

**¿MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES O POLÍGONO
MÍNIMO CONVEXO?: EVALUACIÓN DEL ESTADO DE
CONSERVACIÓN DE LIBÉLULAS DEL GÉNERO *Argia* (ODONATA:
COENAGRIONIDAE) COMPARANDO MODELOS DE
DISTRIBUCIÓN POTENCIAL**

TESIS DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE BIÓLOGO PRESENTADA POR:

LAURA KASSANDRA RANGEL SÁNCHEZ

UNIVERSIDAD EL BOSQUE
FACULTAD DE CIENCIAS – PROGRAMA DE BIOLOGÍA
BOGOTÁ, 2017

**¿MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DE ESPECIES O POLÍGONO
MÍNIMO CONVEXO?: EVALUACIÓN DEL ESTADO DE
CONSERVACIÓN DE LIBÉLULAS DEL GÉNERO *Argia* (ODONATA:
COENAGRIONIDAE) COMPARANDO MODELOS DE
DISTRIBUCIÓN POTENCIAL**

Laura Kassandra Rangel Sánchez

Directores:

Alejandro Córdoba Aguilar¹

Fredy Palacino Rodríguez²

*¹Laboratorio de Ecología de la Conducta de Artrópodos, Departamento de Ecología
Evolutiva, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán,
Distrito Federal, México*

*²Grupo de Investigación en Odonatos de Colombia (GINOCO)-Grupo de Investigación en
Biología, Departamento de Biología, Universidad El Bosque, Bogotá, Colombia*

*²Centro de Investigación en Acarología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá,
Colombia*

Universidad El Bosque
Facultad de Ciencias – Programa de Biología
17 de mayo de 2017
Bogotá, Colombia

Aprobación

La tesis titulada “¿Modelos de distribución de especies o polígono mínimo convexo?: evaluación del estado de conservación de libélulas del género *Argia* (odonata: coenagrionidae) comparando modelos de distribución potencial”, presentada por la estudiante Laura Kassandra Rangel Sánchez, bajo la dirección del biólogo MSc, Fredy Palacino Rodríguez, fue aprobada y aceptada por el jurado evaluador, a los 24 días del mes de mayo de 2017.

MSc. Fredy Palacino Rodríguez
Director

MSc. Sergio Llano Consuegra
Miembro del jurado

Dr. Mariano Altamiranda Saavedra
Miembro del jurado

MSc. Milton Bastidas Medina
Miembro del jurado

Agradecimientos

A mis padres, a mis hermanas, a mis directores de tesis Alejandro Córdoba Aguilar y Fredy Palacino Rodríguez. A Laura Pulido Ríos y Kelly Ríos Olaya, quienes han sido mis más gratas compañeras en este proceso educativo. A Rosser Garrison por haber proporcionado amablemente los datos de localización. A Gerardo Rodríguez Tapia y Raúl I. Martínez Becerril por su asistencia técnica. A Ángela Nava Bolaños y Mariano Altamiranda por su colaboración en el proceso de aprendizaje sobre MNE. También agradezco al Grupo de Investigación en Odonatos y otros artrópodos de Colombia (GINOCO), al Grupo de Investigación en Biología (GRIB), al Departamento de Biología de la Universidad El Bosque, al Laboratorio de Ecología de la Conducta de Artrópodos de la UNAM y al Centro de Investigación en Acarología por su apoyo académico. Al proyecto IN203115 “Biología de la conservación de las libélulas mexicanas” (PAPIIT UNAM).

Tabla de contenido

| | Página |
|---|---------------|
| 1. Introducción..... | 8 |
| 2. Marco de referencia..... | 12 |
| 3. Pregunta de investigación..... | 16 |
| 4. Objetivos..... | 16 |
| 4.1 Objetivo general | 16 |
| 4.2 Objetivos específicos | 16 |
| 5. Hipótesis..... | 17 |
| 6. Métodos..... | 18 |
| 6.1 Recopilación de datos..... | 18 |
| 6.2 Modelos de Nicho Ecológico (MNE)..... | 19 |
| 6.3 Polígono Mínimo Convexo (PMC)..... | 22 |
| 6.4 El caso de <i>Argia garrisoni</i> | 22 |
| 6.5 Análisis estadísticos | 23 |
| 7. Resultados y análisis | 24 |
| 8. Referencias bibliográficas..... | 29 |

Lista de tablas y gráficas

Tabla 1. Número de registros únicos de presencia de las seis especies del género *Argia*.

Tabla 2. Estimaciones de áreas de distribución (en Km²) para seis especies del género *Argia* de acuerdo con el polígono convexo mínimo (MCP) y los modelos de distribución de especies (EDM) y su respectivo valor TSS.

Figura 1. Estimación de área ocupada para: **A.** *A. cuprea*, **B.** *A. funcki*, **C.** *A. garrisoni*, **D.** *A. harknessi*, **E.** *A. munda*, **F.** *A. rhoadsi*. **1.** MDE; **2.** PMC.

Resumen

La estimación del rango de distribución es un paso fundamental por una serie de razones teóricas y prácticas. Una de las razones es que los resultados pueden utilizarse con fines de conservación. Dos métodos para estimar el rango de distribución potencial son el Modelo de Distribución de Especies (MDE) y el Polígono Mínimo Convexo (PMC). Fueron comparados ambos métodos para cuatro especies de caballitos del diablo del género *Argia* distribuidas en México y Norteamérica: *A. cuprea*, *A. harknessi*, *A. munda* y *A. rhoadsi*, y otras dos localizadas en México solamente: *A. funcki* y *A. garrisoni*. Nuestros resultados indicaron grandes áreas de distribución potencial para todas las especies, con excepción de *A. garrisoni*, que tiene menos de 20.000 km². El método PMC estimó un área para todas las especies mucho más grande (es decir, más de dos veces) que la calculada por el método MDE. Por otra parte, las áreas previstas para ambas metodologías no mostraron una correlación significativa. Sin embargo, el enfoque de PMC tuvo poco sentido al mirar los requerimientos de biología y hábitat para cada especie. Nuestros resultados son congruentes con comparaciones anteriores de ambas metodologías en otros organismos incluyendo odonatos. Estos estudios anteriores han alentado a no utilizar PMC como un estimador de la distribución. Finalmente, nuestros resultados implican que *A. garrisoni* merece una inspección adicional para ver si esta especie está en riesgo, lo que no ocurre con las cinco especies restantes.

Palabras clave: Rango de distribución, modelado de nicho ecológico, polígono convexo mínimo, *Argia*, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza

Abstract

Estimating distribution range is a fundamental step for a number of theoretical and practical reasons. One reason is that results can be used for conservation purposes. Two methodologies to estimate distribution range are species distribution modeling (SDM) and minimum convex polygon (MCP). Both methods were compared for four species of *Argia* damselflies distributed in Mexico and North America: *A. cuprea*, *A. harknessi*, *A. munda* and *A. rhoadsi*, and two more located in Mexico only: *A. funcki* and *A. garrisoni*. Both methods estimated large potential distributions areas for all species, except for *A. garrisoni*, which had less than 20,000 km². MCP estimated an area for all species much larger (i.e. more than twice) than that calculated by SDM. Moreover, predicted areas for both methodologies did not show a significant correlation. However, MCP approach made little sense when looking at the biology and habitat requirements for each species. Our results are congruent with previous comparisons of both methodologies in other organisms including odonates. These previous studies have encouraged not using MCP as an estimator of distribution. Finally, our results imply that *A. garrisoni* should deserve further inspection to see whether this species is in risk, which is not the case for the remaining five species.

Key words: Distribution range, ecological niche modeling, minimum convex polygon, *Argia*, International Union for the Conservation of Nature

1. Introducción

El área de distribución es un espacio geográfico habitado por una especie (Grinnell, 1917, Zunino y Palestrini, 1991, Soberón, 2007). A pesar de la naturaleza directa de esta definición, este espacio es difícil de evaluar en la práctica, dada la complejidad de los procesos que definen la presencia de las especies, como son la dispersión, las condiciones ambientales y el ambiente biótico (Guillermo y Thuiller, 2005). Sin embargo, caracterizar la distribución geográfica de una especie es ampliamente útil en al menos dos dimensiones: i) permitir la asociación de variables del hábitat, con aspectos genéticos, fisiológicos, de comportamiento, ecológicos, evolutivos o biogeográficos; y ii) proporcionar información para evaluaciones de biodiversidad y conservación (Lamoureux *et al.*, 2006, Myers *et al.*, 2000).

La estimación del rango de distribución se puede representar cartográficamente para relacionar los puntos de presencia de una especie. A partir de aquí, existe una variedad de métodos para evaluar el rango de distribución de las especies, incluyendo el Modelado de Distribución de Especies (MDE) y el Polígono Mínimo Convexo (PMC) (Mota y Rojas, 2012). En el modelo MDE, la distribución se calcula uniendo registros de localidad y variables ambientales a algoritmos que estimen, reconstruyan y ayuden a predecir la distribución geográfica (Guisan y Zimmermann, 2000; Gouveia *et al.*, 2011). No obstante, MDE involucra una seria dificultad y es que asume que la población a estudiar está en equilibrio con sus condiciones ambientales (Araújo y Pearson 2005). Este planteamiento podría proporcionar la visión equivocada de que las poblaciones están en equilibrio con su entorno; implicando condiciones que impedirían la inclusión de otros procesos dinámicos

como por ejemplo los aspectos geológicos de las barreras biogeográficas (Guisan y Zimmermann 2000, Svenning y Skov 2006). Por otro lado, el modelo PMC es ampliamente usado como criterio para establecer las categorías de conservación por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), a través de un método conocido tradicionalmente como el grado de ocurrencia (Criterio B) (UICN, 2016). El método PMC permite localizar información de registros individuales en un mapa, por lo que los puntos periféricos de la distribución se pueden delinear para construir un polígono en el que ningún ángulo interno exceda 180° y el cual debe contener todos los puntos de registro de una especie (Rapoport, 1975; IUCN, 2016). Sin embargo, cuando hay pocos registros disponibles, el PMC tiende a sobrestimar el rango, ya que abarca espacios geográficos donde hay una alta probabilidad de que la especie no esté presente (Mota y Rojas, 2012). A pesar de las deficiencias, cada una de estas metodologías es usada como instrumento para definir estrategias de conservación y planes de manejo (Araújo y Williams, 2000; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Fuller *et al.*, 2006).

En este estudio, MDE y PMC fueron comparados para reconocer cuál mostraba mayor precisión a la hora de estimar el rango de distribución usando seis especies de zigópteros del género *Argia* como sujetos de estudio. La comparación de fortalezas en estas metodologías de distribución no es nueva (por ejemplo, Sérgio *et al.*, 2007; Solano y Feria, 2007), previamente, dos ejercicios fueron desarrollados en odonatos y encontraron que PMC ofrece menor potencialidad para predecir distribución (por ejemplo, De Almeida *et al.*, 2010; Simaika y Samways, 2010). No obstante, los autores de estos trabajos reconocen que es necesario proveer mayor cantidad de evidencia a partir de más investigaciones, por

medio de las cuales se ayude a comprobar o no, que los resultados de PMC no son muy exactos.

Los caballitos del diablo del género *Argia* conforman un grupo taxonómico muy diverso (Garrison, 1994, Caesar y Wenzel, 2009) y ampliamente distribuido en todo el continente americano, con una historia natural relativamente bien conocida. Son odonatos de tamaño pequeño, los machos de algunas especies exhiben territorialidad (por ejemplo, Guillermo y Del Claro, 2012) pero los de otras especies no lo son (Sánchez *et al.*, 2014). Las fuentes de agua dulce que usan incluyen sistemas lénticos y lóticos, pero normalmente evitan corrientes rápidas (A. Córdoba-Aguilar com. pers.). La disponibilidad de registros es relativamente alta para diferentes especies de este género, lo que los convierte en un adecuado modelo para probar los dos métodos de distribución indicados anteriormente. El objetivo de esta investigación fue evaluar la congruencia de ambas metodologías, calculando y comparando (congruencia entre las metodologías) el área de distribución potencial estimada por MDE y PMC para las especies *Argia cuprea* (Hagen, 1861), *A. garrisoni* Daigle, 1991, *A. funcki* (Selys, 1854), *A. harknessi* Calvert, 1899, *A. munda* Calvert, 1902 y *A. rhoadsi* Calvert, 1902. Teniendo en cuenta la cantidad de registros disponibles y el contraste entre amplio y estrecho de la distribución de los puntos de presencia para dichas especies. Adicionalmente, los resultados de esta investigación, proporcionan evidencia adicional acerca de cómo ambos enfoques metodológicos hacen frente a la evaluación de distribución en insectos y su interpretación. Así mismo, ayudó a hacer aclaraciones en términos del estado de conservación para las seis especies.

2. Marco de referencia

Modelos de distribución de especies

La evaluación del efecto de los cambios climáticos y la deforestación sobre la biodiversidad, son algunas de las aplicaciones en las que se han empleado los Modelos de Distribución de Especies (MDE) (Illoldi *et al.*, 2008). En estos modelos se relacionan las variables ambientales de una determinada zona con las observaciones realizadas en campo sobre algún grupo de organismos (Guisan y Zimmermann 2000). Sin embargo, para hablar de modelos de distribución de especies es necesario conocer el concepto de nicho ecológico. Este, se define como un hipervolumen de n-dimensiones, donde cada dimensión corresponde a un factor biótico o abiótico, haciendo referencia al tiempo actual en el que se desarrolla el organismo y su interacción con el ambiente (Graham *et al.*, 2004, Illoldi *et al.*, 2008).

Los Modelos de Distribución de Especies (MDE) son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas (Mateo *et al.*, 2011). La idoneidad se refiere a la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes que se usan como indicadores que pueden ser geológicos, topográficos y en mayor medida climáticos (Guisan y Zimmermann 2000, Mateo *et al.*, 2011).

Existen varias definiciones para dichos modelos, como son modelos de nicho, modelos de idoneidad y modelos predictivos de hábitat, pero últimamente se han articulado estas definiciones en “modelos de distribución de especies” (Felicísimo *et al.* 2005).

Aunque las variaciones entre modelos parecieran sutiles, existen considerables diferencias entre los modelos de distribución de especies y los modelos de nicho ecológico, los primeros se basan en respuestas estadísticas o teóricas de la relación de variables ambientales predictivas y observaciones en campo (Guisan y Zimmermann 2000, Guisan y Thuiller 2005), mientras que los últimos buscan relacionar los valores ambientales y patrones espaciales de presencia y ausencia de una especie (Graham *et al.*, 2004).

Generar un modelo de distribución de especies tiene un procedimiento general que consiste en construir una base de datos con registros georreferenciados de alguna especie y datos geográficos que describen las características ambientales de la región y que son relevantes en la distribución de la especie (Thuiller *et al.*, 2004). Dependiendo lo que busque la investigación, se utiliza alguno de los múltiples algoritmos de modelado para procesar esta información (Elith *et al.*, 2006). Las relaciones que el algoritmo pueda encontrar entre la presencia de la especie y los parámetros ambientales ayudarán a generar un modelo de nicho ecológico, el cual debe entenderse como una caracterización ambiental del conjunto de sitios de registro de la especie introducidos al sistema (Martínez y Sánchez 2006). Finalmente, este modelo de nicho ecológico es proyectado al escenario geográfico; es decir, las condiciones descritas son localizadas en el área de estudio, generando un mapa que las muestra, evidenciando un modelo de distribución de especies (Martínez y Sánchez 2006, Mota y Rojas, 2012).

En conclusión, la presencia de una especie en un área está determinada por las condiciones abióticas, factores bióticos, dispersión, capacidades evolutivas (Soberón y Peterson 2005), y procesos de extinción (Illoldi *et al.*, 2008). De esta manera, el área de distribución

potencial que es la que determinan los modelos de distribución de especies, será la inferencia acerca de cuál es el área de mayor probabilidad en la que una especie pueda estar presente (Espinosa *et al.*, 2001).

Polígono mínimo convexo

El Polígono Mínimo Convexo (PMC) es un método geométrico estándar, ampliamente utilizado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) como modelo que delimita la extensión de la presencia (EOO del inglés “extension of occurrence”) de una especie (UICN, 2016). En este método se delimita un polígono que contiene todos los puntos de registro de presencia de una especie y de esta manera se haya el área de distribución potencial de la misma. Ampliamente se ha documentado que PMC puede poseer mayor número de errores de omisión y comisión (subpredicción y sobrepredicción respectivamente) en sus resultados (Peterson, 2017).

Criterio B de la Unión Internacional para la conservación de la Naturaleza

Las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN han sido usadas para evaluar un número creciente de taxones que viven en una gran variedad de hábitats. Es por tanto esencial que las reglas centrales para evaluar el riesgo de extinción a través de la Lista Roja se mantengan estables para poder comparar cambios temporales en el estatus de la misma. Dentro de los 5 criterios evaluados para categorizar a las especies se encuentra el criterio B, que consiste principalmente en la fragmentación o disminución de la extensión de presencia (B1) o área de ocupación (B2) a distintos rangos en Km². (UICN,2016). La extensión de presencia o EOO es: “*Es el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos, inferidos o*

proyectados en los que un taxón se encuentre presente” (UICN,2016). La estimación de EOO inferior a 100 Km² supone una especie en categoría (CR) Peligro Crítico, inferior a 5.000 Km² a (EN) En Peligro y (Vu) Vulnerable si no supera los 20.000 Km² (UICN, 2016).

Género Argia

El género *Argia* (Odonata: Zygoptera: Coenagrionidae) fue descrito en 1842 por Rambur. Se encuentra exclusivamente en el continente americano con una mayor diversidad en la zona Neotropical y es de los géneros más diversos en el orden Odonata, con alrededor de 120 especies descritas (Garrison y von Ellenrieder 2013). Las poblaciones de especies comunes de *Argia* pueden ser bastante grandes y, como todos los odonatos, son depredadores voraces en todas las etapas de su vida. Por tanto, representan componentes vitales de las redes tróficas de los ecosistemas acuáticos (Caesar y Wenzel, 2009).

Pese a lo común de muchas especies, algunas otras son raras, endémicas o amenazadas, y pueden ser de interés para la conservación (Caesar y Wenzel, 2009). Hay especies que se encuentran en peligro por su limitado rango de distribución, por ejemplo, en Ohio, *A. bipunctulata* (Hagen) restringe su distribución a la reserva “Cedar Bog” de 182 hectáreas y otros pocos hábitats de matorral (Moody, 2002). A pesar de la abundante disponibilidad de registros para algunas especies del género, muchas no han sido categorizadas en la lista roja de especies amenazadas de la UICN.

3. Pregunta de investigación

¿Cuál de los dos métodos comparados (Modelo de Distribución de Especies y Polígono Mínimo Convexo) para determinar la distribución potencial proporciona un área más precisa en términos geográficos evaluando el estado de conservación en seis especies del género *Argia*?

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar el estado de conservación de especies de zigópteros del género *Argia* (Odonata, Coenagrionidae) comparando los métodos de Polígono Mínimo Convexo y Modelamiento de Distribución de Especies.

4.2 Objetivos específicos

- Estimar el área de distribución geográfica de especies de *Argia* usando los métodos Polígono Mínimo Convexo y Modelado de Distribución de Especies.
- Evaluar la categoría IUCN de *Argia harknessi*, *Argia cuprea*, *Argia funcki* y *Argia munda*.
- Reevaluar la categoría UICN actual de *Argia garrisoni*, *Argia rhoadsi*.

5. Hipótesis de investigación

Hipótesis nula

El polígono mínimo convexo estimará un área de distribución potencial más precisa en comparación con el modelado de distribución de especies

Hipótesis alternativa

El modelado de distribución de especies estimará un área de distribución potencial más precisa en comparación con el polígono mínimo convexo

6. Métodos

6.1 Datos de distribución de especies

Una matriz de datos de presencia para cada especie fue construida a partir de registros bibliográficos, información proporcionada por expertos, registros de trabajos, tesis, bases de datos en línea como Odonata Central (www.odonatacentral.org/), la Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad-CONABIO (www.conabio.gob.mx/) y el sistema Global Biodiversity Information Facility-GBIF (www.gbif.org). Los datos fueron verificados cuidadosamente para la exactitud geográfica, eliminando los registros repetidos e información que mostrara inconsistencias. La mayor parte de los registros obtenidos fueron aportados por Odonata Central, que es un depósito de información especializada en odonatos, la seguridad de estos datos es mayor ya que los sesgos de identificación son mínimos debido a que estos datos fueron proporcionados por expertos en el grupo. Los modelos de distribución de especies solo se construyeron para especies con más de 30 datos de registro. El conjunto final de datos incluyó 1585 presencias únicas de 6 especies del género *Argia* (Tabla 1). La información de georreferenciación se llevó a cabo con el software ArcMap® 9.3 (<http://desktop.arcgis.com/es/desktop/>) y Google Earth® (<https://www.google.es/intl/es/earth/index.html>).

Tabla 1. Número de registros únicos de presencia de las seis especies del género *Argia*.

| Espece | Registros |
|---------------------|-----------|
| <i>Argia cuprea</i> | 759 |
| <i>Argia funcki</i> | 261 |

| | |
|------------------------|-----|
| <i>Argia garrisoni</i> | 255 |
| <i>Argia harknessi</i> | 185 |
| <i>Argia munda</i> | 86 |
| <i>Argia rhoadsi</i> | 39 |

6.2 Modelos de Distribución de Especies (EDM)

Predictores ambientales

A partir de la capa de ecorregiones terrestres (World Wildlife Fund®) y los puntos de registro se limitó la extensión del área de estudio (M). Como variables bioclimáticas, se utilizó el conjunto de datos WorldClim 1.4 (www.worldclim.org) (Hijmans et al., 2005) al tamaño de celda de 0.041666669. Para establecer un conjunto de variables climáticas no correlacionadas, se intersecaron las variables con los puntos de registro del grupo objetivo y con 10.000 puntos seleccionados aleatoriamente en la extensión del área de estudio (M). Se eliminaron variables con un análisis exploratorio de datos, evaluando la contribución de las variables al modelo con un análisis de Jack-knife y un análisis de correlación de Pearson (es decir, cualquier valor > 0.7) seleccionando las variables con baja correlación y alta contribución, con el fin de reducir la parametrización de los modelos. El conjunto final de datos incluyó las variables no correlacionadas que tuvieron mayor importancia biológica para las seis especies del género *Argia*, y más contribución con el análisis de Jack-knife, estas fueron: rango de temperatura media diurna (bio 02), temperatura estacional (bio 04), temperatura media del trimestre más cálido (bio 10), precipitación del mes más húmedo (bio 13), precipitación del mes más seco (bio 14) y precipitación estacional (bio 15).

Selección de background

Inicialmente, para elegir el mejor background o fondo, se generaron modelos preliminares de distribución de especies en Maxent 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006) con los puntos de presencia del grupo objetivo, 10.000 puntos seleccionados aleatoriamente en la extensión del área de estudio (M), y con una extensión especial delineando M para cada especie con las ecorregiones terrestres (World Wildlife Fund), y provincias biogeográficas (CONABIO). Se construyeron modelos configurando los parámetros por default del algoritmo (“Auto features”, convergencia =10-5, con un máximo de 500 iteraciones). Sin embargo, se usó “random seed” (con un porcentaje de prueba de 30%), 10 repeticiones. Eliminando los registros duplicados, no incluyó extrapolación, ni clamping. Todo esto para determinar qué combinación de parámetros y variables generaba los mejores resultados (área más alta bajo la curva, o AUC), al mismo tiempo que se minimizó el número de parámetros del modelo, produciendo curvas de respuesta en forma de campanas “cerradas” que garantizaban la calibración y transferibilidad del modelo (Elith *et al.*, 2010).

Modelos finales

Los modelos finales se generaron en el Software RStudio con el paquete BIOMOD (Biodiversity Modelling), este paquete es una plataforma para predecir la distribución potencial de las especies, incluyendo la capacidad de modelar la distribución usando diferentes técnicas y patrones de prueba (Thuiller *et al.*, 2009). Usando varios algoritmos de prueba se entrenó el modelo, eligiendo los modelos que han mostrado un buen desempeño en términos de poder predictivo (Reiss *et al.*, 2011; Broennimann *et al.*, 2012 y Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011), estos fueron: Maximun Entropy (Maxent), Random Forest (RF),

Generalized Boosting Methods (GBM) y Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS). A partir de los modelos individuales obtenidos con estos diferentes algoritmos, se generó un modelo de consenso que indicaba el grado de superposición entre modelos. Esto con el fin de reducir los sesgos que supone utilizar un solo algoritmo. El 70% de los datos se utilizaron para la capacitación, y el 30% para la validación con 10 repeticiones. El valor de prevalencia del modelo fue 0.5 (por default), y los modelos finales se validaron con TSS (True Skill Statistics), que se considera la tasa media neta de predicción exitosa para sitios de presencia y ausencia (Liu *et al.* 2009), variando de -1 a 1, donde los valores más positivos indican un mayor grado de precisión y discriminación del modelo (Allouche *et al.*, 2006) (Tabla 2). Cabe destacar que el resultado de estos modelos no es el área que las especies ocupan absolutamente, porque estos modelos no consideran la dinámica poblacional, factores de dispersión, las interacciones con otras especies y los impactos humanos. Sin embargo, estos modelos pueden realizar transferencias correctas de lugares donde la especie puede potencialmente estar presente por sus condiciones ambientales. Esto se basa en el supuesto de que la distribución conocida de las especies proporciona información suficiente para caracterizar los requisitos ambientales (A. Nava com. pers.). Cautelosamente, se consideró que el 10% de los datos usados podrían generar algún tipo de problema, por lo que se usó la opción “10 percentile training presence” como umbral de corte para presentar los mejores modelos de las condiciones climáticas actuales de las especies generando proyecciones en la geografía en términos de presencia/ausencia. Finalmente, la estimación de distribución potencial en (Km²) se realizó con los paquetes *stringr* y *raster* en R.

6.3 Polígono mínimo convexo (PMC)

Los polígonos se obtuvieron como resultado de proyectar los datos de registro y conectar los puntos periféricos mediante la herramienta Xtools-pro en el software ArcMap® 9.3 (<http://desktop.arcgis.com/es/desktop/>). Las áreas de ocurrencia que se superponían al mar fueron cortadas con la opción "Clip", generando un área más ajustada a la ubicación real de la especie.

6.4 El caso de *Argia garrisoni*

Resultados iniciales usando los dos métodos mostraron un área de distribución de menos de 20.000 km² para *A. garrisoni* (ver sección de Resultados). Esta característica es uno de los criterios que permite designar el estatus de conservación de una especie como amenazada (UICN, 2016). Por lo tanto, se generó un paso procedimental adicional, para caracterizar el hábitat de esta especie para cualquier evaluación de campo y/o esfuerzo de protección futuro (para un esfuerzo similar, véase Cuevas-Yáñez *et al.* 2015). Para lograr esta caracterización, los diferentes tipos de uso de suelo que corresponden al hábitat de la especie fueron recortados en el mapa de uso de suelo y cobertura vegetal proporcionados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía, INEGI (Layer Union, Serie V del INEGI, 2011) en el software Arcmap® 9.3. La superposición del mapa de distribución de la especie, obtenido a partir del paquete BIOMOD y el mapa recortado de uso de suelo del INEGI, proporcionó un área de distribución reducida en comparación con la inicial, pero más ajustada a la ubicación real de la especie.

6.5 Análisis estadístico

Para probar si existe concordancia entre los valores de áreas predichas por MNE y PMC para cada una de las especies siendo estas variables cuantitativas, una prueba de correlación de Pearson fue realizada usando el software RStudio (<https://www.rstudio.com/>). Lo que permitió evaluar el grado de similitud entre la distribución predicha por ambos métodos.

7. Resultados y análisis

Un total de doce mapas de distribución (dos para cada especie) (Figura 1) fue obtenido. Los dos métodos generaron un amplio rango de distribución para la mayoría de las especies (Tabla 1), con excepción de *A. garrisoni*, que obtuvo el rango más bajo con tan solo 9,991 km² para MDE. A pesar de las grandes estimaciones de distribución, las predicciones de MDE dieron lugar a áreas mucho más pequeñas que las predicciones de PMC, en la mayoría de los casos, menos de la mitad del área (Tabla 2). Así mismo, no hubo congruencia entre las áreas previstas por los dos métodos ($r = 0,21$, $p = 0,68$, $n = 6$).

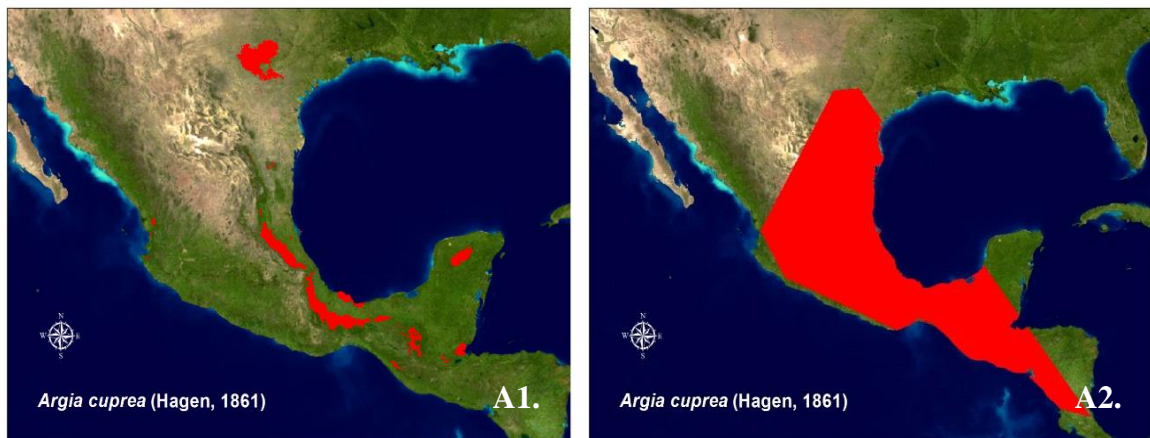
Tabla 2. Estimaciones de áreas de distribución (en Km²) para seis especies del género *Argia* de acuerdo con el polígono convexo mínimo (PMC) y los modelos de distribución de especies (MDE) y su respectivo valor TSS.

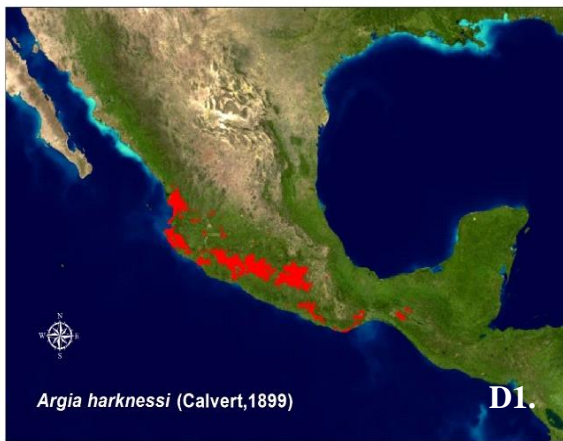
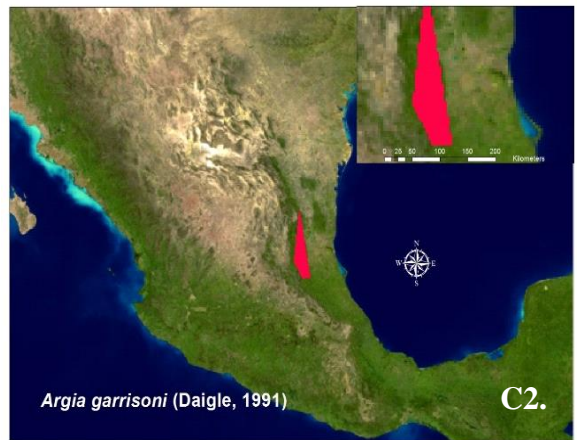
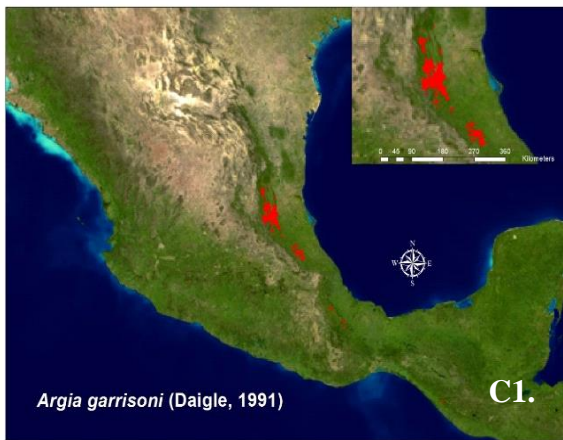
| Especies | Área PMC (Km ²) | Área MDE (Km ²) | TSS de MDE |
|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|
| <i>Argia cuprea</i> | 1.507.375 | 113.725 | 0.905 |
| <i>Argia funcki</i> | 551.575 | 130.143 | 0.853 |
| <i>Argia garrisoni</i> | 10.400 | 8.038 | 0.845 |
| <i>Argia harknessi</i> | 672.125 | 73.428 | 0.886 |
| <i>Argia munda</i> | 522.075 | 161.815 | 0.893 |
| <i>Argia rhoadsi</i> | 362.550 | 194.479 | 0.892 |

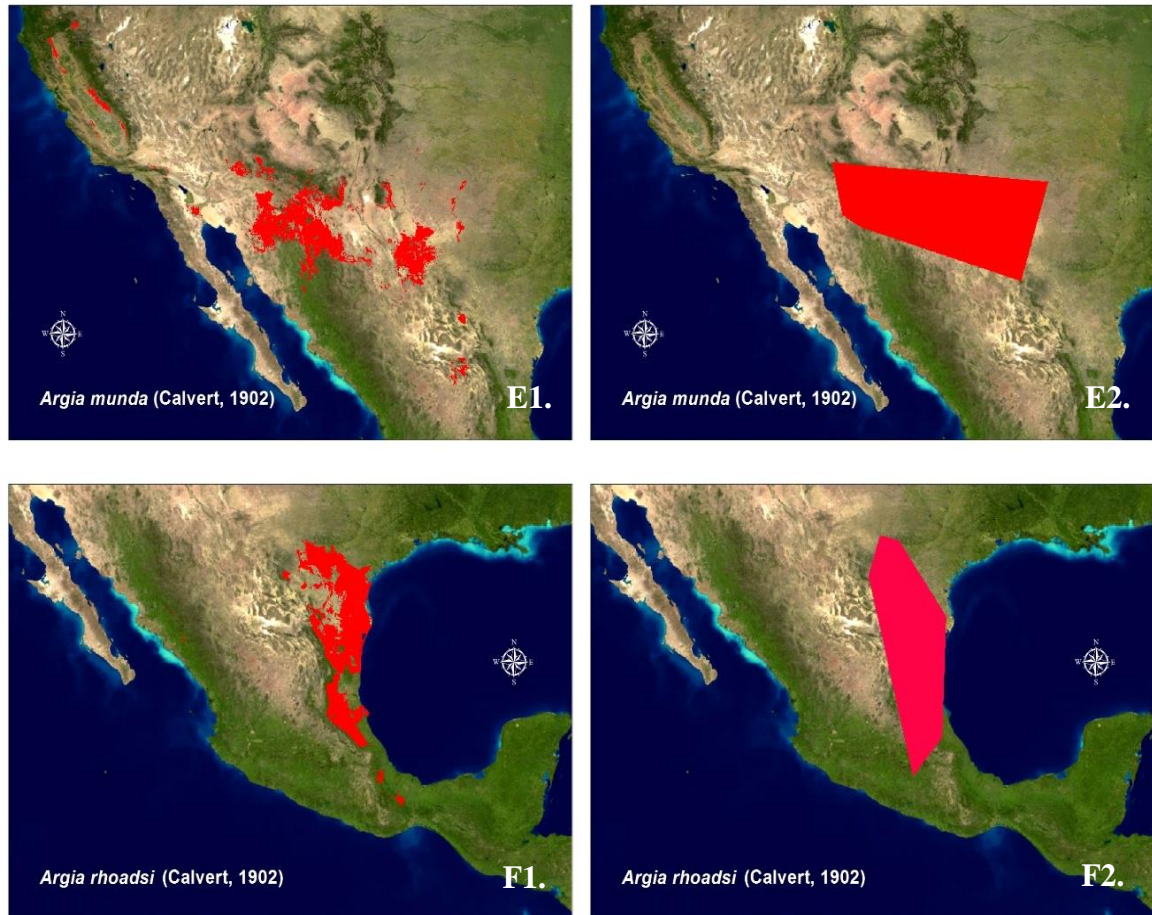
Como se ha encontrado para otros organismos, incluyendo odonatos (De Almeida *et al.*, 2010; Simaika y Samways, 2010), la herramienta PMC sobreestimó las distribuciones. Una

razón, por la que el método PMC ha sido criticado y su uso poco recomendado (Simaika y Samways, 2010). Por el contrario, una reciente revisión que incluye la mayoría de estudios de estimación de distribución en odonatos (Collins y McIntyre, 2015), alienta el uso de MDE teniendo en cuenta que muestra mayor precisión en la estimación de la distribución ya que utiliza variables ambientales asociadas a los registros de la especie. En la presente investigación, el método PMC estimó áreas extremadamente grandes en varios casos (por ejemplo, más de diez veces para *A. cuprea* (Figura 1. A2.), y no mostró correlación con ninguno de los valores predichos por el otro estimador. No tan solo significa que el rendimiento de PMC es considerablemente pobre, sino que está lejos de evaluar el área más probable de distribución.

Figura 1. Estimación de distribución potencial para: **A.** *A. cuprea*, **B.** *A. funcki*, **C.** *A. garrisoni*, **D.** *A. harknessi*, **E.** *A. munda*, **F.** *A. rhoadsi*. **1.** MDE; **2.** PMC.







Una forma de confirmar el valor de ambas metodologías en este estudio, es comparando las áreas predichas, con la biología de cada especie de *Argia*. Tomando como ejemplo el caso de *A. rhoadsi* y *A. munda*, la primera especie se encuentra principalmente en el noreste de México y su distribución se extiende desde la parte sur de Texas hasta la parte inferior de San Luis Potosí (Dunkle, 2004), habitando lagunas, arroyos y ríos (Abbott, 2001). El método MDE predijo distribución en áreas del sur de la Florida, lejos de los registros reales, pero en sitios que presentan hábitats con características similares a aquellos donde habita *A. rhoadsi* (Figura 1. F1). Éste no es el caso para PMC, que abarcó zonas secas y áreas desérticas, donde es improbable que la especie se encuentre registrada (Figura 1. F2).

Por otra parte, *A. munda* ha sido reportada en el desierto del suroeste de Texas hacia la parte occidental del territorio mexicano, habitando principalmente en arroyos (Abbott, 2001). De acuerdo con PMC, *A. munda* parece preferir principalmente los hábitats áridos, aunque MDE agregó poblaciones en el norte de California (Figura 1. E1). Una búsqueda de especímenes de ambas especies en el futuro debería corroborar las predicciones de MDE.

Así mismo, los resultados que aquí se presentan, pueden ser usados para fortalecer el conocimiento actual de la Lista Roja de la UICN para las especies de *Argia* abordadas, debido a que actualmente, no existe evaluación de riesgo para cuatro de ellas: *A. cuprea*, *A. funcki*, *A. harknessi* y *A. munda*. Las otras dos, *A. roadsii* y *A. garrisoni* se encuentran categorizadas en preocupación menor (UICN, 2016). Teniendo en cuenta la extensa área de ocurrencia estimada para las primeras cinco especies (Tabla 1), éstas deben ser ubicadas en la categoría de bajo riesgo, dado que no cumplen con el criterio de extensión de ocurrencia reducida. Sin embargo, este no es el caso de *A. garrisoni*, una especie endémica de México (González-Soriano y Novelo-Gutiérrez, 2014), la cual tuvo abundantes registros en el estado mexicano de San Luis Potosí en 1999, donde se encontró en raíces de cipreses a lo largo de ríos, o en bancos de lodo parcialmente secos (R. Garrison com. pers.), pero que no volvió a ser registrada para la zona. Con base en el criterio de la UICN (2016) y la distribución reducida estimada por ambos métodos, *A. garrisoni* deberá pasar de preocupación menor a la categoría vulnerable, porque su distribución cubre un área menor a 20.000 Km² (UICN, 2016). Los estudios en el futuro deberían enfocarse a determinar la abundancia, la estructura genética y los riesgos de viabilidad para esta especie, para complementar su estatus.

8. Referencias Bibliográficas

- Abbott, J.C. (2001). Distribution of Dragonflies and Damselflies (Odonata) in Texas. *Transactions of the American Entomological Society (1890-)*, 127, 189-228.
- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43, p. 1223-1232.
- Araújo, M.B., & Williams, P.H. (2000). Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96, 331-345.
- Araújo M.B. y R.G. Pearson (2005). Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, 28, 693-695.
- Broennimann, O. Fitzpatrick, M., Pearman, P., Petitpierre, B., Pellissier, L., Yoccoz, N., Thuiller, W., Fortin, M., Randin, C., Zimmermann, N., Graham, C. y Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography* 21, 481-497.
- Caesar, R.M., & Wenzel, J.W. (2009). A phylogenetic test of classical species groups in *Argia* (Odonata: Coenagrionidae). *Entomological Americana*, 115, 97-108.
- Collins, S., & McIntyre, N.E. (2015). Modeling the distribution of odonates: a review. *Freshwater Science*, 34, 1144–1158.
- Cuevas-Yáñez, K., Rivas, M., Muñoz, J., & Córdoba-Aguilar, A. (2015). Conservation status assessment of *Paraphlebia* damselflies in Mexico. *Insect Conservation and Diversity*, 8, 517-524.
- De Almeida, M.C., Córtes, L.G., & Júnior-P, de M. (2010). New records and a niche model for the distribution of two Neotropical damselflies: *Schistolobos boliviensis* and

Tuberculobasis inversa (Odonata: Coenagrionidae). *Insect Conservation and Biodiversity*, 3, 252-256.

Dunkle, S.W. (2004). Critical species of Odonata in North America. *International Journal of Odonatology*, 7, 149-162.

Elith, J, C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29:129-151.

Espinosa D, Aguilar C, Escalante T. 2001. Endemismo, áreas de endemismo y regionalización biogeográfica. Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones. Llorente J, Morrone JJ eds. pp. 31-37. Las Prensas de Ciencias, México, D. F

Felicísimo, A., Gómez, A. & Muñoz, J. (2005). Potencial distribution of forest species in dehesas of Extremadura (Spain). En: Schnabel S & A Ferreira (eds) Sustainability of agrosilvopastoral systems-dehesa. *Advances in GeoEcology* 37: 231-246. Catena Verlag, Reiskirchen. Fuller, T., Mayfield, M., Munguía, M., Sánchez-Cordero, V., & Sarkar, S. (2006). Incorporating connectivity into conservation planning: A multi-criteria case study from Central Mexico. *Biological Conservation*, 133, 131-142.

Garrison, R.W. (1994). A synopsis of the genus *Argia* of the United States with keys and descriptions of new species, *Argia sabino*, *A. leonora*, and *A. pima* (Odonata: Coenagrionidae). *Transactions of the American Entomological Society*, 120, 287-368.

- Garrison, R.W. & von Ellenrieder, N. (2013) A contribution to the study of the biodiversity of Odonata in Costa Rica with an emphasis on the genus *Argia* (Insecta: Odonata: Coenagrionidae). International Dragonfly Fund – Report, 62, 1–23. Available from: http://www.dragonflyfund.org/images/reports/IDF_Report_62_Garrison_von_Ellenrieder_2013.pdf
- González-Soriano, E. & Novelo-Gutiérrez, R. (2014). Biodiversidad de Odonata en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, S243-S251.
- Gouveia C., Liberato, M.L.R, DaCamara, C.C., Trigo, R., & Ramos, A.M. (2011). Modelling past and future wine production in the Portuguese Douro Valley. *Climate Research* 48, 349-362.
- Graham CH, Ferrier S, Huettman F, Moritz C, Peterson AT. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19(9): 497- 503
- Grinnell, J. (1917). The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk*, 34, 427-433.
- Guillermo-Ferreira R, Del-Claro K. 2012. Territoriality and male-biased sexual size dimorphism in *Argia reclusa* (Odonata: Zygoptera). *Acta Ethologica*, 15, 101-105.
- Guisan, A., & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Hijmans R, Cameron S, Parra J, Jones P, Jarvis A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978

- Iloldi, P. & Escalante, T. (2008). De los modelos de nicho ecológico a las áreas de distribución geográfica. *Biogeografía* 3, 7-12.
- International Union for the Conservation of Nature. (2016). Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 12. Retrieve from <http://www.uicnredlist.org/documents/RedlistGuidelines.pdf> 9st August 2016.
- Lamoureux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Denerstein, E., McKhight, M.W., & Shugart, H.H. (2006). Global test of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, 440, 212–214.
- Liu, C., White, M., & Newell, G. (2009). Measuring the accuracy of species distribution models: a review In R.S. Anderssen, R.D. Braddock, & L.T.H. Newham (eds.) *18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand and International Association for Mathematics and Computers in Simulation, July 2009*, pp. 4241 – 4247. ISBN: 978-0-9758400-7-8.
- Martínez-Meyer, E. & Sánchez- Cordero, V (2006). Uso de datos de colecciones mastozoológicas. Colecciones mastozoológicas de México, Parte IV, Colecciones e investigación científica, Capítulo 9.
- Mateo, R., Felicísimo, A., & Muñoz, J. (2011). Species distributions models: A synthetic revision. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 217-240
- Moody, D. 2002. Coenagrionidae: Narrow-winged damselflies. In: Glotzhober, R. C., McShaffrey, D. (Eds.), *The Dragonflies and Damselflies of Ohio*. Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio, USA, pp. 91-144.

- Mota, C., & Rojas, O. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood- Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20, 10-17.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- National Institute of Statistics and Geography. (2011). *Layer of soil use and vegetation*. Retrieve from <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnatusosuelo/> 1st October 2016.
- Peterson, A.T. (2017). Problems with reductive, polygon-based methods for estimating species' ranges: reply to Pimm et al. 2017. *Conservation Biology USA*
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Pliscoff P. y Fuentes-Castillo, T. (2011). Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48: 61-79.
- Rapoport, H.E. (1975). *Aerografía estrategias geográficas de las especies*. México, D.F.: Fondo de la cultura económica. 214pp.
- Reiss, M.J., Hoyles, C., Mujtaba, T., Riazi-Farzad, B., Rodd, M., y Simon, S. (2011) Understanding participation rates in post-16 mathematics and physics: Conceptualising and operationalising the UPMAP Project. *International Journal of Science and Mathematics Education* 9, 273–302

- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S. & Peterson, A.T. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126, 465-473.
- Sánchez-Guillén, R.A., Córdoba-Aguilar, A., Cordero-Rivera, A., & Wellenreuther, M. (2014). Rapid evolution of prezygotic barriers in non-territorial damselflies. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113, 485-496.
- Sérgio, C., Figueira, R., Draper, D., Menezes, R., & Sousa, A.J. (2007). Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation*, 135, 341-351.
- Simaika, J.P., & Samways, M.J. (2010). Large-scale estimators of threatened freshwater catchment species relative to practical conservation management. *Biological Conservation*, 143, 311-320.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1–10.
- Solano, E., & Ferial, T.P. (2007). Ecological niche modeling and geographic distribution of the genus *Polianthes* L. (Agavaceae) in Mexico: using niche modeling to improve assessments of risk status. *Biodiversity and Conservation*, 16, 1885-1900.
- Svenning, J.C., & Skov, S.N.F. (2006). Range filling in European trees. *Journal of Biogeography*, 33, 2018-2021.
- Thuiller, W., M. B. Araújo y S. Lavorel. 2004. Do we need land-cover data to model species distributions in Europe? *Journal of Biogeography*, 31:353-361.

Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R & Araujo, M. BIOMOD a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography*, 2009, vol. 32, p. 369-373.

Zunino, M. & Palearini, C. (1991). El concepto de especie y la biogeografía. *Anales de Biología*, 17, 85-88.