

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

MODELACIÓN ESPACIAL DE LA DISTRIBUCIÓN DE MOSQUITOS DE IMPORTANCIA MÉDICA Y SUS ASOCIACIONES SOCIOECOLÓGICAS EN UNA CIUDAD SEMIÁRIDA.

Tesis que presenta

Ximena González Galindo

Para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Ambientales

Director/Codirectores de la Tesis

Dr. Fredy Alexander Alvarado Roberto

San Luis Potosí, México, noviembre de 2026

IPICYT
INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.

Constancia de aprobación de tesis

La tesis "**Modelación espacial de la distribución de mosquitos de importancia médica y sus asociaciones socioecológicas en una ciudad semiárida.**", presentada para obtener el Grado de Maestro(a) en Ciencias Ambientales, fue elaborada por **Ximena González Galindo** y aprobada el 20 de noviembre de 2026 por los suscritos, designados como jurado de tesis por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Lista de directores y sinodales

Dr. Fredy Alexander Alvarado Roberto

Dr. Ernesto Iván Badano

Dra. Ana Celia Montes de Oca-Aguilar

Dr. Alfredo Ramírez Hernández

Dr. Constantino González Salazar

Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Fredy Alexander Alvarado Roberto.

Durante la realización del trabajo, el autor recibió una beca académica de la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación SECIHTI (Número de Registro 241681) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.

Acta de Examen

Dedicatoria

A mis padres, Guadalupe Galindo y Carlos Contreras, por ser mi mayor inspiración y enseñarme que, aun en las etapas más dificiles de la vida siempre existe una manera de salir adelante. Gracias por aconsejarme con la sabiduría que solo ustedes tienen y recordarme que, sin importar lo complicado que parezca el camino, siempre puedo encontrar un lugar seguro al cual volver. Este trabajo no habria sido posible sin su apoyo, sus regaños, las risas y sobre todo ese amor incondicional e infinito que me han dado siempre. Gracias por creer en mí. Todo lo que soy y mucho de lo que he logrado se lo debo a ustedes.

A Citlali, Adriana, Cecilia, Evelyn y Heysa, que comenzaron siendo mis compañeras del posgrado y, con el tiempo, se convirtieron en amigas que quiero muchísimo. Que bonito fue encontrarlas en esta etapa. Gracias por escucharme, por acompañarme en dias complicados y por hacer más ligeros los momentos de estrés. Gracias por ser mi red de apoyo dentro y fuera del IPICYT.

Y finalmente a Chiquilin, el mejor perrito y mi mejor amigo. Estuviste conmigo durante diecisiete años y me acompañaste en cada una de mis etapas y esta no fue la excepción. Te desvelaste conmigo mientras estudiaba o preparaba alguna presentación. Te despediste cuando este trabajo llegaba a su fin. Gracias por tantos años de tu amor.

Agradecimientos

A la División de Ciencias Ambientales del IPICYT, por mi formación académica durante el programa de Maestría en Ciencias Ambientales y por proporcionarme las herramientas científicas y metodológicas que contribuyeron a mi desarrollo profesional. Agradezco a los profesores e investigadores que, a lo largo de estos dos años, compartieron sus conocimientos y experiencias.

Al Dr. Fredy Alvarado, mi director de tesis, por confiar en mis ideas desde el inicio y mostrar siempre la disposición de apoyarlas y ayudarme a desarrollarlas. Gracias por su tiempo, paciencia, orientación y por acompañarme durante estos dos años de formación. Agradezco especialmente la libertad que me brindó para explorar mis propias inquietudes científicas, así como sus observaciones, consejos y enseñanzas, que me permitieron fortalecer mi criterio, cuestionar mis resultados y aprender a construir una investigación con mayor rigor. Gracias por la confianza depositada en mí y por contribuir de manera tan importante a mi crecimiento académico y profesional.

A los integrantes de mi comité tutorial, el Dr. Constantino González, la Dra. Ana Celia Montes, el Dr. Ernesto Badano y el Dr. Alfredo Ramírez, por el tiempo dedicado a la revisión de este trabajo, sus observaciones y sus valiosas aportaciones.

A Marcela, Jonathan, Heysa, Adriana, Evelyn y Gael, por su invaluable apoyo durante el trabajo de campo. Gracias por acompañarme a colocar y recoger las trampas, por compartir su tiempo y disposición para ayudarme en cada jornada de muestreo.

A Ana Rita, por su apoyo en la identificación taxonómica de los mosquitos recolectados durante el trabajo de campo.

Finalmente, agradezco a todas las personas que, de alguna manera, contribuyeron a la realización de este trabajo y a mi formación durante estos dos años

Contenidos

RESUMEN 8

ABSTRACT 9

INTRODUCCIÓN 10

MÉTODOS 14

Área de estudio 14

Procesamiento de variables predictoras 16

Variables climáticas 17

Uso y cobertura del suelo 18

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) 20

Variables sociodemográficas 21

Procesamiento de variables de respuesta 25

Análisis de datos y evaluación del modelo 26

Coocurrencia bayesiana y construcción de valores épsilon-score 26

Mapa integrado y comparación de especificaciones climáticas 27

Dependencia espacial y permutaciones restringidas 29

Validación cruzada espacial y discriminación 30

Selección de sitios y validación prospectiva 31

RESULTADOS 33

Composición taxonómica y distribución espacial de los registros históricos 33

Mapa integrado de favorabilidad socio-ecológica relativa 37

Estructura espacial y comparación de especificaciones 38

Validación de coocurrencia y colectas en campo 41

Validación prospectiva por especie 44

DISCUSIÓN 46

CONCLUSIONES 55

REFERENCIAS 58

APÉNDICES 72

RESUMEN

Conocer la distribución de los mosquitos de importancia médica es esencial para la vigilancia epidemiológica urbana. En ciudades localizadas en climas semiáridos, como San Luis Potosí, sus asociaciones con el paisaje urbano continúan siendo poco estudiadas pese a los recientes casos de dengue y a los marcados contrastes biofísicos y socioeconómicos entre barrios. En San Luis Potosí, una ciudad de más de 1 millón de habitantes y localizada en el centro norte de México, evaluamos si integrar vegetación, clima y condiciones socioeconómicas permite identificar áreas favorables para mosquitos de la familia Culicidae y dos especies reconocidas en la transmisión de enfermedades: *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus*. Estos análisis se realizaron a escala de área geoestadística básica (AGEB). Compilamos registros de mosquitos de importancia médica en 32 de 506 AGEB y construimos un modelo bayesiano de coocurrencia ε-score. La vegetación y el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) encabezaron el orden de coocurrencia y conservaron su asociación tras controlar las comparaciones múltiples y la estructura espacial de los modelos. Tras reducir la redundancia de variables, se observó que más capas de clima y cobertura no necesariamente implican mejoras en el ajuste de los modelos. Una vez generado el mapa de coocurrencia, este fue validado mediante muestreos con trampas para adultos (CDC) y ovitrampas. Las capturas de mosquitos hembra con CDC detectaron individuos de la familia Culicidae en 13 sitios, pero no discriminaron las detecciones entre sitios. Por el contrario, los sitios mostraron mayor separación entre *A. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus* dentro del paisaje urbano. Estos resultados muestran el potencial de los mapas que integren múltiples dimensiones (vegetación y cobertura, clima y variables socioecológicas) a escala fina (de barrio) para orientar la vigilancia y el manejo de vectores en ciudades de climas semiáridos, considerando las diferencias entre especies y la necesidad de validación en campo.

Palabras Clave: Análisis espacial, ecología urbana, ecología de enfermedades, heterogeneidad socioecológica.

ABSTRACT

Understanding the distribution of medically important mosquitoes is essential for urban epidemiological surveillance. In cities located in semiarid climates, such as San Luis Potosí, associations between mosquitoes and the urban landscape remain poorly studied despite recent dengue outbreaks and marked biophysical and socioeconomic contrasts among neighborhoods. In San Luis Potosí, a city with more than one million inhabitants located in central Mexico, we evaluated whether integrating vegetation, climate, and socioeconomic conditions could identify areas favorable to mosquitoes of the family Culicidae and two species recognized for their role in disease transmission: *Aedes aegypti* and *Culex quinquefasciatus*. These analyses were conducted at the basic geostatistical area (AGEB) scale. We compiled records of medically important mosquitoes from 32 of the 506 AGEBs and developed a Bayesian co-occurrence model based on the epsilon score (ε-score). Vegetation cover and the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) ranked highest in the co-occurrence analysis and retained their associations after accounting for multiple comparisons and the spatial structure of the models. After reducing variable redundancy, we observed that adding more climate and land-cover variables did not necessarily improve model fit. Once the co-occurrence map was generated, it was validated through field sampling using adult mosquito traps (CDC) and ovitraps. CDC collections detected female mosquitoes belonging to the family Culicidae at 13 sites, but the family-level model did not discriminate detections across sites. In contrast, the sites showed greater separation between *Ae. aegypti* and *Cx. quinquefasciatus* within the urban landscape. These findings highlight the potential of maps integrating multiple dimensions (vegetation and land cover, climate, and socioeconomic variables) at a fine spatial scale (neighborhood level) to guide surveillance and vector management in semiarid cities, while accounting for interspecific differences and the need for field validation.

Keywords: Spatial analysis, urban ecology, disease ecology, sociological heterogeneity

INTRODUCCIÓN

El crecimiento urbano constituye un proceso de transformación ambiental que modifica la disponibilidad y distribución de recursos utilizados por determinadas especies de mosquitos, al mismo tiempo que puede alterar las oportunidades de contacto entre estos organismos y los humanos (Egid et al., 2023). Las transfromación y sustitución de las diferentes coberturas naturales por superficies construidas, la fragmentación y redistribución de la vegetacion, las modificaciónes en la disponibilidad de agua y los cambios en las condiciones térmicas generan una alta heterogeneidad en el paisaje dentro de las (Grimm et al., 2008; Kache et al., 2022). Sin embargo, estas transformaciones no afectan de igual manera a todas las especies de mosquitos, debido a que sus respuestas dependen de los distintos requerimientos ecológicos y de su capacidad para utilizar y adaptarse los recursos disponibles en ambientes urbanizados. En consecuencia, sectores geográficamente próximos pueden presentar condiciones distintas para su desarrollo y permanencia, particularmente en relación con la disponibilidad de hábitats larvarios, refugios para los adultos y condiciones microclimáticas. Estas diferencias pueden manifestarse a escalas espaciales que no necesariamente son representadas por los promedios climáticos regionales (Murdock et al., 2017).

La heterogeneidad ambiental de los paisajes urbanos adquiere características particulares en regiones áridas y semiáridas, donde la disponibilidad de agua suele estar condicionada por precipitaciones escasas y temporalmente variables. En estos ambientes, la urbanización puede redistribuir este recurso y generar ambientes localmente distintos de la matriz natural circundante. El riego de jardines y áreas verdes, el almacenamiento doméstico de agua, las redes hidráulicas y de drenaje y diferentes recipientes o infraestructuras pueden crear sitios favorables para el desarrollo de determinadas especies de mosquitos, incluso durante los periodos secos o de escasa precipitación. Al mismo tiempo, la vegetación irrigada puede modificar localmente condiciones de sombra, humedad y temperatura. A lo largo de la frontera Arizona-Sonora, Hayden et al. (2010) mostraron que la ecología de *Aedes aegypti* estaba relacionada tanto con diferencias microclimáticas como con factores humanos, ilustrando que la

aridez regional no determina por sí sola las condiciones experimentadas por los mosquitos dentro del ambiente urbano. De manera similar, estudios en ciudades aridaz del suroeste de Estados Unidos han mostrado asociaciones entre cobertura urbana, vegetación y abundancia de mosquitos a escalas intraurbanas (Landau y van Leeuwen, 2012; Coalson et al., 2023).

La respuesta de los mosquitos al paisaje urbano no es necesariamente uniforme entre especies. Taxones altamente asociados con ambientes urbanos pueden diferir en sus relaciones con la proporción de vegetación, las superficies construidas, el agua y otras características del paisaje. Landau y van Leeuwen (2012), por ejemplo, encontraron que las relaciones entre cobertura urbana y abundancia diferían entre especies de mosquitos en Tucson. Estudios más recientes también muestran que variables locales del paisaje pueden explicar de manera diferente las distribuciones de especies ecológicamente contrastantes, incluso dentro de áreas geográficas relativamente pequeñas (Wouters et al., 2024). Esta variabilidad interespecífica tiene implicaciones para la vigilancia, ya que patrones identificados para Culicidae en conjunto pueden integrar respuestas ecológicas diferentes y no necesariamente representar adecuadamente la distribución de especies de importancia médica como *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus*.

Una parte importante de la modelación espacial de mosquitos se ha desarrollado a escalas regionales, nacionales o continentales y ha utilizado predominantemente variables climáticas y ambientales de resolución relativamente amplia (Lippi et al., 2023). Estas aproximaciones son fundamentales para caracterizar límites climáticos y cambios de distribución a grandes escalas, pero pueden representar de manera incompleta las condiciones que experimentan los mosquitos dentro de las ciudades (Flores Ruiz et al., 2022) La temperatura registrada por estaciones meteorológicas, por ejemplo, no necesariamente representa las diferencias térmicas entre sectores urbanos con distinta cobertura y configuración del paisaje (Saeidi et al., 2026) de forma similar, una misma cantidad de precipitación regional puede traducirse en disponibilidades locales de agua muy diferentes según la infraestructura y el manejo urbano. Las relaciones observadas entre mosquitos y sus predictores también pueden cambiar con la resolución espacial utilizada, por lo que la selección de una escala de análisis constituye una parte sustantiva

del problema ecológico y no únicamente una decisión cartográfica (Kenyeres y Sáringer-Kenyeres, 2022) .

La disponibilidad creciente de información censal, imágenes satelitales y productos climáticos permite integrar estas dimensiones a escalas intraurbanas (Li y Weng, 2007) . Sin embargo, generar un mapa a mayor resolución no garantiza por sí mismo que las asociaciones identificadas sean capaces de generalizar hacia sectores no utilizados durante su elaboración (Zhang et al., 2013) . La estructura espacial de los datos puede producir estimaciones optimistas cuando unidades cercanas son utilizadas simultáneamente para calibrar y evaluar un modelo, y la incorporación de un mayor número de variables tampoco necesariamente mejora su capacidad de transferencia (Emiliano et al., 2014). Además, las relaciones identificadas a partir de registros históricos requieren ser confrontadas con observaciones independientes antes de utilizarse con propósitos operativos. Esta necesidad resulta particularmente relevante para los modelos de mosquitos. Barker y MacIsaac (2022), en una revisión de 127 estudios de distribución de mosquitos, señalaron que la evaluación mediante información independiente o geográficamente estructurada constituye uno de los aspectos que deben fortalecerse para mejorar su aplicabilidad en vigilancia y manejo.

La validación independiente adquiere además una importancia especial cuando los registros disponibles son heterogéneos en el espacio y en el tiempo (Antell et al., 2024) . Los registros históricos proporcionan evidencia acumulada de ocurrencia, pero pueden haber sido obtenidos bajo diferentes condiciones ambientales, temporadas y esfuerzos de muestreo. En contraste, un muestreo prospectivo permite preguntar si el patrón espacial derivado de esa información previa conserva capacidad para anticipar observaciones realizadas posteriormente. Algunos estudios han utilizado precisamente esta estrategia para evaluar modelos de mosquitos mediante nuevas colectas de campo (Foley et al., 2010; Lorenz et al., 2020). En este contexto, la utilidad de un modelo para vigilancia no depende únicamente de su ajuste a los registros utilizados para construirlo, sino de su capacidad para mantener un ordenamiento informativo cuando se aplica a espacios o momentos distintos.

Estas preguntas son particularmente relevantes para la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP), localizada en un contexto semiárido del centro-norte de México. La

ciudad combina una matriz urbana consolidada con áreas verdes, matorral, pastizales, suelo desnudo, terrenos abiertos y otros tipos de cobertura, además de importantes diferencias en densidad poblacional e infraestructura. Esta configuración produce un gradiente intraurbano en el que las restricciones climáticas regionales interactúan con características locales del paisaje. Estudios recientes realizados en San Luis Potosí han mostrado que componentes de la vegetación urbana pueden asociarse con cambios en la composición y diversidad de mosquitos (Leite-Vital et al., 2026), pero sigue siendo necesario evaluar si la integración de información climática, de cobertura y tipo de vegetación y sociodemografica permite transformar registros entomológicos históricos en un ordenamiento espacial útil para orientar nuevos muestreos.

En este estudio abordamos si la coocurrencia entre registros históricos de mosquitos y las características climáticas, de cobertura y tipo de vegetación y condiciones sociodemograficas permite identificar diferencias espaciales entre las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) de la ZMSLP, así como determinar si los puntales derivados de estas asociaciones permiten anticipar las capturas posterior de hembras. Los registros de moquitos fueron clasificados y analizados a nivel familia (Culicidae) y de especie, considerando *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus*, estas últimas seleccionadas por presentar el mayor número de registros históricos y derivado de ánalisis proespectivo. A partir de esta información construimos un modelo basado en estadistica bayesiana de coocurrencia mostrando valores significativos de asociacion de épsilon-score a escala de AGEB, evaluamos las asociaciones de las distintas categorías con los registros históricos, examinamos su estructura espacial y comparamos dos especificaciones con diferente número de variables climáticas. Posteriormente, evaluamos el ordenamiento obtenido mediante particiones espacialmente reservadas y mediante un muestreo prospectivo independiente. Planteamos tres predicciones principales. Primero, esperamos que la cobertura y el tipo de vegetación, así como la proporción de superficie urbana, presenten asociaciones que influyan en la presencia y distribución de mosquitos en esta ciudad semiárida, cuya magnitud y dirección podría variar entre nivels taxonómicos evaluados estos son elementos que pueden contribuir para predecir la potencial presencia de mosquitos tanto a nivel de familia como de especie, considerando que pueden presentar diferencias entre cada taxón en una ciudad

semiárida (Landau y van Leeuwen, 2012; Coalson et al., 2023; Leite-Vital et al., 2026). Segundo, esperamos que los puntajes específicos de *Ae. aegypti y Cx. quinquefasciatus* presenten una mayor capacidad para discriminar los sitios con y sin detección de cada especie que el puntaje construido para Culicidae en conjunto, debido a las diferencias ecológicas entre especies y sus posibles respuestas contrastantes a las características locales del paisaje urbano (Landau y van Leeuwen, 2012; Wouters et al., 2024). Finalmente, esperamos que la incorporacion de un mayor numero de variables no necesariamente mejorara la capacidad predictiva de los modelos.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP), ubicada en el estado de San Luis Potosí, en la región centro-norte de México (Fig. 1.). La ZMSLP se sitúa a una altitud promedio de 1,860 msnm y presenta un clima BSk (semiárido frío o estepario), de acuerdo con la clasificación de Köppen (Kottek et al., 2006). La precipitación anual oscila entre 373 y 390 mm, concentrándose principalmente entre julio y septiembre (INEGI, 2020) Asimismo, durante agosto se presenta un periodo de disminución temporal de las precipitaciones (canícula), característico de regiones con marcada estacionalidad. En términos de cobertura vegetal, la ZMSLP se caracteriza por la predominancia de matorrales xerófilos, matorrales rosetófilos, crasuleos y submontanos, con especies representativas como el nopal (Opuntia spp.), biznagas, mezquites (*Prosopis spp.*), izotes (*Yucca sp*.) y huizaches (*Vachellia farnesiana*) (Rzedowski, 2006). En las zonas montañosas colindantes con la ZMSLP, como la Sierra de Álvarez y la Sierra de San Miguelito, se encuentran ensambles de bosque de encino, pino-encino y encino-pino, según información de la CONABIO (CONABIO, 2016) (Medina-García et al., 2005).

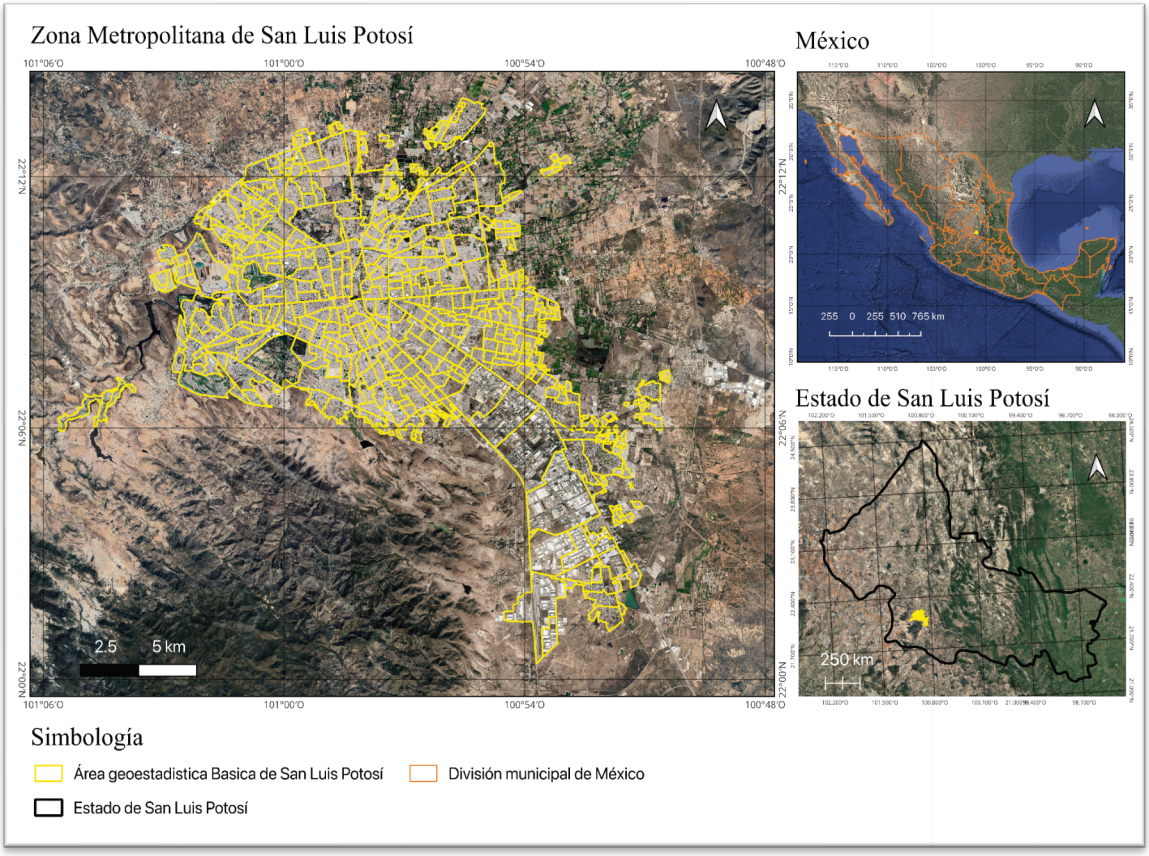


Figura 1. Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP)

La ZMSLP ha experimentado un rápido crecimiento urbano durante las últimas décadas, asociado a un crecimiento demográfico, industrial y habitacional. Entre 2000 y 2015, la superficie de la ciudad aumentó de aproximadamente 12.859 a 19.642 ha (Parra-Rodríguez et al. 2024) y, al considerar las áreas naturales fragmentadas por la urbanización, se estima una pérdida de cerca de 23.445 ha en el mismo periodo (Ramos-Palacios et al., 2016). Este proceso de expansión ha generado un mosaico espacial complejo en el que coexisten zonas densamente urbanizadas con remanentes de vegetación natural, terrenos abandonados sujetos a regeneración espontánea, áreas agrícolas y distintos tipos de infraestructura verde urbana. Esta última incluye numerosos parques y jardines de pequeña extensión (<1 ha), así como los parques Tangamanga I y II, con superficies de 411 y 189 ha, respectivamente (CECURT, 2025). Asimismo, dentro y en la periferia de la ciudad persisten espacios destinados a actividades agrícolas, incluyendo cultivos estacionales de flores como el cempasúchil (*Tagetes erecta*), así

como hortalizas y maíz. En conjunto, los rápidos cambios de uso del suelo y la coexistencia de coberturas urbanas, agrícolas y naturales favorecen una elevada heterogeneidad de usos de suelo dentro de la ZMSLP. Esta característica resulta particularmente relevante para el estudio de los mosquitos urbanos, ya que investigaciones previas realizadas en la ZMSLP han demostrado que la heterogeneidad del paisaje constituye un predictor importante de la riqueza y composición de sus comunidades de mosquitos, mientras que la cobertura de matorral se relaciona positivamente con la diversidad de especies comunes y dominantes (Leite-Vital et al., 2026).

Procesamiento de variables predictoras

Para caracterizar las condiciones socioambientales asociadas con los registros de mosquitos de importancia médica en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP), se integraron tres grupos de variables predictoras: (1) variables climáticas, relacionadas con la temperatura y la precipitación; (2) variables de cobertura del suelo y vegetación, incluyendo el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI); y (3) variables socioeconómicas, representadas por la densidad poblacional, las características de las viviendas y el acceso a servicios básicos (Fig. 2). Estas variables se seleccionaron por su relevancia para caracterizar la heterogeneidad ambiental y socioeconómica del paisaje urbano y se procesaron mediante Google Earth Engine (GEE; Gorelick et al., 2017) y QGIS, versión 3.44.

Las unidades espaciales de análisis fueron las Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) (INEGI, 2020). El área de estudio comprendió 506 AGEB, con una superficie mediana de 23.58 ha y un rango intercuartílico de 9.02–42.98 ha. El empleo de unidades territoriales relativamente pequeñas permite examinar la variación espacial de fenómenos relacionados con la salud y sus posibles factores asociados a escalas subregionales (Lawson, 2014). En este estudio, las AGEB constituyeron una unidad geográfica común para integrar información climática, de cobertura terrestre, vegetación, condiciones socioeconómicas y registros entomológicos provenientes de fuentes con diferentes resoluciones espaciales. Las variables se asociaron o resumieron espacialmente según su resolución y naturaleza, permitiendo caracterizar diferencias entre unidades

territoriales y relacionarlas con la distribución de los registros de mosquitos (Kyriakidis y Nagle, 2010; Arbia y Di Marcantonio, 2015).

Variables climáticas

Las variables climáticas representan las condiciones térmicas y de precipitación que caracterizan un territorio y constituyen componentes ambientales relevantes para comprender la distribución de los mosquitos. La temperatura interviene en procesos fisiológicos como el desarrollo, la supervivencia y la actividad de los organismos, mientras que la precipitación influye en la disponibilidad y persistencia de ambientes acuáticos necesarios para completar las etapas inmaduras de su ciclo de vida (Ohta y Kaga, 2012; Wilke et al., 2017; Pardo-Araujo et al., 2024). En consecuencia, la variabilidad térmica y el régimen de precipitación pueden contribuir a explicar diferencias espaciales en las condiciones ambientales asociadas con sus registros de ocurrencia.

Para caracterizar estas condiciones se utilizaron variables bioclimáticas obtenidas de WorldClim, versión 2.1, con una resolución espacial de 30 segundos de arco (aproximadamente 1 km) y correspondientes al periodo de referencia 1970–2000 (Fick y Hijmans, 2017). Este producto comprende 19 variables bioclimáticas que sintetizan tendencias anuales, variaciones estacionales y condiciones extremas de temperatura y precipitación (Tabla S1). A partir de este conjunto se seleccionaron las variables utilizadas en dos configuraciones climáticas para su incorporación al clasificador. La configuración inicial incluyó el rango anual de temperatura (BIO7), calculado como la diferencia entre la temperatura máxima del mes más cálido y la temperatura mínima del mes más frío, y la precipitación anual (BIO12), correspondiente a la precipitación total acumulada durante el año. Estas variables permitieron representar dos dimensiones climáticas generales: la amplitud térmica anual y la disponibilidad de precipitación.

Posteriormente, se evaluó una configuración ampliada mediante la incorporación de la isotermalidad (BIO3), la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16) y la precipitación del trimestre más cálido (BIO18). BIO3 expresa la relación porcentual entre la amplitud térmica media diaria y la amplitud térmica anual; BIO16 representa la precipitación acumulada durante los tres meses consecutivos más húmedos del año,

mientras que BIO18 corresponde a la precipitación acumulada durante los tres meses consecutivos más cálidos.

La incorporación de estas variables permitió considerar diferencias en la variabilidad térmica y en la distribución estacional de la precipitación que no quedan completamente representadas mediante indicadores anuales. Su relevancia ecológica radica en que la disponibilidad temporal de agua, en combinación con las condiciones térmicas, puede influir en la persistencia de hábitats acuáticos y en las condiciones necesarias para el desarrollo de los mosquitos. De esta manera, se contrastaron dos configuraciones climáticas: una reducida, integrada por BIO7 y BIO12, y otra ampliada, conformada por BIO3, BIO7, BIO12, BIO16 y BIO18. La comparación permitió evaluar si la incorporación de información sobre la variabilidad térmica y la estacionalidad de la precipitación modificaba la capacidad de discriminación del clasificador. Las variables climáticas se interpretaron como indicadores de condiciones ambientales regionales de referencia, y no como mediciones directas del microclima de cada AGEB.

Para incorporar las variables climáticas a las unidades de análisis, las capas ráster de WorldClim se procesaron en QGIS mediante herramientas de estadística zonal, utilizando los polígonos de las 506 AGEB como unidades espaciales de referencia. Este procedimiento permite resumir los valores de una variable ambiental contenida en un ráster dentro de unidades espaciales definidas mediante polígonos (Kroll y Kroll, 2007; QGIS Development Team, 2026). A partir de este análisis se obtuvo un valor representativo de cada variable bioclimática para cada AGEB. Posteriormente, los valores obtenidos se incorporaron a la tabla de atributos de las unidades territoriales y se clasificaron en diez categorías mediante cuantiles para su integración al clasificador. De esta manera, las variables climáticas se incorporaron al análisis utilizando una unidad espacial común con el resto de los factores ambientales y socioeconómicos.

Uso y cobertura del suelo

La cobertura del suelo representa la distribución espacial de los elementos físicos y biológicos que conforman la superficie terrestre, incluyendo vegetación, superficies construidas, suelos descubiertos y cuerpos de agua. En ambientes urbanos, su composición permite caracterizar la heterogeneidad del paisaje y las transformaciones

asociadas con la urbanización. Estas características son ecológicamente relevantes para los mosquitos, debido a que la distribución de superficies vegetadas, ambientes acuáticos y estructuras urbanas puede modificar las condiciones locales de refugio, humedad y disponibilidad de sitios para el desarrollo de sus fases inmaduras. Asimismo, estudios previos han identificado asociaciones entre la composición del paisaje, el grado de antropización y las variaciones en la abundancia y composición de las comunidades de mosquitos (Ferraguti et al., 2016).

Para caracterizar la cobertura terrestre se utilizó el producto global ESA WorldCover 2021, versión v200, distribuido mediante Terrascope. Este producto proporciona información espacial con una resolución de 10 m y distingue 11 clases de cobertura terrestre, obtenidas mediante la integración de observaciones ópticas de Sentinel-2 y datos de radar de Sentinel-1 correspondientes al año 2021. El producto presenta una exactitud global reportada del 76.7 % (Zanaga et al., 2022).

A partir del mapa original se establecieron siete categorías de cobertura para representar los principales componentes del paisaje de la ZMSLP: superficie agrícola, cuerpos de agua, matorral, pastizal, suelo desnudo, cobertura arbórea y superficie urbana (áreas ocupadas por edificaciones, vialidades y otras estructuras construidas). Para su procesamiento en QGIS, se realizó una reclasificación del ráster mediante la herramienta Calculadora ráster, asignando valores binarios a cada categoría de cobertura, donde 1 representó su presencia y 0 su ausencia. Posteriormente, mediante estadísticas zonales, se cuantificó la superficie correspondiente a cada categoría dentro de las AGEB y se calculó su proporción respecto a la superficie total de cada unidad territorial, expresada en porcentaje. Este procedimiento corresponde al cálculo de métricas de composición del paisaje basadas en la proporción de superficie ocupada por cada clase de cobertura (McGarigal et al., 2012; Hesselbarth et al., 2019). Los valores obtenidos se integraron como variables predictoras del clasificador, permitiendo comparar la composición del paisaje entre las 506 unidades territoriales.

Estos indicadores se interpretaron como medidas de la composición espacial del territorio. En particular, permitieron distinguir AGEB con diferentes proporciones de superficies urbanizadas, vegetadas y no construidas, así como evaluar sus asociaciones con la presencia registrada de mosquitos. Sin embargo, las categorías de cobertura no

representan por sí mismas la disponibilidad efectiva de criaderos ni permiten confirmar la presencia de condiciones adecuadas para una especie determinada.

Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)

El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) es un indicador espectral utilizado para caracterizar el verdor de la vegetación a partir de las diferencias en la reflectancia de las bandas del rojo y del infrarrojo cercano (Pettorelli et al., 2011; Pettorelli, 2013). En ambientes urbanos, este índice permite examinar la distribución espacial de superficies con respuesta espectral asociada con la vegetación fotosintéticamente activa, incluso en territorios caracterizados por una elevada heterogeneidad en la cobertura del suelo.

La incorporación del NDVI se fundamentó en la importancia de la vegetación para la ecología de los mosquitos, particularmente por su relación con condiciones locales de sombra, humedad y disponibilidad de refugio. Estas características pueden influir en la permanencia y actividad de los individuos adultos, aunque sus efectos dependen de la especie y de las condiciones particulares del entorno urbano. Diversos estudios han identificado asociaciones entre indicadores espectrales de vegetación y patrones de distribución o abundancia de mosquitos, incluyendo especies de los géneros *Aedes* y *Anopheles* (Wen et al., 2005; Liu y Chen, 2006; Correa-Morales et al., 2019; Martín et al., 2023).

El NDVI se calculó mediante Google Earth Engine (GEE; Gorelick et al., 2017), utilizando imágenes de reflectancia de superficie Sentinel-2 MSI Level-2A de la colección armonizada COPERNICUS/S2_SR_HARMONIZED, correspondientes al periodo agosto-septiembre de 2025. Para su cálculo se emplearon las bandas del rojo (B4) y del infrarrojo cercano (B8), ambas con resolución espacial de 10 m, mediante la siguiente expresión:

$$\mathbf{NDVI = (NIR - R) / (NIR + R)}$$

Donde NIR representa la reflectancia en el infrarrojo cercano y R la reflectancia en el rojo. Las imágenes se filtraron de acuerdo con su cobertura de nubes y se sometieron a un procedimiento de enmascaramiento de nubes y sombras. Posteriormente, las observaciones disponibles se integraron mediante un compuesto temporal promedio para reducir la influencia de observaciones extremas y de posibles contaminaciones

residuales. Para cada una de las 506 AGEB se calculó el porcentaje de superficie con valores de NDVI superiores a 0.3, tomando como referencia los píxeles comprendidos dentro de sus límites. Este procedimiento permitió transformar la información espectral en un indicador territorial comparable entre AGEB de distinta superficie. A diferencia del valor promedio de NDVI, el indicador utilizado representa la proporción de superficie que supera un umbral de verdor previamente definido.

El porcentaje de superficie con NDVI superior a 0.3 se incorporó al clasificador como una medida de la distribución espacial de la vegetación con respuesta espectral relativamente elevada. Su interpretación se limitó a caracterizar el componente vegetal del paisaje urbano y evaluar su asociación con los registros de mosquitos, sin asumir que el umbral seleccionado representa directamente condiciones óptimas de hábitat o una mayor probabilidad de ocurrencia.

Variables sociodemográficas

Las variables sociodemográficas representan características demográficas, habitacionales y de acceso a infraestructura básica que permiten describir diferencias en la organización y las condiciones de vida de la población urbana. Su incorporación al análisis de mosquitos de importancia médica responde a la necesidad de considerar que la presencia registrada de estos organismos no depende exclusivamente de las condiciones ambientales, sino que también puede relacionarse con las transformaciones del entorno derivadas de la ocupación humana y de las características de la infraestructura urbana.

La densidad poblacional permite caracterizar la concentración de habitantes dentro del territorio, mientras que los indicadores relacionados con las viviendas y los servicios básicos describen diferencias en las condiciones habitacionales y de acceso a infraestructura. Estas características pueden vincularse indirectamente con factores relevantes para la ecología de los mosquitos, como las prácticas de almacenamiento de agua, la disponibilidad de recipientes artificiales y la configuración de los espacios habitados. No obstante, su relación con la presencia de mosquitos puede variar según la especie y las condiciones locales, por lo que deben interpretarse como indicadores contextuales y no como medidas directas de disponibilidad de criaderos.

Para representar estas condiciones se utilizó información del Censo de Población y Vivienda 2020 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2020), a escala de AGEB. Se seleccionaron cuatro indicadores: densidad poblacional, viviendas con piso de tierra, viviendas con disponibilidad de agua entubada y viviendas con drenaje. La densidad poblacional se calculó para cada AGEB mediante el cociente entre su población total y su superficie en kilómetros cuadrados, utilizando la expresión:

$$D_i = P_i / A_i$$

Donde D_i representa la densidad poblacional de la AGEB *i*, P_i corresponde a su población total y A_i a su superficie expresada en kilómetros cuadrados. Los resultados se expresaron en habitantes por kilómetro cuadrado (hab/km²).

Para los indicadores habitacionales y de infraestructura se calcularon proporciones relativas a escala de AGEB. En cada caso, el número de viviendas que presentaba la característica de interés se dividió entre el total de viviendas correspondiente al universo censal de referencia y se multiplicó por 100. De esta manera, se obtuvieron los porcentajes de viviendas con piso de tierra, con disponibilidad de agua entubada y con drenaje.

Esta transformación permitió expresar los indicadores en una escala comparable entre unidades territoriales con diferentes superficies y cantidades de viviendas, evitando que los valores dependieran únicamente del número absoluto de viviendas. El cálculo de las superficies y el procesamiento espacial de la información se realizaron mediante QGIS, versión 3.44. Los indicadores resultantes se vincularon con las 506 AGEB y se incorporaron posteriormente como variables predictoras del clasificador.

Las variables socioeconómicas se interpretaron como indicadores de las condiciones demográficas y de infraestructura urbana asociadas con cada AGEB. Su incorporación permitió examinar si las diferencias territoriales en estas características se relacionaban con los patrones espaciales de registros de mosquitos, sin atribuirles necesariamente una relación causal directa.

En conjunto, las variables climáticas, de cobertura del suelo, vegetación y condiciones socioeconómicas permitieron construir una caracterización socioambiental de la ZMSLP a escala de AGEB. Su integración proporcionó una base espacial común para analizar asociaciones entre los registros de mosquitos y las características del

entorno urbano. Debido a las diferencias en la resolución espacial, los periodos de referencia y la naturaleza de las fuentes de información, los indicadores se interpretaron como características contextuales del territorio y no como mediciones simultáneas de los procesos ecológicos que determinan la presencia de mosquitos.

La información socioeconómica se vinculó espacialmente con los polígonos de las 506 AGEB mediante su clave geoestadística, permitiendo asociar los valores censales con cada unidad territorial (INEGI, 2020). Posteriormente, los valores de densidad poblacional y los porcentajes correspondientes a los indicadores habitacionales y de infraestructura se clasificaron en diez categorías mediante el método de cuantiles. Este procedimiento consiste en ordenar los valores de cada variable y establecer intervalos que contienen aproximadamente el mismo número de observaciones, permitiendo representar su distribución relativa entre las unidades espaciales (Brewer y Pickle, 2002; QGIS Development Team, 2026). La clasificación se realizó de manera independiente para cada indicador, asignando a las AGEB una categoría de acuerdo con el intervalo correspondiente. Los valores categorizados se incorporaron posteriormente al clasificador para evaluar sus asociaciones con los registros de mosquitos.

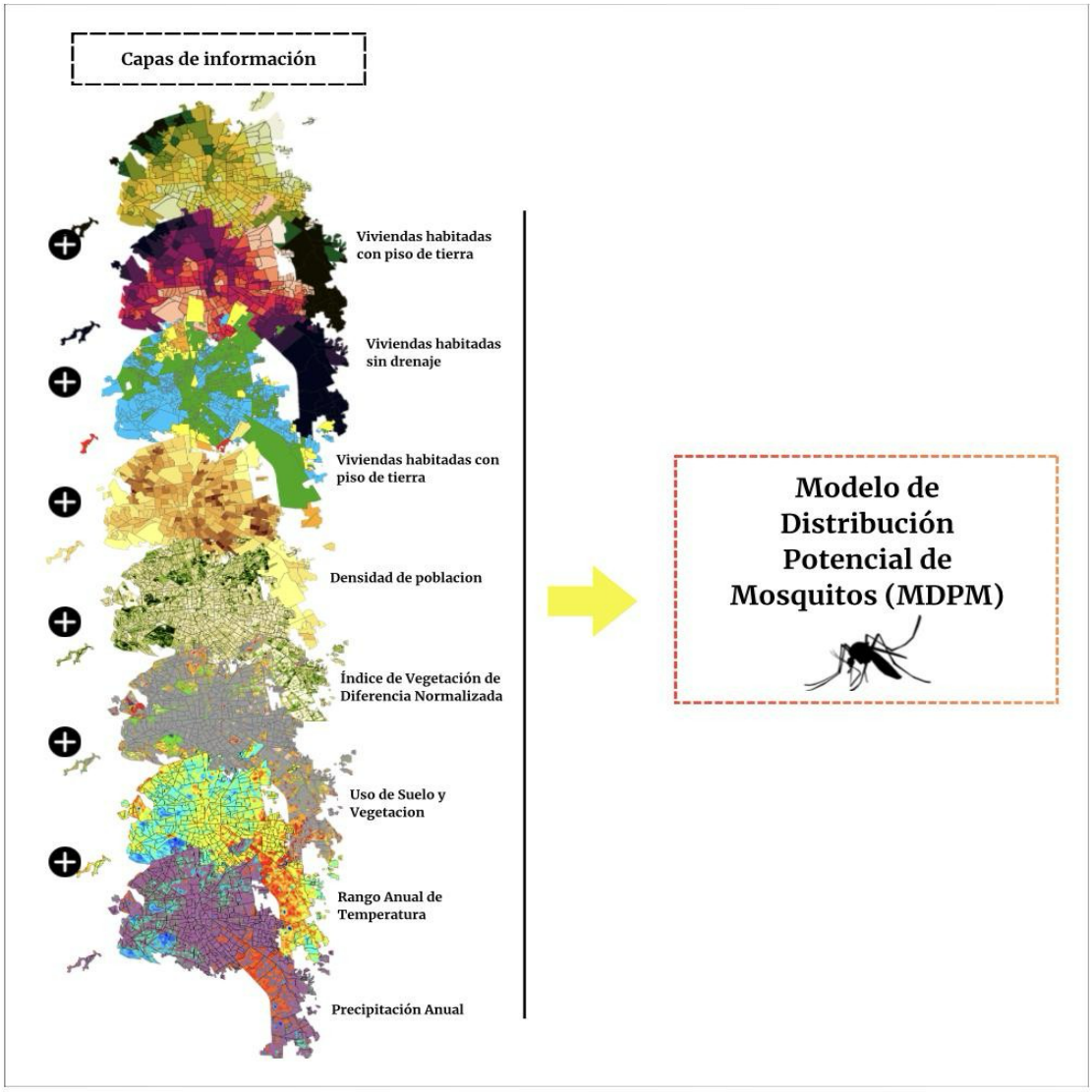


Figura. 2 Representación del modelo empleado para predecir la presencia de mosquitos de importancia médica en la ZMSLP. Las capas seleccionadas se dividieron en abióticas (variables bioclimáticas), bióticas (proporción de usos del suelo y coberturas e índice de vegetación de diferencia normalizada) y socioeconómicas (tipo de piso de las viviendas, disponibilidad de agua entubada, drenaje y densidad poblacio

Procesamiento de variables de respuesta

Se recopilaron registros georreferenciados de mosquitos de importancia médica (Diptera: Culicidae) para la ZMSLP a partir de la Global Biodiversity Information Facility (GBIF) (GBIF.org, 2026) y de iNaturalistMX/Naturalista (iNaturalistMX, s. f.). La información se complementó mediante una búsqueda bibliográfica en Web of Science, literatura gris y registros disponibles del Centro Nacional de Programas Preventivos y Control de Enfermedades (CENAPRECE). Debido al reducido número de registros disponibles para la ZMSLP en estas fuentes (n = 161), se incorporaron además los registros obtenidos por Leite-Vital et al. (2026) en la misma área de estudio (n = 23), conformando un total de 184 registros históricos de Culicidae.

Para todos los registros, las coordenadas geográficas (longitud y latitud) de cada observación se incorporaron a QGIS como una capa de puntos. Cada ocurrencia georreferenciada se asignó posteriormente a una de las 506 Áreas Geoestadísticas Básicas (AGEB) que componen la ZMSLP. Cuando existieron múltiples registros del mismo taxón dentro de una misma AGEB, estos se redujeron a una sola ocurrencia, con el fin de evitar que las frecuencias de coocurrencia dependieran del número de registros disponibles para una localidad. A partir de esta información se definieron respuestas binarias a escala de AGEB para tres niveles taxonómicos: Familia Culicidae y especies *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus*. La selección de estas especies respondió a su importancia médica, su adaptación a ambientes urbanos y su mayor representación en los registros históricos disponibles para la ZMSLP, lo que permitió realizar análisis específicos de sus patrones espaciales.

Para cada taxón, las AGEB se clasificaron según la existencia de al menos un registro disponible o ningún registro disponible. Las AGEB sin registros se utilizaron como unidades de referencia y no se interpretaron como ausencias ecológicas confirmadas, ya que la falta de registros puede reflejar diferencias en el esfuerzo histórico de muestreo o en la disponibilidad de información. Esta condición se consideró tanto en la estimación de las asociaciones de coocurrencia como en la interpretación posterior del modelo.

ANÁLISIS DE DATOS Y EVALUACIÓN DEL MODELO

Coocurrencia bayesiana y construcción de valores épsilon-score

Las variables continuas se dividieron en diez intervalos definidos por cuantiles y las proporciones se expresaron como categorías. Siguiendo el modelo de coocurrencia de González-Salazar *et al.* (2013), se examinó si cada categoría coincidía con los registros más o menos de lo esperado dada su frecuencia en el conjunto de AGEB. Para un taxón i y una categoría j, N_{ij} es el número de AGEB donde ambos coinciden, N_i el número de AGEB con registros del taxón, N_j el número de AGEB pertenecientes a esa categoría y N el total de unidades. La desviación estandarizada respecto de la independencia se calculó como:

$$\boldsymbol{\varepsilon_{ij}} = \frac{\boldsymbol{N_{ij} - N_j\left(\frac{N_i}{N}\right)}}{\sqrt{\boldsymbol{N_j\left(\frac{N_i}{N}\right)\left(1 - \frac{N_i}{N}\right)}}}$$

Un ε positivo indica más coocurrencias de las esperadas; uno negativo indica menos. Se utilizó ε > 2 siguiendo el criterio de aproximadamente dos desviaciones estándar por encima de lo esperado bajo la independencia, utilizado en unos estudios previos de asociaciones entre factores ambientales y distribuciones geográficas (González-Salazar et al., 2013; Ureta et al; 2013) para destacar asociaciones positivas en la exploración inicial, sin equiparar ese umbral a una prueba corregida por todas las comparaciones realizadas. El segundo componente del método es el score: para cada categoría se calculó el logaritmo de la razón entre su frecuencia relativa en AGEB con registros y su frecuencia relativa en AGEB sin registros, utilizando los pequeños pseudoconteos de la implementación para evitar valores indefinidos. Los pesos positivos

identifican categorías relativamente más frecuentes con el taxón; los negativos, categorías más frecuentes entre las unidades de referencia. El puntaje de cada AGEB es la suma de los pesos de las categorías presentes: $S_i = \Sigma_j X_{ij} s_j$, donde X_{ij} indica si la categoría j está presente en la unidad i. Bajo la aproximación bayesiana ingenua (*Naive Bayes*) de González-Salazar et al. (2013), las asociaciones entre los registros de mosquitos y los factores considerados se expresaron mediante razones de frecuencias, cuyas contribuciones se integraron en escala logarítmica para obtener un puntaje (*score*). Este procedimiento permitió ordenar las AGEB de acuerdo con la evidencia relativa al presentar un perfil de factores semejante al observado en las unidades con registros de mosquitos. El análisis se implementó mediante un script desarrollado en R versión 4.5.2, utilizando una interfaz construida con el paquete shiny para incorporar y procesar las tablas de clases y factores previamente asociadas mediante el identificador de cada AGEB. Los valores de ε y *score* se calcularon mediante funciones programadas directamente en el script, sin recurrir a una función estadística específica de un paquete de R.

Mapa integrado y comparación de especificaciones climáticas

Para los registros correspondientes a la familia Culicidae, los *scores* obtenidos para las asociaciones entre los registros de mosquitos y las categorías de clima, cobertura y tipo de vegetación y condiciones socioeconómicas se integraron a escala de AGEB. La suma de estos pesos permitió ordenar las unidades espaciales de acuerdo con la evidencia relativa acumulada de condiciones asociadas con los registros históricos de mosquitos y generar el mapa integrado. Las asociaciones con valores de $\varepsilon > 2$ se utilizaron adicionalmente para identificar las categorías con una asociación positiva particularmente marcada con el perfil observado. La especificación principal consideró como componente climático BIO7 (rango anual de temperatura) y BIO12 (precipitación anual) y produjo 97 asociaciones clase-factor, cada una con sus correspondientes

valores de ε y *score*. Esta configuración fue la utilizada para generar el mapa empleado en la selección de los sitios de muestreo de campo. Posteriormente se construyó, como contraste a posteriori, una especificación climática más amplia mediante la incorporación de BIO3 (isotermalidad), BIO16 (precipitación del trimestre más húmedo) y BIO18 (precipitación del trimestre más cálido), además de BIO7 y BIO12. La incorporación de estas variables consideró la estructura de correlación de las 19 variables bioclimáticas de WorldClim 2.1 evaluada mediante el coeficiente de Spearman (Fig. 3). Al incorporar las categorías derivadas de estas variables climáticas adicionales, el análisis produjo 132 asociaciones clase–factor. Los demás componentes ambientales y socioeconómicos se mantuvieron entre ambas especificaciones, permitiendo evaluar el efecto de ampliar la caracterización climática del modelo.

El mismo procedimiento de coocurrencia se aplicó de manera independiente a los registros de *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus*, conservando la estructura de la especificación principal. De esta manera, se obtuvieron pesos específicos para Culicidae y para cada especie, por lo que una misma categoría podía presentar diferente magnitud y dirección de asociación dependiendo del taxón considerado como respuesta. Todos los pesos se estimaron utilizando exclusivamente los registros recopilados antes del trabajo de campo, por lo que las observaciones obtenidas durante el muestreo posterior no intervinieron en su cálculo.

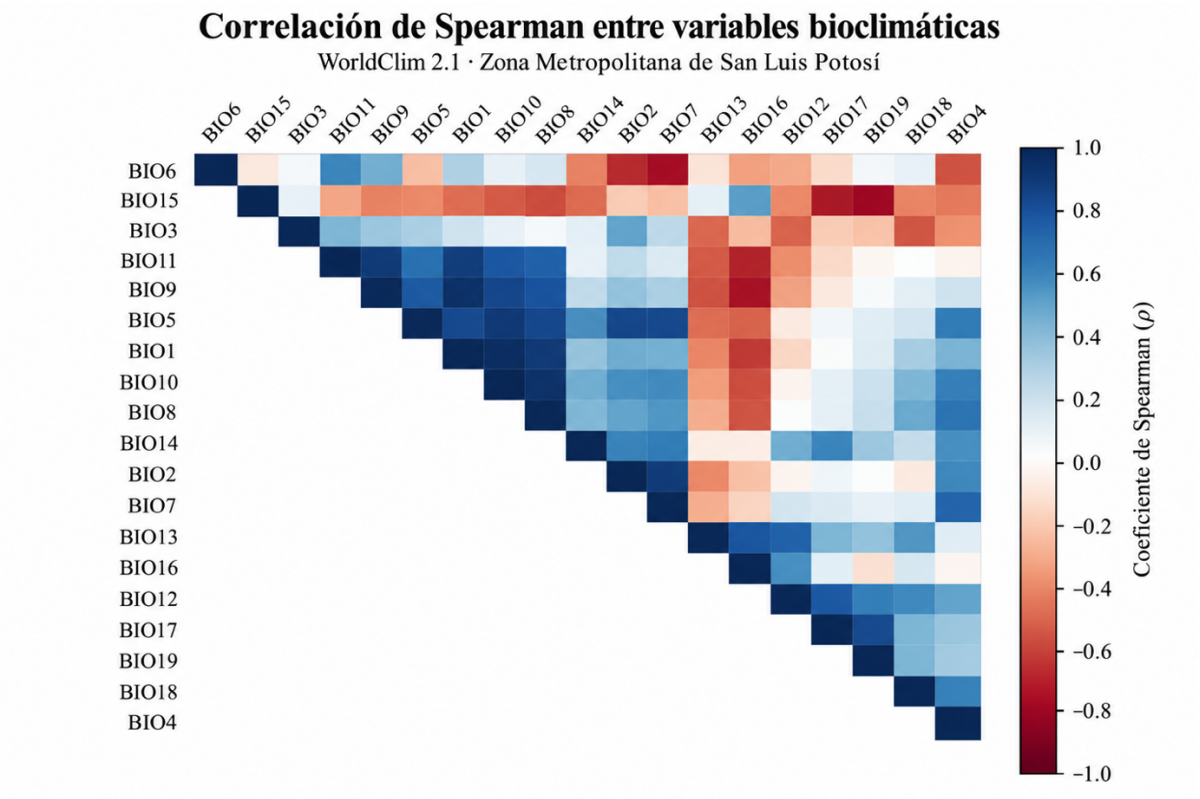


Figura 3. Correlación entre las variables bioclimáticas consideradas para la caracterización climática de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí. La matriz muestra los coeficientes de correlación de Spearman (p) calculados a partir de una muestra aleatoria de 10,000 celdas de las 19 variables bioclimáticas de WorldClim 2.1 dentro del área de estudio. Las variables se ordenaron mediante agrupamiento jerárquico para facilitar la visualización de patrones de correlación. Para la identificación de variables altamente correlacionadas se utilizó un umbral de ($p > 0.80$).

Dependencia espacial y permutaciones restringidas

Se calculó el índice de Moran para los registros bajo contigüidad Queen (AGEB que comparten borde o vértice) y cuatro vecinos más cercanos por distancia entre centroides; los puntajes se examinaron bajo el enfoque Queen (donde dos regiones se

consideran vecinas si comparten fronteras o vértices espaciales, Zhao et al. 2025). Valores positivos indican agrupación de valores semejantes. Las dos matrices permitieron examinar si la dependencia de los registros era sensible a la definición de vecindad (Moran, 1950). Posteriormente, las etiquetas de registro se permutaron sólo dentro de cada uno de 4, 6, 8 y 10 bloques geográficos. Al conservar el número de AGEB con registro dentro de cada bloque, esta prueba preguntó si las asociaciones seleccionadas persistían más allá de una simple agrupación regional. Así, el análisis de Moran identificó dependencia espacial, mientras que la permutación restringida comprobó si la asociación de las categorías superaba el control de la agrupación regional.

Validación cruzada espacial y discriminación

La validación cruzada reservó sucesivamente AGEB completas bajo particiones de 4, 6, 8 y 10 bloques; los pesos se estimaron con las AGEB de entrenamiento y se aplicaron a las AGEB de la región no incluida. Esta separación reduce la dependencia entre entrenamiento y evaluación que puede inflar la validación aleatoria (Roberts et al., 2017). Se compararon las especificaciones de 97 asociaciones (usando solo BIO12 y BIO7) y agregando BIO3, BIO16 Y BIO18 resultado de 132 asociaciones. En cada partición, la capacidad de ordenar AGEB con registro por encima de unidades de referencia se resumió mediante el área bajo la curva ROC (AUC). Una interpretación es $AUC = P(S^+ > S^-) + \frac{1}{2}P(S^+ = S^-)$, donde S^+ es el puntaje de una AGEB con registro y S^- el de una AGEB de referencia. AUC = 0.5 indica un ordenamiento equivalente al azar y AUC = 1, separación completa en la muestra evaluada (Hanley y McNeil, 1982). Las unidades sin registro no son ausencias comprobadas y su selección influye en la AUC (Lobo et al., 2008; Phillips et al., 2009). Esta comparación a posteriori puso a prueba la decisión climática a priori: si agregar las categorías bioclimáticas mejoraba la discriminación espacial. Como referencia visual en la partición de ocho bloques se presenta también la media y el intervalo empírico de la validación aleatoria del análisis

complementario, sin usarla para elegir la especificación principal. Las capturas posteriores no intervinieron en la selección de variables o pesos.

Selección de sitios y validación prospectiva

Después de fijar los pesos y generar el mapa integrado de 97 asociaciones clase-factor, se seleccionaron 21 sitios con base en la distribución de sus puntajes para un muestreo dirigido en septiembre y octubre de 2025 (Fig. 4). En cada sitio se instalaron ovitrampas durante cinco días y trampas de luz miniatura tipo CDC durante 24 h; estas últimas fueron cebadas con CO_2 generado con levadura, azúcar y agua. Los adultos y estadios inmaduros recuperados se identificaron taxonómicamente, los adultos y estadios inmaduros colectados se identificaron taxonómicamente mediante caracteres morfológicos, utilizando como referencia las claves de identificación de Darsie y Ward (2005) para hembras adultas y de Ibáñez-Bernal y Martínez-Campos (1994) para las larvas de cuarto estadio. La respuesta para evaluar los puntajes previamente fijados se definió exclusivamente por las hembras adultas capturadas con CDC: se asignó detección a un sitio si se identificó al menos una hembra del taxón correspondiente y no detección en caso contrario. Machos y estados inmaduros (larvas o huevos) no entraron en la respuesta o en las AUC. Además, los registros de huevos de *Aedes* y *Culex* fueron tomados como oviposición local, pero no son considerados como supervivencia adulta ni necesariamente identidad de especie. Una visita sin captura de hembras tampoco confirmó ausencia (MacKenzie et al., 2002).

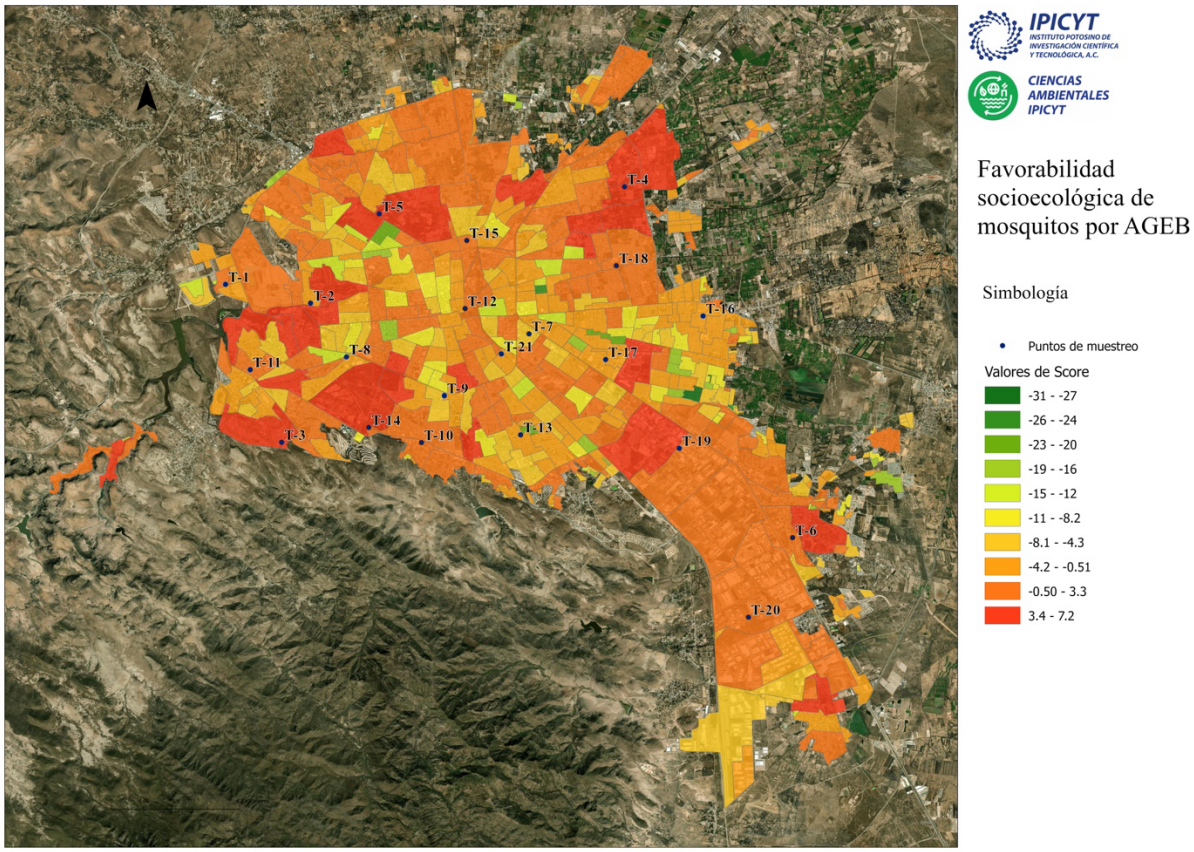


Figura 4. Sitios seleccionados para el muestreo entomológico a partir del mapa de favorabilidad.

La capacidad de los puntajes para discriminar entre sitios con y sin detección de mosquitos se evaluó mediante el área bajo la curva ROC (AUC). Para el análisis a nivel familia (Culicidae), se utilizaron los puntajes de los 21 sitios muestreados (véase figura S1) y se estimaron intervalos de confianza al 95 % mediante Bootstrap. Adicionalmente, se realizaron pruebas de permutación de etiquetas para evaluar la evidencia de asociación entre puntajes y las detecciones observadas a través de la obtención de valores de p. Se estimó por separado la proporción de sitios con detección y su intervalo binomial exacto del 95%. Asimismo, se examinó la distribución de los percentiles

regionales de los sitios seleccionados para identificar qué parte del gradiente de puntajes del mapa de favorabilidad quedó representada en el muestreo prospectivo. Para las *Ae. aegypti* y *Cx. Quinquefasciatus*, detectadas cada una en cuatro de 21 sitios, se utilizaron pruebas exactas para evaluar si las detecciones se concentraron en sitios con puntajes elevados, Los valores de p obtenidos se ajustaron mediante el procedimiento de Holm para controlar el error asociado a comparaciones múltiples. Como análisis complementario, se ajustaron modelos de regresión logística penalizada de Firth para examinar la asociación entre puntajes y la probabilidad de detección de cada especie. Debido al reducido número de sitios positivos, las estimaciones y sus intervalos de confianza se interpretaron con cautela (Firth, 1993; Heinze y Schemper, 2002).

RESULTADOS

Composición taxonómica y distribución espacial de los registros históricos

La base de datos comprendió 184 registros de Culicidae distribuidos en 32 de las 506 AGEB de la ZMSLP, mientras que las 474 restantes se consideraron unidades de referencia sin registros disponibles. Siguiendo a González-Salazar et al. (2013), Entre las categorías con valores de ε superiores a 2 destacaron la cobertura de vegetación (ε = 3.898), el NDVI (ε = 3.084), las viviendas con piso de tierra (ε = 2.828), la cobertura de pastizal (ε = 2.351), la precipitación anual BIO12 (ε = 2.295), la densidad poblacional (ε = 2.186), la cobertura de matorral (ε = 2.115) y el suelo desnudo (ε = 2.067).

La contribución de las categorías al modelo integrado se examinó mediante sus pesos de asociación (*score*), que permitieron identificar tanto asociaciones positivas como negativas con los registros de Culicidae (Fig. 5). Las mayores contribuciones positivas correspondieron a la cobertura arbórea (8–50 %), el NDVI (16–66 %) y el porcentaje de viviendas con piso de tierra (60–80 %), seguidas de la densidad poblacional

(16,886–31,210 hab/km²). Asimismo, se identificaron contribuciones positivas para categorías de cobertura de pastizal (0–0.1 %), matorral (7–13 %), superficie urbanizada (3.4–54.2 %), precipitación anual (367–376 mm), suelo desnudo (0–0.2 %) y rango anual de temperatura (23.9–24.15 °C).

En contraste, las contribuciones negativas más marcadas correspondieron a las categorías con elevada proporción de superficie urbanizada (99.9–100 %) y valores reducidos de NDVI (0–1 %), así como a la ausencia o escasa cobertura arbórea. También se observaron asociaciones negativas para las categorías de superficie urbanizada de 89.2–93.3 % y ausencia de cobertura de pastizal. Estos resultados muestran que una misma variable puede presentar contribuciones de diferente signo dependiendo del intervalo de valores considerado, particularmente en el caso de la cobertura arbórea, el NDVI y la superficie urbanizada.

En el caso del NDVI, estas contribuciones deben interpretarse considerando que este índice representa las condiciones de verdor de la cobertura vegetal, sin distinguir entre vegetacion natural y áreas verdes que se mantienen debido al riego constante. Esto resulta particularmente importante en un paisaje urbano semiarido, donde esta vegetación urbana depende de la disponibilidad natural del agua como de la influencia de las actividades antropicas, se considera que tambien algunos sectores de vegetación y su respuesta al NDVI pueden estar influenciados por la reflectancia del suelo, por lo que los valores no deben considerarse exlusivamente como una medida de cobertura vegetal.

El puntaje integrado de cada AGEB se obtuvo mediante la suma de los pesos correspondientes a las categorías presentes en dicha unidad territorial, considerando tanto las contribuciones positivas como las negativas. En consecuencia, el valor resultante representa la asociación acumulada de las condiciones socioambientales consideradas en el clasificador, y no el efecto aislado de una variable. Los puntajes más elevados indican una mayor semejanza con el perfil socioambiental de las AGEB que

presentan registros históricos de Culicidae, sin representar directamente una probabilidad de presencia ni una estimación de su abundancia.

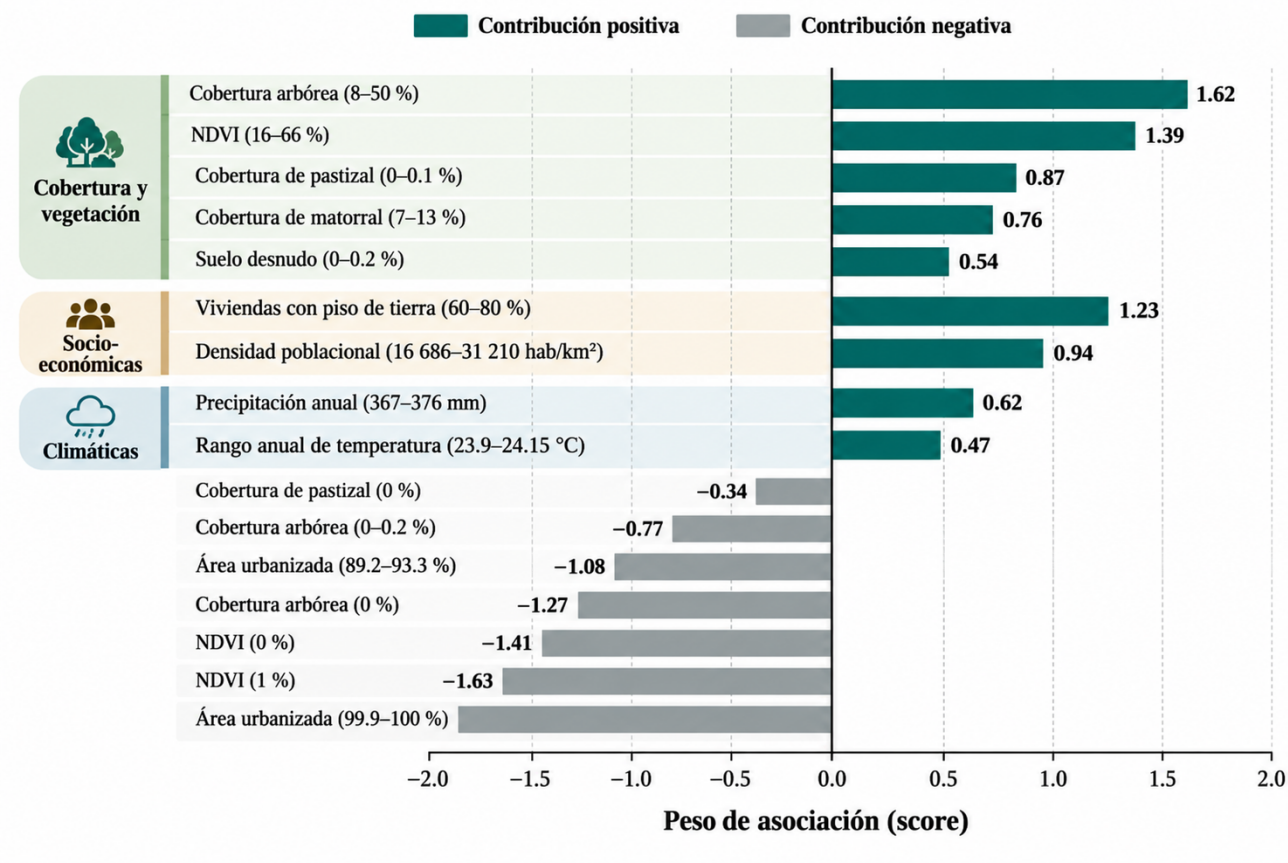


Figura 5. Pesos positivos de las ocho categorías con ε > 2 en el modelo integrado de Culicidae. Las barras están ordenadas por score; el orden por ε se informa por separado en el texto.

De las 14 variables examinadas en las pruebas globales, sólo cobertura arbórea y NDVI mantuvieron evidencia tras corregir las comparaciones (q de Benjamini–Hochberg = 0.00994 para ambas). La categoría cobertura arbórea 7.5–49.8 apareció en 31.3 % de las AGEB con registros frente a 8.7 % de las unidades de referencia (razón de momios =

4.80); NDVI 16–66, en 25.0 % frente a 8.0 % (razón de momios = 3.82). cobertura arbórea 0–0 mostró el patrón inverso (6.3 % frente a 28.3 %; razón de momios = 0.17). Las tres categorías conservaron evidencia después del ajuste de Holm (Fig. 6). Por tanto, las demás categorías con ε > 2 describen el mapa integrado, pero no superaron la prueba global ajustada.

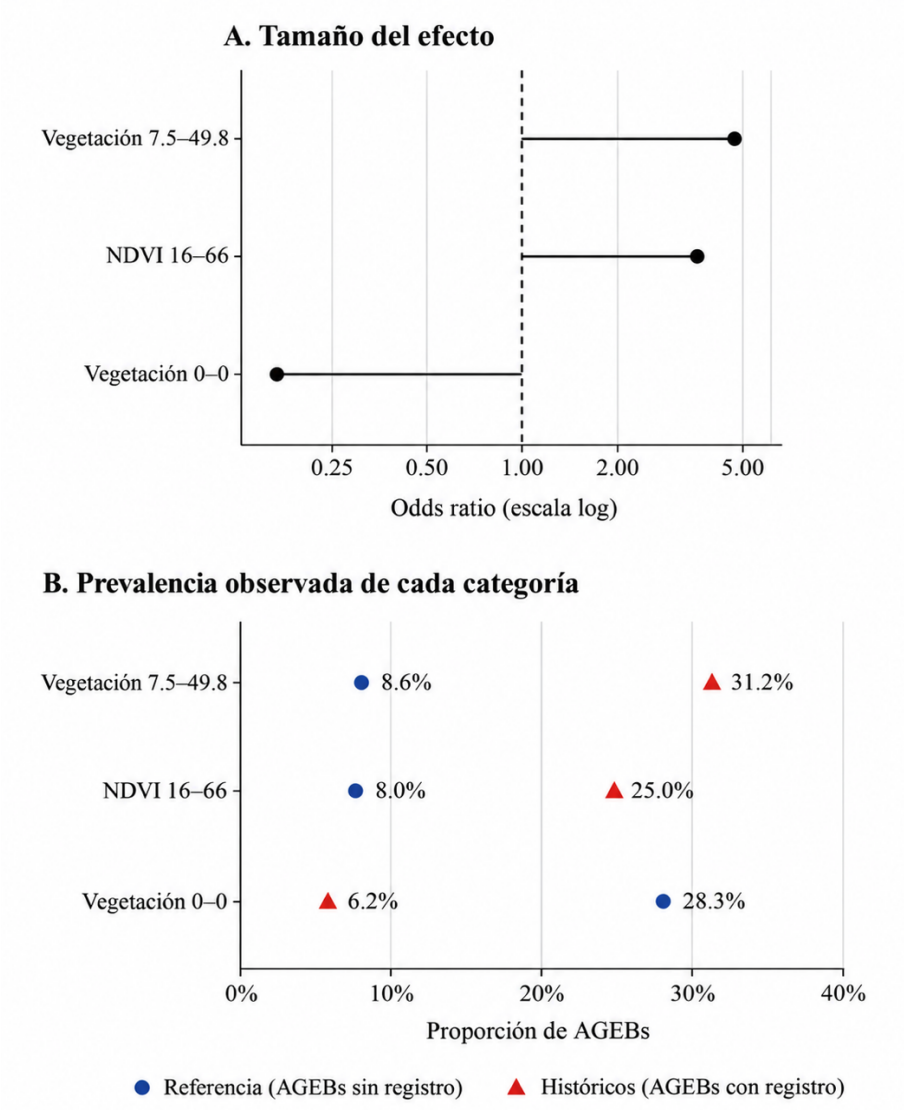


Figura 6. Razones de momios y proporciones de AGEB con y sin registros para categorías de cobertura arborea y NDVI.

Mapa integrado de favorabilidad socio-ecológica relativa

El mapa integrado de 97 asociaciones clase–factor mostró una distribución espacial heterogénea de los puntajes entre las AGEB de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (Fig. 7). Se observaron diferencias entre sectores de la ciudad, con áreas que concentraron valores relativamente elevados y otras donde predominaron puntajes menores. Esta distribución indica que las combinaciones de condiciones climáticas, ambientales y sociodemográficas asociadas con los registros históricos de Culicidae no se presentan de manera uniforme en el espacio urbano. Los valores más altos, representados en tonos anaranjados y rojo, corresponden a AGEB cuyas características muestran una mayor semejanza con el perfil socioambiental de los registros históricos, mientras que los puntajes menores colores amarillos y verdes representan condiciones menos asociadas con dicho perfil.

La distribución de los puntajes también permitió identificar diferencias entre AGEB próximas entre sí, lo que pone de manifiesto la heterogeneidad socioambiental existente dentro de la ciudad. Este resultado es importante porque muestra que las condiciones asociadas con los registros históricos de Culicidae no se limitan a un solo sector de la ZMSLP, sino que se presentan en distintas combinaciones a escala intraurbana. Al integrar las asociaciones de múltiples variables en un mismo puntaje, el mapa permitió sintetizar estas diferencias y establecer una clasificación relativa de las AGEB según su semejanza con las condiciones observadas en los sitios con registros.

La importancia de este resultado radica en que proporciona una representación espacial de las asociaciones identificadas y permite reconocer sectores con diferentes perfiles socioambientales para su posterior evaluación en campo. Sin embargo, los puntajes no representan probabilidades de presencia ni confirman que existan mosquitos en las AGEB con valores más elevados. Su interpretación corresponde a una medida

relativa de favorabilidad socioecológica construida a partir de los registros históricos disponibles, cuya capacidad para discriminar sitios con y sin detección debe evaluarse mediante procedimientos de validación independientes.

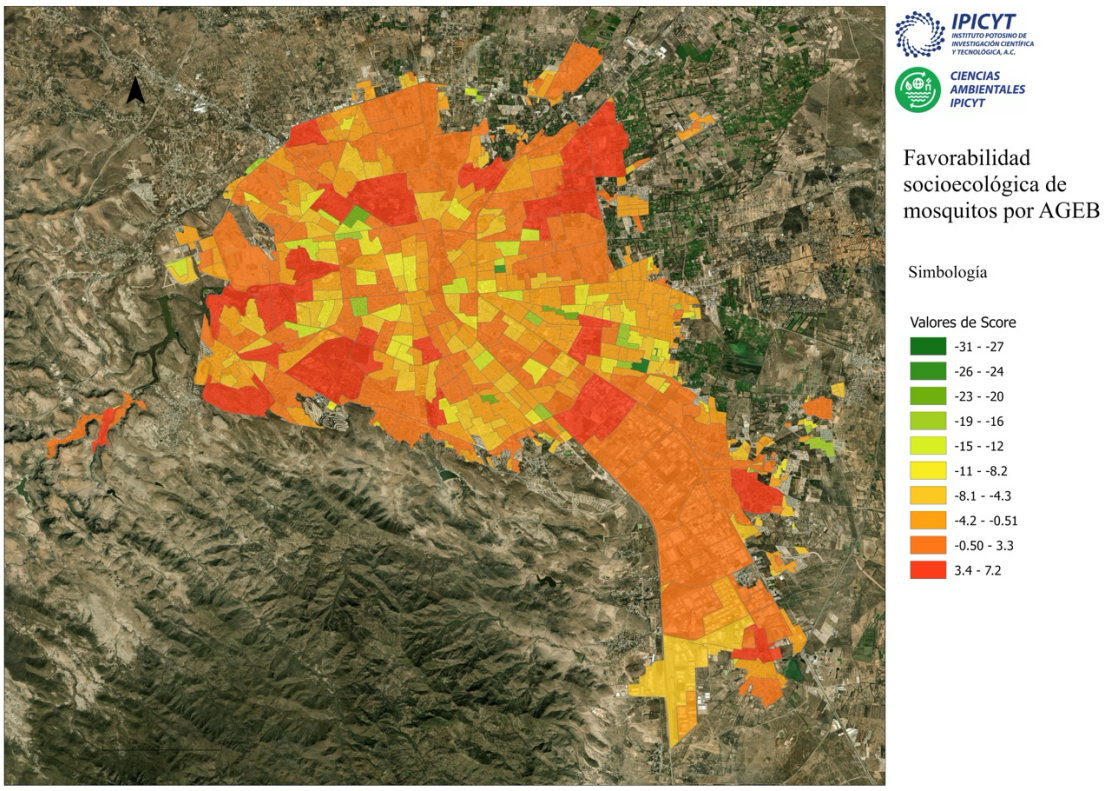


Figura 7. Mapa de favorabilidad socio-ecológica integrado por AGEB derivado del análisis de ε-score. El color expresa un puntaje relativo, no una probabilidad calibrada.

Estructura espacial y comparación de especificaciones

La selección climática *a priori* redujo la redundancia, mientras que las pruebas posteriores examinaron si la señal del modelo integrado resistía el agrupamiento espacial y se conservaba en regiones no utilizadas para estimar los pesos. Los registros presentaron autocorrelación positiva débil con las dos definiciones de vecindad (Moran I

queen = 0.0753, p = 0.0187; cuatro vecinos más cercanos: I = 0.0566, p = 0.0328). Los puntajes de 97 y 132 categorías también se agruparon espacialmente bajo contigüidad queen (p = 0.0001 en ambos). Aun al permutar los registros dentro de 4, 6, 8 y 10 bloques geográficos, cobertura arborea y NDVI conservaron evidencia de asociación en las cuatro particiones; con ocho bloques, p espacial ajustada por Holm = 0.00380 y 0.00570, respectivamente. En conjunto, las pruebas sugieren una baja dependencia espacial.

La validación cruzada exigió que los puntajes calculados con las AGEB de entrenamiento ordenaran registros y unidades de referencia de bloques reservados. En el panel A de la Fig. 8, Moran muestra una agrupación débil de los registros y más marcada en ambos puntajes, lo que justifica separar regiones completas. En el panel B, las líneas corresponden a la AUC fuera de muestra para cuatro resoluciones de bloques; la línea de 97 categorías permanece sobre la de 132 en las cuatro. Los símbolos con barras en ocho bloques representan la validación aleatoria del análisis complementario como referencia visual, no reemplazan la estimación espacial.

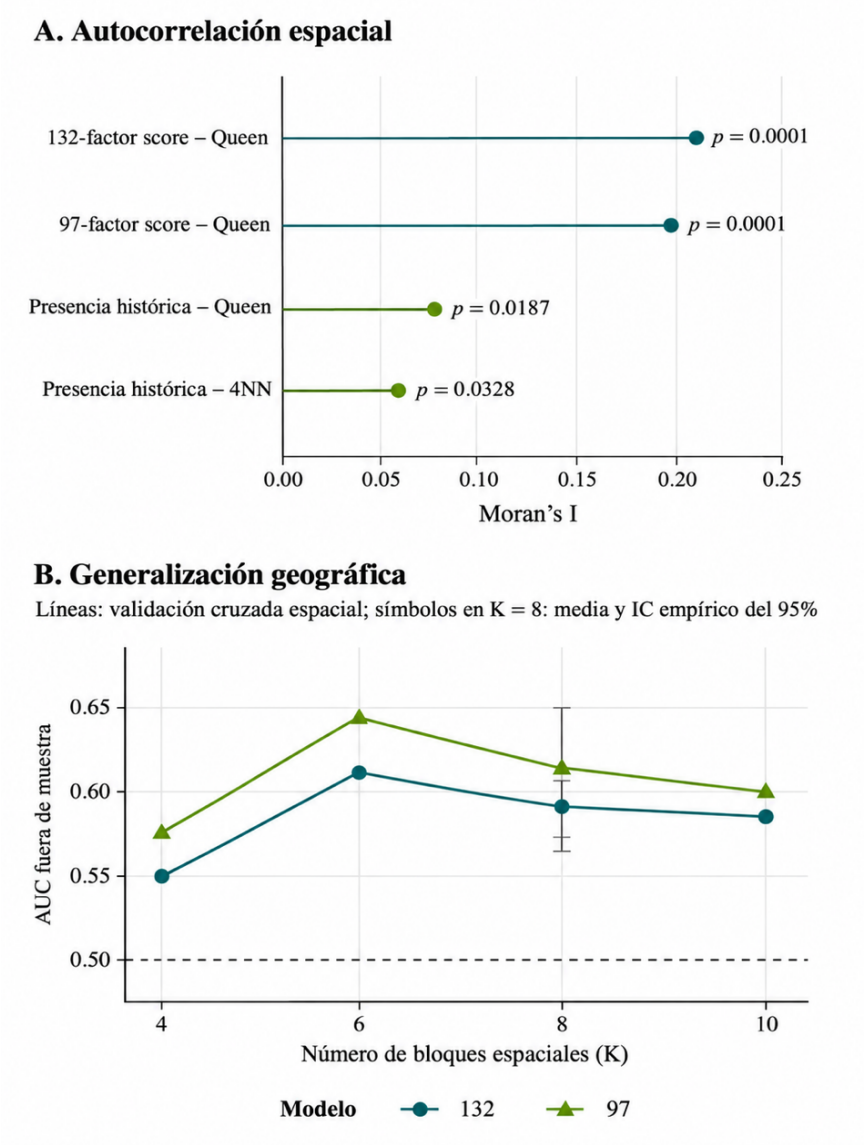


Figura 8. Dependencia espacial y discriminación fuera de muestra. A: índice de Moran de las AGEB con registros y de los puntajes bajo contigüidad queen y cuatro vecinos más cercanos (4NN). B: las líneas indican la AUC de validación cruzada espacial para 4, 6, 8 y 10 bloques; los símbolos con barras en ocho bloques muestran la referencia de validación aleatoria incluida en el análisis original. La línea horizontal indica AUC = 0.5.

Tabla 1. Discriminación espacial fuera de muestra según el número de bloques geográficos.

Número de bloques (K)	AUC: 97 categorías	AUC: 132 categorías
4	0.574	0.550
6	0.646	0.611
8	0.615	0.592
10	0.603	0.587

La comparación *a posteriori* favoreció la selección descriptiva de la especificación de 97 variables agrupadas, que requirió 35 categorías menos. A la escala fina de 506 AGEB dentro de una sola ciudad, la capacidad de discriminar regiones nuevas siguió siendo limitada pese a la asociación ambiental espacialmente robusta.

Validación de coocurrencia y colectas en campo

Se capturaron hembras adultas de Culicidae en 13 de los 21 sitios muestreados (véase figura S2), lo que representa una frecuencia de detección de 61.9 %. Este resultado indica que se registró actividad de hembras adultas en más de la mitad de los sitios seleccionados a partir del puntaje de coocurrencia, aunque no permite establecer qué proporción de la ZMSLP está ocupada por mosquitos ni evaluar por sí mismo la capacidad predictiva del modelo. La frecuencia de detección describe únicamente el resultado de las colectas realizadas bajo las condiciones y durante el periodo de muestreo.

Además de las hembras adultas utilizadas para la validación, se recolectaron machos adultos, larvas y huevos, que se consideraron información entomológica complementaria (Tabla 2). Entre los adultos recolectados se identificaron *Aedes aegypti*

(n = 20) y *Culex quinquefasciatus* (n = 9). La presencia de estas especies confirma que ambas estuvieron activas durante el periodo de muestreo y que los sitios evaluados incluyeron condiciones utilizadas por mosquitos de importancia médica. Sin embargo, el número de individuos capturados no representa necesariamente su abundancia real en la ciudad, ya que las capturas dependen del método utilizado, del esfuerzo de muestreo y del comportamiento de cada especie.

Asimismo, se registraron seis larvas de *Cx. quinquefasciatus* y 86 huevos identificados como *Aedes sp*. A diferencia de las capturas de adultos, que documentan la presencia de individuos en actividad, estos registros aportan evidencia de actividad reproductiva en los sitios donde fueron obtenidos. La presencia de larvas indica que existían ambientes acuáticos utilizados para el desarrollo de *Cx. quinquefasciatus*, mientras que los huevos de *Aedes sp.* evidencian actividad de oviposición. No obstante, debido a que estos últimos se identificaron únicamente a nivel de género, no es posible atribuirlos específicamente a *Ae. aegypti.* Aunque estas observaciones no se incluyeron en la validación prospectiva, complementan la información obtenida mediante las capturas de hembras adultas y permiten reconocer diferentes aspectos de la actividad entomológica en los sitios muestreados.

Tabla 2. Especies de Culicidae recolectadas en la ZMSLP durante el periodo de lluvias (septiembre-octubre de 2025), con sus respectivos número de individuos y etapa de desarrollo. Identificación taxonómica con base en las claves morfológicas de Darsie y Ward (2005) e ibañez-Bernal y Martínez-Campos (1994).

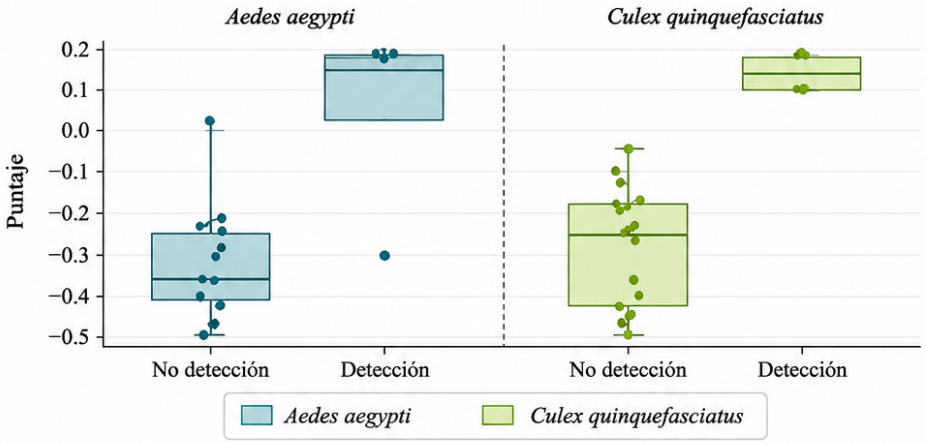
GÉNERO	ESPECIE	CANTIDAD	ETAPA
CULEX	*Culex tarsalis*	10	Adulto
CULEX	*Culex quinquefasciatus*	9	Adulto
CULEX	*Culex interrogator*	3	Adulto
CULEX	*Culex stigmatosoma*	2	Adulto
AEDES	*Aedes aegypti*	20	Adulto
AEDES	*Aedes vexans*	1	Adulto
AEDES	*Aedes trivittatus*	2	Adulto
ANOPHELES	*Anopheles punctipennis*	1	Adulto
CULEX	*Culex sp*	10	Adulto
AEDES	*Aedes sp*	2	Adulto
CULEX	*Culex stigmatosoma*	9	Larva
CULEX	*Culex quinquefasciatus*	6	Larva
CULEX	*Culex sp*	6	Larva
AEDES	*Aedes sp*	86	Huevo

Validación prospectiva por especie

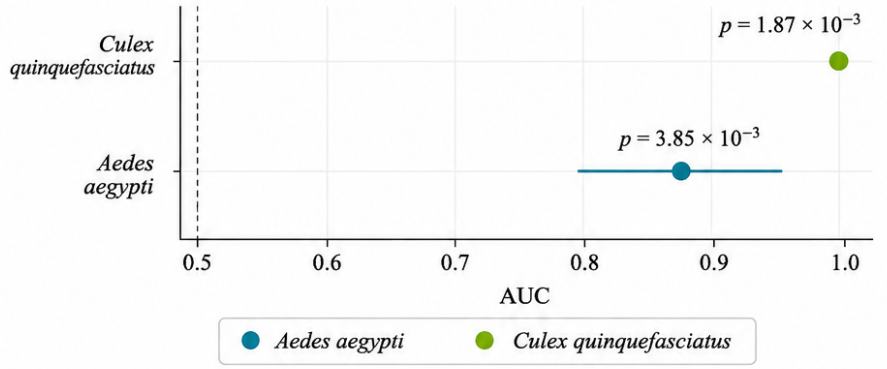
Los puntajes específicos se construyeron con registros de *Ae. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus* distribuidos en cinco y en seis AGEB, respectivamente. Durante el muestreo prospectivo, ambas especies se detectaron en cuatro de los 21 sitios evaluados. En general, los sitios con detección presentaron puntajes más elevados que aquellos donde no se registraron hembras, con una separación completa entre ambos grupos para *Cx. quinquefasciatus* (fig 9A). Esto indica que las condiciones socioambientales representadas por el puntaje específico permitieron ordenar los sitios de acuerdo con las detecciones posteriores, incluso cuando los puntajes se habían construido con un número reducido de registros históricos.

La capacidad de discriminación fue elevada para ambas especies, aunque presentó diferencias. Para *Ae. aegypti*, el área bajo la curva ROC fue de 0.882 (p ajustada por Holm = 0.00886), lo que indica que, al comparar un sitio con detección y otro sin detección, el primero tuvo un puntaje mayor en aproximadamente el 88.2 % de las comparaciones, considerando los empates de manera habitual en el cálculo del AUC. Para *Cx. quinquefasciatus*, el AUC alcanzó 1.000 (p ajustada por Holm $\approx 3.34 \times 10^{-4}$), lo que significa que los cuatro sitios donde se detectó esta especie presentaron puntajes superiores a los 17 sitios donde no fue registrada. Por lo tanto, el puntaje específico de *Cx. quinquefasciatus* logró una discriminación completa dentro del conjunto de sitios evaluados, mientras que el de *Ae. aegypti* mostró una discriminación elevada, aunque con cierto solapamiento entre los puntajes de ambos grupos (Fig. 9B).

A. Puntajes por detección en campo



B. Discriminación por especie



C. Asociación logística de Firth

Odds ratio por cada 1 DE de incremento en el puntaje; perfil de verosimilitud del 95 %

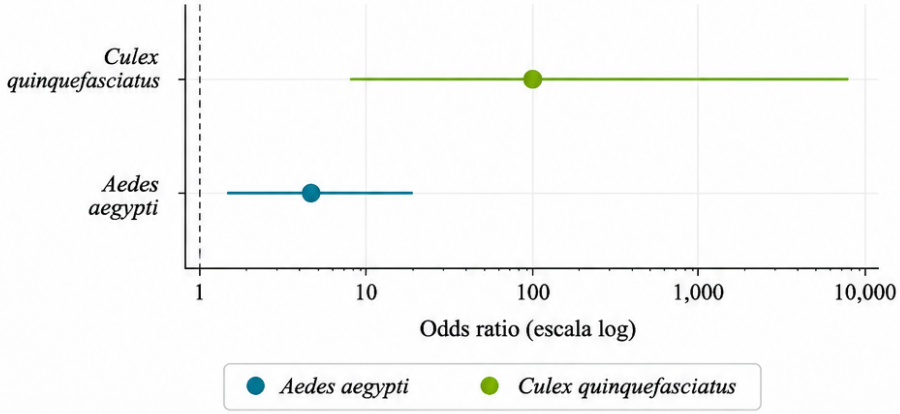


Figura 9. Contraste prospectivo por especie en las mismas 21 trampas. A: cada punto es una trampa y las cajas resumen el puntaje específico según la detección de hembras; hubo cuatro positivas para cada especie. B: AUC y pruebas exactas del ordenamiento (ver p ajustadas por Holm en la sección de resultados). C: razones de momios por desviación estándar de puntaje en regresión logística penalizada de Firth, con intervalos de perfil del 95 %; la anchura de los intervalos refleja la escasez de detecciones.

Complementariamente, las regresiones logísticas penalizadas de Firth permitieron evaluar la dirección y magnitud de la asociación entre los puntajes estandarizados y la probabilidad de detección de cada especie, mediante razones de momios por incremento de una desviación estándar del puntaje (Fig. 9C). Este análisis permitió complementar la capacidad discriminativa descrita por el AUC con una estimación de la relación entre el puntaje y las detecciones de campo. Sin embargo, debido al reducido número de sitios con detección para cada especie, las estimaciones deben interpretarse con precaución. En conjunto, los resultados muestran que los puntajes específicos conservaron información útil para diferenciar los sitios con y sin detección durante el muestreo prospectivo, aunque todavía es necesario evaluar si este comportamiento se mantiene al incorporar nuevos registros y temporadas de muestreo.

DISCUSIÓN

Uno de los principales resultados de este estudio fue la asociación entre la vegetación y los registros históricos de Culicidae en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP). Tanto la cobertura vegetal como el NDVI presentaron las asociaciones positivas más consistentes, particularmente en las AGEB con porcentajes intermedios de

vegetación. En contraste, las categorías con vegetación escasa o ausente contribuyeron negativamente al puntaje. Estos resultados sugieren que la heterogeneidad de la cobertura vegetal podría estar relacionada con la distribución espacial de los mosquitos dentro de la ciudad. Esta asociación adquiere especial importancia en un ambiente semiárido, donde las áreas verdes se distribuyen de manera desigual y su permanencia puede depender de la disponibilidad de agua y de las prácticas de mantenimiento urbano.

Desde una perspectiva ecológica, la vegetación puede ofrecer diferentes recursos para los mosquitos durante su ciclo de vida. Los espacios vegetados pueden proporcionar refugio, sitios de reposo y condiciones de temperatura y humedad distintas de las que predominan en superficies expuestas o impermeables. Además, los mosquitos adultos utilizan recursos vegetales para obtener azúcares, principalmente del néctar y otras secreciones de las plantas. Estos recursos son importantes para ambos sexos, mientras que las hembras de numerosas especies requieren adicionalmente una fuente de sangre para desarrollar sus huevos. Una revisión reciente sobre la alimentación de mosquitos en plantas documentó la diversidad de recursos vegetales utilizados por diferentes especies y su importancia para la supervivencia de los adultos (Foster, 2024; Herreros-Moya et al., 2025). Por ello, la asociación observada con la vegetación podría estar relacionada no solamente con la disponibilidad de sitios de reproducción, sino también con recursos utilizados durante la etapa adulta.

En las regiones áridas y semiáridas, esta relación puede ser particularmente importante debido a las limitaciones naturales en la disponibilidad de agua. Karpiscak et al. (2004) encontraron que la construcción de humedales en Arizona generó condiciones favorables para el desarrollo de poblaciones de mosquitos, mientras que Orondo et al. (2023) documentaron una mayor disponibilidad de hábitats larvarios en áreas irrigadas de una región semiárida de Kenia. De manera más cercana al contexto de nuestro estudio, Coalson et al. (2023) encontraron que la abundancia de *Aedes aegypti* en Phoenix, Arizona, estuvo asociada positivamente con la cobertura arbórea, incluso

después de considerar variables meteorológicas y sociodemográficas. Estos antecedentes muestran que, en ciudades con condiciones climáticas secas, la vegetación y las actividades humanas relacionadas con el manejo del agua pueden contribuir a generar ambientes favorables para ciertas especies. En la ZMSLP podría ocurrir algo semejante, especialmente en jardines, parques y otros espacios que reciben agua artificialmente. Sin embargo, en este estudio no se midieron directamente el riego, la humedad ni la disponibilidad de criaderos, por lo que todavía no es posible establecer cuáles de estos mecanismos explican las asociaciones encontradas.

Es importante señalar que la asociación entre vegetación y mosquitos no debe interpretarse como un efecto negativo de las áreas verdes. La vegetación urbana desempeña funciones ecológicas y ambientales importantes, como la regulación de la temperatura, la reducción de la intensidad de las islas de calor y el mantenimiento de hábitats para diferentes organismos. Estudios sobre infraestructura verde urbana han documentado su contribución a la mitigación del calor y a otros servicios ecosistémicos (Lindberg et al., 2024). De otro modo, la presencia de mosquitos en estos ambientes no implica necesariamente un mayor riesgo sanitario. La familia Culicidae comprende una amplia diversidad de especies y solamente una parte de ellas participa de manera importante en la transmisión de patógenos humanos. Los mosquitos también forman parte de las redes tróficas, ya que sus estados inmaduros y adultos pueden servir de alimento para otros organismos, y algunas especies participan en interacciones con las plantas, incluida la polinización (Woodbridge et al., 2024). Por lo tanto, resulta necesario distinguir entre la conservación de la vegetación urbana y el manejo de las condiciones que favorecen la reproducción de especies de importancia médica.

Esta distinción también ha sido documentada en estudios de espacios verdes urbanos. Rhodes et al. (2022), mediante un metaanálisis, no encontraron diferencias significativas en la abundancia media conjunta de mosquitos de los géneros *Aedes*, *Culex* y *Anopheles* entre los espacios verdes y azules y otros ambientes

urbanos. Además, observaron que la respuesta dependía de los grupos y de las características de los espacios evaluados. Esto indica que la presencia de vegetación no representa por sí misma una condición desfavorable para la salud pública y que su relación con los mosquitos no puede generalizarse. En nuestro estudio, las asociaciones positivas se concentraron principalmente en categorías intermedias de cobertura vegetal, lo que podría reflejar la importancia de espacios donde coexisten vegetación, viviendas, infraestructura y superficies impermeables. Sin embargo, estas asociaciones también podrían estar influidas por otros componentes ambientales que no fueron medidos. En consecuencia, los resultados respaldan la necesidad de estudiar la vegetación como parte de la organización del paisaje urbano, sin considerarla de manera aislada ni atribuirle efectos negativos por su asociación con los registros de Culicidae.

Las diferencias ecológicas entre las especies también son importantes para interpretar estas asociaciones. Aunque *Ae. aegypti* y *Culex quinquefasciatus* pueden habitar espacios urbanos, sus requerimientos ambientales y hábitos reproductivos presentan diferencias. *Ae. aegypti* se encuentra estrechamente asociado con ambientes domésticos y peridomésticos, donde utiliza recipientes artificiales con agua para el desarrollo de sus etapas inmaduras. Por su parte, *Cx. quinquefasciatus* puede reproducirse en diferentes acumulaciones de agua, incluidas aquellas con concentraciones elevadas de materia orgánica, como drenajes y aguas residuales. Estas diferencias se han identificado en investigaciones que relacionan los tipos de hábitat acuático y las prácticas de almacenamiento de agua con la presencia de distintas especies de mosquitos (Dowling et al., 2013; Faber et al., 2025). Por ello, la vegetación podría relacionarse con estas especies a través de mecanismos distintos y su presencia no necesariamente representa las mismas condiciones ecológicas para ambas.

Esta heterogeneidad también permite comprender algunas de las limitaciones de trabajar con los registros agrupados a nivel de familia. Culicidae reúne especies que pueden presentar diferentes preferencias de hábitat, comportamientos de alimentación,

horarios de actividad y respuestas a la transformación urbana. Al integrar sus registros en una misma respuesta, es posible que las asociaciones particulares de algunas especies se reduzcan o se compensen con las de otras. McMahon et al. (2022) documentaron diferencias en las relaciones entre las condiciones ambientales del paisaje y los mosquitos, mientras que Rhodes et al. (2022) mostraron que la respuesta a los espacios verdes no es uniforme entre grupos taxonómicos. En este sentido, nuestros resultados a nivel familiar permiten reconocer condiciones asociadas con la distribución conjunta de los registros históricos, pero no deben interpretarse como preferencias ecológicas compartidas por todas las especies. Además, debido a que no todas las especies de Culicidae tienen la misma importancia médica, las asociaciones familiares tampoco pueden traducirse directamente en una distribución del riesgo de transmisión de enfermedades.

Las variables sociodemográficas presentaron asociaciones menos consistentes que las ambientales. Aunque determinadas categorías de densidad poblacional y viviendas con piso de tierra contribuyeron positivamente al puntaje, ninguna de estas variables conservó evidencia estadística global después del ajuste por comparaciones múltiples. Este resultado no significa necesariamente que las condiciones sociales carezcan de importancia para la ecología urbana de los mosquitos. Las características de las viviendas, el acceso a servicios básicos, la disponibilidad de agua y las prácticas domésticas pueden modificar los recursos que encuentran las especies dentro de una ciudad. Sin embargo, estas relaciones no siempre son directas y pueden variar entre regiones y especies.

LaDeau et al. (2013) encontraron una mayor producción de mosquitos en vecindarios de menores ingresos en ciudades estadounidenses, mientras que Dowling et al. (2013) documentaron diferencias en la disponibilidad y ocupación de hábitats larvarios según las condiciones socioeconómicas de los vecindarios. De manera similar, un estudio realizado en Puerto Rico encontró mayor abundancia de *Ae. aegypti* y una comunidad de

mosquitos más diversa en vecindarios de menor nivel socioeconómico (2021). En contraste, Coalson et al. (2023) encontraron que, en Phoenix, Arizona, la abundancia de *Ae. aegypti* aumentó en sectores con mayores ingresos, mayor cobertura arbórea y mayor densidad poblacional. Esta diferencia muestra que las asociaciones entre condiciones socioeconómicas y mosquitos dependen del contexto urbano y no necesariamente siguen un mismo patrón. En ciudades semiáridas, por ejemplo, los sectores con mayores ingresos pueden contar con jardines irrigados y mayor cobertura arbórea, mientras que en otros sectores la disponibilidad de recipientes para almacenar agua podría tener mayor importancia.

En nuestro estudio, las variables de densidad poblacional, viviendas con piso de tierra, acceso a agua entubada y drenaje se obtuvieron de información censal y fueron analizadas a escala de AGEB. Aunque estos indicadores permiten caracterizar diferencias socioespaciales dentro de la ZMSLP, no necesariamente describen las condiciones específicas donde se desarrollan los mosquitos. La proporción de viviendas con piso de tierra, por ejemplo, puede ser un indicador de características habitacionales, pero no representa directamente la existencia de criaderos. De manera similar, disponer de agua entubada no garantiza un suministro continuo ni permite conocer las prácticas de almacenamiento de agua en los hogares. Por ello, las asociaciones entre estas variables y los registros históricos deben interpretarse como relaciones espaciales indirectas, y no como evidencia de que una condición socioeconómica particular favorezca por sí misma a los mosquitos.

La importancia de distinguir entre los indicadores censales y las prácticas domésticas fue documentada por Faber et al. (2025), quienes encontraron que el acceso al agua y las condiciones de infraestructura podían tener efectos diferentes sobre la abundancia de *Ae. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus* en asentamientos urbanos de Indonesia y Fiyi. Mientras que el suministro continuo de agua entubada se relacionó con una menor abundancia de *Ae. aegypti* en uno de los contextos estudiados, también se

observaron relaciones positivas con *Cx. quinquefasciatus*, posiblemente asociadas con la generación y descarga de aguas grises. Estos resultados muestran que una misma condición de infraestructura puede modificar de forma distinta los hábitats disponibles para cada especie. En la ZMSLP, esta posibilidad resulta relevante porque las variables sociodemográficas podrían estar representando procesos diferentes según el tipo de urbanización, el manejo del agua y las condiciones locales de las viviendas. Sin embargo, al no contar con información directa sobre estas prácticas, no es posible establecer qué mecanismos explican las asociaciones encontradas.

Otro resultado importante fue que la incorporación de variables climáticas adicionales no mejoró el desempeño del puntaje. La configuración principal de 97 asociaciones presentó valores de AUC mayores que la configuración ampliada de 132 asociaciones en las cuatro particiones espaciales evaluadas, aunque esta diferencia no fue sometida a una prueba estadística formal. Esto podría relacionarse con la resolución espacial de las variables climáticas utilizadas. Las capas de WorldClim tienen una resolución aproximada de un kilómetro, mientras que las AGEB presentan tamaños y composiciones variables dentro de la ciudad. En consecuencia, una misma celda climática puede abarcar diferentes tipos de superficies y condiciones ambientales, sin representar las variaciones locales de temperatura y humedad.

En una ciudad semiárida, estas diferencias pueden ser especialmente importantes. Un jardín irrigado, un terreno sin vegetación y una superficie pavimentada pueden presentar condiciones térmicas y de humedad diferentes aun cuando se encuentren dentro de una misma celda bioclimática. Los mosquitos responden a las condiciones ambientales que experimentan durante sus distintas etapas de desarrollo, por lo que las variables macroclimáticas no necesariamente representan los microambientes utilizados por cada especie. McMahon et al. (2022) destacaron la importancia de complementar la información obtenida mediante sensores remotos con mediciones ambientales locales. Por lo tanto, la falta de mejora al incorporar más

variables climáticas no debe interpretarse como evidencia de que el clima sea poco importante, sino como una posible limitación de la escala espacial y temporal a la que fue representado. Futuras investigaciones podrían incorporar mediciones de temperatura y humedad a nivel de sitio, así como información sobre las condiciones térmicas de los criaderos.

Aunque se identificaron asociaciones entre las variables socioambientales y los registros históricos, estas no se tradujeron en una elevada capacidad de discriminación espacial. La validación cruzada por bloques mostró valores de AUC entre 0.574 y 0.646 para la configuración principal, lo que indica una capacidad limitada para distinguir las AGEB con registros de aquellas sin registros disponibles cuando el puntaje se evaluó en sectores geográficamente separados. Roberts et al. (2017) señalaron que la dependencia espacial puede producir estimaciones demasiado optimistas cuando las observaciones utilizadas para construir y evaluar un modelo se encuentran próximas entre sí. En nuestro estudio, los registros históricos y los puntajes presentaron autocorrelación espacial positiva, por lo que la validación por bloques permitió realizar una evaluación más exigente. Desde una perspectiva ecológica, estos resultados también podrían indicar que las asociaciones observadas dependen de condiciones locales que no necesariamente se repiten en toda la ciudad.

Uno de los resultados más interesantes apareció al comparar el desempeño del puntaje familiar con los puntajes específicos de *Ae. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus*. Durante el muestreo prospectivo se detectaron hembras adultas de Culicidae en 13 de los 21 sitios evaluados. Sin embargo, el puntaje familiar presentó un AUC de 0.529, mientras que los puntajes específicos alcanzaron valores de 0.882 para *Ae. aegypti* y 1.000 para *Cx. quinquefasciatus*. Esta diferencia podría estar relacionada con la diversidad de requerimientos ecológicos de las especies que integran Culicidae. Mientras que el puntaje familiar reúne asociaciones correspondientes a un conjunto heterogéneo de mosquitos, los puntajes específicos representan las condiciones asociadas con los

registros de cada especie. Por lo tanto, es posible que las asociaciones relevantes para organismos con requerimientos ecológicos particulares resulten menos evidentes al trabajar con un grupo taxonómico más amplio.

Sin embargo, estos resultados deben interpretarse con precaución. Los registros históricos de *Ae. aegypti* y *Cx. quinquefasciatus* estuvieron representados únicamente en cinco y seis AGEB, respectivamente, y durante el muestreo prospectivo cada especie fue detectada en cuatro sitios. Breiner et al. (2015) señalaron que los modelos construidos con pocas ocurrencias pueden ser sensibles a observaciones individuales y presentar problemas de sobreajuste. Asimismo, los valores elevados de AUC no permiten identificar por sí mismos qué variables explican la discriminación observada ni establecer que las asociaciones se mantendrán en otros sectores o temporadas. A pesar de estas limitaciones, la diferencia entre el desempeño familiar y el específico destaca la importancia de considerar la identidad taxonómica al estudiar la respuesta de los mosquitos a los paisajes urbanos.

También deben reconocerse las limitaciones relacionadas con la procedencia de los registros históricos y el diseño del muestreo. La información utilizada provino de distintas fuentes y periodos, por lo que el esfuerzo de registro no necesariamente fue homogéneo dentro de la ZMSLP. Además, las AGEB sin registros fueron utilizadas como unidades de referencia, aunque la ausencia de observaciones no implica necesariamente la ausencia de mosquitos. A ello se suman las diferencias entre los periodos representados por las variables ambientales y las fechas de los registros históricos. En conjunto, estos factores pueden influir en las asociaciones identificadas y limitar su interpretación ecológica. Por otra parte, las capturas prospectivas representaron un periodo específico y utilizaron trampas CDC con atrayente de CO_2, cuya eficiencia puede variar según la especie y su comportamiento de búsqueda de hospedadores. Por ello, la falta de detección en un sitio no permite establecer su ausencia definitiva. MacKenzie et al. (2002) destacaron la importancia de considerar la detección imperfecta en estudios de

distribución de especies. En investigaciones posteriores sería conveniente ampliar el muestreo temporal, utilizar métodos de captura complementarios e incorporar observaciones directas de criaderos y condiciones microclimáticas.

En conjunto, los resultados muestran que la distribución espacial de los registros de mosquitos en la ZMSLP está relacionada con una combinación de condiciones ambientales y sociales cuya importancia puede variar entre especies y sectores urbanos. La vegetación y el NDVI presentaron las asociaciones más consistentes a nivel familiar, lo que destaca la relevancia de la heterogeneidad del paisaje en una ciudad semiárida. Sin embargo, estas asociaciones no significan que los espacios verdes sean perjudiciales, ya que la vegetación desempeña funciones ecológicas esenciales y puede proporcionar hábitat a una diversidad de organismos, incluidos mosquitos sin importancia conocida como vectores de patógenos humanos. Asimismo, las diferencias observadas entre los puntajes familiares y específicos sugieren que la identidad taxonómica es fundamental para interpretar las relaciones entre los mosquitos y su entorno. Las condiciones sociodemográficas, aunque presentaron asociaciones menos consistentes, también podrían intervenir mediante el manejo del agua, las características de las viviendas y la infraestructura urbana. Por ello, comprender la ecología de los mosquitos en ciudades semiáridas requiere considerar conjuntamente la diversidad biológica, la estructura del paisaje y las actividades humanas que modifican las condiciones locales. Esta perspectiva permite avanzar hacia una interpretación más completa de la distribución urbana de los mosquitos, sin reducir su estudio exclusivamente a su importancia como vectores de enfermedades.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran que la heterogeneidad socioambiental de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí contiene información relevante para

comprender la distribución espacial de los mosquitos en un entorno urbano semiárido. La cobertura vegetal y el NDVI presentaron las asociaciones más consistentes con los registros históricos de Culicidae, mientras que las variables sociodemográficas mostraron relaciones menos uniformes. Estos resultados sugieren que la organización del paisaje urbano puede desempeñar un papel importante en la distribución de los mosquitos, aunque las condiciones que favorecen su presencia pueden variar entre especies y sectores de la ciudad.

La asociación con la vegetación adquiere especial importancia en una ciudad semiárida, donde los espacios verdes se distribuyen de manera heterogénea y su permanencia puede depender del riego y otras actividades humanas. Sin embargo, esta relación no significa que la vegetación sea perjudicial, ya que cumple funciones ecológicas esenciales y puede proporcionar recursos a diferentes organismos, incluidos mosquitos que no tienen una importancia reconocida como vectores de patógenos humanos. Por ello, más que considerar la vegetación como un factor de riesgo por sí mismo, es necesario comprender cómo se relaciona con la disponibilidad de agua, las características del paisaje y los requerimientos ecológicos de las distintas especies.

Las variables sociodemográficas también forman parte de esta relación. Aunque sus asociaciones fueron menos consistentes, las condiciones habitacionales, la infraestructura urbana y las prácticas relacionadas con el manejo del agua podrían influir en la disponibilidad de hábitats para los mosquitos. En una ciudad semiárida, estos procesos pueden adquirir características particulares y generar patrones diferentes de los observados en ciudades con otras condiciones climáticas. Sin embargo, los indicadores censales utilizados no permiten identificar directamente estos mecanismos, por lo que será necesario incorporar información más detallada sobre las condiciones de las viviendas, los criaderos y el manejo del agua.

Por otra parte, la validación espacial mostró que las asociaciones históricas se tradujeron en una capacidad de discriminación limitada al evaluarse en sectores

geográficamente separados. Asimismo, la incorporación de un mayor número de categorías climáticas no mejoró descriptivamente el desempeño, posiblemente debido a que la resolución de estas variables no representa adecuadamente las diferencias microambientales dentro de la ciudad. Estos resultados destacan la importancia de considerar la escala espacial al estudiar organismos cuya presencia puede depender de condiciones ambientales locales.

La validación prospectiva permitió identificar diferencias importantes entre los niveles taxonómicos evaluados. Mientras que el puntaje familiar no distinguió adecuadamente los sitios con y sin nuevas detecciones, los puntajes específicos para *Aedes aegypti* y *Culex quinquefasciatus* mostraron una mayor capacidad de discriminación, aunque con un número reducido de registros y detecciones. Esta diferencia sugiere que algunas asociaciones ecológicas pueden ser específicas de cada especie y perderse cuando se agrupan organismos con diferentes requerimientos ambientales. Por ello, los resultados refuerzan la importancia de considerar la identidad taxonómica para comprender la distribución de los mosquitos en ambientes urbanos.

En conjunto, este trabajo contribuye a comprender cómo la estructura del paisaje, las condiciones sociodemográficas y las diferencias ecológicas entre especies pueden relacionarse con la distribución espacial de los mosquitos en una ciudad semiárida. Aunque los resultados no permiten establecer una delimitación definitiva de las áreas con presencia de mosquitos, proporcionan una base para formular y evaluar hipótesis sobre sus asociaciones ambientales y orientar futuras actividades de vigilancia entomológica. Ampliar la cobertura espacial y temporal del muestreo, incorporar mediciones microclimáticas y fortalecer los análisis específicos por especie permitirá evaluar si los patrones identificados se mantienen bajo otras condiciones ambientales. Más allá de su utilidad para la vigilancia, esta investigación destaca la necesidad de comprender a los mosquitos como parte de la biodiversidad urbana y como organismos que responden de manera diferenciada a las transformaciones del territorio.

REFERENCIAS

Amiri, M., Tarkesh, M., Jafari, R., & Jetschke, G. (2020). Bioclimatic variables from precipitation and temperature records vs. remote sensing-based bioclimatic variables: Which side can perform better in species distribution modeling?. Ecological Informatics, 57, 101060. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101060

Antell, G. T., Benson, R. B. J., & Saupe, E. E. (2024). Spatial standardization of taxon occurrence data—A call to action. Paleobiology, 50(2), 177–193. https://doi.org/10.1017/pab.2023.36

Arbia, G., & Di Marcantonio, M. (2015). Forecasting interest rates using geostatistical techniques. Econometrics, 3(4), 733–760. https://doi.org/10.3390/econometrics3040733

Arsenault-Benoit, A., & Fritz, M. L. (2023). Spatiotemporal organization of cryptic North American Culex species along an urbanization gradient. Ecological Solutions and Evidence, 4(4), e12282. https://doi.org/10.1002/2688-8319.12282

Barker, J. R., & MacIsaac, H. J. (2022). Species distribution models applied to mosquitoes: Use, quality assessment, and recommendations for best practice. Ecological Modelling, 472, 110073. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110073

Barkhad, A., de Almeida Santos, G., Costa Campos, S. R., Almeida Braz, L. M., Picinini Freitas, L., Zinszer, K., de Souza, R., Waldron, I., Loeb, M., Luna, E., & Mbuagbaw, L. (2026). Knowledge, attitudes, practices and perceptions of the eco-bio-social determinants of dengue transmission in São Paulo, Brazil: A mixed-methods study. Tropical Medicine & International Health, 31(1), 58–79. https://doi.org/10.1111/tmi.70050

Bartholomée, C., Taconet, P., Mercat, M., Grail, C., Bouhsira, E., Fournet, F., & Moiroux, N. (2025). Investigating the role of urban vegetation alongside other environmental variables in shaping Aedes albopictus presence and abundance in Montpellier, France. PLOS ONE, 20(11), e0335793. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0335793

Breiner, F. T., Guisan, A., Bergamini, A., & Nobis, M. P. (2015). Overcoming limitations of modelling rare species by using ensembles of small models. Methods in Ecology and Evolution, 6(10), 1210–1218. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12403

Brewer, C. A., & Pickle, L. (2002). Evaluation of methods for classifying epidemiological data on choropleth maps in series. Annals of the Association of American Geographers, 92(4), 662–681. https://doi.org/10.1111/1467-8306.00310

Campbell, L. P., Bauer, A. M., Tavares, Y., Guralnick, R. P., & Reuman, D. (2024). Broadscale spatial synchrony in a West Nile virus mosquito vector across multiple timescales. Scientific Reports, 14(1). https://doi.org/10.1038/s41598-024-62384-6

Chen, S., Whiteman, A., Li, A., Rapp, T., Delmelle, E., Chen, G., Brown, C. L., Robinson, P., Coffman, M. J., Janies, D., & Dulin, M. (2019). An operational machine learning approach to predict mosquito abundance based on socioeconomic and landscape patterns. Landscape Ecology, 34(6), 1295–1311. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00839-2

Coalson, J. E., Richard, D. M., Hayden, M. H., Townsend, J., Damian, D., Smith, K., Monaghan, A., & Ernst, K. C. (2023). Aedes aegypti abundance in urban neighborhoods of Maricopa County, Arizona, is linked to increasing socioeconomic status and tree cover. Parasites & Vectors, 16, 351. https://doi.org/10.1186/s13071-023-05966-z

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2016). Atlas de naturaleza y sociedad. https://www.biodiversidad.gob.mx/atlas/index.html

Correa-Morales, F., González-Acosta, C., Mejía-Zúñiga, D., Huerta, H., Pérez-Rentería, C., Vazquez-Pichardo, M., Ortega-Morales, A. I., Hernández-Triana, L. M., Salazar-Bueyes, V. M., & Moreno-García, M. (2019). Surveillance for Zika in Mexico: Naturally infected mosquitoes in urban and semi-urban areas. Pathogens and Global Health, 113(7), 309–314. https://doi.org/10.1080/20477724.2019.1706291

Darsie, R. F., Jr., & Ward, R. A. (2005). Identification and geographical distribution of the mosquitoes of North America, north of Mexico. University Press of Florida.

de Jesús Crespo, R., Harrison, M., Rogers, R., & Vaeth, R. (2021). Mosquito vector production across socio-economic divides in Baton Rouge, Louisiana. International Journal of Environmental Research and Public Health, 18(4), 1420. https://doi.org/10.3390/ijerph18041420

Dor, A., Flores Ruiz, S., Cabrera Romo, S., & Valle-Mora, J. (2026). Complex impact of socio-environmental factors on the richness and abundance of mosquitoes in Yucatán State, Mexico. International Journal of Tropical Insect Science, 46(1), 523–533. https://doi.org/10.1007/s42690-025-01702-5

Egid, B. R., Herrera Jaramillo, M., Lindsay, T. C., Lopez Villegas, C. I., Mohan, K., Ozano, K., Rojo Ospina, R. A., Sarria Ocampo, C. A., Taylor-Brewer, B., Villarreal Restrepo, C. A., Liakou, L., & Wilson, A. L. (2023). Integrating city resilience and mosquito-borne diseases: A multi-site case study from the Resilient Cities Network. Cities & Health, 7(3), 348–362. https://doi.org/10.1080/23748834.2022.2127626

Emiliano, P. C., Vivanco, M. J. F., & de Menezes, F. S. (2014). Information criteria: How do they behave in different models?. Computational Statistics & Data Analysis, 69, 141–153. https://doi.org/10.1016/j.csda.2013.07.032

Ferraguti, M., Martínez-de la Puente, J., Roiz, D., Ruiz, S., Soriguer, R., & Figuerola, J. (2016). Effects of landscape anthropization on mosquito community composition and abundance. Scientific Reports, 6, 29002. https://doi.org/10.1038/srep29002

Fesce, E., Martínez-de la Puente, J., & Ferraguti, M. (2026). The ecology of biting: Buzzing through the main ecological, environmental and biological drivers of mosquito-borne diseases. One Health, 22, 101326. https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2026.101326

Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37(12), 4302–4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086

Firth, D. (1993). Bias reduction of maximum likelihood estimates. Biometrika, 80(1), 27–38. https://doi.org/10.1093/biomet/80.1.27

Flores Ruiz, S., Cabrera Romo, S., Castillo Vera, A., & Dor, A. (2022). Effect of the rural and urban microclimate on mosquito richness and abundance in Yucatan State, Mexico. Vector-Borne and Zoonotic Diseases, 22(5), 281–287. https://doi.org/10.1089/vbz.2021.0105

Foley, D. H., Klein, T. A., Kim, H.-C., Brown, T., Wilkerson, R. C., & Rueda, L. M. (2010). Validation of ecological niche models for potential malaria vectors in the Republic of Korea. Journal of the American Mosquito Control Association, 26(2), 210–213.

Foster, W. A. (2024). Mosquito pollination of plants: An overview of their role and an assessment of the possible contribution of disease vectors. *Transgenic Research, 33*(5), 297–322. https://doi.org/10.1007/s11248-024-00394-w

Gangoso, L., Aragonés, D., Martínez-de la Puente, J., Lucientes, J., Delacour-Estrella, S., Estrada Peña, R., Montalvo, T., Bueno-Marí, R., Bravo-Barriga, D., Frontera, E. M., Marqués, E., Ruiz-Arrondo, I., Muñoz, A., Oteo, J. A., Miranda, M. A., Barceló, C., Arias Vázquez, M. S., Silva-Torres, M. I., Ferraguti, M., . . . Figuerola, J. (2020). Determinants of the current and future distribution of the West Nile virus mosquito vector Culex pipiens in Spain. Environmental Research, 188, 109837. https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109837

Garrido, M., Parra, P., Veiga, J., Garrigós, M., Panisse, G., & Martínez-de la Puente, J. (2025). Mosquitoes and the city: Effects of urbanization on Aedes albopictus

and Culex pipiens captures in southern Spain. Parasites & Vectors, 18(1). https://doi.org/10.1186/s13071-025-07094-2

GBIF.org. (2026). GBIF occurrence search [Base de datos]. Global Biodiversity Information Facility. https://www.gbif.org/occurrence/search

González-Salazar, C., Stephens, C. R., & Marquet, P. A. (2013). Comparing the relative contributions of biotic and abiotic factors as mediators of species' distributions. Ecological Modelling, 248, 57–70. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.007

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. Remote Sensing of Environment, 202, 18–27. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. Science, 319(5864), 756–760. https://doi.org/10.1126/science.1150195

Hanley, J. A., & McNeil, B. J. (1982). The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. Radiology, 143(1), 29–36. https://doi.org/10.1148/radiology.143.1.7063747

Hayden, M. H., Uejio, C. K., Walker, K., Ramberg, F., Moreno, R., Rosales, C., Gameros, M., Mearns, L. O., Zielinski-Gutierrez, E., & Janes, C. R. (2010). Microclimate and human factors in the divergent ecology of Aedes aegypti along the Arizona, U.S./Sonora, MX border. EcoHealth, 7, 64–77. https://doi.org/10.1007/s10393-010-0288-z

Heinze, G., & Schemper, M. (2002). A solution to the problem of separation in logistic regression. Statistics in Medicine, 21(16), 2409–2419. https://doi.org/10.1002/sim.1047

Hernández-Triana, L. M., Garza-Hernández, J. A., Ortega-Morales, A. I., Prosser, S. W. J., Hebert, P. D. N., Nikolova, N. I., Barrero, E., de Luna-Santillana, E. D. J., González-Alvarez, V. H., Mendez-López, R., Fooks, A. R., & Rodríguez-Pérez, M. A.

(2021). An integrated molecular approach to untangling host–vector–pathogen interactions in mosquitoes (Diptera: Culicidae) from sylvan communities in Mexico. Frontiers in Veterinary Science, 7, 564791. https://doi.org/10.3389/fvets.2020.564791

Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. Ecography, 42(10), 1648–1657.

Hirabayashi, S., & Kroll, C. N. (2007). Automating regional descriptive statistic computations for environmental modeling. Computers & Geosciences, 33(4), 457–464. https://doi.org/10.1016/j.cageo.2006.08.004

Honnen, A.-C., & Monaghan, M. T. (2017). City-dwellers and country folks: Lack of population differentiation along an urban–rural gradient in the mosquito Culex pipiens (Diptera: Culicidae). Journal of Insect Science, 17(5). https://doi.org/10.1093/jisesa/iex086

Herreros-Moya, E., Sinka, M., Harris, A. F., Entwistle, J., Martin, A. C., & Willis, K. J. (2025). The food of life: Which nectar do mosquitoes feed on?—An evidence-based meta-analysis. Environmental Entomology, 54(2), 352–366. https://doi.org/10.1093/ee/nvaf009

Ibáñez-Bernal, S., & Martínez-Campos, C. (1994). Clave para la identificación de larvas de mosquitos comunes en las áreas urbanas y suburbanas de la República Mexicana (Diptera: Culicidae). Folia Entomológica Mexicana, 92, 43–73.

iNaturalistMX. (s. f.). Naturalista: Observaciones [Base de datos]. https://www.naturalista.mx/observations

Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). Censo de Población y Vivienda 2020 [Conjunto de datos]. https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/

Izquierdo-Suzán, M., Zavala-Guerrero, P. B., Mendoza, H., Portela Salomão, R., Vázquez-Pichardo, M., Von Thaden, J. J., & Medellín, R. A. (2024). Mosquito (Diptera:

Culicidae) diversity and arbovirus detection across an urban and agricultural landscape. Acta Tropica, 257, 107321. https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2024.107321

Jaramillo-Ramirez, G. I., Budhwar, S., Ford, E., Parra-Henao, G., Cortes-Gonzalez, L. F., Saldarriaga-Gomez, L. A., & Jones, R. T. (2025). Social perception and environmental risk factors for dengue in an endemic municipality in eastern Colombia: A mixed method study. Scientific Reports, 15(1). https://doi.org/10.1038/s41598-025-96549-8

Kache, P. A., Santos-Vega, M., Stewart-Ibarra, A. M., Cook, E. M., Seto, K. C., & Diuk-Wasser, M. A. (2022). Bridging landscape ecology and urban science to respond to the rising threat of mosquito-borne diseases. Nature Ecology & Evolution, 6, 1601–1616. https://doi.org/10.1038/s41559-022-01876-y

Karpiscak, M. M., Kingsley, K. J., Wass, R. D., Amalfi, F. A., Friel, J., Stewart, A. M., Tabor, J., & Zauderer, J. (2004). Constructed wetland technology and mosquito populations in Arizona. Journal of Arid Environments, 56(4), 681–707. https://doi.org/10.1016/S0140-1963(03)00078-8

Kenyeres, Z., & Sáringer-Kenyeres, M. (2022). Predictability of the distribution of human-biting mosquitoes using large-scale habitat patterns. Hydrobiologia, 849(4), 1041–1052. https://doi.org/10.1007/s10750-021-04766-9

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., & Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift, 15(3), 259–263. https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130

Kyriakidis, P. C., & Nagle, N. N. (2010). Geostatistical regression for areal data. Proceedings of the 9th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences (pp. 293–296).

LaDeau, S. L., Leisnham, P. T., Biehler, D., & Bodner, D. (2013). Higher mosquito production in low-income neighborhoods of Baltimore and Washington, DC: Understanding ecological drivers and mosquito-borne disease risk in temperate cities.

International Journal of Environmental Research and Public Health, 10(4), 1505–1526. https://doi.org/10.3390/ijerph10041505

Landau, K. I., & van Leeuwen, W. J. D. (2012). Fine scale spatial urban land cover factors associated with adult mosquito abundance and risk in Tucson, Arizona. Journal of Vector Ecology, 37(2), 407–418. https://doi.org/10.1111/j.1948-7134.2012.00245.x

Lárraga Lara, R., Moreno Mata, A. F., & Ramos-Palacios, C. R. (2016). Expansión urbana, justicia ambiental y equidad en el acceso a espacios verdes en la zona metropolitana de San Luis Potosí. En A. Moreno Mata (Ed.), Medio ambiente urbano, sustentabilidad y territorio: Volumen II. Sistemas metropolitanos en crisis. Dispersión, fragmentación y vulnerabilidad (pp. 78–107). Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Lawson, A. B. (2008). Bayesian disease mapping: Hierarchical modeling in spatial epidemiology. CRC Press.

Lawson, A. B. (2014). Hierarchical modeling in spatial epidemiology. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics, 6(6), 405–417. https://doi.org/10.1002/wics.1315

Leite-Vital, A., Alvarado, F., Ramos-Palacios, C. R., & Córdoba-Aguilar, A. (2026). Landscape heterogeneity predicts mosquito vector diversity in a semi-arid urbanization. EcoHealth. https://doi.org/10.1007/s10393-026-01793-7

Li, G., & Weng, Q. (2007). Measuring the quality of life in city of Indianapolis by integration of remote sensing and census data. International Journal of Remote Sensing, 28(2), 249–267. https://doi.org/10.1080/01431160600735624

Liu, J., & Chen, X.-P. (2006). Relationship of remote sensing normalized differential vegetation index to Anopheles density and malaria incidence rate. Biomedical and Environmental Sciences, 19(2), 130–132.

Lindberg, F., Lindström, A., Stålnacke, V., Thorsson, S., & Destouni, G. (2024). Observations and modelling of mosquito prevalence within urban areas – A case study

from Uppsala, Sweden. *Urban Ecosystems, 27*, 1191–1205. https://doi.org/10.1007/s11252-024-01511-7

Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., & Real, R. (2008). AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. Global Ecology and Biogeography, 17(2), 145–151. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x

López-Zerón, N. E., Rodríguez-Maciel, J. C., Wilson-García, C. Y., Lagunes-Tejeda, Á., & Silva-Aguayo, G. (2024). Insecticide susceptibility in two populations of Aedes aegypti L. (Diptera: Culicidae) from Guerrero, Mexico, and recommendations for their management. Agrociencia, 58(7), 922–933. https://doi.org/10.47163/agrociencia.v58i7.3041

Lorenz, C., Castro, M. C., Trindade, P. M. P., Nogueira, M. L., de Oliveira Lage, M., Quintanilha, J. A., Parra, M. C., Dibo, M. R., Fávaro, E. A., Guirado, M. M., & Chiaravalloti-Neto, F. (2020). Predicting Aedes aegypti infestation using landscape and thermal features. Scientific Reports, 10(1), 21688. https://doi.org/10.1038/s41598-020-78755-8

Lugão, P. H. G., da Silva, M. R., Cascelli, R., & Chapiro, G. (2026). Spatial and temporal prediction of Aedes aegypti populations with atmospheric and urban forms dependence. Proceedings of the National Academy of Sciences, 123(25). https://doi.org/10.1073/pnas.2533964123

Lunn, D., Goudie, R. J. B., Wei, C., Kaltz, O., & Restif, O. (2013). Modelling the dynamics of an experimental host-pathogen microcosm within a hierarchical Bayesian framework. PLOS ONE, 8(8), e69775. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069775

MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A., & Langtimm, C. A. (2002). Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. Ecology, 83(8), 2248–2255. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2

MacNab, Y. C. (2010). On Bayesian shared component disease mapping and ecological regression with errors in covariates. Statistics in Medicine, 29(11), 1239–1249. https://doi.org/10.1002/sim.3875

Mahfodz, Z., Naba, A., Salleh, S. A., Isawasan, P., Osman, M. A., & Dom, N. C. (2026). Drone-based microclimate analytics reveal vegetation–shade interaction as a key environmental drivers of Aedes-prone microhabitat suitability. Scientific Reports, 16(1), 23163. https://doi.org/10.1038/s41598-026-52556-x

Martín, M. E., Alonso, A. C., Faraone, J., Stein, M., & Estallo, E. L. (2023). Satellite observation to assess dengue risk due to Aedes aegypti and Aedes albopictus in a subtropical city of Argentina. Medical and Veterinary Entomology. https://doi.org/10.1111/mve.12604

McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical maps. University of Massachusetts, Amherst.

McMahon, A., França, C. M. B., & Wimberly, M. C. (2022). Comparing satellite and ground-based measurements of environmental suitability for vector mosquitoes in an urban landscape. Journal of Medical Entomology, 59(6), 1936–1946. https://doi.org/10.1093/jme/tjac145

Medina-García, G., Díaz-Padilla, G., Loredo-Osti, C., Serrano-Altamirano, V., & Cano-García, M. A. (2005). Estadísticas climatológicas básicas del estado de San Luis Potosí (periodo 1961–2001). Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.

Moise, I. K., Riegel, C., & Muturi, E. J. (2018). Environmental and social-demographic predictors of the southern house mosquito Culex quinquefasciatus in New Orleans, Louisiana. Parasites & Vectors, 11(1). https://doi.org/10.1186/s13071-018-2833-5

Moran, P. A. P. (1950). Notes on continuous stochastic phenomena. Biometrika, 37(1–2), 17–23. https://doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.17

Murdock, C. C., Evans, M. V., McClanahan, T. D., Miazgowicz, K. L., & Tesla, B. (2017). Fine-scale variation in microclimate across an urban landscape shapes variation in mosquito population dynamics and the potential of Aedes albopictus to transmit arboviral disease. PLOS Neglected Tropical Diseases, 11(5), e0005640. https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005640

Ohta, S., & Kaga, T. (2012). Effect of climate on malarial vector distribution in Monsoon Asia: Coupled model for ecophysiological and climatological distribution of mosquito generations (ECD-mg). Climate Research, 53(1), 77–88. https://doi.org/10.3354/cr01087

Orondo, P. W., Wang, X., Lee, M.-C., Nyanjom, S. G., Atieli, H., Ondeto, B. M., Ochwedo, K. O., Omondi, C. J., Otambo, W. O., Zhou, G., Zhong, D., Githeko, A. K., Kazura, J. W., & Yan, G. (2023). Habitat diversity, stability, and productivity of malaria vectors in irrigated and nonirrigated ecosystems in western Kenya. Journal of Medical Entomology, 60(1), 202–212. https://doi.org/10.1093/jme/tjac168

Pardo-Araujo, M., Eritja, R., Alonso, D., & Bartumeus, F. (2024). Present and future suitability of invasive and urban vectors through an environmentally driven mosquito reproduction number. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 291(2034), 20241960. https://doi.org/10.1098/rspb.2024.1960

Parra Rodríguez, O., Muñoz Robles, C. A., López Mares, L. M., & Reyes Hernández, H. (2024). Land surface temperature and socioeconomic residential segregation in the Metropolitan Zone of San Luis Potosí, Mexico. Science of the Total Environment, 957, 177753. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177753

Peci, N., Mulaj, S., Hajra, H., & Baruti, B. (2013). Geostatistical analysis of the Drenica coal basin—Field Skenderaj, Kosovo. International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM, 1, 75–82. https://doi.org/10.5593/SGEM2013/BA1.V1/S01.011

Pettorelli, N. (2013). The normalized difference vegetation index. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199693160.001.0001

Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., & Kausrud, K. (2011). The normalized difference vegetation index (NDVI): Unforeseen successes in animal ecology. Climate Research, 46(1), 15–27. https://doi.org/10.3354/cr00936

Phillips, S. J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C. H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. (2009). Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data. Ecological Applications, 19(1), 181–197. https://doi.org/10.1890/07-2153.1

Pradhan, P., & Setyawan, A. D. (2021). Filtering multi-collinear predictor variables from multi-resolution rasters of WorldClim 2.1 for ecological niche modeling in Indonesian context. Asian Journal of Forestry, 5(2), 111–122. https://doi.org/10.13057/asianjfor/r050207

QGIS Development Team. (2026). QGIS Geographic Information System (versión 3.44) [Software]. QGIS Association. https://qgis.org/

Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillera-Arroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J. J., Schröder, B., Thuiller, W., Warton, D. I., Wintle, B. A., Hartig, F., & Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. Ecography, 40(8), 913–929. https://doi.org/10.1111/ecog.02881

Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México (1.ª ed. digital). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf

Saeidi, S., Mohammadzadeh, M., & Parvar, Z. (2026). Impact of urban landscape patterns on land surface temperature: Implications for city planning. International Journal of Environmental Science and Technology, 23(8). https://doi.org/10.1007/s13762-026-07322-x

Scavo, N. A., Barrera, R., Reyes-Torres, L. J., & Yee, D. A. (2021). Lower socioeconomic status neighborhoods in Puerto Rico have more diverse mosquito communities and higher Aedes aegypti abundance. Journal of Urban Ecology, 7(1), juab009. https://doi.org/10.1093/jue/juab009

Webster, R. (2023). Geostatistics: Modelling spatial variation. Encyclopedia of soils in the environment (2.ª ed.) (pp. 655–670). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00003-3

Wen, L., Xu, D.-Z., Wang, S.-Q., Li, C.-X., Zhang, Z.-Y., & Su, Y.-Q. (2005). Analysis on the relationship between malaria epidemics and NOAA-AVHRR NDVI in Hainan province. Zhonghua Liu Xing Bing Xue Za Zhi, 26(4), 263–267.

Wilke, A. B. B., Medeiros-Sousa, A. R., Multini, L. C., Ceretti-Junior, W., & Marrelli, M. T. (2017). Mosquito population diversity and abundance patterns in two parks in São Paulo, Brazil. Journal of the American Mosquito Control Association, 33(1), 67–70. https://doi.org/10.2987/16-6568.1

Wouters, R. M., Beukema, W., Schrama, M., Biesmeijer, K., Braks, M. A. H., Helleman, P., Schaffner, F., van Slobbe, J., Stroo, A., & van der Beek, J. G. (2024). Local environmental factors drive distributions of ecologically-contrasting mosquito species (Diptera: Culicidae). Scientific Reports. https://doi.org/10.1038/s41598-024-64948-y

Yitbarek, S., Chen, K., Celestin, M., & McCary, M. (2023). Urban mosquito distributions are modulated by socioeconomic status and environmental traits in the USA. Ecological Applications, 33(5), e02869. https://doi.org/10.1002/eap.2869

Zanaga, D., Van De Kerchove, R., Daems, D., De Keersmaecker, W., Brockmann, C., Kirches, G., Wevers, J., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S., Lesiv, M., Herold, M., Tsendbazar, N.-E., Xu, P., Ramoino, F., & Arino, O. (2022). ESA WorldCover 10 m 2021 v200 [Conjunto de datos]. Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.7254221

Zhang, H., Qi, Z.-F., Ye, X.-Y., Cai, Y.-B., Ma, W.-C., & Chen, M.-N. (2013). Analysis of land use/land cover change, population shift, and their effects on

spatiotemporal patterns of urban heat islands in metropolitan Shanghai, China. Applied Geography, 44, 121–133. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.021

Zhang, J., & Yao, N. (2008). The geostatistical framework for spatial prediction. Geo-Spatial Information Science, 11(3), 180–185. https://doi.org/10.1007/s11806-008-0087-7

Zhao, Y., Dou, S., Li, J., Cheng, J., & Xu, D. (2025). Impacts of metropolitan area expansion on ecosystem use efficiency: Evidence from the Wuhan metropolitan area, China. Environment, Development and Sustainability. https://doi.org/10.1007/s10668-025-06581-x

APÉNDICES

Tabla S1. Variables bioclimáticas de WorldClim 2.1 (BIO1–BIO19).

Resolución de descarga: 30 segundos de arco (≈ 1 km); **periodo climático de referencia:** 1970–2000.

Código	Variable	Descripción	Unidad
BIO1	Temperatura media anual	Promedio de las temperaturas medias mensuales.	°C

Código	Variable	Descripción	Unidad
BIO2	Rango térmico diurno medio	Promedio mensual de la diferencia entre las temperaturas máxima y mínima.	°C
BIO3	**Isotermalidad**	Relación entre el rango térmico diurno y el anual (BIO2/BIO7 × 100).	%
BIO4	Estacionalidad de la temperatura	Desviación estándar de las temperaturas medias mensuales × 100.	°C × 100
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido	Mayor temperatura máxima mensual del año.	°C
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío	Menor temperatura mínima mensual del año.	°C
BIO7	**Rango anual de temperatura**	Diferencia entre BIO5 y BIO6.	°C
BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo	Temperatura media de los tres meses consecutivos más húmedos.	°C
BIO9	Temperatura media del trimestre más seco	Temperatura media de los tres meses consecutivos más secos.	°C
BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido	Temperatura media de los tres meses consecutivos más cálidos.	°C
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío	Temperatura media de los tres meses consecutivos más fríos.	°C
BIO12	**Precipitación anual**	Suma de la precipitación de los doce meses del año.	mm
BIO13	Precipitación del mes más húmedo	Precipitación total del mes con mayor precipitación.	mm
BIO14	Precipitación del mes más seco	Precipitación total del mes con menor precipitación.	mm
BIO15	Estacionalidad de la precipitación	Coeficiente de variación de la precipitación mensual.	%
BIO16	**Precipitación del trimestre más húmedo**	Precipitación acumulada de los tres meses consecutivos más húmedos.	mm
BIO17	Precipitación del trimestre más seco	Precipitación acumulada de los tres meses consecutivos más secos.	mm
BIO18	**Precipitación del trimestre más cálido**	Precipitación acumulada de los tres meses consecutivos más cálidos.	mm
BIO19	Precipitación del trimestre más frío	Precipitación acumulada de los tres meses consecutivos más fríos.	mm

Nota. Las 19 capas se obtuvieron de WorldClim 2.1 a una resolución espacial de 30 segundos de arco. Un trimestre corresponde a tres meses consecutivos. En el clasificador se utilizaron BIO7 y BIO12 en la configuración reducida, y BIO3, BIO7, BIO12, BIO16 y BIO18 en la ampliada.

Fuente: WorldClim 2.1 (Fick y Hijmans, 2017; https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html).



Figura S1. Instalación de trampas entomológicas en diferentes ambientes urbanos de la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP).

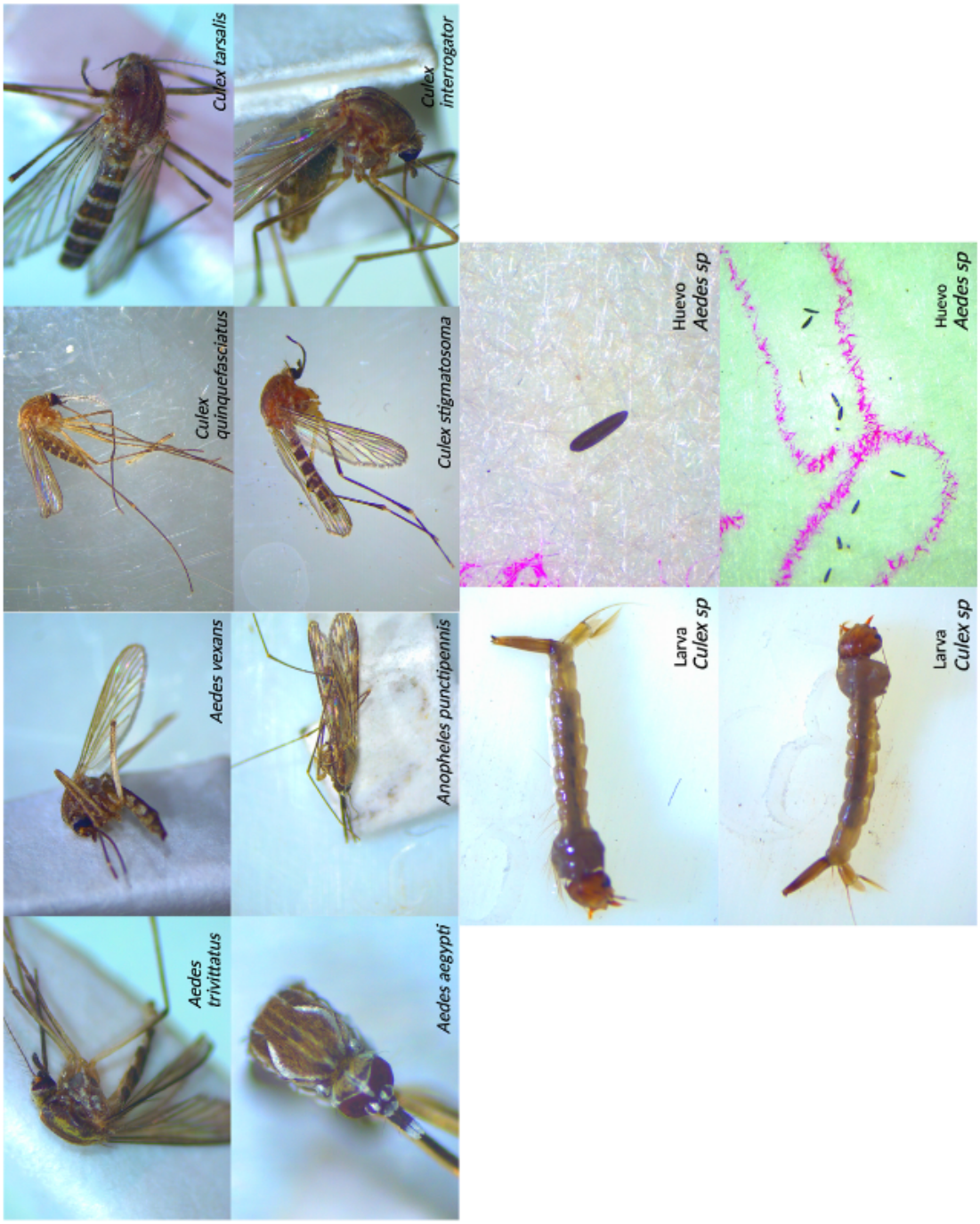


Figura S2. Ejemplares de mosquitos (Diptera: Culicidae) recolectados durante el muestreo entomológico en la Zona Metropolitana de San Luis Potosí (ZMSLP).