (23 especies). Dado que ambas curvas de acumulación de especies presentaron una aproximación a una asíntota (Figura 3) puede considerarse bien representada y que el muestreo fue capaz de estimar correctamente la riqueza total de especies en el área de estudio.

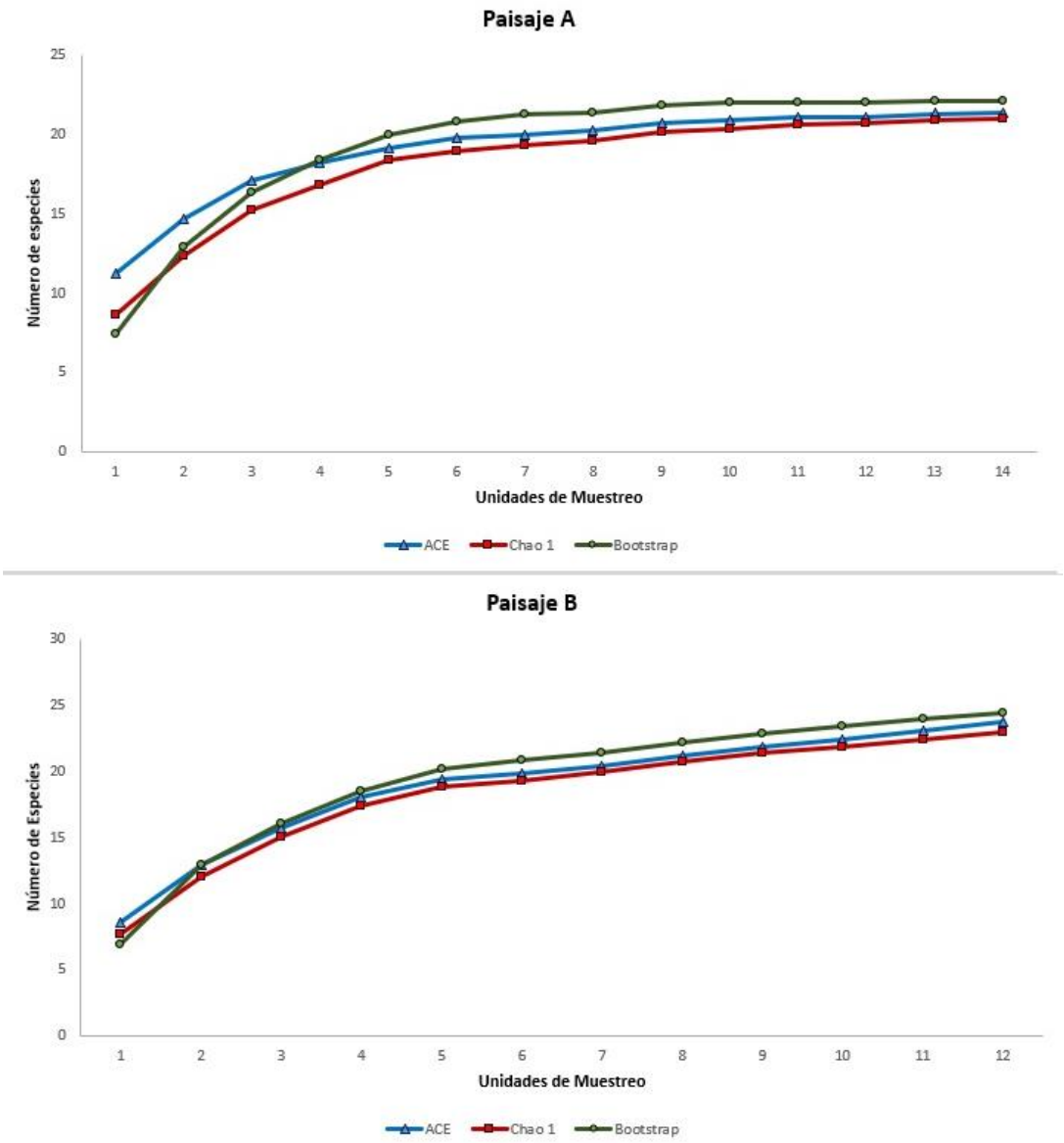


Figura 3. Curvas de acumulación de especies para cada paisaje de acuerdo a los estimadores no paramétricos Chao1, Bootstrap y ACE. Paisaje A) Atoyac de Álvarez) y B) San Luis Acatlán.

Cuadro 5. Abundancia temporal de las especies de anfibios registradas en cada uno de los sitios de muestreo durante 2019 en Guerrero, Sierra Madre del Sur.

Especies	Sitios																									
	Mayo – Junio								Julio									Septiembre								
	PAR	RSN	RPT	SNC	ATO	ILI	HOR	TLX	PAR	RSN	RPT	SNC	ATO	ILI	HOR	TLX	PBH	PAR	RSN	RPT	SNU	ILI	HOR	TLX	PBH	CPL
A. dacnicolor	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0
A. moreletii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0	0	0
C. juanitae	6	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
C. pinorum	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
C. pygmaeus	4	8	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	19	1	0	0	7	0	0	2	1
C. rugulosus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	0	6
D. oaxacae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
T. spatulatus	0	0	10	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E. albolabris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
E. syristes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E. pipilans	0	0	1	0	0	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1
Eleutherodactylus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E. sumichrasti	16	0	0	0	0	8	0	0	42	13	0	40	0	14	3	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	33
H. fleischmanni	0	1	0	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	3	0	0	1	0	10	0	0	1	0	0	6	1
H. ustus	1	0	2	0	0	0	0	4	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
H. variolosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I. marmoreus	0	2	36	13	0	0	17	2	0	1	2	0	0	1	3	1	0	0	1	2	10	0	0	0	0	0
L. melanonotus	0	2	0	0	16	0	2	21	0	2	0	0	0	8	9	4	0	1	10	1	0	0	2	6	3	0
L. forreri	0	1	3	0	0	1	7	4	0	6	0	1	0	5	6	3	2	0	1	6	1	0	0	2	1	0
L. sierramadrensis	5	15	3	0	0	5	0	1	2	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	3
Q. erythromma	8	32	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1
P. leonhardschultzei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0	4
R. horribilis	2	1	5	2	7	0	1	24	0	5	0	0	0	8	8	9	1	1	18	1	1	0	18	2	0	0
S. pentheter	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
S. staufferi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
S. baudinii	7	0	27	1	0	0	1	18	0	1	26	0	0	2	2	0	0	1	2	4	17	0	0	0	0	0
T. smithii	3	30	0	0	0	0	2	0	0	34	39	0	0	0	2	26	0	23	0	0	29	0	16	8	22	0

Cuadro 6. Abundancias totales de las especies de anfibios muestreadas en cada localidad durante 2019, en Guerrero, Sierra Madre del Sur.

Especies	Paisaje A						Paisaje B					Totales
	PAR	RSN	RPT	SNC	ATO	SNU	ILI	HOR	TLX	PBH	CPL	
A. dacnicolor	0	0	7	1	0	0	2	5	0	0	0	15
A. moreletii	7	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	10
C. juanitae	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
C. pinorum	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
C. pygmaeus	26	9	0	0	0	0	10	0	0	2	1	48
C. rugulosus	0	0	0	0	0	0	0	5	2	0	6	13
D. oaxacae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
T. spatulatus	0	0	10	2	0	0	0	0	0	0	0	12
E. albolabris	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	4
E. syristes	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
E. pipilans	0	0	4	0	0	0	0	6	0	1	1	12
Eleutherodactylus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
E. sumichrasti	58	13	0	40	0	0	53	3	0	0	33	200
H. fleischmanni	0	39	0	0	0	0	4	0	0	7	1	51
H. ustus	1	4	2	0	1	0	0	1	4	0	0	13
H. variolosus	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
I. marmoreus	0	4	40	13	0	10	1	20	3	0	0	91
L. melanonotus	1	14	1	0	16	0	8	13	31	3	0	87
L. forreri	0	8	9	1	0	1	6	13	9	3	0	50
L. sierramadrensis	7	16	5	1	0	0	7	0	1	1	3	41
Q. erythromma	8	36	0	0	0	0	1	0	0	3	1	49
P. leonhardschultzei	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	4	10
R. horribilis	3	24	6	2	7	1	8	27	35	1	0	114
S. pentheter	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
S. staufferi	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
S. baudinii	8	3	57	1	0	17	2	3	18	0	0	109
T. smithii	26	64	39	0	0	29	0	20	34	22	0	234
Abundancias totales	**158**	**240**	**180**	**64**	**24**	**59**	**109**	**119**	**138**	**48**	**50**	

Es importante aclarar que cada una de las visitas a cada localidad se consideró como un evento independiente de muestreo (Cuadro 5) debido a que, al registrarse datos pertenecientes a variables ambientales locales (ej. humedad, temperatura, precipitación), existía la probabilidad de que los valores de los distintos parámetros medidos resultaran diferentes entre cada sitio a pesar de regresar al mismo lugar.

Para el paisaje A se registraron un total de 22 especies. La localidad de Río Santiago (RSN), presentó la de mayor riqueza de especies (16), seguida por El Paraíso (PAR) con

14, El Rincón de las Parotas (RPT) con 11 y San Andrés de la Cruz con 10. Las localidades con el menor número de especies fueron Santiago de la Unión (SNU) con seis representantes y Atoyac de Álvarez (ATO) con tres (Cuadro 6). En términos de abundancia se obtuvieron un total de 725 individuos. La localidad con el mayor número de individuos por especie fue RSN donde se registraron en total 240 individuos (*Tlalocohyla smithii* con 64 presencias fue la especie con mayor cantidad de registros), seguido de RPT con 180 (las especies más registradas fueron *Incilius marmoreus* y *Tlalocohyla smithii* con 40 y 39 presencias respectivamente) y PAR con 158 (*Exerodonta sumichrasti* con 58 presencias fue la especie más abundante en este sitio). Las localidades de SNC, SNU y ATO fueron aquellas con el menor número de abundancias registradas (64, 59 y 24 respectivamente).

Para el paisaje B se registraron también un total de 22 especies. La localidad de Iliatenco (ILI) presentó la de mayor riqueza de especies (14), seguidas por Horcasitas (HOR) con 13, Tlaxcalixtlahuaca (TLX) y Pueblo Hidalgo (PBH) con 10. Potrerillo Coapinole (CPL) fue la localidad con el menor número de especies registradas con ocho (Cuadro 6). En términos de abundancia se obtuvo un total de 464 individuos. La localidad de Tlaxcalixtlahuaca (TLX) presentó el mayor número de individuos por especie con un total de 138 (*Rhinella horribilis* con 35 presencias fue la especie más registrada), seguido de HOR con 119 (nuevamente la especie más registrada fue *Rhinella horribilis* con 27 presencias) e ILI con 109, la especie *Exerodonta sumichrasti* aquella con los valores de ocurrencia más altos para esta localidad (53). CPL y PBH fueron las localidades con la menor cantidad de abundancias registradas (50 y 48 respectivamente).

A pesar de que se obtuvo una riqueza de 22 especies por cada paisaje respectivamente, se encontraron 11 especies (de los 27 totales) que no fueron compartidas entre paisajes. Para el paisaje A se registraron 5 especies únicas (no compartidas con el paisaje B) y para el paisaje B se registraron 6 especies únicas (no compartidas con el paisaje A) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Especies de anfibios únicas para cada paisaje muestreado en 2019.

Paisaje A		**Paisaje B**	
Especie	Abundancia	Especie	Abundancia
Agalychnis moreletii	10	*Craugastor rugulosus*	13
Charadrahyla juanitae	10	*Dermophis oaxacae*	1
Charadrahyla pinorum	3	*Hypopachus variolosus*	1
Triprion spatulatus	12	*Scinax staufferi*	2
Eleutherodactylus albolabris	4	*Eleutherodactylus syristes*	2
		Eleutherodactylus sp	5

6.2. Diversidad de especies

En el paisaje A el fragmento de Río Santiago (RSN) se presentó el valor más alto de H (2.22) seguido del fragmento PAR (1.96) y RPT (1.84). El valor más alto del índice de Simpson lo presentó también en el fragmento RSN (0.86) seguido también por los fragmentos PAR (0.80) y RPT (0.79). ATO fue el fragmento con los valores más bajos para ambos índices (H = 0.76 y D = 0.47). El índice de Shannon fue similar entre SNC y SNU a pesar de presentar distintos valores en términos de riqueza, sin embargo, el índice de Simpson resultó más alto en SNU a pesar de registrarse menos especies en comparación con SNC como se muestra en la Cuadro 8.

Respecto al paisaje B, el fragmento de Iliatenco (ILI) a pesar de que presentó el mayor número de especies (14) no obtuvo los valores más altos tanto de H como de D, los cuales si lo fueron para el fragmento HOR. Los valores más bajos en ambos índices se dieron en el fragmento CPL donde se registró la menor riqueza dentro de todo el paisaje B. Los fragmentos TLX y PBH a pesar de presentar los mismos valores en términos de riqueza de especies, TLX obtuvo ligeramente valores más altos en H y D en comparación con PBH (ver Cuadro 8). Para PBH destacaron *Craugastor pygmaeus* y *Eleutherodactylus pipilans* como especies raras (poco abundantes) y para TLX las especies *Dermophis oaxacae* y *Craugastor rugulosus.*

Finalmente, para la totalidad del área de estudio se obtuvo una diversidad de H = 2.56 decits/ind y D = 0.89.

Cuadro 8. Riqueza (*S*), Índices de diversidad Shannon (*H*) con base 10 y expresado en decits/ind y Simpson (*D*), obtenidos para los fragmentos de los paisajes "Atoyac de Álvarez" (paisaje A) y "San Luis Acatlán" (paisaje B) en el estado de Guerrero, México. El Paraíso (PAR), Río Santiago (RSN), El Rincón de las Parotas (RPT), San Andrés de la Cruz (SNC), Atoyac de Álvarez (ATO), Santiago de la Unión (SNU), Iliatenco (ILI), Horcasitas (HOR), Tlaxcalixtlahuaca (TLX), Pueblo Hidalgo (PBH) y El Potrerillo Coapinole (CPL).

	Fragmentos Paisaje A						**Fragmentos Paisaje B**				
Índice	PAR	RSN	RPT	SNC	ATO	SNU	ILI	HOR	TLX	PBH	CPL
S	14	16	11	10	3	6	14	13	10	10	8
H	1.96	2.22	1.84	1.27	0.76	1.22	1.88	2.17	1.79	1.77	1.21
D	0.80	0.86	0.79	0.56	0.47	0.65	0.73	0.86	0.80	0.74	0.54

6.3. Análisis del Paisaje

6.3.1. Extensión de paisajes y delimitación de fragmentos

Una vez procesadas las imágenes Landsat 8 con las bandas de vegetación natural (4, 3, 2) y recortas al buffer circular de 10 km sobre cada localidad visitada, se determinó la extensión para ambos paisajes con un área de 81,026.92 ha (810.26 km^2) para el paisaje A y 81,763.95 ha (817.63 Km^2) para el paisaje B, este último el paisaje de mayor superficie cubierta (Figura 4).

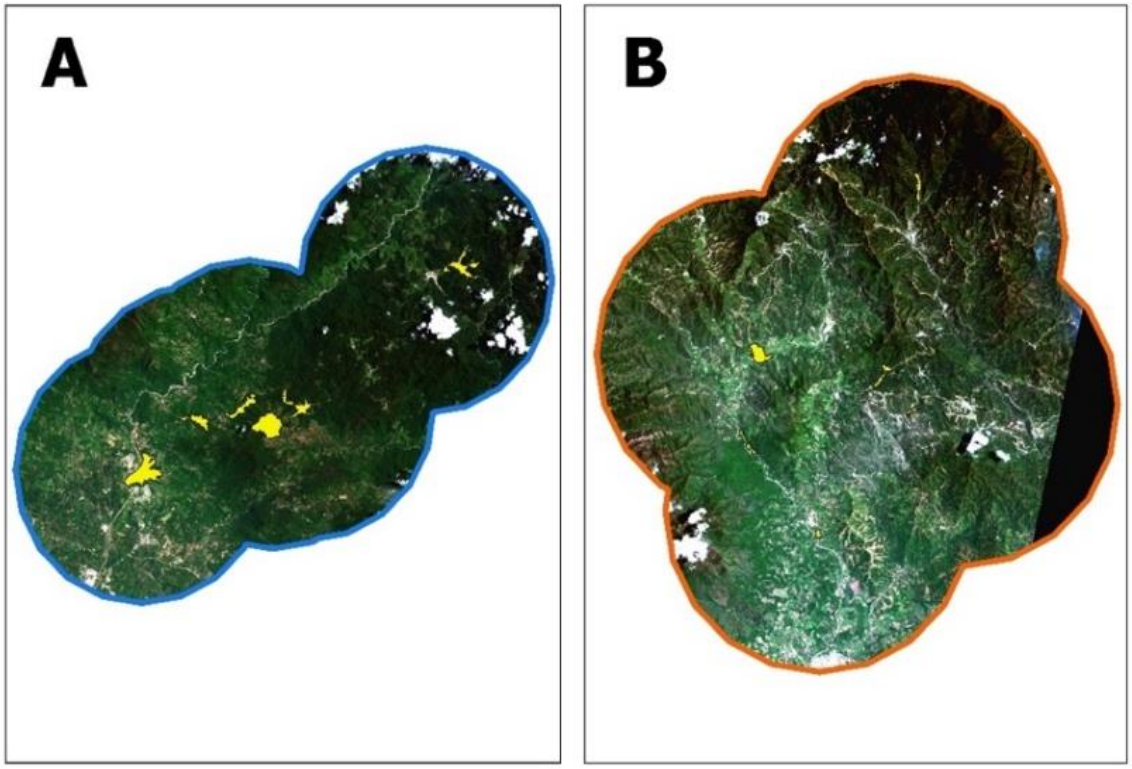


Figura 4. Extensión y delimitación de paisajes y fragmentos a través de las imágenes Landsat 8 procesadas. "A" paisaje Atoyac de Álvarez y "B" paisaje San Luis Acatlán.

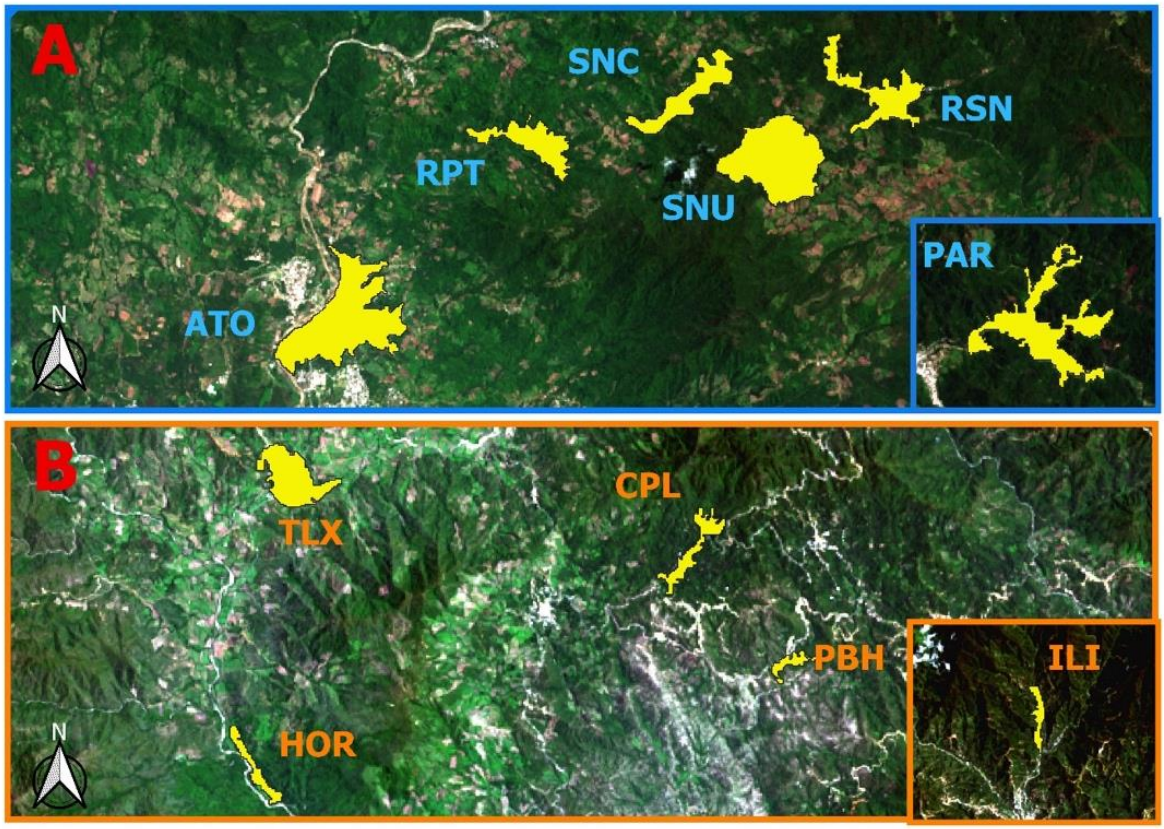


Figura 5. Extensión y límites de los polígonos correspondientes a los fragmentos de cada paisaje visitado. A) Atoyac de Álvarez: El Paraíso (PAR), Río Santiago (RSN), El Rincón de las Parotas (RPT), San Andrés de la Cruz (SNC), Atoyac de Álvarez (ATO), Santiago de la Unión (SNU) y B) San Luis Acatlán: Iliatenco (ILI), Horcasitas (HOR), Tlaxcalixtlahuaca (TLX), Pueblo Hidalgo (PBH) y El Potrerillo Coapinole (CPL).

6.3.2. Métricas del paisaje

Los 11 fragmentos visitados mostraron variaciones de tamaño (de 15 a 339 Ha) pero en general los fragmentos del paisaje A resultaron ser los más grandes (ver Cuadro 9). Particularmente los dos únicos parches >200 Ha ATO y SNU correspondientes al paisaje A, fueron aquellos en lo que se obtuvieron los valores más bajos en términos de riqueza y abundancia, y para el resto de los fragmentos (<200 ha) los de mayor cantidad de registros y presencias obtenidas. Dentro del paisaje B el fragmento de mayor área registrada fue TLX aunque si bien no fue el que obtuvo los valores más altos en cuanto al número de especies si lo fue en cuanto a las abundancias. ILI, por el contrario, a pesar de haber sido el sitio con mayor número de especies registradas (y el menos abundante dentro de los tres parches más abundantes para el paisaje B), fue de los fragmentos más pequeños. Los fragmentos PBH y CPL también mostraron diferencias, ya que, a pesar de haber sido los dos sitios de menor riqueza y abundancias registradas, este último fue más grande en términos de área y perímetro.

En general, el tamaño en porcentaje (respecto a toda la zona abarcada por los parches en conjunto) tuvo una correspondencia directa con el área de cada uno de los fragmentos al ser los parches de mayor superficie los de mayor porcentaje; no se encontró una relación tan directa entre el área de los fragmentos y el perímetro, aunque esta última métrica fue de utilidad para los índices relacionados con la forma.

En cuanto a la distancia al bosque continuo (bosque original) más cercano, el paisaje A presentó los valores más altos en conjunto respecto al paisaje B, pese a ello, los parches con la menor distancia registrada PAR, RSN y RPT resultaron ser también aquellos con los valores más altos de riqueza y abundancia, algo que no ocurrió de igual manera con los parches del paisaje B que a pesar de haber presentado los valores más bajos de esta métrica en conjunto, los parches con el mayor número de especies ILI, TLX y HOR no fueron los más cercanos al bosque continuo.

El grado de aislamiento mostró algunas diferencias. En términos de paisaje como unidad de análisis, los parches (o fragmentos) menos aislados se presentaron en el paisaje Atoyac de Álvarez y pese a que el parche más aislado fue PAR con 14,223 m de distancia al bosque continuo (también perteneciente al paisaje A), San Luis Acatlán (paisaje B) mostró mayor grado de aislamiento en conjunto, ya que todos los parches resultaron estar más separados entre sí en comparación con los del paisaje A.

La suma total del grado de aislamiento mostró valores más altos para el paisaje B (a pesar de tener menos fragmentos). Cabe mencionar que dentro del paisaje B el fragmento con mayor grado de aislamiento ILI también fue aquel con los valores más altos en términos de riqueza de especies.

Cuadro 9. Estadísticos e Índices de fragmentación calculados para cada parche dentro de los paisajes muestreados.

	Paisaje A						
Métrica\Parche	**ATO**	**SNU**	**PAR**	**RSN**	**SNC**	**RPT**	**Totales**
Área (Ha)	339.17	282	185.42	133.29	108	103.9	1151.8
Perímetro (Km)	18.75	10.05	24.99	15.08	10.28	10.9	90.05
Tamaño (%)	29.45	24.49	16.1	11.57	9.38	9.02	100.01
Distancia al Bosque (m)	1748.1	935.8	28.21	87.53	115.7	62.71	2978.1
Aislamiento (m)	3575	852	14223	852	1440	1440	22382

	Paisaje B					
Métrica\Parche	**TLX**	**CPL**	**HOR**	**ILI**	**PBH**	**Total**
Área (Ha)	95.64	43.55	41.21	39.47	15.88	235.8
Perímetro (Km)	7.22	8.31	7.72	5.87	3.95	33.07
Tamaño (%)	40.57	18.47	17.48	16.74	6.74	100
Distancia al Bosque (m)	96.24	92.15	14.27	43.11	30.62	276.4
Aislamiento (m)	4665	2612	4665	10539	2612	25093

El 90.9% (10) de los fragmentos fueron clasificados según el índice de la forma propuesto por Patton (1975), como irregulares (alejándose de una forma circular) con excepción del fragmento SNU del paisaje A el cual se clasificó como oval-oblongo (ver Cuadro 10). PAR fue el fragmento con el mayor grado de irregularidad de acuerdo con este índice (5.17) respecto a todos los demás fragmentos, sin embargo, en términos generales no mostraron mucha variación. El índice de compactación (recíproco al índice de Patton) presentó para casi todos de los fragmentos valores cercanos a 0, lo que indica que la mayoría de los fragmentos presentan una mayor exposición a los efectos de la matriz circundante, es decir, un mayor grado de fragilidad. SNU fue el único fragmento con una ligera tendencia hacia el valor de 1 es decir, el parche con menor exposición periférica de toda el área de estudio. TLX fue el parche del paisaje B con los valores ligeramente más altos, pero no cercanos a 1.

A pesar de presentarse (en la mayoría de los casos) valores cercanos a 0 en términos de compactación (K) y presentar además la mayoría de los fragmentos formas irregulares en términos del índice de forma de Patton (SI), en general se encontró una relación directa (inversamente proporcional) entre el grado de forma irregular y el grado de fragilidad o exposición a la matriz dada por la compactación, los fragmentos más irregulares fueron los menos compactos también. Respecto a la dimensión fractal todos los fragmentos mostraron valores mayores a 1, es decir, formas geométricas complejas (análogas a objetos fractales) se decir, formas distintas a las regulares o euclidianas (como círculos y cuadrados). Al analizar cada paisaje por separado se mostraron algunas ligeras diferencias. El paisaje A, por ejemplo, mostró una ligera relación al ser los fragmentos de mayor riqueza y abundancia (PAR, RSN y RPT) aquellos con los valores fractales más altos. Al contrario de esto, los fragmentos del paisaje B con los valores más bajos de riqueza y abundancia CPL y PBH fueron también aquellos con los más altos valores fractales, sin embargo, esta aparente relación no mostró diferencias claras.

Finalmente, el índice perimetral mostró resultados muy similares a los encontrados en la dimensión fractal. A pesar de que los parches del paisaje B obtuvieron los valores más altos, en dichos fragmentos, los más elongados y con perímetros dentados fueron

los de menor riqueza y abundancia CPL y PBH y aquellos con los valores más altos en términos de riqueza y abundancia fueron los más compactos y con perímetros no dentados. Los fragmentos del paisaje A mostraron relaciones inversas, los parches de mayor riqueza y abundancia PAR, RSN y RPT también fueron aquellos con los valores perimetrales ligeramente mayores y por ende los fragmentos más elongados y más dentados.

Cuadro 10. Índices de forma calculados para cada fragmento: índice de diversidad de la forma (SI), Índice de compactación (K), Dimensión fractal (DF) e Índice perimetral.

	Paisaje A					
Índice\Parche	**ATO**	**SNU**	**PAR**	**RSN**	**SNC**	**RPT**
SI	2.87	1.68	5.17	3.68	2.79	3.01
K	0.34	0.59	0.19	0.27	0.35	0.33
DF	1.308	1.24	1.403	1.364	1.329	1.342
IP	0.055	0.036	0.135	0.113	0.095	0.105

	Paisaje B				
Índice\Parche	**TLX**	**CPL**	**HOR**	**ILI**	**PBH**
SI	2.08	3.55	3.39	2.63	2.79
K	0.48	0.28	0.29	0.38	0.35
DF	1.29	1.39	1.384	1.346	1.386
IP	0.075	0.190	0.187	0.148	0.248

6.3.3. Análisis de Variables Ambientales

Se establecieron 25 sitios de monitoreo para el registro de las variables ambientales (ver Cuadro 12) con excepción del sitio ATO correspondiente a la segunda visita de monitoreo (solo se incluyen los resultados correspondientes a la primera visita de esa misma localidad), debido a las dificultades para acceder al lugar. Cada una de las variables ambientales registradas fue analizada de manera independiente y posteriormente en conjunto para evaluar la existencia de una posible relación con la diversidad de especies encontrada en cada uno de los paisajes. Cabe resaltar que en la localidad de SNU no fue posible medir tres variables las cuales fueron: pH, temperatura del agua y conductividad y así como también esta última variable en la localidad de PBH por cuestiones logísticas y errores de calibración en el equipo.

6.3.3.1. Variables fisicoquímicas (calidad del agua)

- Cuerpo de agua

Para determinar si el tipo de cuerpo de agua influía o condicionaba de alguna manera la diversidad de especies en cada uno de los paisajes, se realizó una clasificación por cada uno de los sitios visitados divididos en tres categorías (Cuadro 11).

Cuadro 11. Clasificación de los cuerpos de agua visitados en cada uno de los sitios de monitoreo en ambos paisajes.

Paisaje A				Paisaje B		
Sitio	**Cuerpo de agua**	**Categoría asignada**		**Sitio**	**Cuerpo de agua**	**Categoría asignada**
PAR 1	Arroyo permanente	1		ILI 1	Arroyo permanente	1
PAR 2	Arroyo permanente	1		ILI 2	Arroyo permanente	1
PAR 3	Charca temporal	2		ILI 3	Arroyo permanente	1
RSN 1	Arroyo permanente	1		HOR 1	Lago permanente	3
RSN 2	Lago permanente	3		HOR 2	Arroyo permanente	1
RSN 3	Charca temporal	2		HOR 3	Lago permanente	3
RPT 1	Charca temporal	2		TLX 1	Charca temporal	2
RPT 2	Arroyo permanente	1		TLX 2	Arroyo permanente	1
RPT 3	Lago Permanente	3		TLX 3	Charca temporal	2
SNC 1	Charca temporal	2		CPL 3	Arroyo permanente	1
SNC 2	Arroyo permanente	1		PBH 2	Charca temporal	2
SNU	Charca temporal	2		PBH 3	Charca temporal	2
ATO 1	Arroyo permanente	1				

Cuadro 12. Registro final de variables ambientales por cada sitio de muestreo: Temperatura ambiental (T° Amb. °C), Humedad relativa (H.R), Índice de estrés por calor (H.S.I), Punto de rocío (D.P), Potencial de hidrogeno (pH), Conductividad (Cond.), Nitratos (NO_3-), Sodio (Na^+), Potasio (K^+), Temperatura del agua (T° Agua °C), Cobertura vegetal (Cob. Veg %) y Tipo de cuerpo de agua (C. Agua). Registros en amarillo posibles errores de medición y registros en azul datos no registrados.

Fecha	Sitio	Variables meteorológicas				Calidad de Agua						Cob.Veg %	C.Agua
		T° Amb. °C	H.R	H.S.I	D.P	PH	Cond.	NO_3-	Na^+	K^+	T° Agua °C		
29/05/2019	PAR 1	25.8	72	28.1	21.4	7.44	-16	10	7	7	22	70	1
30/05/2019	RSN 1	23.9	89.3	25.5	22.1	7.36	-10.6	13	10	5	23.35	40	1
31/05/2019	RPT 1	22	89.6	26.9	23.1	8.93	-96.2	24	35	26	26.59	20	2
01/06/2019	SNC 1	25.5	92.9	27.5	24	7.35	-8.5	27	49	13	23.8	0	2
02/06/2019	ATO 1	29.3	0*	32.2	26.8	7.58	23.1	16	34	8	28.14	0	1
04/06/2019	ILI 1	20.4	84.1	21	17.8	7.5	-6.8	12	5	5	19.88	75	1
05/06/2019	HOR 1	26.7	85.8	29.3	22.9	7	11	9	10	6	24.29	70	3
06/06/2019	TLX 1	26.7	86.1	30.5	24.1	7	13	21	19	7	26.8	0	2
15/07/2019	PAR 2	23.3	86	23.3	19.9	6.71	26	14	5	4	21.19	0	1
16/07/2019	RSN 2	25.7	86	28.4	23.1	6.81	20.2	12	14	4	29.45	0	3
17/07/2019	RPT 2	23	89.3	24.4	21.1	7.12	6.2	11	13	7	25.19	75	1
18/07/2019	SNC 2	26.7	80.8	29.4	22.3	7.91	-38.6	17	15	17	24.4	90	1
21/07/2019	ILI 2	22.4	72.4	22.6	17	6.2	55	8	3	10	19.19	90	1
23/07/2019	HOR 2	26.3	84.7	29.2	23	6.12	61.3	13	12	4	26.84	10	1
24/07/2019	PBH 2	26	95.3	30.4	25.6	6.3	50.3	6	20	10	25.54	0	2
24/07/2019	TLX 2	20.4	84.1	21	17.8	7.5	-6.8	12	5	5	19.88	70	1
02/09/2019	TLX 3	26	82.1	28.7	22.6	6.85	18	15	9	4	25.39	0	2
03/09/2019	HOR 3	26.2	84.8	28.9	23.5	7.38	-11.8	6	17	4	25.37	0	3
04/09/2019	CPL	28.3	80.7	34.2	25.6	7.27	-6.2	7	16	9	22.14	0	1
05/09/2019	PBH 3	26	81	28.8	22.8	8.5	-	6	25	8	28	20	2
06/09/2019	ILI 3	25.8	71	26.8	19.5	7	9.2	6	13	8	20.1	15	1
08/09/2019	PAR 3	20.7	93	21.7	20.1	6.8	20.6	6	17	32	20.77	0	2
09/09/2019	RSN 3	23.5	91.1	25	21.9	5.83	77.1	6	17	62	22.92	0	2
10/09/2019	SNU	26.3	91.3	30.6	25.5	-	-	9	13	68	-	10	2
11/09/2019	RPT 3	26.2	83.2	28.9	22.8	7.48	-13.5	8	93	130	26.94	0	3

- pH

De las 25 parcelas de monitoreo, se realizaron las mediciones de pH en 24 sitios en los cuales tres cuerpos de agua analizadas presentaron un pH neutro (=7) en ocho cuerpos de agua se registraron valores ligeramente ácidos (<7) y 13 cuerpos de agua un pH ligeramente básico (>7) (Figura 6).

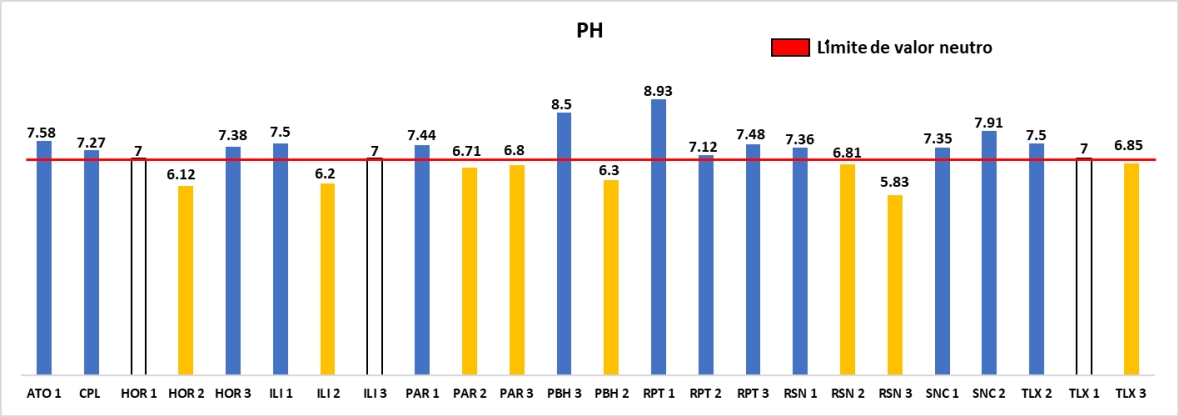


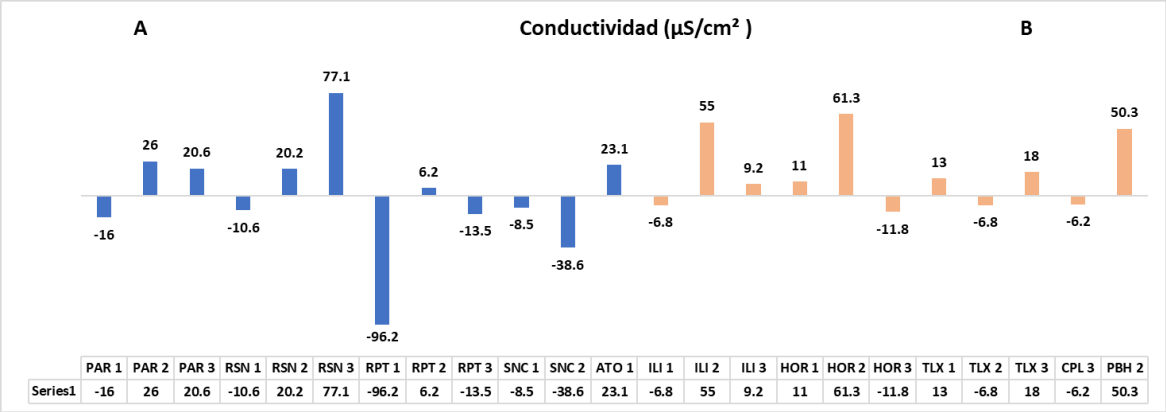
Figura 6. Niveles de pH registrados por unidad de muestreo (sitio). En color amarillo valores asidos (<7), en color blanco niveles neutros (7) y en color azul valores básicos (>7). Los números corresponden a la visita realizada.

A pesar de la poca heterogeneidad mostrada en los datos de ambos paisajes, el valor más ácido de pH fue para el sitio RSN3 de 5.83 y el valor más básico fue para el sitio RPT1 de 8.93. Con excepción de PBH2 en todos aquellos sitios donde se registraron los valores más ácidos por debajo del valor neutro corresponden a localidades con mayor número de registros tanto de especies (riqueza) como de abundancias. Para el paisaje A el sitio PAR presentó valores ligeramente ácidos de 6.71 y 6.8 y RSN valores de 6.81 y 5.83. Para el paisaje B los valores más ácidos se presentaron en los sitios HOR (6.12), ILI (6.2) y TLX (6.85).

En los sitios con pH básico RPT1 fue el sitio con el valor más alto de 8.9 seguido de PBH3 con 8.5 y SNC 2 con 7.91 y los sitios con el valor básico más bajo fue RPT2 con 7.12, solo un poco más alto del valor neutro. Los únicos sitios donde se registraron valores más cercanos al neutro fueron HOR1, ILI3 y TLX1 correspondientes al paisaje B. Estos sitios pertenecen a las localidades que presentaron el mayor número de especies y abundancias para este paisaje.

- Conductividad (Cond.)

De las 25 parcelas de monitoreo, se realizaron las mediciones de conductividad en 23 sitios (Figura 7). En el paisaje A los valores positivos más altos se registraron en el sitio RSN3 con 77.1 μ S/cm^2 y los valores negativos más altos se registraron en el sitio RPT1 con -96.2 μ S/cm^2. En el paisaje B los valores positivos más altos se registraron en tres sitios: HOR2, ILI2 y PBH2 con valores de 61.3 μ S/cm^2, 55 μ S/cm^2 y 50.3 μ S/cm^2 respectivamente y los valores negativos en los sitios HOR3 con el negativo más alto de -11.8 μ S/cm^2, ILI1 y TLX1 con 6.8 μ S/cm^2 y finalmente CPL3 con 6.2 μ S/cm^2.



	PAR 1	PAR 2	PAR 3	RSN 1	RSN 2	RSN 3	RPT 1	RPT 2	RPT 3	SNC 1	SNC 2	ATO 1	ILI 1	ILI 2	ILI 3	HOR 1	HOR 2	HOR 3	TLX 1	TLX 2	TLX 3	CPL 3	PBH 2
Series1	-16	26	20.6	-10.6	20.2	77.1	-96.2	6.2	-13.5	-8.5	-38.6	23.1	-6.8	55	9.2	11	61.3	-11.8	13	-6.8	18	-6.2	50.3

Figura 7. Valores de conductividad registrados en cada sitio por cada paisaje. Valores en azul correspondientes a los sitios del paisaje A y valores en naranja correspondientes al paisaje B.

- Temperatura del Agua

La temperatura del agua presentó variaciones entre ambos paisajes, con rangos de entre 19° y 29 ° C. Es importante tomar en cuenta que las mediciones entre sitios se realizaron a diferentes horas de la noche, esto debido al tiempo que tomaban los traslados de una localidad a otra, por lo que, como se muestra en la Gráfica 3, se pudo observar que en los cuerpos de agua como PAR1, PAR2 y PAR3 que se tomaron entre las 24:00 y 01:00 hrs o RPT1, RPT2 y RPT3 con registros entre las 22:00 y 23:00 hrs, mantuvieron rangos de temperatura con ligeras variaciones (constantes) en el paisaje A. Lo mismo sucedió en el paisaje B en sitos como HOR1, HOR2 y HOR3 donde se registraron las temperaturas entre las 01:00 y 02:00 hrs en cada visita, en comparación por ejemplo con los cuerpos de agua correspondientes a los sitios RSN o TLX donde los datos fueron registrados con considerables diferencias horarias en cada visita (RSN1 a las 03:00, RSN2 a la 01:00 y RSN3 a las 24:00 hrs, y TLX1 a las 01:00, TLX2 a las 02:00 y TLX3 a las 24:00 hrs) mostraron diferencias de temperatura entre 6 y 7 grados.

Para el paisaje A el valor de temperatura del agua más alto fue para el sitio RSN2 de 29.45° C solo uno poco más alto que ATO1 con 28.14° C y los valores más bajos registrado fueron para los sitios PAR con 22° C, 21.19° C y 20.77° C respectivamente, este último valor de temperatura fue más bajo para este paisaje. Respecto al paisaje B

los valores más altos se registraron en los sitios PBH3 con 28° C seguido de TLX con 26.8° C y HOR2 con 26.84 ° C. Los valores más bajos registrados corresponden a ILI 2 con 19.19° C seguido de ILI1 y TLX2 con 19.88° C en ambos sitios de monitoreo (Figura 8).

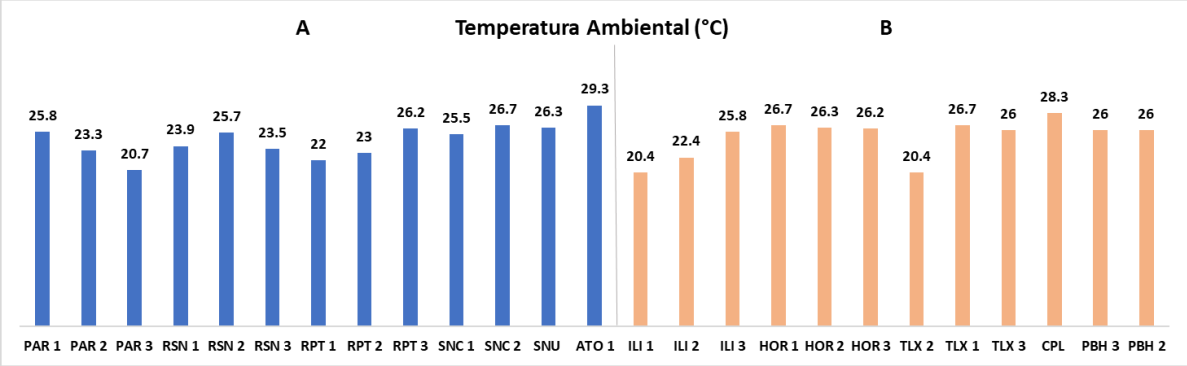


Figura 8. Registros de temperatura (° C) de los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. En azul los sitios correspondientes al paisaje A y en naranja los sitios al paisaje B.

- Nitratos (NO_3-)

En cuanto a los niveles de nitratos obtenidos se observa en la Figura 19 una ligera diferencia entre los valores correspondientes a las campañas de monitoreo ya que ocurrió una disminución en la concentración (ppm) de este compuesto en los cuerpos de agua de la segunda a la tercera visita monitoreada, esto para la mayoría de los sitios que fueron monitoreados en las tres ocasiones con excepción del sitio TLX en donde, por el contrario, se registró un aumento de nitratos de la segunda a la tercera visita de monitoreo. La mayor concentración de nitratos del paisaje A fue para el sitio SNC1 (27 ppm) seguido de RPT1 (24 ppm), la menor concentración se registró en los sitios PAR3 y RSN3 ambos lugares con 6 ppm. Para el paisaje B TLX1 fue el sitio con el mayor nivel de nitratos registrados (21 ppm) y los sitios con la menor concentración se registraron en ILI3, HOR3, PBH2 y PBH3 con concentraciones de 6 ppm para cada uno de estos sitios.

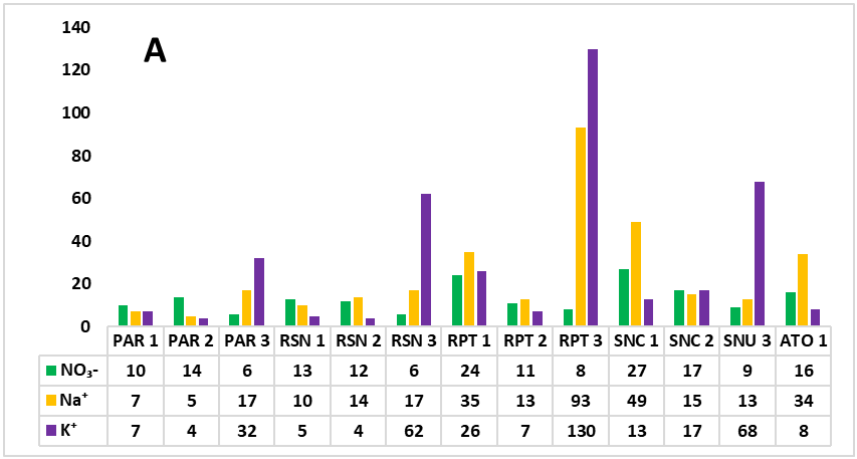
- Sodio (Na^+)

Los registros obtenidos de los 25 sitios de monitoreo muestran una clara diferencia entre ambos paisajes, los niveles más altos y heterogéneos obtenidos se dieron en el Paisaje A, el sitio RPT3 fue aquel con los niveles de sodio en cuerpos de agua más alto de 93 ppm. En general, los monitoreos correspondientes a PAR fueron los sitios del paisaje A con los valores más bajos (7 ppm, 5 ppm y 17 ppm respectivamente), seguido de los 3 sitios RSN. Los datos obtenidos del paisaje B no superan los niveles por arriba de 25 ppm, valor alcanzado en PBH3 el cual fue el sitio con los niveles de sodio más altos y el sitio ILI2 aquel con las concentraciones más bajas (3 ppm). En general, en este paisaje las muestras resultaron ser más homogéneas entre sitios sin tanta variación y

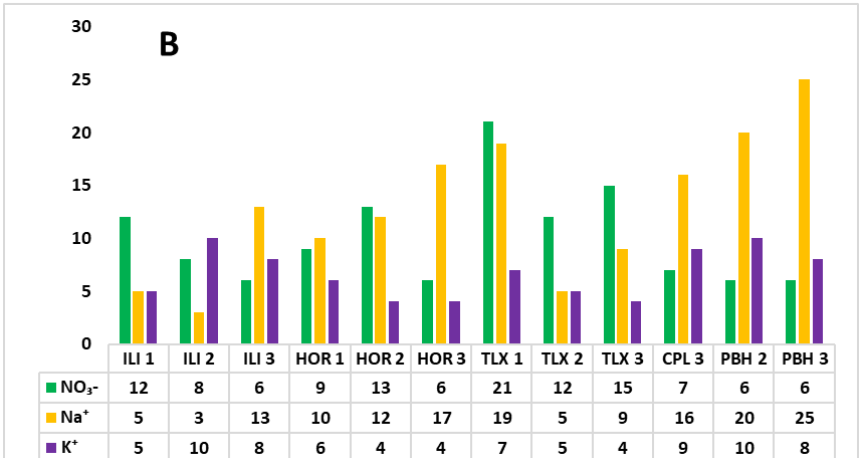
con concentraciones relativamente más bajas, sin embargo, respecto al paisaje A, en términos de riqueza y abundancia fue considerablemente mayor el número de registros.

- Potasio (K^+)

De la misma forma como con los registros de Sodio, las concentraciones de potasio muestran una marcada diferencia entre ambos paisajes. Los niveles más altos registrados se dieron particularmente en el tercer monitoreo de aquellos sitios que resultaron tener el mayor número de especies y abundancias reportados (con excepción del sitio SNU3), los valores más bajos se dieron en los sitios PAR2 y RSN2 durante en segundo monitoreo esto en el paisaje A. En el paisaje B en cada uno de los sitios, así como en cada conjunto de monitoreo, mostraron niveles no mayores a las 10 ppm (valor máximo en los sitos ILI2 y PBH2 de la segunda campaña de monitoreo).



	PAR 1	PAR 2	PAR 3	RSN 1	RSN 2	RSN 3	RPT 1	RPT 2	RPT 3	SNC 1	SNC 2	SNU 3	ATO 1
NO_3-	10	14	6	13	12	6	24	11	8	27	17	9	16
Na^+	7	5	17	10	14	17	35	13	93	49	15	13	34
K^+	7	4	32	5	4	62	26	7	130	13	17	68	8



	ILI 1	ILI 2	ILI 3	HOR 1	HOR 2	HOR 3	TLX 1	TLX 2	TLX 3	CPL 3	PBH 2	PBH 3
NO_3-	12	8	6	9	13	6	21	12	15	7	6	6
Na^+	5	3	13	10	12	17	19	5	9	16	20	25
K^+	5	10	8	6	4	4	7	5	4	9	10	8

Figura 9. Registros de Nitratos NO_3- (verde), Sodio Na^+ (amarillo) y Potasio K^+ (morado) (ppm) de los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. Gráfico A paisaje Atoyac y grafico B paisaje San Luis.

6.3.3.2. Variables meteorológicas

- Temperatura ambiental

Al analizar la temperatura ambiental de las campañas de monitoreo, en general los sitios PAR3, ILI1 y TLX2 presentaron los menores promedios de temperatura ambiental rondando valores casi exactos a 20° C (Figura 10). De igual manera se observa que los sitios CPL3 y ATO1 presentan los máximos promedios para esta variable con registro de valores entre los 28.3° C y 29.3° C respectivamente, este último sitio con la mayor temperatura registrada. En general, entre ambos paisajes no se registraron notables variaciones en las temperaturas. La temperatura se mantiene más o menos constante entre salidas con ligeras variaciones de 3 a 5° C de diferencia en algunos casos.

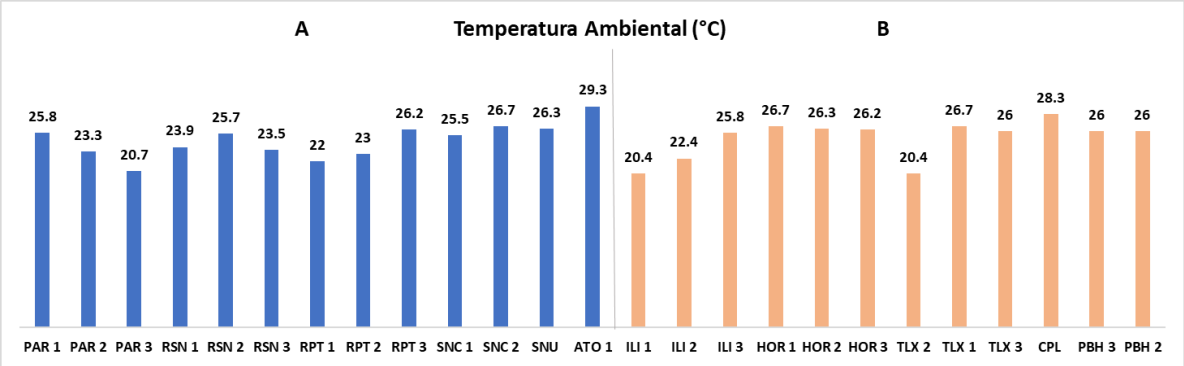


Figura 10. Registros de temperatura ambiental (° C) de los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. En azul los sitios del paisaje A y en naranja los sitios del paisaje B.

- Humedad relativa (H.R)

La humedad relativa no presentó variaciones notables en la mayoría de los sitios de monitoreo, como se muestra en la Figura 11, sin embargo, el caso más peculiar reportado se dio en ATO1 donde a pesar de ser un sitio bastante seco, en varias tomas sólo de esta variable se registró un valor de 0%, por lo que se consideró la idea de una mala lectura o problemas en la calibración del equipo, este evento fue el único ya que en todos los demás sitios si se obtuvieron valores aceptables. De manera general en el paisaje A se mantuvieron rangos máximos del 80% a 90% de humedad relativa, PAR3 fue el sitio con el valor más alto de 93%. La humedad relativa en el paisaje B mantuvo niveles entre los rangos de los 70% a 95%, este último el valor más alto registrado en el sitio PBH2 de la segunda campaña de monitoreo. ILI2 e ILI3 fueron los sitios con los valores más bajos de 72.4% y 71% de humedad respectivamente.

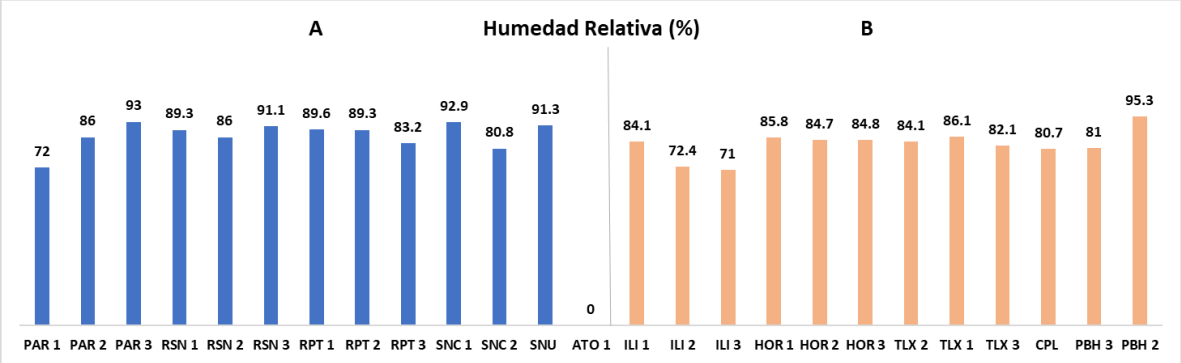


Figura 11. Registros de humedad relativa (%) de los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. En color azul los sitios del paisaje A y en color naranja los sitios del paisaje B.

- Índice de estrés por calor (HSI)

El estrés por calor (dado por la relación entre la temperatura y humedad relativa) (como se aprecian en la Figura 12) mantuvo valores similares entre sitios por campaña de monitoreo. Los valores más altos registrados en el paisaje A se dieron en el sitio ATO1 de 32.1 seguido de SNU con 30.6 sitios donde además se registró menor número de especies en términos de riqueza y abundancia para este paisaje. Para el caso del paisaje B no fue la excepción, ya que de igual manera el sitio con el índice de estrés por calor con los valores más altos CPL de 34.2 corresponde a uno de los sitios con el menor número de especies registradas para el paisaje encontrándose una ligera relación inversamente proporcional.

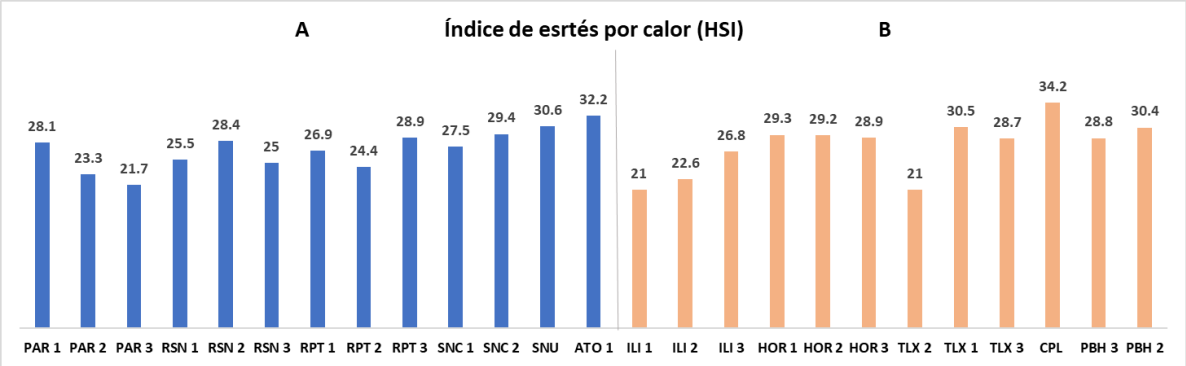


Figura 12. Registros de Índice de estrés por calor de los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. En azul los sitios del paisaje A y en naranja los sitios del paisaje B.

En los cuatro sitios del paisaje A PAR2, PAR3, RSN3 y RPT2 de diferentes campañas de monitoreo con los registros más bajos obtenidos de 23.3, 21.7, 25 y 24.4 respectivamente, corresponden a las 3 localidades con el mayor número de especies encontradas no solo en este paisaje si no en general de toda el área de estudio. Hubo resultados similares en el paisaje B, ya que en 3 de los sitios con el mayor registro de

especies ILI1, ILI2 y TLX2 se obtuvieron los valores más bajos de 21, 22.6 y 21 respectivamente y de igual manera una posible relación inversamente proporcional entre la riqueza de especies y el índice de estrés por calor.

- Punto de rocío (*Dew Point*, DP)

El punto de rocío al ser una variable que al igual que el índice de estrés por calor se relaciona estrechamente con la temperatura ambiental y la humedad relativa (como se aprecian en la Figura 13) muestra valores que en la mayoría de los sitios se corresponden con los datos de temperatura obtenidos. Por ejemplo, en sitios como ILI1 y TLX2 donde se registraron las más bajas temperaturas del paisaje B (20.4° C) y valores relativamente altos en cuanto a humedad relativa (84.1%) resultaron tener los valores más bajos en cuanto al punto de rocío para dicho paisaje (17.8). De igual forma en sitios como HOR1, HOR2 y HOR3 donde los valores de temperatura relativamente constantes (rondando los 26° C) y los niveles de humedad circundaban los 84-85% (sumado a demás valores bastante homogéneos en el índice de estrés por calor), se registraron valores igual de constantes de 22.9, 23 y 23.5 respectivamente, y la misma relación se dio en el paisaje A particularmente en los sitios RSN1, RSN2 y RSN3.

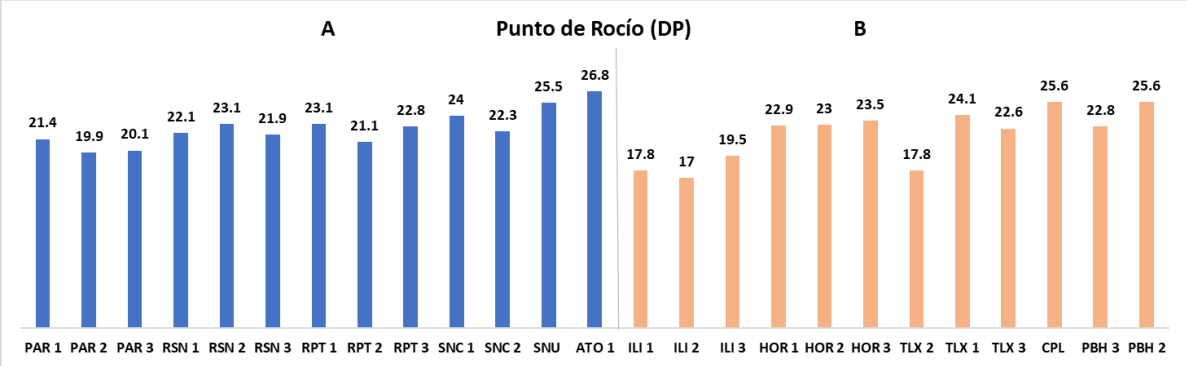


Figura 13. Registro del punto de rocío tomados a los distintos cuerpos de agua monitoreados en cada sitio. En color azul los sitios del paisaje A y en color naranja los sitios del paisaje B.

Por otro lado, en sitios como PAR1 y ATO1 del paisaje A, donde se registraron niveles bajos en cuanto a la humedad 72% y 0% (pese al error en la medición de la humedad relativa no se descartó que los valores reales en ATO1 fueran bajos) la temperatura registrada en estos sitios fue alta en comparación con otros sitios (25.8° C en PAR1) y (29.3° C en ATO1) obteniendo como resultado valores moderados en PAR1 de 21.4 y altos en ATO1 26.8 (sitio con el valor más alto para el paisaje A).

6.4. Relación entre conjuntos de variables

6.4.1. Análisis de colinealidad

Finalmente, los conjuntos de variables restantes (Figura 14) se seleccionaron y organizaron respectivamente en sus categorías para realizar los modelos de regresión múltiple y los ACC (Cuadro 13).

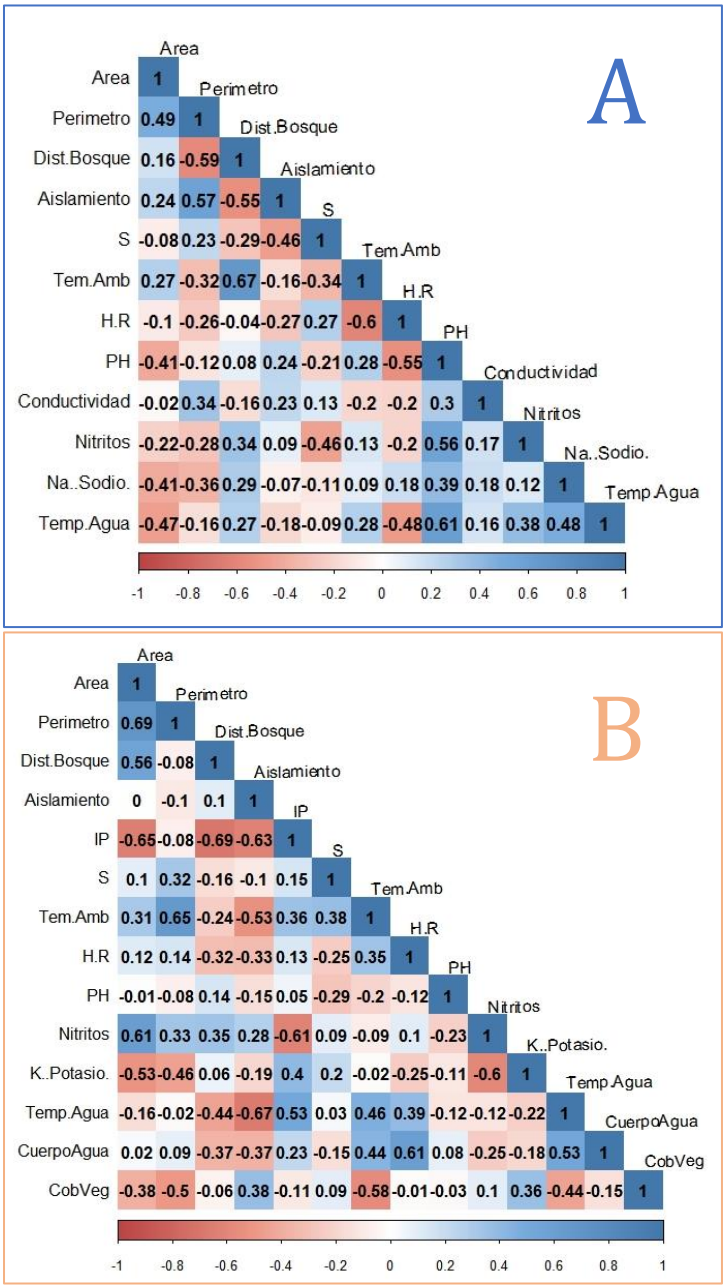


Figura 14. Variables finales resultantes del análisis de colinealidad consideradas para los modelos de regresión múltiple y análisis posteriores. A) Variables del paisaje Atoyac de Álvarez y B) variables del paisaje San Luis Acatlán.

Cuadro 13. Conjunto de variables finales para cada paisaje consideradas para la creación de los modelos de regresión múltiple y ACC organizadas en sus respectivas categorías. Variables no consideradas en los modelos de regresión múltiple combinados (*).

Conjunto de Variables Paisaje A			
Variables independientes (X)			Variable dependiente (Y)
Variables a escala del paisaje	Variables a escala local		Unidades de diversidad
	Fisicoquímicas	Meteorológicas	
Área Perímetro Dist.Bosque Aislamiento	PH Conductividad Nitratos Na (Sodio) Temp.Agua	Tem.Amb H. R *CuerpoAgua *CobVeg	S
Conjunto de Variables Paisaje B			
Variables independientes (X)			Variable dependiente (Y)
Variables a escala del paisaje	Variables a escala local		Unidades de diversidad
	Fisicoquímicas	Meteorológicas	
Área Perímetro Dist.Bosque Aislamiento IP	H. R PH Nitratos K (Potasio) Temp.Agua	Tem.Amb H. R CuerpoAgua CobVeg	S

6.4.2. Modelos de Regresión lineal Simple

- Relación Especies-Área

En el caso del paisaje A el modelo no lineal "Inversa de Y - cuadrado en X" fue aquel con el mejor ajuste ya que la variación en la riqueza de especies fue explicada en un 84.67% (R^2) por el área de los fragmentos, además de un coeficiente de correlación (r) de 0.9201 y un valor de $P = 0.0093$. Sumado a esto, cuatro de los seis diferentes modelos comparados, explicaron de forma significativa ($P<0.05$) esta relación con la excepción del modelo lineal y el logarítmico (ver Cuadro 14; Figura 15).

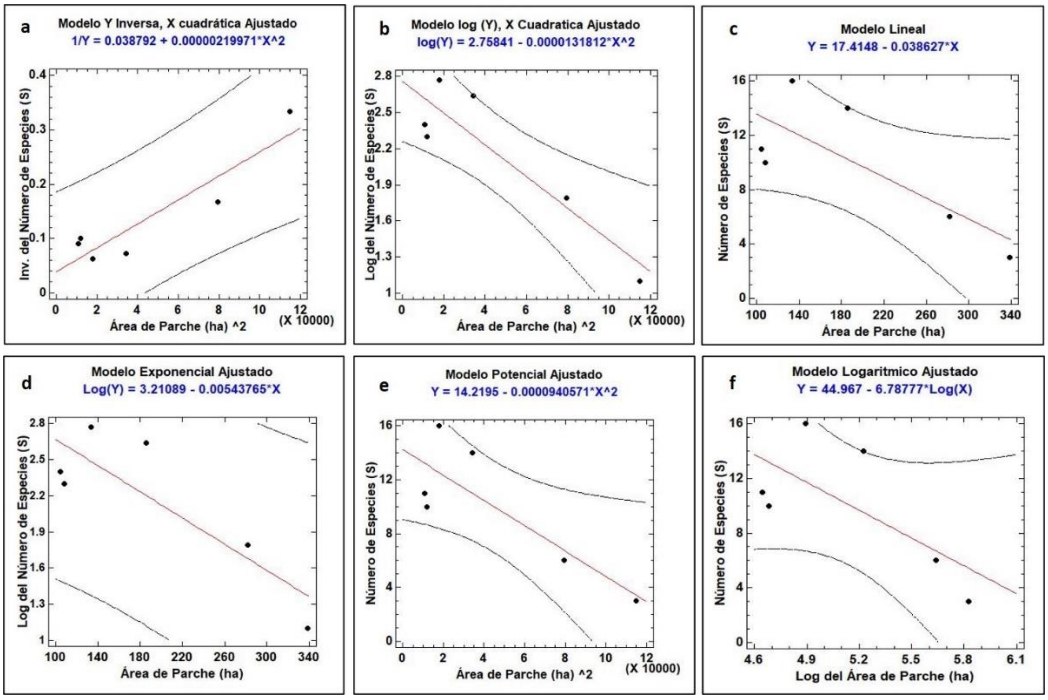


Figura 15. Modelos de regresión simple entre el área de los parches (ha) y la riqueza de especies (S) de anfibios para el Paisaje A Atoyac de Álvarez. a = modelo Y inversa, X cuadrática; b = modelo Log (Y), X cuadrática; c = modelo Lineal; d = modelo Exponencial; e = modelo Potencial; f = modelo Logarítmico (intervalo de confianza de la línea de regresión 95%).

En el caso del paisaje B pese a que el modelo de "Cuadrado Doble" fue aquel con el mejor ajuste (ver Cuadro 14) no fue estadísticamente significativo ya que la variación en la riqueza de especies fue explicada por tan solo un 5.21% (R^2) por el área de los fragmentos, además de un coeficiente de correlación (r) de -0.2284 y un valor de P = 0.7118. Además, ninguno de los seis diferentes modelos comparados explicó de forma significativa (P<0.05) esta relación (ver Figura 16).

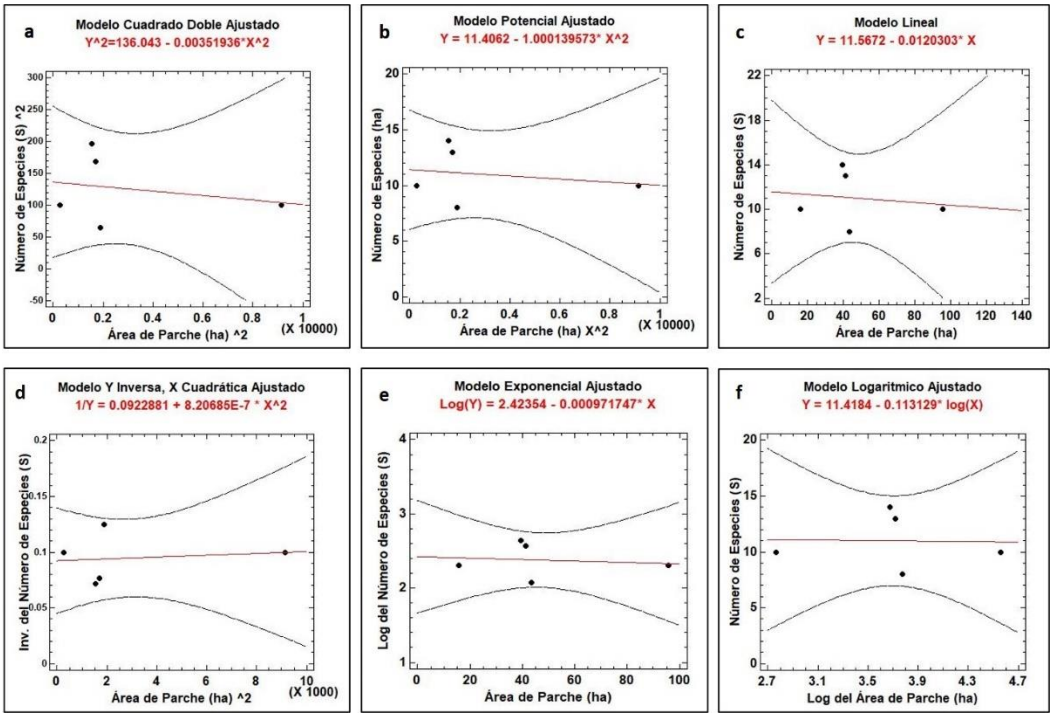


Figura 16. Modelos de regresión simple entre el área de los parches (ha) y la riqueza de especies (S) de anfibios para el Paisaje B San Luis Acatlán. a = modelo Cuadrado Doble; b = modelo Potencial; c = modelo Lineal; d = modelo Y inversa, X cuadrática; e = modelo Exponencial; f = modelo Logarítmico (intervalo de confianza de la línea de regresión 95%).

Cuadro 14. Modelos de regresión para la relación entre el área de los parches y la riqueza de especies de anfibios en la Sierra Madre del Sur de Guerrero; a = intercepto con el eje y; b = pendiente de la recta; r = coeficiente de correlación; R^2 = coeficiente de determinación; P = probabilidad obtenida del ANOVA para 1 G.L en el numerador y 4 G.L en el denominador (F1,4) (paisaje A) y para 1 G.L en el numerador y 3 G.L en el denominador (F1,3) (paisaje B).

Modelos Paisaje A	*a*	*b*	r	R^2	$F_{(1,4)}$	P
Relación Área-Riqueza						
Inv. en Y cuadrado en X [$Y = 1/(a + b*\sqrt{(X)})$]	0.038792	2.2E-06	0.9201	84.67%	22.09	0.0093
Log en Y cuadrado en X [$Y = \exp(a + b*X^2)$]	2.75841	-1.3E-05	-0.9085	82.54%	18.91	0.0122
Exponencial [$Y = exp(a + b*X)$]	3.21089	-0.00544	-0.8552	73.14%	10.89	0.0299
Potencial [$Y = a + b*X^2$]	14.2195	-9.4E-05	-0.8320	69.22%	9.00	0.0400
Lineal [$Y = a + b*X$]	17.4148	-0.03863	-0.7797	60.79%	6.20	0.0675
Logaritmico [$Y = a + b*ln(X)$]	44.967	-6.78777	-0.6978	48.69%	3.80	0.1232
Modelos Paisaje B	***a***	***b***	**r**	**R^2**	**$F_{(1,4)}$**	**P**
Relación Área-Riqueza						
Cuadrado doble [$Y = \sqrt{(a + b*X^2)}$]	136.043	-0.00352	-0.2284	5.21%	0.17	0.7118
Potencial [$Y = a + b*X^2$]	11.4062	-0.00014	-0.2020	4.08%	0.13	0.7445
Lineal [$Y = a + b*X$]	11.5672	-0.01203	-0.1440	2.07%	0.06	0.8173
Inv. en Y cuadrado en X [$Y = 1/(a + b*\sqrt{(X)})$]	0.09228	8.21E-07	0.1360	1.85%	0.06	0.8274
Exponencial [$Y = exp(a + b*X)$]	2.42354	-0.00097	-0.1262	1.59%	0.05	0.8397
Logaritmico [$Y = a + b*ln(X)$]	11.4184	-0.11313	-0.0294	0.09%	0	0.9626

- Relación pH-riqueza y nitratos-riqueza

De manera general, ninguno de los modelos alternativos evaluados tanto para el conjunto pH-riqueza como para el conjunto nitratos-riqueza lograron ajustarse significativamente a sus respectivas relaciones con respecto a la riqueza de especies. El ajuste "Cuadrado-Y, Raíz Cuadrada-X" pese al haber sido el mejor modelo para el paisaje A en ambos tipos de relación, fue muy deficiente ya que la variación en la riqueza de especies fue explicada solo en un 14.47% (R^2) por los valores de pH y un 11.36% (R^2) por los valores de nitratos, sumado a esto, los coeficientes de correlación (r) fueron de 0.38052 para la relación con el pH y -0.337078 para la relación con los niveles de nitratos y finalmente ambos valores de P no explicaron significativamente (P>0.05) la relación con la riqueza (ver Figura 17 y Cuadro 15).

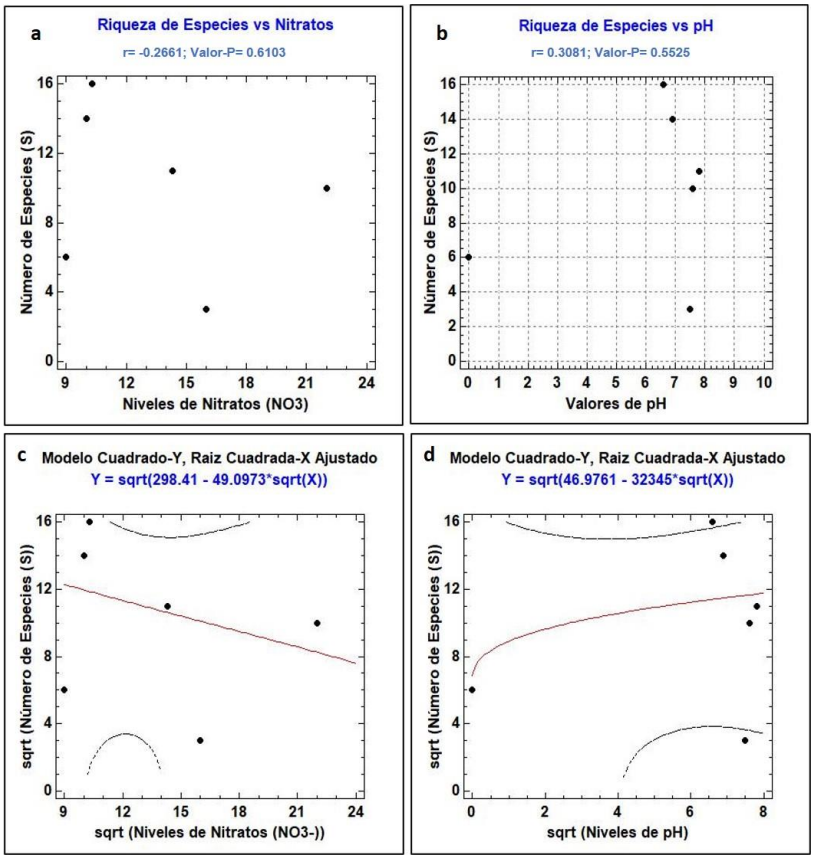


Figura 17. Gráficos de dispersión y Modelos de regresión simple entre nitratos (NO_3), potencial de hidrógeno (pH) y la riqueza de especies (S) de anfibios para el Paisaje A de Atoyac de Álvarez. a = dispersión (NO_3 vs S); b = dispersión (pH vs S); c = modelo S-cuadrada, raíz cuadrada-(NO_3); d = modelo S-cuadrada, raíz cuadrada-(pH).

A pesar del desempeño en los modelos de regresión, al revisar la distribución de los datos podemos apreciar que los valores más altos en términos de riqueza se correspondieron con los niveles más bajos de (NO_3) y con los valores de pH más próximos al valor neutro.

En el caso del paisaje B el ajuste de los modelos lineales no fue diferente a lo ocurrido en el paisaje A, incluso en lo obtenido con los modelos alternativos salvo por pequeñas diferencias. El ajuste "Doble inverso" pese al haber sido el mejor modelo para el paisaje B en la relación nitratos-riqueza, fue también muy deficiente ya que la variación en la riqueza de especies fue explicada solo en un 7.87% (R^2) por los valores de NO3, los coeficientes de correlación (r) fueron de 0.2805 y los valores de P no explicaron significativamente (p>0.05) la relación con la riqueza (P = 0.6475) (ver Figura 18 y Cuadro 15). Para la relación pH-riqueza el ajuste "Cuadrado-Y Inversa de X" fue el mejor modelo representado y curiosamente en este caso, la variación en la riqueza de especies fue explicada en un 62.81% (R^2) por los valores de pH, con un coeficiente de correlación (r) de 0.792559. Sin embargo, el valor de P no fue estadísticamente significativo ya que se obtuvo un valor de (P = 0.1098).

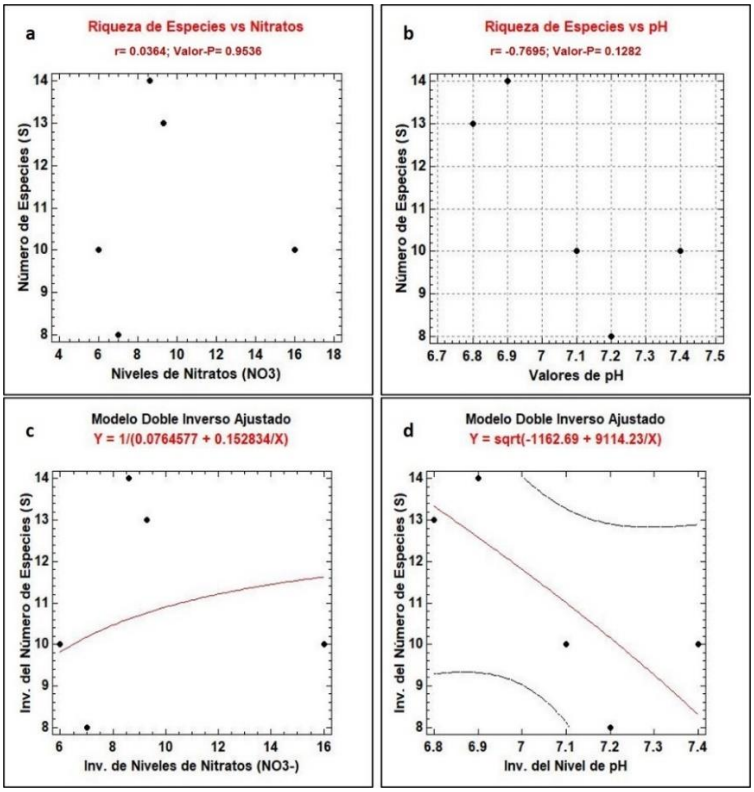


Figura 18. Gráficos de dispersión y Modelos de regresión simple entre nitratos (NO_3), potencial de hidrogeno (pH) y la riqueza de especies (S) de anfibios para el Paisaje B San Luis Acatlán. a = dispersión (NO_3 vs S); b = dispersión (pH vs S); c = modelo S-cuadrada, raíz cuadrada-(NO_3); d = modelo S-cuadrada, raíz cuadrada-(pH).

Del mismo modo a lo ocurrido en el paisaje A, pese al desempeño de los modelos de regresión simple, la distribución de los datos permitió reflejar que los valores más altos en términos de riqueza se correspondieron también con los niveles más bajos de (NO_3) y con los valores de pH más próximos al valor neutro.

Cuadro 15. Modelos de regresión simple para la relación entre los nitratos (NO_3), el pH y la riqueza de especies de anfibios en la Sierra Madre del Sur de Guerrero. a = intercepto con el eje y; b = pendiente de la recta; r = coeficiente de correlación; R^2 = coeficiente de determinación; P = probabilidad obtenida del ANOVA para 1 G.L en el numerador y 4 G.L en el denominador (F1,4) (paisaje A) y para 1 G.L en el numerador y 3 G.L en el denominador (F1,3) (paisaje B).

Modelo	*a*	*b*	r	R^2	$F_{(1,4)}$	P
Relación Nitratos-Riqueza						
Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X [Y = √(a + b*√(X))]	298.41	-49.0973	-0.33708	11.3621	0.51	0.5135
Relación pH-Riqueza						
Cuadrado-Y Raíz Cuadrada-X [Y = √(a + b*√(X))]	46.9761	32.345	0.38052	14.4796	0.68	0.4568
Modelo	***a***	***b***	**r**	**R^2**	**$F_{(1,3)}$**	**P**
Relación Nitratos-Riqueza						
Doble inverso [*Y = 1/(a + b/X)*]	0.076458	0.152834	0.2805	7.87%	0.26	0.6475
Relación pH-Riqueza						
Cuadrado-Y Inversa de X [*Y = √(a + b/X)*]	-1162.69	9114.23	0.792559	62.81%	5.07	0.1098

6.4.3. Modelos de regresión lineal Múltiple

Para aplicar los modelos de regresión se consideró a la riqueza (S) como única variable dependiente (Y) en ambos conjuntos de datos y el resto de variables (las correspondientes a cada paisaje como se muestran en el Cuadro 13) como variables independientes (X).

Se realizaron un total de 15 modelos por paisaje, 5 por cada categoría de variables (más un modelo extra con las variables fisicoquímicas del paisaje A). Cabe añadir que en el caso de los modelos correspondientes a las variables meteorológicas se añadieron los cuerpos de agua y la cobertura vegetal (Cuadro 15) ya que pese a que presentaron colinealidad con el resto de las variables no lo hicieron con las variables meteorológicas. El modelo fisicoquímico extra del paisaje Atoyac ("ATO_VFQ") se realizó para evaluar el desempeño de la variable pH, sin embargo, debido a la baja representatividad de éste se decidió descartar la posibilidad en el resto de los otros modelos.

6.4.3.1. Selección y validación de los modelos de regresión lineal múltiple

Los atributos a escala local de los fragmentos estuvieron débilmente asociados a la diversidad y al número de especies de anfibios en el paisaje Atoyac, ya que, en la mayoría de los casos, los modelos con variables fisicoquímicas explicaron menos del 30% de la variación en la riqueza y menos del 40% en la mayoría de los modelos con variables meteorológicas. Únicamente, los modelos "ATO_VFQ2" (R^2= 0.27) y "ATO_VM3" (R^2= 0.37) fueron aquellos que indicaron el mejor ajuste (menor AIC) entre varianza explicada y cantidad de parámetros de sus categorías respectivamente (ver Cuadro 2 y 3 Anexo 2). En contraste, la riqueza de anfibios estuvo más fuertemente relacionada con características a escala del paisaje con porcentajes de variación explicada superior al 40% en la mayoría de los casos (Cuadro 1 Anexo2). En particular, a escala de paisaje, la riqueza de anfibios estuvo asociada al aislamiento: fragmentos menos aislados presentaron mayor riqueza de especies, la distancia a la porción boscosa más cercana también estuvo relacionada con la riqueza: fragmentos más distantes presentaron menos diversidad de especies. Particularmente, el área y el perímetro de los fragmentos contribuyeron, aunque más ligeramente a la asociación con la riqueza ya que, en la mayoría de los casos, los fragmentos más pequeños presentaron mayor riqueza de especies, sin embargo, esta relación no se mantuvo de forma general. El modelo "ATO_VP" el cual incluyó todas las variables a escala de paisaje, fue aquel con el mejor ajuste entre la varianza explicada (R^2= 0.72) por la riqueza y la cantidad de parámetros (AIC= 56.4), Por lo anterior, dado que este último modelo mencionado fue aquel con el mejor y más alto desempeño en comparación con todos los demás, tanto a escala del paisaje como a escala local, fue seleccionado como el más adecuado para el ajuste de los datos del paisaje Atoyac y se procedió a su validación

Por otro lado, los atributos tanto a escala local de los fragmentos como a los de escala de paisaje estuvieron débilmente asociados a la riqueza de anfibios en el paisaje San Luis, ya que, en la mayoría de los casos, los modelos con variables del paisaje y los modelos con variables fisicoquímicas explicaron menos del 20% de la variación en la riqueza. Únicamente, los modelos "SLA_VP1" (R^2= 0.11) y "SLA_VFQ3" (R^2= 0.16) fueron aquellos que indicaron el mejor ajuste (menor AIC) entre varianza explicada y cantidad de parámetros de sus categorías respectivamente (ver Cuadro 4 y 5 Anexo 2). La riqueza de anfibios estuvo más fuertemente relacionada con características meteorológicas y de cobertura vegetal, sin embargo, los porcentajes de variación explicada no superaron el 50% en ningún caso (Cuadro 6 Anexo2). De manera particular y en base a los resultados, la riqueza de anfibios en este caso, estuvo asociada a la temperatura ambiental, la humedad relativa y la cobertura vegetal. El modelo "SLA_VM1" quien fue el que incluyó estas variables fue aquel con el mejor ajuste entre la varianza explicada (R^2= 48%) por la riqueza y la cantidad de parámetros (AIC= 63.1). De igual manera, dado que este último modelo mencionado fue aquel con el mejor y más

alto desempeño en comparación con todos los demás fue seleccionado como el más adecuado para el ajuste de los datos del paisaje San Luis y se procedió a su validación.

La validación de los modelos se realizó por medio del análisis e interpretación de los coeficientes de R^2. El modelo ATO_VP explicó el 72% de la variabilidad en la riqueza de especies presentes en el paisaje Atoyac de Álvarez. Es decir, que un 72% de la variación en la riqueza presente en este paisaje está explicada por la variación en el área, perímetro, distancia al bosque más cercano y el aislamiento presente en los parches del paisaje. El resto de la varianza puede atribuirse al azar o a otras variables que por su naturaleza (aisladas o en conjunto) no fueron medidas e incorporadas al modelo (ver Anexo 2 Cuadro 1 y Anexo 3 Figura 1).

Por otro lado, el modelo SLA_VM1 explicó un 48% de la variabilidad en la riqueza de especies presentes en el paisaje San Luis Acatlán, es decir, que a diferencia del paisaje Atoyac, un 48% de la variación en la riqueza presente en este paisaje se vio explicada por la variación en la temperatura ambiental, la humedad relativa y la cobertura vegetal presente en los diferentes cuerpos de agua y en los parches como tal (ver Anexo 2 Cuadro 4 y Anexo 3 Figura 2).

Adicionalmente, dados los resultados del desempeño de los modelos de regresión múltiple, se consideró realizar una serie de modelos combinados para cada paisaje, incluyendo las variables independientes significativas de cada uno (véase Figura 14) con la intención de encontrar posiblemente una mejor aproximación explicativa de las variables independientes respecto a la riqueza de especies. Los resultados de estos modelos se encuentran descritos en el Anexo 4

6.4.4. Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC)

Para el paisaje A la varianza de la composición de especies explicada por las variables ambientales fue de 2.666/2.666 (es decir, un 100%). De esta variabilidad, aunque la mayor parte se encuentra explicada por los primeros dos ejes CCA1 (0.7191/2.666) y CCA2 (0.5347/2.666), más del 80% de la variabilidad está dada por las primeras cinco correlaciones canónicas: CCA1 (0.7191/2.666), CCA2 (0.5347/2.666) CCA3 (0.4486/2.666), CCA4 (03009/2.666) y CCA5 (2684/2.666).

El Cuadro 16 muestra las relaciones encontradas entre las variables analizadas y los ejes obtenidos. Se puede observar que el primer eje (AX 1) está definido mayormente por las variables de nitratos, con correlación negativa y el perímetro con correlación positiva. Dentro de este gradiente se observa que los fragmentos con menor área, menor grado de periferia (contorno) y en general menos aislados favorecen la aparición de especies como: *T. spatulatus, I. marmoreus,* A. *dacnicolor* y en menor medida a la especie *S. baudinii,* al mostrar una mayor asociación por variables fisicoquímicas de los cuerpos de agua como los niveles de nitratos y sodio. Por otro lado, *P. leonhardschultzei*,

C. pinorum, Q. erythromma, T. smithii, L. sierramadrensis y *C. pygmaeus* resultaron ser un grupo de especies con una tendencia a ser más abundantes en sitios lejanos o con bajos niveles de nitratos y sodio en general, al mostrar una mayor asociación a sitios influenciados por variables a escala del paisaje (área principalmente) como se aprecia en la figura 21.

El segundo eje, está determinado principalmente por la humedad relativa con correlación negativa y el aislamiento con correlación positiva (ver Cuadro 16). Así, especies como *E. pipilans* y *L. forreri,* mantienen una preferencia hacia sitios más húmedos (condiciones fisicoquímicas en los cuerpos de agua) y en general menos aislados. En contraste, especies como *E. sumichrasti* y *S. pentheter* estuvieron asociadas por los sitios menos húmedos. Particularmente *C. juanitae* mostró preferencias hacia parches más aislados, aunque del mismo modo con baja humedad relativa.

La presencia del resto de las especies parece no tener una clara vinculación con ninguna de las variables. Por otro lado, las variables como distancia del bosque, temperatura del agua, conductividad y pH tuvieron una escasa contribución en la explicación de las distribuciones de las distintas especies.

Cuadro 16. Relación entre las variables seleccionadas y los ejes factoriales mediante el análisis CCA correspondiente al paisaje A de Atoyac de Álvarez.

Variable	AX 1	AX2	AX 3	AX 4	AX 5
Área	0.3184	-0.0130	0.2397	0.3261	-0.0897
Perímetro	**0.6227**	0.2934	0.1550	0.0671	-0.4236
Dist.Bosque	-0.1344	-0.2231	0.1212	0.2743	0.2252
Aislamiento	0.4491	**0.3739**	0.3659	0.1466	-0.4576
Tem.Amb	-0.1196	0.2015	-0.0840	-0.1185	0.5854
H. R	-0.3149	**-0.4851**	-0.1320	0.0967	-0.2601
PH	-0.0661	0.2328	0.0289	-0.3716	-0.0845
Conductividad	-0.2178	0.1767	-0.4786	-0.1568	-0.2785
Nitratos	**-0.6666**	0.2597	0.2694	-0.3991	0.3043
Na (Sodio)	-0.6441	-0.2943	-0.1620	-0.3360	-0.1041
Temp.Agua	-0.0390	0.1090	-0.2325	-0.2673	0.0343

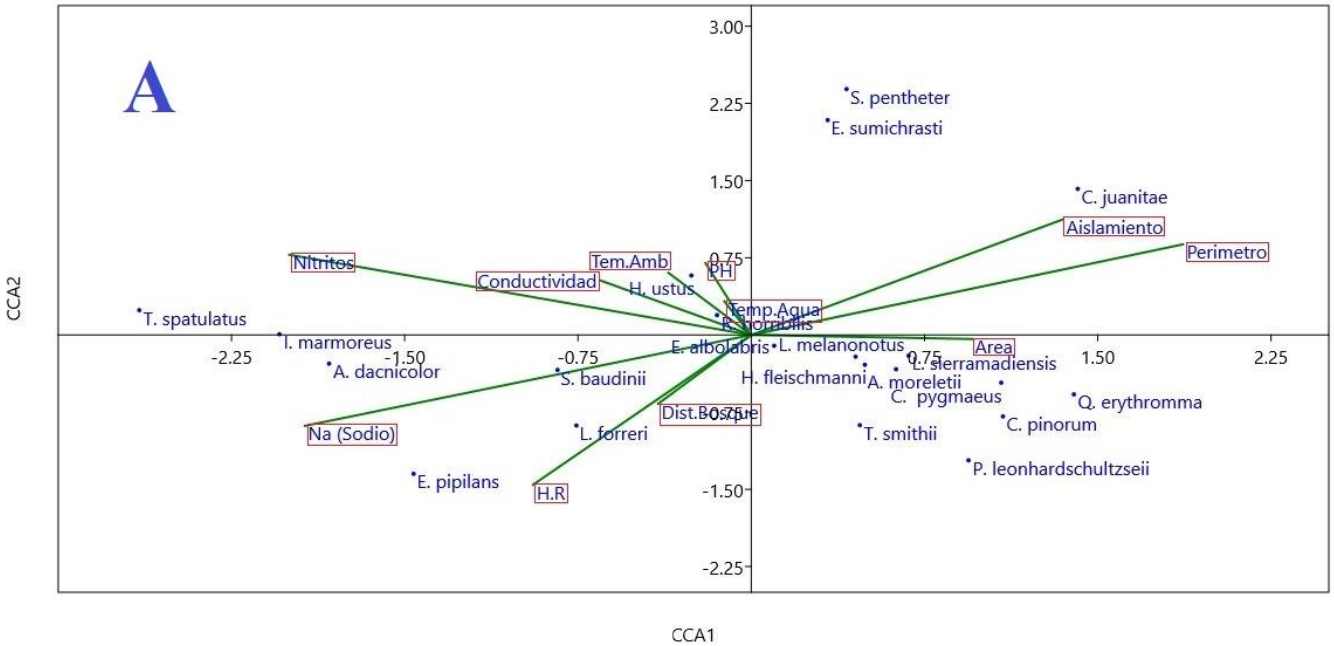


Figura 21. Diagrama del análisis de correspondencias canónicas correspondiente al Paisaje A de Atoyac de Álvarez.

Para el diagrama del ACC correspondiente al paisaje B se eliminó la especie *Eleutherodactylus sp.* debido a que al ser una única especie para un solo sitio la varianza en la distribución para esa especie fue tan alta de modo que provocó una distorsión muy notoria del modelo final a tal punto de no poder distinguir el resto del diagrama (ver diagrama preliminar en Anexo 5). La varianza de la composición de especies explicada por las variables ambientales en este caso fue de 2.280/2.280 (es decir, un 100%). De esta variabilidad, aunque la mayor parte se encuentra explicada por los primeros dos ejes CCA1 (0.7434/2.280) y CCA2 (0.4758/2.280), más del 80% de la variabilidad (de manera similar al paisaje A) está dada por las primeras cinco correlaciones canónicas: CCA1 (0.7434/2.280), CCA2 (0.4758/2.280) CCA3 (0.4171/2.280), CCA4 (0.1608/2.280) y CCA5 (0.1540/2.280).

El Cuadro 17 muestra las relaciones encontradas entre las variables analizadas y los ejes obtenidos. De esta manera se puede observar que el primer eje está definido mayormente por las variables de distancia del bosque con correlación positiva y la temperatura del agua con correlación negativa. Así, dentro de este gradiente podemos notar que especies como *T. smithii* y *D. oaxacae* están asociadas a los sitios con menor cobertura vegetal y temperatura ambiental más elevada. En cambio, especies como *C. pygmaeus*, *E. sumichrasti, P. leonhardschultzei* y *S. pentheter* mostraron preferencia

hacia sitios con menor temperatura tanto ambiental como de los cuerpos de agua y una mayor asociación a sitios con mayor distancia al bosque.

El segundo eje, estuvo determinado principalmente por dos variables, temperatura del agua con correlación negativa y el aislamiento con correlación positiva. La especie *E. pipilans* en particular se vio asociada por fragmentos más aislados con los valores más bajos de humedad relativa. Por otro lado, las especies *Q. erythromma* e *H. viridissimum* [*fleischmanni*] se presentaron preferentemente en fragmentos con altos niveles de humedad relativa, bajos niveles de potasio en los cuerpos de agua y con menor grado de aislamiento.

Las especies *L. forreri, H. variolosus y S. staufferi* así como también *S. baudinii* e *H. ustus* más que mostrar una cierta vinculación hacia sitios con altos niveles de potasio (vector con proyección muy pequeña y por lo tanto poco relevante) mostraron asociación en sitios con los valores más bajos en humedad relativa y de pH (ligeramente más ácidos)

Para el resto de las especies a pesar de no mostrar una clara relación con el resto de las variables, se pueden apreciar ciertas tendencias de vinculación como *E. syristes* con cierta vinculación hacia sitios con menor temperatura ambiental (más que con los valores de nitratos). *L. sierramadrensis* mostró preferencia hacia variables a escala de paisajes (parches con mayor área y mayor distancia al bosque) y en menor medida a variables locales. *L. melanonotus* y *R. horribilis* con ciertas tendencias hacia parches más pequeños. Las variables como los nitratos, el perímetro, el potasio y el índice perimetral tuvieron poco valor demostrativo (aunque sí presente) en la explicación de las contribuciones de las distribuciones de las distintas especies.

Cuadro 17. Relación entre las variables seleccionadas y los ejes factoriales mediante el análisis CCA correspondiente al paisaje B San Luis Acatlán.

Variable	AX 1	AX2	AX 3	AX 4	AX 5
Área	0.3350	-0.0032	-0.1757	-0.6173	-0.2474
Perímetro	0.3445	0.1453	-0.2810	-0.6170	-0.1141
Dist.Bosque	**0.5159**	-0.0249	-0.0247	-0.4992	-0.1383
Aislamiento	-0.0399	**0.6756**	-0.1405	0.0556	0.4582
IP	-0.3042	-0.2500	0.2107	0.5501	0.0545
Tem.Amb	-0.4157	-0.3704	-0.1531	-0.1835	-0.2994
H. R	0.1079	-0.5548	-0.0265	0.0434	0.0431
PH	0.3865	-0.5590	0.1380	0.4514	0.1450
Nitratos	0.2660	0.0764	-0.2188	-0.4187	0.1684
K (Potasio)	-0.1326	0.3180	0.3165	0.3128	-0.1294
Temp.Agua	**-0.4724**	**-0.6738**	0.1160	0.0738	-0.2246
CuerpoAgua	-0.3592	-0.5542	0.1593	0.0392	-0.1409
CobVeg	0.2797	0.4912	0.2034	0.3808	0.1541

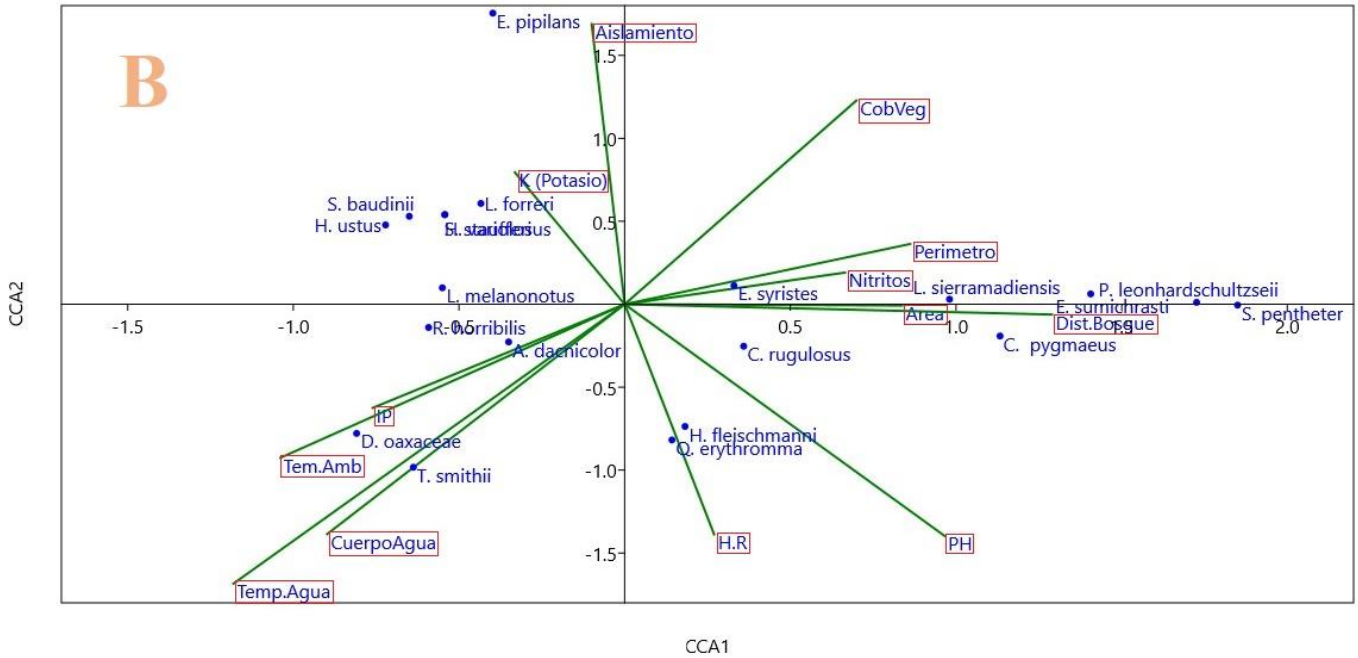


Figura 22. Diagrama del análisis de correspondencias canónicas para el paisaje B San Luis Acatlán.

7. DISCUSIÓN

7.1. Riqueza de especies y abundancia (diversidad alfa)

Si consideramos la superficie territorial y el tamaño que abarcan los paisajes estudiados (como unidad de análisis), podemos notar que en conjunto representan tan solo el 2.55% respecto de la superficie total del estado de Guerrero, sin embargo, a pesar del bajo porcentaje de extensión, el número de especies reportadas, en este trabajo equivale al 34.61% (27 especies) de los 78 anfibios reportados para el estado (Palacios-Aguilar y Flores-Villela, 2018). Respecto del total de géneros reportados en ambos paisajes representan el 65.51% (19 géneros de los 29 reportados) y finalmente respecto a las 13 familias reportadas se obtuvo una representación del 76.92% (10 familias), y si bien los registros obtenidos durante el muestreo representan especies anteriormente reportadas para el estado (Palacios-Aguilar y Flores-Villela, 2018), debe reconocerse que estos valores contribuyen a destacar la importancia de las zonas o parches remanentes estudiados en cuanto a la representatividad de anfibios presentes en el estado de Guerrero.

La riqueza de especies predicha en los gráficos de acumulación de especies (Figura 3) muestra a todos los estimadores con tendencias asintóticas, Chao 1 fue el de mejor ajuste a los datos en ambos paisajes, ya que determinó correctamente el número de especies observadas para el paisaje A y con una ligera diferencia en las especies observadas para el paisaje B, esto nos indicaría que no se requiere un mayor esfuerzo en el muestreo y nos permite hasta cierto punto hablar de que el inventario está completo en función de las especies esperadas para ambos paisajes en general. Lo anterior bajo la idea de que no existe hasta ahora ningún otro criterio objetivo que nos permita tener la certeza de que el muestreo sea completo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Sin embargo, no podemos olvidar que los límites en la distribución de los organismos cambian con el tiempo en función del mismo ambiente (estacionalidad) y por lo tanto también pueden obtenerse asíntotas antes de que muchas especies puedan ser registradas (Escalante, 2003; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Sumado a lo anterior, cabe resaltar lo descrito por Palacios-Aguilar y Flores-Villela (2018) quienes mencionan que si bien el descubrimiento de nuevas especies ha aumentado para el estado en los últimos años, éste no ha tenido su despliegue máximo (por causas diversas) pero existe una muy alta probabilidad de descubrir nuevas especies en las diversas regiones que conforman al estado de Guerrero.

7.2. Diversidad de especies

La diversidad de anfibios de acuerdo con los Índices de Shannon y Simpson (Cuadro 7) mostraron que el sitio Atoyac (sitio más grande del área de estudio) representa el parche menos diverso (H' = 0.76 y D' = 0.47) tanto para el paisaje A como para el área total de estudio. Estos resultados son concordantes con las características propias del lugar, ya que, al encontrarse en una zona con alto desarrollo urbano y expansión de asentamientos humanos (Ayuntamineto de Atoyac de Álvarez, 2018) en comparación con el resto de los parches, proveen menores condiciones para el establecimiento de anfibios (Babini *et al.*, 2015; Burton *et al.*, 2009). Sin embargo y pese a esto, el haber registrado especies (aunque pocas) nos permite reafirmar el hecho de que los anfibios poseen características de historia de vida muy particulares y provoca en consecuencia que sus respuestas a los cambios y/o transformaciones en su ambiente sean distintas, llegando a ser algunas especies más tolerantes a las perturbaciones (Babini *et al.,* 2015). Tal fue el caso de las especies *Rhinella horribilis* y *Leptodactylus melanonotus* registradas en este sitio, las cuales se caracterizan por tener una alta tolerancia a la perturbación y a las zonas urbanas (Aguilar-López *et al*., 2020; Burton *et al*., 2009). *Hypopachus ustus* a pesar de no ser considerada como una especie altamente tolerante a la perturbación fue registrada en una zona colindante (de menor impacto urbano) alrededor del parche lo que sugeriría para esta especie un cierto grado de tolerancia a la perturbación (García-Grajales *et al*., 2018)

Por su parte SNU y CPL que fueron los fragmentos más grandes en términos de área (en sus respectivos paisajes), alcanzaron valores altos en función de la riqueza (respecto al parche ATO) a pesar de que estos dos lugares fueron visitados solamente en una ocasión. Es importante mencionar que los valores de riqueza de estos sitios podrían haber cambiado si se hubieran muestreado las tres ocasiones. Al comparar los parches de cada paisaje a través de los índices de diversidad, los resultados reflejaron que la similitud presente en estos dos sitios (dentro de los parches menos diversos entre ambos paisajes) respecto a los valores de H' (pese a tener valores distintos de riqueza) pudo deberse a que las abundancias de las especies registradas en este parche estuvieron en gran medida representadas por tres especies (*Tlalocohyla smithii, Smilisca baudinii* e *Incilius marmoreus*), y fue más uniforme su frecuencia a pesar de haber obtenido una riqueza menor que CPL en donde más de la mitad de sus abundancias totales son de una sola especie (*Exerodonta sumichrasti*). Ya que el índice de Shannon-Wiener considera el grado de heterogeneidad o reparto de los datos en la muestra (Magurran, 2004), sus valores no fueron muy altos a pesar de contar con dos especies más. Bajo este mismo panorama encontramos un caso similar con los parches TLX, PBH y SNC quienes, a pesar de haber contado con la misma cantidad de especies, la distribución de sus abundancias, le permitió al fragmento TLX haber obtenido los valores más altos de H', seguido del fragmento PBH y posteriormente SNC quien al igual que CPL casi la totalidad de sus registros de abundancia estuvieron representados por la especie *E. sumichrasti*.

Respecto al índice de Simpson (D') los resultados mostraron una mayor diferencia entre los parches menos diversos de ambos paisajes (SNU y CPL). Para el caso de CPL, aunque obtuvo un mayor número de especies, su valor D' fue menor al de SNU debido a la alta dominancia de la especie *E. sumichrasti*, la cual a pesar de presentar una extensa distribución sobre todo en los estados de Chiapas, Guerrero, Oaxaca y Puebla (IUCN, 2020; Palacios-Aguilar *et al*., 2018), puede llegar ser abundante en ambientes fragmentados como pastizales y cultivos inducidos. Sin embargo, en algunos lugares cabe mencionar, enfrenta serios problemas en términos de su conservación así como muchas otras especies de anfibios como resultado de la pérdida y transformación de su ambiente natural (Muñoz, 2006). Estos mismos resultados, aunque en distinta proporción ocurrieron por su parte en el parche SNC. Debido a que el índice de Simpson considera en gran medida a las especies mejor representadas (Moreno, 2001), para el caso de SNU los resultados fueron más considerables ya que en este caso la dominancia fue representada por tres especies de las cuales destaca en gran medida a *T. smithii* que al igual que *E. sumichrasti* se trata de una especie con amplia distribución a lo largo de la Sierra Madre del Sur y sus alrededores (IUCN, 2020b) además de que también tiende a ser muy abundante entre la vegetación que emerge de charcas temporales, y entre plantas de cultivos (Castro-Franco *et al.*, 2006). El parche PBH al igual que CPL presentó dominancia por una única especie en gran medida solo que diferencia de este último sitio la especie mayormente representada fue *T. smithii*. En cuanto al parche TLX mostró resultados similares a SNU, sin embargo, aunque *T. smithii* formó parte del alto dominio

en gran medida de especies presentes en este lugar, contribuyeron también en proporciones muy similares *Rhinella horribilis* y *Leptodactylus melanonotus*, las cuales poseen la capacidad de asentarse en áreas abiertas como pastizales, carreteras, tierras agrícolas y zonas cercanas a asentamientos humanos debido a su gran resistencia a cambios en el ambiente (Espinoza, 2017; Read *et al*., 2019).

Por su parte, los parches RSN y HOR alcanzaron los valores más altos en función de la diversidad, y nos refleja la importancia que tiene estos fragmentos en sus respectivos paisajes para la conservación de la diversidad en esta región de la Sierra Madre del Sur de Guerrero. De manera similar a lo ocurrido con los parches menos diversos, el valor de D' fue el mismo a pesar de las diferencias entre ambos sitios, estos resultados estuvieron dados en parte por los propios cambios y "arreglos" registrados en la riqueza y dominancia (equitatividad) de los individuos de cada una de las especies en cada parche y mostrar así que las abundancias también variaron unas de otras. Dentro de las especies compartidas entre ambos parches, destacaron tres de ellas: *Tlalocohyla smithii, Rhinella horribilis* y *Leptodactylus melanonotus* dada su alta dominancia para cada fragmento, además de caracterizarse como especies altamente tolerantes a la perturbación del ambiente y zonas con vegetación secundaria (Aguilar *et al*., 2020; Caldwell, 1986).

7.3. Relación entre conjuntos de variables

Los resultados sugieren que los anfibios presentes en el paisaje Atoyac son más afectados por los cambios a escala del paisaje que a los cambios locales. En relación con la hipótesis de si el número de especies incrementó conforme aumentó el área de los fragmentos, los resultados sugieren que el número de anfibios incrementó en los fragmentos más pequeños, pero con menor distancia al bosque original más cercano y más aislados, aunque cabe recordar que la medida del aislamiento se tomó como la distancia entre los mismos parches. Es decir, el qué tan separados estaban entre sí, mas no que tan separados de cualquier porción de bosque estaba cada parche por lo que no resulta tan extraño como pareciera de primera instancia. De forma única, el área explicó significativamente su relación con la riqueza, aunque bajo estas condiciones, a la inversa (a menor área, mayor riqueza), un hallazgo contrario a lo esperado y a lo que se ha encontrado en otros trabajos relacionados con la herpetofauna (Carvajal-Cogollo y Urbina-Cardona, 2008; López, 2012). En algunos trabajos se han abordado hallazgos similares como, por ejemplo Fahrig (2017, 2020) quien al hacer una revisión de 58 estudios relacionados a múltiples especies y sus respuestas ante la fragmentación del hábitat, describe que la tendencia general en todos los casos fue encontrar más especies en muchos parches pequeños que en pocos parches grandes, sin importar cuestiones como el tiempo trascurrido desde la creación del parche o si se generó de manera natural o por efectos antropogénicos (Fahrig, 2020). Cabrera-Guzmán y Reynoso (2012) mencionan que muchas veces la riqueza puede llegar a incrementar en fragmentos pequeños debido particularmente a la extinción (pérdida) de pocas

especies raras, dicha pérdida es compensada por la invasión posterior de nuevas especies de la matriz circundante y provoca con ello cambios notables en la composición original de la o las comunidades. Esto, sumado quizás también al factor involucrado a la probabilidad de encuentro de las especies a la hora de realizar el muestreo (factor humano). Ambos aspectos podrían ayudar a explicar estos resultados ya que no se encontró esta tendencia en todos los parches y en efecto, hubo algunas excepciones, por ejemplo, en el parche SNC que pese a haber sido más pequeño que RSN no se registraron más especies que en este último.

La relación con el aislamiento y la distancia al bosque, puede ser explicado por el trabajo de Trani y Giles (1999). Ellos mencionan que en ocasiones la persistencia de algunas poblaciones e incluso comunidades de especies se encuentran vinculadas al grado de aislamiento entre los distintos parches de bosque, como resultado de la propia transformación del paisaje. Además, muchas especies pueden llegar a ser más o menos sensibles a la distancia entre parches, como fue el caso, lo cual influye en su probabilidad de presencia (Van Dorp y Opdam, 1987). Trani y Giles (1999) al estudiar aves forestales encontraron también, que la probabilidad de presencia de algunas especies disminuye significativamente al aumentar el grado de aislamiento (visto como la distancia entre los parches).

Por otro lado, los resultados sugieren que los anfibios presentes en el paisaje San Luis (paisaje B), son más sensibles a los cambios locales de los fragmentos, particularmente a los cambios en las variables meteorológicas y de cobertura vegetal. Es por esta razón, que en relación a la hipótesis de si el número de especies incrementó conforme aumentó el área de los fragmentos, no se logró comprobar estadísticamente con el área, ni de manera única en los modelos de regresión simple ni en conjunto con el resto de las variables a escala del paisaje, los resultados sugieren que la riqueza de anfibios incrementó, aunque ligeramente y con poca relevancia estadística, en los fragmentos rodeados por una mayor cobertura vegetal pero con temperaturas ambientales no muy elevadas (entre los 20° C a los 26° C) y con una humedad relativa que va entre el 70% y el 90%, lo que sugeriría también que la pérdida de hábitat (dada principalmente por la cobertura vegetal) tiene un impacto negativo quizás más grande sobre los anfibios de este paisaje que la fragmentación *per se* (como ocurrió en el paisaje Atoyac) la cual estaría dada por las variables a escala de paisaje. Esto sería consistente con lo reportado por (Fahrig, 2003) quien encuentra esta relación similar para diversos organismos. Cabrera-Guzmán y Reynoso (2012) al estudiar comunidades de anfibios y reptiles en ambientes fragmentados de la selva tropical de Los Tuxtlas, México concluyeron que la riqueza de la herpetofauna en general, se relacionó positivamente con aquellos parches con una mayor cubierta vegetal (cubierta de dosel más cerrada). Sin embargo, y a pesar de la escasa aproximación dada por los modelos de regresión múltiple, podemos afirmar que quizás, estas variables que no alcanzaron a explicar completamente la variación de la riqueza sí logren hacerlo en conjunto con otras variables ya sea de su

misma categoría (otras variables locales no tomadas en cuenta) o incluso de otra categoría (variables a escala del paisaje), como los resultados de los modelos adicionales (ver Anexo 4), y así poder explicar de manera más completa esta relación respecto a la riqueza de anfibios en San Luis Acatlán.

En relación con la hipótesis de si a mayor nivel de nitratos habrá un menor número de especies que en fragmentos con menor nivel de nitratos. Los resultados sugieren que, en efecto, esta relación se encontró en ambos paisajes. De forma general, la distribución de los datos permitió reflejar que los valores más altos en términos de riqueza se correspondieron también con los niveles más bajos de nitratos (NO_3) y con los valores de pH más próximos al valor neutro a pesar de no haber sido estadísticamente significativo. Estos resultados, si bien deben tomarse con cautela, estarían explicados y respaldados por los trabajos de Marco (2002) en el caso de los niveles de nitratos y su influencia en el declive global de poblaciones de anfibios y Henao-Muñoz y Bernal-Bautista (2011) en el caso de los niveles de pH, en ambos casos con el impacto de ambas variables en las cuestiones relacionadas con el desarrollo y reproducción de estas especies de anfibios.

7.4 Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC)

De acuerdo con los resultados, podemos decir que las variables ambientales medidas explicaron gran parte de la variación en la composición de las especies de anfibios entre las comunidades estudiadas. Aspectos fisicoquímicos como los niveles de nitratos, así como también los niveles de sodio disueltos en los cuerpos de agua parecen ser impulsores muy importantes en la distribución de anfibios para el paisaje Atoyac. Si bien los factores climáticos como la temperatura ambiental, la precipitación y/o la humedad relativa son considerados como aspectos fundamentales para explicar la distribución ecológica y geográfica de las especies y particularmente de los anfibios dadas sus características fisiológicas y etológicas (Duellman y Thomas, 1996; Ladrón de Guevara *et al*., 2010), existen trabajos en donde se ha encontrado que las variables fisicoquímicas en el agua pueden condicionar la presencia o abundancia de anfibios e influir directa o indirectamente en sus dinámicas poblacionales (Marco, 2002; Sztatecsny *et al*., 2004). En este sentido, mediante el análisis de correspondencias canónicas se demostró que existe una asociación entre los niveles de nitratos además del sodio respecto a la distribución de los anfibios, por un lado positiva dada la presencia notable de las especies *T. spatulatus, I. marmoreus,* y *A. dacnicolor* hacia dichos parámetros fisicoquímicos, aunque esto pudo deberse en gran medida a sus respuestas de tolerancia al estrés fisiológico, y por otro lado negativa ya que a pesar de que en los sitios monitoreados, las concentraciones de nitratos y sodio fueron inferiores a lo establecido tanto por la Norma Oficial Mexicana, NOM-127-SSA1-1994 para el agua potable (DOF, 2000) como por a los criterios ecológicos de calidad de agua de la Norma Mexicana NOM-001-ECOL-1996 (Diario Oficial de la Federación, 1996) y como también

lo reporta Almazán-Juárez *et al*. (2016) al estudiar la calidad del agua en una cuenca del estado de Guerrero, la gran mayoría de las especies (el resto de especies con excepción de las anteriormente mencionadas) no se vieron favorecidas por estas variables prefiriendo sitios con los niveles mínimos posibles.

Existen estudios en donde mencionan que algunas especies de anfibios son capaces de tolerar, aunque en diferentes concentraciones, condiciones ambientales desfavorables tanto por el incremento moderado por sodio y otros compuestos solubles (Muzio, 2013; Villa, 2015) como por los nitratos disueltos en agua (Johansson *et al*., 2001), los cuales tienden a incrementarse en algunos sitios por actividades antropogénicas (Camargo *et al*., 2005; Johansson *et al*., 2001). Por otro lado, se ha visto la poca influencia que tuvo para la presencia de anfibios en este paisaje la variable del perímetro, a pesar de haber obtenido un valor teórico alto a partir de las correlaciones canónicas y de ser en general, una variable representativa de la heterogeneidad del paisaje.

Contrario al paisaje A de Atoyac, se demostró que las variables espaciales como la distancia al bosque (vecino más más cercano) y el aislamiento resultaron ser los principales impulsores en la distribución de anfibios para el paisaje B de San Luis de acuerdo con el análisis de correspondencias canónicas. Los parches que presentaron poca cobertura vegetal permitieron la presencia de especies como *D. oaxacae*. De esta especie en particular se conoce muy poco sobre sus requerimientos ambientales, sin embargo, algunos autores como Wake (1998) han inferido que sus hábitos y aspectos de su ecología en general están estrechamente relacionados con *D. mexicanus*, la cual es común encontrarla en los pastos de ganado y plantaciones de café (Campbell, 1998). Lo anterior resulta interesante ya que *D. oaxacae* de manera similar se encontró en las orillas de una vereda a lado de un pastizal sin una cobertura vegetal cercana. De igual manera, la poca cobertura arbórea favoreció a *T. smithii* esto pudo deberse a que al ser una especie muy abundante en la región es común encontrarla en diversos microhábitats también en estanques temporales y zanjas al borde de veredas o carreteras (Caldwell, 1986). Por otro lado, la asociación de *E. pipilans* con los sitios más aislados estaría indicándonos que en el caso de esta especie, la fragmentación del bosque por sí sola no influye directamente con su presencia, quizás debido en parte a sus requerimientos y hábitos reproductivos (especie con desarrollo directo) (Vitt y Caldwell, 2014); sin mencionar su extensa distribución a lo largo de la Sierra Madre del Sur (IUCN, 2020), lo cual le permite ser bastante tolerante y típica en sitios perturbados (modificados) por actividades antropogénicas. Similares resultados se han reportado en algunas regiones del Estado de Oaxaca (Mata-Silva *et al*., 2019) en donde se han registrado machos cantando a lado de carreteras dentro de áreas completamente deforestadas durante la época reproductiva.

De igual manera en la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote localizada en el estado de Chiapas, *E. pipilans* se ha encontrado principalmente en zonas con vegetación secundaria particularmente en potreros y milpas (Luna-Reyes *et al.*, 2017). Algunos autores como Da Silva y Rossa-Feres (2011) que han estudiado la diversidad de anfibios

en criaderos experimentales tanto próximos como distantes de fragmentos forestales y matrices de pasto en una región al noreste del estado de San Paulo, o como Brasil y Marsh *et al*. (2010) al utilizar estanques artificiales para estudiar los efectos del aislamiento y la dinámica espacio-temporal de uso de los sitios de reproducción de la rana Túngara *Engystomops pustulosus* antes *Physalaemus pustulosus* en la isla Barro Colorado, Panamá, han sugerido que algunos de los factores relacionados a la estructura del paisaje, como bien podría ser el aislamiento o las distancia a la porción de bosque más cercana, podrían ser particularmente importantes impulsores en las dinámicas poblacionales y sobre todo de los patrones de distribución y abundancia de los anfibios. Esto podría ayudar explicar también la presencia de las especies *P. leonhardschultzei, S. pentheter, C. pygmaeus* y *E. sumichrasti* que prevalecieron en los fragmentos más distantes o alejados de otras porciones de bosque, sobre todo si los efectos del aislamiento involucran a los sitios de reproducción (estanques, arroyos o charcas temporales) que sean comúnmente preferidos para estas especies, ya que dependen de la distancia de dichos sitios, el tiempo de uso de los fragmentos puede variar considerablemente debido a que en algunos casos los organismos gradualmente pueden tender a dispersarse y buscar otros sitios de cría más lejanos cada vez si los más cercanos ya no resultan ser adecuados para ellos (Marsh *et al.,* 2010).

8. CONCLUSIONES

- Las variables que mejor explicaron la variación en la diversidad y composición de anfibios en el paisaje Atoyac de Álvarez, se relacionan con variables a escala del paisaje, particularmente con atributos estructurales como el área, perímetro, distancia al bosque y el aislamiento; en combinación con atributos locales, propiamente variables fisicoquímicas como los nitratos, pH y el sodio.

- Por otro lado, las variables que mejor explicaron la variación en la diversidad de anfibios en el paisaje San Luis Acatlán, se relacionan con variables a escala local, particularmente con variables meteorológicas como la temperatura ambiental, la humedad relativa y factores como la cobertura vegetal; en combinación con atributos fisicoquímicos como la temperatura del agua y en menor medida atributos del paisaje como el aislamiento y el área de los fragmentos.

- Las variables del paisaje por sí solas explican la mayor parte de la variación en la riqueza de anfibios del paisaje Atoyac de Álvarez (>70%).

- Las variables locales (meteorológicas y de cobertura vegetal) si bien no explican por sí solas y en gran medida la variación en la riqueza de especies del paisaje San Luis Acatlán (<50%) aportan gran relevancia para ayudar a explicarla.

- Los atributos fisicoquímicos pueden llegar a ser importantes factores influyentes en la distribución de especies como *T. spatulatus, I. marmoreus,* y *A. dacnicolor,* lo cual se puede explicar por sus respuestas de tolerancia al estrés fisiológico.

- Los atributos a escala del paisaje pueden llegar a ser muy importantes para la distribución de especies como *E. pipilans, P. leonhardschultzei, S. pentheter, C. pygmaeus* y *E. sumichrasti* debido a sus hábitos y capacidad para prevalecer y reproducirse en ambientes perturbados.

- Especies como *D. oaxacae y T. smithii* presentan un importante rango de tolerancia a la perturbación ya que, en este sentido, su distribución se dio preferentemente en sitios con escasa cobertura vegetal.

9. REFERENCIAS:

Abad, L., Mejía, D., León, P., Cárdenas, I., Pacheco, B., y Tonón, M. (2017). Calidad del Agua y Variables Ambientales en Hábitats para Anfibios Amenazados en la Zona Urbana de Cuenca. *Revista de La Facultad de Ciencias Químicas.*, (18), 22–38.

Adler, K. (1965). Three new frogs of the genus *Hyla* from the Sierra Madre del Sur of México. *Occasional Papers of the Museum of Zoology*, (642), 1–19.

Adler, K. (1966). The salamanders of Guerrero, México, with descriptions of five new species of *Pseudoeurycea* (Caudata: Plathodontidae). *Occasional Papers of the Natural History Museum, the University of Kansas, Lawrence, Kansas.*, (177), 1–28.

Adler, K., y Dennis, D. M. (1972). New tree frogs of the Genus *Hyla* from the could forest of western Guerrero, México. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, the University of Kansas*, *7*, 1–19.

Aguilar-López, J. L., Ortiz-Lozada, L., Pelayo-Martínez, J., Mota-Vargas, C., Alarcón-Villegas, L. E. y Demeneghi-Calatayud, A. P. (2020). Diversidad y conservación de anfibios y reptiles en un área protegida privada de una región altamente transformada en el sur de Veracruz, México. *ACTA ZOOLÓGICA MEXICANA (Nueva Serie)*, *36*, 1–14. https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612164

Akaike, H. (1974). A New Look at the Statistical Model Identification. *IEEE Transactions on Autamitc Control*, *19*(6), 716–723.

Almazán-Juárez, M. T., Almazán-Juárez, Á., Carreto-Pérez, B. E., Hernández Castro, E., Damián-Nava, A., y Almazán-Núñez, R. C. (2016). Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, *3*(9), 293–305. https://doi.org/10.19136/era.a3n9.642

Álvarez, M., Córdoba-Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M., Umaña, A. y Villarreal, H. (2006). Manual de Métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad. In *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad* (p. 42).

Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., y Andresen, E. (2021). El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causasy consecuencias. *Ecosistemas*, *30*(3), 2156–2156. Retrieved from https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/2156

Ayuntamineto de Atoyac de Álvarez. (2018). *Plan Municipal de Desarrollo 2018 - 2021*. Retrieved from http://atoyacalvarez.gob.mx/

Babini, M. S., Salas, N. E., De Lourdes Bionda, C., y Martino, A. L. (2015). Implicaciones de la urbanización en la presencia, distribución y ecología reproductiva de la fauna de anuros de una ciudad del área central de Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *86*(1), 188–195. https://doi.org/10.7550/rmb.43684

Badii, M. H., Castillo, J., Cortez, K., Wong, A., y Villalpando, P. (2007). Análisis de correlación canónica (ACC) e investigación científica. *Innovaciones de Negocios*,

4(2), 405–422.

Bautista-Hernández, C. E., Monks, S., y Pulido-Flores, G. (2013). Los parásitos y el estudio de su biodiversidad: un enfoque sobre los estimadores de la riqueza de especies. *Estudios Científicos en el Estado de Hidalgo y Zonas Aledañas.*, *2*, 13–17. Retrieved from https://digitalcommons.unl.edu/hidalgo/4%0A

Blancas Hernández, J. C. (2010). *Herpetofauna de tres ejidos del oeste del Estado de Guerrero, México*. Universidad Autónoma de Guerrero.

Boone, M. D., Semlitsch, R. D., Little, E. E., y Doyle, M. C. (2007). Multiple stressors in amphibian communities: Effects of chemical contamination, bullfrogs, and fish. *Ecological Applications*, *17*(1), 291–301.

Boyer, R., y Grue, C. E. (1995). The need for water quality criteria for frogs. *Environmental Health Perspectives*, *103*(4), 352–357.

Burton, E. C., Gray, M. J., Schmutzer, A. C., y Miller, D. L. (2009). Differential Responses of Postmetamorphic Amphibians to Cattle Grazing in Wetlands. *Journal of Wildlife Management*, *73*(2), 269–277. https://doi.org/10.2193/2007-562

Cabrera-Guzmán, E., y Reynoso, V. H. (2012). Amphibian and reptile communities of rainforest fragments: Minimum patch size to support high richness and abundance. *Biodiversity and Conservation*, *21*(12), 3243–3265. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0312-4

Caldwell, J. P. (1986). A Description of the Tadpole of *Hyla smithii* with Comments on Tail Coloration. *American Society of Ichthyologists and Herpetologists*, *1986*(4), 1004–1006.

Camargo, J. A., Alonso, A., y Salamanca, A. (2005). Nitrate toxicity to aquatic animals: A review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, *58*(9), 1255–1267. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.044

Campbell, J. A. (1998). *Amphibians and Reptiles of northern Guatemala, the Yucatán and Belize* (V. H. Hutchison, Ed.). University of Oklahoma Press.

Canseco-Márquez, L., y Gutiérrez-Mayén, M. G. (2010). Anfibios y Reptiles del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. In *Comisión Nacional para el conocimienro y uso de la Biodiversidad (CONABIO), Fundación para la Reserva de la Biosfera Cuicatlán A. C., Benemérita Universidad Autónoma de Puebla* (Primera ed).

Carbonell, E., Denis, J. B., Calvo, R., González, F., y Pruñonosa, V. (1983). *Regresión Lienal: un enfoque conceptual y práctico* (Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (I.N.I.A.), Ed.). Madrid, España: Gráf. Maravillas, S.L.

Carvajal-Cogollo, J. E., y Urbina-Cardona, J. N. (2008). Patrones de diversidad y composición de reptiles en fragmentos de bosque seco tropical en Córdoba, Colombia. *Tropical Conservation Science*, *1*(4), 397–416. https://doi.org/10.1177/194008290800100407

Castro-Franco, R., Vergara García, G. G., Bustos Zagal, M. G., y Mena Arizmendi, W. (2006). Diversidad y distribución de anfibios del Estado de Morelos, Mexico. *ACTA ZOOLÓGICA MEXICANA (Nueva Serie)*, *22*(1), 103–117.

Castro-Navarro, J., Sahagún-Sánchez, F. J., y Reyes-Hernández, H. (2017). Fragmentation dynamics in the Sierra Madre Oriental and its impact on the distribution of birds. *Madera Bosques*, *23*(2), 99–117. https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321429

Cervantes B., R. I. (2017). *Guía de campo para la identificación de anfibios y reptiles en la "Reserva El Peñón" del municipio de Valle de Bravo, Estado de México.* https://doi.org/10.7550/rmb.32027

Chavez López, R., y Rocha Ramírez, A. (2021). *Habitat. Descripción y analisis ecologico*. Retrieved from https://www.perlego.com/book/3895685/hbitat-descripcin-y-anlisis-ecolgico-pdf

Collinge, S. K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, *36*(1), 59–77. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(96)00341-6

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, (CONABIO). (1997). *Provincias biogeográficas de México. Escala 1: 4 000 000.* México, D.F: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

Contreras Sánchez, J. M. (2018). *Efecto de la fragmentación de un bosque tropical caducifolio en el sistema de apareamiento y éxisto reproductivo de un sistema dioico: Jacaratia mexicana (Caricaceae)*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Cristóbal Pérez, E. J. (2015). Efecto de la fragmentación del hábitat sobre la ecología reproductiva del árbol tropical dioico *Spondias purpurea* (Anacardiaceae). Universidad Nacional Autónoma de México.

Cudney Valenzuela, S. J. (2016). Efectos de la fragmentación en la adecuación de *Aphelandra aurantiaca (*Scheidw.*) Lindl.* en la selva de Los Tuxtlas, Veracruz, México. Universidad Nacional Autónoma de México.

Da Silva, F. R., y Rossa-Feres, D. D. C. (2011). Influence of terrestrial habitat isolation on the diversity and temporal distribution of anurans in an agricultural landscape. *Journal of Tropical Ecology*, *27*(3), 327–331. https://doi.org/10.1017/S0266467410000842

DOF. (1996). Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales. In *Diario Oficial de la Federación. México, DF.*

DOF. (2000). Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. In *Diario Oficial de la Federación*.

Duellman, E. W., y Thomas, R. (1996). Anuran amphibians from a seasonally dry forest

in southeastern Perú and comparisons of the anurans among sites in the upper Amazon Basin. *Occasional Papers of the Museum of Natural History*, (180), 1–34.

Escalante Espinosa, T. (2003). ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de CHAO. *Elementos: Ciencia y Cultura*, (52), 53–56.

Espinosa, D., Morrone, J. J., LLorente Busquets, J., y Flores Villela, O. (2002). Introducción al análisis de patrones en biogeografía histórica. In *Las Prensas de Ciencias, Faciltad de Ciencias, UNAM* (Primera Ed). México, D.F.

Espinoza, R. J. (2017). *Diversidad y Biología de los Anfibios presentes en el municipio de Chichigalpa*. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.

Faaborg, J., Brittingham, M., Donovan, T., y Blake, J. (1993). Habitat Fragmentation the Temperate Zone : Perspective for Managers. In D. M. Finch y P. W. Stangel (Eds.), *Status and management of neotropical migratory birds* (pp. 331–338). Estes Park, Colorado, USA: Dept. of Agriculture, Forest Service.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*, 487–515. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *48*, 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612

Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, *29*(4), 615–628. https://doi.org/10.1111/geb.13059

Fontenot, L. W., Noblet, G. P., Akins, J. M., Stephens, M. D., y Cobb, G. P. (2000). Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in ranid frogs and northern water snakes from a hazardous waste site and a contaminated watershed. *Chemosphere*, *40*(8), 803–809. https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00329-X

Frost, D. R. (2023). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.2 (November 8, 2023). Electronic Database accessible. https://doi.org/doi.org/10.5531/db.vz.0001

Gallina Tessaro, S., y López-González, C. (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. In *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. Retrieved from http://www.uaq.mx/FCN/Investigacion/MANUAL_DE_TECNICAS_PARA_EL_ESTUDIO_DE_LA_FAUNA.pdf

García-Grajales, J., Pineda-Ramos, B., y Buenrostro-Silva, A. (2018). Herpetofaunistic diversity in an urban environment of Puerto Escondido city, Oaxaca, Mexico. *Revista Biodiversidad Neotropical*, *8*(2), 108–118.

García Gigorro, S., y Saura Martínez de Toda, S. (2005). Estimación de la fragmentación de los bosques a partir de imágenes de satélite: El problema de la resolución espacial. *Sociedad Española de Ciencias Forestales*, *19*, 111–116.

Garmendia Corona, A. (2013). Efectos de la fragmentación del hábitat sobre la diversidad de mamíferos terrestres en la Selva Lacandona, Chiapas: Una aproximación paisajística. Universidad Nacional Autónoma de México. pp. 55.

González, I., y Déjean, S. (2012). *CCA: Canonical Correlation Analysis. R package version 1.2.1.* (p. 14). p. 14. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=CCA

González López, E. (1998). Tratamiento de la colinealidad en regresión múltiple. *Psicothema*, *10*(2), 491–507. Retrieved from http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=72710221

Guerra Davila, T. (2014). *Bioestadística* (Primera Ed). México, D.F: Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.

Gurrutxaga San Vicente, M., y Lozano Valencia, P. J. (2006). Efectos de la fragmentación de hábitats y pérdida de conectividad ecológica dentro de la dinámica territorial. *Revista de Geografía*, *16*, 35–54.

Hall, R. J., y Henry, P. F. P. (1992). Assessing effects of pesticides on amphibians and reptiles: status and needs. *Herpetological Journal*, *2*(3), 65–71.

Helzer, C. J., y Jelinski, D. E. (1999). The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications*, *9*(4), 1448‑1458.

Henao Muñoz, L. M., y Bernal Bautista, M. H. (2011). Tolerancia al pH en embriones y renacuajos de cuatro especies de anuros colombianos. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *35*(134), 105–110.

Hernández-Ramírez, A. M. (2014). En el umbral de la extincíon. *Biodiversitas*, *113*, 1–7. https://doi.org/1870-1760

Hernández Córdoba, E. (2019). *Selección del mejor conjunto de Regresión.* Universidad de la Laguna.

Hernández García, E. (1989). *Herpetofauna de la Sierra de Taxco, GRO.* Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias.

Hernández Pérez, E. (2014). *Efectos de la fragmetación del paisaje en la familia Orchidaceae Juss., en las Sierras Triqui-Mixteca, Oaxaca, México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza.

Hernández Rosas., A. L. (2011). Calidad del agua, supervivencia y reclutamiento de jóvenes de *Rhinella marina* (Amphibia: Bufonidae) en el Occidente de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias.

Herrera Juárez, M. I. (2016). Efectos de la pérdida y fragmentación de hábitat en las rapaces nocturnas *(Strigiformes)* de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología.

INEGI. (2018). *Anuario estadístico de Guerrero 2018. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Gobierno del Estado de Guerrero, México.* 18.

IUCN. (2019). *Eleutherodactylus pipilans*. Retrieved August 4, 2021, from https://www.iucnredlist.org/species/56862/53966425

IUCN. (2020a). *Exerodonta sumichrasti*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020. Retrieved March 2, 2021, from https://www.iucnredlist.org/species/55668/53958490

IUCN. (2020b). *Tlalocohyla smithii.* The IUCN Red List of Threatened Species 2020. Retrieved March 2, 2021, from https://www.iucnredlist.org/es/species/55660/53958386

Jiménez-Valverde, A., y Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, (8), 151–161.

Johansson, M., Räsänen, K., y Merilä, J. (2001). Comparison of nitrate tolerance between different populations of the common frog, *Rana temporaria*. *Aquatic Toxicology*, *54*(1–2), 1–14. https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00182-X

Ladrón de Guevara, M., Lizana, M., Ávila, C., y Bea, A. (2010). Análisis de los patrones de distribución de los anfibios en Álava y Condado de Treviño. *Revista. Española de Herpetología*, *24*, 41–59.

Lara, B. D. (2016). Fragmentación de pastizales en el centro de la provincia de Buenos Aires, mediante imágenes LANDSAT. *Revista Cartográfica*, *92*, 91–109.

Laurance, W. F., y Yensen, E. (1991). Predicting the Impacts of Edge Effects in Fragmented Habitats. *Biological Conservation*, *55*, 77–92.

Leautaud Valenzuela, P. (2014). *Fragmentación forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca: cuantificación, caracterización y correlaciónes (1999-2010)*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Lehtinen, R. M., Ramanamanjato, J.-B., y Raveloarison, J. G. (2003). Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, *12*(3), 1357–1370. https://doi.org/10.1023/A

Levins, R. (1969). Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Committee on Mathematical Biology and Biology Department University of Chicago*, *15*(3), 237–240.

López Avendaño, T. (2012). Efecto de la fragmentación sobre especies relevantes de reptiles en el desierto de Baja California Sur. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. pp. 103.

Luna-Reyes, R., Cundapí-Pérez, C., Pérez-López, P. E., López-Villafuerte, A., Rodríguez-Reyes, M. Á., y Luna-Sánchez, J. A. (2017). Riqueza y diversidad de anfibios y reptiles en Nuevo San Juan Chamula y Veinte Casas, Reserva de la Biosfera Selva El Ocote. In *Vulnerabilidad social y biológica ante el cambio climático en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote* (pp. 355–393).

Luna-Vega, I., Espinosa, D., y Contreras-Medina, R. (2016). Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una síntesis preliminar. In *Biodiversidad de la Sierra Madre del Sur: Una síntesis preliminar*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. (pp. 23-36).

MacArthur, R. H., y Wilson, E. O. (1967). The Theory of Island biogeography. In *Princeton University Press*. Princeton.

Magurran E., A. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. pp. 256.

Marco, A. (2002). Contaminación global por Nitrógeno y declive de anfibios. *Revista Española de Herpetología*, *16*(5), 97–109.

Marsh, D. M., Fregaus, E. H., y Harrison, S. (2010). Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology*, *68*(4), 804–814.

Martínez Ortega, R. M., Tuya Pendás, L. C., Martínez Ortega, M., Pérez Abreu, A., y Cánovas, A. M. (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de spearman caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, *8*(2), 19. Retrieved from http://www.https//www.redalyc.org/pdf/1804/180414044017.pdf

Mas, Jean-François y Correa Sandoval, J. (2000). Análisis de la fragmentación del paisaje en el área protegida "Los Petenes", Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*, *1*(43), 42–59. https://doi.org/10.14350/rig.59123

Mata-Silva, V., Rocha, A., Mata-González, S., Ramírez-Baustista, A., Berriozabal-Islas, C., Garcia-Padilla, E., Johnson, J. D. y Wilson, L. D. (2019). First municipality records and additional information on the herpetofauna of Oaxaca , Mexico. *Herpetological Review*, *50*(3), 533–536.

Matías Ferrer, N. (2016). *Efecto de la fragmentación y perturbación del hábitat en dos especies de anuros del interior de selva en Los Tuxtlas, Veracruz*. Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Ciencias Biológicas.

McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M., y Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Retrieved from www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

Montero-Muñoz, J., y Sáenz, J. C. (2007). Riqueza, abundancia y diversidad de murcielagos en diferentes hábitats y su relación con la forma y el tamaño de los fragmentos en una zona de bosque seco tropical de Costa Rica. In C. A. Harvey y J. C. Sáenz (Eds.), *Evaluación y conservación de biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica.* (Primera ed, pp. 394–420). Costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio).

Moreno Ortega, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (CYTED, ORC). M&T–Manuales y Tesis SEA.

Múgica de la Guerra, M., de Lucio Fernández, J. V., Martínez Alandi, C., Sastre Olmos, P.,

Atauri-Mezquida, J. A., y Montes del Olmo, C. (2002). La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio. In *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterraneos.* (pp. 27–99). Retrieved from http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/documentos_tecnicos/integra_territorial/integterri.html 17.

Muñoz Alonso, L. A. (1988). *Estudio herpetofaunistico del parque ecológico estatal de Omiltemi, Mpio. de Chilpancingo, Guerrero*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias.

Muñoz Alonso, L. A. (2006). Riqueza, diversidad y estatus de los anfibios amenazados en el sureste de México; una evaluación para determinar las posibles causas de la declinación de sus poblaciones. Universidad del Estado de Arizona.

Muzio, R. N. (2013). Aprendizaje en Anfibios, el eslabón perdido: Un modelo simple cerebral en el estudio de conductas complejas. *Cuadernos de Herpetología*, *27*(2), 87–100.

Navarro, M., González, L., Flores, R., y Amparán, R. (2015). Fragmentación y sus implicaciones. Análisis y reflexión documental. In *Universidad de Guadalajara*.

Noguera Solano, R. (2020). *Comisión de Ética y Responsabilidad Científica de la Facultad de Ciencias*. Ciudad de México.

Pacheco Flores, A. (2016). *Patrones de diversidad beta en anfibios de la cuenca del Río Ayuquila-Armería*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Palacios-Aguilar, R., y Flores-Villela, O. (2018). An updated checklist of the herpetofauna from Guerrero, Mexico. *Zootaxa*, *4422*(1), 1–24. https://doi.org/10.11646/zootaxa.4422.1.1

Palacios-Aguilar, R., Jiménez-Martínez, A. E., y Flores-Villela, O. A. (2018). Primeros registros de *Exerodonta smaragdina* (Amphibia : Hylidae) en Guerrero , México. Revista Mexicana de Biodiversidad, *89*, 306–309.

Palacios Aguilar, R. (2016). *Actualización y revisión de la herpetofauna de Guerrero, México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala.

Paladino, M. (2017). Modelo lineales con R. Retrieved October 4, 2020, from https://www.institutomora.edu.mx/testU/SitePages/martinpaladino/modelos_lineales_con_R.html#fnref3

Patton, D. R. (1975). A Diversity Index for Quantifying Habitat "Edge." *Wildlife Society Bulletin*, *3*(4), 171–173.

Peltzer, P. M. (2006). *La fragmentación de hábitat y su influencia en la diversidad y distribución de anfibios anuros de áreas ecotonales de los dominios fitogeográficos amazónico y chaqueño* (Universidad Nacional de La Plata, Facultad de Ciencias Naturales y Museo). https://doi.org/10.35537/10915/59872

Pérez-Ramos, E., Saldaña De la Riva, L., y Uribe-Peña, Z. (2000). A checklist of the reptiles and amphibians of Guerrero, México. *Anales Del Instituto de Biología. Serie Zoología*, *71*(1), 21–40.

Pérez Rial, E. (2013). *Análisis estadístico multivariante de un conjunto de datos biológicos experimentales* (Universidad de Granada). Retrieved from http://masteres.ugr.es/moea/pages/curso201314/tfm1314/tfm-septiembre1314/memoriamasterevaristoperezrial/!

Perry, G., Wallace, M. C., Perry, D., Curzer, H., y Muhlberger, P. (2011). Toe clipping of amphibians and reptiles: Science, ethics, and the law. *Journal of Herpetology*, *45*(4), 547–555. https://doi.org/10.1670/11-037.1

Pincheira-Ulbrich, J., Rau, J. R., y Peña-Cortés, F. (2009). Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos. *Revista Internacional de Botánica Experimental*, *78*, 121–128.

Pineda, E., y Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: Frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, *117*(5), 499–508. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.08.009

Pizano, Camila. (2014). El Bosque Seco Tropical en Colombia. In C Pizano y H. García (Eds.), *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Colombia* (Primera Ed). Bogotá, Colombia.

Read, M., Varela-Jaramillo, A., Ron, S., y Pazmiño-Armijos, G. (2019). *Leptodactylus melanonotus*. Retrieved March 3, 2021, from Amphibia Web website: https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-genus=Leptodactylus&where-species=melanonotus&account=ecuador

Roldán P., G. (1999). Los Macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *23*(88), 375–387.

Russildi Gallegos, G. V. (2015). *Respuesta de anfibios y reptiles a los cambios en la estructura espacial del hábitat en la selva Lacandona, Chiapas*. Universidad Nacional Autónoma De México.

Sánchez-Díaz, B. (2018). La teledetección en investigaciones ecológicas como apoyo a la conservación de la biodiversidad: una revisión. *Revista Científica*, *3*(33), 243–253. https://doi.org/10.14483/23448350.13370

Sánchez-Méndez, A. G., y Arguijo-Hernández, S. P. (2018). Análisis de imágenes multiespectrales para la detección de cultivos y detección de plagas y enfermedades en la producción de café. *Research in Computing Science*, *147*(7), 309–317.

Santos-Barrera, G., y Urbina-Cardona, J. N. (2011). The role of the matrix-edge dynamics of amphibian conservation in tropical montane fragmented landscapes. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *82*(2), 679–687.

https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.2.463

Santos, T., y Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat.pdf. *Ecosistemas*, *15*(2), 3–12. https://doi.org/10.1016/0167-4889(86)90154-0

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., Margules, C. R., Saunders, D. A., y Hobbs, R. J. (1991). Biological Consequences of Ecosystem A Review Fragmentation : *Conservation Biology*, *5*(1), 18–32.

Saura, S. (2004). Effects of remote sensor spatial resolution and data aggregation on selected fragmentation indices. *Landscape Ecology*, *19*, 197–209.

Semarnat. (2016). *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2015. Compendio de Estadísticas Ambientales*. México.

Sierra Ramírez, C. A. (2011). *Calidad del agua: evaluación y dagnpostico* (1st ed.; Leonardo David López Escobar, Ed.). Medellín, Colombia: Ediciones de la U.

Smith Aguilar, A. E. (2018). *Paisaje Ritual y fragmentación del territorio en San Juan Quiahije, Oaxaca*. Universidad Nacional Autónoma de México, Posgrado en Geografía.

Snyder, D. H. (2015). *Hyla juanitae*, a New Treefrog from Southern Mexico, and its Relationship to H. pinorum. *Journal of Herpetology*, *6*(1), 5–15.

Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., y Waller, R. W. (2004). Status and Trends of Amphibian Declines and Extintions Worldwide. *Science*, *306*(10), 1783–1786. https://doi.org/10.1210/jcem-10-10-1361

Sztatecsny, M., Jehle, R., Schmidt, B. R., y Arntzen, J. W. (2004). The abundance of premetamorphic newts (*Triturus cristatus, T. marmoratus*) as a function of habitat determinants: An a priori model selection approach. *Herpetological Journal*, *14*(2), 89–97. https://doi.org/10.5167/uzh-336

Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical Correspondence Analysis : A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, *67*(5), 1167–1179. https://doi.org/10.2307/1938672

Trani, M. K., y Giles, R. H. (1999). An analysis of deforestation : Metrics used to describe pattern change. *Forest Ecology and Management*, *114*, 459–470.

Urrutia, J. A., Cruz Trejos, E. A., y Palomino, R. (2011). Una aplicación de las correlaciones canónicas en climatología. *Scientia Et Technica*, *16*(48), 263–268. Retrieved from http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=84922622047

Van den Berg, L. J. L., Bullock, J. M., Clarke, R. T., Langston, R. H. W., & Rose, R. J. (2001). Territory selection by the Dartford warbler (*Sylvia undata*) in Dorset, England: The role of vegetation type, habitat fragmentation and population size. *Biological Conservation*, *101*(2), 217–228. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00069-6

Van Dorp, D., y Opdam, P. F. M. (1987). Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology*, *1*(1), 59–73. https://doi.org/10.1007/BF02275266

Villa, J. (2015). Tolerancia de salinidad en anfibios. *Temas Nicaragüenses*, *1*(90), 260–262.

Vitt, L. J., y Caldwell, J. P. (2014). Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. In *Phyllomedusa: Journal of Herpetology* (4th ed., Vol. 12). https://doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v12i2p147-149

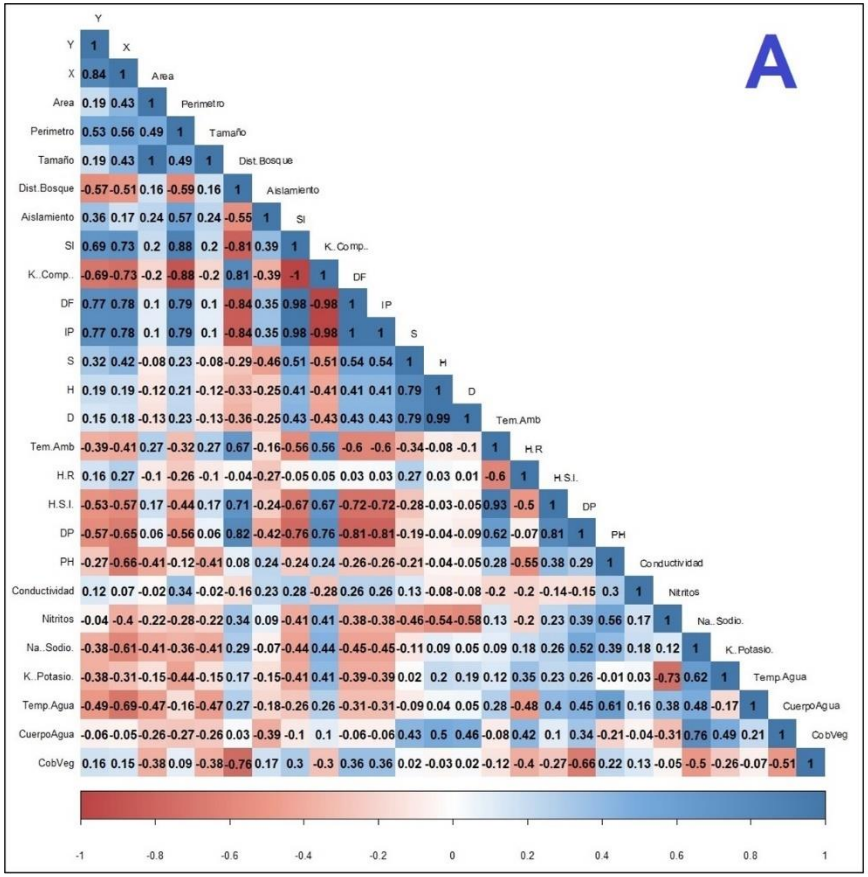
Wake, M. H. (1998). Catalogue of American Amphibians and Reptiles: *Dermophis oaxacae*. In *Society for the Study of Amphibians and Reptiles.* (Vol. 4).

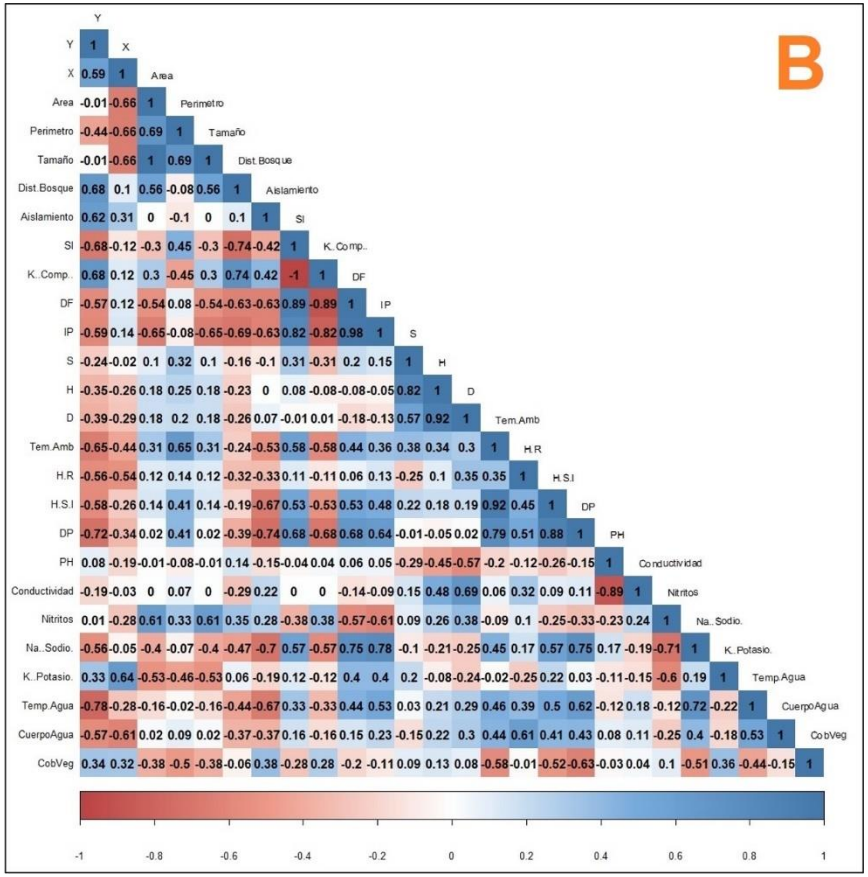
Whittaker, R. J., Triantis, K. A., y Ladle, R. J. (2008). A General Dynamic Theory of Oceanic Island Biogeography. *Journal of Biogeography*, *35*, 977–994.

ANEXOS

Anexo 1: Análisis de Colinealidad

Resultados del análisis de colinealidad incluyendo todas las variables consideradas para los modelos de regresión múltiple y los análisis posteriores. Escala con cuatro rangos de división: (0 - 0.25) escasa o nula, (0.26-0.50) débil, (0.51- 0.75) entre moderada y fuerte y (0.76- 1) entre fuerte y perfecta Martínez *et al*. (2009). A) Variables del paisaje Atoyac de Álvarez y B) variables del paisaje San Luis Acatlán. En color azul correlaciones positivas y en color rojo correlaciones negativas.





Anexo 2: Modelos de regresión múltiple por conjuntos de variables

Los Cuadros 1-3 muestra los resultados del ajuste de los modelos de regresión múltiple para cada conjunto (categoría) de variables pertenecientes al paisaje Atoyac de Alvares y los Cuadros 4-6 los resultados de los modelos pertenecientes al paisaje San Luis Acatlán. En color gris resaltan los modelos con el mejor desempeño de acuerdo con el criterio AIC.

Cuadro 1. Modelos con variables del Paisaje (Paisaje Atoyac)

Variable dep (Y)	S				
Variables ind (X) / Modelos	**ATO_VP**	**ATO_VP1**	**ATO_VP2**	**ATO_VP3**	**ATO_VP4**
Área	0.046	0.013	-0.023**	0.060*	
	(-0.026)	(-0.036)	(-0.01)	(-0.032)	
Perímetro	0.592**	-0.015	0.650*		0.672**
	(-0.224)	(-0.215)	(-0.298)		(-0.246)
Dist.Bosque	-0.010**	-0.004		-0.011**	-0.004***
	(-0.004)	(-0.005)		(-0.005)	(-0.001)
Aislamiento	-0.001***		-0.001*	-0.0004	-0.001**
	(-0.0003)		(-0.0003)	(-0.0002)	(-0.0003)
Constante	-2.694	6.765**	3.484	2.363	1.157
	(-3.253)	(-2.769)	(-3.237)	(-3.397)	(-2.765)
Observaciones	13	13	13	13	13
R2	**0.728**	0.305	0.453	0.49	0.615
R2 Ajustada	0.592	0.074	0.27	0.32	0.487
Residual Std. Error	1.702	2.563	2.275	2.196	1.906
F Statistic	5.347**	1.318	2.481	2.880*	4.802**
Valor P	**0.021**	0.328	0.127	0.095	0.029
AIC	**56.400**	66.581	63.480	62.567	58.889
Nota:			***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Cuadro 2. Modelos con variables Fisicoquimicas (Paisaje Atoyac)

Variable dep (Y)	S					
Variables ind (X) / Modelos	**ATO_VFQ**	**ATO_VFQ1**	**ATO_VFQ2**	**ATO_VFQ3**	**ATO_VFQ4**	**ATO_VFQ5**
pH	0.107	-0.01	0.213	0.23	0.096	
	(-0.373)	(-0.403)	(-0.403)	(-0.435)	(-1.14)	
Conductividad		0.026	0.03	0.03	0.03	0.03
		(-0.031)	(-0.029)	(-0.03)	(-0.033)	(-0.03)
Nitritos (NO_3)			-0.203	-0.2	-0.194	-0.189
			(-0.129)	(-0.138)	(-0.154)	(-0.132)
Sodio (Na)				-0.007	-0.008	-0.008
				(-0.035)	(-0.038)	(-0.035)
Temp. Agua					0.041	0.066
					(-0.32)	(-0.122)
Constante	6.664**	6.745**	7.820**	7.852**	7.764**	7.781**
	-2.623	-2.659	-2.577	-2.733	-2.997	-2.798
Observaciones	13	13	13	13	13	13
R2	0.007	0.074	**0.272**	0.276	0.277	0.277
R2 Ajustada	-0.083	-0.112	0.03	-0.086	-0.239	-0.085
Residual Std. Error	2.771	2.807	2.622	2.775	2.963	2.773
F Statistic	0.082	0.398	1.124	0.761	0.538	0.765
Valor P	0.779	0.682	**0.390**	0.579	0.744	0.577
AIC	67.217	68.318	**67.178**	69.120	71.089	71.089
Nota:				***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Cuadro 3. Modelos con variables Meteorológicas (Paisaje Atoyac)

Variable dep (Y)	S				
Variables ind (X)/Modelos	**ATO_VM**	**ATO_VM1**	**ATO_VM2**	**ATO_VM3**	**ATO_VM4**
Tem.Amb	-0.403	-0.218	-0.372	-0.455	
	(-0.471)	(-0.426)	(-0.437)	-0.309	
H.R	0.008	0.041	0.014		0.04
	(-0.052)	(-0.041)	(-0.042)		(-0.036)
CobVeg	0.008	-0.018		0.011	-0.001
	(-0.036)	(-0.025)		(-0.029)	(-0.034)
CuerpoAgua	1.599		1.357	1.746	1.1
	(-1.54)		(-1.027)	(-1.144)	(-1.404)
Constante	13.717	10.066	13.153	15.315	2.331
	(-13.649)	(-13.245)	(-12.682)	(-8.453)	(-2.988)
Observaciones	13	13	13	13	13
R2	0.372	0.288	0.369	**0.371**	0.315
R2 Ajustada	0.059	0.05	0.158	0.161	0.087
Residual Std. Error	2.583	2.595	2.443	2.439	2.545
F Statistic	1.187	1.213	1.751	1.766	1.38
Valor P	0.386	0.360	0.226	**0.223**	0.311
AIC	67.257	66.900	65.337	**65.296**	66.396
Nota:			***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Cuadro 4. Modelos con variables del Paisaje (Paisaje San Luis)

Variable dep (Y)	S				
Variables ind (X) / Modelos	**SLA_VP**	**SLA_VP1**	**SLA_VP2**	**SLA_VP3**	**SLA_VP4**
Área	-0.024	-0.024	-0.029	0.004	
	(-0.064)	(-0.06)	(-0.037)	(-0.053)	
Perímetro	0.673	0.673	0.694		0.509
	(-0.823)	(-0.763)	(-0.74)		(-0.657)
Dist.Bosque	-0.004	-0.004		-0.015	-0.018
	(-0.048)	(-0.044)		(-0.045)	(-0.028)
Aislamiento	0		0	-0.00004	-0.00002
	(-0.0003)		(-0.0003)	(-0.0003)	(-0.0003)
IP	NA				
Constante	3.859	3.854	3.701	7.612**	4.55
	-5.33	-4.401	-4.718	-2.647	-4.719
Observaciones	12	12	12	12	12
R2	0.110	**0.110**	0.109	0.025	0.093
R2 Ajustada	-0.398	-0.223	-0.225	-0.34	-0.248
Residual Std. Error	3.222	3.014	3.016	3.154	3.043
F Statistic	0.217	0.33	0.327	0.069	0.272
Valor P	0.921	**0.804**	0.806	0.975	0.844
AIC	67.666	**65.666**	65.681	66.759	65.900
Nota:			***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Cuadro 5. Modelos con variables Fisicoquimicas (Paisaje San Luis)

Variable dep (Y)	S				
Variables ind (X) / Modelos	**SLA_VFQ**	**SLA_VFQ1**	**SLA_VFQ2**	**SLA_VFQ3**	**SLA_VFQ4**
pH	-1.048	-1.079	-1.439	-1.289	
	(-1.549)	(-1.476)	(-1.393)	(-1.344)	
Nitritos (NO_3)	0.177	0.113	-0.056		0.298
	(-0.452)	(-0.415)	(-0.29)		(-0.4)
Potasio (K)	0.432	0.321		0.249	0.587
	(-0.626)	(-0.563)		(-0.394)	(-0.563)
Temp. Agua	0.172		0.097	0.138	0.181
	(-0.327)		(-0.298)	(-0.298)	(-0.316)
Constante	5.741	11.295	15.219	11.046	-3.971
	-18.723	-14.761	-12.286	-12.204	-11.612
Observaciones	12	12	12	12	12
R2	0.178	0.146	0.123	**0.160**	0.125
R2 Ajustada	-0.291	-0.174	-0.206	-0.154	-0.204
Residual Std. Error	3.096	2.953	2.993	2.927	2.989
F Statistic	0.38	0.455	0.373	0.51	0.38
Valor P	0.817	0.721	0.775	**0.687**	0.770
AIC	66.709	65.176	65.497	**64.968**	65.469
Nota:			***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Cuadro 6. Modelos con variables Meteorológicas (Paisaje San Luis)

Variable dep (Y)	S				
Variables ind (X) / Modelos	**SLA_VM**	**SLA_VM1**	**SLA_VM2**	**SLA_VM3**	**SLA_VM4**
Tem.Amb	0.753	0.566	0.303	0.747	
	(-0.522)	(-0.449)	(-0.376)	(-0.524)	
H.R	-0.154	-0.199	-0.137		-0.151
	(-0.149)	(-0.133)	(-0.153)		(-0.159)
CobVeg	0.041	0.034		0.038	0.006
	(-0.034)	(-0.032)		(-0.034)	(-0.025)
CuerpoAgua	-1.055		-0.644	-1.618	-0.125
	(-1.377)		(-1.372)	(-1.269)	(-1.296)
Constante	0.854	7.793	11.614	-10.624	19.302
	-17.219	-14.259	-15.151	-13.162	-12.279
Observaciones	12	12	12	12	12
R2	0.336	**0.480**	0.198	0.236	0.139
R2 Ajustada	-0.043	0.011	-0.103	-0.051	-0.184
Residual Std. Error	2.783	2.71	2.862	2.793	2.965
F Statistic	0.886	1.039	0.657	0.822	0.43
Valor P	0.519	**0.426**	0.601	0.517	0.737
AIC	64.152	**63.118**	64.424	63.841	65.274
Nota:			***p<0.1**	****p<0.05**	*****p<0.01**

Anexo 3: Modelos de regresión múltiple seleccionados.

Para comprobar los diferentes supuestos se verificó el comportamiento gráfico de los mejores modelos seleccionados de acuerdo con el criterio AIC para cada paisaje.

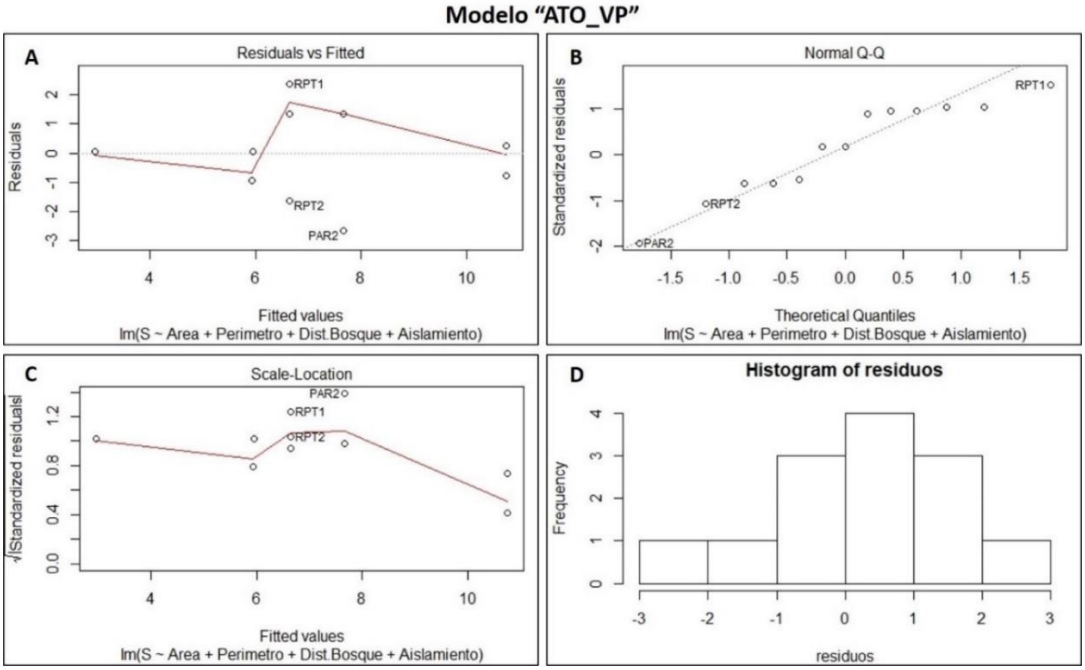


Figura 1. Conjunto de gráficos residuales generados a partir de los resultados obtenidos del modelo ATO_VP.

En el gráfico C del modelo ATO_VP se puede observar que la gran mayoría de los residuos tienen una distribución aleatoria (a pesar de no mantener la misma variabilidad a lo largo del eje X), por lo que se puede inferir el cumplimiento de homocedasticidad de varianzas. En la gráfica Normal Q-Q (Figura 1 B) la cual compara los residuos estandarizados con una distribución normal teórica, se puede observar que, aunque no todos se encuentran sobre la línea de tendencia (ligera desviación en los extremos) éstos tienden a seguir una distribución normal. En el histograma (gráfico D) la distribución de los residuos se adapta bastante bien a la distribución normal (media cercana a 0 y desviación típica de 1). Los residuos son independientes, puesto que el valor del estadístico D-W fue 1.78105. El gráfico A de la Figura 1 no muestra la curva de ajuste como una recta estrictamente horizontal (muestra un ligero desajuste), y aunque parece tener una buena aproximación lineal, visualmente señalaría que los valores observados y residuos se distribuyen entre sí con cierta aleatoriedad.

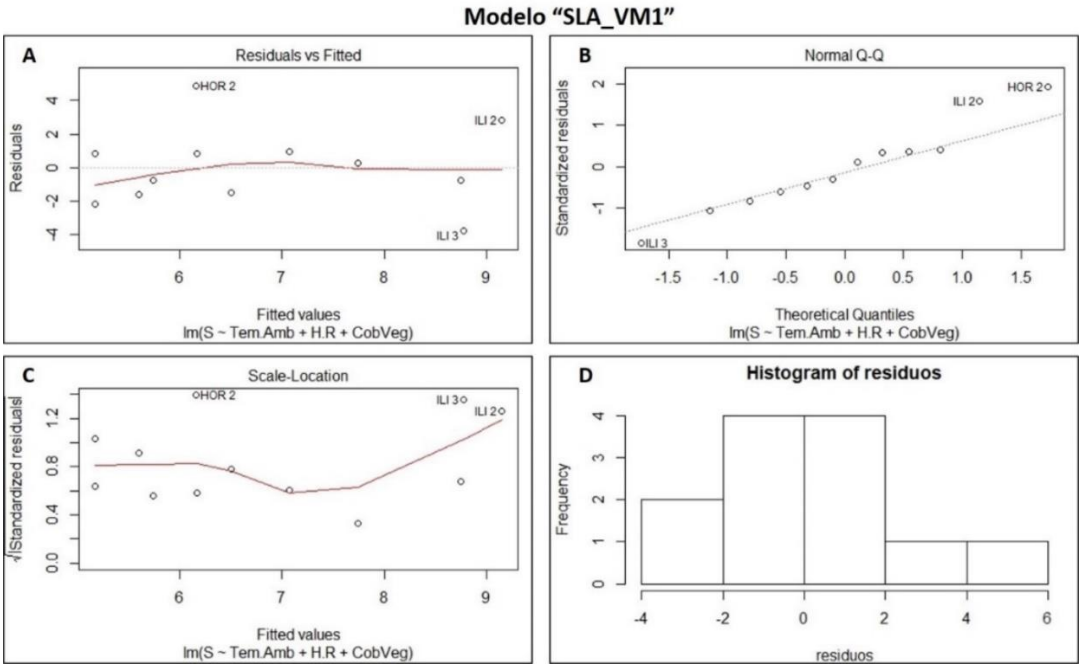


Figura 2. Conjunto de gráficos residuales generados a partir de los resultados obtenidos del modelo SLA_VM1.

Para el caso del modelo SLA_VM1 en el gráfico C podemos ver también que la gran mayoría de los residuos muestran una distribución aleatoria (a pesar de no mantener la misma variabilidad a lo largo del eje X), por lo que podemos afirmar el cumplimiento de homocedasticidad de varianzas. En la gráfica B de Normal Q-Q se observa que los datos presentan un mejor ajuste hacia una distribución normal respecto al modelo del paisaje Atoyac. En el histograma (gráfica D) se observa que la distribución de los residuos se adapta a la distribución normal (media cercana al valor 0 con agrupación entre los valores de -2 y 2). Los residuos también son independientes, puesto que el valor del estadístico D-W fue 2.5448 (intervalo indicado). Finalmente, en el gráfico A de la Figura 2 podemos ver que la curva de ajuste en rojo muestra una tendencia hacia una recta horizontal, por lo que parece tener una aproximación lineal, esto señalaría que los valores observados y residuos no se distribuyen entre sí aleatoriamente validando así dicho supuesto.

Anexo 4: Modelos de regresión múltiple con variables combinadas

Los Cuadros 7 y 8 describen el desempeño de cada modelo de regresión lineal múltiple. Se realizaron un total de 11 modelos por paisaje. El modelo "lm_SanLuis_sc" (Cuadro 8) a pesar de contar con las variables "CuerpoAgua" y "CobVeg" no fue posible considerarlas debido al límite permitido para cuantificar los resultados (valor de R^2 para explicar la variabilidad resultaba igual a 1).

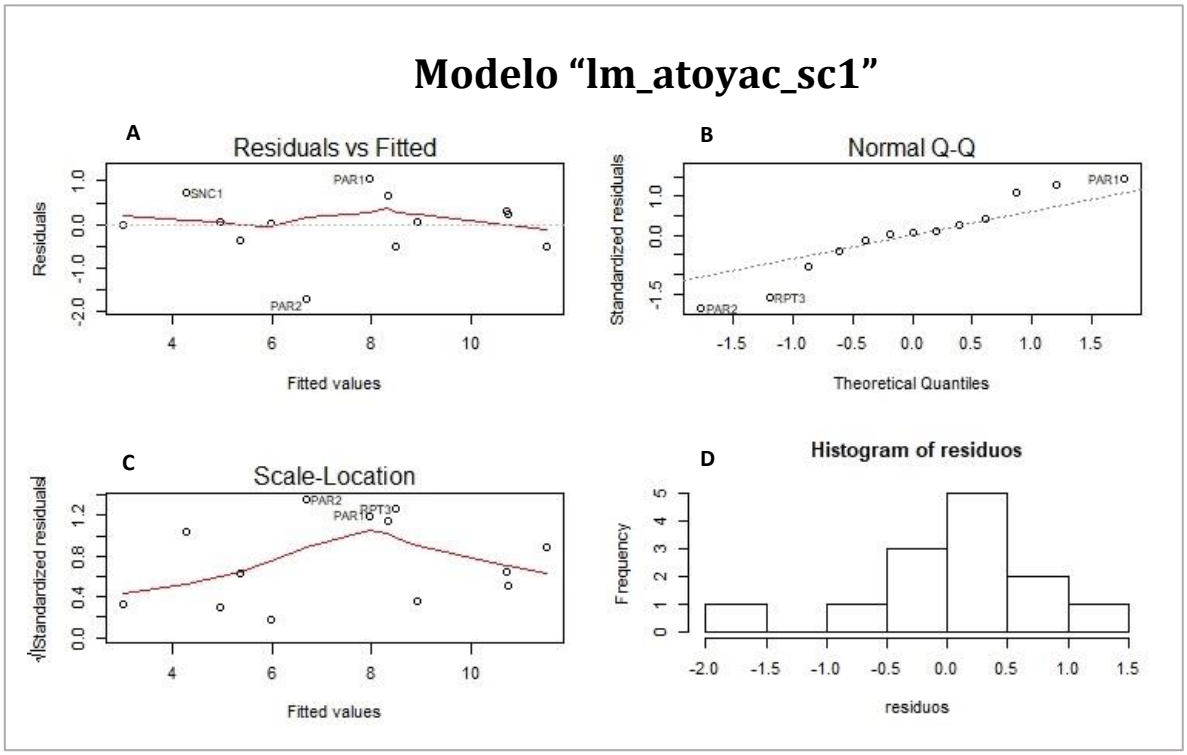
Cuadro 7. Modelos combinados del Paisaje Atoyac de Álvarez (Paisaje A)

Modelo	Ecuación de Modelo	Error Estándar	R^2	R^2 Ajustado	Valor F	Valor P	AIC
lm_atoyac_sc1	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + H.R + PH + NO_3 + Na.)	1.197	0.9372	0.8115	7.456	0.03476	46.24940
lm_atoyac_sc2	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + PH + Conductividad + NO_3 + Na)	1.225	0.9342	0.8026	7.099	0.03788	46.84762
lm_atoyac_sc3	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + PH + NO_3 + Na)	1.258	0.9133	0.7918	7.520	0.02054	48.44036
lm_atoyac_sc4	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + PH + Conductividad + Na)	1.275	0.9109	0.7862	7.304	0.02185	48.78641
lm_atoyac_sc	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + PH + Conductividad + NO_3 + Na + Temp.Agua)	2.382	0.9378	0.2534	1.37	0.58880	52.11992
lm_atoyac_sc5	lm (S ~ Área + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + Temp.Agua + Na)	1.493	0.8778	0.7068	5.133	0.04517	52.89052
lm_atoyac_sc7	lm (S ~ Área + Dist.Bosque + Aislamiento + H.R + PH)	1.528	0.8209	0.6930	6.419	0.01506	53.86131
lm_atoyac_sc8	lm (S ~ Área + Dist.Bosque + Aislamiento + H. R + PH + Tem.Amb)	1.594	0.8329	0.6658	4.985	0.03574	54.9622
lm_atoyac_sc6	lm (S ~ Área + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H.R)	1.631	0.7960	0.6503	5.462	0.02299	55.55799
lm_atoyac_sc9	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Conductividad)	1.670	0.7554	0.6332	6.178	0.01439	55.91444
lm_atoyac_sc10	lm (S ~ Tem.Amb + H. R + PH + Conductividad + NO_3 + Na + Temp.Agua)	2.845	0.5563	-0.06498	0.8954	0.56950	69.65949

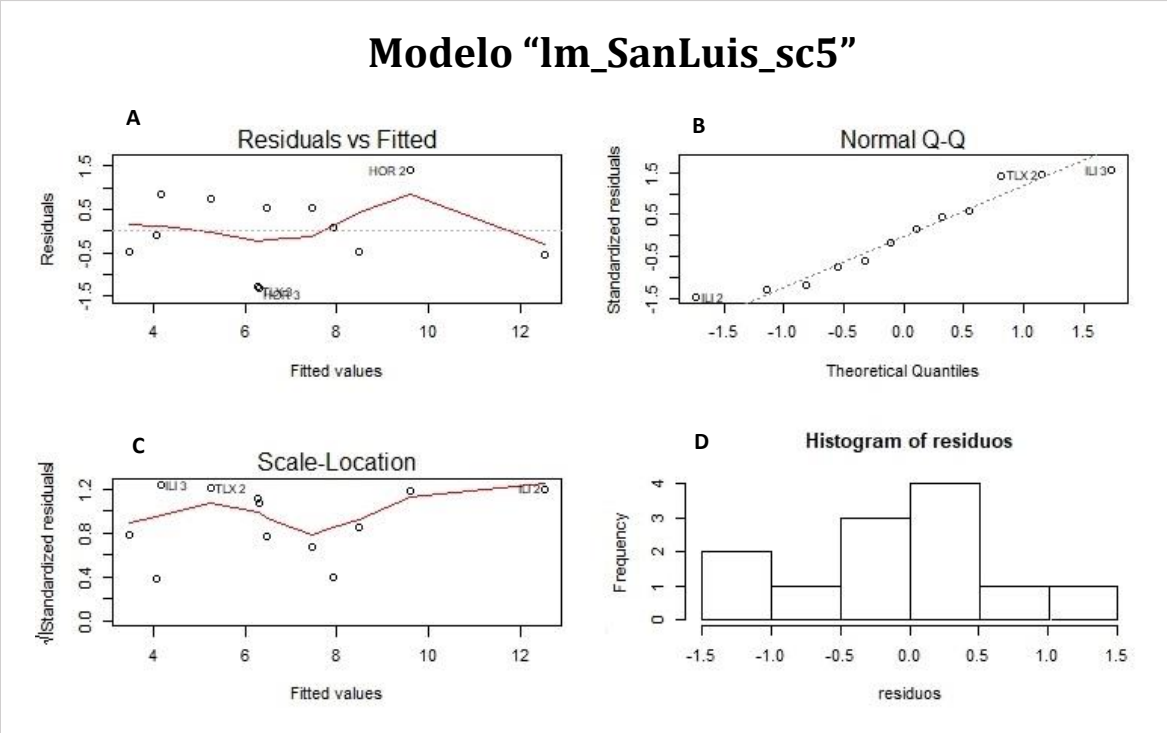
Cuadro 8. Modelos combinados del Paisaje San Luis Acatlán (Paisaje B)							
Modelo	**Ecuación de Modelo**	**Error Estándar**	**R^2**	**R^2 Ajustado**	**Valor F**	**Valor P**	**AIC**
lm_SanLuis_sc5	lm (S ~ Área + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + CobVeg + Temp.Agua + CuerpoAgua)	1.406	0.9032	0.7337	5.329	0.0526	47.05173
lm_SanLuis_sc3	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + K + Temp.Agua)	1.511	0.9162	0.6926	4.098	0.1367	47.32169
lm_SanLuis_sc1	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + NO_3 + K + Temp.Agua)	1.736	0.9262	0.5942	2.789	0.2917	47.78868
lm_SanLuis_sc6	lm (S ~ Área + Perímetro + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + K + Temp.Agua + PH)	1.576	0.9088	0.6655	3.736	0.1530	48.33407
lm_SanLuis_sc2	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + H. R + K + Temp.Agua + PH)	1.823	0.9186	0.5523	2.508	0.3175	48.96594
lm_SanLuis_sc	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + IP + Tem.Amb + H. R + PH + Nitratos + K + Temp.Agua + CuerpoAgua + CobVeg)	2.451	0.9265	0.1911	1.26	0.6061	49.74774
lm_SanLuis_sc7	lm (S ~ Área + Perímetro + Aislamiento + Tem.Amb + PH + K + Temp.Agua)	1.856	0.8313	0.5362	2.817	0.1669	53.7087
lm_SanLuis_sc4	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + Tem.Amb + K + Temp.Agua)	1.961	0.8117	0.4823	2.464	0.2006	55.02819
lm_SanLuis_sc8	lm (S ~ Área + Perímetro + Aislamiento + Tem.Amb + Nitratos + K + Temp.Agua)	1.962	0.8115	0.4815	2.459	0.2011	55.04601
lm_SanLuis_sc10	lm (S ~ Tem.Amb + H. R + PH + NO_3 + K + Temp.Agua + CuerpoAgua + CobVeg)	3.291	0.6022	-0.4587	0.5676	0.768	66.00632
lm_SanLuis_sc9	lm (S ~ Área + Perímetro + Dist.Bosque + Aislamiento + IP)	3.222	0.1102	-0.3983	0.2167	0.9209	67.66624

De acuerdo con estos resultados, el valor más alto de R^2 (coeficiente de determinación) y el valor más bajo del AIC (los cuales indican un buen ajuste entre varianza explicada y cantidad de parámetros) se logró con el modelo "lm_atoyac_sc1" para el paisaje A y el modelo "lm_SanLuis_sc5" para el paisaje B, por lo tanto, bajo estas condiciones (con variables combinadas), estos modelos serían los más adecuado para el ajuste de los datos. Los modelos seleccionados y su desempeño resaltan en color gris.

La validación de los modelos se realizó de igual manera por medio del análisis de los coeficientes de R^2.



En el grafico C del Modelo lm_atoyac_sc1 se puede observar que la mayoría de los residuos tienen una distribución aleatoria, y, por lo tanto, inferir el cumplimiento de homocedasticidad. En el grafico B Normal Q-Q aunque no todos los datos se encuentran sobre la recta, tienden a seguir una distribución normal. En el histograma (grafico D) se observa que los residuos se adaptan bien a la distribución normal (media cercana a 0 y desviación típica de 0.5.) Los residuos son independientes dado que el estadístico D-W fue de 2.0463. Al tomar en cuenta el gráfico A, se percibe una aproximación lineal, validando así este supuesto (linealidad).



En el grafico del Modelo lm_SanLuis_sc5 se puede observar también que la mayoría de los residuos tienen una distribución aleatoria, y, por lo tanto, inferir de igual manera el cumplimiento de homocedasticidad. En el grafico Normal Q-Q aunque no todos los datos se encuentran sobre la recta, tienden a seguir también una distribución normal. En el histograma los residuos se adaptan, aunque en menor medida hacia una distribución normal. Los residuos son independientes dado que el estadístico D-W fue de 2.4405. Al considerar el gráfico A, vemos que hay valores atípicos, lo que dificulta una aproximación lineal.

Anexo 5: Diagrama preliminar del Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC)

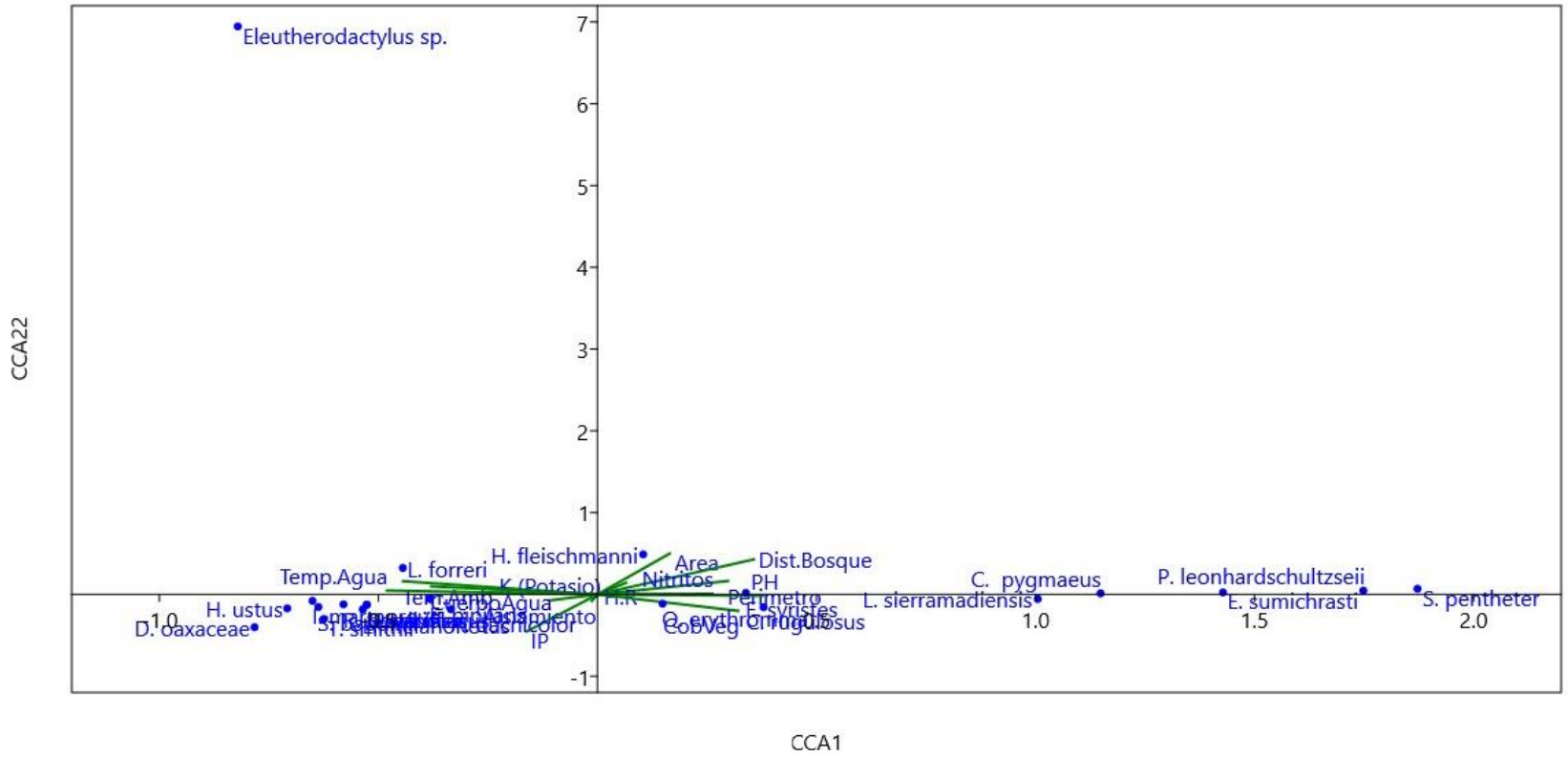



Gráfico preliminar del ACC correspondiente al paisaje San Luis (paisaje B) incluyendo a la especie *Eleutherodactylus sp.* La varianza en la distribución para esta especie fue tan alta dado su único registro para una sola localidad lo que generó una distorsión alta en la proyección del diagrama a tal punto de no poder distinguir el resto del diagrama.