

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS

Maestria en Ciencias en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas



“Las arañas como indicadores de biodiversidad en una zona geotérmica del
norte de Puebla, México”

T E S I S

Que para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta

Luis Carlos Hernández Salgado

Ensenada, B.C, México, agosto de 2019

UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS

MAESTRÍA EN MANEJO DE ECOSISTEMAS DE ZONAS ÁRIDAS

**“Las arañas como indicadores de biodiversidad en una zona geotérmica del norte de
Puebla, México”**

TESIS

Que para obtener el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta

LUIS CARLOS HERNÁNDEZ SALGADO

Aprobado por



Dr. Guillermo Romero Figueroa
Director



Dr. Ulises Pacheco Bardullas
Sinodal



Dra. María Luisa Jiménez Jiménez
Sinodal



Dr. Víctor Ortiz Ávila
Sinodal

Ensenada, B.C a 12 de agosto de 2019

**“So many of our dreams seem impossible, they seem improbable, and then,
when we summon the will they soon become inevitable.”.....Christopher
Reeve (Superman)**

Dedicatoria

A mi esposa

Paola

Por todo tu amor y apoyo en estos años, por levantarme cuando me caí, gracias por esa persona que siempre me alentó a dar lo mejor de mí, gracias por ayudarme a soñar y gracias por ser parte de esto.

A mi abuelo

Gustavo

Gracias por nunca dudar de mí, gracias por el apoyo que me diste a lo largo de mi vida.

A mis papas

Teresa y Luis Carlos

Gracias por todo su amor y ejemplo, sin él no sería la persona que soy hoy, a su manera me enseñaron mucho y siempre les estaré agradecido.

A mis abuelas

Teresa y Leticia

Nana gracias por ese gran amor que siempre me ayudo a seguir adelante y Mami Gracias por estar a mi lado todo este tiempo, gracias por abrazarme cuando lo necesite, gracias por despertarme todas las mañanas.

Familia Gonzalez

Gracias por darme siempre todo su apoyo, gracias por abrirme las puertas de su hogar, gracias por ese gran amor y cariño que me dieron.

A mi familia

Gracias

Agradecimientos

Un agradecimiento muy especial al Dr. Guillermo Romero Figueroa por siempre alentarme a seguir esforzándome por ser un mejor estudiante y estar conmigo en cada paso hasta la culminación de este trabajo.

A la Universidad Autónoma de Baja California por ser una parte muy importante en mi formación académica y profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por apoyarme con la beca escolar que ayudo a la realización de mis estudios.

A la plataforma de Crowdfunding “Experiment” por su confianza y apoyo para lanzar este proyecto.

Al Centro Mexicano de Innovación en Energía Geotérmica (CeMIEGeo) por financiar este proyecto de investigación.

Al Dr. Víctor Ortiz por su gran apoyo en campo.

Al Dr. Ulises Bardullas y la Dra. María Luisa Jimenez por su aporte de ideas y su valioso tiempo en la revisión de mi trabajo.

A Jesus Rodriguez y Krystal Gonzalez por apoyarme en campo y estar a mi lado durante estos dos años wiki

INDICE

I. INTRODUCCION	7
II. ANTECEDENTES	9
LA ENERGÍA GEOTÉRMICA	9
LA GEOTERMIA EN MÉXICO Y EN EL MUNDO	9
IMPACTOS AMBIENTALES DE LA GEOTERMIA.....	10
LOS BIOINDICADORES	12
ARTRÓPODOS COMO BIOINDICADORES	14
BIODIVERSIDAD DE ARAÑAS.....	17
ARAÑAS COMO BIOINDICADORES.....	17
ENFOQUES DE LOS TAXONES SUSTITUTOS COMO INDICADORES DE BIODIVERSIDAD	19
III. JUSTIFICACIÓN	21
IV. HIPOTESIS.....	22
V. OBJETIVOS.....	22
OBJETIVO GENERAL	22
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
VI. METODOLOGIA	23
ÁREA DE ESTUDIO.....	23
DISEÑO DE MUESTREO	26
IDENTIFICACIÓN DE ARAÑAS	29
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	29
DETERMINACIÓN DE LOS TAXONES SUPERIORES COMO SUSTITUTOS DE DIVERSIDAD	32
DETERMINACIÓN DE LOS TAXONES INDICADORES DE DIVERSIDAD	32
VII. RESULTADOS	34
RESULTADOS GENERALES	34
EFICIENCIA DEL MUESTREO	38
DIVERSIDAD DE ARAÑAS	39
TAXONES SUPERIORES COMO SUSTITUTOS DE DIVERSIDAD	42
GRUPOS INDICADORES DE DIVERSIDAD	44
CLASIFICACIÓN DE SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN CON TAXONES SUPERIORES.	46
CLASIFICACIÓN DE SITIOS PARA LA CONSERVACIÓN CON GRUPOS DE INDICADORES	48
VIII. DISCUSIÓN	51
IX. CONCLUSIONES	55
X. BIBLIOGRAFIA.....	56

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar al orden Araneae como indicador de diversidad o sustituto de diversidad en una zona geotérmica en la localidad de Acoculco, Puebla, México. El estudio se realizó, en la temporada de lluvias en el mes de noviembre. Para la captura de organismos se aplicaron dos métodos de muestreo: recolecta manual y uso de manta de golpeo. Los resultados mostraron que hubo una mayor diversidad en la localidad de Cruz Colorada a comparación de las otras localidades. La integridad de nuestro muestreo fue del 53%, sin embargo, se registró una alta proporción de “Singletons” registrando un 39%. La riqueza de generos de arañas presento un coeficiente de relación alto por lo que pueden llegar a estimar la riqueza de especies de arañas de la zona con una buena confiabilidad. Las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae pueden predecir la riqueza de especies, las tres familias juntas representan el 45% de la riqueza total y pueden proporcionarnos estimaciones confiables del número total de especies de arañas en nuestra zona de estudio ya que presentaron un coeficiente de relación alto. Con este trabajo llegamos a la conclusión de que el orden araneae tiene potencial como indicador de biodiversidad, ya que los resultados de nuestra evaluación son satisfactorios al encontrar una correlación alta entre la riqueza de géneros y especies así como al detectar un grupo de familias que puede funcionar como indicador de diversidad.

I. INTRODUCCION

El término de biodiversidad tomó popularidad desde hace más de 30 años. Es usado para todos los aspectos de la diversidad biológica, desde la riqueza de taxones, la variación genética y la complejidad de ecosistemas (Magurran, 2004). Realizar la medición de la biodiversidad en su totalidad sería impráctico debido a la gran cantidad de especies existentes y al esfuerzo que llevaría su identificación. Por lo tanto, se deben encontrar bioindicadores adecuados o taxones sustitutos, que puedan ser monitoreados sobre la base de que representan una biodiversidad más amplia; y con ello ayudarnos en los monitoreos ecológicos o en las planificaciones de programas de conservación (Anderson et al., 2011; Moreno & Sanchez-Rojas, 2007).

Los bioindicadores son especies o grupos de especies que reflejan el estado del ambiente, éstos ayudan en la alerta temprana de cambios ambientales y se utilizan para el monitoreo de agentes estresantes del ecosistema o para identificar la diversidad de un sitio (Kovács, 1992; McGeoch, 1998). Las especies bioindicadores tienen un rango de tolerancia estrecho, con respecto a uno o más factores ambientales y que, cuando está presente, indica una condición ambiental particular; por ejemplo, fragmentación del hábitat o contaminación (Allaby, 2014).

Todo tipo de producción de energía tiene algún tipo de impacto en el ambiente, aunque el grado de este impacto va a depender de la tecnología que se utilice para su aprovechamiento (Rybach, 2003). Es por esta razón, que es importante evaluar el impacto ambiental de este tipo de actividades y con esto planificar que el desarrollo sea ambientalmente adecuado y sustentable; así como, evaluar el estado previo del sitio donde se planea realizar la producción de energía.

El desarrollo de la energía geotérmica causa emisiones de gases y aguas efluentes lo que ocasiona una descarga de contaminantes químicos al medio ambiente (Kristmannsdóttir & Ármannsson, 2003; Rybach, 2003; Thórhallsdóttir, 2007), los cuales pueden producir cambios sustanciales en la función biológica del ecosistema donde se vierten (Azam et al., 2015).

Para evaluar el nivel de contaminación ambiental producida por el desarrollo de este tipo de energía se realizan análisis físicos y químicos, los cuales proporcionan datos de la presencia, niveles, y degradación de la contaminación del ambiente; sin embargo, estos parámetros no reflejan el estrés ambiental que esta contaminación o degradación llega a causar en los organismos vivos o bien los efectos que pueden tener debido a este estrés (Omar, 2010). Para valorar lo anterior se ha generado una búsqueda de métodos exactos, económicos y fáciles de aplicar y que estos, permitan la detección temprana de disturbios ambientales que puedan llegar a poner en peligro la biodiversidad e incluso la salud humana. Una opción para abordar estas problemática es el uso de bioindicadores (Gonzalez Zuarth & Vallarino, 2014).

Las microalgas y cianobacterias (Nuñez Zarco, 2016), las aves (Dmowski, 1999; Frederick, Spalding, & Dusek, 2002) y murciélagos (Zukal, Pikula, & Bandouchova, 2015) ya han sido utilizados como bioindicadores. A pesar de que los artrópodos terrestres y acuáticos constituyen una proporción substancial de la riqueza de especies y biomasa en el ecosistema y tienen una presencia importante en el funcionamiento de los mismos han sido poco utilizados en estos estudios (Hodkinson & Jackson, 2005; Mauricio da Rocha, De Almeida, Lins, & Durval, 2010; McGeoch, 1998). Dentro de este grupo y especialmente las arañas son una buena opción para usar como bioindicadores ambientales, ecológicos y de biodiversidad, debido a que son altamente sensibles a los disturbios ambientales, son altamente diversas, abundantes y ocupan una gran variedad de nichos ecológicos además de ser depredadoras principalmente del grupo de los insectos (Gerlach, Samways, & Pryke, 2013).

El objetivo de este trabajo fue conocer la diversidad de las arañas presentes en una zona geotérmica del norte de Puebla y evaluar la factibilidad de los taxones superiores de arañas presentes como indicadores de biodiversidad (también llamados “sustitutos de biodiversidad”). Las aportaciones de este estudio nos darán la oportunidad de utilizar a las arañas como una herramienta rápida, efectiva y de bajo costo para realizar estudios de ecológicos en sitios geotérmicos y con ello apoyar en la realización de una propuesta de manejo; así como evaluar zonas prioritarias para la conservación de estos organismos.

II. ANTECEDENTES

La energía geotérmica

Las fuentes de energía se clasifican de dos maneras, renovables y no renovables. Las energías renovables son aquellas que pueden restaurarse si se explotan por procesos cíclicos y de duración variable o bien que son inagotables; por ejemplo, la energía solar, eólica, oceánica, biomasa, y geotérmica; por otro lado, las energías no renovables son aquellas que la naturaleza no puede reemplazar, por lo que la cantidad en que se encuentran disponibles es cada vez menor y por lo tanto se agotaran con el paso del tiempo; por ejemplo, las fuentes fósiles (petróleo, gas, etc.) y nucleares (Posso, 2002)

La geotermia es una fuente de energía renovable, la cual resulta del calor de la tierra y este calor es generado a partir del magma (Thórhallsdóttir, 2007). Para fines más prácticos, la geotermia es el estudio y aprovechamiento de la energía térmica que, transportada a través de rocas y fluidos, es desplazada desde el interior de la corteza terrestre hacia la superficie. La energía geotérmica genera en la superficie terrestre manifestaciones como las fumarolas, manantiales termales, geiseres y volcanes (Santoyo-Gutierrez & Torres-Alvarado, 2010).

La geotermia en México y en el mundo

La producción de energía eléctrica gracias al uso de la geotermia tuvo sus inicios en el año de 1904 en Larderello, Italia, pero no fue hasta la década de los 70, que la geotermia cobro un valor más importante, debido a un incremento en el precio de los combustibles fósiles (Kagel & Gawell, 2005). Actualmente, la geotermia es considerada como un recurso de mucha importancia, ya que tiene diversas aplicaciones no solo en la generación de energía eléctrica, algunas de sus aplicaciones son: bombas de calor, uso recreativo como aguas termales, invernaderos, criaderos de peces y procesos industriales y de manufactura (Santoyo-Gutierrez & Torres-Alvarado, 2010).

México ocupa el cuarto puesto a nivel mundial como generador de electricidad gracias a la energía geotérmica, después de Estados Unidos, Filipinas e Indonesia con una capacidad de generación de 958 mega watts (Ordaz Mendez, Flores Armenta, & Ramírez

Silva, 2011). En México empezó a operar la primera planta geotérmica en el año 1959 y actualmente se cuenta con 4 campos geotérmicos operados por la Comisión Federal de Electricidad (CFE) (Hiriart Le Bert, 2011). Los campos geotérmicos que se encuentran operando actualmente en el país son: Cerro Prieto en Baja California, Los Azufres en Michoacán, Los Humeros en Puebla y Las Tres Vírgenes en Baja California Sur, con una generación anual de 6,045 Gigawatt/hora (Tabla 1) (CeMIEGeo, 2018).

Tabla 1. Campos geotérmicos que actualmente funcionan en México con su capacidad de generación anual en Gigawatt por hora (GWh).

Campo Geotérmico	Ubicación	Generación Anual (GWh)
Cerro Prieto	Baja California	4,100 GWh
Los Azufres	Michoacán	1,550 GWh
Los Humeros	Puebla	340 GWh
Las Tres Vírgenes	Baja California Sur	55 GWh

Impactos ambientales de la geotermia

El uso de la energía geotérmica es considerado libre de impactos en comparación con otro tipos de energía, ya que la extracción de fluidos geotérmicos desde el reservorio hacia la superficie, la generación de energía eléctrica usando los vapores de estos fluidos y la reinyección de la fase líquida representa un ciclo hidrológico cerrado que no tiene contacto alguno con la biosfera o la atmósfera; sin embargo, si se han registrado algunos impactos ambientales que están relacionados con la producción de energía geotérmica (Birkle & Merkel, 2000), los principales impactos ambientales ocasionados por la geotermia son: perturbación en la superficie, ruido, liberación de gases con contenido de CO₂, contaminación ocasionada por cloruros, boratos, metales traza y metales pesados, generación de nubes de humo, deterioro de la calidad del agua y contaminación térmica (Kristmannsdóttir & Ármannsson, 2003; Nuñez Zarco, 2016).

Estos impactos ambientales afectan directamente a la biodiversidad en una gran variedad de formas; por ejemplo, la contaminación térmica representa un impacto significativo en los organismos acuáticos, ya que puede incrementar su tasa metabólica y esto

provoca la migración de estos organismos a ambientes más adecuados, a causa de la descarga de agua caliente en los ríos y con ello ocasionar el decremento de la biodiversidad; por otro lado, la elevación de la temperatura del agua ocasiona un decremento en los niveles de oxígeno disuelto, lo cual puede dañar a los organismos acuáticos (Heath, 2002).

La instalación de plantas geotérmicas también tiene un impacto antrópico negativo en la biodiversidad de un ecosistema, al causar perturbaciones en el hábitat ocasionado por la limpieza del terreno, la construcción de caminos y la perforación de pozos. La perforación de pozos puede ocasionar ruido y erosión del suelo, el ruido puede causar una perturbación en la biota y afectar su forrajeo, reproducción y causar la migración de algunas especies; mientras que, la erosión del suelo puede ocasionar la pérdida de especies de vegetación nativa, la dispersión de agua y de semillas (Hunt, 2000). La tabla 2 muestra un panorama general de los impactos generados por la geotermia.

Tabla 2. Resumen de los impactos antrópicos ocasionados por la geotermia (Hunt, 2000).

Impacto (causa)	Efecto
Ruido	Disturbio en la fauna, lo que puede afectar su reproducción, forrajeo e incluso la migración de algunas especies.
Perforaciones	Erosión del suelo, lo que puede llegar a causar el agotamiento del banco de semillas, pérdida de flora nativa y por consecuente pérdida de biodiversidad.
Construcción de caminos	Fragmentación del hábitat lo que causa deforestación a causa de la construcción de caminos y el atropellamiento de algunas especies que intentan cruzar.
Liberación al medio de efluentes ácidos/alcalinos y con contenido de metales pesados	Acumulación de contaminantes en la flora y fauna.

Contaminación térmica	Incremento en la tasa metabólica de algunas especies acuáticas lo que puede ocasionar la migración de estas especies y la pérdida de la biodiversidad.
Emisiones de contaminantes	La emisión de contaminantes como el dióxido de carbono (CO ₂), sulfuro de hidrogeno (H ₂ S) y amoniaco (NH ₃) llega a impactar directamente a la calidad del aire.

Los bioindicadores

Las especies bioindicadores son aquellas que pueden ser usadas como estimadores del estado del ambiente y que pueden ayudar en la alerta temprana de cambios ambientales. Las especies bioindicadores tienen que cumplir algunas características para poder estimar el estado del ambiente, algunas características son: tener sensibilidad a las perturbaciones, ser abundantes y tener éxito reproductivo (Gonzalez Zuarth & Vallarino, 2014; McGeoch, 1998). En la tabla 3 se presenta el listado de las características que debe cumplir una especie para poder ser bioindicador.

Tabla 3. Listado de características de los bioindicadores (Modificada de González et al. 2014).

Características que debe cumplir un bioindicador
• Ser especies estenoicas (tolerancia reducida respecto a uno o más factores ambientales) • Indica directamente la causa del cambio ambiental • Tener una correlación con la intensidad del disturbio ambiental • Metodológicamente plausibles • Su abundancia permite tomar muestras periódicas sin alterar la estabilidad de su población • Tienen baja movilidad • Presentan una amplia distribución geográfica • Fáciles de identificar taxonómicamente • Los datos son fácilmente interpretables • No es necesario un equipo costoso o complejo para su monitoreo

Los bioindicadores surgen de la necesidad por la realización de monitoreos ambientales que puedan vigilar todos los componentes biológicos y físicos de cualquier ecosistema, ya que de otra forma resultaría impráctico el realizar estudios de esta magnitud. La información que nos proporciona el uso de bioindicadores en los monitores ambientales permitirá entonces detectar de manera temprana las alteraciones que podrían afectar negativamente a las poblaciones, especies o ecosistemas (Burger, 2006). También, el realizar monitoreos ambientales con ayuda de los bioindicadores permitirá crear, apoyar, establecer y poner en función programas para mitigar los daños que causan los impactos ambientales.

Existen tres tipos de bioindicadores, los bioindicadores ambientales, ecológicos y de biodiversidad (también llamados “sustitutos de biodiversidad”). Un bioindicador ambiental es una especie o grupo de especies a las cuales se les puede observar y medir su respuesta a los cambios o disturbios ambientales; un bioindicador ecológico es una especie o grupo de especies que es sensible a factores de estrés ambiental, lo que puede permitir conocer el impacto de estos factores estresantes sobre las demás especies que habitan en el mismo lugar y un bioindicador de biodiversidad es una especie o grupo funcional, el cual por medio de su diversidad refleja la diversidad de otras especies en su mismo hábitat (Tabla 4) (Gonzalez Zuarth & Vallarino, 2014; McGeoch, 1998).

Tabla 4. Funciones de los bioindicadores en sus tres categorías (McGeoch, 1998)

Ambiental	Ecológico	Biodiversidad
Detecta cambios en el estado del ambiente	Demuestra el impacto de un agente estresante en la biota	Identifica la diversidad de un taxón en un área específica
Monitorea cambios en el ambiente	Monitorea un agente estresante en la biota	Monitorea cambios en la biodiversidad

El uso de bioindicadores para el monitoreo ambiental tiene ventajas sobre los métodos tradicionales, una ventaja evidente es el costo de la realización de los monitoreos, ya que no se requieren equipos sofisticados en comparación con los análisis fisicoquímicos. Los análisis fisicoquímicos que se realizan para los monitoreos ambientales proporcionan datos de contaminación y degradación en el ambiente; sin embargo, la ventaja de usar

bioindicadores es que esto nos ofrece información sobre los efectos de esta contaminación en los seres vivos (Omar, 2010).

Artrópodos como bioindicadores

Debido a la importancia de los artrópodos en el ecosistema y a la gran cantidad de riqueza de especies, estos han sido objeto de discusión y evaluación como bioindicadores y esto ha sido aplicado a una gran variedad de taxones, hábitats y escenarios ambientales. Los estudios que se han llevado a cabo incluyen el uso de especies, taxones superiores, ensambles de especies y comunidades; por ejemplo, libélulas, escarabajos, polillas, mariposas, arañas y hormigas en sitios como: bosques, pastizales, dunas, suelos, áreas urbanas y sitios industriales (McGeoch, 1998). La tabla 5 muestra una descripción de los grupos de artrópodos más utilizados y su potencial como bioindicadores.

Tabla 5. Principales grupos de artrópodos utilizados como bioindicadores (Modificada de Gerlach et al. 2013).

Taxa	Potencial	Tipo de Indicador	Limitaciones
Odonata	Sistemas de agua dulce	Ecológicos, ambientales y de diversidad	Ampliamente Usados
Orthoptera	Sensibles a cambios en el hábitat y la contaminación	Ecológicos y ambientales	Algunas especies son difíciles de muestrear
Coleoptera	Sensibles cambios en el hábitat	Ecológicos, ambientales y de diversidad	Identificación taxonómica
Lepidoptera	Fácil de identificar, ecológicamente sensibles	Ecológicos y ambientales	Su movilidad puede llegar a hacerlos menos sensibles
Hymenoptera	Muchos gremios lo que da un alto rango de distintas respuestas	Ecológicos y ambientales	Identificación taxonómica

Corbi (2011) evaluó el uso de insectos depredadores como bioindicadores de contaminación por metales en cultivos de caña de azúcar en arroyos neotropicales en Brasil. Se estudiaron trece arroyos en donde se analizaron las concentraciones de Al, Cd, Cr, Cu,

Zn, Fe y Mn en adultos de Belostomatidae (Hemiptera) y larvas de Libellulidae (Odononata). La concentración de metales en los insectos fue más alta cerca de los cultivos de caña de azúcar que en los sitios control. Los análisis estadísticos realizados mostraron que estos grupos de insectos son potencialmente buenos indicadores de contaminación en arroyos que se localizan en áreas con cultivos de caña de azúcar, los autores sugieren que el utilizar estos insectos como bioindicadores puede apoyar a los programas de monitoreo.

Eatough (2006) estudio los cambios de comunidades de insectos herbívoros a través de un gradiente de contaminación en bosques que rodean el área urbana en Los Ángeles, California. Las diferencias de las comunidades se evaluaron usando la abundancia de los herbívoros, la riqueza, la diversidad y un análisis discriminantes. No encontraron cambios notorios en la abundancia, riqueza y diversidad de los herbívoros; sin embargo, si mostraron patrones de cambio en los diferentes gradientes de contaminación. Los cambios en las comunidades de herbívoros pueden servir como indicador importante para poder evaluar los efectos de la contaminación del aire en bosques.

Azam et al. (2015) estudio la acumulación y contaminación de metales pesados en el suelo, aire y agua en tres especies de insectos, *Crocothemis servilia*, *Oxya hyla hyla* y *Danaus chrysippus*. Su análisis indica que estos insectos tienen potencial como indicadores de contaminación por metales pesados y pueden llegar a ser usados para hacer monitoreos ambientales.

En el estudio de Blair (1999) se examinó si las aves y las mariposas puede ser sustitutos de diversidad a través de un gradiente urbano y sus resultados sugieren que en una escala de 1 a 10 km los dos taxones muestran patrones similares de distribución por lo que se pueden utilizar para inferir la respuesta de cada uno. Vieira et al. (2012) propone a los Spheciformes como indicadores de diversidad para elegir sitios prioritarios para la conservación, su estudio sugiere que los datos a nivel de genero pueden ser usados para evaluar la riqueza y composición de los sitios estudiados.

Briers y Biggs (2003) evaluó a distintas familias de invertebrados acuáticos como indicadores de diversidad por medio de una correlación entre la riqueza de especies, su estudio sugiere que las familias Coenagriidae y Limnephilidae reflejan la variación de la riqueza de especies de otros taxones y por lo tanto estas dos familias podrían funcionar como

indicadores de diversidad en sistemas acuáticos. La tabla 6 muestra una visión general de algunos trabajos realizados con artrópodos.

Tabla 6. Resumen de algunos de los trabajos más relevantes del uso de artrópodos como bioindicadores.

Taxa	Tipo de Bioindicador	Efecto Medido	Autor
<i>Apis mellifera</i>	Ambiental	Contaminación por Cadmio (Cd), Cromo (Cr) y Plomo (Pb) en abejas y sus productos (miel, polen y ceras).	Conti & Botre, 2001
Belostomatidae Libellulidae	Ambiental	Contaminación por Aluminio (Al), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Zinc (Zn), Hierro (Fe) y Manganeseo (Mn) en cultivos de caña de azúcar.	Corbi, 2011
Insectos Herbívoros	Ecológico	Cambios en las comunidades de insectos herbívoros a través de un gradiente de contaminación en bosques.	Eatough, 2006
<i>Crocothemis servilia</i> <i>Oxya hyla hyla</i> <i>Danaus</i> <i>Chrysippus</i>	Ambiental	Acumulación y contaminación por metales pesados en el suelo, aire y agua.	Azam et al., 2015
Lepidoptera	Diversidad	Examina si las mariposas y las aves pueden ser usadas como sustitutos de diversidad a nivel de comunidad a través de un gradiente urbano.	Blair, 1999
Spheciformes	Diversidad	Examina a los Spheciformes como indicadores diversidad para la selección de sitios prioritarios para la conservación.	Vieira et al., 2012
Coenagriidae Limnephilidae	Diversidad	Estudio la riqueza de especies de macroinvertebrados acuáticos y sugiere que las familias Coenagriidae y Limnephilidae reflejan la variación de la riqueza de otras especies de macroinvertebrados.	Briers & Biggs, 2003

Biodiversidad de arañas

Las arañas se encuentran entre los invertebrados terrestres más comunes, son abundantes en casi todos los rincones del mundo, desde ambientes antropogénicos como áreas urbanizadas, y áreas agrícolas hasta sitios con vegetación natural, se puede decir que las arañas han colonizado todos los nichos ecológicos posibles (Turnbull, 1973). La mayoría de las arañas viven en ambientes bien definidos, las limitaciones son establecidas por las condiciones fisiológicas de cada especie; y también, por factores ambientales como: el tipo de vegetación, la disponibilidad de alimento y la competencia (Foelix, 2010).

El orden Araneae se posiciona en el séptimo lugar en diversidad a nivel mundial y lo proceden los cinco ordenes de insectos más diversos (Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera y Hemiptera y Acari) (Coddington & Levi, 1991). En el mundo están registradas 117 familias, 4,132 géneros y 48,177 especies de arañas (Platnick, 2019); mientras que, en México se reportan 66 familias, 534 géneros y 2,295 especies de las cuales 218 son consideradas cosmopolitas y el resto son de Norte América con un alto porcentaje de endemismo para el país (Francke, 2014).

Arañas como bioindicadores

Las arañas han sido utilizadas y evaluadas como bioindicadores en diversos sitios, esto debido a que son diversas, algunas familias son fáciles de identificar; son depredadoras, por lo que, pueden tener bioacumulación de contaminantes, tienen ciclos de vida cortos, tienen menor movilidad que los insectos, y algunas especies ocupan micro hábitats específicos, por lo que pueden llegar a ser sensibles a cambios en la estructura de su hábitat (Ibarra Nuñez, 2014). En la tabla 7 se resumen algunos de los trabajos realizados con diversas especies de arañas para su evaluación como bioindicadores.

Tabla 7. Taxones de arañas evaluadas como bioindicadores

Familia	Taxa	Tipo de Bioindicador	Efecto	Autor
Lycosidae	<i>Pardosa astrigera</i>	Ambiental	Contaminación de Cadmio (Cd) en el suelo.	Jung & Lee 2012
Linyphiidae	<i>Oedothorax insulanus</i>	Ambiental	Indicador de contaminación por metales pesados.	Jung et al. 2008
Araneidae	<i>Argiope argentata</i>	Ambiental	Indicador de contaminación por metales pesados.	Carratt & Ramirez 2015
Agelenidae	<i>Agelena labyrinthica</i>	Ambiental	Indicador de contaminación por mercurio (Hg).	Liu et al. 2013
	Araneae	Ecológico	Cambio en la composición de especies de arañas edáficas causado por la urbanización.	Magura et al. 2010
Psechridae	<i>Psechrus torvus</i>	Ecológico	Indicadores de alteración del hábitat	Kapoor 2008
Tetragnathidae	<i>Tylorida culta</i>	Ecológico	Indicador de disturbio en cuevas.	Doran et al. 1999
Austrochilidae	<i>Hickmania troglodytes</i>	Ecológico		

El estudio de Cardoso (2004b) en Portugal muestra que las familias Gnaphosidae y Theridiidae son buenas indicadoras de diversidad, esto podría ser aplicable en otras zonas del mediterráneo ya que estas dos familias son cosmopolitas.

Las arañas también han sido utilizadas como indicadoras de características ecológicas en humedales (Buchholz & Schroder, 2013) y como indicadoras de cambios en el hábitat. Magura (2010) reporta los efectos de la urbanización sobre arañas edáficas en parches de bosque en Hungría, sugiere que las especies de bosque son sensibles al disturbio causado por la urbanización, ya que su análisis reveló que la composición de especies cambió remarcablemente en el gradiente de urbanización. Un estudio sobre los efectos de la fragmentación en la selva y las plantaciones de café en la India sugiere que la composición de especies cambia sustancialmente en relación con la alteración del hábitat y la altitud (Kapoor, 2007).

También hay estudios en los que se evalúa a las arañas como indicadoras de contaminación ambiental. Chen (2011) estudio los efectos del plomo (Pb) y el zinc (Zn) en el crecimiento, desarrollo y reproducción de la araña lobo *Pardosa astrigera*. Sus resultados sugieren que al utilizar estrategias de desintoxicación conlleva un gran costo energético para esta especie y esto retrasa su desarrollo, reduce su crecimiento y reproducción, lo que la puede convertir en un buen indicador específico para la exposición de estos metales; así como para evaluar los efectos de estos metales en la cadena trófica.

De igual forma, se ha estudiado también la diversidad y estructura de la comunidad de arañas edáficas en sitios sin contaminación y poco contaminados, se encontró que la diversidad de especies decrece con el incremento de los niveles de plomo (Pb) en el suelo y no se encontró relación de los niveles de cadmio (Cd) con la diversidad de arañas. Por otro lado en este mismo estudio se encontró que la especie *P. astrigera* y *P. laura* tienen potencial como indicadoras de contaminación por metales pesados y la especie *Oedothorax insulanus* tiene potencial como especie indicadora centinela (Jung, Kim, Kim, & Lee, 2008).

Liu (2013) investigo la bioacumulación y los efectos del mercurio (Hg) en la araña *Agelena labyrinthica*, contamina el agua que la araña estaba bebiendo y los resultados mostraron que el contenido de Hg en *A. labyrinthica* incrementaron rápidamente, mientras pasaban los días de exposición y la mortalidad de las arañas aumento, de igual forma mientras incrementaban los niveles de Hg, estos resultados muestran que la araña *A. labyrinthica* tiene un gran potencial como indicador de contaminación por Hg y según los autores posiblemente de otros metales.

Enfoques de los taxones sustitutos como indicadores de biodiversidad

Los taxones sustitutos tienen como objetivo utilizar taxones que son estudiados fácilmente como sustitutos de biodiversidad de otros taxones de interés ecológico, que en ocasiones pueden llegar a ser difíciles de identificar taxonómicamente. Para realizar esto se detectan correlaciones en los patrones de diversidad utilizando la diversidad de taxones sustitutos. El termino más utilizado para este tipo de sustituto es “grupo focal” (McGeoch, 1998). Estos grupos focales pueden ser subconjuntos de un grupo de interés más grande

(Cardoso et al., 2004b; Tognelli, 2005) o pueden no tener relación taxonómica con los taxones que se pretende analizar (Oertli, Müller, Steiner, Breitenstein, & Dorn, 2005).

Los taxones superiores son otro enfoque, pero este se basa en el hecho de que el número de taxones más altos puede registrarse más rápido y a un bajo costo que el número de especies por el simple hecho de que hay menos taxones altos y en ocasiones pueden identificarse más fácilmente que las especies (Gaston & Williams, 1993). El objetivo es encontrar una función predictiva y el nivel taxonómico para la sustitución que exprese correctamente las relaciones de riqueza ya sea de géneros vs especies o de familias vs especies entre otras combinaciones (Martin-Piera, 2000).

Williams & Gaston (1994) encontraron correlaciones positivas entre el número de familias y el número de especies de algunos grupos taxonómicos (mariposas, aves, helechos y murciélagos). El uso de la riqueza de géneros como sustituto de la riqueza de especies de hormigas es confiable solo bajo ciertas circunstancias y depende del hábitat y el esfuerzo de muestreo (Andersen & Majer, 2004). Se han utilizado otros grupos taxonómicos como: mamíferos (Viveiros Grelle, 2002), arañas (Cardoso, Silva, de Oliveira, & Serrano, 2004a), hongos (Balmford, Lyon, & Lang, 2000) y plantas vasculares (Villaseñor, Ibarra-Manríquez, Meave, & Ortíz, 2005), pero para estos grupos el enfoque de taxones superiores resulta útil, pero la relación entre especies y familias es débil (Moreno & Sanchez-Rojas, 2007).

III. JUSTIFICACIÓN

La zona geotérmica de Acoculco, en el estado de Puebla se posiciono en el número 5 de la evaluación realizada por la Comisión Reguladora de Energía (CRE) (Hiriart Le Bert, 2011) con una capacidad potencial de 107 Megawatts. En dicho estudio se generaron datos geológicos, geoquímicos y geofísicos, sin embargo, no se generaron datos ecológicos o de impacto ambiental. Los estudios ecológicos son de suma importancia ya que permiten conocer el estado de la flora y fauna antes de la instalación de una planta geotérmica, sin embargo, dichos estudios son escasos en México. En la primer parte de este estudio se pretende conocer la diversidad y los cambios en la estructura de las comunidades de las arañas presentes en la zona geotérmica de Acoculco, previo a la instalación de la planta geotérmica. La información que se genere de esta parte del estudio será de suma importancia para establecer una línea base sobre la biodiversidad y estructura de las comunidades de arañas en ambientes geotérmicos.

La riqueza de especies es sin duda una parte importante en los estudios de biodiversidad, sin embargo, no es fácil realizar su medición, particularmente para los grupos taxonómicos altamente diversos y donde el tiempo y los recursos son limitados. Una opción viable para aminorar el tiempo y el costo de los estudios de diversidad es el uso de sustitutos que estén correlacionados con la riqueza de las especies, un sustituto potencial es el número de taxones superiores por ejemplo los géneros o familias (Gaston, 2000; McGeoch, 1998)

Por otro lado, los bioindicadores son propuestos como una alternativa confiable y de bajo costo para realizar monitoreos ambientales, las arañas en particular son una buena opción para usarse como bioindicador, sin embargo, en México los estudios que evalúan a las arañas como bioindicadores son escasos (Ibarra Nuñez, 2014), por esta razón la segunda parte de este estudio busca evaluar a las arañas como bioindicadores de en zonas geotérmicas para su uso en monitoreos ambientales, así como también apoyar a la creación de una propuesta de manejo, establecer zonas prioritarias para la conservación y enriquecer la información disponible para México sobre el uso de las arañas como bioindicadores.

IV. HIPOTESIS

H₁: Debido a la complejidad del orden Aránea (Clark, 1757) que se registra en el área geotérmica de Acoculco, Puebla, México; los taxones superiores de arañas (a nivel de familia, género o ambas según sea el caso) son bioindicadores fiables de diversidad biológica de arañas.

H₀: Debido a la complejidad del orden Aránea (Clark, 1757) que se registra en el área geotérmica de Acoculco, Puebla, México; los taxones superiores de arañas (a nivel de familia, género o ambas según sea el caso) no son bioindicadores fiables de diversidad biológica de arañas.

V. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el potencial del orden Aránea como indicador o sustituto de biodiversidad en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla, México, analizando la relación entre la riqueza total de especies de arañas con la riqueza de familias y géneros de arañas.

Objetivos Específicos

1. Determinar la riqueza, abundancia y diversidad de las poblaciones de arañas en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla, México.
2. Determinar que taxones superiores de arañas pueden funcionar como sustitutos de biodiversidad.
3. Determinar cuáles son las familias de arañas que pueden funcionar como bioindicadores de la biodiversidad biológica de arañas en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla, México.

VI. METODOLOGIA

Área de estudio

El municipio de Chignahuapan ($19^{\circ} 39' 42''$ y $19^{\circ} 58' 48''$ N y $97^{\circ} 57' 18''$ y $98^{\circ} 18' 06''$ O) se localiza en la parte norte del estado de Puebla, colinda con el norte del municipio de Zacatlán, al sur con el estado de Tlaxcala, al oeste con Zacatlán y Aquixtla y al este con el Estado de Hidalgo (Fig #.) (INEGI, 2018). El municipio se localiza en el occidente de la región morfológica de la sierra norte de Puebla, el relieve del municipio está formado por grandes complejos montañosos, cerros aislados, una gran masa y un valle.

Chignahuapan presenta una amplia diversidad de suelos, estos son: regosol, andosol, planosol, feozem, lucilos, cambisol, vertisol y litosol. La vegetación más relevante y que presenta la mayor perturbación antrópica con la que cuenta el municipio es el bosque de coníferas, que principalmente son pinos y asociaciones de pino-encino y oyamel. cuenta con especies como: ocote, trompillo, pino pátula, pino lacio, madroño, encino, tesmilillo, jarilla, pino chino, laurelillo, encino y oyamel (CONABIO, 2011), otros tipos de vegetación que se registran en la zona son: pastizales (naturales e inducidos), matorral xerófilo (altamente perturbado por actividades antrópicas como la agricultura y ganadería vacuna y caprina), vegetación de agricultura, principalmente de maíz, trigo, haba y frijol y encinares, los cuales están altamente perturbados.

La zona geotérmica de Acoculco ($19^{\circ}47''$ y $20^{\circ}02''$ N y $97^{\circ}55''$ y $98^{\circ}20''$ O) colinda con el estado de Hidalgo y se encuentra en el municipio de Chignahuapan en el estado de Puebla a 85 km al noroeste de la ciudad de Puebla y a 65 km al suroeste de la ciudad de Pachuca, Hidalgo. La elevación de la zona geotérmica esta entre los 2,800 y 2,900 msnm. (Hiriart Le Bert, 2011). El área de Acoculco abarca una superficie de 1290 km² e incluye 39 manantiales y algunas emanaciones frías de CO². Se localiza en la zona limítrofe entre el cinturón Volcánico Mexicano y la sierra Madre Oriental, donde afloran rocas volcánicas terciarias y cuaternarias (Fig. 1) (Quinto, Santoyo, Torres, Gonzalez, & Castillo, 1995).

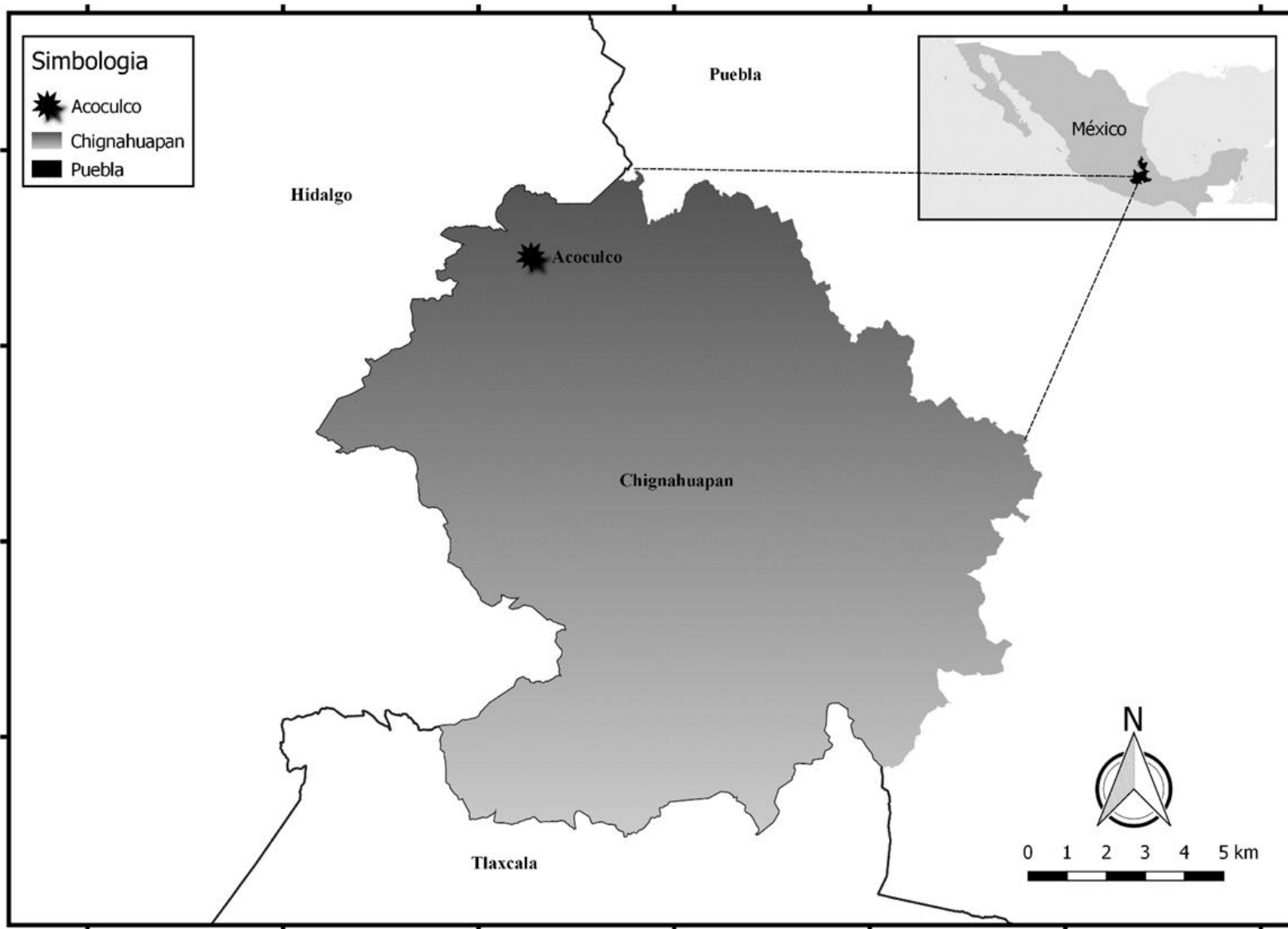


Fig 1. Mapa de la localización de la zona geotérmica de Acoculco en el municipio de Chignahuapan, Puebla México.

El estudio se llevó a cabo en cuatro tipos de vegetación: pastizal, bosque de pino, matorral xerofilo y encinar (Fig. 2).

En la zonas con pastizal se desarrollan pastos nativos y juncos, donde sobresale la especie de pasto *Muhlenbergia macroura*. Las especies más representativas de esta unidad ambiental son *Distichlis spicata*, *Bouteloua curtipendula*, *B. gracilis*, *Chloris submutica*, *Eriagrostis* sp., *Hordeum vulgare*, *Mammillaria magnimamma*, *M. rhodantha*, *Sanvitalia procumbens*, *Sphaeralcea angustifolia*, *Stipa ichu* y *Nasella tenuissima*.

El bosque de pino se presenta en mosaicos de vegetación, como bosques maduros en etapa de sucesión, en etapa de reforestación, y en asociación con otras especies como encinos, yucas, alisos y cedros. Las especies características de los bosques de pino son: *Pinus montezumae*, *P. teocote*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *P. ayacahuite*, *P. cembroides*, *Nolina parviflora*, *Ageratina hidalguensis*, *Ribes affine*, *Nasella tenuissima*, *Muhlenbergia macroura*, *Coryphantha greenwoodii*, *Abies religiosa*, *Juniperus* sp. *Bacharis conferta*, y *Quercus* sp.

El matorral se localiza en las partes bajas de la zona de estudio las especies características son: *Adolphia infestans*, *Agave salmiana*, *Dasyllirion acrotriche*, *Hechtia roseana*, *Nolina parviflora*, *Spiraea hartwegiana*, *Aristida barbata*, *Chrysactinia mexicana*, *Opuntia robusta*, *Senecio cinerarioides*, *Asclepias linaria*, *Agave horrida*, *Mammillaria elegans*, *Mammillaria dealbata*, *Salvia microphylla*, *Tagetes micrantha* y *Tillandsia recurvata*. En el encinar la especie que predomina es *Quercus* sp.

La fauna más representativa de la zona de estudio está conformada para el caso de los reptiles por: *Sceloporus bicanthalis*, *Conopsis lineata*, *Crotalus triseriatus* y *Lithobates spectabilis* para el caso de los anfibios. Los mamíferos más representativos son: *Oligoryzomys fulvescens*, *Peromyscus boylii*, *P. levipes*, *P. melanophrys*, *Reithrodontomys fulvescens*, *R. sumichrasti* y *Canis latrans*. Las especies de aves son: *Anthus rubescens*, *Psaltiriparus minimus*, *Spinus psaltria*, *Charadrius vociferous*, *Orituris superciliosus* y *Setophaga townsendi* (Romero Figueroa et al., 2018).



Fig 2. Unidades ambientales estudiadas en la zona geotérmica de Acoculco Puebla. (A) Bosque, (B) Pastizal, (C) Matorral y (D) Encinar.

Diseño de muestreo

El muestreo fue realizado en la temporada de lluvias en el mes de noviembre en la zona geotérmica de Acoculco en el municipio de Chignahuapan en el estado de Puebla. El diseño de muestreo se realizó en seis localidades del municipio de Chignahuapan y se consideraron las unidades ambientales en los tipos de vegetación presentes. Las seis localidades muestreadas fueron Cruz Colorada (bosque y pastizal), Cuautelolulco (bosque y Pastizal), La Campana (bosque y pastizal), Tenancingo (matorral), Jonuco (bosque) y Michac (Encinar) (Fig. 3). Las emanaciones geotérmicas se encuentran en la localidad de Cruz Colorada (Fig. 4).

En cada tipo de vegetación de cada localidad se establecieron dos transectos de 50 metros (18 en total). En cada transecto se establecieron cinco puntos de muestreo, cada uno separados por 10 metros, donde se realizaron las recolectas en cada punto con búsquedas manuales y con ayuda de una manta colocada bajo el follaje de la vegetación, que fue

golpeada con una vara para hacer caer a los organismos, mismos que fueron capturados con la ayuda de pinceles y pinzas entomológicas. Los ejemplares fueron colocados en alcohol al 70%, para su transporte al laboratorio. Cada transecto de muestreo se consideró como una muestra distinta, en total se obtuvieron 18 muestras. En la recolecta para cada transecto participaron dos personas.

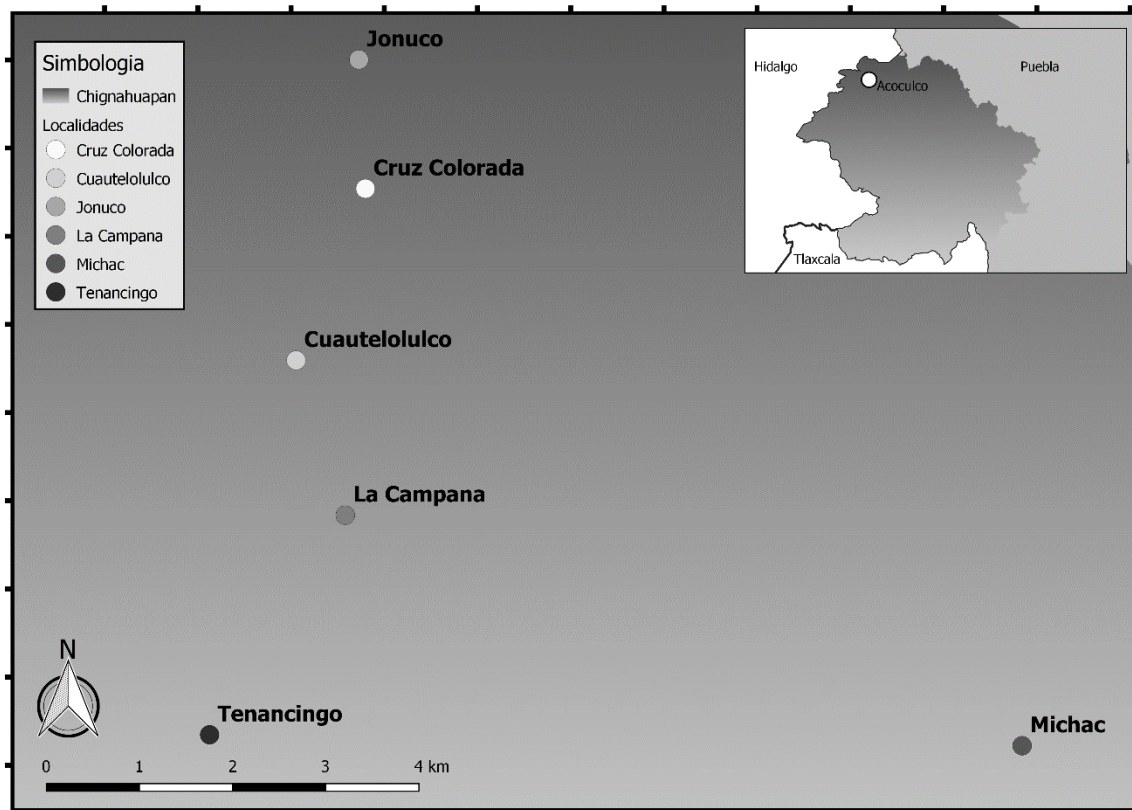


Fig. 3. Mapa con las localidades muestreadas en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla, México.

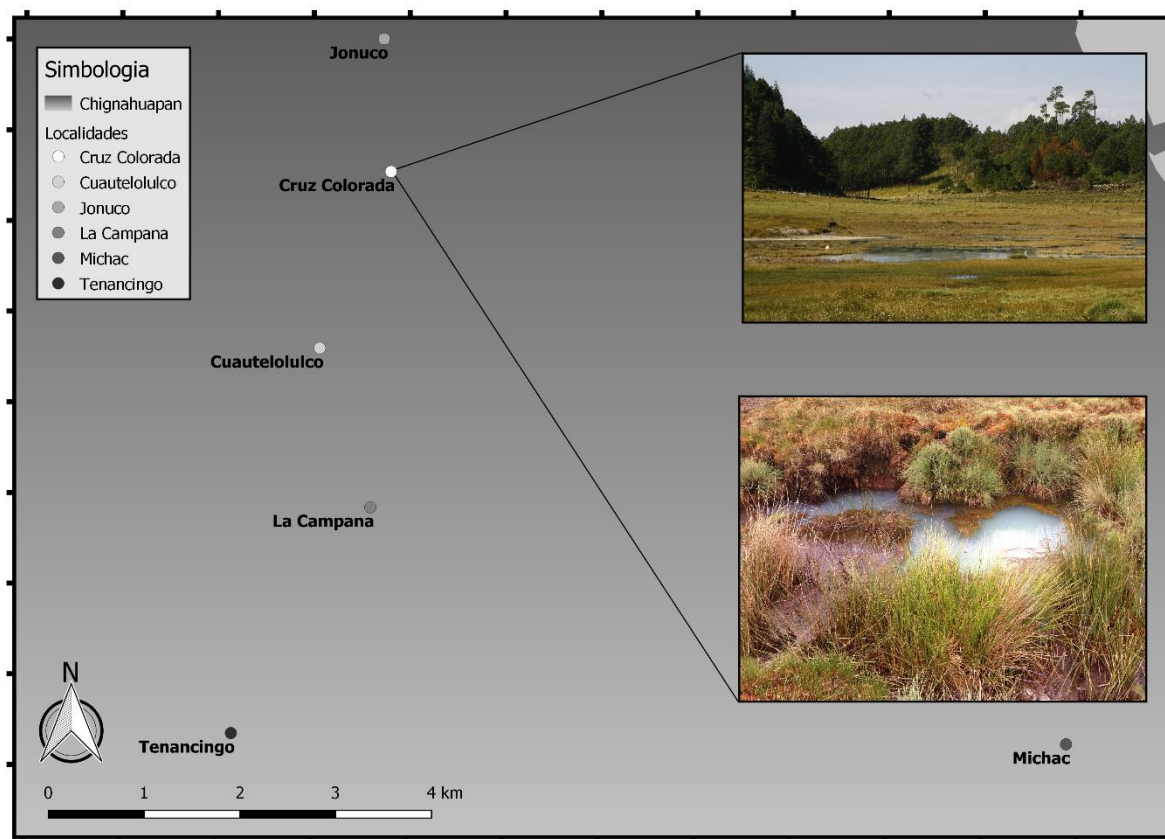


Fig. 4. Mapa ilustrando las emanaciones geotérmicas presentes en la localidad de Cruz Colorada.

Identificación de arañas

Las arañas recolectadas fueron preservadas en recipientes de vidrio con alcohol al 70% (Marquez Luna, 2005). Los individuos fueron identificados a nivel de familia y de género y los que fueron posible a nivel de especie utilizando literatura especializada y con ayuda de un microscopio estereoscópico modelo Stemi Dv4 marca Zeiss (Fig. 5) (Ubick, 2017). Los ejemplares recolectados se depositaran en la colección de artrópodos de la facultad de ciencias de la Universidad Autónoma de Baja California.



Fig. 5 Identificación de arañas en el laboratorio de manejo y conservación de vida silvestre de la Facultad de Ciencias, en la Universidad Autónoma de Baja California.

Análisis estadístico

Para evaluar la integridad y significancia estadística del muestreo, se obtuvieron estimaciones de la riqueza total con ayuda del programa EstimateS versión 9.0 (Colwell, 2013), se utilizaron dos estimadores de riqueza no paramétricos Chao 1 y ACE (Magurran, 2004) y con los datos obtenidos se construyeron curvas de acumulación de especies para todo el muestreo en general. Se calculo la proporción de “Singletons” y “Doubletons” como

herramienta adicional para evaluar el muestreo (Coddington, Griswold, Silva Davila, Efrain, & Larcher, 1991).

Como complemento para la significancia estadística, se llevó a cabo un modelo asintótico de los datos de acumulación de especies (Clench, 1979), el cual asume que la probabilidad de agregar nuevas especies a la lista decrece con el número de especies ya registradas, pero que incrementa a través del tiempo.

Se calcularon los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D) ya que tienen una distinta sensibilidad, el índice de Shannon-Wiener es sensible a las especies que son poco comunes, mientras que el índice de Simpson es sensible a los cambios en la abundancia de las especies más comunes. Se calculó también el índice de Equitatividad de Pielou (J), el cual sirve para medir la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Magurran, 2004). Para detectar las diferencias entre los valores del índice de Shannon-Wiener se utilizó una prueba t de Hutcheson (Magurran, 2004; Maya-Morales, Ibarra-Núñez, León-Cortés, & Infante, 2012). Para los índices de diversidad, equitatividad y la prueba de t de Hutcheson se utilizó el paquete estadístico Past 3.0 (Hammer, Harper, & Ryan, 2001). Las fórmulas utilizadas para medir estos parámetros se muestran en la tabla 8.

Tabla 8. Formulas utilizadas en el análisis de los datos.

Parámetro	Formula	Variables
Índice de Shannon-Wiener (H')	$H' = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$	S = número de especies p_i = proporción de individuos de la especie i
Índice de Simpson (D)	$D = \frac{\sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$	S = número de especies N = total de organismos presentes n = número de individuos por especie
Prueba t de Hutcheson	$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{\text{Var } H'_1 + \text{Var } H'_2}}$ $\text{Var } H' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S - 1}{2N^2}$	H'_1 = índice de Shannon-Wiener para el sitio 1 H'_2 = índice de Shannon-Wiener para el sitio 2 $\text{Var } H'_1$ = varianza en la diversidad para el sitio 1 $\text{Var } H'_2$ = varianza en la diversidad para el sitio 2 p_i = abundancia proporcional de la especie i S = número de especies N = número total de individuos
Índice de Equitatividad de Pielou (J)	$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$	H' = Índice de Shannon-Wiener $H'_{\max} = \ln(S)$ S = número de especies

Determinación de los taxones superiores como sustitutos de diversidad

Se realizaron análisis de regresión para probar si la riqueza de taxones superiores de arañas puede funcionar como sustitutos de diversidad, los taxones superiores analizados fueron las familias y los géneros, estos fueron tomados como las variables independientes; mientras que, las especies se tomaron como las variables dependientes. Se probaron regresiones lineales, exponenciales y logarítmicas y se eligieron aquellas que tuvieran el coeficiente de regresión más alto (Cardoso et al., 2004a). Se utilizó el porcentaje de la varianza explicada por la variable independiente (r^2) y la evaluación visual de las gráficas de dispersión como medida de ajuste, fiabilidad de subrogación y poder predictivo

Se probaron dos enfoques para determinar la prioridad y clasificación de los sitios para la conservación, de acuerdo con la metodología empleada por Cardoso (2004). Se utilizó el índice de correlación de Spearman para probar la fiabilidad de los taxones en la clasificación de sitios para la conservación; además, se construyeron gráficas de dispersión de la clasificación de la riqueza de familias y géneros contra la clasificación de la riqueza de especies para realizar una inspección visual, por otro lado, se probó, un enfoque iterativo para la clasificación de sitios prioritarios para la conservación. Para los niveles taxonómicos estudiados (familia, género y especie), se eligió, el sitio con más riqueza de especies y de esta manera el sitio que aumentara más el número de taxones, con esta información se construyeron curvas de acumulación de taxones por sitio y al hacer esto se puede probar el efecto de utilizar taxones superiores para elegir un determinado conjunto de sitios que pueda conservar el número máximo de especies.

Determinación de los Taxones indicadores de diversidad

De acuerdo a la metodología empleada por Cardoso (2004b) se realizaron análisis de regresión para probar si una sola familia o un grupo de familias de arañas puede usarse para predecir toda la riqueza de especies. Se utilizó el porcentaje de la varianza explicada por la variable independiente (r^2) y la evaluación visual de las gráficas de dispersión como medida de ajuste, fiabilidad de subrogación y poder predictivo. Se seleccionó la familia con el coeficiente de regresión más alto y se tomó como punto de partida para posteriormente añadir

las familias que logren aumentar el valor del coeficiente de regresión, este procedimiento se realizó hasta lograr reunir el grupo más pequeño de familias posibles. Esto se realizó con los datos de todas las familias encontradas.

Al igual que con los taxones superiores se probaron dos enfoques para determinar la prioridad y clasificación de los sitios para la conservación. Se utilizó el índice de correlación de Spearman y se construyeron curvas de acumulación de taxones por sitio para verificar que proporción del total de especies de arañas se puede proteger utilizando el mismo número de sitios que protege a las especies de los taxones analizados previamente.

VII. RESULTADOS

Resultados generales

Se recolectaron un total de 371 organismos en todo el muestreo, de los cuales solo se tomaron en cuenta 317 para los análisis estadísticos debido a que son a los que se pudieron asignar a una especie o morfoespecie. En todo el muestreo se registraron en total 11 familias, 27 géneros y 49 especies o morfoespecies (Tabla 9). De las 11 familias registradas en todo el muestreo las más abundantes de fueron Theriididae con 64 individuos (20%), Lycosidae y Tetragnathidae con 56 individuos (18%) y Anyphaenidae y Salticidae con 33 individuos (10%); mientras que las familias menos abundantes fueron Agelenidae y Thomisidae con 11 individuos (2%) y Zoropsidae con solamente 3 individuos (1%) (Fig. 6). Las especies más abundantes de todo el muestreo fueron *Pardosa sternalis* con 44 individuos (14%), *Anhyphaena catalina* y *Tetragnatha elongata* con 33 individuos (10%), *Theridion trepidum* con 26 individuos y *Latrodectus mactans* con 18 individuos (6%).

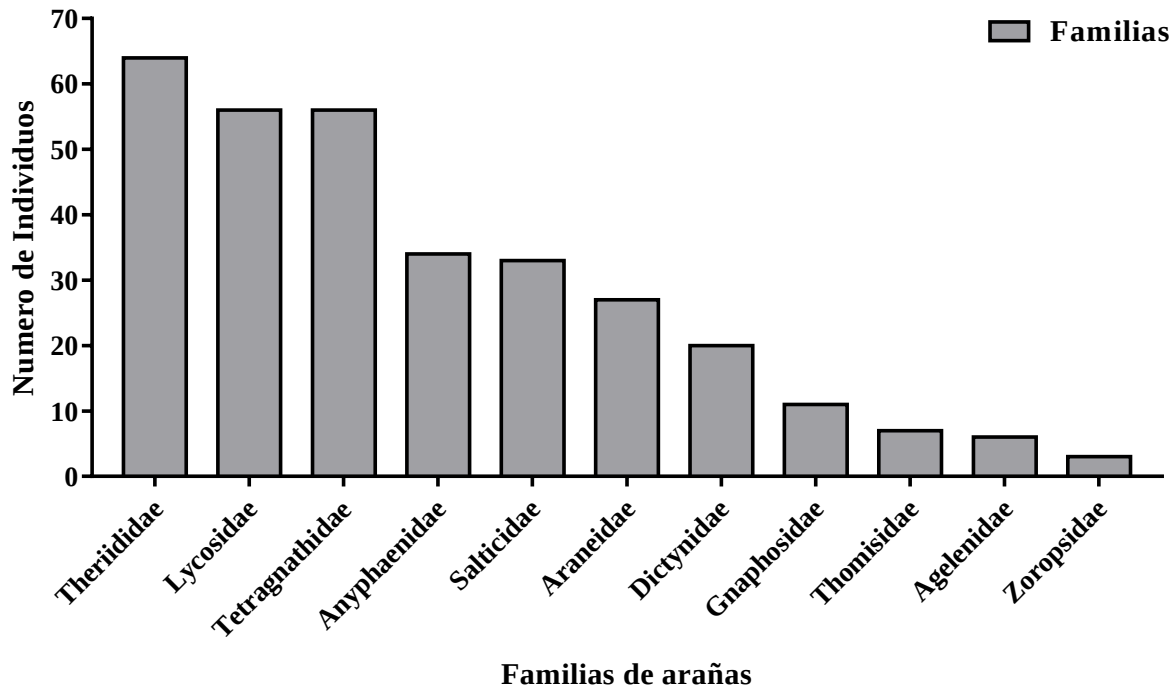


Fig 6. Abundancia total de individuos por familia en las seis localidades de la zona geotérmica de Acapulco, Puebla, México.

La localidad con mayor abundancia de arañas fue Cruz Colorada con 103 individuos, seguido por Cuautelolulco con 79 individuos, Jonuco con 68 individuos, Tenancingo con 32 individuos, Michac con 21 individuos y La Campana con 14 individuos (Fig. 7).

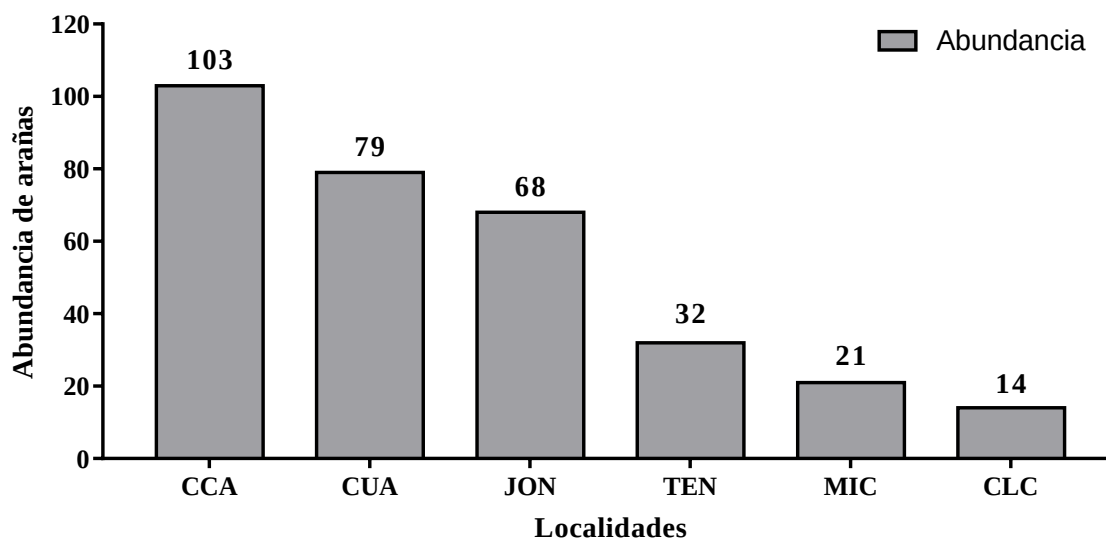


Figura 7. Número de individuos de arañas presentes en las localidades de Cruz Colorada (CCA), Cuautelolulco (CUA), Jonuco (JON), Tenancingo (TEN), Michac (MIC) y La Campana (CLC) de la zona geotérmica de Acapulco, Puebla, México.

Las familias con mayor riqueza de especies fueron Araneidae con 11 especies, Salticidae y Lycosidae con 8 especies y Theridiidae con 5 especies (Fig. #). Las especies más abundantes en la localidad de Cruz Colorada fueron *P. sternalis* y *Dictyna puebla* (13%), *Tetragnathidae sp1* (12%) y *Tetragnatha elongata* y *Anyphaena catalina* (10%). En Cuautelolulco las especies más abundantes fueron *P. sternalis* (18%), *Latrodectus mactans* (15%), *Salticidae sp1* (13%) y *A. catalina* (10%). En la localidad de La Campana las especies más abundantes fueron *Salticidae sp1* y *Paraphidippus aurantius* (21%) y *T. elongata* (14%). En Jonuco las especies más abundantes fueron *T. elongata* (21%), *Theridion trepidum* (15%), *A. catalina* (13%) y *Neoscona sp1* (12%). En Michac las especies más abundantes fueron *T. trepidum* (24%) y *P. sternalis* (24%), *A. catalina* y *Zorocrates unicolor* (14%) y *Salticidae sp1* (10%). En la localidad de Tenancingo las especies más abundantes fueron *P. sternalis* (19%), *T. trepidum* y *T. elongata* (16%).

Tabla 9. Lista y abundancia de especies y morfoespecies de arañas encontradas en las seis localidades de la zona geotérmica de Acapulco, Puebla. Localidades: Cruz Colorada (CCA), Cuautelolulco (CUA), Jonuco (JON), Tenancingo (TEN), Michac (MIC) y La Campana (CLC).

Familia	Nombre Especie	Localidad					
		CCA	CUA	JON	MIC	TEN	CLC
Agelenidae	<i>Agelenidae sp1</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>Novalena sp1</i>	4	0	0	0	0	0
	<i>Tortolena sp1</i>	0	1	0	0	0	0
Anyphaenidae	<i>Anyphaena catalina</i>	10	8	9	3	2	1
	<i>Anyphaena sp1</i>	0	1	0	0	0	0
Araneidae	<i>Araneidae sp1</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Araneus mendoza</i>	2	0	1	0	0	0
	<i>Araneus puebla</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Araneus sp1</i>	3	0	0	0	0	0
	<i>Araneus sp2</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Araneus sp4</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Araneus sp6</i>	0	1	1	1	0	0
	<i>Araneus sp7</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Cyclosa sp1</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>Neoscona orizabensis</i>	3	0	0	0	1	0
	<i>Neoscona sp1</i>	0	0	8	0	0	0
Dictynidae	<i>Dictyna puebla</i>	13	0	2	0	0	0
	<i>Dictyna sp1</i>	0	1	3	0	0	1
Gnaphosidae	<i>Gnaphosa sp1</i>	1	7	0	0	1	0
	<i>Gnaphosa sp2</i>	0	0	0	0	2	0
Lycosidae	<i>Allocosa sp1</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Lycosidae sp1</i>	0	0	0	0	3	0
	<i>Lycosidae sp2</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Pardosa sp1</i>	2	1	0	0	0	0
	<i>Pardosa sp2</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Pardosa sternalis</i>	13	14	6	5	6	0
	<i>Schizocosa mccoeki</i>	1	0	0	0	0	0
	<i>Schizocosa sp1</i>	0	2	0	0	0	0
Salticidae	<i>Mexigonus sp1</i>	0	4	1	0	1	0
	<i>Mexigonus sp2</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Paraphidippus aurentius</i>	0	0	0	0	0	3
	<i>Phidippus johnsoni</i>	0	1	0	0	0	0
	<i>Salticidae sp1</i>	0	10	3	2	0	3

Familia	Nombre Especie	Localidad					
		CCA	CUA	JON	MIC	TEN	CLC
Tetragnathidae	<i>Salticidae sp2</i>	0	0	0	0	2	0
	<i>Salticidae sp3</i>	0	0	0	0	1	0
	<i>Salticus sp1</i>	0	0	0	1	0	0
	<i>Pachygnatha sp1</i>	0	0	4	0	0	0
	<i>Tetragnatha elongata</i>	10	1	14	1	5	2
	<i>Tetragnathidae sp1</i>	12	0	4	0	0	0
Theriididae	<i>Tetragnathidae sp2</i>	1	0	2	0	0	0
	<i>Latrodectus mactans</i>	5	12	0	0	0	1
	<i>Theridion sp1</i>	3	3	0	0	0	0
	<i>Theridion sp2</i>	6	2	0	0	0	0
	<i>Theridion trepidum</i>	2	3	10	5	5	1
Thomisidae	<i>Theriididae sp1</i>	6	0	0	0	0	0
	<i>Xysticus aztecus</i>	3	0	0	0	1	1
	<i>Xysticus sp1</i>	0	0	0	0	0	1
	<i>Xysticus sp2</i>	0	1	0	0	0	0
Zoropsidae	<i>Zorocrates unicolor</i>	0	0	0	3	0	0
	Total	103	79	68	21	32	14

Eficiencia del muestreo

Para el muestreo general, los valores de Chao1 indican un faltante en el muestreo del 41% de la riqueza mientras que el estimador ACE indica un faltante del 25%. Se obtuvo una integridad del 53% con Chao1 y 70% con ACE. Según el estimador Chao1 faltaron registrar 42 especies y según el estimador ACE solo faltaron 20 (Fig 6). Ningún estimador logro llegar a la asíntota. Se encontró una proporción de 19 Singletons y 4 Doubletons. La curva de acumulación tuvo un buen ajuste con la curva de Clench ($r=0.9987$), sin embargo, la calidad del inventario fue de solamente el 58% (Fig 8)

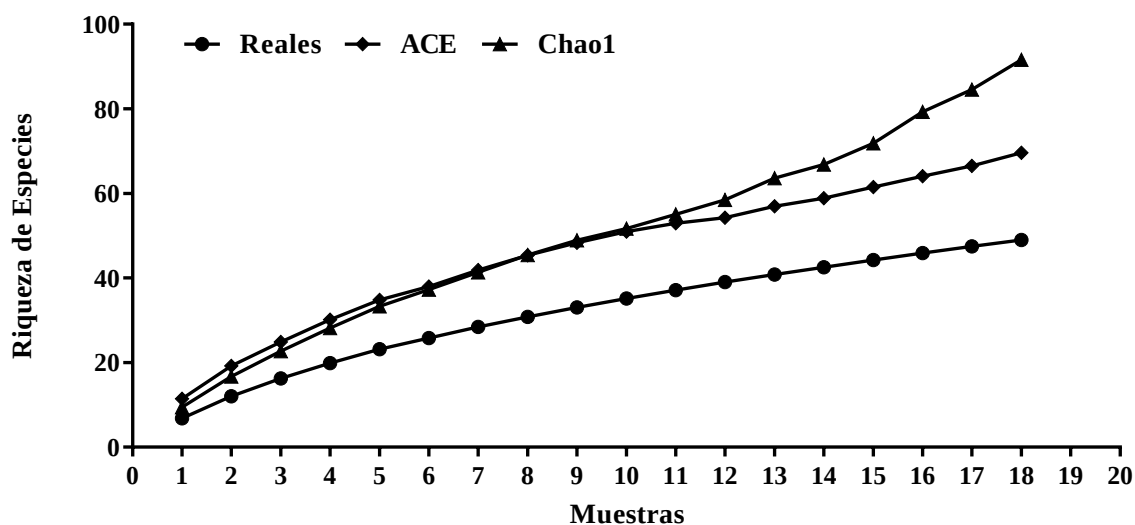


Figura 8. Curvas de acumulación de especies para las seis localidades de muestreo con los estimadores, Chao 1 y ACE

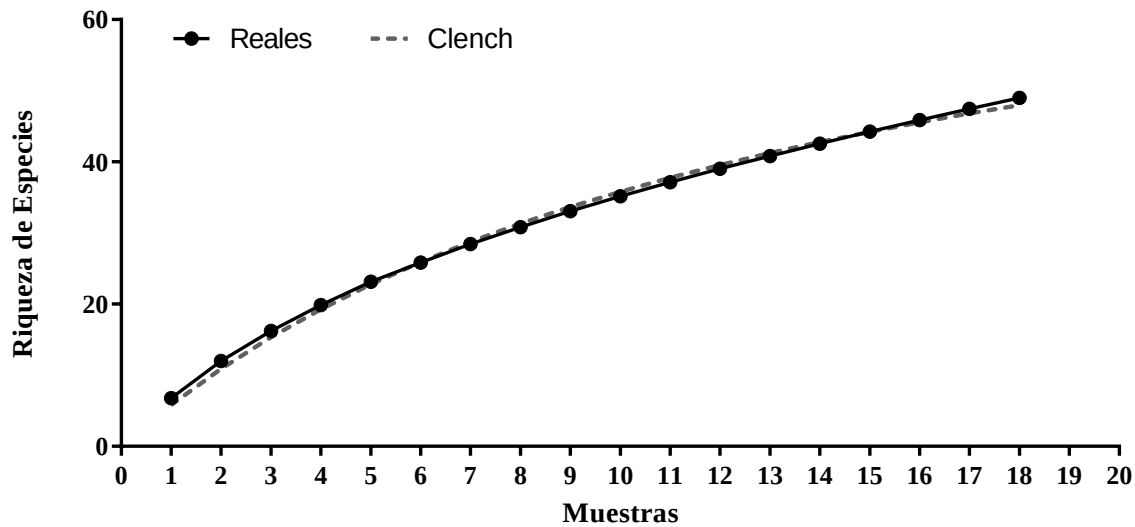


Figura 9. Curva de acumulación de especies de arañas para las seis localidades de muestreo con la función de ajuste de Clench

Las curvas de rarefacción para cada localidad muestran que Cuautelolulco registro una mayor riqueza de especies, pero Cruz Colorada registro una mayor cantidad de individuos. La localidad con menos riqueza de especies fue Michac (Fig. 9).

Diversidad de Arañas

El índice de Shannon-Wiener fue más alto en la localidad de Cruz Colorada ($H' = 2.742$) y tuvo una tendencia similar en Cuautelolulco ($H' = 2.661$); Tenancingo ($H' = 2.394$) y Jonuco ($H' = 2.343$) también presentaron una tendencia similar; La Campana ($H' = 2.069$) y Michac ($H' = 1.898$) tuvieron los valores más bajos. El índice de Simpson muestra una mayor dominancia en Cruz Colorada y Cuautelolulco y no así para las localidades restantes (Tabla 10.)

Tabla 10. Datos de Abundancia, Riqueza e Índices de Simpson, Shannon-Winer y Equitatividad.

Localidad	Abundancia	Riqueza	Índice de Simpson	Índice de Shannon-Winer	Equitatividad (J)
CCA	103	22	0.9200	2.742	0.8869
CUA	79	24	0.9024	2.661	0.8373
JON	68	14	0.8837	2.343	0.8879
TEN	32	14	0.8887	2.394	0.9071
MIC	21	8	0.8299	1.898	0.9129
CLC	14	9	0.8571	2.069	0.9417

La prueba cruzada t de Hutchenson para el índice de Shannon-Wiener de las localidades indica que no existen diferencias significativas en Cruz Colorada y Cuautelolulco; Cuautelolulco y Tenancingo; Jonuco y Tenancingo; Jonuco y Cruz Colorada; Michac y Cruz Colorada; Tenancingo y Cruz Colorada. Lo contrario sucedió en Cruz Colorada y Jonuco; Cruz Colorada y Michac; Cruz Colorada y Tenancingo; Cruz Colorada y La Campana; Cuautelolulco y Jonuco; Cuautelolulco y Michac; Cuautelolulco y La Campana; Jonuco y Michac; Michac y Tenancingo (Tabla 11.).

Tabla 11. Valores de la prueba T de Hutchenson para todas las localidades de Acoculco, Puebla, México.

Localidad	t	gl	p
CCA/CUA	0.57044	147.74	0.5692500*
CCA/JON	3.2476	152.65	0.0014309
CCA/MIC	4.9344	34.197	0.000020614
CCA/TEN	2.1001	53.426	0.04046
CCA/CLC	3.1496	18.983	0.0052812
CUA/JON	2.1473	143.9	0.033442
CUA/MIC	4.0162	48.569	0.00020461
CUA/TEN	1.4433	73.832	0.153160*
CUA/CLC	2.5847	24.721	0.016049
JON/MIC	2.5177	38.099	0.016134
JON/TEN	0.29528	58.855	0.76882*
JON/CLC	1.2559	20.585	0.22322*

MIC/TEN	2.3736	49.78	0.021515
MIC/CLC	0.68799	28.568	0.49701*
TEN/CLC	1.3258	29.319	0.19513*

Taxones superiores como sustitutos de diversidad

Al realizar la exploración visual de la figura 10 esta parece no mostrar una relación lineal entre la riqueza de familias y especies de arañas a pesar de tener un valor de r^2 alto, este nivel taxonómico presenta una relación significativa ($N=6$, $P=0.0270$); lo contrario sucedió para la correlación entre la riqueza de géneros y de especies que visualmente presenta una ligera relación lineal y asimismo un valor de r^2 alto, este nivel taxonómico presenta una relación significativa ($N=6$, $P=0.0013$) (Fig.11). Los sitios con un número similar de familias no presentan un número similar de especies, lo mismo sucede en el caso de los géneros. De acuerdo con los análisis de regresión la riqueza de géneros parece tener un mayor poder predictivo ya que presenta un valor de r^2 más alto.

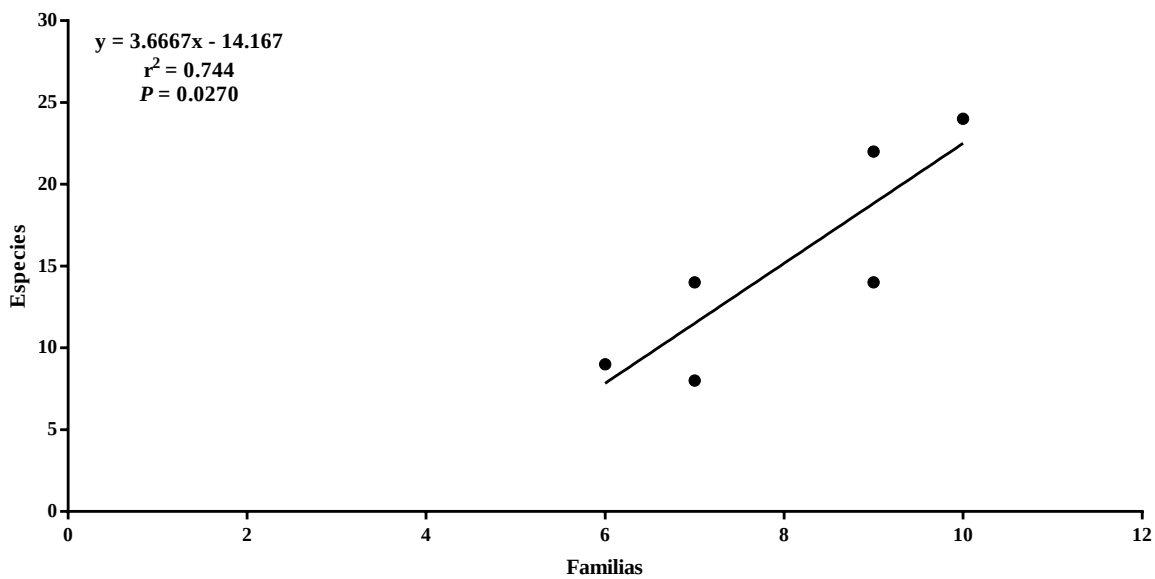


Fig. 10. Relación lineal entre la riqueza de familias y especies de arañas en las seis localidades muestreadas.

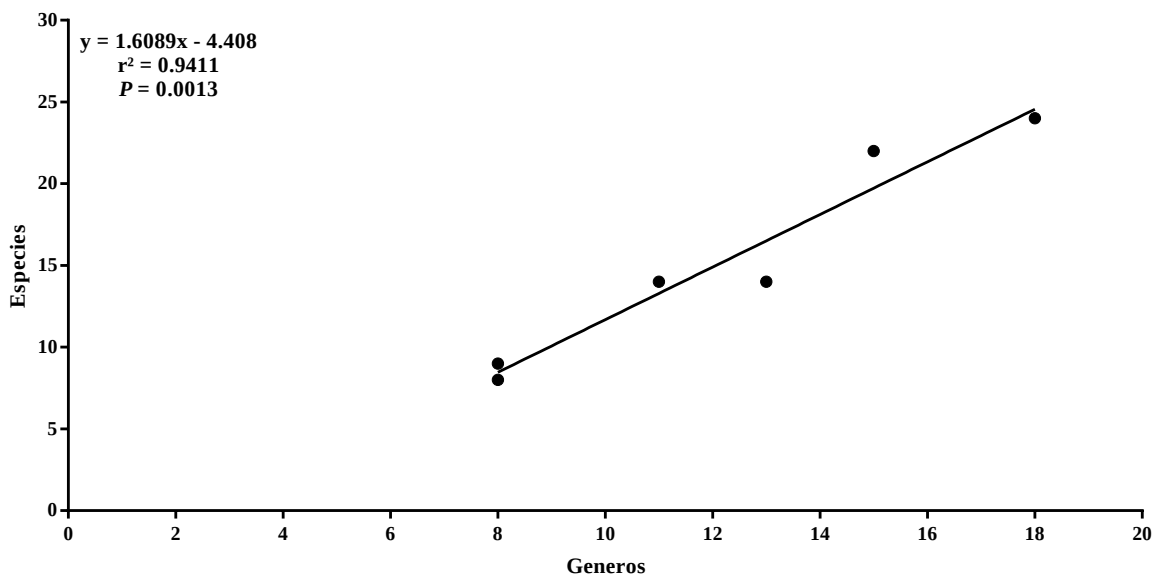


Fig. 11. Relación lineal entre la riqueza de géneros y especies de arañas en las seis localidades muestreadas

Grupos indicadores de diversidad

Después de ajustar las regresiones lineales para las 11 familias, se encontró que la familia Lycosidae tiene la relación más alta con toda la riqueza de especies, con un coeficiente de regresión del 79% (Tabla 10; Fig. 12 (a)). Esta familia presentó una relación significativa con el número total de especies ($n = 6$, $P = 0.0166$). Posteriormente se agregaron más familias a las regresiones lineales para aumentar el valor del coeficiente de regresión. Esto se realizó cinco veces, hasta que se alcanzó un grupo de seis familias (Tabla 12.). El coeficiente de regresión aumentó considerablemente después de agregar la primera familia; sin embargo, la gráfica de dispersión inició en cero, ya que las dos familias Lycosidae y Araneidae no estuvieron presentes en todos los sitios (Fig 12 (b)). Al agregar a la familia Thomisidae al análisis de regresión, este aumentó su coeficiente de regresión considerablemente con un valor de 97% (Fig 12 (c)).

Las familias Lycosidae y Araneidae son las más ricas en especies y a pesar de que la familia Thomisidae no es una de las más ricas, las tres familias en conjunto representan el 45% de la riqueza total. Al seguir agregando familias al análisis como era de esperarse, el coeficiente de regresión aumentó hasta tener un coeficiente de regresión del 99% (Tabla 10)

Tabla 12. Acumulación de familias en el grupo de indicadores, según la familia que fue aumentando el coeficiente de regresión en cada análisis.

Número de Familias	Familias agregadas	Número de especies acumuladas	Coeficiente de Regresión (r^2)
1	Lycosidae	8	0.797
2	Araneidae	19	0.943
3	Thomisidae	22	0.976
4	Anyphaenidae	24	0.982
5	Dictynidae	26	0.990
6	Agelenidae	29	0.998

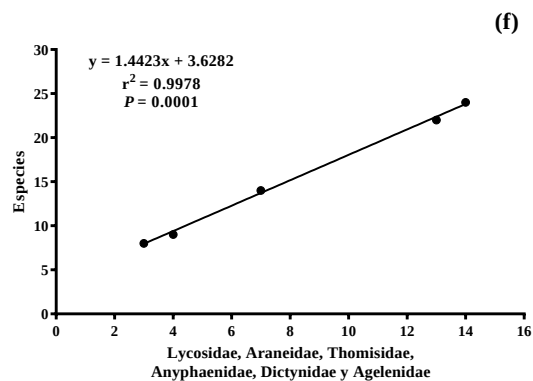
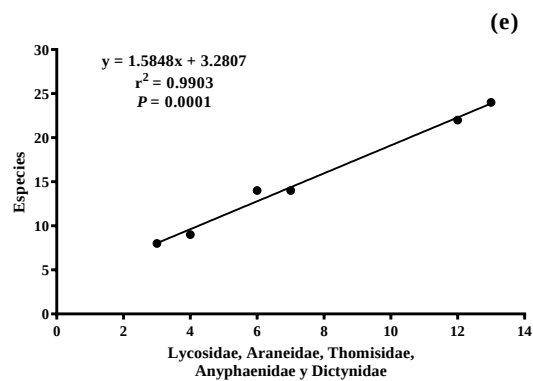
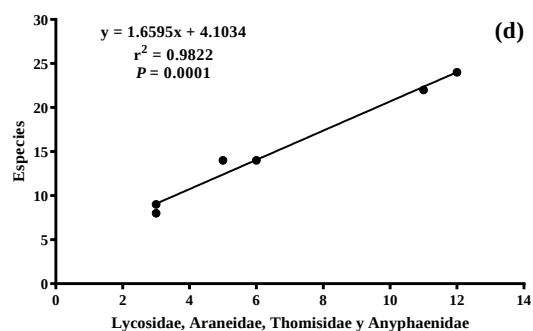
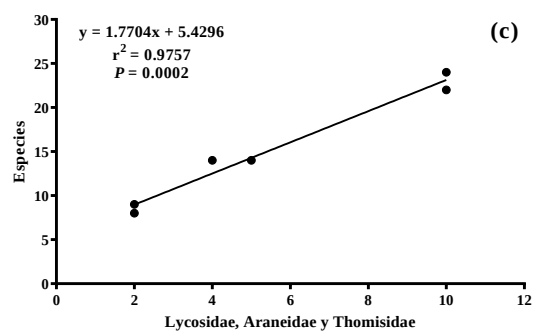
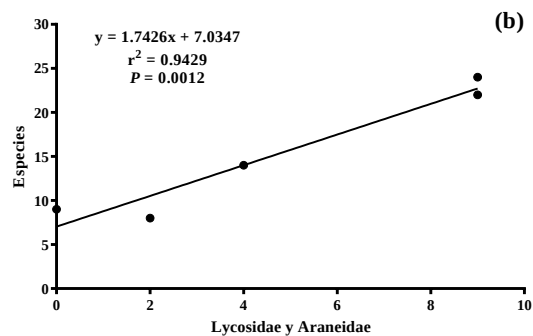
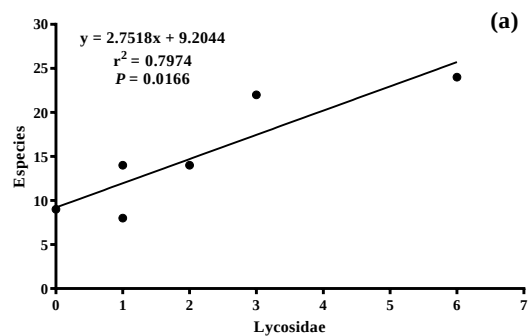


Fig.12

Clasificación de sitios para la conservación con taxones superiores.

Al clasificar los sitios de acuerdo con su riqueza de taxones (Tabla 13), se encontró que las familias tienen un bajo poder predictivo en la clasificación de sitios por especie a pesar de que tiene un valor alto de correlación de Spearman de 0.8359, las familias no presentan una relación significativa ($p=0.0667$). Así mismo al examinar visualmente la gráfica de dispersión se puede observar este bajo poder predictivo (Fig. 13). Por otro lado, los rangos de los géneros parecen clasificar mejor los sitios de acuerdo con la riqueza de las especies con un valor de Spearman de 0.9706 (Fig. 14). Los géneros presentan una relación significativa ($p=0.0111$).

Tabla 13. Riqueza de taxones de las localidades muestreadas y sus rangos respectivos en sitios de geotermicos de Acapulco, Puebla, México.

Sitio	Riqueza			Rango		
	Familias	Generos	Especies	Familias	Generos	Especies
Cuatelolulco (CUA)	10	18	24	1	1	1
Cruz Colorada (CCA)	9	15	22	2	2	2
Tenancingo (TEN)	9	13	14	2	3	3
Jonuco (JON)	7	11	14	3	4	3
La Campana (CLC)	6	8	9	4	5	4
Michac (MIC)	7	8	8	3	5	5

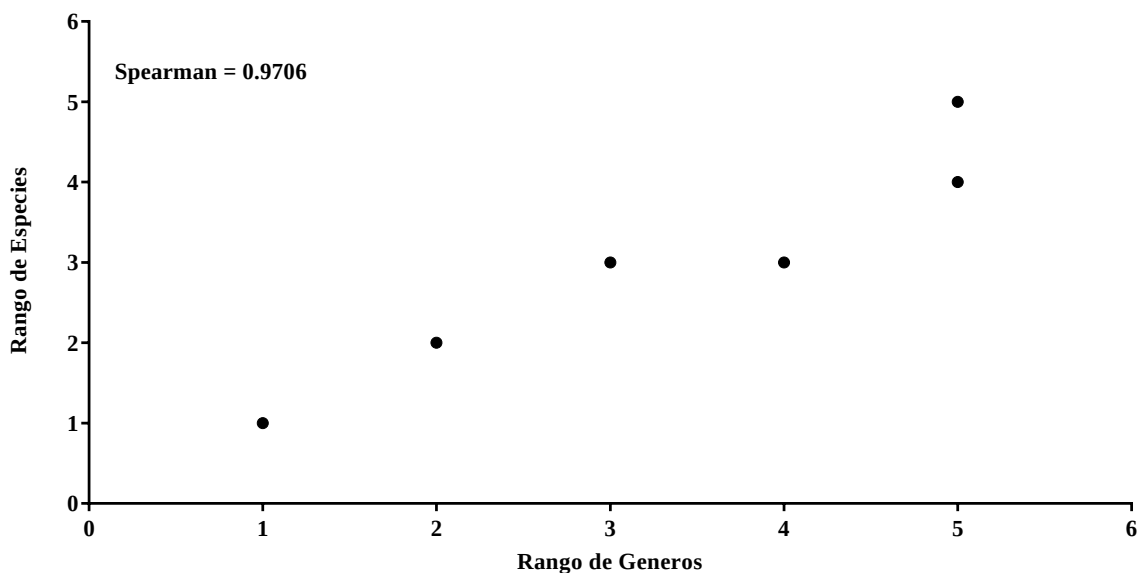


Fig. 14. Comparación del rango de los sitios de acuerdo con la riqueza de géneros y especies.

De acuerdo con las curvas de acumulación de taxones, cinco sitios (83%) son suficientes para incluir todas las especies y todos los géneros, y solamente cuatro sitios (67%) para todas las familias. El número de sitios necesarios para incluir a todas las familias es suficiente para proteger al 90% de las especies; mientras que, al utilizar el número de sitios necesarios para todos los géneros, sería suficiente para proteger al 100% de las especies (Fig. 15).

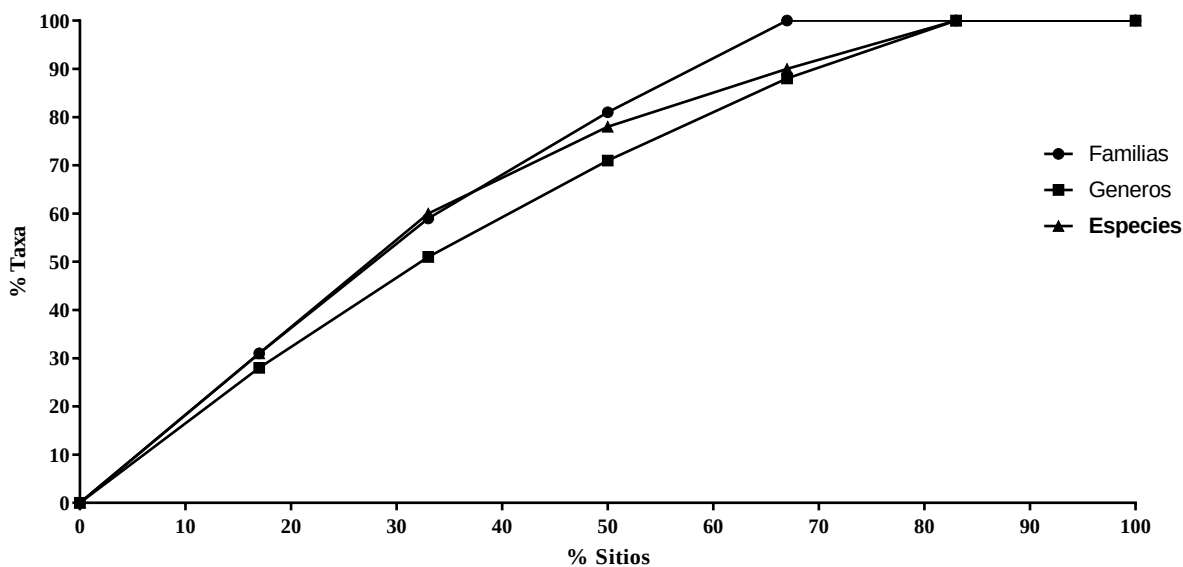


Fig. 15. Curvas de acumulación del número de taxones representados por la adición de sitios.

Clasificación de sitios para la conservación con grupos de indicadores

Al clasificar las localidades muestreadas de acuerdo con la riqueza de familias y de especies (Tabla 14.) se encontró que por sí sola, la familia Lycosidae tiene un poder predictivo alto, y presenta un valor de correlación de Spearman de 0.8676 (Fig. 16). Al realizar la misma clasificación, pero con la riqueza de las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae, se encontró que, de igual manera tienen un poder predictivo alto pero superior al obtenido con la familia Lycosidae, el coeficiente de correlación de Spearman fue de 0.9593 (Fig. 17).

Tabla 14. Riqueza de taxones de las localidades muestreadas en Acapulco, Puebla, México y sus respectivos rangos.

Sitio	Riqueza			Rango		
	Lycosidae	Lycosidae, Araneidae y Thomisidae	Especies Totales	Lycosidae	Lycosidae, Araneidae y Thomisidae	Especies Totales
Cuautepec (CUA)	6	10	24	1	1	1
Cruz Colorada (CCA)	3	10	22	2	1	2
Tenancingo (TEN)	2	5	14	3	2	3
Jonuco (JON)	1	4	14	4	3	3
La Campana (CLC)	0	2	9	5	4	4
Michac (MIC)	1	2	8	4	4	5

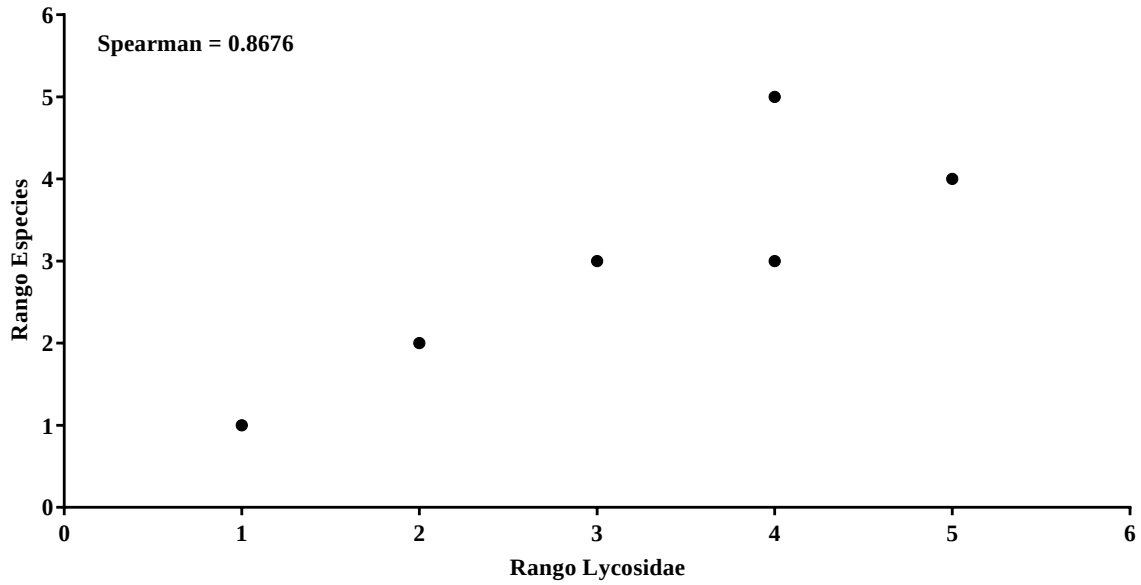


Fig. 16. Comparación del rango de los sitios de acuerdo con la riqueza de la familia Lycosidae.

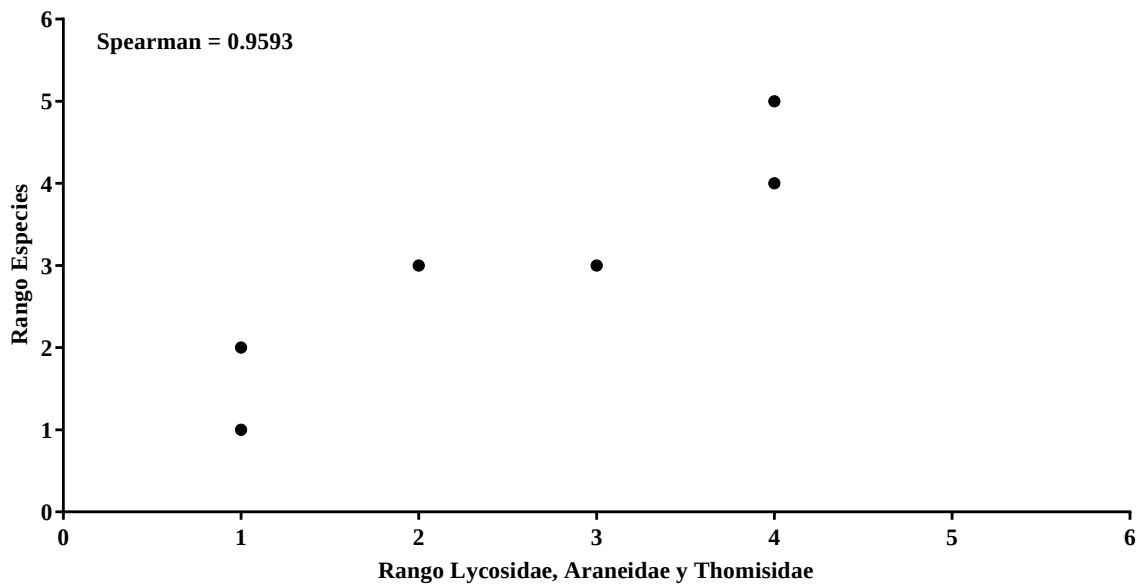


Fig. 17. Comparación del rango de los sitios de acuerdo con la riqueza de las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae.

De acuerdo con las curvas de acumulación de taxones, se necesitan cuatro sitios (67%) para incluir a todas las especies de la familia Lycosidae, así como para todas las especies de Lycosidae, Araneidae y Thomisidae. El número de sitios necesarios que incluye todas las especies de Lycosidae es suficiente para proteger al 90% de las especies al igual que si utilizamos a las tres familias mencionadas y al agregar un sitio más se pueden proteger el 100% de las especies (Fig. 18).

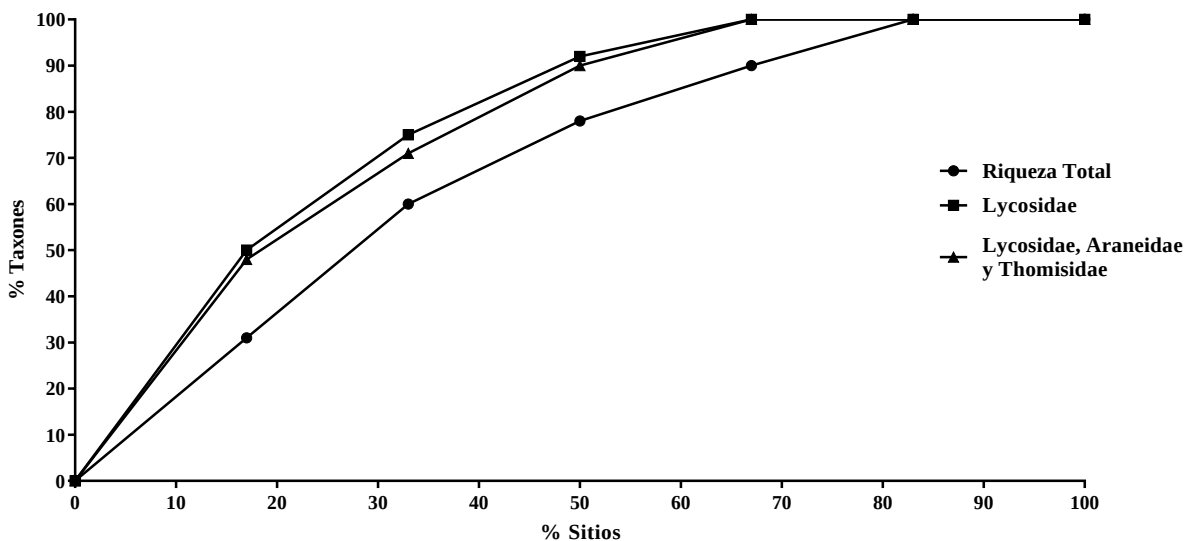


Fig. 18. Curvas de acumulación del número de taxones representados por la adición de sitios utilizando todas las especies y los grupos de familias.

VIII. DISCUSIÓN

Este es el primer estudio que se ha llevado a cabo en una localidad con influencia geotermal en el norte del estado de Puebla, y en el país, donde se recolectó un total de 371 organismos pertenecientes a 49 especies. Aunque en la región no se tienen datos que provengan de localidades con la particularidad geotermal, así como tampoco trabajos donde se evalúen a las arañas como bioindicadores, se han realizado estudios faunísticos en otras localidades del estado de Puebla, como el de Correa-Ramirez (2001) y Nieto-Castañeda (2000) donde han registrado menos especies (29 y 31 respectivamente) que las de este estudio. Nuestros resultados muestran una mayor riqueza, sin embargo, tenemos que considerar que las condiciones ambientales no fueron las mismas ya que en la localidad donde se trabajó presenta una influencia geotermal lo que pudo influenciar en la composición faunística de las arañas.

En la evaluación de la integridad de nuestro muestreo el estimador Chao 1 indico un faltante en nuestro muestreo del 47% de la riqueza y el estimador ACE indico un faltante del 30%. La integridad de nuestro muestreo fue del 53% lo que es inferior a lo registrado en otros estudios (Cardoso, 2009; Cardoso et al., 2008; Maya-Morales et al., 2012; Sørensen, 2004; Sørensen, Coddington, & Scharff, 2002), esto pudiera deberse a que nuestro esfuerzo de muestreo fue menor o también a que solo utilizamos un método de captura, Cardoso (2009) sugiere que un inventario de artrópodos razonable es aquel que alcanza el 50% de especies muestreadas y un inventario completo debería alcanzar entre el 70% y 80%; mientras que, un inventario exhaustivo alcanza entre un 90% y 100% pero esto sería impráctico, ya que el esfuerzo de muestreo necesario para alcanzar este nivel incrementa en gran medida.

Las curvas de acumulación de especies no alcanzaron la asíntota esto es similar a lo reportado en otros estudios que registran la calidad de los muestreos de arañas (Brennan, Majer, & Reygaert, 1999; Coddington, Young, & Coyle, 1996; Edwards, 1993; Samu & Lovei, 1995; Sørensen et al., 2002; Toti, Coyle, & Miller, 2000), para abordar este problema, se recomienda enfocar los estudios en solo algunas familias o gremios de arañas y desarrollando protocolos específicos para cada familia o gremio de arañas (Sørensen et al.,

2002); sin embargo en nuestro caso que no se alcanzara la asíntota pudo deberse también al bajo número de muestras obtenido en nuestro muestreo.

Las curvas de acumulación de especies en el presente estudio presentaron un buen ajuste con la ecuación de Clench y la calidad del inventario, el cual supero el 50% por lo que podemos considerar como un inventario razonable. La ecuación de Clench es el modelo más utilizado y se ha demostrado que tiene un buen ajuste con la mayoría de taxones (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003). Soberon y Llorente (1993) recomiendan la ecuación de Clench para los estudios donde el área es muy extensa como en el presente estudio y para protocolos en los cuales, cuanto más tiempo se pasa muestreando en campo, mayor es la probabilidad de añadir nuevas especies y al ser las arañas un grupo diverso esta ecuación puede llegar a tener un buen ajuste (Jiménez-Valverde & Lobo, 2006).

El porcentaje de “singletons” obtenido fue del 39%, valor superior al encontrado en otros estudios como el de Cardoso (2008) quien registra 17% de “singletons” en un bosque de Encinos en Portugal, Coddington (1996) registro 29% en un bosque en Estados Unidos, Toti (2000) registro 34% en un bosque de Estados Unidos y Sørensen (2004) quien registro 23% en un bosque de Tanzania. El alto porcentaje de “singletons” pudiera ser explicado por el submuestreo o por varios tipos de efecto de borde (Scharff, Coddington, Griswold, Hormiga, & Bjorn, 2003); así como, es posible que algunos de estos “singletons” sean temporales, pero esto solo se puede comprobar realizando muestreos en todas las temporadas (Toti et al., 2000), lo cual le hace falta a nuestro estudio, y posiblemente por esta razón nuestro porcentaje de “singletons” fue alto.

Se muestra una marcada diferencia en la riqueza y abundancia de arañas entre localidades, y a pesar de que no se midieron variables ambientales, podemos inferir que estas diferencias pudieran ser por varias razones, una de ellas y de gran importancia es la tala de árboles, Ozanne (2000) sugiere que la tala de árboles baja la densidad de la vegetación, lo que causa una modificación a los microclimas y debido a esto la riqueza y abundancia de arañas se ve afectada; en los sitios que se muestrearon se observaron diferentes niveles de deforestación, algunos más altos que otros; sin embargo, este es un factor que se debe considerar como causante de este fenómeno.

Otra explicación a las diferencias en la abundancia y riqueza de arañas pudiera ser debido a la intensidad del forrajeo del ganado que se presenta en cada localidad (Gibson, Hambler, & Brown, 1992), en todas las localidades se observó forrajeo por ganado bovino, ovino y equinos, lo cual puede estar afectando a la riqueza y abundancia de arañas y se puede corregir con un buen manejo.

El presente estudio muestra que la estimación de la riqueza de especies de arañas puede ser inferida por los datos de la riqueza de géneros de arañas. Resultados similares han sido reportados para otros grupos de artrópodos terrestres, como por ejemplo los órdenes Diptera, Hymenoptera, y Coleptera, los cuales muestran que los sustitutos de diversidad pueden ofrecer información valiosa sin tener que realizar la identificación hasta el nivel de especie (Báldi, 2003; Biaggini et al., 2007; Lin et al., 2012; Muñoz Gutiérrez, Rousseau, Andrade-Silva, & Charles Delabie, 2017); también, el uso de taxones sustitutos de diversidad se ha reportado para el caso de las arañas (Cardoso et al., 2004a; Lin et al., 2012).

Los análisis de regresión indicaron que la riqueza a nivel de genero tiene un poder predictivo mayor que las familias, ya que este tiene un coeficiente de regresión mayor. Este resultado es el mismo encontrado por Cardoso et al., (2004a) en Portugal, quien encontró que la riqueza de géneros tiene un mayor poder predictivo en comparación con otros niveles taxonómicos de arañas. Esto pudiera deberse a que hay un número similar de géneros y de especies de arañas encontradas en los puntos de muestreo trabajados y por consiguiente tienen una mayor correlación; sin embargo, el uso de los géneros como sustitutos de diversidad pudiera ocasionar problemas, ya que en ocasiones es difícil incluso llegar a este nivel de identificación. Cardoso et al. (2002) en un trabajo similar en Portugal también encontró que los géneros de arañas tienen mayor poder predictivo que las familias de arañas, sin embargo en contraste con este criterio, analizo la relación de grupos de familias con la riqueza de especies, encontrando que los grupos de familias tienen un alto nivel predictivo de las especies presentes en un determinado sitio de estudio a diferencia de al usar las familias por separado.

Aunque el uso de taxones superiores puede llegar a ser útil para predecir la riqueza de especies, se deben tomar en consideración algunos factores. Andersen (1995) y Cardoso et al. (2004a) argumentan que el esfuerzo de muestreo y la localización geográfica de los

taxones pueden influenciar en la confiabilidad de las predicciones. En contraste con esta investigación nuestro esfuerzo de muestreo fue mucho más bajo; sin embargo, el coeficiente de regresión para la riqueza de géneros de nuestro análisis fue similar al encontrado por Cardoso et al. (2004a), por lo que se sugiere que en nuestro caso el esfuerzo de muestreo pudiera no ser un factor limitante; sin embargo, se deben realizar las pruebas pertinentes en estudios posteriores para evaluar si el esfuerzo de muestreo o los tipos de vegetación pueden influenciar en la subrogación de taxones superiores.

El uso de taxones superiores no siempre es suficiente para detectar cambios en la riqueza de especies de arañas (Cardoso et al., 2004a). Otro enfoque utilizado para remediar esto, es el uso de taxones indicadores como sustitutos, aunque Cardoso et al. (2004b) sugiere que se puede llegar a perder más información, que con el uso de la subrogación de taxones superiores. Groc et al. (2010) propuso un método combinado, utilizando taxones superiores con taxones indicadores a nivel de especies o morfoespecies. Este método reduce la cantidad del trabajo taxonómico ligado a la identificación de especies y al mismo tiempo, conserva la mayoría de la información biológica.

En nuestro análisis de grupos indicadores al agregar un mayor número de familias observamos, que el coeficiente de regresión aumento; sin embargo, no fue necesario agregar más familias al grupo indicador, ya que esto solo incrementaría el esfuerzo de muestreo y se perdería la utilidad de los grupos indicadores. Nuestro resultado al respecto es similar al encontrado por Cardoso et al. (2004b); sin embargo, el encontró suficiente a dos familias como grupo indicador, la familia Gnaphosidae y Theriididae, y al igual que en nuestro estudio, al aumentar el número de familias el coeficiente de regresión aumenta, pero Cardoso consideró que un coeficiente de regresión de 92% es suficiente para predecir la riqueza de especies en la zona del mediterráneo de Portugal. En nuestro caso al solo utilizar los datos de riqueza de las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae podemos predecir la riqueza total de arañas en la zona geotérmica de Acoculco, y con esto reducir considerablemente el esfuerzo de muestreo y el trabajo taxonómico, ya que los estudios posteriores que utilicen este grupo indicador solo se concentraran en estas tres familias.

IX. CONCLUSIONES

- La diversidad de arañas encontrada en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla fue de 49 especies que pertenecen a 24 géneros y 11 familias, estos datos son nuevos para las zonas geotérmicas de Puebla y de México. Cruz Colorada fue la localidad con mayor diversidad y Cuautelolulco la localidad más rica en especies.
- La integridad de nuestro muestreo fue del 53% lo que es razonable sin embargo proponemos utilizar una combinación de métodos de captura en futuros trabajos, estos métodos deberán ser específicos para cada gremio y dependerán de los objetivos del trabajo que se planea realizar, sin embargo, no consideramos que nuestro muestreo es deficiente ya que alcanzamos un nivel razonable.
- La riqueza de géneros de arañas presento un coeficiente de relación alto por lo que pueden llegar a estimar la riqueza de especies de arañas de la zona con una buena confiabilidad. El uso de la riqueza de géneros puede tener ciertas limitaciones ya que en ocasiones llegar a una identificación de género en el caso de las arañas, es complicado, y resulta más fácil realizar la identificación a nivel de familia.
- Las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae pueden predecir la riqueza de especies. Las familias Lycosidae y Araneidae son las más ricas en especies y a pesar de que la familia Thomisidae no es una de las más ricas en especies, las tres familias juntas representan el 45% de la riqueza total y pueden proporcionarnos estimaciones confiables del número total de especies de arañas en nuestra zona de estudio.
- El orden araneae tiene potencial como indicador de biodiversidad, ya que los resultados de nuestra evaluación son satisfactorios al encontrar una correlación alta entre la riqueza de géneros y especies así como al detectar un grupo de familias que puede funcionar como indicador.
- Nuestra hipótesis es aceptada ya que los géneros de arañas presentan un coeficiente de relación alto por lo que pueden estimar la riqueza total de especies así como el grupo de las familias Lycosidae, Araneidae y Thomisidae

X. BIBLIOGRAFIA

- Allaby, M. (2014). *A Dictionary of Zoology* (4th ed.). Oxford: Oxford University Press.
- Andersen, A. N. (1995). Measuring more of biodiversity: Genus richness as a surrogate for species richness in australian ant faunas. *Biological Conservation*, 73, 39-43.
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(2), 291-298.
- Anderson, A., McCormack, S., Helden, A., Sheridan, H., Kinsella, A., & Purvis, G. (2011). The potential of parasitoid Hymenoptera as bioindicators of arthropod diversity in agricultural grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48(2), 382-390. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01937.x
- Azam, I., Afsheen, S., Zia, A., Javed, M., Saeed, R., Sarwar, M. K., & Munir, B. (2015). Evaluating Insects as Bioindicators of Heavy Metal Contamination and Accumulation near Industrial Area of Gujrat, Pakistan. *Biomed Res Int*, 2015, 942751. doi:10.1155/2015/942751
- Báldi, A. (2003). Using higher taxa as surrogates of species richness: a study based on 3700 Coleoptera, Diptera, and Acari species in Central-Hungarian reserves. *Basic and Applied Ecology*, 4(6), 589-593. doi:10.1078/1439-1791-00193
- Balmford, A., Lyon, A. J. E., & Lang, R. M. (2000). Testing the higher-taxon approach to conservation planning in a megadiverse group: the macrofungi. *Biological Conservation*, 93, 209-217.
- Biaggini, M., Consorti, R., Dapporto, L., Dellacasa, M., Paggetti, E., & Corti, C. (2007). The taxonomic level order as a possible tool for rapid assessment of Arthropod diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122(2), 183-191. doi:10.1016/j.agee.2006.12.032
- Birkle, P., & Merkel, B. (2000). Environmental Impact by Spill of Geothermal Fluids at the Geothermal Field of Los Azufres, Michoacán, Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 124(3/4), 371-410. doi:10.1023/a:1005242824628
- Blair, R. B. (1999). Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications*, 9(1), 164-170.
- Brennan, K. E. C., Majer, J. D., & Reygaert, N. (1999). Determination of an optimal pitfall trap size for sampling spiders in a Western Australian Jarrah forest. *Journal of Insect Conservation*, 3(4), 297-307. doi:10.1023/a:1009682527012
- Briers, R. A., & Biggs, J. (2003). Indicator taxa for the conservation of pond invertebrate diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(4), 323-330. doi:10.1002/aqc.576
- Buchholz, S., & Schroder, M. (2013). Diversity and ecology of spider assemblages of a mediterranean wetland complex. *Journal of Arachnology*, 41, 364-373.
- Burger, J. (2006). Bioindicators: A Review of Their Use in the Environmental Literature 1970–2005. *Environmental Bioindicators*, 1(2), 136-144. doi:10.1080/15555270600701540
- Cardoso, P. (2009). Standardization and optimization of arthropod inventories—the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation*, 18(14), 3949-3962. doi:10.1007/s10531-009-9690-7

- Cardoso, P., Gaspar, C., Pereira, L. C., Silva, I., Henriques, S. S., da Silva, R. R., & Sousa, P. (2008). Assessing spider species richness and composition in Mediterranean cork oak forests. *Acta Oecologica*, 33(1), 114-127. doi:10.1016/j.actao.2007.10.003
- Cardoso, P., Oliveira, N. G. D., Silva, I., & Serrano, A. R. M. (2002). *Higher taxa surrogates versus surrogate groups of spider biodiversity*. Paper presented at the 20th European Colloquium of Arachnology, Szombathely.
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G., & Serrano, A. R. M. (2004a). Higher taxa surrogates of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 117(4), 453-459. doi:10.1016/j.biocon.2003.08.013
- Cardoso, P., Silva, I., de Oliveira, N. G., & Serrano, A. R. M. (2004b). Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation*, 120(4), 517-524. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.024
- CeMIEGeo. (2018). Geotermia en México. Retrieved from <http://www.cemiegeo.org/index.php/geotermia-en-mexico>
- Chen, X. Q., Zhang, Z. T., Liu, R., Zhang, X. L., Chen, J., & Peng, Y. (2011). Effects of the metals lead and zinc on the growth, development, and reproduction of *Pardosa astrigera* (Araneae: Lycosidae). *Bull Environ Contam Toxicol*, 86(2), 203-207. doi:10.1007/s00128-011-0194-2
- Coddington, J. A., Griswold, C. E., Silva Davila, D., Efrain, P., & Larcher, S. F. (1991). *Designing and Testing Sampling Protocols to Estimate Biodiversity in Tropical Ecosystems*. Paper presented at the Fourth International Congress of Systematic and Evolution Biology, Portland, OR.
- Coddington, J. A., & Levi, H. W. (1991). Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22(1), 565-592. doi:10.1146/annurev.es.22.110191.003025
- Coddington, J. A., Young, L. H., & Coyle, F. A. (1996). Estimating Spider Species Richness in a Southern Appalachian Cove Hardwood Forest. *Journal of Arachnology*, 24(2), 111-128.
- Colwell, R. K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User's Guide and application (Version 9). <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CONABIO, C. N. p. e. C. y. U. d. l. B. (2011). *La Biodiversidad en Puebla Estudio del Estado*. Retrieved from Mexico, D.F.
- Corbi, J. J., Froehlich, C. G., Trivinho-Strixino, S., & Dos Santos, A. (2011). Evaluating the use of predatory insects as bioindicators of metals contamination due to sugarcane cultivation in neotropical streams. *Environ Monit Assess*, 177(1-4), 545-554. doi:10.1007/s10661-010-1655-5
- Correa Ramirez, M. M. (2001). *Estudio comparativo de las arañas de la vegetación arbustiva y arborea de dos comunidades vegetales en Tlancualpican, Puebla y Cerro el Horno, Morelos, México*. (Biologo), Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico, D.F.
- Dmowski, K. (1999). Birds as bioindicators of heavy metal pollution review and examples concerning European species. *Acta Ornithologica*, 34(1), 1-25.
- Eatough Jones, M., & Paine, T. D. (2006). Detecting changes in insect herbivore communities along a pollution gradient. *Environ Pollut*, 143(3), 377-387. doi:10.1016/j.envpol.2005.12.013

- Edwards, R. L. (1993). Can the species richness of spiders be determined? *Psyche*, 100, 185-208.
- Foelix, R. F. (2010). *Biology of Spiders* (3 ed.): Oxford University Press, Inc.
- Francke, O. F. (2014). Biodiversidad de Arthropoda (Chelicerata: Arachnida ex Acari) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 408-418. doi:10.7550/rmb.31914
- Frederick, P. C., Spalding, M. G., & Dusek, R. (2002). Wading birds as bioindicators of mercury contamination in Florida, USA Annual and Geographic Variati. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(1), 163-167.
- Gaston, K. J., & Williams, P. H. (1993). Mapping the World's Species-The Higher Taxon Approach. *Biodiversity Letters*, 1(1), 2-8.
- Gerlach, J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 831-850. doi:10.1007/s10841-013-9565-9
- Gibson, C. W. D., Hambler, C., & Brown, V. K. (1992). Changes in Spider (Araneae) Assemblages in Relation to Succession and Grazing Management. *Journal of Applied Ecology*, 29(1), 132-142.
- Gonzalez Zuarth, C. A., & Vallarino, A. (2014). Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección del medio ambiente? In C. A. Gonzalez Zuarth, A. Vallarino, J. C. Perez Jimenez, & A. M. Low Pfeng (Eds.), *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro*. (1 ed., pp. 21-64): El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- Groc, S., Delabie, J. H. C., Longino, J. T., Orivel, J., Majer, J. D., Vasconcelos, H. L., & Dejean, A. (2010). A new method based on taxonomic sufficiency to simplify studies on Neotropical ant assemblages. *Biological Conservation*, 143(11), 2832-2839. doi:10.1016/j.biocon.2010.07.034
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 1-9.
- Heath, M. J. (2002). Environmental aspects of geothermal energy resources utilization. In *Geothermal Energy Resources For Developing Countries* (pp. 412): Swets & Zeitlinger Publishers.
- Hiriart Le Bert, G. (2011). *Evaluación de la Energía Geotérmica en México*. Retrieved from
- Hodkinson, I. D., & Jackson, J. K. (2005). Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environ Manage*, 35(5), 649-666. doi:10.1007/s00267-004-0211-x
- Hunt, T. M. (2000). *Five lectures on environmental effects of geothermal utilization*. Taupo, New Zealand: United Nations University, Geothermal Training Programme
- Ibarra Nuñez, G. (2014). Las arañas como bioindicadores. In C. A. Gonzalez Zuarth, A. Vallarino, J. C. Perez Jimenez, & A. M. Low Pfeng (Eds.), *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro* (1 ed., pp. 273-290): El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR).
- INEGI. (2018). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Retrieved from <http://www.inegi.org.mx/default.aspx>
- Jiménez-Valverde, A., & 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(31-XII-2003), 151-161.
- Jiménez-Valverde, A., & Lobo, J. M. (2006). Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species

- richness, seasonal coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica*, 30(1), 21-32.
- Jung, M.-P., Kim, S.-T., Kim, H., & Lee, J.-H. (2008). Species Diversity and Community Structure of Ground-Dwelling Spiders in Unpolluted and Moderately Heavy Metal-Polluted Habitats. *Water, Air, and Soil Pollution*, 195(1-4), 15-22. doi:10.1007/s11270-008-9723-y
- Kagel, A., & Gawell, K. (2005). Promoting geothermal energy: Air emissions comparison and externality analysis. *The Electricity Journal*, 18, 90-99.
- Kapoor, V. (2007). Effects of rainforest fragmentation and shade-coffee plantations on spider communities in the Western Ghats, India. *Journal of Insect Conservation*, 12(1), 53-68. doi:10.1007/s10841-006-9062-5
- Kovács, M. (1992). Biological indicators of environmental pollution. In *Biological indicators in environmental protection* (pp. 207). New York: Ellis Horwood.
- Kristmannsdóttir, H., & Ármannsson, H. (2003). Environmental aspects of geothermal energy utilization. *Geothermics*, 32(4-6), 451-461. doi:10.1016/s0375-6505(03)00052-x
- Lin, S., You, M.-S., Vasseur, L., Yang, G., Liu, F.-J., & Guo, F. (2012). Higher taxa as surrogates of species richness of spiders in insect-resistant transgenic rice. *Insect Science*, 19(3), 419-425. doi:10.1111/j.1744-7917.2011.01474.x
- Liu, J., Gao, J., Yun, Y., Hu, Z., & Peng, Y. (2013). Bioaccumulation of mercury and its effects on survival, development and web-weaving in the funnel-web spider *Agelena labyrinthica* (Araneae: Agelenidae). *Bull Environ Contam Toxicol*, 90(5), 558-562. doi:10.1007/s00128-013-0966-y
- Magura, T., Horváth, R., & Tóthmérész, B. (2010). Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology*, 25(4), 621-629. doi:10.1007/s10980-009-9445-6
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*: Blackwell Science Ltd.
- Marquez Luna, J. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, 37, 385-408.
- Martin-Piera, F. (2000). Estimaciones prácticas de biodiversidad utilizando táxones de alto rango en insectos. *Monografías Tercer Milenio*, 1, 35-54.
- Mauricio da Rocha, J. R., De Almeida, J. R., Lins, G. A., & Durval, A. (2010). Insects as Indicators of Environmental Changing and Pollution: A Review of Appropriate Species and Their Monitoring. *Holos Environment*, 10(2). doi:10.14295/holos.v10i2.2996
- Maya-Morales, J., Ibarra-Núñez, G., León-Cortés, J. L., & Infante, F. (2012). Understory spider diversity in two remnants of tropical montane cloud forest in Chiapas, Mexico. *Journal of Insect Conservation*, 16(1), 25-38. doi:10.1007/s10841-011-9391-x
- McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews*, 73, 181-201.
- Moreno, C. E., & Sanchez-Rojas, G. (2007). Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *International Journal of Environment and Health*, 1(1), 71-86.
- Muñoz Gutiérrez, J. A., Rousseau, G. X., Andrade-Silva, J., & Charles Delabie, J. H. (2017). Taxones superiores de hormigas como sustitutos de la riqueza de especies, en una cronosecuencia de bosques secundarios, bosque primario y sistemas agroforestales en la Amazonía Oriental, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 65(1), 279-291.

- Nieto Castañeda, G. (2000). *Inventario de arañas de algunas localidades de los estados de Puebla y Morelos en la parte alta de las Balsas*. (Biologo), Universidad Nacional Autonoma de México, Mexico, D.F.
- Núñez Zarco, E. A. (2016). *Identificación de cianobacterias y diatomeas para su utilización como bioindicadores presentes en el sistema geotérmico de Los Negritos, Michoacán, México*. (Mestro en Ciencias), Universidad Autonoma de Baja California, Ensenada, Baja California.
- Oertli, S., Müller, A., Steiner, D., Breitenstein, A., & Dorn, S. (2005). Cross-taxon congruence of species diversity and community similarity among three insect taxa in a mosaic landscape. *Biological Conservation*, 126(2), 195-205. doi:10.1016/j.biocon.2005.05.014
- Omar, W. M. W. (2010). Perspectives on the use of algae as biological indicators for monitoring and protecting aquatic environments, with Special Reference to Malaysian Freshwater Ecosystems. *Tropical Life Sciences Research*, 21(2), 51-67.
- Ordaz Mendez, C. A., Flores Armenta, M., & Ramírez Silva, G. (2011). Potencial geotérmico de la República Mexicana. *Geotermia*, 24(1).
- Ozanne, C. M. P., Speight, M. R., Hamblen, C., & Evans, H. F. (2000). Isolated trees and forest patches: Patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management*, 137, 53-63.
- Platnick, N. I. (2019). World Spider Catalog. Version 20.0. Retrieved from <https://wsc.nmbe.ch/>
- Posso, F. (2002). Energía y ambiente: pasado, presente y futuro. Parte dos: Sistema energético basado en energías alternativas. *Geoenseñanza*, 7(1-2), 54-73.
- Quinto, A., Santoyo, E., Torres, V., Gonzalez, E., & Castillo, D. (1995). Estudio geoquímico-ambiental de los efluentes naturales producidos en la zona geotérmica de Acoculco, Puebla. *Ingenieria Hidraulica en México*, 10(3), 21-27.
- Romero Figueroa, G., Raymundo Gonzalez, I., Ortiz Ávila, V., González Estupiñán, K., Hernández Zamora, E., Hernández Salgado, L. C., . . . Silva Gutiérrez, D. (2018). *Informe tecnico del estudio de flora y fauna en las zonas geotermicas de Acoculco, Chignahuapan y los Humeros, Chignautla, Puebla*. Retrieved from Ensenada, Baja California:
- Rybach, L. (2003). Geothermal energy: sustainability and the environment. *Geothermics*, 32(4-6), 463-470. doi:10.1016/s0375-6505(03)00057-9
- Samu, F., & Lovei, G. L. (1995). Species richness of a spider community (Araneae): Extrapolation from simulated increasing sampling effort. *Europoean Journal of Entomology*, 92, 633-638.
- Santoyo-Gutierrez, E., & Torres-Alvarado, I. S. (2010). Escenario futuro de explotación de la energía geotérmica: hacia un desarrollo sustentable. *Revista Digital Universitaria, UNAM*, 11(10).
- Scharff, N., Coddington, J. A., Griswold, C. E., Hormiga, G., & Bjorn, P. d. P. (2003). When to quit? Estimating spider species richness in a northern european deciduous forest. *Journal of Applied Ecology*, 31, 246-273.
- Soberon, J., & Llorente, J. (1993). The Use of Species Accumulation Functions for the Prediction of Species Richness. *Conservation Biology*, 7(3), 480-488.
- Sørensen, L. L. (2004). Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 13(2), 437-452. doi:10.1023/B:BIOC.0000006510.49496.1e

- Sørensen, L. I., Coddington, J. A., & Scharff, N. (2002). Inventorying and Estimating Subcanopy Spider Diversity Using Semiquantitative Sampling Methods in an Afrotropical Forest. *Environmental Entomology*, 31(2), 319-330.
- Thórhallsdóttir, T. E. (2007). Environment and energy in Iceland: A comparative analysis of values and impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(6), 522-544. doi:10.1016/j.eiar.2006.12.004
- Tognelli, M. F. (2005). Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation*, 121(3), 409-417. doi:10.1016/j.biocon.2004.05.013
- Toti, D. S., Coyle, F. A., & Miller, J. A. (2000). A structured inventory of appalachian grass bald and heat bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology*, 28, 329-345.
- Turnbull, A. L. (1973). Ecology of the True Spiders (Araneomorphae). *Annual Review of Entomology*, 18, 305-348.
- Ubick, D., Paquin, P., Cushing, P. E., Roth, V. D., & Dupérré, N. (2017). *Spiders of North America: an identification manual* (2da ed ed.): American Arachnological Society.
- Vieira, L. C., Oliveira, N. G., Brewster, C. C., & Gayubo, S. F. (2012). Using higher taxa as surrogates of species-level data in three Portuguese protected areas: a case study on Spheciformes (Hymenoptera). *Biodiversity and Conservation*, 21(13), 3467-3486. doi:10.1007/s10531-012-0374-3
- Villaseñor, J. L., Ibarra-Manríquez, G., Meave, J. A., & Ortíz, E. (2005). Higher Taxa as Surrogates of Plant Biodiversity in a Megadiverse Country. *Conservation Biology*, 19(1), 232-238. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00264.x
- Viveiros Grelle, C. E. (2002). Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation*, 108, 101-106.
- Williams, P. H., & Gaston, K. J. (1994). Measuring more of biodiversity: Can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*, 67, 211-217.
- Zukal, J., Pikula, J., & Bandouchova, H. (2015). Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mammalian Biology*, 80(3), 220-227. doi:10.1016/j.mambio.2015.01.001