Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C.

DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DEL CONOCIMIENTO DE LOS VERTEBRADOS TERRESTRES DE NAYARIT A PARTIR DE DATOS DE SISTEMAS DE INFORMACIÓN SOBRE BIODIVERSIDAD

Por:

María Daniela Arvizu

TESIS APROBADA POR LA

COORDINACIÓN DE ACUICULTURA Y MANEJO AMBIENTAL

Como requisito parcial para obtener el grado de

DOCTORA EN CIENCIAS

Mazatlán, Sinaloa Junio, 2026

APROBACIÓN

Los miembros del comité designado para la revisión de la tesis de María Daniela Arvizu, la han encontrado satisfactoria y recomiendan que sea aceptada como requisito parcial para obtener el grado de Doctora en Ciencias.



Dr. Arturo Ruíz Luna
Director de tesis



Dr. César Alejandro Berlanga Robles
Integrante de comité de tesis



Dra. Beatriz Yáñez Rivera
Integrante de comité de tesis



Dra. Ángela Patricia Cuervo Robayo
Integrante de comité de tesis

DECLARACIÓN INSTITUCIONAL

La información generada en la tesis "Diagnóstico del Estado del Conocimiento de los Vertebrados Terrestres de Nayarit a partir de Datos de Sistemas de Información sobre Biodiversidad" es propiedad intelectual del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD). Se permiten y agradecen las citas breves del material contenido en esta tesis sin permiso especial de la autora María Daniela Arvizu, siempre y cuando se dé crédito correspondiente. Para la reproducción parcial o total de la tesis con fines académicos, se deberá contar con la autorización escrita de quien ocupe la titularidad de la Dirección General del CIAD.

La publicación en comunicaciones científicas o de divulgación popular de los datos contenidos en esta tesis, deberá dar los créditos al CIAD, previa autorización escrita del director(a) de tesis.

CIAD

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN ALIMENTACIÓN Y DESARROLLO, A.C.
Coordinación de Programas Académicos

Dra. Graciela Caire Juvera
Directora General

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de posgrado.

Agradezco al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C. (CIAD) por permitirme realizar mi posgrado, así como por facilitar las condiciones e infraestructura para desarrollar mi investigación.

Agradezco especialmente a mi director de tesis, el Dr. Arturo Ruiz Luna, por su guía, enseñanza y apoyo incondicional en mi proyecto doctoral.

Agradezco a mi comité tutorial, Dra. Ángela Patricia Cuervo Robayo, Dra. Beatriz Yáñez Rivera y Dr. César Alejandro Berlanga Robles, por sus comentarios, sugerencias y acompañamiento a lo largo de mis estudios de doctorado.

Agradezco al Laboratorio de Manejo Ambiental y a mis compañeros Dra. Abril Montijo Galindo, Dra. Aimée Cervantes Escobar, M.C. Miguel Ángel Sánchez Rodríguez, M.C. Yahir Enrique López Osorio, Dr. Medardo Cruz López, Dr. Rafael Hernández Guzmán, M.C. Joanna Acosta, Dr. Marco Alejandro Escalante Sánchez por su amistad, compañerismo y apoyo.

Agradezco a la Universidad Autónoma de Nayarit (UAN), a la rectora Dra. Norma Liliana Galván Meza, así como a la Secretaría Académica y Dirección de Recursos Humanos y sus respectivos representantes, por otorgarme las autorizaciones y el apoyo para estudiar el doctorado.

Agradezco al patronato UAN, a través del Programa Institucional de Habilitación para la Formación, Actualización y Capacitación Didáctico – Pedagógica y Disciplinar por la beca otorgada para el pago de colegiatura.

Agradezco al Sindicato del Personal Académico de la Universidad Autónoma de Nayarit (SPAUAN), a los secretarios generales M.C.A. Jorge Alberto González Hernández y M.E.S. José Francisco Haro Beas, a los secretarios de sección sindical # 22, M.C. Elifonso Isiordia Pérez, M.D.E. Claudia Azucena González Huerta y Dr. Juan Carlos Bautista Covarrubias, así como al personal del sindicato, por el apoyo y gestiones realizadas.

Agradezco a la Unidad Académica Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera (ENIP), al director interino, Dr. Javier Germán Rodríguez Carpena, y a los directores, Dr. Juan Carlos Bautista Covarrubias y Dr. Javier Marcial de Jesús Ruiz Velazco Arce, por autorizar la descarga de mis

actividades académicas para realizar los estudios de posgrado.

Agradezco a M.C. Selene María Abad Rosales, M.C. Luz Estela Rodríguez Ibarra e Ing. Xóchitl Cecilia Angulo García por su apoyo en los trámites del posgrado.

Agradezco al Ing. Jorge Alberto Durán Niebla por su apoyo en cómputo y tecnologías de información.

Agradezco a los investigadores que me dieron clases durante mi estancia en el doctorado, a mis amigos y compañeros del CIAD, al personal académico, administrativo y de intendencia.

DEDICATORIA

A mi mamá, María Hermelinda Arvizu Merín, por apoyarme en todo momento.

A mi primo, Luis Manuel Arvizu Merín y su esposa, Carolina Lizárraga Aguirre.

A Bardo, Isla, Lulú y Blacky.

A la familia Arvizu.

En memoria de:

Lucía Elizabeth Arvizu Lizárraga†

Y de todos mis seres queridos que han trascendido y que me enseñaron valores y virtudes.

CONTENIDO

APROBACIÓN 2
DECLARACIÓN INSTITUCIONAL 3
AGRADECIMIENTOS 4
DEDICATORIA 6
CONTENIDO 7
DECLARACIÓN RESPONSABLE SOBRE AUTORÍA Y USO ÉTICO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL 8
RESUMEN 9
ABSTRACT 10
1. SINOPSIS 11
1.1. Justificación 11
1.2. Antecedentes 12
1.3. Preguntas de Investigación 15
1.4. Hipótesis 15
1.5. Objetivo General 15
1.6. Objetivos Específicos 16
1.7. Sección Integradora del Trabajo 16
2. COMPLETENESS OF THE AMPHIBIAN INVENTORY OF NAYARIT, MEXICO, ASSESSED FROM BIODIVERSITY INFORMATION SYSTEM RECORDS 18
3. EVALUATION OF THE KNOWLEDGE GAPS IN THE REPTILE RECORDS OF NORTHWESTERN MEXICO 33
4. EVALUACIÓN DEL INVENTARIO DE VERTEBRADOS TERRESTRES DE NAYARIT, EN EL OCCIDENTE DE MÉXICO 49
5. DISCUSIÓN GENERAL 78
6. CONCLUSIONES GENERALES 81
7. RECOMENDACIONES 82
8. REFERENCIAS 83

DECLARACIÓN RESPONSABLE SOBRE AUTORÍA Y USO ÉTICO DE HERRAMIENTAS DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Declaro de manera responsable que el presente documento de tesis: "Diagnóstico del Estado del Conocimiento de los Vertebrados Terrestres de Nayarit a partir de Datos de Sistemas de Información Sobre Biodiversidad", cumple con las siguientes características:

I.- Es un trabajo inédito, específicamente elaborado para obtención del grado académico de Doctora en Ciencias otorgado por el Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, y que no ha sido presentado íntegramente y bajo el mismo título, de forma personal o por alguien más, para cualquier otro fin.

II.- El texto es el resultado de mi trabajo intelectual personal y creativo, y ha sido elaborado de acuerdo con los principios éticos y las normas de integridad vigentes en la comunidad académica. Al ser la autora del material inédito presentado puedo omitir referencias, cuando no ha sido así y he tomado el material de otra fuente, lo he citado o bien he declarado su procedencia de forma clara, incluidas en su caso, herramientas de inteligencia artificial.

III.- Aseguro que los datos y recursos presentados son legítimos, verificables y han sido obtenidos de manera personal o provienen de fuentes confiables y autorizadas. Asimismo, he tomado medidas para garantizar la confidencialidad y privacidad de los datos utilizados (cuando ha sido necesario), evitando cualquier tipo de sesgo o discriminación injusta en el tratamiento de la información.



María Daniela Arvizu

RESUMEN

Este estudio evalúa el estado del conocimiento de los vertebrados terrestres en Nayarit mediante el análisis de datos primarios de biodiversidad disponibles en Sistemas de Información sobre Biodiversidad (SIB), particularmente el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). Estos datos, conocidos como Conocimiento Digital Accesible, constituyen una fuente clave para estudios ecológicos, aunque presentan limitaciones derivadas de sesgos taxonómicos, espaciales y temporales, que afectan la interpretación de los patrones de distribución y riqueza de especies. En un contexto de crisis global de biodiversidad y pérdida acelerada de ecosistemas, el conocimiento limitado sobre la biodiversidad de Nayarit restringe la definición e implementación de estrategias eficaces que garanticen la conservación y manejo de los recursos biológicos del estado, por lo que este estudio tuvo como objetivo determinar el estado del conocimiento disponible sobre el inventario de vertebrados terrestres a partir de registros del SNIB. Para ello, se analizó más de un millón de registros históricos, evaluando la riqueza por grupo taxonómico, así como los sesgos y vacíos de información. Los resultados muestran que las aves concentran la mayoría de los registros y presentan mayor cobertura espacial, mientras que los anfibios están subrepresentados. Asimismo, se identificó un fuerte sesgo espacial hacia zonas accesibles y próximas a centros urbanos, así como vacíos temporales asociados a cambios históricos en el esfuerzo de muestreo. Las curvas de acumulación de especies sugieren que el vacío taxonómico es relativamente bajo (vacío Linneano en proceso de cierre), especialmente en aves y mamíferos. Sin embargo, persisten importantes vacíos espaciales y temporales (vacío Wallaceano), evidenciados por la baja completitud de inventarios en amplias regiones del estado, principalmente en la provincia de la Sierra Madre Occidental. La integración de distintos grupos taxonómicos mejora la cobertura general, aunque puede ocultar deficiencias específicas. Los sesgos identificados subrayan la necesidad de implementar estrategias de muestreo sistemático y de largo plazo. El reconocimiento y evaluación de los vacíos de información representa un insumo fundamental para orientar futuras investigaciones y fortalecer las bases científicas para la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: Biodiversidad, Vacíos; Sesgos; Sistemas de Información.

ABSTRACT

This study evaluates the state of knowledge of terrestrial vertebrates in Nayarit by analyzing primary biodiversity data available through Biodiversity Information Systems (BIS), particularly the National Biodiversity Information System (SNIB). These data, known as Accessible Digital Knowledge, represent a key resource for ecological studies; however, they present limitations due to taxonomic, spatial, and temporal biases that affect the interpretation of species distribution and richness patterns. Within the context of a global biodiversity crisis and accelerated ecosystem loss, the limited biodiversity knowledge of Nayarit restricts the definition and implementation of effective strategies to ensure the conservation and management of the biological resources in the state. Therefore, this study aimed to determine the current state of knowledge available on the inventory of terrestrial vertebrates based on SNIB records. To achieve this, more than one million historical records were analyzed, evaluating species richness by taxonomic group, as well as information biases and gaps. Results show that birds account for the majority of records and exhibit the widest spatial coverage, whereas amphibians are underrepresented. Likewise, a strong spatial bias toward accessible regions and those close to urban areas was identified, along with temporal gaps associated with historical changes in sampling effort. Species accumulation curves suggest that the taxonomic gap is relatively low (the Linnean shortfall is approaching closure), particularly for birds and mammals. However, important spatial and temporal gaps (the Wallacean shortfall) persist, as evidenced by low inventory completeness across large portions of the state, particularly within the Sierra Madre Occidental province. The integration of multiple taxonomic groups improves overall knowledge coverage, although it may obscure group-specific deficiencies. The identified biases highlight the need to implement systematic and long-term sampling strategies. The recognition and assessment of information gaps represent a fundamental input for guiding future research and strengthening the scientific basis for biodiversity conservation.

Keywords: Gaps; Biases; Geographic Information Systems.

1. SINOPSIS

1.1. Justificación

A pesar del crecimiento de los registros biológicos disponibles en los Sistemas de Información sobre Biodiversidad (SIB), el Conocimiento Digital Accesible (CDA) continúa presentando vacíos y sesgos taxonómicos, espaciales y temporales que limitan la representación adecuada de la biodiversidad y la confiabilidad de los análisis derivados de estos datos (Sousa-Baena *et al*., 2014; Hortal *et al*., 2015; Zermoglio *et al*., 2016; Peterson *et al*., 2016). Estas deficiencias pueden conducir a estimaciones incompletas de la riqueza biológica, dificultar la identificación de áreas prioritarias para la conservación y reducir la precisión de los modelos de distribución de especies basados en registros de ocurrencia (Feeley y Silman, 2011; Yang *et al*., 2013; Beck *et al*., 2014; Nieto-Lugilde *et al*., 2018). Aunque en los últimos años se han desarrollado metodologías robustas para evaluar la completitud de inventarios biológicos y detectar vacíos de información en grandes bases de datos (Chao y Jost, 2012; Sousa-Baena *et al*., 2014; Hortal *et al*., 2015; Castro-Souza *et al*., 2024), su aplicación en México ha sido limitada. Los estudios realizados hasta ahora se han enfocado en evaluaciones de la completitud de inventarios biológicos para algunos grupos taxonómicos y a escala nacional (Soberón *et al*., 2007; Peterson *et al*., 2016; Nava-Bolaños *et al*., 2022; Ramírez-Barahona *et al*., 2023); sin embargo, los estudios desarrollados a escala regional o estatal son todavía escasos (Vaca *et al*., 2020; Falcón-Brindis *et al*., 2021). Esta limitación dificulta identificar áreas y grupos biológicos insuficientemente documentados, así como establecer prioridades para la investigación, conservación y manejo de la biodiversidad.

En este contexto, Nayarit constituye una región de particular interés debido a su ubicación en la Zona de Transición Mexicana, donde convergen elementos bióticos de afinidad neártica y neotropical, así como por la diversidad de ecosistemas presentes en su territorio (Morrone, 2019; INEGI, 2016; INEGI, 2017). A pesar de su importancia biogeográfica y de enfrentar crecientes presiones derivadas del cambio de uso de suelo, la expansión de infraestructura, las actividades agropecuarias y turísticas, así como el cambio climático y las especies invasoras (CONABIO,

2021; IPLANAY, 2021), el conocimiento disponible sobre sus vertebrados terrestres (Luja *et al*., 2014; González-Díaz *et al*., 2015; Woolrich-Piña *et al*., 2016; Ramírez-Bautista *et al*., 2023; Loc-Barragán *et al*., 2024; Ramírez-Silva y Hernández-Cadena, 2025) continúa siendo fragmentario y heterogéneo. Por ello, evaluar los sesgos y el grado de completitud del CDA para anfibios, reptiles, aves y mamíferos permitirá identificar vacíos de información y proporcionar una base objetiva para fortalecer los inventarios biológicos y orientar futuras acciones de investigación y conservación en la entidad.

En este sentido, la presente investigación adquiere relevancia científica y aplicada al integrar registros provenientes de SIB para evaluar el estado del conocimiento de los vertebrados terrestres de Nayarit, identificar vacíos taxonómicos, geográficos y temporales, y proporcionar una línea base objetiva que contribuya al fortalecimiento de estrategias de conservación, manejo de la biodiversidad y planificación territorial sustentadas en evidencia científica.

1.2. Antecedentes

Los datos primarios de biodiversidad consisten en registros de especies asociados a una ubicación y fecha determinadas. Debido a los avances en las tecnologías de la información, una gran proporción de estos datos ha sido digitalizada y puesta a disposición pública mediante Sistemas de Información sobre Biodiversidad (SIB), generando lo que se conoce como Conocimiento Digital Accesible (CDA) (Graham *et al*., 2004; Guralnick *et al*., 2007; Sousa-Baena *et al*., 2014). Estos sistemas integran información proveniente de colecciones científicas, literatura especializada, programas de monitoreo y plataformas de ciencia ciudadana.

El CDA constituye una fuente fundamental para el estudio de la biodiversidad, ya que permite analizar patrones de distribución de especies, riqueza biológica, cambios temporales en las comunidades y procesos ecológicos a distintas escalas espaciales (Lavergne *et al*., 2010; Amano y Sutherland, 2013; García-Roselló *et al*., 2015; Qian *et al*., 2018; Sullivan *et al*., 2017; Huang *et al*., 2020). Entre los principales repositorios destacan el Global Biodiversity Information Facility (GBIF), a nivel internacional, y el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB-CONABIO), en México, que concentran millones de registros de ocurrencia disponibles para la

investigación, la conservación y la toma de decisiones.

A pesar del crecimiento acelerado del CDA durante las últimas décadas, diversos estudios han demostrado que los datos disponibles presentan importantes limitaciones relacionadas con sesgos taxonómicos, espaciales y temporales (Boakes *et al*., 2010; Sousa-Baena *et al*., 2014; Zermoglio *et al*., 2016).

Los sesgos taxonómicos ocurren cuando ciertos grupos biológicos reciben una atención desproporcionada respecto de otros (Troudet *et al*., 2017), mientras que los sesgos espaciales se manifiestan por una concentración de registros en áreas accesibles o cercanas a centros de investigación (Boakes *et al*., 2010). Por su parte, los sesgos temporales reflejan variaciones en la intensidad del muestreo a lo largo del tiempo, lo que puede dificultar la interpretación de cambios en la distribución de las especies (Tingley y Beissinger, 2009; Nieto-Lugilde *et al*., 2018).

Estas limitaciones pueden afectar la estimación de patrones de riqueza, la modelación de distribuciones potenciales y la identificación de áreas prioritarias para la conservación, por lo que resulta indispensable evaluar la calidad y representatividad de la información disponible antes de utilizarla en estudios ecológicos o de manejo de recursos naturales (Feeley y Silman, 2011; Yang *et al*., 2013; Beck *et al*., 2014).

Una de las herramientas más utilizadas para evaluar la representatividad de los datos biológicos es el análisis de completitud de inventarios. Este concepto se refiere a la proporción de especies registradas respecto al total esperado en una región determinada (Vane-Wright *et al*., 1991; Colwell y Coddington, 1994; Chao y Jost, 2012).

Durante los últimos años se han desarrollado diversos procedimientos para estimar la completitud y detectar vacíos de información en bases de datos biológicas (Sousa-Baena *et al*., 2014; Hortal *et al*., 2015; Peterson *et al*., 2016; Castro-Souza *et al*., 2024). Estos enfoques permiten identificar regiones insuficientemente documentadas, orientar futuros esfuerzos de muestreo y mejorar la eficiencia de las estrategias de conservación y monitoreo de la biodiversidad.

Los análisis de completitud y de sesgos del CDA han sido aplicados en diferentes regiones del mundo y para diversos grupos taxonómicos. Estudios realizados a escala global han evidenciado una cobertura desigual de los inventarios biológicos, con una mejor representación en regiones templadas y una importante carencia de información en zonas tropicales (Meyer *et al*., 2016; Chanachai *et al*., 2024; Castro-Souza *et al*., 2024).

Resultados similares se han documentado en Europa, Asia, África y América, donde los registros

suelen concentrarse en áreas accesibles, regiones con tradición de investigación biológica o zonas cercanas a asentamientos humanos (Idohou *et al*., 2015; Stropp *et al*., 2016; Troia y McManamay, 2016; Escribano *et al*., 2019; Huang *et al*., 2020; Ronquillo *et al*. 2020; Shirey *et al*., 2021; Marshall *et al*., 2024; Medeiros *et al*., 2025).

En general, estos estudios coinciden en señalar que los vacíos espaciales y taxonómicos continúan siendo una limitante importante para el conocimiento y conservación de la biodiversidad.

En México, las evaluaciones basadas en registros digitales han permitido identificar patrones de completitud y sesgos para distintos grupos biológicos. Peterson *et al*. (2016) analizaron la completitud de inventarios de aves; Zamora-Gutiérrez *et al*. (2019) documentaron sesgos espaciales y taxonómicos en murciélagos; Nava-Bolaños *et al*. (2022) identificaron vacíos de información en polinizadores; y Cuervo-Robayo *et al*. (2026) evaluaron sesgos y completitud en más de 17 millones de registros de aves.

Estos trabajos han demostrado que la información biológica disponible en el país presenta importantes desigualdades geográficas y taxonómicas, concentrándose principalmente en regiones con mayor accesibilidad y esfuerzo histórico de muestreo. Sin embargo, la mayoría de los estudios se han desarrollado a escala nacional o para grupos taxonómicos particulares.

A pesar de su ubicación en la Zona de Transición Mexicana y de la diversidad de ecosistemas presentes en su territorio, Nayarit continúa siendo una de las entidades con menor integración de la información sobre sus vertebrados terrestres. Aunque en años recientes se han incrementado los estudios faunísticos para distintos grupos taxonómicos (Luja *et al*., 2014; González-Díaz *et al*., 2015; Woolrich-Piña *et al*., 2016; Ramírez-Bautista *et al*., 2023; Loc-Barragán *et al*., 2024; Ramírez-Silva y Hernández-Cadena, 2025), aún no existe una evaluación integral del grado de completitud de los inventarios ni de los sesgos taxonómicos, espaciales y temporales presentes en el CDA para anfibios, reptiles, aves y mamíferos.

Esta ausencia de información limita la identificación de vacíos de conocimiento y dificulta la priorización de áreas y grupos biológicos que requieren esfuerzos adicionales de investigación y conservación. En consecuencia, resulta necesario evaluar el estado del conocimiento de los vertebrados terrestres de Nayarit a partir de los registros disponibles en los Sistemas de Información sobre Biodiversidad.

1.3. Preguntas de Investigación

¿Cuál es el estado actual del conocimiento sobre la distribución y representatividad de los vertebrados terrestres de Nayarit de acuerdo con los registros disponibles en Sistemas de Información sobre Biodiversidad? En su caso, ¿Cuáles son los principales sesgos y vacíos taxonómicos, espaciales y temporales presentes en el Conocimiento Digital Accesible, y cómo afectan la representatividad y completitud del conocimiento de los vertebrados terrestres de Nayarit?

1.4. Hipótesis

Independientemente de las características ambientales y fisiográficas presentes en Nayarit, los grupos de vertebrados terrestres mejor representados e inventariados, son aquellos con mayor riqueza de especies o facilidad de acceso a sus sitios de distribución, evidenciándose en una menor magnitud de los vacíos taxonómicos, espaciales y temporales de los registros contenidos en Sistemas de Información sobre Biodiversidad.

1.5. Objetivo General

Determinar la medida en la que los registros de especies, almacenados en Sistemas de Información sobre Biodiversidad, permiten establecer el estado del conocimiento en los inventarios taxonómicos de vertebrados terrestres en Nayarit.

1.6. Objetivos Específicos

1. Analizar la riqueza y distribución espacial de vertebrados terrestres de Nayarit por grupo taxonómico (anfibios, reptiles, aves y mamíferos), a partir de los registros de especies contenidos en Sistemas de Información sobre Biodiversidad.
2. Caracterizar los potenciales sesgos y los vacíos de información taxonómica, geográfica y temporal en los inventarios de vertebrados terrestres de Nayarit.
3. Integrar los atributos espacio-temporales de los inventarios por grupo taxonómico de los vertebrados terrestres de Nayarit para identificar las fortalezas y debilidades en la elaboración de los inventarios de los vertebrados terrestres de Nayarit a partir de SIB, que permitan fortalecer su conocimiento, mejorar el monitoreo y establecer las estrategias de conservación de la biodiversidad en el estado.

1.7. Sección Integradora del Trabajo

En los siguientes tres capítulos, que propiamente corresponde a Resultados, se presentan los tres artículos derivados de este trabajo de investigación, dos de los cuales ya fueron publicados y el tercero concluido y en preparación para su envío a una revista arbitrada para su publicación.

El primer artículo (Capítulo 2), publicado en la revista *Ecoscience*, lleva el título en español de "Completitud del inventario de anfibios de Nayarit, México, evaluado de registros de Sistemas de Información sobre Biodiversidad". En este artículo, se analizó la completitud de inventario de anfibios en diferentes periodos de tiempo, y por regiones fisiográficas y biogeográficas, utilizando celdas de 10 x10 km, como unidad espacial de análisis. Además, se evaluó el sesgo de los registros hacia las principales vialidades y urbanizaciones. Se identificaron vacíos de información, principalmente en zonas remotas, montañosas y de difícil acceso. A través de este documento, se da cumplimiento al primer objetivo específico, al analizar riqueza de especies de anfibios, y de manera parcial al segundo objetivo específico, al caracterizar sesgos y vacíos de información.

El segundo artículo (Capítulo 3), publicado en la revista *Biodiversity Informatics*, tiene el título en

español de “Evaluando las lagunas del conocimiento de reptiles de Nayarit, en el noroeste de México”. En este documento se evaluaron los vacíos taxonómico, espacial y temporal de los registros de reptiles. Se encontró que el vacío taxonómico está por cerrarse, evidenciado por la disminución progresiva en el número de especies que podrían registrarse por primera vez al inventario estatal. También se encontraron vacíos temporales, principalmente en el periodo comprendido entre 1981 y 2000, y vacíos espaciales en zonas montañosas, lejos de urbanizaciones y vías de comunicación. Por medio de este artículo se da cumplimiento al primer y segundo objetivos específicos para el grupo de reptiles.

En el tercer artículo derivado de esta tesis (Capítulo 4), con el título en español “Evaluación del inventario de vertebrados terrestres de Nayarit, en el occidente de México”, se presenta la evaluación integral del inventario de vertebrados terrestres de Nayarit, en el que se incorpora la información generada para los cuatro grupos taxonómicos estudiados. Con este artículo se da cumplimiento a los tres objetivos específicos propuestos para los cuatro grupos taxonómicos, contribuyendo con ello a alcanzar el objetivo general.

Finalizada la sección anterior, en los siguientes capítulos (Capítulos 5 a 7), se presenta la discusión general de los resultados, se establecen las conclusiones generales y se proponen recomendaciones para estudios posteriores.

2. COMPLETENESS OF THE AMPHIBIAN INVENTORY OF NAYARIT, MEXICO, ASSESSED FROM BIODIVERSITY INFORMATION SYSTEM RECORDS

Arvizu, M. D., & Ruiz-Luna, A.

Arvizu María Daniela. Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Subsede Mazatlán. Mazatlán, México. marvizu221@estudiantes.ciad.mx
Ruiz-Luna Arturo. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. Laboratorio de Manejo Ambiental. México. arluna@ciad.mx

Fecha de publicación:
18 de noviembre de 2024

Publicado en la revista:
Ecoscience

DOI:
https://doi.org/10.1080/11956860.2024.2426335

Factor de impacto
1.3 (JCR 2024)

ÉCOSCIENCE
https://doi.org/10.1080/11956860.2024.2426335

Taylor & Francis
Taylor & Francis Group

Check for updates

Completeness of the amphibian inventory of Nayarit, Mexico, assessed from biodiversity information system records

María Daniela Arvizu [a] and Arturo Ruiz-Luna [b]

[a]Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Subsede Mazatlán, Mazatlán, México; [b]Subsede Mazatlán, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Laboratorio de Manejo Ambiental, Subsede Mazatlán, Mazatlán, México

ABSTRACT

Climate change, diseases, pollution, and land cover changes threaten amphibian species worldwide, making identifying and monitoring these species crucial for the conservation of biodiversity. Nayarit, which is located in northwestern Mexico and within the Mexican Transition Zone and Neotropical biogeographic regions, hosts high amphibian diversity. However, information on the completeness of the amphibian inventory of Nayarit is lacking. Thus, the objective of the present study was to evaluate the inventory completeness of Nayarit using open-access biodiversity information systems. We constructed a database from the information stored in the Mexican National Biodiversity Information System (SNIB) of the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO). Inventory completeness was analysed in 10-km cells and various periods, considering biogeographic and physiographic regions. Areas with high inventory completeness were defined by their proximity to the main communication routes rather than biophysical reasons. Approximately half of the state exhibited information gaps, especially in the mountainous and difficult-to-access areas. Additional studies are needed to fully document amphibian diversity in Nayarit, especially in geographical regions with few records. Our results provide a solid foundation for future research and are essential for adequately conserving and managing the natural resources of Nayarit.

RÉSUMÉ

Le changement climatique, les maladies, la pollution et les modifications de la couverture du sol menacent les espèces d'amphibiens dans le monde entier, rendant l'identification et la surveillance de ces espèces cruciales pour la conservation de la biodiversité. Nayarit, situé dans le nord-ouest du Mexique et dans les régions biogéographiques de la Zone de Transition Mexicaine et Néotropicale, abrite une forte diversité d'amphibiens. Cependant, les informations manquent sur la complétude de l'inventaire des amphibiens de Nayarit. Par conséquent, l'objectif de la présente étude était d'évaluer la complétude de l'inventaire de Nayarit à l'aide de systèmes d'information sur la biodiversité en libre accès. Nous avons construit une base de données à partir des informations stockées dans le Système National d'Information sur la Biodiversité (SNIB) de la Commission Nationale pour la Connaissance et l'Utilisation de la Biodiversité (CONABIO). La complétude de l'inventaire a été analysée dans des cellules de 10 km et à différentes périodes, en tenant compte des régions biogéographiques et physiographiques. Les zones avec une plus grande exhaustivité de l'inventaire ont été définies par leur proximité aux principales voies de transport, plutôt que par des raisons biophysiques. Environ la moitié de l'état souffrait de déficits d'information, particulièrement les zones montagneuses et difficiles d'accès. Des études supplémentaires sont nécessaires pour documenter pleinement la diversité des amphibiens à Nayarit, en particulier dans les régions géographiques où peu d'espèces sont recensées. Nos résultats fournissent une base solide pour les recherches futures et sont essentiels pour conserver et gérer adéquatement les ressources naturelles de Nayarit.

ARTICLE HISTORY
Received 2 August 2024
Accepted 3 November 2024

KEYWORDS
Database; geographic information system; information gaps; inventory completeness index

MOTS CLÉS
base de données; système d'information géographique; indice de complétude de l'inventaire; lacunes d'information

Introduction

Amphibians play diverse and vital roles within ecosystems; they contribute to various ecosystem services, including regulating and supporting services (biological control, seed dispersal, and nutrient recycling) and provisioning and cultural services (animal protein sources and medicinal uses; Valencia-Aguilar et al. 2013; Cortés-Gomez et al. 2015). Due to their permeable skin, which makes them susceptible to pollution and changes in water quality, and their life cycle, amphibians are vulnerable to different sources of environmental stress in their aquatic and terrestrial habitats (Hopkins 2007;

CONTACT Arturo Ruiz-Luna arluna@ciad.mx, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, Laboratorio de Manejo Ambiental, Sábalo-Cerritos S/N, 82112, Subsede Mazatlán, Mazatlán, Sinaloa, México

Supplemental data for this article can be accessed online at https://doi.org/10.1080/11956860.2024.2426335

2024 Université Laval

Aguillón-Gutiérrez 2018). Thus, many amphibian species are sensitive to environmental changes, making them excellent indicators of environmental problems at population and community levels that must be protected through appropriate conservation and management actions. For this, accurate amphibian identification and monitoring are needed to understand the spatiotemporal variability in their populations, given the threats that jeopardize their diversity.

Although amphibians are not threatened due to direct consumption or use of amphibian by-products, with some exceptions, they do face other threats, including habitat destruction and fragmentation due to deforestation, urbanization, intensive agricultural practices, and other changes in land cover and use, which negatively affect breeding and feeding areas (Wanger et al. 2010; Russildi et al. 2016). In addition, changes in temperature, precipitation patterns, and water availability due to climate change can alter breeding cycles, food availability, and the environmental suitability of amphibian habitats (Blaustein et al. 2010; Ochoa-Ochoa et al. 2012). Likewise, the introduction of invasive exotic species and the spread of emerging diseases, such as ranavirus and chytridiomycosis caused by the fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*, have resulted in population declines and extirpations (Cruz et al. 2008; Gray and Chinchar 2015; Basanta 2019).

To properly evaluate, conserve, and manage biodiversity and natural resources, accurate species inventories and regular population monitoring are needed to understand spatiotemporal variations within communities. In the case of amphibians, this is no small feat. According to Amphibiaweb (https://amphibiaweb.org/), ~8,750 amphibian species were present worldwide (as of 10 July 2024), with new species discovered every year. The class Amphibia includes three orders: Anura (frogs and toads), Caudata (newts and salamanders), and Gymnophiona (caecilians), with Anura being the most common and numerous. Unfortunately, rigorous monitoring or sampling campaigns, which can be costly and time-consuming, are required to generate much-needed information for this group. However, once data are collected, biodiversity information systems (BIS) are available to compile, store, share, and safeguard massive amounts of biological data, which are increasing exponentially, and may be used to analyse and understand the ecology of species and communities (Beltrán and Galán-de-Mera 2022; Wen et al. 2022; Wu et al. 2022).

Several BIS store biodiversity information from different geographic areas, at local, regional, or global scales, making the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) one of the most important in the world (https://www.gbif.org/what-is-gbif). This international network aims to provide open-access data on the Earth's living organisms. It is funded and supported by more than 100 participant members (countries and organizations), who act as network nodes, supplying data to GBIF while following international standards. In the case of Mexico, an associate participant in the network, the official GBIF node is the Biodiversity Information System of Mexico (SNIB by its acronym in Spanish), managed by the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO by its acronym in Spanish). The data in this study were obtained from SNIB.

Biodiversity information systems have become valuable tools for filling information gaps and providing data, which can be used to develop more effective sampling and monitoring strategies (Pino-Del-Carpio et al. 2014; Neves et al. 2019). However, despite the large amount of data recorded in BIS, many gaps in taxonomic, spatial, and temporal information remain due to how the records were collected (Hortal et al. 2007, 2015; Peterson et al. 2015).

Thus, analysing inventory completeness, which is understood to be the proportion of species recorded in a region based on the total number of species to occur in that region estimated with the Chao2 index (Chao 1984; Colwell and Coddington 1994; Shirey et al. 2021), can reveal the extent to which the biodiversity of the area has been adequately studied. Inventory completeness studies not only reveal information gaps but also help to evaluate different types of bias and can be used to define criteria to select sampling areas and evaluate existing socio-environmental conditions that influence species distributions (Ballesteros-Mejia et al. 2013). Thus, it is essential to evaluate the degree of inventory completeness of specific regions to accurately assess the current understanding of their biodiversity. Indeed, the results of these assessments are key for identifying areas where future research and conservation efforts should be directed (Soberón et al. 2007; Ganglo and Kakpo 2016; Sánchez-Fernández et al. 2022).

At the global scale, most research on inventory completeness has focused primarily on plants and insects (Sousa-Baena et al. 2014; Chesshire et al. 2023), although other taxonomic groups, such as birds and mammals, have also been evaluated (Escribano et al. 2019; Huang et al. 2020). Only a few inventory completeness studies have focused on amphibians nationwide, with these being conducted in Uruguay (Canavero et al. 2010) and the United States (Troia and McManamay 2016). Regarding the geographic scope of these assessments (e.g., state, regional, national, or global), inventory completeness can be analysed at different scales using grids that cover the study area, with cell sizes that can vary

from hundreds of meters to hundreds of kilometers (Aranda et al. 2011; Meyer et al. 2015).

Mexico is one of the richest countries in amphibian biodiversity (ranked in the top ten globally) and hosts ~5% of all amphibian species (Amphibiaweb [10 July 2024]), many of which are endemic (~70%) and adapted to the wide variety of ecosystems and habitats within the country (Serrano et al. 2014; Johnson et al. 2017; Smith and Lemos-Espinal 2022; Lemos-Espinal and Smith 2023; Ramírez-Bautista et al. 2023). Currently, about two-thirds of amphibian species in Mexico are threatened or endangered (SEMARNAT 2010; Smith and Lemos-Espinal 2022; Lemos-Espinal and Smith 2023; IUCN 2024), while the status of around 2% of amphibian species remains uncertain (Serrano et al. 2014; IUCN 2024). Despite this group being distributed throughout the country, the greatest diversity of amphibians in Mexico can be found in the states of Oaxaca, Veracruz, and Chiapas (Ramírez-Bautista et al. 2023). Previous studies have provided information on amphibian diversity in different Mexican states or regions (Serrano et al. 2014; Aguilar-López et al. 2016; Lemos-Espinal and Smith 2023), including the state of Nayarit. According to Ramírez-Bautista et al. (2023), Nayarit exhibits an intermediate range of amphibian diversity, with several recent studies conducted to update the amphibian biodiversity information available for the state (Luja et al. 2014; Woolrich-Piña et al. 2016; Ramírez-Bautista et al. 2023; Loc-Barragán et al. 2024). However, the inventory completeness of amphibian diversity in Nayarit has not yet been analysed.

The state of Nayarit lies within two biogeographic regions: the Neotropical region and the Mexican Transition Zone (Morrone 2019). These regions host characteristic flora and fauna and are normally separated by natural barriers, creating provinces including the Pacific Lowlands, Sierra Madre Occidental, and Trans-Mexican Volcanic Belt, which host Nearctic and Neotropical species.

Nayarit is rich in biodiversity due to its varied habitats, including tropical rainforests, dry forests, mangroves, and mountains (INEGI 2022). Its geographical position allows Nayarit to host around 10% of the amphibian species reported in Mexico, including endemic and endangered species (Ramírez-Bautista et al. 2023; Loc-Barragán et al. 2024). However, considering the size of Nayarit and its geographic characteristics, this proportion is likely to increase in the future.

Given the geographical importance and characteristics of the state of Nayarit, the present study aimed to evaluate the inventory completeness of amphibians in the state by analysing the records stored in the Mexican SNIB to identify gaps, biases, and potential areas for future research and conservation.

Material and methods

Study area

The state of Nayarit in Mexico (23°05′04′ to 20°36′12′ N and 103°43′15′ to 105°45′37′ W) borders the Pacific Ocean to the west and the states of Sinaloa, Durango, Zacatecas, and Jalisco (Figure 1). The surface area of Nayarit (~28,000 km^2) comprises 1.4% of the Mexican territory, while its coastline extends about 296 km, and its elevation ranges from 0 to 2,400 m a.s.l. Nayarit contains four physiographic provinces, namely the Sierra Madre Occidental (57.3%), Eje Neovolcánico (20.0%), Sierra Madre del Sur (7.6%), and Llanura Costera del Pacífico (15.1%), the latter including the insular subprovince of Islas Marías (INEGI 2001). The climate in 60.6% of the state is mainly tropical savanna (Aw), while in 22% of the state, the climate is humid subtropical (Cwa), with the remaining area experiencing subtropical highland climate (Cwb) and hot semi-arid climate (BSh) (Beck et al. 2018). The total annual precipitation ranges from 600 to 2500 mm, and the average annual temperature ranges from 14 to 28°C (INEGI 2022). The land cover is mainly tropical or sub-tropical broadleaf deciduous forest (27%), cropland (22%), and temperate or sub-polar broadleaf deciduous forest (18%) (CEC 2023).

Data processing and analysis

We conducted an exhaustive review of the records of amphibians in Nayarit stored in the SNIB of CONABIO (https://snib.mx/ejemplares/descarga/), which houses data on the biodiversity of Mexico, including all records from the late 1800s to 2024 from scientific collections and citizen science (CONABIO 2021). Only data up to 2020 were included to analyse them by bi-decadal periods.

Once the database was downloaded, the data were cleaned to discard duplicate records and those lacking scientific names at the species level; errors or synonymies were corrected using validated scientific names obtained from the online database Amphibian Species of the World v. 6.2 (https://amphibiansoftheworld.amnh.org/) (Frost 2024). Likewise, records with no geographic locations or with geographic locations outside the state limits of Nayarit were excluded, as well as those without collection dates.

The SNIB (version 2021-05-28) contained 7,843 amphibian records from Nayarit, with the oldest record dating from 1897. A notable number of records did not

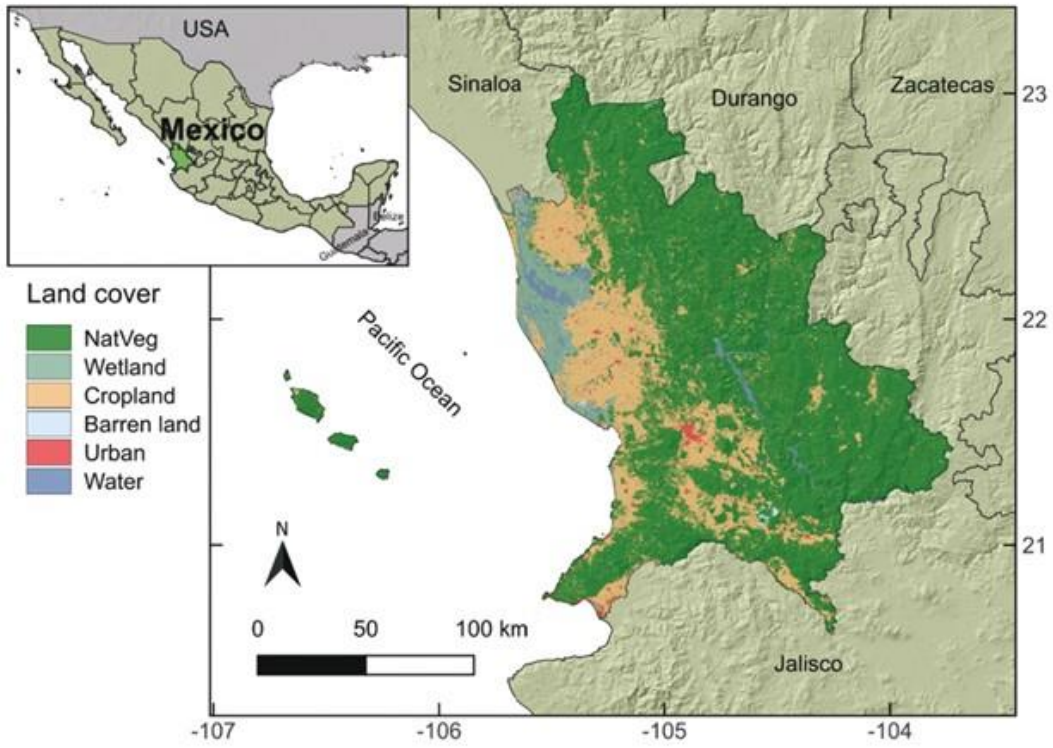


Figure 1. Study area. State of Nayarit, Mexico (modified from CEC 2023). NatVeg is natural vegetation.

meet one or more of the mandatory analysis criteria; 57.7% of records showed missing or erroneous date information, 45.7% lacked geographic coordinates, 5.8% did not identify amphibians at the species level, and 1.4% did not correspond to Nayarit. Thus, only 2,327 records met the mandatory analysis criteria, representing a little more than 30% of the records.

The cleaned data were stored in spreadsheets in *.csv (comma-separated values) format for subsequent integration, processing, and analysis in QGIS v. 3.34.6, a geographic information system (GIS) application. The distribution and completeness of the records were analysed after dividing the state territory into a grid. The appropriate grid size was determined from the ratio of the number of cells with at least one record to the total number of quadrats for various grid sizes, fitting data to a logarithmic model. The minimum grid size was selected when the difference in the ratio of the number of cells to the number of cells with records did not increase notably at two consecutive (5-km interval) resolutions.

Grids with resolutions of 1, 5, 10, 25, 50, and 100 km were generated, resulting in 28,988, 1,284, 356, 76, 26, and 9 cells covering the state territory. The number of cells with records increased monotonically with regard to cell size, from 7 to 589 cells, representing an increase in the proportion of cells with records (Pr%) from 2.0% to 77.8%. The Pr% values were plotted against the cell size (Tc), and a logarithmic curve was fitted to the data (R^2 = 0.95; Figure 2). With this model, using 5-km increasing intervals, the number of cells with records continuously reduced from a cell size of 10 km. This resolution was selected for subsequent analyses.

Expected species richness (S_{exp}) was estimated by quadrat, using the equation described by Chao (1984) and Colwell and Coddington (1994):

$$S_{exp} = S_{obs} + \left(\frac{a^2}{2b}\right), \quad (1)$$

where a is the number of species found once in a quadrat, b is the number of species found twice in the same quadrat, and S_{obs} is the observed species richness during the study period. Inventory completeness (C) was estimated from the grid based on the number of records in each quadrat with Equation (2):

$$C = \frac{S_{obs}}{S_{exp}}. \quad (2)$$

The C index ranges from 0 (lacking) to 1.0 (complete). The value of the C index is zero when there are no species to register and 1.0 when the number of expected species is equal to the recorded richness (S). Based on results from Peterson et al. (2016), Troia and McManamay (2016), Ganglo and Kakpo (2016), and

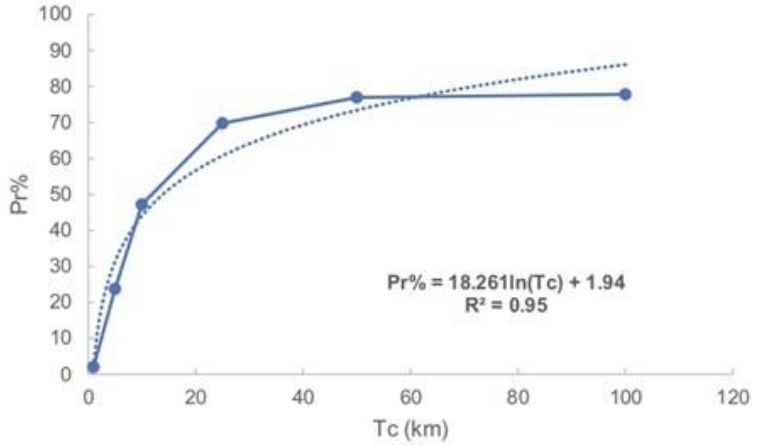


Figure 2. Percentage of cells with records (Pr%) against cell size (Tc) in km. The dotted line represents the curve of the logarithmic model fitted to the data. The equation is the logarithmic model, and R^2 is the coefficient of determination.

Escribano et al. (2019), quadrats with C values ≥ 0.8 were categorized as well-inventoried or complete. To spatially represent completeness in the maps generated in QGIS, the C values by quadrat or cell were further categorized as complete ($C \geq 0.8$), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$), or incomplete ($0 \leq C < 0.5$).

To evaluate changes in the C index over time and the greatest contributions of amphibian records to inventory completeness in Nayarit, we plotted the C-value categories over the Nayarit area for the entire study period (1897–2020) and also ordered them into 20-year periods, except the first (1897–1960, 1961–1980, 1981–2000, and 2001–2020), to evaluate the effort and authorship (national or foreign) of the records by period.

Finally, to determine the proportion of Nayarit in which amphibians have been adequately inventoried, we also compared the C index (all records) between the Neotropical region (NTP) and the Mexican Transition Zone (MTZ), as well as their provinces (NTP: Pacific Lowlands; MTZ: Sierra Madre Occidental and the Transmexican Volcanic Belt). In addition, inventory completeness was analysed for the physiographic provinces Eje Neovolcánico, Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental, and Llanura Costera del Pacífico, including the insular region of Islas Marías, which are large areas defined by similar topography and landforms and similar climate conditions.

Results

In Nayarit, approximately 50% of the cells (10-km resolution) contained records of at least one species during the study period (1897–2020). However, the variation in sampling effort was evident when the results were analysed for each of the four periods. The lowest proportion of cells containing at least one species (10.9%) corresponded to the period of 1981–2000, while the highest proportion (34.5%) corresponded to the most recent period (2001–2020; Table 1). Also, in most of the cells with amphibian records, it was not possible to calculate S_{exp} and, therefore, the completeness value. It is worth mentioning that the number of cells with records per period was not necessarily additive, as the C values of cells changed between periods, given that *a* and *b* from Equation (1) varied among periods.

The selected records were sorted chronologically, and the C index was determined for all years and the periods of 1897–1960, 1961–1980, 1981–2000, and 2001–2020. In the last two decades (2001–2020), C values ≥ 0.8 were observed in a greater number of cells (3.9%) than in

Table 1. Number of amphibian species records (ASR), number of cells with records (CWR), and number of cells by inventory completeness index (C) category by time period.

			C index category		
Period	ASR	CWR	$0 \leq C < 0.5$	$0.5 \leq C < 0.8$	$C \geq 0.8$
1897–1960	912	54	2	6	9
1961–1980	796	59	4	11	8
1981–2000	130	39	1	3	8
2001–2020	489	123	5	10	14
1897–2020	2327	168	16	27	28

previous periods. When considering only the cells with records during this period, 11.4% exhibited C values ≥ 0.8. Overall, C values ≥ 0.8 were estimated in 7.9% of cells when considering all records for the study period (Figure 3).

Based on the distribution of the data, which displayed a bias related to the surface communication routes, an additional analysis was performed to estimate the proportion of records located near the main roads of the state. For this purpose, we created buffer zones that included areas within perpendicular distances to the main roads (highways and secondary roads) of 100 m and 250 m from both sides of the roadways using the vector geometry applications in QGIS. This procedure allowed us to determine that approximately 40% of the total amphibian records in Nayarit were obtained within a 100-m strip next to the roads, increasing to around 60% when the distance on both sides of the roads was increased to 250 m (Figure 4).

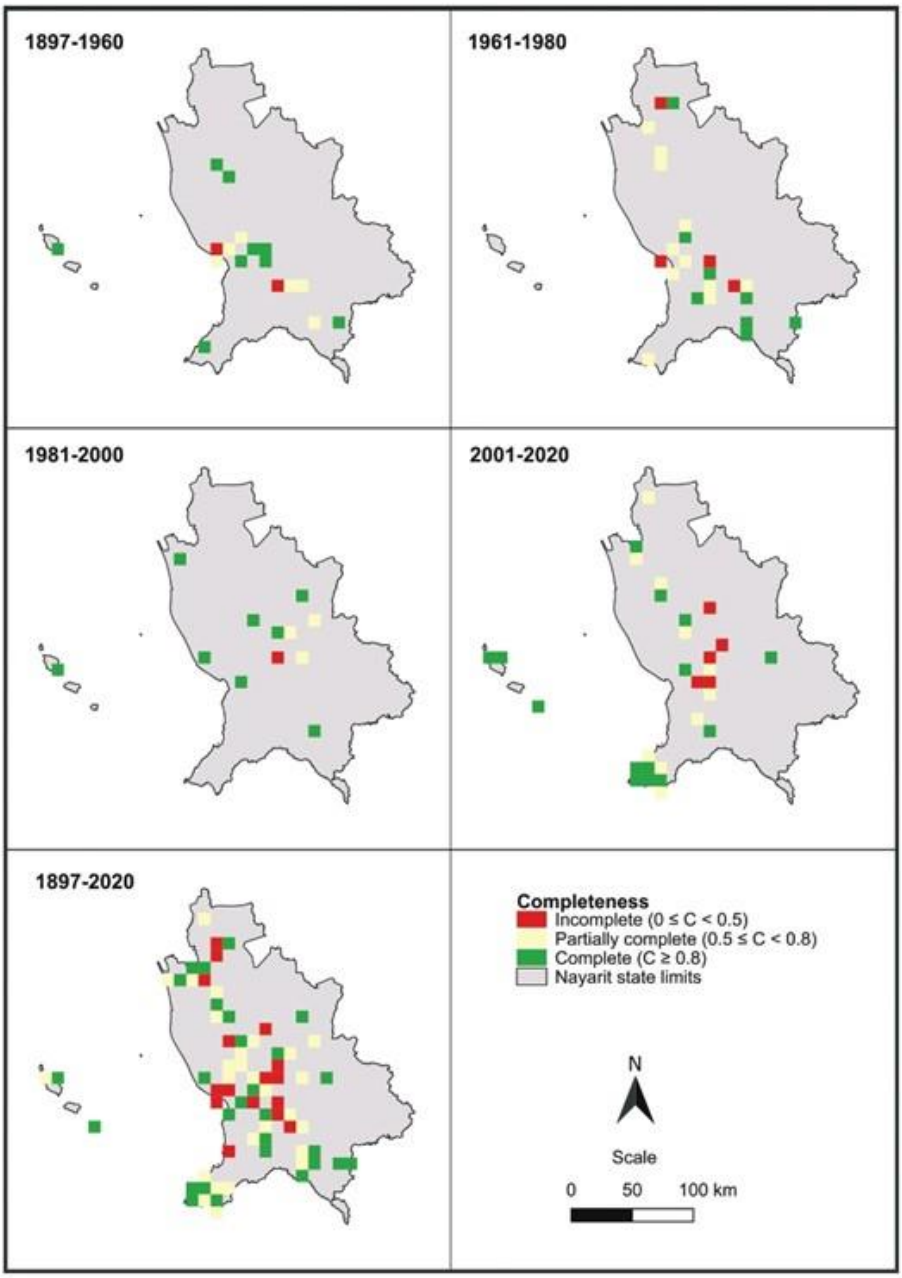


Figure 3. Inventory completeness (C) of amphibians in Nayarit in the three C classes for each time interval. The gray area represents the space without amphibian species records or where the C index could not be calculated.

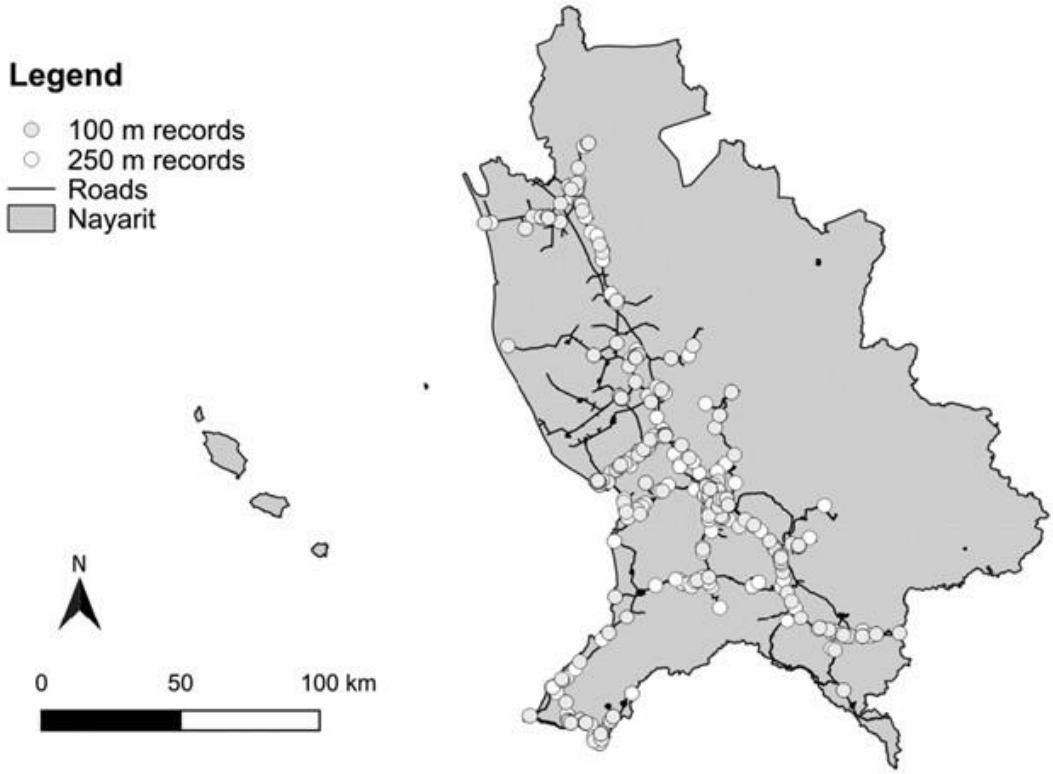


Figure 4. Records within the 100-m and 250-m buffer zones on both sides of the main roads in Nayarit.

Regarding the biogeographical regions, different levels of inventory completeness were observed. The MTZ included 93 cells (42% with species records), whereas the NTP region included 118 cells (61% with species records). In addition, 145 cells pertained to areas where the two biogeographical regions converged (39% with species records). To simplify the analysis, the cells in which both regions converged were assigned to one region, depending on which region showed more than 50% coverage within that cell. Thus, the MTZ finally included 173 cells, whereas the NTP contained 183 cells (Table 2). Considering this, 8.7% and 6.9% of the cells corresponding to the NTP and MTZ exhibited C values ≥ 0.8, respectively (Figure 5(a)). As a whole, both biogeographic regions and their provinces showed C values > 0.9, except the Sierra Madre Occidental province, which showed a C value ≤ 0.6 (Table 3; Figure 5(b)).

A similar procedure was performed to classify cells into each physiographic province. More than 50% of the cells in the state (190) were in the Sierra Madre Occidental, although only 3.7% exhibited C values ≥ 0.8. The highest proportion of cells with C values ≥ 0.8 (16.1%) was observed in the Sierra Madre del Sur, which spatially represented 8.7% of all cells (Table 4). In the Eje Neovolcánico and Llanura Costera del Pacífico provinces, with similar surface areas (just over 18% of all cells in both cases), 14.3.0% and 9.2% of cells exhibited C values ≥ 0.8, respectively (Figure 6(a)). In general, the highest C value was observed in the Eje Neovolcánico province. The Sierra Madre Occidental and Sierra Madre del Sur provinces exhibited C values ≥ 0.8; the lowest C value was observed in the Llanura Costera del Pacífico province (Table 3; Figure 6(b)).

Table 2. Number of amphibian species records (ASR), number of cells with records (CWR), and number of cells by inventory completeness index (C) category in the Neotropical (NTP) and the Mexican Transition Zone (ZTM) biogeographic regions (BR) in Nayarit.

				C index category		
BR	Cells	ASR	CWR	$0 \le C < 0.5$	$0.5 \le C < 0.8$	$C \ge 0.8$
NTP	183	1311	100	10	21	16
MTZ	173	987	68	6	6	12

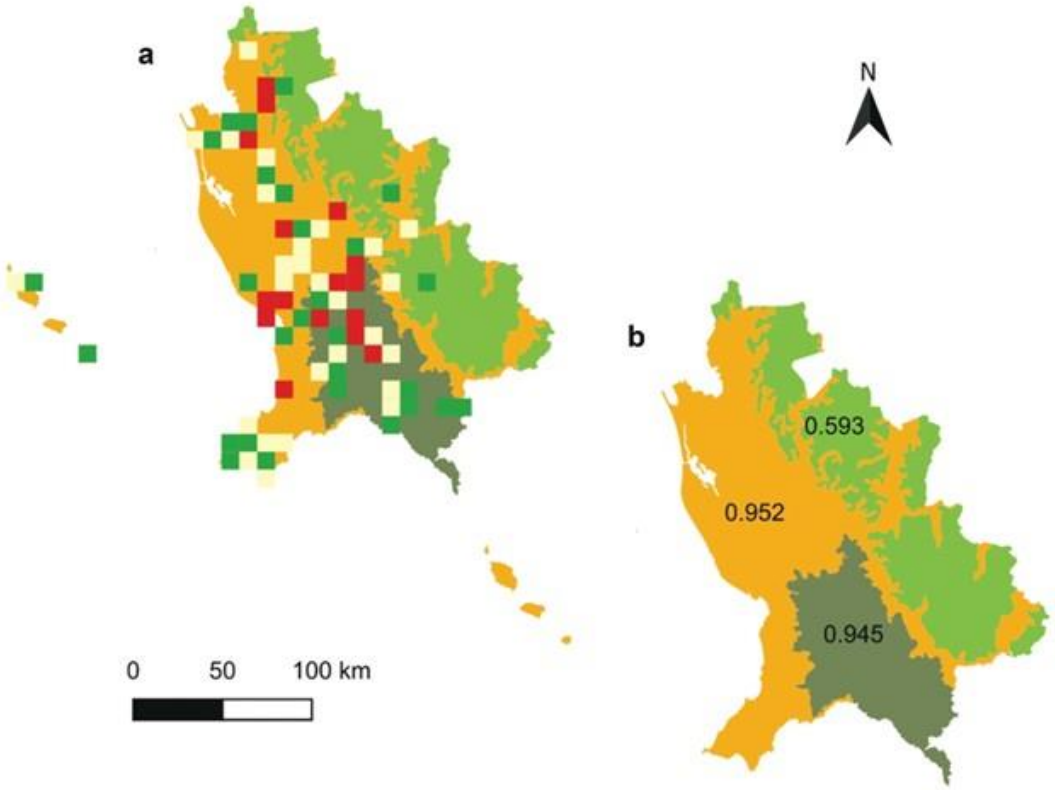


Figure 5. Inventory completeness in the Neotropical biogeopgraphic region (orange) and Mexican Transition Zone (light green and dark green). (a). cells representing the incomplete ($0 \leq C < 0.5$; red), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$; yellow), and complete ($C \geq 0.8$; green) completeness index categories. (b). inventory completeness values by biogeographic province: Pacific Lowlands (orange), Sierra Madre Occidental (light green), and Transmexican Volcanic Belt (dark green).

Table 3. Number of amphibian species records (ASR), observed species richness (S_{obs}), number of species found once (a), number of species found twice (b), expected species richness (S_{exp}), and inventory completeness index (C) per biogeographic region and province and physiographic province of Nayarit.

Type	Name	ASR	S_{obs}	a	b	S_{exp}	C
Biogeographic region and province*	Mexican Transition Zone (1)	104	22	11	4	37	0.593
	Mexican Transition Zone (2)	883	36	5	6	38	0.945
	Neotropical (3)	1311	41	5	6	43	0.952
Physiographic provinces	Sierra Madre Occidental	409	34	8	6	39	0.864
	Llanura Costera del Pacífico	495	31	8	3	42	0.744
	Eje Neovolcánico	1193	39	2	4	40	0.987
	Sierra Madre del Sur	173	26	7	6	30	0.864

*(1) Sierra Madre Occidental, (2) Transmexican Volcanic Belt, and (3) Pacific Lowlands biogeographic provinces (Morrone 2019).

Table 4. Number of cells, amphibian species records (ASR), cells with records (CWR), and number of cells by inventory completeness index (C) category for the physiographic provinces of Nayarit (PhN). The provinces are listed from smallest to largest (size): Sierra Madre del Sur (SMS), Llanura Costera del Pacífico (LCP), Eje Neovolcánico (ENV), and Sierra Madre Occidental (SMO).

				C index category		
PhN	Cells	ASR	CWR	$0 \leq C < 0.5$	$0.5 \leq C < 0.8$	$C \geq 0.8$
SMS	31	173	22	0	6	5
LCP	65	495	36	4	6	6
ENV	70	1193	54	7	8	10
SMO	190	409	56	5	7	7

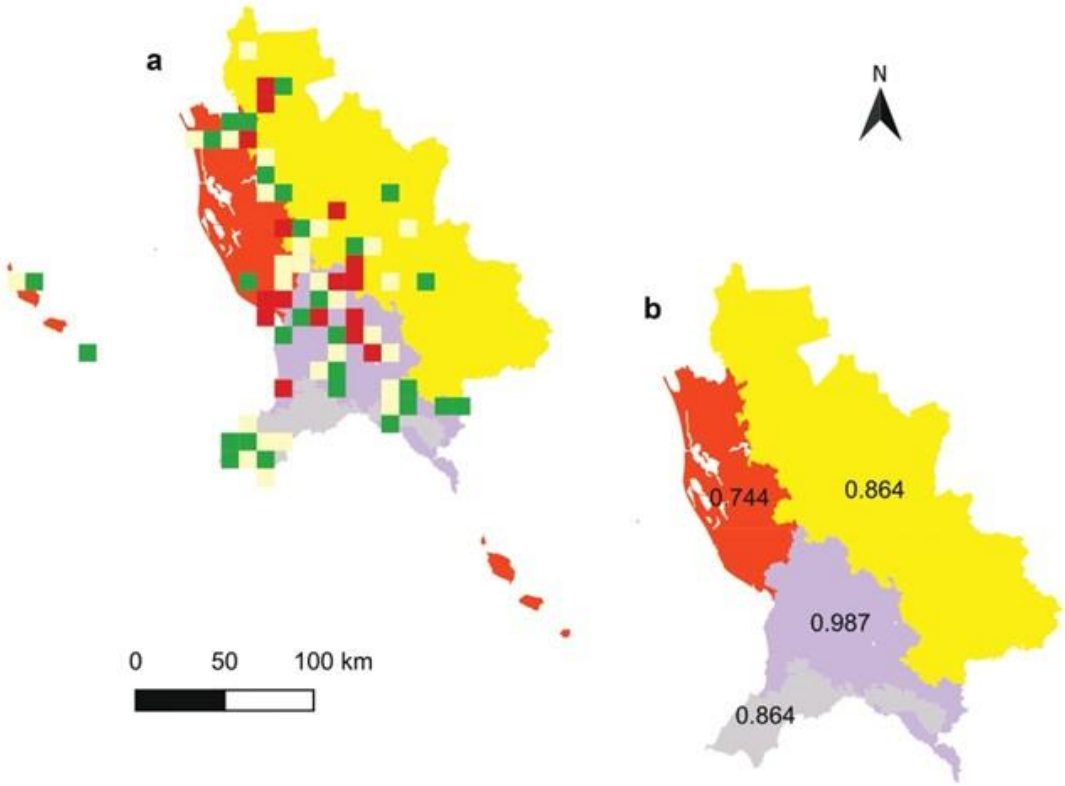


Figure 6. Inventory completeness in the Llanura Costera del Pacífico (orange), Sierra Madre Occidental (yellow), Eje Neovolcánico (purple), and Sierra Madre del Sur (gray) physiographic provinces. (a). cells representing the incomplete ($0 \leq C < 0.5$; red), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$; yellow), and complete ($C \geq 0.8$; green) completeness index categories. (b). inventory completeness values by physiographic province.

Discussion

The information obtained in this study provides a solid basis for future research on amphibian diversity in Nayarit while also contributing to conservation and management efforts. Evaluating inventory completeness and determining gaps at the state level facilitates the creation of strategies to improve biodiversity protection mechanisms and the development of campaigns to fill the detected information gaps.

Even though diverse sources of information exist, this study analysed data stored in open-access repositories, specifically the SNIB of CONABIO, the official Mexican node of the GBIF network, which contains information from studies conducted by various national and international institutions and citizen science. The SNIB integrates data from various collections, which are systematized and verified by curators and made publicly available.

To guarantee quality, preliminary filters should be applied to the data downloaded from repositories. However, some records may still exhibit gaps in information fields; thus, the number of records available will depend on the objectives and methods of each investigation. In this case, the study was limited to the state of Nayarit and records up to 2020. Thus, approximately 70% of the records downloaded from the SNIB were discarded because they lacked at least one of the three essential analysis criteria: scientific name, geographical coordinates, or date. Although this was not the case in this study, it is feasible to recover all or some of the information through an exhaustive analysis of publications in specialized literature and records stored in museums and collections (Maldonado et al. 2015; Villaseñor et al. 2022). Other studies that have made use of other primary biodiversity data repositories (e.g., GBIF) have also reported few useful records for completeness studies due to a lack of some requirements (Ganglo and Kakpo 2016; Peterson et al. 2016; Stropp et al. 2016; Escribano et al. 2019).

The C index value depends on cell size; the larger the cell size, the higher the expected C value (Hortal et al. 2006; Soberón et al. 2007). Thus, it is important to choose the right cell size for analysis. As has been

pointed out by various authors (Palmer 1990; Soberón and Llorente 1993; Colwell and Coddington 1994; Longino and Colwell 1997; Moreno and Halffter 2000), the use of asymptotic function models, in this case applied to the number of records, is useful for determining the optimal cell size. Given the purposes of this study and the surface area of Nayarit, a 10-km grid was chosen, which has also been used in other completeness studies in other geographical zones (Hortal et al. 2008; Troia and McManamay 2016; Escribano et al. 2019). Even when the scope and scale are different, the results of this study regarding the proportion of cells with C ≥ 0.8, are similar to the findings of Canavero et al. (2010) and Troia and McManamay (2016) for amphibians in Uruguay and the United States, respectively. In addition, the accumulated species curve from this study was similar to that obtained by Loc-Barragán et al. (2024).

This study also focused on incorporating a temporal component to identify the period with the greatest contribution to the completeness of the amphibian inventory. As previously mentioned, amphibian records in the state date back to 1897. After classifying the records into four periods, we determined the effort, direction, and authorship of the records for each period, providing valuable information for future amphibian monitoring. According to the information contained in the database downloaded from the SNIB, the records from 1897 to 1960 came from collections and research conducted mainly by international institutions, such as the National Museum of Natural History of the Smithsonian Institution and the Natural History Museum of Los Angeles County.

Between 1961 and 1980, the sampling conditions of the previous period were maintained, although a continuous decrease in the number of records and the number of cells with records was observed for both this and the following period (1981–2000). This decrease implies lower sampling effort, which may have been associated with fewer contributions from international institutions (Meyer et al. 2015) and less financial support for conservation, a situation also observed in several countries in Africa, the Americas, Asia, Europe, and Oceania (Waldron et al. 2013).

For the recent period of 1981–2000, the majority of records were generated by national institutions, such as the Alfonso L. Herrera Museum of Zoology (Faculty of Sciences, UNAM) and the Institute of Biology of UNAM, with the rest generated by international institutions. As of 2001, a notable increase in records was observed from citizen science, particularly from iNaturalist (Chandler et al. 2017; Wilson et al. 2020; Aristeidou et al. 2021). These records increased the number of photographs of amphibian species in various regions of Nayarit, which specialists, curators, and scientists from national institutions subsequently validated.

The spatial analysis allowed us to identify areas with different levels of inventory completeness and gaps in records, which represented approximately 50% of the state territory. Indeed, we estimated that the C index could only be determined in less than half of the total number of cells with records due to the analysis criteria employed in this study. Thus, a limitation of the completeness analysis presented here was the low number of amphibian records in some cells, which may have resulted in artificial C values that do not entirely represent true inventory completeness (Sousa-Baena et al. 2014; Neves et al. 2019). In future studies, we recommend including discarded records if missing information may be recovered and continuing to include citizen science observations.

Despite the limitation, a clear spatial trend was evident among records. Most of them were aggregated in the vicinity of the main roads of the state, as approximately 40% to 60% of the data corresponded to areas within 100 m and 250 m on both sides of the roads. Indeed, almost all cells with C values ≥ 0.8 occurred along highways in the continental region of the state. This indicates that accessibility and road infrastructure influence where amphibian records were collected, affecting the inventory completeness of amphibian records in the state, similar to that observed by Ballesteros-Mejia et al. (2013), Meyer et al. (2015) and Ganglo and Kakpo (2016), who reported this dependence on roads. Thus, information has not yet been collected from large portions of mountainous and hard-to-reach regions, creating a bias regarding the selected biogeographic and physiographic regions.

This was the case of the Mexican Transition Zone, a complex region where Neotropical and Nearctic species converge (Morrone 2019), suggesting that high species richness is likely present in this zone. However, we found that the Neotropical region of Nayarit, which has an extent similar to that of the Mexican Transition Zone, contained the greatest proportion of cells with C values ≥ 0.8 and the greatest C value per biogeographic region. The locations of the main transportation routes in the state may also explain this result, as the road network is denser in the Neotropical region due to its physiography, and it also has more connection with cities. It was also important to include the four physiographic provinces of Nayarit in this study because each one exhibits different environmental conditions that affect the presence and richness of amphibian species. In this case, even though all four provinces presented high C values, an inverse relationship was observed between the proportion of cells with C values ≥ 0.8 and the extension of

the province. This result may be partially explained by the high sampling effort around roads rather than by the environmental conditions of a particular province.

This was particularly evident in the case of Llanura Costera del Pacífico, which exhibits favourable hydrological characteristics (González-García-Sancho et al. 2009) for amphibians. However, this province contains the protected national areas of the Islas Marías Biosphere Reserve and Marismas Nacionales Biosphere Reserve, which are ecologically important and widely studied areas (Vázquez-Morán et al. 2021), yet a low number of amphibian records was observed in these protected natural areas, particularly in the Marismas Nacionales Biosphere Reserve. Nonetheless, the low number of records in the Sierra Madre Occidental confirms that sampling effort is tied to land transportation routes. This province was the largest and exhibited notable information gaps, probably due to difficulty accessing the area. In fact, only one recently completed important road runs through the state from east to west in this province, connecting Nayarit to Zacatecas, a neighbour state.

The presence of roads in the state has influenced the collection of species records, resulting in information gaps in mountainous areas that are difficult to access, particularly in the Sierra Madre Occidental. Although research efforts, especially citizen science, in the last two decades increased the number of cells with C values, the uncertainty associated with these records due to improper species identification must be addressed. Given the ecological importance of amphibians, studies that aim to record and monitor species in areas with information gaps, low C values, or where the C index could not be calculated are needed to ensure the natural resources of Nayarit are appropriately managed.

Even though the biogeographic and physiographic provinces and regions showed high inventory completeness, at the local level there were significant information gaps that should be addressed in future research. In addition, around half of the records were collected near roads, so future studies should focus on other locations such as the Priority Terrestrial Regions, established by CONABIO, which encompass regions with limited research coverage at the national level. Similarly, research should cover sites with information gaps, such as those observed in the physiographic provinces of Sierra Madre Occidental and Llanura Costera del Pacífico.

Acknowledgments

We thank the Centro en Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. and the Laboratorio de Manejo Ambiental for aiding in the development of this study. We thank A.L. MacTavish for English language editing.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the author(s).

Funding

This work was supported by the board of trustees of the Universidad Autónoma de Nayarit and CONAHCYT [CVU 102166], which provided doctoral scholarships to the first author.

ORCID

María Daniela Arvizu http://orcid.org/0009-0008-8404-2238
Arturo Ruiz-Luna http://orcid.org/0000-0001-6878-0929

References

Aguilar-López JL, Pineda E, Luría-Manzano R, Canseco-Márquez L. 2016. Species diversity, distribution, and conservation status in a Mesoamerican region: amphibians of the Uxpanapa-Chimalapas region, Mexico. Trop Conserv Sci. 9 (4). doi: 10.1177/1940082916670003.

Aguillón-Gutiérrez DR. 2018. Anomalías macroscópicas en larvas de anfibios anuros [Macroscopic abnormalities in anuran amphibian larvae]. Rev Latin Herp. 1(1):8–21. Spanish. 10.22201/fc.25942158e.2018.1.12.

AmphibiaWeb. 2024, Berkeley (CA), USA: University of California; [accessed 2024 Jul 2]. https://amphibiaweb.org/.

Aranda SC, Gabriel R, Borges PA, De Azevedo EB, Lobo JM. 2011. Designing a survey protocol to overcome the Wallacean shortfall: a working guide using bryophyte distribution data on Terceira Island (Azores). The Bryologist. 114(3):611–624. doi: 10.1639/0007-2745-114.3.611.

Aristeidou M, Herodotou C, Ballard HL, Higgins L, Johnson RF, Miller AE, Young AN, Robinson LD. 2021. How do young community and citizen science volunteers support scientific research on biodiversity? The case of iNaturalist. Diversity. 13(7):318. doi: 10.3390/d13070318.

Ballesteros-Mejia L, Kitching IJ, Jetz W, Nagel P, Beck J. 2013. Mapping the biodiversity of tropical insects: species richness and inventory completeness of African sphingid moths. Glob Ecol Biogeogr. 22(5):586–595. doi: 10.1111/geb.12039.

Basanta MD. 2019. Ecología y evolución de enfermedades emergentes en anfibios: una revisión de ranavirus y quitridiomicosis [Ecology and evolution of emerging diseases in amphibians: a review of ranavirus and chytridiomycosis]. Rev Latin Herp. 2(1):9–25. Spanish. 10.22201/fc.25942158e.2019.1.74.

Beck HE, Zimmermann NE, McVicar TR, Vergopolan N, Berg A, Wood EF. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Sci Data. 5(1):1–12. doi: 10.1038/sdata.2018.214.

Beltrán H, Galán-de-Mera A. 2022. Patrones de distribución de las especies de Senecio L. (Asteraceae) en el Perú [Distribution patterns of Senecio L. (Asteraceae) species in Peru]. Rev Peru Biol. 29(1):e21463 001–014. Spanish.10.15381/rpb.v29i1.21463.

Blaustein AR, Walls SC, Bancroft BA, Lawler JJ, Searle CL, Gervasi SS. 2010. Direct and indirect effects of climate

change on amphibian populations. Diversity. 2(2):281–313. doi: 10.3390/d2020281.

Canavero A, Brazeiro A, Camargo A, da Rosa I, Maneyro R, Núñez D. 2010. Amphibian diversity of Uruguay: background knowledge, inventory completeness and sampling coverage. Bol Soc Zool Urug. 19:2–19.

[CEC] Commission for Environmental Cooperation. 2023. 2020 Land cover of North America at 30 meters. North American Land Change Monitoring System. Canada Centre for Remote Sensing (CCRS), U.S. Geological Survey (USGS), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Ed. 1.0, Raster digital data [30-m]. [accessed 2024 Jul 10]. http://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/land-cover-30m-2020/.

Chandler M, See L, Copas K, Bonde AM, López BC, Danielsen F, Legind JK, Masinde S, Miller-Rushing AJ, Newman G, et al. 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. Biol Conserv. 213:280–294. doi: 10.1016/j.biocon.2016.09.004.

Chao A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scand J Stat. 11(4):265–270.

Chesshire PR, Fischer EE, Dowdy NJ, Griswold TL, Hughes AC, Orr MC, Ascher JS, Guzman LM, Hung KJ, Cobb NS, et al. 2023. Completeness analysis for over 3000 United States bee species identifies persistent data gap. Ecography. 2023(5): e06584. doi: 10.1111/ecog.06584.

Colwell RK, Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philos Trans R Soc Lon B Biol Sci. 345:101–118.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Gobierno del Estado de Nayarit. 2021. La biodiversidad de Nayarit: Estudio de Estado. Cruz-Angón A, Cruz-Medina J, Nájera-Cordero KC, Melgarejo ED, Soriano-Fong JA, Flores-Uribe EY, editors. Vol. 1. México: CONABIO; p. 259–264. Spanish.

[CONABIO] Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2021 May 28. Data from: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Registros de ejemplares [dataset]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. [accessed 2024 Jul 8]. https://www.snib.mx/ejemplares/descarga/.

Cortés-Gomez AM, Ruiz-Agudelo CA, Valencia-Aguilar A, Ladle RJ. 2015. Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. Univ Sci. 20(2):229–245. doi: 10.11144/Javeriana.SC20-2.efna.

Cruz MJ, Segurado P, Sousa M, Rebelo R. 2008. Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish Procambarus clarkii. Herpetol J. 18 (4):197–204.

Escribano N, Galicia D, Ariño AH, Koch FH. 2019. Completeness of digital accessible knowledge (DAK) about terrestrial mammals in the Iberian Peninsula. PLoS One. 14(3):e0213542. doi: 10.1371/journal.pone.0213542.

Frost DR. 2024. Amphibian species of the world: an online reference. Version 6.2, New York (USA): American Museum of Natural History; [accessed 2024 Jul 12]. https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php .

Ganglo JC, Kakpo SB. 2016. Completeness of digital accessible knowledge of plants of Benin and priorities for future inventory and data discovery. Biodiv Inf. 11(1):23–39. doi: 10.17161/bi.v11i1.5053.

González-García-Sancho A, Bojórquez-Serrano JI, Nájera-González O, García-Paredes JD, Madueño-Molina A, Flores-Vilchez F. 2009. Regionalización ecológica de la llanura costera norte de Nayarit, México [Ecological regionalization of the northern coastal plain of Nayarit, Mexico]. Investig Geogr. 69:21–32. Spanish.

Gray MJ, Chinchar VG. 2015. Introduction: history and future of ranaviruses. In: Gray M Chinchar V, editors. Ranaviruses: lethal pathogens of ectothermic vertebrates. (NY) (NY): Springer; p. 1–7.

Hopkins WA. 2007. Amphibians as models for studying environmental change. Ilar J. 48(3):270–277. doi: 10.1093/ilar.48.3.270.

Hortal J, Borges PAV, Gaspar C. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. J Anim Ecol. 75(1):274–287. doi: 10.1111/j.1365-2656.2006.01048.x.

Hortal J, de Bello F, Diniz-Filho JAF, Lewinsohn TM, Lobo JM, Ladle RJ. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. Annu Rev Ecol Evol Syst. 46(1):523–549. doi: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400.

Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. Oikos. 117 (6):847–858. doi: 10.1111/j.0030-1299.2008.16434.x.

Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A. 2007. Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. Conserv Biol. 21(3):853–863. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00686.x.

Huang X, Lin C, Ji L. 2020. The persistent multi-dimensional biases of biodiversity digital accessible knowledge of birds in China. Biodivers Conserv. 29(11–12):3287–3311. doi: 10.1007/s10531-020-02024-3.

[INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2001. Fisiografía. Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Conjunto Nacional Serie I. Provincias fisiográficas. [accessed 2024 Jul 12]. https://www.inegi.org.mx/temas/fisiografia/#descargas.

[INEGI] Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2022. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2021 [Statistical and geographical yearbook by federal entity 2021]. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Spanish.

[IUCN] International Union for Conservation of Nature. 2024. The IUCN red list of threatened species. Version 2024-1. [accessed 2024 Jul 5]. https://www.iucnredlist.org .

Johnson JD, Wilson LD, Mata-Silva V, García Padilla E, DeSantis DL. 2017. The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. Mesoam Herpetol. 4(3):544–620.

Lemos-Espinal JA, Smith GR. 2023. An analysis of the inter-state similarity of the herpetofaunas of Mexican states. Nat Conserv. 53:223–256. doi: 10.3897/natureconservation.53.106732.

Loc-Barragán JA, Smith GR, Woolrich-Piña GA, Lemos-Espinal JA. 2024. An updated checklist of the amphibians and reptiles of Nayarit, Mexico with conservation status and comparison with adjoining states. Herpetozoa. 37:25–42. doi: 10.3897/herpetozoa.37.e112093.

Longino JT, Colwell RK. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. Ecol Appl. 7(4):1263–1277. doi: 10.1890/1051-0761(1997)007[1263:BAUSIC]2.0.CO;2.

Luja VH, Ponce-Campos P, Ahumada-Carrillo I, Figueroa-Esquivel E. 2014. Checklist of amphibians of Nayarit, western Mexico. Check List. 10(6):1336–1341. doi: 10.15560/10.6.1336.

Maldonado C, Molina CI, Zizka A, Persson C, Taylor CM, Albán J, Chilquillo E, Rønsted N, Antonelli A. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of big data: to what extent can we trust public databases? Glob Ecol Biogeogr. 24(8):973–984. doi: 10.1111/geb.12326.

Meyer C, Kreft H, Guralnick R, Jetz W. 2015. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. Nat Commun. 6(1):8221. doi: 10.1038/ncomms9221.

Moreno CE, Halffter G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. J Appl Ecol. 37(1):149–158. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00483.x.

Morrone J. 2019. Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo [Biogeographic regionalization and biotic evolution of Mexico: crossroads of biodiversity in the New World]. Rev Mex Biodiv. 90:e902980. Spanish. 10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980.

Neves IQ, Mathias MDL, Bastos-Silveira C. 2019. Mapping knowledge gaps of Mozambique's terrestrial mammals. Sci Rep. 9(1):18184. doi: 10.1038/s41598-019-54590-4.

Ochoa-Ochoa LM, Rodríguez P, Mora F, Flores-Villela O, Whittaker RJ. 2012. Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. Biol Conserv. 150(1):94–102. doi: 10.1016/j.biocon.2012.03.010.

Palmer MW. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. Ecology. 71(3):1195–1198. doi: 10.2307/1937387.

Peterson AT, Navarro-Sigüenza AG, Martínez-Meyer E. 2016. Digital accessible knowledge and wee-inventories sites for birds in Mexico: baseline sites for measuring faunistic change. PeerJ. 4:e2362. doi: 10.7717/peerj.2362.

Peterson AT, Soberón J, Krishtalka L. 2015. A global perspective on decadal challenges and priorities in biodiversity informatics. BMC Ecol. 15(1):15. doi: 10.1186/s12898-015-0046-8.

Pino-Del-Carpio A, Ariño AH, Miranda R. 2014. Data exchange gaps in knowledge of biodiversity: implications for the management and conservation of biosphere reserves. Biodivers Conserv. 23(9):2239–2258. doi: 10.1007/s10531-014-0718-2.

Ramírez-Bautista A, Torres-Hernández LA, Cruz-Elizalde R, Berriozabal-Islas C, Hernández-Salinas U, Wilson LD, Johnson JD, Porras LW, Balderas-Valdivia CJ, González-Hernández AJX, et al. 2023. An updated list of the Mexican herpetofauna: with a summary of historical and contemporary studies. ZooKeys. 1166:287–306. doi: 10.3897/zookeys.1166.86986.

Russildi G, Arroyo-Rodríguez V, Hernández-Ordóñez O, Pineda E, Reynoso VH. 2016. Species-and community-level responses to habitat spatial changes in fragmented rainforests: assessing compensatory dynamics in amphibians and reptiles. Biodivers Conserv. 25(2):375–392. doi: 10.1007/s10531-016-1056-3.

Sánchez-Fernández D, Yela JL, Acosta R, Bonada N, García-Barros E, Guisande C, Heine J, Millán A, Munguira ML, Romo H, et al. 2022. Are patterns of sampling effort and completeness of inventories congruent? A test using databases for five insect taxa in the Iberian Peninsula. Insect Conserv Divers. 15(4):406–415. doi: 10.1111/icad.12566.

[SEMARNAT] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010 Dec 30. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo [Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010: Environmental protection-Mexican native species of wild flora and fauna-risk categories and specifications for their inclusion, exclusion or change-list of species at risk]. México: Diario Oficial de la Federación. Spanish.

Serrano JM, Berlanga-Robles CA, Ruiz-Luna A. 2014. High amphibian diversity related to unexpected environmental values in a biogeographic transitional area in north-western Mexico. Contrib Zool. 83(2):151–166. doi: 10.1163/18759866-08302005.

Shirey V, Belitz MW, Barve V, Guralnick R. 2021. A complete inventory of North American butterfly occurrence data: narrowing data gaps, but increasing bias. Ecography. 44(4):537–547. doi: 10.1111/ecog.05396.

Smith GR, Lemos-Espinal JA. 2022. Factors related to species richness, endemism, and conservation status of the herpetofauna (Amphibia and Reptilia) of Mexican states. ZooKeys. 1097:85–101. doi: 10.3897/zookeys.1097.80424.

Soberón J, Jiménez R, Golubov J, Koleff P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. Ecography. 30(1):152–160. doi: 10.1111/j.0906-7590.2007.04627.x.

Soberón MJ, Llorente BJ. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. Conserv Biol. 7(3):480–488. doi: 10.1046/j.1523-1739.1993.07030480.x.

Sousa-Baena AS, Garcia LC, Peterson AT. 2014. Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. Divers Distrib. 20(4):369–381. doi: 10.1111/ddi.12136.

Stropp J, Ladle RJ, Malhado ACM, Hortal J, Gaffuri J, Temperley WH, Skøien JO, Mayaux P. 2016. Mapping ignorance: 300 years of collecting flowering plants in Africa. Global Ecol Biogeogr. 25(9):1085–1096. doi: 10.1111/geb.12468.

Troia MJ, McManamay RA. 2016. Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. Ecol Evol. 6(14):4654–4669. doi: 10.1002/ece3.2225.

Valencia-Aguilar A, Cortés-Gómez AM, Ruiz-Agudelo CA. 2013. Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. Int J Biodivers Sci Ecosyst Serv Manag. 9(3):257–272. doi: 10.1080/21513732.2013.821168.

Villaseñor JL, Ortiz E, Sánchez-González A. 2022. Riqueza y distribución de la flora vascular del estado de Hidalgo, México [Richness and distribution of the vascular flora of the state of Hidalgo, Mexico]. Rev Mex Biodiv. 93:e933920. Spanish. 10.22201/ib.20078706e.2022.93.3920.

Waldron A, Mooers AO, Miller DC, Nibbelink N, Redding D, Kuhn TS, Roberts JT, Gittleman JL. 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. P Natl Acad Sci. 110(29):12144–12148. doi: 10.1073/pnas.1221370110.

Wanger TC, Iskandar DT, Motzke I, Brook BW, Sodhi NS, Clough Y, Tscharntke T. 2010. Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. Conserv Biol. 24(3):795–802. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01434.x.

Wen X, Zhao G, Cheng X, Chang G, Dong X, Lin X. 2022. Prediction of the potential distribution pattern of the great gerbil (*Rhombomys opimus*) under climate change based on ensemble modelling. Pest Manag Sci. 78(7):3128–3134. doi: 10.1002/ps.6939.

Wilson JS, Pan AD, General DEM, Koch JB. 2020. More eyes on the prize: an observation of a very rare, threatened species of Philippine bumble bee, *Bombus irisanensis*, on iNaturalist and the importance of citizen science in conservation biology. J Insect Conserv. 24(4):727–729. doi: 10.1007/s10841-020-00233-3.

Woolrich-Piña GA, Ponce Campos P, Loc-Barragán J, Ramírez-Silva JP, Mata-Silva V, Johnson JD, García Padilla E, Wilson LD. 2016. The herpetofauna of Nayarit, Mexico: composition, distribution, and conservation. Mesoam Herpetol. 3:376–448.

Wu Z, Gao T, Luo Y, Shi J. 2022. Prediction of the global potential geographical distribution of *Hylurgus ligniperda* using a maximum entropy model. For Ecosyst. 9:100042. doi: 10.1016/j.fecs.2022.100042.

3. EVALUATION OF THE KNOWLEDGE GAPS IN THE REPTILE RECORDS OF NORTHWESTERN MEXICO

Arvizu, M. D., Ruiz-Luna, A., Yáñez-Rivera, B., Berlanga-Robles, C. A., & Cuervo-Robayo, Á. P.

Arvizu, María Daniela. Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. marvizu221@estudiantes.ciad.mx
Ruiz-Luna, Arturo. Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. arluna@ciad.mx
Yáñez-Rivera, Beatriz. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, México. beyarib@ola.icmyl.unam.mx
Berlanga-Robles, César Alejandro. Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. cesar@ciad.mx
Cuervo-Robayo, Ángela Patricia. Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México City, México. ancuervo@gmail.com

Fecha de publicación:
22 de julio de 2025

Publicado en la revista:
Biodiversity Informatics

DOI:
https://doi.org/10.17161/bi.v19i.23794

Factor de impacto
6.5 (JCR 2024)

Biodiversity Informatics, 19, 2025, pp. 46-60

EVALUATING KNOWLEDGE GAPS IN REPTILE RECORDS IN NAYARIT, NORTHWESTERN MEXICO

María Daniela Arvizu[1], Arturo Ruiz-Luna[2*], Beatriz Yáñez-Rivera[3], César Alejandro Berlanga-Robles[2], Ángela P. Cuervo-Robayo[4]

[1]*Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Subsede Mazatlán, Mazatlán, Mexico.*

[2] *Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, Mexico.*

[3]*Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Mexico.*

[4]*Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico.*

Abstract. Mexico hosts a great diversity of reptile species; yet, many reptiles are either threatened or endangered. Complete and updated information is required to implement appropriate management and conservation actions; however, species inventories can include taxonomic, geographic, and temporal gaps. Therefore, this study aimed to evaluate the magnitude of these gaps in digitally accessible information on reptiles from the state of Nayarit, located in northwestern Mexico. A database was generated using information from the National Biodiversity Information System (SNIB) of the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO). The growth rate of new species descriptions was calculated, and the completeness of the inventory was evaluated in 10-km grid cells across various time periods, considering biogeographic and physiographic regions. The species description growth rate was low. In addition, approximately 40% of the surface of Nayarit exhibited information gaps among reptile records, particularly in mountainous and hard-to-reach areas. Notably, the least amount of information was recorded between 1981 and 2000. Our results lay the groundwork for future research and the development of effective strategies to conserve and manage the natural resources of Nayarit.

Key words: taxonomic gap; spatial gap; temporal gap; geographic information systems; Nayarit state.

Introduction

The class Reptilia comprises a diverse group of vertebrates, including the orders Testudines (turtles), Rhynchocephalia (tuataras), Squamata (lizards and snakes), and Crocodylia (crocodiles and caimans) that collectively encompass 12,386 living species. Of these, approximately 97% belong to the order Squamata (Uetz et al., 2025).

In addition to their intrinsic value as biotic components of the ecosystems they inhabit, reptiles provide multiple ecosystem services (Millennium Ecosystem Assessment, MAE, 2005). Among other supporting and regulating services, reptiles participate in nutrient cycling, bioturbation, biological control, and seed dispersal (Valencia-Aguilar et al., 2013; Cortés-Gómez et al., 2015; de Miranda, 2017). Reptiles also contribute provisioning services by acting as sources of food, raw materials, and medicine. Finally, reptiles hold notable importance for various cultures and are reflected in numerous cultural and religious expressions (Valencia-Aguilar et al., 2013; Valdez-Rentería et al., 2023).

Despite their importance, reptile species worldwide face major threats, with habitat destruction and fragmentation among the most important (Cox et al., 2022; Farooq et al., 2024). Other major threats include defaunation (Nijman et al., 2012; Young et al., 2016; Marshall et al., 2020; Finn et al., 2023), the introduction of exotic or invasive species (Pyšek et al., 2020), and the spread of diseases, which can lead to local population declines (Okoh et al., 2021; Schilliger et al., 2023). Climate change is also a key threat that can directly or indirectly affect reptile development by altering temperature and precipitation patterns and water availability (Pieau, 1996; Booth, 2006; Newbold, 2018).

*Corresponding author: Arturo Ruiz-Luna, Email: arluna@ciad.mx

From 1971 to 2000, the extinction rate of reptiles was ~0.03% per year; however, this rate is expected to increase to 2.93% over the next century (Alroy, 2015). Consequently, the International Union for Conservation of Nature (IUCN) has estimated that ~21.1% of reptile species are at risk of extinction (Cox et al., 2022). Notably, Mesoamerica has the highest number of threatened species identified to date (Alroy, 2015).

Given the multiple factors that threaten reptile diversity and conservation, it is crucial to understand how species are distributed across time and space. Indeed, accurate species identification and monitoring are essential for future decision-making, although obtaining this information can be costly in terms of time and resources. Understanding species distributions provides key insights for detecting, monitoring, measuring, and predicting variations in biological diversity and their effects on ecosystems (Wheeler et al., 2012).

Several authors have warned of an impending mass extinction or biodiversity crisis related to human activities that negatively impact habitats and promote the overexploitation of natural resources (Rull, 2022; Sandor et al., 2022). Notably, this biodiversity crisis is also partly due to a lack of public awareness of its existence (Dirzo et al., 2022). Thus, mapping the biosphere provides valuable information that can be used to generate potential solutions to the biodiversity crisis (Zhang et al., 2017). In this context, biodiversity information repositories, such as the Global Biodiversity Information Facility (GBIF), play a crucial role in compiling, storing, and safeguarding vast amounts of biological data. These resources, combined with various analyses, such as modeling species distributions and the effects of climate change, offer a means to better understand the ecology of individual species and large taxonomic groups (Luo et al., 2021; Lajeunesse & Fourcade, 2023). In particular, such tools are essential for addressing information gaps and improving sampling and monitoring strategies (Neves et al., 2019; Grattarola et al., 2020).

Despite the large volume of recorded data, the information stored in these repositories contains multiple gaps, with taxonomic, spatial, and temporal gaps being the most common (Hortal et al., 2015; Isaac & Pocock, 2015; Marshall et al., 2024). Taxonomic gaps refer to potential omissions or absences in the species composition of a given region (Hortal et al., 2015). These are typically evaluated through the annual species description rate, which serves as an indicator of new species discoveries (Marshall et al., 2024). Spatial gaps occur when distribution data is incomplete at the level of individual species, groups, or taxocenoses (Lobo et al., 2018; Nori et al., 2023). These gaps can be quantified by assessing inventory completeness, which measures the proportion of recorded species in a given area relative to the estimated total number of species present (Sousa-Baena et al., 2014; Escribano et al., 2019; Huang et al., 2020; Chesshire et al., 2023). Temporal gaps refer to inconsistencies in species inventories over time (Tessarolo et al., 2017; Escribano et al., 2019), which can be measured by analyzing the frequency of species records and inventory completeness (Shirey et al., 2021).

Geographic bias may be present in biodiversity data, meaning that species records have been disproportionately collected from certain regions, environments, or ecosystems (Loiselle et al., 2008; Hortal et al., 2015). Identifying and evaluating this bias can provide a more balanced understanding of the natural capital of a region, allowing researchers and conservationists to pinpoint areas with high potential for implementing future research efforts and management actions (Soberón et al., 2007; Asase & Peterson, 2016; Ganglo & Kakpo, 2016).

Mexico is one of the most biodiverse countries in the world. In addition, Mexico hosts over 8% of all reptile species (~1,023 recorded species), ranking second globally (Johnson et al., 2017; Uetz et al., 2024). Most of these species (~60.1%) are endemic and adapted to various habitats throughout the country (Johnson et al., 2017; Smith & Lemos-Espinal, 2022; Lemos-Espinal & Smith, 2023; Ramírez-Bautista et al., 2023; Suazo-Ortuño et al., 2023). Currently, ~15% of reptile species in Mexico are threatened or endangered (SEMARNAT, 2010; Smith & Lemos-Espinal, 2022; Lemos-Espinal & Smith, 2023; Suazo-Ortuño et al., 2023; IUCN, 2024), while the conservation status of ~13% remains uncertain (IUCN, 2024).

Previous studies have provided insights into species diversity across various regions and states in Mexico (Flores-Villela & Goyenechea, 2003; Flores-Villela & García-Vázquez, 2014; Aguilar-López et al., 2016; Lemos-Espinal & Smith, 2020; 2023), including Nayarit state, which is the focus of this study. According to Ramírez-Bautista et al. (2023), Nayarit exhibits an intermediate level of reptile richness (135 recorded species). Located in northwestern Mexico, Nayarit spans the Neotropical and Mexican Transition Zone biogeographic regions, where species from the Nearctic and Neotropical regions converge (Morrone, 2019). In addition diverse geoforms, land cover types, and geological processes, converge in Nayarit, creating a unique geographic identity

Although previous studies have examined the reptile composition of Nayarit (Luja et al., 2014; Woolrich-Piña et al., 2016; Ramírez-Bautista et al., 2023; Loc-Barragán et al., 2024), no assessment has been conducted to validate the sufficiency and quality of the available information.

Therefore, the objective of this study was to determine the magnitude of taxonomic, spatial, and temporal gaps in digitally accessible reptile data from Nayarit. This assessment aimed to validate existing inventories, and its results provide a foundation for designing future sampling and conservation plans.

Materials and Methods

Study Area

The state of Nayarit (23°05'04" to 20°36'12" N and 103°43'15" to 105°45'37" W) is located on the northwestern coast of Mexico (Fig. 1). The state borders the Pacific Ocean to the west and the states of Sinaloa, Durango, Zacatecas, and Jalisco to the north and east. Nayarit covers an approximate area of 28,000 km², representing 1.4% of the national territory, and has a coastline of 296 km. Its elevation ranges from 0 to 2,400 meters above sea level.

Physiographic provinces provide a means to divide the surface of the Earth into regions that share common geological and geomorphological characteristics. Nayarit hosts four physiographic provinces: Eje Neovolcánico, Llanura Costera del Pacífico (including the Tres Marías Islands subprovince), Sierra Madre del Sur, and Sierra Madre Occidental. The predominant climate in 60.6% of the territory is tropical savanna (Aw), while 22% has a humid subtropical climate (Cwa). The remaining areas exhibit subtropical highland climate (Cwb) and hot semi-arid climate (BSh) (Beck et al., 2018). The annual mean temperature ranges between 14 °C and 28 °C, while the average annual precipitation varies from 600 mm to 2,500 mm (INEGI, 2022). The main land cover types of Nayarit are tropical or sub-tropical broadleaf deciduous forest (27%), croplands (22%), and temperate or sub-polar broadleaf deciduous forest (18%) (CEC, 2023).

Presence Data

A comprehensive review of reptile records in Nayarit was conducted using the Biodiversity Information System of Mexico (SNIB[1]), managed by the National Commission for the Knowledge and Use of Biodiversity (CONABIO). SNIB-CONABIO serves as the official Global Biodiversity Information Facility (GBIF[2]) node for Mexico, providing national biodiversity data on a global scale. The SNIB-CONABIO database contains biological records from Mexico dating back from the mid-19th century up to 2023, data from scientific collections, information from citizen science initiatives (CONABIO, 2024), and data stored in VertNet[3]. The information in SNIB-CONABIO is curated, validated, updated periodically, and available for download in all versions. Therefore, this article focused on analyzing only this biodiversity information system. The present review was conducted using the advanced search system of SNIB-CONABIO with filters for taxonomic group (reptiles), country (Mexico), and state (Nayarit). The basic download included 49 selected fields.

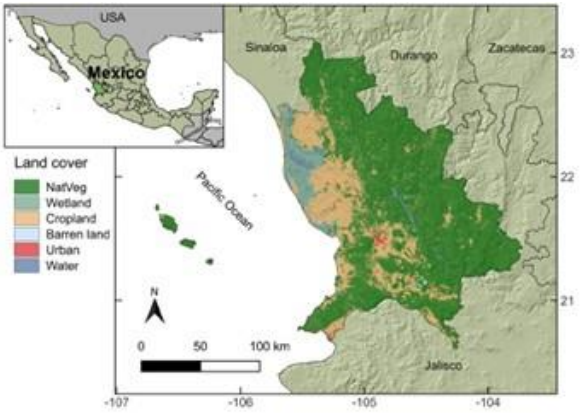


Figure 1. Study area: State of Nayarit, Mexico. Land use classification by the Commission for Environmental Cooperation (modified from CEC [2023]). NatVeg is natural vegetation.

Data Processing

Once the SNIB database was generated and downloaded, a thorough cleaning process was conducted to remove duplicate records, entries lacking a scientific name at the species level, and records without a registration date. Records containing errors or taxonomic synonyms (nomenclatural updates) were corrected whenever possible using validated names from The Reptile Database (Uetz et al., 2024). Additionally, records without geographic coordinates or those located outside the boundaries of Nayarit were excluded.

The SNIB database (v. 2024-02-26) contained 8,864 reptile records for Nayarit, with the oldest dating back to 1861 and the most recent pertaining to 2023. Of these, 34.4% lacked a registration date, and 3.0% were missing a species-level name. After the data-cleaning process, a total of 5,761 valid records were obtained for analysis. Additionally, 279 records from Tres Marías Islands, sourced from the SNIB database (v. 2021-05-28), were incorporated, resulting in a final dataset of 6,040 records. The processed records were integrated into comma-separated value (*.csv) spreadsheets for further analysis and processing in geographic information system (GIS) applications, specifically QGIS v. 3.34.6 (QGIS, 2025).

Taxonomic Gap Analysis

The taxonomic gap analysis was conducted by constructing a species accumulation curve based on the year

[1] https://www.snib.mx/ejemplares/descarga/
[2] https://www.gbif.org/
[3] http://www.vertnet.org/

of each description. The analysis was performed using Microsoft Excel (Microsoft Corporation, 2013), and the best-fit model was determined using Solver, a Microsoft Excel tool. The Gompertz model (Tjørve, 2003) provided the best fit and is described as follows:

$$N(t) = ae^{(-be^{(-ct)})},$$

Eq. (1)

where N(t) represents the recorded number of species over time t, a is the final population size, b is a constant related to the initial points, c is the growth constant, and e is the exponential function.

The goodness-of-fit for the Gompertz model was evaluated using deviance (Fox, 2015; Dobson & Barnett, 2018) calculated as:

$$D = 2\sum_i \left[y_i ln\left(\frac{y_i}{\hat{y}_i}\right) - (y_i - \hat{y}_i) \right],$$

Eq. (2)

where y_i represents the observed cumulative number of species, and $\hat{y}_i$ is the estimated cumulative number of species. To prevent convergence issues in logarithmic calculations, cases of $\hat{y}_i < 1$ were excluded.

Deviance (D) was used to evaluate the model fit (Fox, 2015). Under the null hypothesis (H_0), it was assumed that the model adequately described the observed data. The asymptotic distribution of D followed a chi-square (X^2) distribution with $n–r$ degrees of freedom, where n is the number of data points and r is the number of estimated parameters (in this case, $r = 3$).

The annual rate of species accumulation was determined following the methodology proposed by Marshall et al. (2024). The average species accumulation rate from 1990 to the present was calculated as an approximation of the probability of discovering new species.

Spatial Gap Analysis

The spatial analysis of the data was conducted using QGIS v. 3.34.6 (QGIS, 2025). A 10-km resolution grid (100 km² per cell) was generated for the study area, following the methodologies previously applied in Nayarit and similarly sized regions (Baselga & Novoa, 2006; González et al., 2007; Arvizu & Ruiz-Luna, 2024).

From the generated grid, expected species richness (S_{exp}) per cell was estimated using the equation proposed by Chao (1984) and Colwell & Coddington (1994):

$$S_{exp} = S_{obs} + \left(\frac{a^2}{2b}\right),$$

Eq. (3)

where S_{obs} is observed species richness, a is the number of species recorded only once in a quadrat, and b is the number of species recorded only twice in the same quadrat during the study period.

The inventory completeness (C) index was calculated as follows:

$$C = \frac{S_{obs}}{S_{exp}}.$$

Eq. (4)

The C index ranges from 0 (lacking) to 1.0 (when observed and expected richness are equal). Following the methods of Peterson et al. (2016) and Troia & McManamay (2016), cells with C values ≥0.8 were considered well-surveyed. Using similar classification criteria as Arvizu & Ruiz-Luna (2024) for amphibians in Nayarit, the C values were categorized into three levels: complete ($C \geq 0.8$), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$), and incomplete ($0 < C < 0.5$). These classifications were visualized in maps generated using QGIS.

In addition to evaluating the proportion of well-inventoried areas for reptiles at the state level, the C index was analyzed across biogeographic regions (a geographic unit defined by the biotic and ecological characteristics shared by the species that inhabit it, shaped by evolutionary history) and physiographic provinces (a geographic area defined by its geological and geomorphological c haracteristics). Biogeographic regions are the largest ecozones that divide the Earth and are based on the distribution of terrestrial organisms, biogeographic subdivisions are called provinces, which are areas defined by endemism and by their ecological and physiographic identities (Morrone, 2019).

In Nayarit, the two biogeographic regions were the Neotropical Region, with one province (Pacific Lowlands), and the Mexican Transition Zone, with two provinces (Sierra Madre Occidental and the Transmexican Volcanic Belt). On the other hand, considering the Physiographic provinces, the Nayarit limits include four of them, named Eje Neovolcánico, Llanura Costera del Pacífico (including the Tres Marías Islands subprovince), Sierra Madre del Sur, and Sierra Madre Occidental. Given that each of these regions and provinces contains distinct vegetation types, soil conditions, climates, and elevations, each has the potential to harbor unique reptile communities. Both regionalization were used to generate comprehensive knowledge of the state of Nayarit, which can be used by decision-makers to develop management and conservation plans, and support policy for the study and conservation of biological diversity.

To assess geographic bias, the relationship between reptile records and the major roads and urban areas in Nayarit was analyzed. For this, we calculated the proportion of records located near roads, including roads sur-

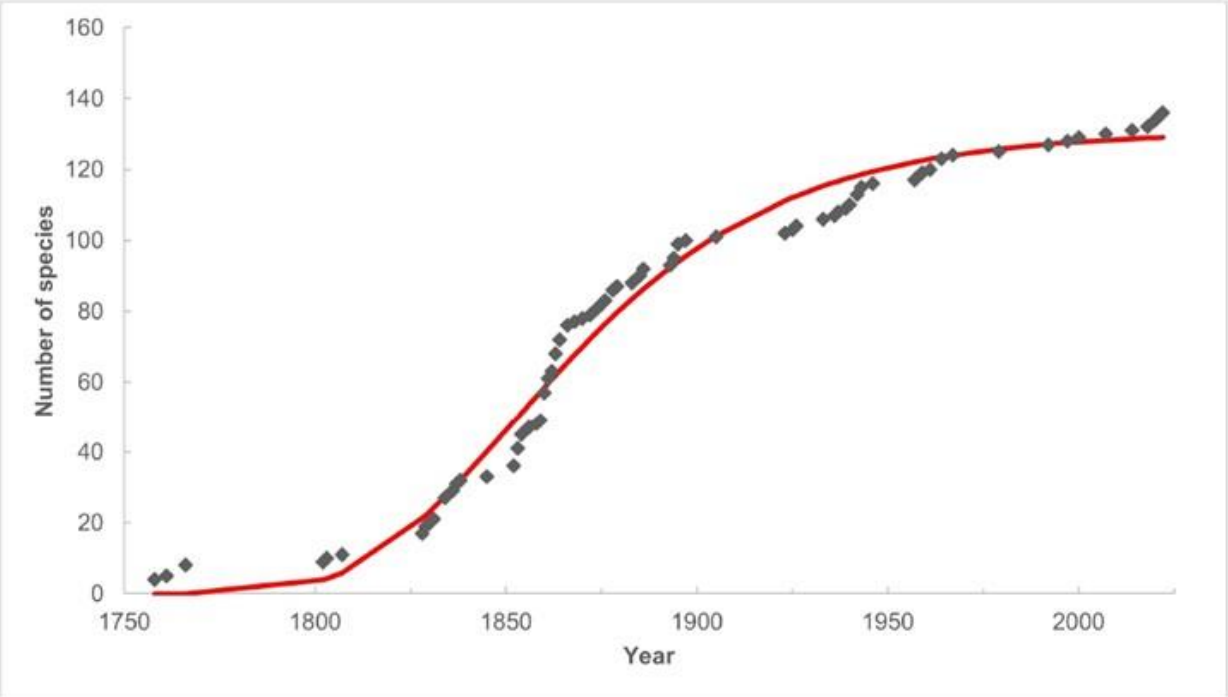


Figure 2. Species accumulation curve for reptiles in Nayarit by year of description. The black diamonds represent accumulated species, and the red line represents the Gompertz model.

rounding and within urban centers, using buffer zones of 100 m and 250 m perpendicular to both sides of the road network. These buffer zones were created using vector geometry tools in QGIS. In this study, the exclusive focus on distance to roads carries a sampling bias, which was due to a prior data analysis. Other potential geographic biases include proximity to urban centers, especially those with educational institutions, and protected areas.

Temporal Gap Analysis

To establish a timeline of species records, the *C* index was evaluated over time to identify trends in species documentation and the periods during which the most important contributions to reptile inventory completeness in Nayarit occurred. The dataset was divided into five specific periods (i.e., 1861–1960, 1961–1980, 1981–2000, 2001–2020, and 2021–2023), and the *C* index was calculated for each. Although the first period spans 100 years, the largest proportion of data (85%) came from the 20-year period of 1941–1960 (933 records). The remaining periods spanned 20 years, with the exception of the final period, which spanned 3 years. This final 3-year period (2021–2023), which ensured our analysis was as current as possible, included 26% of all records.

Results

Based on the SNIB records for Nayarit, a total of 136 reptile species were taxonomically validated for this study. These species were described in Nayarit between 1861 and 2023. The species accumulation curve followed a sigmoidal pattern, indicating a decline in the rate of new species records reported in recent years. A notable inflection point was observed in the third decade of the last century, with the curve approaching an asymptote of nearly 140 species (Fig. 2). The best fit for this curve was obtained using the Gompertz model with a growth constant estimated at 0.025:

$$N(t) = 130.7e^{(-10.8e^{(-0.025t)})}$$

In the first three years of the analyzed period, the estimated accumulated species count ($\hat{y}_i$) was less than one, thus these observations were excluded from the goodness-of-fit test using deviance. Of the 71 years analyzed, the test was conducted with 68 years, resulting in 65 degrees of freedom. The fit of the data to the Gompertz model was significant ($D = 47.8$, $p = 0.945$), supporting the ability of the model to describe the accumulation of species records over the study period (Fig. 2). For the period of 1990–2022, the average species description growth rate, which was used as a proxy for the probability of the occurrence of a new species, was estimated to be $0.26 \pm 0.46\%$.

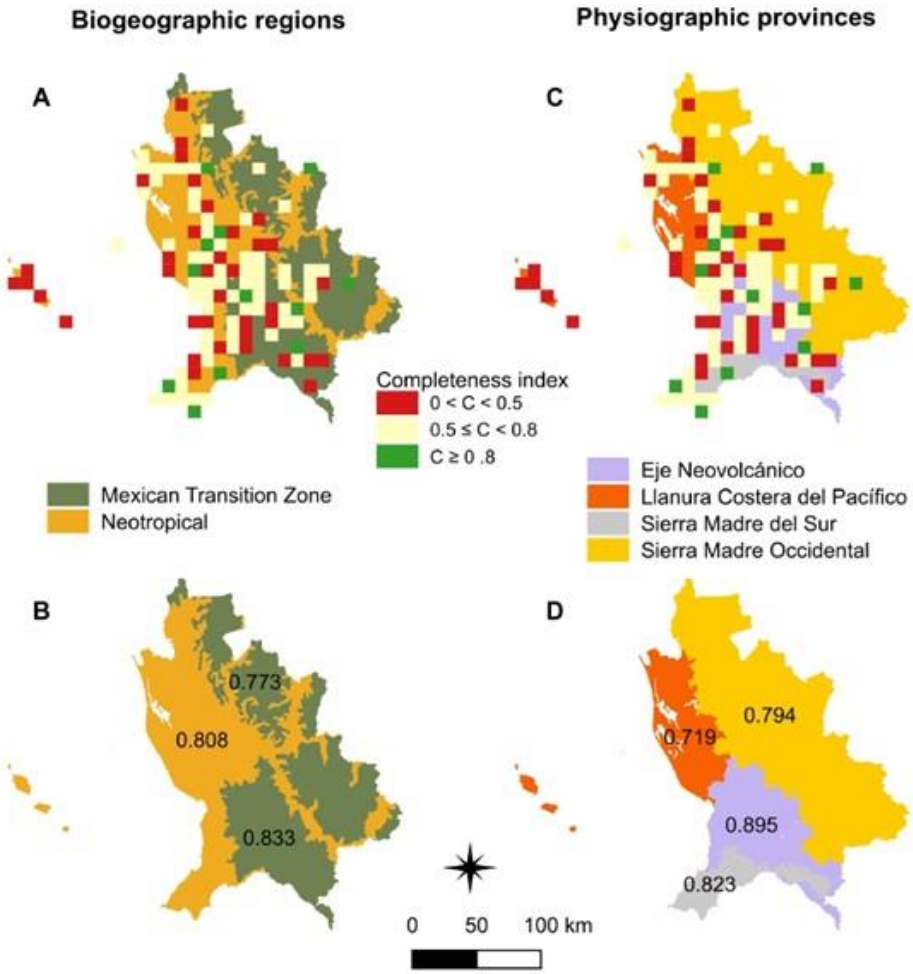


Figure 3. Inventory completeness in the biogeographic regions and physiographic provinces of Nayarit. A) Cells representing the completeness index categories in the biogeographic regions: incomplete ($0 < C < 0.5$; red), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$; yellow), and complete ($C \geq 0.8$; green). B) Inventory completeness values by biogeographic region: Neotropical (Pacific Lowlands province; orange) and Mexican Transition Zone (Sierra Madre Occidental and Trans-Mexican Volcanic Belt provinces; green). C) Cells representing the completeness index categories in the physiographic provinces: incomplete ($0 < C < 0.5$; red), partially complete ($0.5 \leq C < 0.8$; yellow), and complete ($C \geq 0.8$; green). D) Inventory completeness values by physiographic province: Llanura Costera del Pacífico (orange), Sierra Madre Occidental (yellow), Eje Neovolcánico (purple), and Sierra Madre del Sur (gray).

Approximately 60% of the 356 cells (10-km resolution) in the study area contained at least one reptile record within the analyzed period. However, due to methodological constraints, it was not possible to estimate the *C* index for all cells with species records. Among the cells where the *C* index could be estimated, only 3.4% exhibited *C* values ≥0.8, indicating that these cells were well-inventoried. Notably, these cells were heterogeneously distributed across the state. Additionally, 17.4% of the cells had *C* index values of 0.5–0.8, indicating that these cells contained partially complete inventories. These cells were more evenly distributed throughout the state (Fig. 3a). Overall, only a little more than 20% of Nayarit can be considered completely or partially inventoried in terms of reptile species.

Differences were found in inventory completeness between the two biogeographic regions of Nayarit, despite their similarities in territorial extent. The Neotropical Region included 183 grid cells, with 70% of them containing at least one record of a reptile species. In contrast, the Mexican Transition Zone included 173 grid cells, with reptile species records in only 50%. Of these, only 27% and 14% of the grid cells corresponded to the Neotropical Region (50) and Mexican Transition Zone (24), respectively, exhibiting *C* index values ≥0.5, with less than 5% of cases exhibiting *C* index values ≥0.8 (Table 1a). When each region and its respective provinces were evaluated globally, the *C* index values ranged between 0.77 to 0.83 (Fig. 3b), indicating the regions were partially to fully inventoried, with the highest species richness (110) observed in the Neotropical Region.

Table 1. Number of reptile species records (RSR), number of cells with records (CWR), and number of cells by inventory completeness index (*C*) category by (a) biogeographic region (BR) and (b) physiographic province (PhP). Biogeographic regions: Neotropical (NTP) and Mexican Transition Zone (MTZ). Physiographic provinces: Sierra Madre del Sur (SMS), Llanura Costera del Pacífico (LCP), Eje Neovolcánico (ENV), and Sierra Madre Occidental (SMO).

(a) BR	Cells	RSR	CWR	*C* index category		
				$0 < C < 0.5$	$0.5 \leq C < 0.8$	$C \geq 0.8$
NTP	183	4616	128	27	42	8
MTZ	173	1424	87	10	20	4
(b) PhP						
SMS	31	1340	18	4	7	3
LCP	65	2287	55	12	15	2
ENV	70	1741	57	12	23	2
SMO	190	672	85	9	17	5

Table 2. Number of reptile species records (RSR), observed species richness (S_{obs}), number of species found once (*a*), number of species found twice (*b*), expected species richness (S_{exp}), and inventory completeness index (*C*) by biogeographic region, biogeographic province, and physiographic province of Nayarit.

Type	Name	RSR	S_{obs}		*a*	*b*	S_{exp}	*C*
			Bdc	Adc				
Biogeographic region and province*	Mexican Transition Zone (1)	210	63	55	22	15	71	0.773
	Mexican Transition Zone (2)	1214	102	85	21	13	101	0.833
	Neotropical (3)	4616	151	110	24	11	136	0.808
Physiographic provinces	Sierra Madre Occidental	672	105	88	27	16	111	0.794
	Llanura Costera del Pacífico	2287	106	80	25	10	111	0.719
	Eje Neovolcanico	1741	125	100	20	17	112	0.895
	Sierra Madre del Sur	1340	65	58	10	4	71	0.823

* (1) Sierra Madre Occidental, (2) Trans-Mexican Volcanic Belt, and (3) Pacific Lowlands biogeographic provinces (Morrone 2019). Bdc: species richness before data cleaning; Adc: species richness after data cleaning.

The analysis of the physiographic provinces indicated that more than 50% of grid cells (190) were located within the Sierra Madre Occidental province, which also covered the largest area of Nayarit (Fig. 3c). However, only 45% of these cells contained records of at least one reptile species, with 11.6% of the cells showing *C* index values ≥0.5. The highest level of inventory completeness was observed in the Eje Neovolcánico province, which spatially represented 20% of the total grid cells and had *C* index values ≥0.5 in 35.7% (Table 1b). For the Sierra Madre del Sur and Llanura Costera del Pacífico provinces, which together accounted for 27% of the total area, 28.1% of grid cells exhibited *C* index values ≥0.5. In general, the proportion of grid cells with *C* index values ≥0.8 ranged from 2.6% to 9.7% across these provinces.

When the territory of the physiographic provinces was considered globally, the *C* index values exceeded 0.72 in all cases. The Eje Neovolcánico and Sierra Madre del Sur provinces could be considered fully inventoried ($C \geq 0.8$), while the two remaining provinces exhibited *C* index values indicating that they were partially inventoried. In terms of completeness, these followed the order of Sierra Madre Occidental > Llanura Costera del Pacífico (Fig. 3d).

It is worth noting that while the Neotropical Region exhibited the highest number of reptile records and the greatest species richness, this pattern was not mirrored among the physiographic provinces. The Llanura Costera del Pacífico province had the highest number of reptile records, but the Eje Neovolcánico province exhibited the highest species richness (100 species; Table 2).

In relation to the above, a close association was observed between the grid cells with *C* index values and the locations of urban and rural settlements and road infrastructure. The proportion of records located near the main roads of Nayarit was estimated at perpendicular distances of 100 and 250 m, with 34% and 51% of the records, respectively, within these limits (Fig. 4). According to this distribution, approximately 72% of grid cells with *C* index values ≥0.5 (61% of the cells had *C* index values of 0.5–0.8, and 11% of those had *C* index values ≥0.8) were located near towns and roads.

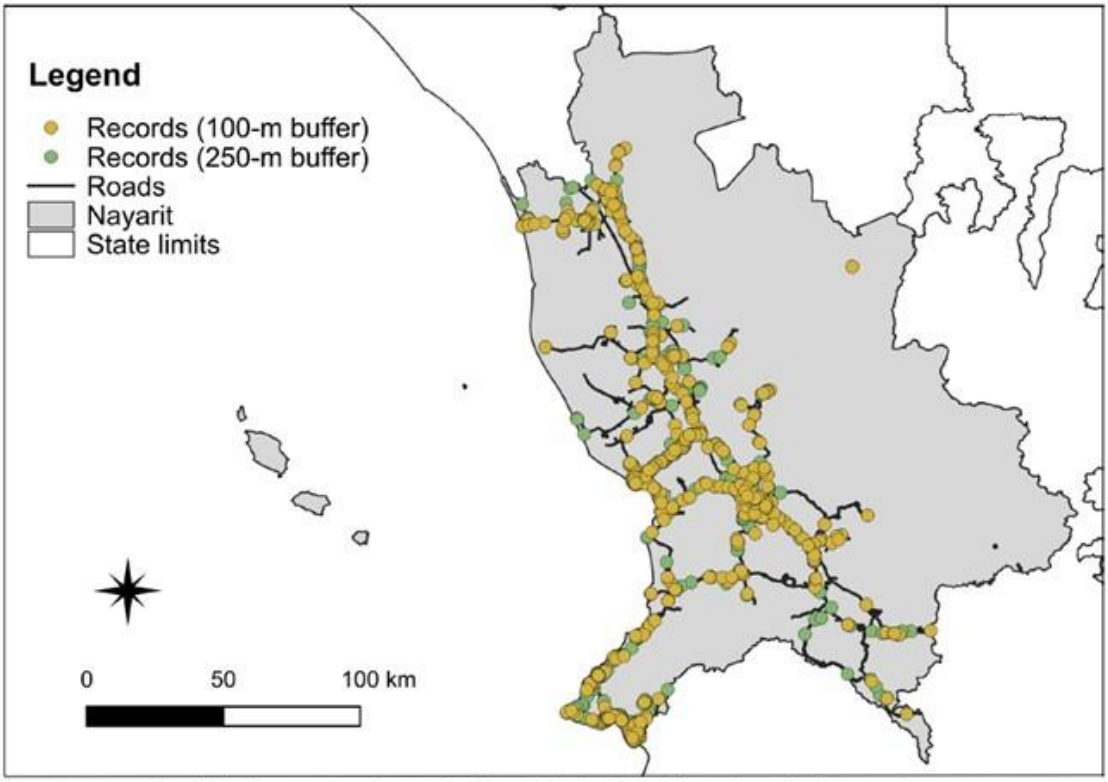


Figure 4. Records within the 100-m and 250-m buffers on both sides of the main roads in Nayarit.

Table 3. Number of reptile species records (RSR), number of cells with records (CWR), and number of cells by inventory completeness index (*C*) category by time period.

Period	RSR	CWR	*C* index category		
			$0 < C < 0.5$	$0.5 \leq C < 0.8$	$C \geq 0.8$
1861–1960	969	64	11	8	4
1961–1980	1155	81	8	13	1
1981–2000	310	61	3	5	8
2001–2020	2012	167	20	27	14
2021–2023	1594	116	9	19	13

The analysis of the species records per grid cell across different time periods indicated that only 18% of the 356 grid cells contained species records during the earliest period (1861–1960), with *C* index values ≥0.5 in ~3.3% of the territory (Table 3). During this period, most records originated from research that had been primarily conducted by international institutions, such as the Museum of Comparative Zoology at Harvard University, the Natural History Museum in London, the San Diego Natural History Museum, and the Biodiversity Institute and Natural History Museum at the University of Kansas, with smaller contributions from national institutions.

For the following period (1961–1980), the number of reptile records increased to include 22% of the grid cells, although those with *C* index values ≥0.5 represented only 3.9% of Nayarit, reflecting only a marginal increase from the previous period. During 1961–1980, most contributions came primarily from foreign institutions, such as the Natural History Museum of Los Angeles County, the Museum of Natural History at the University of Illinois, and the Museum of Vertebrate Zoology at the University of California, Berkeley, with limited participation from national institutions.

In the next period (1981–2000), the number of grid cells with records declined to the lowest proportion in the entire study (17%). This period was characterized by a greater presence of national institutions, such as *Museo de Zoología Alfonso L. Herrera* of the *Facultad de Ciencias* and *Instituto de Biología* of the *Universidad Nacional Autónoma de México* (UNAM), with a smaller contribution from international institutions.

In the two most recent periods (2001–2020 and 2021–2023), the number of records increased substantially

(46.9% and 32.6%, respectively), despite the most recent period covering only three years. This increase was mainly attributed to the participation of citizen science, particularly through the iNaturalistMX[4] platform, along with contributions from national and international academic institutions. An increase in inventory completeness was also evident, with *C* index values ≥0.5 in 11.5% (2001–2020) and 9.0% (2021–2023) of the grid cells, while the proportion of cells with *C* index values ≥0.8 decreased to just under 4% for both periods. When integrating the entire study period, 20.8% of grid cells exhibited *C* index values ≥0.5, with only 3.4% having *C* index values ≥0.8 (Fig. 5).

Discussion

Gaps in the taxonomic, spatial, and temporal knowledge of the reptile inventory in Nayarit were identified based on information stored in the SNIB database of CONABIO, which includes records from the mid-19th century to the present. The information generated in the present study is representative of the actual conditions in Nayarit and serves as a baseline for future research aimed at assessing reptile diversity in the state, which is crucial for developing adequate conservation measures and managing natural resources.

The gap in taxonomic knowledge represents a potential lack of information for all species; in this study, specifically the reptiles found in Nayarit. The data adjustment for newly incorporated reptile species showed a sigmoid trend with a reliable confidence level, indicating that the theoretical maximum number of species inhabiting the state has nearly been reached. However, the estimated growth rate of new species records for the past thirty years suggests that approximately one new species has been added to the list every four years. Despite these results, since 2000, eight new species (order Squamata) have been described that belong to the families Phrynosomatidae (*Sceloporus huichol* Flores-Villela, Smith, Campillo-García, Martínez-Méndez & Campbell, 2022), Phyllodactylidae (*Phyllodactylus cleofasensis* Ramírez-Reyes, Barraza-Soltero, Nolasco-Luna, Flores-Villela & Escobedo-Galván, 2021), Scincidae (*Marisora aquilonaria* McCranie, Matthews & Hedges, 2020), Colubridae (*Tantilla ceboruca* Canseco-Márquez, Smith, Ponce-Campos, Flores-Villela & Campbell, 2007), Natricidae (*Thamnophis rossmani* Conant, 2000), Viperidae (*Crotalus campbelli* Bryson Jr, Linkem, Dorcas, Lathrop, Jones, Alvarado-Díaz, Grünwald & Murphy, 2014), and Kinosternidae (*Kinosternon vogti* López-Luna, Cupul-Magaña, Escobedo-Galván, González-Hernández, Centenero-Alcalá, Rangel-Mendoza, Ramírez-Ramírez & Cazares-Hernández, 2018; *Kinosternon cora* Loc-Barragán, Reyes-Velasco, Woolrich-Piña, Grünwald, Venegas de Anaya, Rangel-Mendoza & López-Luna, 2020).

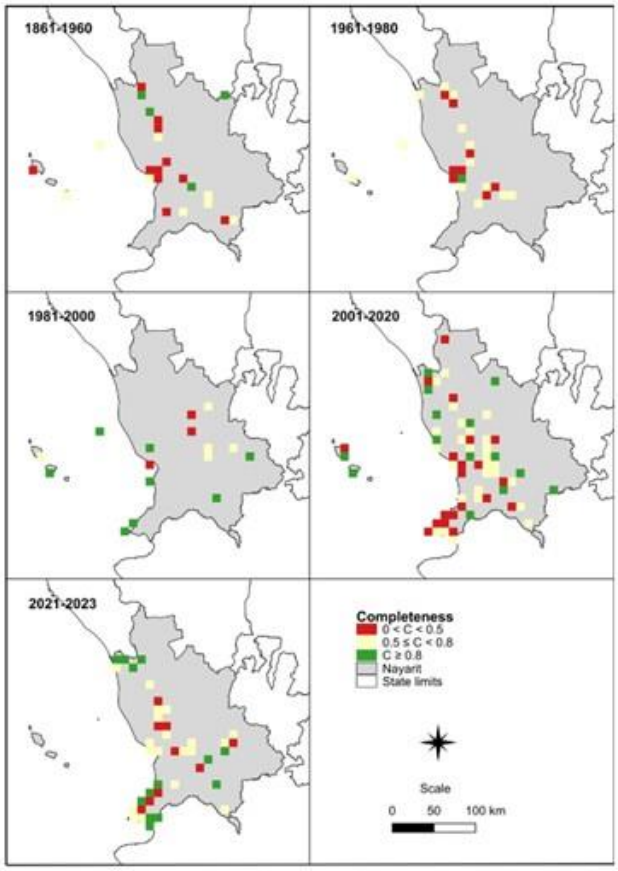


Figure 5. Inventory completeness of the reptiles in Nayarit for each time period. The gray area represents cells where the inventory completeness (*C*) index could not be measured or where no reptile records were present.

As of 2020, four of these new species were included in the herpetofauna of Nayarit due to morphological analyses and molecular techniques employed to distinguish cryptic species (Loc-Barragán et al., 2024). It was assumed that these species were previously captured and recorded for the state inventory but misidentified. Additionally, Loc-Barragán et al. (2024) compiled a list of 19 reptile species distributed in areas adjacent to Nayarit, namely in the states of Jalisco, Zacatecas, Durango, and Sinaloa, which may eventually be incorporated into the records of Nayarit. These cases were not considered in the methods used to estimate the taxonomic gap, as they only included formally accredited records; thus, future adjustments may be needed. Nonetheless, the taxonomic gap for the reptiles of Nayarit is close to being resolved.

The analysis of spatial gaps indicated that ~40% of the grid cells in Nayarit lacked reptile records, particular-

[4] https://mexico.inaturalist.org/

ly those in mountainous and difficult-to-access regions. These areas may serve as refuges that host high endemism due to their isolation and environmental conditions, even in tropical zones, which makes them more sensitive to environmental changes (Spehn, 2011; Silveira et al., 2019).

Additionally, a correlation was observed between the number of records and the proximity to roads and human settlements (roads within urban centers). This sampling bias has been documented by Kadmon et al. (2004), who noted that random surveys over large areas are rare, leading to species distribution models often being based on biased and incomplete data. Similarly, the areas with the highest *C* index values (≥0.8) were mainly located near urban areas (Tepic, Santiago Ixcuintla, Ruíz, Nuevo Vallarta, Sayulita, Santa María del Oro, and Guadalupe Victoria), a trend that has been observed in other regions in which well-surveyed grid cells have been geographically associated with cities, rivers, and major roads (Ballesteros-Mejía et al., 2013; Stropp et al., 2016; Arvizu & Ruiz-Luna, 2024).

It is likely that the greater inventory completeness associated with certain biogeographic regions or physiographic provinces, such as the Neotropical Region or Eje Neovolcánico, results more from their accessibility due to the presence of roads and urban areas than from the use of effective sampling strategies. This scenario has also been suggested by Ficetola et al. (2014) when evaluating reptile records on Mediterranean islands. Regardless of this bias, the Neotropical Region, which includes humid and semi-humid tropical areas, was identified as having a higher proportion of cells with species records and higher inventory completeness ($C \geq 0.8$) than the Mexican Transition Zone, where Nearctic and Neotropical biota overlap. Given its characteristics, the Mexican Transition Zone would be expected to have a higher level of endemism (Morrone, 2019).

The physiographic province of Sierra Madre Occidental, the largest and most rugged province located in eastern Nayarit, exhibited the greatest geographic gap. In contrast, Sierra Madre del Sur, the smallest province, exhibited the highest proportion of fully inventoried grid cells and, simultaneously, a higher *C* index value at the regional scale. The Eje Neovolcánico province exhibited a lower proportion of fully inventoried grid cells and, in contrast, exhibited the highest *C* index value at the regional level. Additionally, Eje Neovolcánico was identified as the province with the greatest reptile diversity in Nayarit (Loc-Barragán et al. 2024). At the regional scale, Sierra Madre Occidental also exhibited a high *C* index value despite having the largest geographic gap, suggesting that using this value at the regional scale to estimate completeness is not advisable, as conclusions may be highly biased.

Finally, the temporal gap analysis provided insights into how the contributions to the reptile inventory of Nayarit have evolved over time, as well as the main sources of data. Of the 6,040 verified reptile records for the continental and insular zones of Nayarit, ~60% were contributed during recent periods (2001–2020 and 2021–2023), which coincides with the increase in citizen science initiatives. With citizen science contributions, which are typically hosted through open-access online platforms, studies like the present one are able to compile a larger volume of data for analysis. Furthermore, given that citizen science initiatives are based on public participation, they inherently increase the number of opportunities to improve environmental education efforts focused on conserving biodiversity (Peter et al., 2019). However, there are potential risks or challenges associated with citizen science in biodiversity documentation that must be addressed, such as observer differences, reporting preferences, false positive errors, data validation, and detectability (Johnston et al., 2023).

During the period of 1981–2000, the lowest number of records were contributed to the reptile inventory of Nayarit; therefore, the fewest number of grid cells with *C* index values ≥0.8 were present. This result may be explained by the data sources of the period, which were mainly national institutions. During the first two periods (1861–1960 and 1961–1980), data were primarily sourced from a diverse range of international and national institutions. Thus, the trend observed during 1981–2000 suggests that a lower sampling effort was present during the period, which was possibly associated with the reduced participation of international institutions (Meyer et al., 2015) and, consequently, reduced financial support for biodiversity conservation. This trend has been observed in various countries across Africa, the Americas, Asia, Europe, and Oceania (Waldron et al., 2013). However, the efforts of researchers, educational institutions, and research centers in Mexico should be recognized for their contributions to biological inventories despite the challenges associated with securing funding for such studies when they are not prioritized in national policies or budgets.

Studies like the present one are important for identifying knowledge gaps in biological inventories, establishing a foundation for future research, and optimizing resources to fill notable gaps. Importantly, the results of the present study indicate that few reptile species remain to be described in the state of Nayarit. In addition, records of this terrestrial vertebrate group are influenced by accessibility

to sampling areas and proximity to urbanization. Thus, future sampling efforts should focus on remote, mountainous, and difficult-to-access areas. Lastly, the use of citizen science applications to increase the number of biodiversity records over the past two decades has notably contributed to the completeness of the reptile inventory in Nayarit.

Acknowledgments

This work was supported by the Board of Trustees of the Universidad Autónoma de Nayarit and CONAHCYT [CVU 102166], which provided doctoral scholarships to the first author. We thank the Centro en Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. and the Laboratorio de Manejo Ambiental for aiding in the development of this study. We thank A.L. MacTavish for English language editing.

Competing Interests

The authors have declared that no competing interests exist.

References

Aguilar-López, J. L., Pineda, E., Luría-Manzano, R., & Canseco-Márquez, L. (2016). Species diversity, distribution, and conservation status in a Mesoamerican region: amphibians of the Uxpanapa-Chimalapas Region, Mexico. Tropical Conservation Science, 9(4), 1940082916670003. https://doi.org/10.1177/1940082916670003

Alroy, J. (2015). Current extinction rates of reptiles and amphibians. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(42), 13003-13008. https://doi.org/10.1073/pnas.1508681112

Arvizu, M. D., & Ruiz-Luna, A. (2024). Completeness of the amphibian inventory of Nayarit, Mexico, assessed from biodiversity information system records. Ecoscience, 31(3), 165-178. https://doi.org/10.1080/11956860.2024.2426335

Asase A., & Peterson A. T. (2016). Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Ghana. Biodiversity Informatics. 11(1), 1-11. https://doi.org/10.17161/bi.v11i1.5860

Ballesteros-Mejia, L., Kitching, I. J., Jetz, W., Nagel, P., & Beck, J. (2013). Mapping the biodiversity of tropical insects: species richness and inventory completeness of African sphingid moths. Global Ecology and Biogeography, 22(5), 586-595. https://doi.org/10.1111/geb.12039

Baselga, A., & Novoa, F. (2006). Diversity of Chrysomelidae (Coleoptera) in Galicia, Northwest Spain: estimating the completeness of the regional inventory. Biodiversity & Conservation, 15, 205-230. https://doi.org/10.1007/s10531-004-6904-x

Beck, H. E., Zimmermann, N. E., McVicar, T. R., Vergopolan, N., Berg, A., & Wood, E. F. (2018). Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Scientific data, 5(1), 1-12. https://doi.org/10.1038/sdata.2018.214

Booth, D. T. (2006). Influence of incubation temperature on hatchling phenotype in reptiles. Physiological and Biochemical Zoology, 79(2), 274-281. https://doi.org/10.1086/499988

CEC. (2023). "2020 Land Cover of North America at 30 Meters". Commission for Environmental Cooperation. North American Land Change Monitoring System. Canada Centre for Remote Sensing (CCRS), U.S. Geological Survey (USGS), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Ed. 1.0, Raster digital data [30-m]. [accessed 2024 Jul 10]. http://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/land-cover-30m-2020/

Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scandinavian Journal of statistics, 265-270.

Chesshire, P. R., Fischer, E. E., Dowdy, N. J., Griswold, T. L., Hughes, A. C., Orr, M. C., Ascher, J. S., Guzman, L. M., Hung, K. L. J., Cobb & McCabe, L. M. (2023). Completeness analysis for over 3000 United States bee species identifies persistent data gap. Ecography, 2023(5), e06584. https://doi.org/10.1111/ecog.06584

Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 345, 101-118. https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091

CONABIO. (2024). Data from: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Registros de ejemplares [dataset version 2024 Feb 26]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. [accessed 2024 Jul 08]. https://www.snib.mx/ejemplares/descarga/

Cortés-Gomez, A. M., Ruiz-Agudelo, C. A., Valencia-Aguilar, A., & Ladle, R. J. (2015). Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. Universitas Scientiarum, 20(2), 229-245. https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC20-2.efna

Cox, N., Young, B. E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Böhm, M., Brooks, T. M., Hedges, S. B., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, R. K. B., Tognelli, M. F., Alexander, G. J., Allison, A., Ananjeva, N. B., Auliya, M., Avila, L. J., Chapple, D. G., Cisneros-Heredia, D. F., Cogger, H. G., Colli, G. R., de Silva, A., Eisemberg, C. C., Els, J., Fong G., A.,

Grant, T. D., Hitchmough, R. A., Iskandar, D. T., Kidera, N., Martins, M., Meiri, S., Mitchell, N. J., Molur, S., Nogueira, C. de C., Ortiz, J. C., Penner, J., Rhodin, A. G. J., Rivas, G. A., Rödel, M. O., Roll, U., Sanders, K. L., Santos-Barrera, G., Shea, G. M. Spawls, S., Stuart, B. L., Tolley, K. A., Trape, J. F., Vidal, M. A., Wagner, P., Wallace, B. P., & Xie, Y. (2022). A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. Nature, 605(7909), 285-290. https://doi.org/10.1038/s41586-022-04664-7

de Miranda, E. B. (2017). The plight of reptiles as ecological actors in the tropics. Frontiers in Ecology and Evolution, 5, 309533. https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00159

Dirzo, R., Ceballos, G., & Ehrlich, P. R. (2022). Circling the drain: the extinction crisis and the future of humanity. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 377(1857), 20210378. https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0378

Dobson, A., & Barnett, A.G. (2018) An Introduction to General Linear Models. Chapman & Hall/CRC Press.

Escribano N., Galicia D., & Ariño A. H. (2019). Completeness of Digital Accessible Knowledge (DAK) about terrestrial mammals in the Iberian Peninsula. PloS ONE, 14(3): e0213542. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213542

Farooq, H., Harfoot, M., Rahbek, C., & Geldmann, J. (2024). Threats to reptiles at global and regional scales. Current Biology, 34(10), 2231-2237.e2. https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.04.007

Ficetola, G. F., Cagnetta, M., Padoa-Schioppa, E., Quas, A., Razzetti, E., Sindaco, R., & Bonardi, A. (2014). Sampling bias inverts ecogeographical relationships in island reptiles. Global Ecology and Biogeography, 23(11), 1303-1313. https://doi.org/10.1111/geb.12201

Finn, C., Grattarola, F., & Pincheira-Donoso, D. (2023). More losers than winners: investigating Anthropocene defaunation through the diversity of population trends. Biological Reviews, 98(5), 1732-1748. https://doi.org/10.1111/brv.12974

Flores-Villela, O., & García-Vázquez, U. O. (2014). Biodiversity of reptiles in Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad, 85, S467-S475. https://doi.org/10.7550/rmb.43236

Flores-Villela, O., & Goyenechea, I. (2003). Patrones de distribución de anfibios y reptiles en México. Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía, 289-296.

Fox, J. (2015) Applied Regression Analysis and Generalized Linear Models. SAGe Publications.

Ganglo, J. C., & Kakpo, S. B. (2016). Completeness of digital accessible knowledge of plants of Benin and priorities for future inventory and data discovery. Biodiversity Informatics, 11(1), 23-39. https://doi.org/10.17161/bi.v11i1.5053

González, J., Baselga, A., & Novoa, F. (2007). Diversity of water beetles (Coleoptera: Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, and Hydrophilidae) in Galicia, northwest Spain: Estimating the completeness of the regional inventory. The Coleopterists Bulletin, 61(1), 95-110. https://doi.org/10.1649/919.1

Grattarola, F., Martínez-Lanfranco, J. A., Botto, G., Naya, D. E., Maneyro, R., Mai, P., Hernández, D., Laufer, G., Ziegler, L., González, E. M., da-Rosa, I., Gobel, N., González, A., González, J., Rodales, A. L., & Pincheira-Donoso, D. (2020). Multiple forms of hotspots of tetrapod biodiversity and the challenges of open-access data scarcity. Scientific reports, 10(1), 1-15. https://doi.org/10.1038/s41598-020-79074-8

Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 46, 523-549. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400

Huang, X., Lin, C., & Ji, L. (2020). The persistent multi-dimensional biases of biodiversity digital accessible knowledge of birds in China. Biodiversity and Conservation, 29, 3287-3311. https://doi.org/10.1007/s10531-020-02024-3

INEGI. (2022). Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2021. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. México. 644 pp.

Isaac, N. J., & Pocock, M. J. (2015). Bias and information in biological records. Biological Journal of the Linnean Society, 115(3), 522-531. https://doi.org/10.1111/bij.12532

IUCN. (2024). The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for Conservation of Nature. Version 2024-1. [accessed 2024 Jul 5]. https://www.iucnredlist.org

Johnston, A., Matechou, E., & Dennis, E. B. (2023). Outstanding challenges and future directions for biodiversity monitoring using citizen science data. Methods in Ecology and Evolution, 14(1), 103-116. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13834

Johnson, J. D., Wilson, L. D., Mata-Silva, V., García-Padilla, E., & DeSantis, D. L. (2017). The endemic herpetofauna of Mexico: organisms of global significance in severe peril. Mesoamerican Herpetology, 4(3), 544-620.

Kadmon, R., Farber, O., & Danin, A. (2004). Effect of roadside bias on the accuracy of predictive maps produced by bioclimatic models. Ecological Applications, 14(2), 401-413. https://doi.org/10.1890/02-5364

Lajeunesse, A., & Fourcade, Y. (2023). Temporal analysis of GBIF data reveals the restructuring of communities following climate change. Journal of Animal Ecology, 92(2), 391-402. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13854

Lemos-Espinal, J. A., & Smith, G. R. (2020). A checklist of the amphibians and reptiles of Sinaloa, Mexico with a conservation status summary and comparisons with neighboring states. ZooKeys, 931, 85. https://doi.org/10.3897/zookeys.931.50922

Lemos-Espinal, J. A., & Smith, G. R. (2023). An analysis of the inter-state similarity of the herpetofaunas of Mexican states. Nature Conservation, 53, 223-256. https://doi.org/10.3897/natureconservation.53.106732

Lobo, J. M., Hortal, J., Yela, J. L., Millán, A., Sánchez-Fernández, D., García-Roselló, E., González-Dacosta, J., Heine, J., González-Vilas, L., & Guisande, C. (2018). KnowBR: An application to map the geographical variation of survey effort and identify well-surveyed areas from biodiversity databases. Ecological Indicators, 91, 241-248. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.077

Loc-Barragán, J. A., Smith, G. R., Woolrich-Piña, G. A., & Lemos-Espinal, J. A. (2024). An updated checklist of the amphibians and reptiles of Nayarit, Mexico with conservation status and comparison with adjoining States. Herpetozoa, 37, 25-42. https://doi.org/10.3897/herpetozoa.37.e112093

Loiselle, B. A., Jørgensen, P. M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J. G., Lohmann, L. G., & Montiel, O. M. (2008). Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes?. Journal of Biogeography, 35(1), 105-116. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01779.x

Luja, V. H., Ahumada-Carrillo, I., Ponce-Campos, P., & Figueroa-Esquivel, E. (2014). Checklist of amphibians of Nayarit, western Mexico. Check List, 10(6), 1336-1341. https://doi.org/10.15560/10.6.1336

Luo, M., Xu, Z., Hirsch, T., Aung, T. S., Xu, W., Ji, L., Quin, H., & Ma, K. (2021). The use of Global Biodiversity Information Facility (GBIF)-mediated data in publications written in Chinese. Global Ecology and Conservation, 25, e01406. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01406

Marshall, B. M., Strine, C., & Hughes, A. C. (2020). Thousands of reptile species threatened by under-regulated global trade. Nature communications, 11(1), 1-12. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18523-4

Marshall, L., Leclercq, N., Carvalheiro, L. G., Dathe, H. H., Jacobi, B., Kuhlmann, M., Potts, S. G., Rasmont, P., Roberts, S. P. M., & Vereecken, N. J. (2024). Understanding and addressing shortfalls in European wild bee data. Biological Conservation, 290, 110455. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110455

Microsoft Corporation. 2013. Microsoft Excel. [Online version]

Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R., & Jetz, W. (2015). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. Nature communications, 6(1), 1-8. https://doi.org/10.1038/ncomms9221

Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being: wetlands and water. World Resources Institute, Washington, DC.

Morrone, J. (2019). Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. Revista Mexicana de Biodiversidad, 90:e902980. https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2980

Newbold, T. (2018). Future effects of climate and land-use change on terrestrial vertebrate community diversity under different scenarios. Proceedings of the Royal Society B, 285(1881), 20180792. https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0792

Neves, I. Q., Mathias, M. D. L., & Bastos-Silveira, C. (2019). Mapping knowledge gaps of Mozambique's terrestrial mammals. Scientific Reports, 9(1), 1-14. https://doi.org/10.1038/s41598-019-54590-4

Nijman, V., Shepherd, C. R., & Sanders, K. L. (2012). Over-exploitation and illegal trade of reptiles in Indonesia. The Herpetological Journal, 22(2), 83-89.

Nori, J., Cordier, J. M., Osorio-Olvera, L., & Hortal, J. (2023). Global knowledge gaps of herptile responses to land transformation. Frontiers in Ecology and the Environment, 21(9), 411-417. https://doi.org/10.1002/fee.2625

Okoh, G. S. R., Horwood, P. F., Whitmore, D., & Ariel, E. (2021). Herpesviruses in reptiles. Frontiers in Veterinary Science, 8, 642894. https://doi.org/10.3389/fvets.2021.642894

Peter, M., Diekötter, T., & Kremer, K. (2019). Participant outcomes of biodiversity citizen science projects: A systematic literature review. Sustainability, 11(10), 2780. https://doi.org/10.3390/su11102780

Peterson A. T., Navarro-Sigüenza A. G., & Martínez-Meyer, E. (2016). Digital Accessible Knowledge and wee-inventories sites for birds in Mexico: baseline sites for measuring faunistic change. PeerJ. 4:e2362. https://doi.org/10.7717/peerj.2362

Pieau, C. (1996). Temperature variation and sex determination in reptiles. BioEssays, 18(1), 19-26. https://doi.org/10.1002/bies.950180107

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., Genovesi, P., Jeschke, J. M., Kühn, I., Liebhold, A. M., Mandrak, N. E., Meyerson, L. A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H. E., Seebens, H., van Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M. J., & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. Biological Reviews, 95(6), 1511-1534. https://doi.org/10.1111/brv.12627

QGIS.org. 2025. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. http://www.qgis.org

Ramírez-Bautista, A., Torres-Hernández, L. A., Cruz-Elizalde, R., Berriozabal-Islas, C., Hernández-Salinas, U., Wilson, L. D., Johnson, J. D., Porras, L. W., Balderas-Valdivia, C. J., González-Hernández, A. J. X., & Mata-Silva, V. (2023). An updated list of the Mexican herpetofauna: with a summary of historical and contemporary studies. ZooKeys, 1166, 287. https://doi.org/10.3897/zookeys.1166.86986

Rull, V. (2022). Biodiversity crisis or sixth mass extinction? Does the current anthropogenic biodiversity crisis really qualify as a mass extinction?. EMBO reports, 23(1), e54193. https://doi.org/10.15252/embr.202154193

Sandor, M. E., Elphick, C. S., & Tingley, M. W. (2022). Extinction of biotic interactions due to habitat loss could accelerate the current biodiversity crisis. Ecological Applications, 32(6), e2608. https://doi.org/10.1002/eap.2608

Schilliger, L., Paillusseau, C., François, C., & Bonwitt, J. (2023). Major emerging fungal diseases of reptiles and amphibians. Pathogens, 12(3), 429. https://doi.org/10.3390/pathogens12030429

SEMARNAT. (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010: Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México: Diario Oficial de la Federación, 2010 Dec 30.

Shirey, V., Belitz, M. W., Barve, V., & Guralnick, R. (2021). A complete inventory of North American butterfly occurrence data: narrowing data gaps, but increasing bias. Ecography, 44(4), 537-547. https://doi.org/10.1111/ecog.05396

Silveira, F. A. O., Barbosa, M., Beiroz, W., Callisto, M., Macedo, D. R., Morellato, L. P. C., Neves, F. S., Nunes, Y, R. F., Solar, R. R., & Fernandes, G. W. (2019). Tropical mountains as natural laboratories to study global changes: a long-term ecological research project in a megadiverse biodiversity hotspot. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 38, 64-73. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2019.04.001

Smith, G. R., & Lemos-Espinal, J. A. (2022). Factors related to species richness, endemism, and conservation status of the herpetofauna (Amphibia and Reptilia) of Mexican states. ZooKeys 1097: 85–101. https://doi.org/10.3897/zookeys.1097.80424

Spehn, E. M., Rudmann-Maurer, K., & Körner, C. (2011). Mountain biodiversity. Plant Ecology & Diversity, 4(4), 301-302. https://doi.org/10.1080/17550874.2012.698660

Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J., & Koleff, P. (2007). Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. Ecography, 30(1), 152-160. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04627.x

Sousa-Baena, A. S., Garcia, L. C., & Peterson, A. T. (2014). Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. Diversity and Distributions. 20, 369-381. https://doi.org/10.1111/ddi.12136

Stropp, J., Ladle, R. J., Malhado, A. C. M., Hortal, J., Gaffuri, J., Temperley, W. H., Skøien, J. O., & Mayaux, P. (2016). Mapping ignorance: 300 years of collecting flowering plants in Africa. Global Ecology and Biogeography, 25(9), 1085-1096. https://doi.org/10.1111/geb.12468

Suazo-Ortuño, I., Ramírez-Bautista, A., & Alvarado-Díaz, J. (2023). Amphibians and reptiles of Mexico: Diversity and conservation. In Mexican Fauna in the Anthropocene (pp. 105-127). Cham: Springer International Publishing.

Tessarolo, G., Ladle, R., Rangel, T., & Hortal, J. (2017). Temporal degradation of data limits biodiversity research. Ecology and Evolution, 7(17), 6863-6870. https://doi.org/10.1002/ece3.3259

Tjørve, E. (2003). Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. Journal of Biogeography, 30(6), 827-835. https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00877.x

Troia, M. J., & McManamay, R. A. (2016). Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. Ecology and Evolution. 6(14), 4654-4669. https://doi.org/10.1002/ece3.2225

Uetz, P., Freed, P, Aguilar, R., Reyes, F., Kudera, J. & Hošek, J. (eds.) (2025) The Reptile Database. [accessed 2025 Feb 24]. http://www.reptile-database.org

Valdez-Rentería, S. Y., Domínguez-Vega, H., Trujillo-Mendoza, V., Morón-García, C. E., Gómez-Ortiz, Y., Fernández-Badillo, L., & Gómez-Sánchez, D. (2023). Importancia cultural de las serpientes: más allá de la visión ecológica. Herpetología Mexicana, 5: 1-16. https://doi.org/10.69905/xbqkar19

Valencia-Aguilar, A., Cortés-Gómez, A. M., & Ruiz-Agudelo, C. A. (2013). Ecosystem services provided by amphibians and reptiles in Neotropical ecosystems. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 9(3), 257-272. https://doi.org/10.1080/21513732.2013.821168

Waldron, A., Mooers, A. O., Miller, D. C., Nibbelink, N., Redding, D., Kuhn, T. S., Roberts, J. T., & Gittleman, J. L. (2013). Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(29), 12144-12148. https://doi.org/10.1073/pnas.1221370110

Wheeler, Q. D., Knapp, S., Stevenson, D. W., Stevenson, J., Blum, S. D., Boom, B. M., Borisy, G. G., Buizer, J. L., De Carvalho, M. R., Cibrian, A., Donoghue, M. J., Doyle, V., Gerson, E. M., Graham, C. H., Graves, P., Graves, S. J., Guralnick, R. P., Hamilton, A. L., Hanken, J., Law, W., Lipscomb, D. L., Lovejoy, T. E., Miller, H., Miller, J.S., Naeem, S., Novacek, M. J., Page, L. M., Platnick, N. I., Porter-Morgan, H., Raven, P. H., Solis, M. A., Valdecasas, A. G., Van Der Leeuw, S., Vasco, A., Vermeulen, N., Vogel, J., Walls, R. L., Wilson, E. O., & Woolley, J. B. (2012). Mapping the biosphere: exploring species to understand the origin, organization and sustainability of biodiversity. Systematics and Biodiversity, 10:1, 1-20. https://doi.org/10.1080/14772000.2012.665095

Woolrich-Piña, G.A., Ponce-Campos, P., Loc-Barragán, J., Ramírez-Silva, J.P., Mata-Silva, V., Johnson, J.D., García-Padilla E, y Wilson, L.D. (2016). The herpetofauna of Nayarit, Mexico: composition, distribution, and conservation. Mesoamerica Herpetology, 3, 376-448.

Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. Annual review of ecology, evolution, and systematics, 47(1), 333-358. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142

Zhang, Y. B., Wang, Y. Z., Phillips, N., Ma, K. P., Li, J. S., & Wang, W. (2017). Integrated maps of biodiversity in the Qinling Mountains of China for expanding protected areas. Biological Conservation, 210, 64-71. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.022

4. EVALUACIÓN DEL INVENTARIO DE VERTEBRADOS TERRESTRES DE NAYARIT, EN EL OCCIDENTE DE MÉXICO

María Daniela Arvizu[1], Arturo Ruiz-Luna[2*], César Alejandro Berlanga-Robles[2], Ángela P. Cuervo-Robayo[3], Beatriz Yáñez-Rivera[4]

Arvizu, María Daniela. Programa de Doctorado en Ciencias, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD), Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. marvizu221@estudiantes.ciad.mx
Ruiz-Luna, Arturo. Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. arluna@ciad.mx
Berlanga-Robles, César Alejandro. Laboratorio de Manejo Ambiental, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo. Subsede Mazatlán, Mazatlán, México. cesar@ciad.mx
Cuervo-Robayo, Ángela Patricia. Unidad de Síntesis en Sistemática y Evolución, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México ancuervo@gmail.com
Yáñez-Rivera, Beatriz. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, México. beyariv@ola.icmyl.unam.mx

*Autor de correspondencia: Arturo Ruiz-Luna, email: arluna@ciad.mx

Artículo en revisión

RESUMEN

La evaluación de los vacíos de conocimiento sobre la biodiversidad de una región, es clave para su conservación. En este estudio se analizaron los vacíos linneano y wallaceano en vertebrados terrestres del estado de Nayarit, México, utilizando registros del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). El vacío linneano se evaluó mediante curvas de acumulación de especies ajustadas al modelo de Gompertz, mientras que el vacío wallaceano se estimó mediante la completitud de inventario (C), completitud temporal (TC), equidad de muestreo entre especies (SE) y equidad temporal (TE), integrados en un mapa de ignorancia. Las curvas de acumulación mostraron una tendencia sigmoidea con alto ajuste (r^2>0.96) e indicaron una desaceleración en la descripción de especies, sugiriendo un vacío linneano por cerrarse. No obstante, los análisis espaciales evidenciaron una cobertura incompleta y heterogénea. El mapa de la ignorancia mostró que, aunque el conocimiento mejora al integrar grupos (en el 50% del estado), persisten vacíos importantes, particularmente en zonas de difícil acceso. Estos resultados destacan la necesidad de fortalecer el muestreo en áreas subrepresentadas.

Keywords: vacío linneano; vacío wallaceano; sistemas de información sobre biodiversidad.

INTRODUCCIÓN

La actual crisis de la biodiversidad se caracteriza por la pérdida acelerada de especies, la degradación de ecosistemas y la reducción de la diversidad genética, procesos impulsados principalmente por actividades humanas. Estas transformaciones generan consecuencias de amplio alcance, entre ellas, la pérdida de servicios ecosistémicos, impactos en la seguridad alimentaria y la salud humana, así como una reducción en la resiliencia de los ecosistemas ante el cambio global (Singh, 2002).

Entre las estrategias para enfrentar esta crisis, destacan la conservación, rehabilitación y restauración de hábitats, reconociendo que los cambios de coberturas y usos de suelo constituyen uno de los principales impulsores de pérdida de la biodiversidad (Newbold *et al*., 2015). También, es importante promover el uso sostenible y responsable de recursos renovables (pesca, agricultura y silvicultura), fortalecer el control de especies invasoras y avanzar en acciones de adaptación y mitigación al cambio climático, respaldadas por programas de educación ambiental y participación social (Struebig *et al*., 2025). Finalmente, siendo la diversidad de especies un indicador clave de la integridad y el estado de perturbación de los sistemas ecológicos, es imprescindible contar con información básica al respecto, a través de mecanismos de monitoreo sistemático y esfuerzos orientados a reducir los déficits en el conocimiento taxonómico y de distribución geográfica de las especies.

La reducción de vacíos o lagunas del conocimiento sobre la biodiversidad implica generar datos e información que permitan mejorar la comprensión de la identidad taxonómica, la distribución geográfica y el estado de conservación de las especies. Estos vacíos se clasifican según el tipo de carencia de información, entre los más reconocidos se encuentran el vacío linneano, asociado con el desconocimiento taxonómico, y el vacío wallaceano, relacionado con la falta de información sobre la distribución geográfica de las especies (Hortal *et al*., 2015; Isaac y Pocock, 2015; y Marshall *et al*., 2024). Ambos representan limitaciones críticas para el conocimiento y gestión de la biodiversidad, por lo que evaluar su magnitud a distintas escalas espaciales resulta fundamental para orientar esfuerzos de investigación, conservación y manejo.

El vacío linneano (*VL*), se refiere a la ausencia de información taxonómica sobre todas aquellas especies que existen en la naturaleza pero que aún no han sido descritas formalmente, clasificadas

científicamente o han sido asignadas incorrectamente a un taxón (Hortal *et al*., 2015; y Marshall *et al*., 2024). Este vacío tiene implicaciones directas para la conservación dado que resulta imposible proteger aquello cuya existencia o identidad no ha sido reconocida. Su magnitud puede aproximarse mediante la tasa anual de descripción de especies en una región determinada, utilizada como indicador indirecto del ritmo de descubrimiento taxonómico (Frateles *et al*., 2024; y Marshall *et al*., 2024). Este indicador es relativamente independiente de errores nomenclaturales presentes en bases de datos, aunque no está exento de sesgos históricos y geográficos en el esfuerzo taxonómico.

El vacío wallaceano (*VW*) comprende la falta de conocimiento sobre la distribución geográfica de las especies, ya sea a escala global o regional (Hortal *et al*., 2015; y Marshall *et al*., 2024). Este tipo de vacío suele originarse por insuficiencia o sesgo en el esfuerzo de muestreo (ej. zonas remotas poco exploradas), por la dispersión o falta de georreferenciación de datos provenientes de colecciones biológicas, y por cambios recientes en la distribución por pérdida de hábitat, introducciones o cambio climático (Hortal *et al*., 2015). El vacío wallaceano puede estimarse a partir de la completitud de inventario, definida como la proporción entre la riqueza observada y la riqueza esperada de una región determinada (Sousa-Baena *et al*., 2014; y Marshall *et al*., 2024).

Durante las últimas dos décadas, se han generado importantes esfuerzos para digitalizar los datos primarios de biodiversidad, es decir el registro de una especie en un lugar y tiempo determinado, obtenido tanto de colecciones científicas o de acciones de observación de flora y fauna (Beaman y Cellinese, 2012). Los datos digitalmente accesibles están disponibles comúnmente en plataformas como Global Biodiversity Information Facility (GBIF) o el Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB) de México. A partir de los datos contenidos en dichos sistemas, es viable determinar la magnitud de los vacíos de información, facilitar la investigación, conservación y manejo de especies y ecosistemas, posibilitando el análisis a gran escala, incluyendo la modelación de la distribución potencial de especies, seguimiento de cambios en la biodiversidad y evaluación de riesgos (Luo *et al*., 2021; y Lajeunesse y Fourcade, 2023).

Los vertebrados terrestres —que incluyen especies de las clases Amphibia, Reptilia, Aves y Mammalia— comprenden actualmente más de 39,300 especies vivas a nivel mundial. Se reconocen aproximadamente 8,997 especies de anfibios (AmphibiaWeb, 2026), 12,568 de reptiles (Uetz *et al*., 2026), entre 11,131–11,167 de aves (AviList Core Team, 2025; y Billerman *et al*., 2025) y 6,758 de mamíferos (Mammal Diverstiy Database, 2026). Una proporción considerable de estas

especies enfrentan amenazas significativas, entre ellas el cambio de uso de suelo para agricultura y urbanización, la deforestación, la introducción de especies exóticas, la cacería, la contaminación y el cambio climático, entre otros impulsores (Harfoot *et al*., 2021; Cox *et al*., 2022; y Munstermann *et al*., 2022). En consecuencia, se estima que aproximadamente el 41 % de los anfibios, 21 % de los reptiles, 27 % los de mamíferos y 14 % de las aves se encuentren en alguna categoría de amenaza (Cox *et al*., 2022; y IUCN, 2025). En este contexto, disponer de información precisa sobre la identidad y distribución de las especies es esencial para fundamentar planes de manejo y estrategias de conservación a escalas local y regional.

México, como uno de los países con mayor biodiversidad en el mundo, se encuentra dentro de los primeros lugares de riqueza de vertebrados terrestres. Alberga aproximadamente 420 especies de anfibios, ubicándose en séptimo lugar mundial (AmphibiaWeb, 2026). Se encuentra en segundo lugar mundial con alrededor de 1,032 especies de reptiles (Uetz *et al*., 2026). Con cerca de 1,168 especies de aves se coloca en decimocuarto lugar mundial (Avibase, 2026). Finalmente, con ~585 especies de mamíferos se ubica en cuarto lugar mundial (Mammal Diverstiy Database, 2026). Adicionalmente, el país alberga un importante número de especies endémicas, con alrededor de 290 especies de anfibios (69.7% amenazadas), 447 especies de reptiles (18.3% amenazadas), 122 especies de aves (18.9% amenazadas) y 153 especies de mamíferos (48.4% amenazadas) (IUCN, 2025).

En el caso del estado de Nayarit, localizado al oeste de México, y ubicado dentro de las regiones biogeográficas Neotropical y Zona de Transición Mexicana, confluyen especies de las regiones Neártica y Neotropical (Morrone, 2019). Los estudios acerca de la composición de vertebrados terrestres (Luja *et al*., 2014; Woolrich-Piña *et al*., 2016; CONABIO, 2021; Ramírez-Bautista *et al*., 2023; Arvizu y Ruiz-Luna, 2024; Loc-Barragán *et al*., 2024; Arvizu *et al*., 2025; y Ramírez-Silva y Hernández-Cadena, 2025), destacan una alta riqueza y diversidad de especies, aunque no existe una evaluación que valide la calidad y suficiencia de la información digitalmente accesible. En este contexto, el presente trabajo tuvo como objetivo determinar la magnitud de los vacíos linneano y wallaceano en los vertebrados terrestres del estado de Nayarit, con base en el análisis datos disponible públicamente, con el fin de validar los inventarios existentes y orientar la planificación de futuros muestreos y estrategias de conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El estado de Nayarit (23°05'04" a 20°36'12" N y 103°43'15" a 105°45'37" W), localizado en el oeste de México (Fig. 1), cuenta con un litoral de 296 km, abarca una superficie aproximada de 28,000 km^2 (1.4 % del territorio nacional) y presenta un gradiente altitudinal que varía de 0 a 2,400 m s.n.m.

En el estado confluyen cuatro provincias fisiográficas: Eje Neovolcánico, Llanura Costera del Pacífico (incluyendo la subprovincia insular de las islas Marías), Sierra Madre del Sur y Sierra Madre Occidental. El clima predominante en el 61 % del territorio es sabana tropical (Aw), mientras que el 22 % presenta clima subtropical húmedo (Cwa). El resto del estado incluye clima subtropical de montaña (Cwb) y semiárido cálido (BSh) (Beck *et al*., 2018). La temperatura media anual varía entre 14 °C y 28 °C, mientras que la precipitación promedio anual oscila entre 600 a 2500 mm (INEGI, 2022). Los principales tipos de vegetación corresponden a bosque caducifolio tropical o subtropical (27 %), tierras de cultivo (22 %) y bosque caducifolio templado o subpolar (18 %) (CEC, 2023).

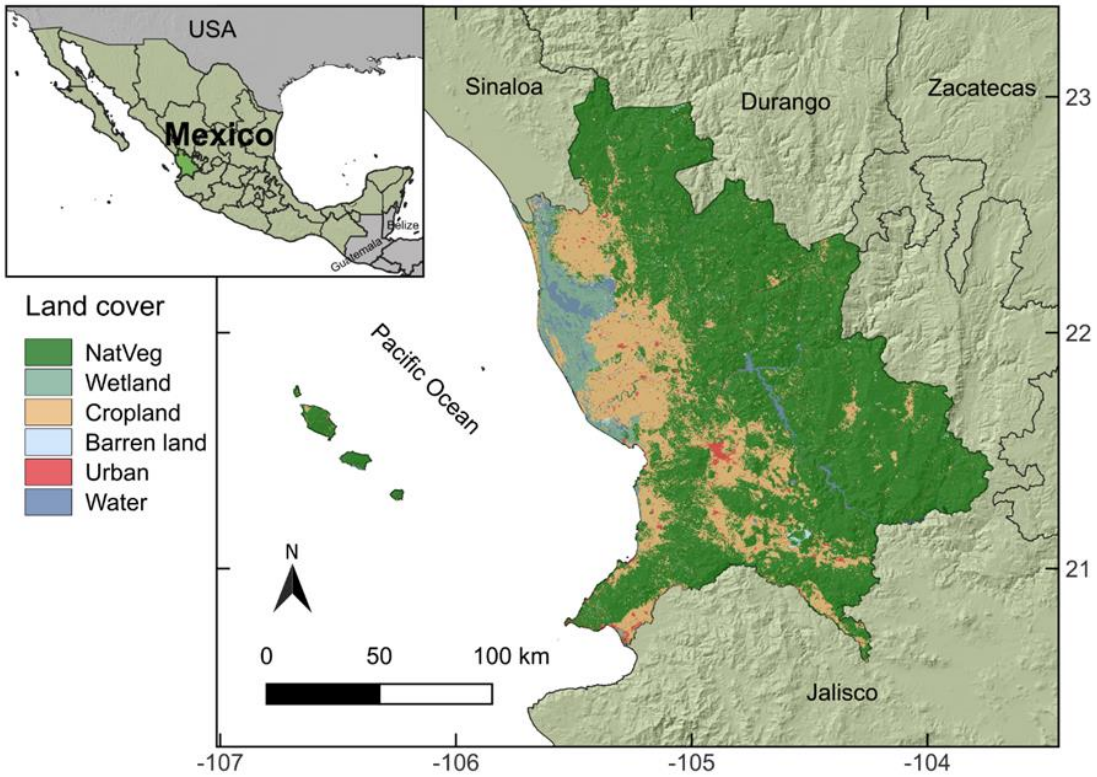


Figura 1. Área de estudio: estado de Nayarit, México. Clasificación de uso de suelo por la Comisión de Cooperación Ambiental (modificado de CEC [2023]). NatVeg es vegetación natural.

Datos de Presencia de Especies

Se realizó una consulta de los registros de vertebrados terrestres (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) del estado de Nayarit, contenidos en el Sistema Nacional de Información sobre la Biodiversidad (SNIB) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) (https://www.snib.mx/ejemplares/descarga/). Este sistema alberga los registros biológicos de México desde principios de 1800 hasta 2024 (CONABIO, 2024) y está reconocido como el nodo oficial del Global Biodiversity Information Facility (GBIF) y, a diferencia de este repositorio global, permite un acceso más rápido a los datos digitalizados más actuales del país.

La búsqueda se realizó mediante el modo avanzado, aplicándose los filtros por grupo taxonómico (anfibios, reptiles, aves o mamíferos), país (México) y estado (Nayarit). Los registros fueron descargados en formato básico, que incluye 49 campos de información.

Procesamiento de los Datos

Los registros descargados fueron depurados para descartar los registros duplicados o sin nombre científico a nivel de especie. Los registros con errores nomenclaturales o sinonimias fueron corregidos en lo posible, con los nombres validados en las bases de datos Amphibian Species of the World v. 6.2 (Frost, 2025), The Reptile Database (Uetz *et al*., 2026), Avibase (Chesser *et al*., 2025), and The Mammal Diversity Database (Burgin *et al*., 2025). Asimismo, se excluyeron registros sin coordenadas geográficas, con localidades fuera de los límites del estado de Nayarit o sin fecha de registro.

Para integrar la información correspondiente tanto a la porción continental como a la porción insular del estado se utilizaron distintas versiones de la base de datos del SNIB (Cuadro 1). En el caso de los mamíferos y aves, se excluyeron los registros de especies domésticas.

Cuadro 1. Concentrado de las versiones de la base de datos del SNIB utilizadas, total de registros, registros validados y año del registro más antiguo.

	Base de datos (SNIB)	**Total records**	**Total registros válidos**	**Registro más antiguo**
Anfibios	v. 2021-05-28	7843	2,327 (30%)	1897
Reptiles	v. 2024-02-26	8864	6040 (68%)	1861
	v. 2021-05-28	279 MIA.		
Aves	v. 2024-02-26	942466	938023 (99%)	1800
	v. 2021-05-28	3221 MIA		
Mamíferos	v. 2024-02-26	17442	8585 (49%)	1881
	v. 2021-05-28	159 MIA		

*MIA: Archipiélago Islas Marías.

Finalmente, los registros fueron integrados en tablas en formato **.csv* para su posterior análisis.

Análisis del Vacío Linneano (*VL*)

El vacío linneano (*VL*) se evaluó mediante la construcción de curvas de acumulación de especies

N(t) con respecto al año de descripción *t*, dentro del área de estudio, asumiendo que la disminución en la tasa de acumulación refleja una aproximación a la saturación del inventario taxonómico (Colwell y Coddington, 1994; Brown y Lomolino, 1998; y Lomolino, 2004).

Las curvas de acumulación de cada grupo se ajustaron mediante el modelo de Gompertz, el cual describe patrones asimétricos de crecimiento y acumulación (Tjørve y Tjørve, 2017), definido como:

$$N(t) = Ae^{-be^{-ct}}, \qquad \text{Eq. (1)}$$

donde A representa la asíntota (riqueza taxonómica esperada), b un parámetro asociado a la posición temporal de la curva y c la tasa de acumulación. Los parámetros se estimaron mediante mínimos cuadrados no lineales con la función nls() de R (R Core Team, 2023). Para favorecer la convergencia numérica en el ajuste se obtuvieron valores iniciales mediante linealización, definiendo $A_0 = 1.05.\max(N)$ y calculando:

$$z = \log\left(-\log\left(\frac{N}{A_0}\right)\right), \qquad \text{Eq. (2)}$$

seguido del ajuste lineal z~t para derivar aproximaciones iniciales de b y c. La curva de acumulación de reptiles proviene de Arvizu *et al*. (2025).

La bondad de ajuste se evaluó con un ANOVA para contrastar el modelo ajustado con un modelo nulo (acumulación constante), a partir del cual se estimó el coeficiente de determinación R^2. Asimismo, se obtuvieron intervalos de confianza al 95% de los parámetros.

Análisis del Vacío Wallaceano (*VW*)

La evaluación del vacío wallaceano (*VW*) se llevó a cabo mediante un enfoque cuantitativo y multidimensional, reconociendo que las limitaciones en el conocimiento sobre la distribución de las especies puede surgir de la incompletitud y sesgo en los datos disponibles (Hortal *et al*., 2015; y Meyer *et al*., 2015). En este estudio, el vacío wallaceano para cada grupo se caracterizó a partir de cuatro estimadores complementarios: completitud de inventario (C), completitud temporal (TC), sesgo espacial (SE) y sesgo temporal (TE), los cuales representan dimensiones clave del esfuerzo de muestreo y de la calidad de la información biológica (Castro-Souza *et al*., 2024).

Los análisis espaciales se realizaron mediante una gradilla de 10 km de resolución generada para el área de estudio, similar a la aplicada en regiones con dimensiones semejantes al estado de Nayarit (Baselga y Novoa, 2006; y González *et al*., 2007) y que previamente ha sido utilizada en el estado (Arvizu y Ruiz-Luna, 2024, Arvizu *et al*., 2025).

Completitud de inventario (C).

Este índice se utilizó para estimar el grado en que la riqueza observada refleja la diversidad potencial presente en cada unidad espacial (Chao y Jost, 2012; Hortal *et al*., 2015). La riqueza esperada de especies (S_{esp}) se estimó mediante la ecuación descrita por Chao (1984) y Colwell y Coddington (1994):

$$S_{esp} = S_{obs} + \left(\frac{a^2}{2b}\right), \qquad \text{Eq. (3)}$$

donde S_{obs} es la riqueza observada, y *a* y *b* representan el número de especies registradas una y dos veces, respectivamente. Posteriormente, se calculó el índice de completitud (C):

$$C = \frac{S_{obs}}{S_{esp}}. \qquad \text{Eq. (4)}$$

Este índice varía entre 0 y 1.0, donde valores ≥ 0.8, indican inventarios que pueden ser considerados como completos (Peterson *et al*., 2016; y Troia y McManamay, 2016).

Completitud temporal (TC).

Este estimador permitió evaluar la continuidad temporal del esfuerzo de muestreo (Boakes *et al*., 2010; y Meyer *et al*., 2016). Se calculó como la proporción de años registrados en cada celda con respecto al total de años con registros para el área total considerada (Castro-Souza *et al*., 2024). Este índice tiene una escala de 0 a 1, donde 1 representa la mayor cobertura temporal de los registros.

Equidad del muestreo (SE).

Este estimador se calculó utilizando el modelo de diversidad de Hill (Hill, 1973; y Jost, 2006) para evaluar posibles sesgos en la distribución de los registros entre especies (Castro-Souza *et al*., 2024):

$$SE = \left(\sum_{i=1}^{S} p^{iq}\right)^{1/(1-q)}, \qquad \text{Eq. (5)}$$

donde p_i representa la proporción de registros de la especie *i*. Se utilizó $q = 4$ para aumentar la sensibilidad del parámetro a patrones de dominancia (Meyer *et al*., 2016). Los valores se estandarizaron entre de 0 a 1, donde valores bajos indican concentración de registros en pocas especies (Boakes *et al*., 2010; y Beck *et al*., 2012).

Equidad temporal (TE).

Este estimador también se calculó utilizando el modelo de diversidad de Hill, considerando los años de muestreo como unidades equivalentes a especies y el número de registros por año como su abundancia relativa. Valores cercanos a 0 indican fuerte concentración de registros en pocos años, mientras que valores cercanos a 1 indican una distribución temporal más homogénea del esfuerzo de muestreo (Boakes *et al*., 2010; Meyer *et al*., 2016; y Castro-Souza *et al*., 2024).

Mapa de la Ignorancia.

Se construyó un mapa compuesto de ignorancia, herramienta para visualizar la incertidumbre de los datos (Rocchini *et al*., 2011), integrando las cuatro estimaciones previas (C, TC, SE y TE). Los valores fueron reescalados entre 0 y 1 e invertidos, de manera que valores cercanos a 1 indican mayor ignorancia y valores cercanos a 0 mayor confiabilidad de la información (Ruete, 2015; Stropp *et al*., 2016; y Castro-Souza *et al*., 2024). Posteriormente, se generó un mapa integrado de vertebrados terrestres promediando los valores estimados para los cuatro grupos taxonómicos.
Este enfoque permitió identificar áreas con deficiencias combinadas en cobertura espacial, cobertura temporal y sesgos de registros y en los años muestreados, proporcionando una evaluación integrada del vacío wallaceano para los vertebrados terrestres (Tessarolo *et al*., 2017; y Beck *et al*., 2012).

RESULTADOS

Los registros de las especies para el estado de Nayarit correspondientes al periodo entre 1800 y 2023, de acuerdo a la información almacenada del SNIB, incluyen un total de 45 especies de anfibios pertenecientes a 11 familias, 136 especies de reptiles agrupadas en 26 familias, 585 especies de aves distribuidas en 80 familias, y 129 especies de mamíferos correspondientes a 22 familias. Todas las especies fueron validadas taxonómicamente para el presente estudio.

Las curvas de acumulación de especies de los cuatro grupos presentaron una tendencia sigmoidea, que indica una disminución en el registro de nuevas especies en años recientes (Fig. 2). El mejor ajuste para las curvas fue obtenido mediante el modelo de Gompertz con constantes de crecimiento por año estimadas de 0.0196 para anfibios, 0.0271 para reptiles, 0.0213 para aves y 0.0177 para mamíferos.

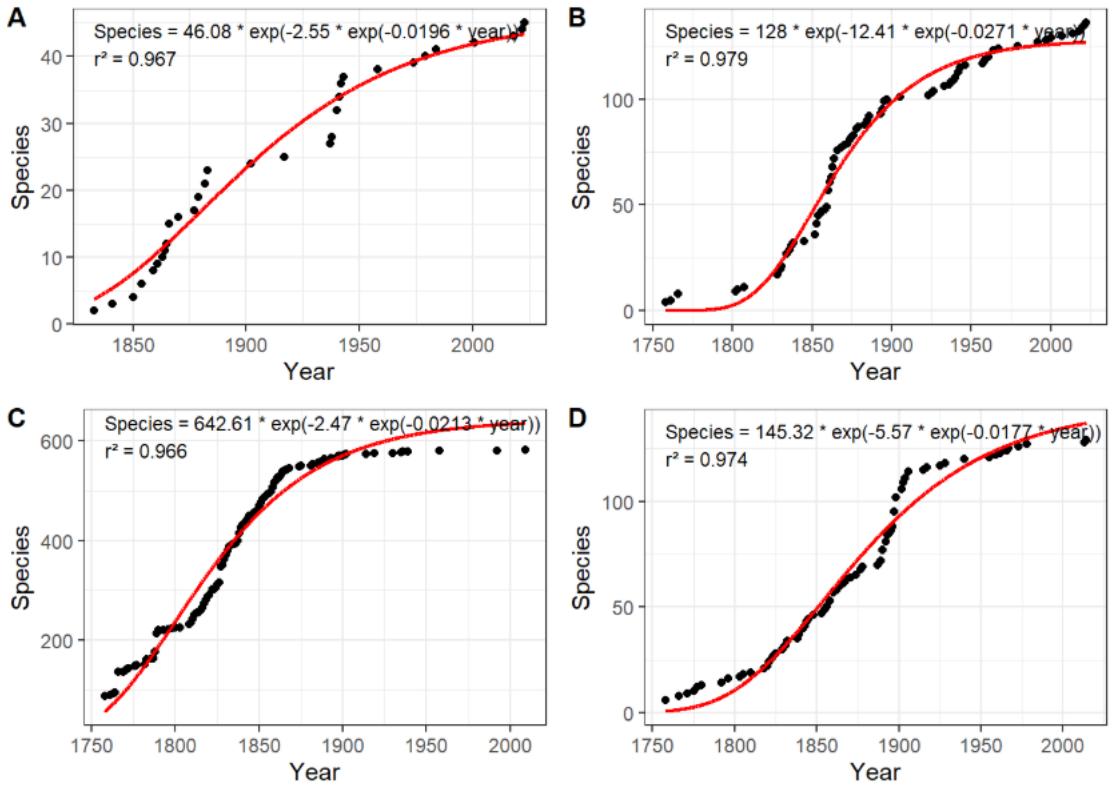


Figura 2. Curvas de acumulación de especies por año de descripción de anfibios (A); reptiles (B); aves (C) y mamíferos (D) de Nayarit. Los puntos negros representan las especies acumuladas por año, y las líneas rojas representan el modelo de Gompertz.

El ajuste de los datos al modelo de Gompertz fue estadísticamente significativo para los cuatro grupos taxonómicos, de acuerdo con los resultados del análisis de varianza (Cuadro 2). Asimismo, los elevados valores del coeficiente de determinación (r^2>0.96) evidenciaron la idoneidad del modelo para describir el patrón de acumulación de especies del periodo estudiado. Las estimaciones de los parámetros, acompañadas de intervalos de confianza al 95 %, reflejaron una baja incertidumbre y respaldan la robustez del ajuste obtenido.

Cuadro 2. Parámetros A, b y c, con intervalos de confianza al 95%, análisis de varianza, p-valor y coeficiente de determinación (r^2) del modelo de Gompertz de las curvas de acumulación de especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Nayarit. Pnt. Valor puntual; LCI. Límite de confianza inferior; LCS. Límite de confianza superior.

	A			**b**			**c**			**Anova**		
Grupo	Pnt	LCI	LCS	Pnt	LCI	LCS	Pntl	LCI	LCS	F	p	r^2
anfibios	46.07	41.96	52.03	2.55	2.22	3.03	0.02	0.015	0.025	413	< 0.0001	0.967
reptiles	128	124.47	132.18	12.41	9.18	17.49	0.027	0.024	0.031	1609.9	< 0.0001	0.979
aves	642.61	621.5	665.77	2.47	2.28	2.69	0.021	0.02	0.023	1456.8	< 0.0001	0.966
mamíferos	1435.32	137.19	155.04	5.57	4.7	6.76	0.018	0.016	0.02	125.9	< 0.0001	0.974

De las 356 celdas con resolución de 10 km del área de estudio, sólo el 47%, 60%, 74% y 60% contenían al menos un registro de anfibios, reptiles, aves y mamíferos, respectivamente. Debido al método, el índice de completitud de inventario (C) no se pudo calcular en todas las celdas con registros. En consecuencia, aproximadamente en el 20%, 34%, 54% y 29% de celdas se pudo estimar el índice C para los anfibios, reptiles, aves y mamíferos, respectivamente. Del total del área de estudio, la proporción de celdas que alcanzó un valor de $C \geq 0.8$ correspondió al 7.9%, 3.9%, 17.9% y 7.8% en anfibios, reptiles, aves y mamíferos, respectivamente, indicando que dichas celdas están bien inventariadas (Supl. 1).

El estimador de completitud temporal (TC) mostró una variación amplia, con valores comprendidos entre 0.01 y 0.6 en el 90% de las celdas en las que fue estimado para los cuatro grupos taxonómicos (Supl. 2). En términos espaciales, las celdas con los valores más elevados de TC se localizaron principalmente en las regiones cercanas a las zonas urbanas de San Blas y Tepic, lo que indica una mayor concentración y continuidad temporal del esfuerzo de muestreo en estas áreas.

El estimador de equidad de muestreo (SE) calculado para los cuatro grupos taxonómicos presentó valores que oscilaron entre 0.06 y 1, con una distribución espacial heterogénea en el estado de Nayarit (Supl. 3). Valores de SE ≥ 0.5, considerados como indicativos de un sesgo bajo o moderado en la distribución de los registros de ocurrencia entre especies, se registraron aproximadamente en el 65% de las celdas para anfibios, el 58% para reptiles, el 40% para aves y el 43% para mamíferos, considerando únicamente las celdas en las que el índice pudo ser calculado.

El estimador de equidad temporal (TE) mostró valores comprendidos entre 0.1 y 1 para los cuatro grupos taxonómicos (Supl. 4), con una distribución espacial heterogénea. Los valores de TE ≥ 0.5, indicativos de una distribución temporal relativamente uniforme de muestreo, se registraron en el 62% de las celdas para anfibios, el 53% para reptiles, el 27% para aves y el 59% para mamíferos, considerando únicamente las celdas en las que el índice fue calculado.

El mapa de la ignorancia evaluado por grupo taxonómico, como indicativo del vacío wallaceano, presentó valores comprendidos entre 0.2 y 0.8. Valores ≤ 0.5, interpretados como zonas con menor grado de desconocimiento, se estimaron en el 12% de las celdas para anfibios, el 13% para reptiles, el 10% para aves y el 13% para mamíferos, considerando el total de celdas en que se dividió el estado de Nayarit (Fig. 3). En términos generales, el mapa de la ignorancia para los vertebrados terrestres de Nayarit, presentó valores que variaron entre 0.06 y 0.69, y aproximadamente la mitad de la extensión del estado estuvo representada por celdas con valores ≤ 0.5, lo que sugiere un nivel relativamente menor de ignorancia en aproximadamente la mitad del territorio.

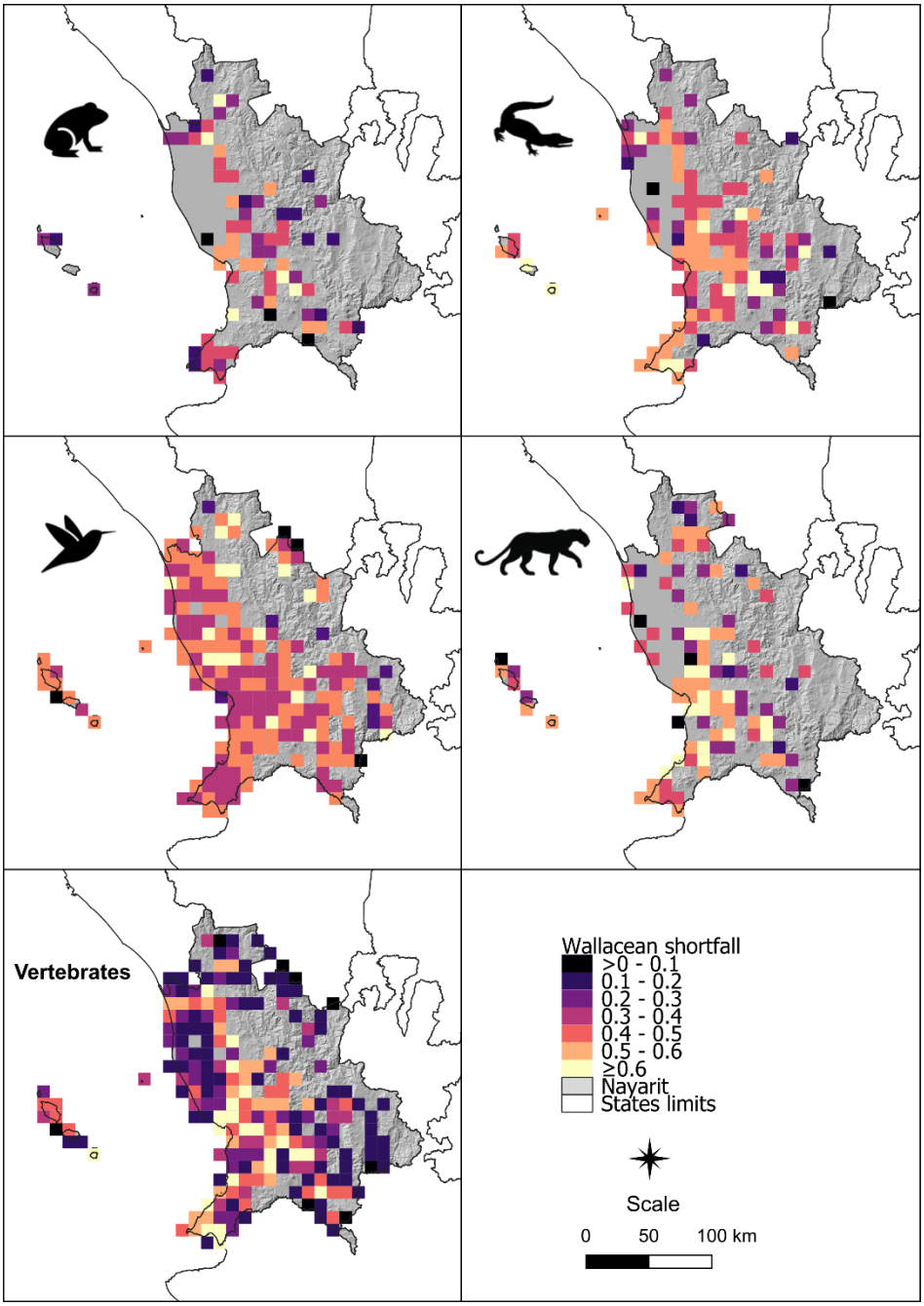


Figura 3. Mapa de ignorancia de anfibios, reptiles, aves, mamíferos y vertebrados terrestres del estado de Nayarit, México.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo, los resultados obtenidos evidencian avances importantes, pero también limitaciones persistentes en el conocimiento taxonómico y de distribución espacial de los vertebrados terrestres del estado de Nayarit. El número total de especies registradas para anfibios, reptiles, aves y mamíferos concuerda en términos generales con estimaciones previas para la región occidente de México, caracterizada por una alta heterogeneidad ambiental y biogeográfica (Flores-Villela y Goyenechea, 2001; Navarro-Sigüenza *et al*., 2014; Loc-Barragán *et al*., 2024; y Ramírez-Silva y Hernández-Cadena, 2025). No obstante, la validación taxonómica realizada para este estudio refuerza la confiabilidad de los registros y reduce posibles sesgos asociados a sinonimias o cambios nomenclaturales, un aspecto clave en evaluaciones del vacío linneano (Lomolino, 2004; y Costello *et al*., 2013).

Las curvas de acumulación de especies mostraron una tendencia claramente sigmoidea en los cuatro grupos taxonómicos, lo que sugiere una desaceleración en la incorporación de nuevas especies descritas en años recientes. Este patrón ha sido ampliamente documentado en estudios de biodiversidad a distintas escalas y se interpreta como una señal de madurez relativa del conocimiento taxonómico, particularmente para grupos bien estudiados como mamíferos y aves (Brown y Lomolino, 1998; y Bebber *et al*., 2007). El excelente ajuste del modelo de Gompertz, respaldado por valores elevados de r^2 (> 0.96) y resultados altamente significativos del análisis de varianza, confirmaron la idoneidad de este modelo para describir procesos de acumulación histórica de especies, tal como se ha señalado en trabajos previos (Tjørve, 2003; Costello *et al*., 2012; Deng *et al*., 2016; y Li *et al*., 2025).

Las diferencias observadas en las constantes de crecimiento entre grupos taxonómicos reflejan historias de descubrimiento contrastantes. Los reptiles presentaron la tasa de crecimiento más alta, lo cual podría estar relacionado con una combinación de incrementos recientes en el esfuerzo taxonómico, revisiones sistemáticas y el reconocimiento de especies crípticas, un fenómeno común en este grupo (Pimm *et al*., 2014; Uetz *et al*., 2026; y Loc-Barragan *et al*., 2024). En contraste, los valores más bajos estimados para anfibios y mamíferos sugieren un ritmo más lento de descubrimiento, aunque esto no necesariamente implica un conocimiento completo, especialmente considerando la vulnerabilidad de los anfibios a procesos de declive poblacional y pérdida de

hábitat (Stuart *et al*., 2004).

No obstante, la interpretación del vacío linneano basada en curvas de acumulación históricas depende de la estabilidad en los criterios taxonómicos y en la intensidad del esfuerzo descriptivo a lo largo del tiempo. Cambios en enfoques sistemáticos, revisiones moleculares y redefiniciones de especies pueden modificar la percepción de saturación taxonómica, especialmente en grupos con alta diversidad críptica (Gray y Cavers, 2014). Por ello, aunque las curvas sugieren una aproximación a la asíntota, este patrón debe interpretarse con cautela, ya que el descubrimiento de nuevas especies podría continuar en microhábitats poco explorados o mediante revisiones taxonómicas integrativas y análisis moleculares.

A pesar de la aparente cercanía a una asíntota en las curvas de acumulación, los análisis espaciales revelaron una cobertura incompleta del territorio. Menos del 75% de las celdas del área de estudio contenían registros para alguno de los grupos, y sólo una fracción relativamente pequeña alcanzó valores representativos de completitud de inventario ($C \geq 0.8$), particularmente en anfibios, reptiles y mamíferos. Este resultado pone de manifiesto que un conocimiento taxonómico global relativamente sólido puede coexistir con una marcada desigualdad espacial en el muestreo, una característica central del vacío wallaceano (Hortal *et al*., 2007; y Meyer *et al*., 2015).

Las estimaciones de completitud temporal (TC) y de equidad de muestreo, tanto entre especies (SE) como temporal (TE), mostraron una elevada heterogeneidad a lo largo del estado. Las áreas con valores más altos, concentradas principalmente en regiones como Tepic y San Blas, las localidades de mayor concentración urbana en el estado, coinciden con zonas de mayor accesibilidad, infraestructura académica y tradición de estudios biológicos, un patrón recurrente documentado en México y otras regiones megadiversas (Soberón *et al*., 2007; y Beck *et al*., 2012). En contraste, amplias áreas del estado presentan registros esporádicos o concentrados en periodos cortos, lo que limita la capacidad de evaluar cambios temporales en la biodiversidad y de generar modelos robustos de distribución de especies.

Adicionalmente, los patrones identificados pueden estar influidos por la resolución espacial empleada en el análisis (10 km × 10 km). La elección de esta escala representa un compromiso entre resolución ecológica y estabilidad estadística de los estimadores; sin embargo, escalas más finas podrían revelar una mayor fragmentación del conocimiento, mientras que escalas más gruesas tenderían a suavizar los contrastes espaciales observados (Soberón *et al*., 2007). Esta dependencia de escala ha sido ampliamente documentada en estudios sobre vacíos de biodiversidad y sugiere

que las prioridades de muestreo pueden variar en función del nivel de agregación espacial considerado (Sousa-Baena *et al*., 2014; y Vargas *et al*., 2022).

El mapa de la ignorancia, utilizado como un indicador del vacío wallaceano, reveló que sólo una pequeña proporción de las celdas presenta niveles relativamente bajos de ignorancia (≤ 0.5) cuando se analizan los grupos por separado. Sin embargo, al integrar la información de los vertebrados terrestres, aproximadamente la mitad del estado alcanza valores relativamente bajos de ignorancia, lo que sugiere que la complementariedad entre grupos puede mitigar parcialmente las deficiencias de información individual. Este resultado coincide con estudios que señalan que los análisis multi-taxonómicos pueden ofrecer una visión más realista del estado del conocimiento de la biodiversidad regional (Grenyer *et al*., 2006; y Oliveira *et al*., 2016).

Más allá del contexto regional, los patrones observados en Nayarit reflejan una dinámica común en regiones megadiversas: un conocimiento taxonómico relativamente consolidado puede coexistir con una marcada desigualdad espacial y temporal en la documentación biológica (Huang *et al*., 2020). Este desacoplamiento entre el vacío linneano y el vacío wallaceano sugiere que la reducción de la incertidumbre taxonómica no garantiza una representación adecuada de la biodiversidad en el territorio. En este sentido, los esfuerzos de digitalización y acceso abierto a datos biológicos deben complementarse con estrategias activas de muestreo dirigido que atiendan explícitamente los sesgos espaciales identificados.

En conjunto, los resultados indican que, aunque el vacío linneano para los vertebrados terrestres de Nayarit parece estar por cerrarse, el vacío wallaceano sigue siendo significativo y espacialmente estructurado. Estas brechas de información tienen implicaciones directas para la planeación de estrategias de conservación, ya que las áreas con menor esfuerzo de muestreo podrían coincidir con regiones de alta diversidad o endemismo aún no documentados (Hortal *et al*., 2015). Por ello, futuros esfuerzos deberían priorizar el muestreo sistemático en celdas con baja completitud y baja equidad temporal, integrando enfoques de monitoreo a largo plazo y el uso de herramientas complementarias como modelos de distribución de especies y ciencia ciudadana.

REFERENCIAS

AmphibiaWeb. (2026). AmphibiaWeb. University of California. Berkeley, California, EE.UU.: Recuperado de https://amphibiaweb.org

Arvizu, M.D. and Ruiz-Luna, A. 2024. Completeness of the amphibian inventory of Nayarit, Mexico, assessed from biodiversity information system records. Ecoscience. 31(3):165-178.

Arvizu, M.D., Ruiz-Luna, A., Yáñez-Rivera, B., Berlanga-Robles, C.A. and Cuervo-Robayo, Á.P. 2025. Evaluation of the knowledge gaps in the reptile records of northwestern Mexico. Biodiversity Informatics. 19:46-60.

Avibase. (2026). Avibase - The World Bird Database. Denis Lepege, Birds Canada. Canadá.: Recuperado de https://avibase.bsc-eoc.org/avibase.jsp?lang=EN

AviList Core Team. (2025). AviList: The Global Avian Checklist, v2025. EE. UU.: Recuperado de https://www.avilist.org/checklist/v2025/

Baselga, A. and Novoa, F. 2006. Diversity of Chrysomelidae (Coleoptera) in Galicia, Northwest Spain: estimating the completeness of the regional inventory. Biodiversity and Conservation. 15:205-230.

Beaman, R. and Cellinese, N. 2012. Mass digitization of scientific collections: New opportunities to transform the use of biological specimens and underwrite biodiversity science. ZooKeys. 209:7-17.

Bebber, D.P., Marriott, F.H., Gaston, K.J., Harris, S.A. and Scotland, R.W. 2007. Predicting unknown species numbers using discovery curves. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 274(1618):1651-1658.

Beck, J., Ballesteros-Mejia, L., Buchmann, C.M., Dengler, J., Fritz, S.A., Gruber, B., Hof, C., Jansen, F., Knapp S., Kreft, H., Schneider, A.K. and Dormann, C.F. 2012. What's on the horizon for macroecology?. Ecography. 35(8):673-683.

Beck, H.E., Zimmermann, N.E., McVicar, T.R., Vergopolan, N., Berg, A. and Wood, E.F. 2018. Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1-km resolution. Scientific Data. 5(1):1-12.

Billerman, S.M., Keeney, B.K., Kirwan, G.M., Medrano, F., Sly, N.D. and Smith, M.G. (eds.) (2025). Birds of the World. Cornell Laboratory of Ornithology. Ithaca, New York, EE. UU.: Recuperado de https://birdsoftheworld.org/bow/home

Boakes, E.H., McGowan, P.J.K., Fuller, R.A., Chang-qing, D., Clark, N.E., O'Connor, K. and Mace, G.M. 2010. Distorted views of biodiversity: spatial and temporal bias in species occurrence data. PLoS Biology. 8(6):e1000385.

Brown, J.H. and Lomolino, M.V. 1998. Biogeography. Sinauer Associates, Inc. Segunda edición. Sunderland Massachusetts. 691 pp.

Burgin, C.J., Zijlstra, J.S., Becker, M.A., Handika, H., Alston, J.M., Widness, J., Liphardt, S., Huckaby, D.G. and Upham, N.S. 2025. How many mammal species are there now? Updates

and trends in taxonomic, nomenclatural, and geographic knowledge. Journal of Mammalogy. 106(5):1082-1117.

Castro-Souza, R.A., Tessarolo, G., Stropp, J., Diniz-Filho, J.A., Ladle, R.J., Szinwelski, N., Hortal, J. and Sobral-Souza, T. 2024. Mapping ignorance to uncover shortfalls in the knowledge on global Orthoptera distribution. npj Biodiversity. 3(1):22.

CEC. (2025). "2020 Land Cover of North America at 30 Meters". Commission for Environmental Cooperation. North American Land Change Monitoring System. Canada Centre for Remote Sensing (CCRS), U.S. Geological Survey (USGS), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Ed. 1.0, Raster digital data [30-m], México.: Recuperado de https://www.cec.org/north-american-environmental-atlas/land-cover-30m-2020/

Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scandinavian Journal of statistics. 265-270.

Chao, A., and Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology. 93(12):2533-2547.

Chesser, R.T., Billerman, S.M., Burns, K.J., Cicero, C., Dunn, J.L., Hernández-Baños, B.E., Jiménez, R.A., Johnson, O., Mason, N.A. and Rasmussen, P.C. (2025). Check-list of North American Birds (online). American Ornithological Society. EE. UU.: Recuperado de https://checklist.americanornithology.org/taxa/

Colwell, R.K. and Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences. 345(1311):101–118.

CONABIO. 2021. La biodiversidad de Nayarit. Estudio de estado. Vol. 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el Gobierno de Nayarit. Primera Edición. México. 288pp.

CONABIO. (2024). Data from: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad. Registros de ejemplares [dataset version 2024 Feb 26]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.: Recuperado de https://www.snib.mx/ejemplares/descarga/

Costello, M.J., May, R.M. and Stork, N.E. 2013. Can we name Earth's species before they go extinct?. Science. 339(6118):413-416.

Costello, M.J., Wilson, S. and Houlding, B. 2012. Predicting total global species richness using rates of species description and estimates of taxonomic effort. Systematic Biology. 61(5): 871–883.

Cox, N., Young, B.E., Bowles, P., Fernandez, M., Marin, J., Rapacciuolo, G., Böhm, M., Brooks, T.M., Hedges, S.B., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Jenkins, R.K.B., Tognelli, M.F., Alexander, G.J., Allison, A., Ananjeva, N.B., Auliya, M., Avila, L.J., Chapple, D.G., Cisneros-Heredia, D.F., Cogger, H.G., Colli, G.R., de Silva, A., Eisemberg, C.C., Els, J., Fong, G.A., Grant, T.D., Hitchmough, R.A., Iskandar, D.T., Kidera, N., Martins, M., Meiri, S., Mitchell, N.J., Molur, S., Nogueira, C. de C., Ortiz, J.C., Penner, J., Rhodin, A.G.J., Rivas, G.A., Rödel, M.O., Roll, U., Sanders, K.L., Santos-Barrera, G., Shea, G.M., Spawls, S., Stuart, B.L., Tolley, K.A., Trape, J.F., Vidal, M.A., Wagner, P., Wallace, B.P. and Xie, Y.

2022. A global reptile assessment highlights shared conservation needs of tetrapods. Nature. 605(7909):285-290.

Deng, J., Li, K., Chen, C., Wu, S. and Huang, X. 2016. Discovery pattern and species number of scale insects (Hemiptera: Coccoidea). PeerJ. 4:e2526.

Flores-Villela, O. and Goyenechea, I. 2001. A comparison of hypotheses of historical area relationships for Mexico and Central America, or in search for the lost pattern. En: Johnson, J.D., Webb, R. and Flores-Villela, O. (eds.). Mesoamerican herpetology, systematics, zoogeography and conservation. Centennial Museum Special Publication no. 1. University of Texas at El Paso, El Paso Texas, U.S.A., 171-181 pp.

Frateles, L.E.F., da Silva Jr, N.J., Terribile, L.C. and Diniz-Filho, J.A.F. 2024. Linnean shortfall and space-time patterns in species description of New World coralsnakes (Serpentes: Elapidae). Zoologica Scripta. 53:299-311.

Frost, D.R. (2025). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.2 Electronic Database. American Museum of Natural History. New York, EE. UU.: Recuperado de https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php.

González, J., Baselga, A. and Novoa, F. 2007. Diversity of water beetles (Coleoptera: Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, and Hydrophilidae) in Galicia, northwest Spain: Estimating the completeness of the regional inventory. The Coleopterists Bulletin. 61(1):95-110.

Gray, A. and Cavers, S. 2014. Island biogeography, the effects of taxonomic effort and the importance of island niche diversity to single-island endemic species. Systematic Biology. 63(1):55-65.

Grenyer, R., Orme, C.D.L., Jackson, S.F., Thomas, G.H., Davies, R.G., Davies, T.J., Jones, K.E., Olson, V.A., Ridgely, R.S., Rasmussen, P.C., Ding, T., Bennet, P.M., Blackburn, T.M., Gaston, K.J., Gittleman, J.L. and Owens, I.P. 2006. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. Nature, 444, 93-96.

Harfoot, M.B., Johnston, A., Balmford, A., Burgess, N.D., Butchart, S.H., Dias, M.P., Hazin, C., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Isaac, N.J.B., Iversen, L.L., Outhwaite, C.L., Visconti. P. and Geldmann, J. 2021. Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. Nature Ecology & Evolution. 5(11):1510-1519.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology. 54:427–432.

Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J.A.F., Lewinsohn, T.M., Lobo, J.M. and Ladle, R.J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 46:523–549.

Hortal, J., Lobo, J.M. and Jiménez-Valverde, A. 2007. Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. Conservation Biology. 21(3):853-863.

Huang, X., Lin, C. and Ji, L. 2020. The persistent multi-dimensional biases of biodiversity digital accessible knowledge of birds in China. Biodiversity and Conservation. 29(11):3287-3311.

INEGI. 2022. Anuario estadístico y geográfico por entidad federativa 2021. Instituto Nacional de

Estadística y Geografía. INEGI. México. 644 pp.

Isaac, N.J. and Pocock, M.J. 2015. Bias and information in biological records. Biological Journal of the Linnean Society. 115(3):522-531.

IUCN (2025). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. EE. UU.: Recuperado de https://www.iucnredlist.org

Jost, L. 2006. Entropy and diversity. Oikos. 113:363-375.

Lajeunesse, A. and Fourcade, Y. 2023. Temporal analysis of GBIF data reveals the restructuring of communities following climate change. Journal of Animal Ecology. 92(2):391-402.

Li, X., Yang, D., Wang, L. and Wiens, J.J. 2025. The past and future of known biodiversity: Rates, patterns, and projections of new species over time. Science Advances. 11(49):eadz3071.

Loc-Barragán, J.A., Smith, G.R., Woolrich-Piña, G.A. and Lemos-Espinal, J.A. 2024. An updated checklist of the amphibians and reptiles of Nayarit, Mexico with conservation status and comparison with adjoining States. Herpetozoa. 37:25-42.

Lomolino, M.V. 2004. Conservation biogeography. En: Lomolino, M.V. and Heaney, L.R. (Eds.), Frontiers of biogeography: New directions in the geography of nature. Sinauer Associates. Sunderland. 293–296 pp.

Luja, V.H., Ahumada-Carrillo, I., Ponce-Campos, P. and Figueroa-Esquivel, E. 2014. Checklist of amphibians of Nayarit, western Mexico. Check List. 10(6):1336-1341.

Luo, M., Xu, Z., Hirsch, T., Aung, T.S., Xu, W., Ji, L., Qin, H. and Ma, K. 2021. The use of Global Biodiversity Information Facility (GBIF)-mediated data in publications written in Chinese. Global Ecology and Conservation. 25:e01406.

Mammal Diversity Database. (2026). Mammal Diversity Database (Version 2.4) [Data set]. Zenodo. American Society of Mammalogists. EE. UU.: Recuperado de https://doi.org/10.5281/zenodo.17033774

Marshall, L., Leclercq, N., Carvalheiro, L.G., Dathe, H.H., Jacobi, B., Kuhlmann, M., Potts, S.G., Rasmont, P., Roberts, S.P.M. and Vereecken, N.J. 2024. Understanding and addressing shortfalls in European wild bee data. Biological Conservation. 290:110455.

Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R. and Jetz, W. 2015. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. Nature Communications. 6(1):1-8.

Meyer, C., Weigelt, P. and Kreft, H. 2016. Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global biodiversity information. Ecology Letters. 19(8):992–1006.

Morrone, J. 2019. Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. Revista Mexicana de Biodiversidad. 90:e902980.

Munstermann, M.J., Heim, N.A., McCauley, D.J., Payne, J.L., Upham, N.S., Wang, S.C. and Knope, M.L. 2022. A global ecological signal of extinction risk in terrestrial vertebrates. Conservation Biology. 36(3):e13852.

Navarro-Sigüenza, A.G., Rebón-Gallardo, M.F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, T., Berlanga-García, H. y Sánchez-González, L. 2014. Biodiversidad de las aves en México. Revista Mexicana de la Biodiversidad, Supl. 85:S476-S495.

Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverria-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhusseini, T., Ingram, D.J., Itescu, Y., Kattge, J., Kemp, V., Kirkpatrick, L., Kleyer, M., Correira, D.L.P., Martin, C.D., Meiri, S., Novosolov, M., Pan, Y., Phillips, H.R.P., Purves, D.W., Robinson, A., Simpson, J., Tuck, S.L., Weiher, E., White, H.J., Ewers, R.M., Mace, G.M., Scharlemann, J.P.W. and Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. Nature. 520(7545):45–50.

Oliveira, U., Paglia, A.P., Brescovit, A.D., de Carvalho, C.J., Silva, D.P., Rezende, D.T., Leite, F.S.F., Batista, J.A.N., Barbosa, J.P.P.P, Stehmann, J.R., Ascher, J.S., de Vasconcelos, M.F., De Marco Jr, P., Löwenberg-Neto, P., Dias, P.G., Ferro, V.G. and Santos, A.J. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. Diversity and Distributions. 22(12):1232-1244.

Peterson A.T., Navarro-Sigüenza A.G. and Martínez-Meyer, E. 2016. Digital Accessible Knowledge and well-inventories sites for birds in Mexico: baseline sites for measuring faunistic change. PeerJ. 4:e2362.

Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M. and Sexton, J.O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. Science. 344(6187):1246752.

R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.: Recuperado de https://www.R-project.org/

Ramírez-Bautista, A., Torres-Hernández, L.A., Cruz-Elizalde, R., Berriozabal-Islas, C., Hernández-Salinas, U., Wilson, L.D., Johnson, J.D., Porras, L.W., Balderas-Valdivia, C.J., González-Hernández, A.J.X. and Mata-Silva, V. 2023. An updated list of the Mexican herpetofauna: with a summary of historical and contemporary studies. ZooKeys. 1166:287.

Ramírez-Silva, J.P. y Hernández-Cadena, F.J. 2025. Mamíferos de Nayarit: actualización taxonómica, distribución y prioridades de conservación. Revista Mexicana de Mastozoología nueva época. 5(1):34-55.

Rocchini, D., Hortal, J., Lengyel, S., Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Ricotta, C., Bacaro, G. and Chiarucci, A. 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. Progress in Physical Geography. 35:211–226.

Ruete, A. 2015. Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps. Biodiversity Data Journal. 3:e5361.

Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J.J., Gómez-Rodríguez, R.A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G. y Rodríguez-Moreno, A. 2014. Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. Revista Mexicana de la Biodiversidad, Supl. 85: S496-S504.

Singh, J.S. 2002. The biodiversity crisis: a multifaceted review. Current Science. 638-647.

Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. and Koleff, P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. Ecography. 30(1):152–160.

Sousa-Baena, M.S., Garcia, L.C. and Peterson, A.T. 2014. Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. Diversity and

Distributions. 20(4):369-381.

Stropp, J., Ladle, R.J., Malhado, A.C.M., Hortal, J., Gaffuri, J., Temperley, W.H., Skøien, J.O. and Mayaux, P. 2016. Mapping ignorance: 300 years of collecting flowering plants in Africa. Global Ecology and Biogeography. 25(9):1085–1096.

Struebig, M.J., Lee, J.S., Deere, N.J., Gevaña, D.T., Ingram, D.J., Lwin, N., Nguyen, T., Santika, T., Seaman, D.J.I., Supriatna, J. and Davies, Z.G. 2025. Drivers and solutions to Southeast Asia's biodiversity crisis. Nature Reviews Biodiversity. 1:497-514.

Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S., Fischman, D.L. and Waller, R.W. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science. 306(5702):1783-1786.

Tessarolo, G., Ladle, R., Rangel, T. and Hortal, J. 2017. Temporal degradation of data limits biodiversity research. Ecology and Evolution. 7(17):6863-6870.

Tjørve, E. 2003. Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. Journal of Biogeography. 30(6):827-835.

Tjørve, E. and Tjørve, K.M. 2017. Species–Area Relationship. En: eLS (Encyclopedia of Life Sciences Online). John Wiley & Sons, Ltd (Ed.). Chichester. 1-9 pp.

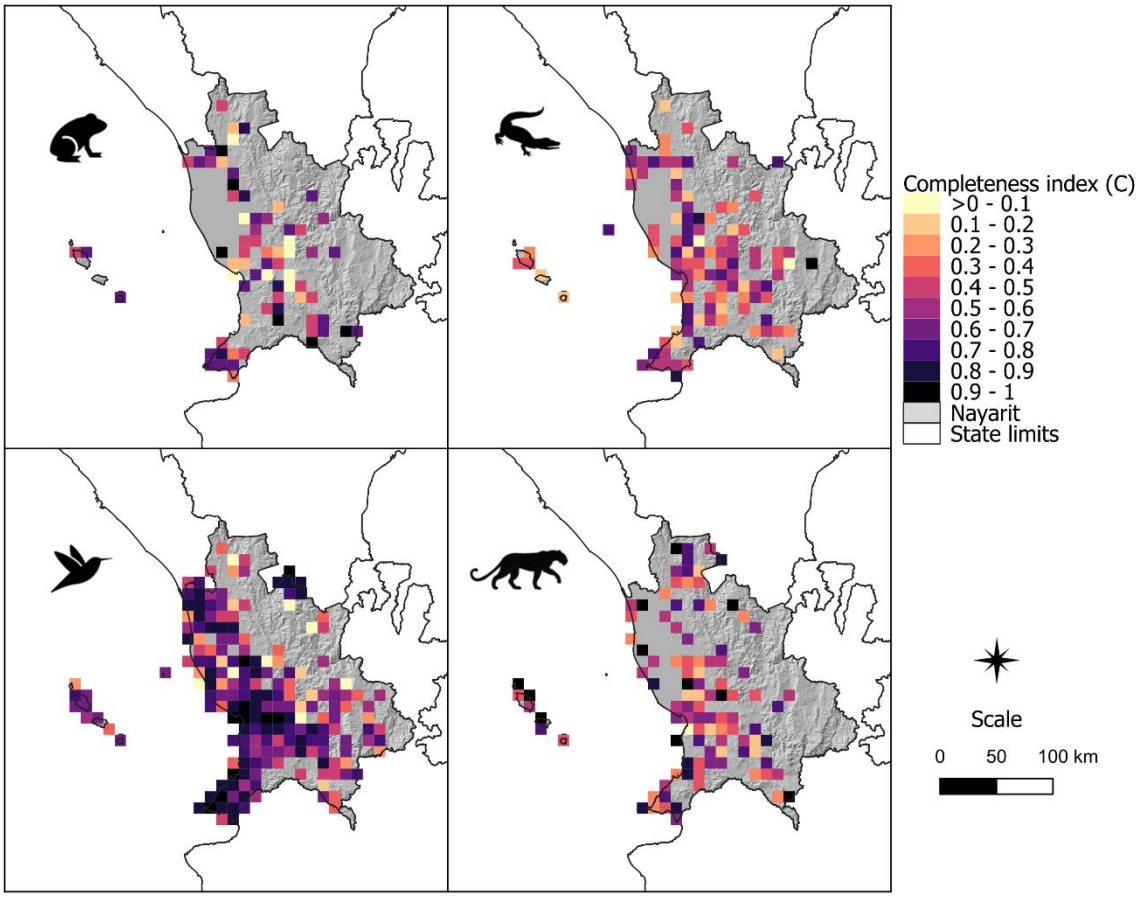
Troia, M.J. and McManamay, R.A. 2016. Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. Ecology and Evolution. 6(14):4654-4669.

Uetz, P., Freed, P, Aguilar, R., Reyes, F., Kudera, J. and Hošek, J. (eds.) (2026) The Reptile Database. Virginia Commonwealth University. Virginia, EE. UU.: Recuperado de http://www.reptile-database.org

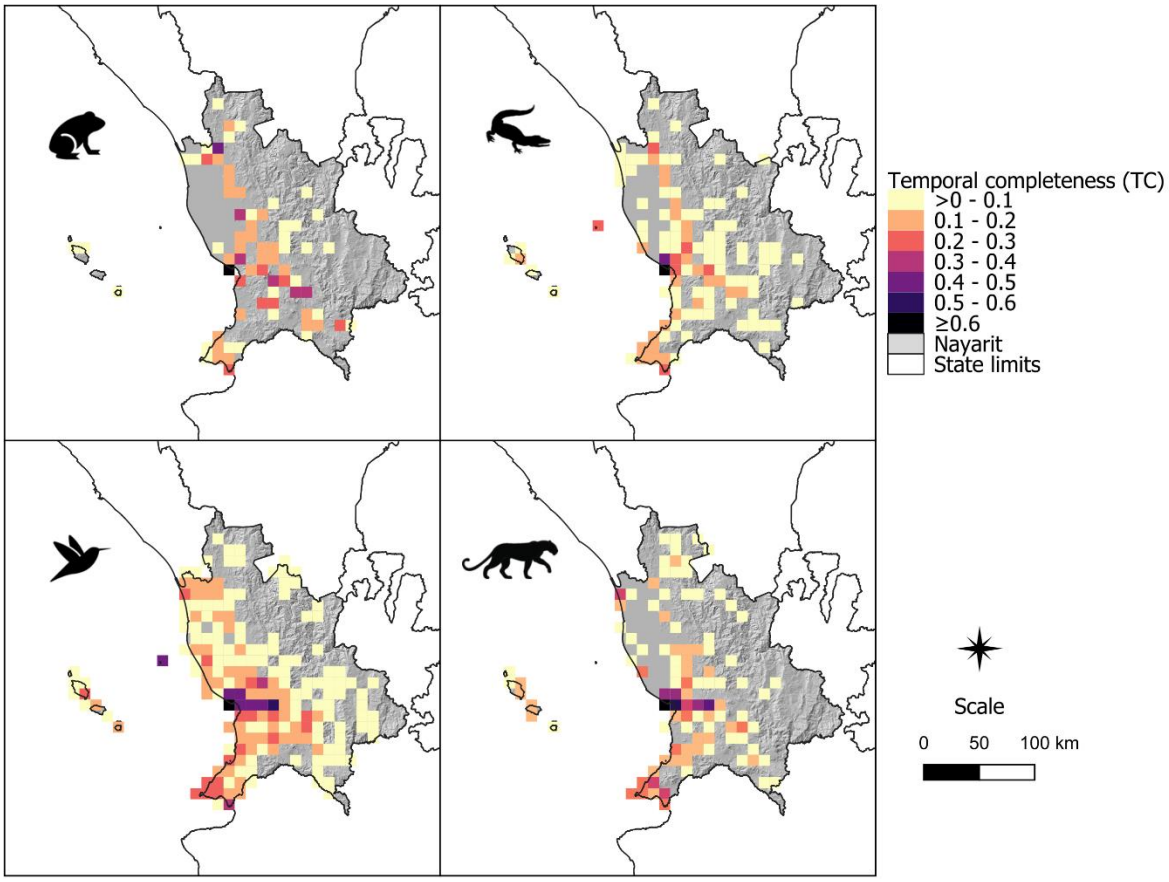
Vargas, C. A., Bottin, M., Särkinen, T., Richardson, J.E., Raz, L., Garzon-Lopez, C.X. and Sanchez, A. 2022. Environmental and geographical biases in plant specimen data from the Colombian Andes. Botanical Journal of the Linnean Society. 200(4):451-464.

Woolrich-Piña, G.A., Ponce-Campos, P., Loc-Barragán, J., Ramírez-Silva, J.P., Mata-Silva, V., Johnson, J.D., García-Padilla E. and Wilson, L.D. 2016. The herpetofauna of Nayarit, Mexico: composition, distribution, and conservation. Mesoamerica Herpetology. 3:376- 448.

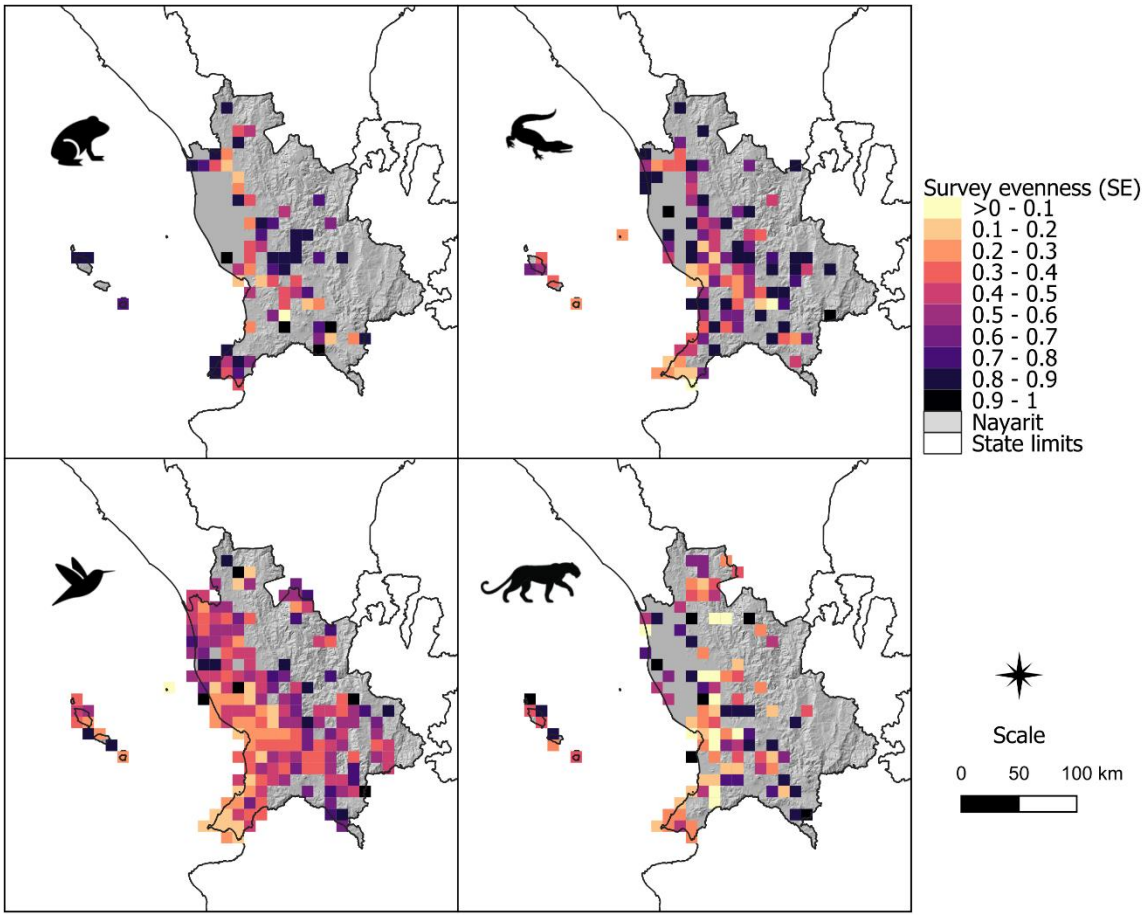
MATERIAL SUPLEMENTARIO



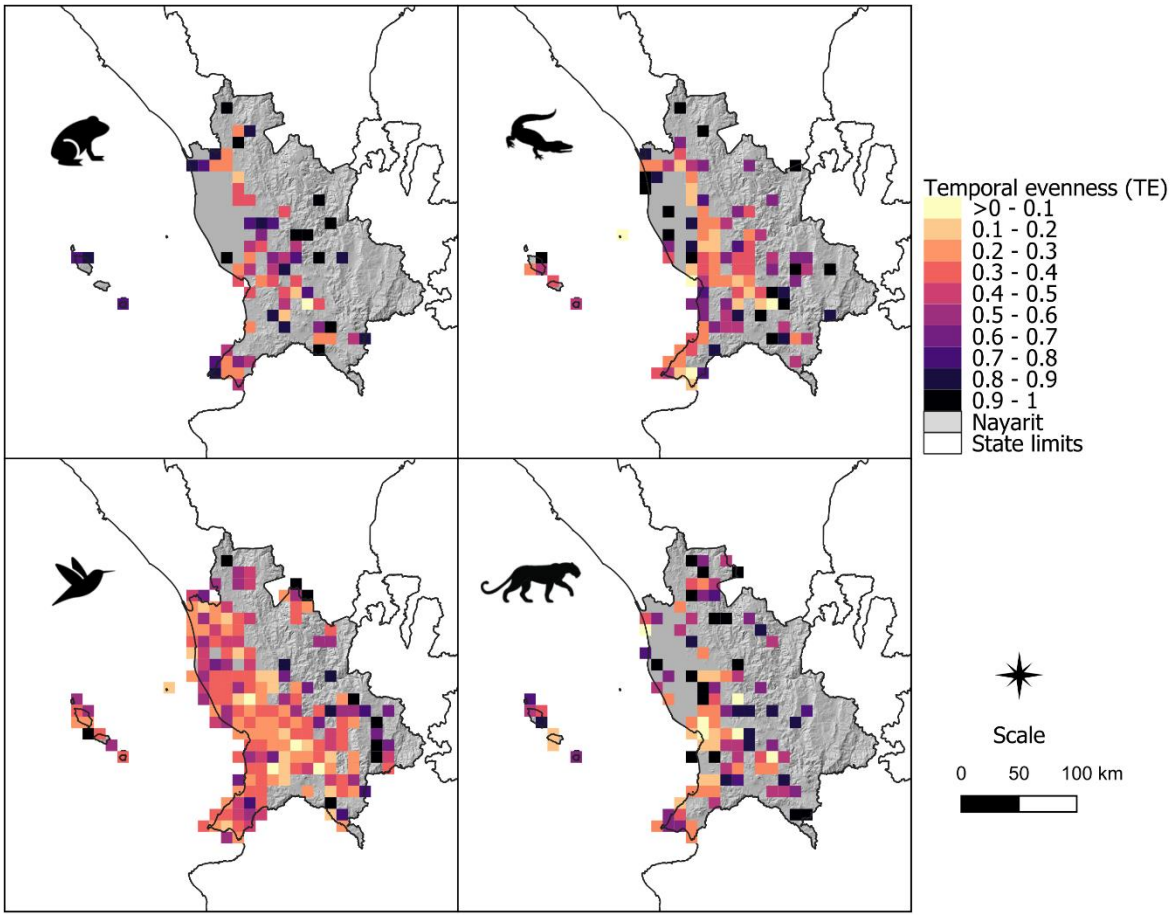
Supl. 1. Índice de completitud de inventario (C) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Nayarit, México.



Supl. 2. Estimación de completitud temporal (TC) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Nayarit, México.



Supl. 3. Estimación de equidad de muestreo (SE) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Nayarit, México.



Supl. 4. Estimación de equidad temporal (TE) de anfibios, reptiles, aves y mamíferos de Nayarit, México.

5. DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados de esta investigación muestran que el conocimiento sobre los vertebrados terrestres de Nayarit ha experimentado un crecimiento notable durante las últimas décadas; sin embargo, dicho conocimiento continúa siendo desigual entre grupos taxonómicos, regiones geográficas y periodos de tiempo. Esta situación refleja una característica común de los datos de biodiversidad a escala mundial: la disponibilidad de registros no depende exclusivamente de la riqueza biológica existente, sino también de factores históricos, metodológicos y sociales que condicionan dónde, cuándo y qué organismos son motivo de documentación (Boakes *et al*., 2010; Meyer *et al*., 2016; Troudet *et al*., 2017).

La marcada dominancia de las aves en el conjunto de registros analizados constituye un ejemplo claro de este fenómeno. Aunque las aves son uno de los grupos mejor conocidos de la biodiversidad mundial, su sobrerrepresentación en las bases de datos de ocurrencia responde también a su elevada detectabilidad, a una larga tradición de investigación ornitológica y al extraordinario crecimiento de iniciativas de ciencia ciudadana como eBird (Sullivan *et al*., 2014; Callaghan *et al*., 2021). En contraste, los anfibios presentaron la menor cantidad de registros y la cobertura espacial más reducida. Este patrón ha sido documentado en numerosos estudios y suele relacionarse con características propias de este grupo, como sus hábitos crípticos, actividad predominantemente nocturna y dependencia de condiciones microambientales específicas (Meyer *et al*., 2016; Ficetola *et al*., 2014). En consecuencia, las diferencias observadas entre grupos taxonómicos no necesariamente reflejan diferencias reales en diversidad biológica, sino distintas probabilidades de detección y distintos niveles históricos de atención científica.

Un resultado particularmente relevante es que los cuatro grupos compartieron patrones espaciales similares. Independientemente de sus diferencias ecológicas, los registros se concentraron principalmente en zonas cercanas a carreteras, localidades urbanas y áreas con presencia histórica de instituciones académicas. Este hallazgo coincide con lo reportado para diversos grupos biológicos en México y otras regiones del mundo, donde la accesibilidad constituye uno de los principales determinantes del esfuerzo de muestreo (Reddy y Dávalos, 2003; Beck *et al*., 2014; Zamora-Gutiérrez *et al*., 2019). Desde esta perspectiva, los vacíos detectados en regiones montañosas de la Sierra Madre Occidental y otras áreas de difícil acceso probablemente reflejan

una ausencia de información más que una ausencia de biodiversidad. Este aspecto es especialmente importante para Nayarit, debido a que en algunas regiones del estado se observa una elevada heterogeneidad ambiental, que podría albergar especies endémicas o poblaciones poco documentadas.

Los análisis temporales revelaron igualmente que la construcción del conocimiento biológico ha estado fuertemente influenciada por cambios tecnológicos e institucionales. El incremento reciente de registros coincide con la expansión de plataformas digitales y programas de ciencia ciudadana, los cuales han transformado la forma en que se genera información sobre biodiversidad (Chandler *et al*., 2017). Sin embargo, este aumento en la disponibilidad de datos no implica necesariamente una mejora proporcional en la representatividad de los inventarios. Diversos estudios han demostrado que los registros generados mediante observación oportunista suelen concentrarse en especies conspicuas y sitios de fácil acceso, reproduciendo algunos de los sesgos históricos del muestreo biológico (Isaac y Pocock, 2015; Callaghan *et al*., 2021). Por ello, el crecimiento del volumen de datos debe acompañarse de estrategias que permitan mejorar su cobertura espacial, temporal y taxonómica.

La integración de los distintos análisis permitió identificar una diferencia importante entre el conocimiento taxonómico y el conocimiento espacial de la biodiversidad estatal. Las curvas de acumulación de especies sugieren que el inventario de vertebrados terrestres de Nayarit se aproxima a una fase de madurez taxonómica, ya que la incorporación de nuevas especies ocurre a un ritmo cada vez menor. Este comportamiento coincide con lo observado en grupos relativamente bien estudiados a nivel global (Bebber *et al*., 2007; Pimm *et al*., 2014). Sin embargo, esta aparente cercanía a la completitud taxonómica contrasta con la marcada heterogeneidad espacial observada en los registros. En otras palabras, aunque existe un conocimiento relativamente sólido sobre qué especies habitan en el estado, aún persisten importantes incertidumbres acerca de dónde se encuentran y cuál es su distribución real.

Esta diferencia entre conocimiento taxonómico y conocimiento geográfico puede interpretarse en términos de los vacíos de conocimiento descritos por Hortal *et al*. (2015). Mientras que el vacío taxonómico parece relativamente reducido para los vertebrados terrestres de Nayarit, el vacío espacial continúa siendo considerable. La principal limitación actual no parece ser el desconocimiento de especies nuevas para la ciencia, sino la insuficiente documentación espacial de muchas de ellas. Este resultado coincide con evaluaciones realizadas en otras regiones

megadiversas, donde los inventarios taxonómicos han avanzado más rápidamente que el conocimiento de la distribución de las especies (Meyer *et al*., 2016; Ramírez-Barahona *et al*., 2023).

Asimismo, los análisis de completitud e ignorancia demostraron que la calidad del conocimiento disponible no depende únicamente del número de registros acumulados. Las áreas con mayor completitud tendieron a coincidir con regiones históricamente más muestreadas y con mejor infraestructura de acceso, mientras que amplias zonas del estado permanecieron insuficientemente documentadas. Este resultado resalta la importancia de complementar los indicadores tradicionales de riqueza con métricas que permitan evaluar explícitamente la representatividad de los inventarios. De lo contrario, existe el riesgo de interpretar erróneamente la ausencia de registros como ausencia de especies.

Finalmente, la integración de los cuatro grupos taxonómicos permitió observar un efecto de complementariedad espacial. Aunque cada grupo presentó vacíos particulares, la combinación de la información generó una visión más completa del estado del conocimiento de la biodiversidad estatal. No obstante, esta integración no elimina las deficiencias específicas de cada taxón y, por tanto, no sustituye la necesidad de realizar análisis independientes para grupos con requerimientos ecológicos y detectabilidades distintas. En este sentido, los enfoques multitaxonómicos deben entenderse como herramientas complementarias para la planificación y priorización de esfuerzos de investigación.

En conjunto, los resultados indican que el principal reto para avanzar en el conocimiento de los vertebrados terrestres de Nayarit no consiste únicamente en incrementar el número de registros disponibles, sino en mejorar estratégicamente su representatividad. La priorización de áreas con altos niveles de ignorancia, particularmente en regiones montañosas y de difícil acceso, junto con el fortalecimiento de programas de monitoreo sistemático y de largo plazo, permitirá reducir los vacíos de información identificados. De esta manera, los Sistemas de Información sobre Biodiversidad podrán aprovecharse de forma más eficiente para apoyar la investigación científica, la gestión ambiental y la conservación de la biodiversidad en una de las regiones biológicamente más importantes del occidente de México.

6. CONCLUSIONES GENERALES

El Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad constituye una fuente confiable para evaluar el estado del conocimiento de los vertebrados terrestres de Nayarit, permitiendo caracterizar su riqueza, identificar patrones espaciales y temporales de los registros y evaluar la completitud de los inventarios.

El conocimiento disponible sobre los vertebrados terrestres de Nayarit es heterogéneo entre grupos taxonómicos. Las aves presentan la mayor representación en términos de registros, cobertura espacial y riqueza documentada, mientras que los anfibios constituyen el grupo menos representado, evidenciando diferencias asociadas a la detectabilidad de las especies y a la intensidad histórica del esfuerzo de muestreo.

La principal limitación del conocimiento actual no corresponde al componente taxonómico, sino a la distribución espacial y temporal de la información. Los registros se concentran en áreas accesibles y con mayor actividad de investigación, mientras que extensas regiones del estado permanecen insuficientemente documentadas.

Los análisis de completitud, equidad temporal y mapas de ignorancia evidenciaron la existencia de importantes vacíos espaciales, particularmente en regiones montañosas y de difícil acceso, donde la información disponible resulta insuficiente para caracterizar adecuadamente la distribución de las especies y detectar cambios ecológicos a largo plazo.

La integración de los cuatro grupos taxonómicos mejoró la cobertura general del conocimiento sobre la biodiversidad estatal; sin embargo, también demostró que persisten vacíos específicos para algunos grupos, especialmente anfibios y reptiles, por lo que las evaluaciones integradas deben complementarse con análisis particulares por taxón.

En conjunto, los resultados demuestran que el principal desafío para mejorar el conocimiento de la biodiversidad terrestre de Nayarit consiste en incrementar la representatividad espacial y temporal de los inventarios mediante estrategias de monitoreo sistemático que permitan reducir los vacíos de información identificados.

7. RECOMENDACIONES

Con base en las conclusiones obtenidas, se proponen las siguientes recomendaciones para fortalecer el conocimiento y la gestión de la biodiversidad de vertebrados terrestres en Nayarit:

Priorizar esfuerzos de muestreo en las zonas montañosas y de difícil acceso de la Sierra Madre Occidental, particularmente en los municipios de La Yesca, Huajicori y sectores serranos de El Nayar, donde se identificaron los mayores niveles de ignorancia y menor completitud de inventario.

Implementar un programa estatal de monitoreo de largo plazo basado en una red permanente de sitios de muestreo distribuidos de manera estratificada según gradientes altitudinales, tipos de vegetación y regiones biogeográficas del estado.

Incrementar el esfuerzo de muestreo dirigido a anfibios y reptiles mediante campañas estacionales durante la época de lluvias, incorporando metodologías específicas para grupos de baja detectabilidad, como recorridos nocturnos, trampas de caída y monitoreo acústico.

Mantener y ampliar los esquemas de monitoreo para aves y mamíferos, incorporando cámaras trampa, monitoreo acústico automatizado y protocolos estandarizados que permitan generar series de datos comparables en el tiempo.

Fortalecer la integración entre ciencia ciudadana y colecciones científicas mediante programas de capacitación, validación taxonómica y control de calidad de datos, con énfasis en regiones actualmente subrepresentadas.

Incorporar de manera rutinaria los análisis de completitud de inventario, equidad temporal y mapas de ignorancia en los procesos de planeación de estudios biológicos, ordenamiento territorial, monitoreo ambiental y definición de prioridades de conservación.

Evaluar periódicamente la evolución de los vacíos de información mediante actualizaciones de las bases de datos del SNIB y otras plataformas de biodiversidad, con el fin de medir la efectividad de los esfuerzos de muestreo y ajustar las prioridades de investigación.

8. REFERENCIAS

Amano, T. and Sutherland, W.J. 2013. Four barriers to the global understanding of biodiversity conservation: wealth, language, geographical location and security. Proceedings of the Royal Society B. 280:20122649.

Bebber, D.P., Marriott, F.H., Gaston, K.J., Harris, S.A. and Scotland, R.W. 2007. Predicting unknown species numbers using discovery curves. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 274(1618):1651-1658.

Beck, J., Boller, M., Erhardt, A. and Schwanghart, W. 2014. Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. Ecological Informatics. 19:10-15.

Boakes, E.H., McGowan, P.J.K., Fuller, R.A., Ding, C.Q., Clark, N.E., O'Connor, K. and Mace, G.M. 2010. Distorted views of biodiversity: spatial and temporal bias in species occurrence data. PLoS Biol. 8:e1000385.

Callaghan, C.T., Poore, A.G., Mesaglio, T., Moles, A.T., Nakagawa, S., Roberts, C., Rowley, J.J.L., VergÉs, A., Wilshire, J.H. and Cornwell, W.K. 2021. Three frontiers for the future of biodiversity research using citizen science data. BioScience. 71(1):55-63.

Castro-Souza, R. A., Tessarolo, G., Stropp, J., Diniz-Filho, J. A., Ladle, R. J., Szinwelski, N., Hortal, J. and Sobral-Souza, T. 2024. Mapping ignorance to uncover shortfalls in the knowledge on global Orthoptera distribution. npj Biodiversity. 3(1):22.

Chanachai, J., Asamoah, E.F., Maina, J.M., Wilson, P.D., Nipperess, D.A., Esperon-Rodriguez, M. and Beaumont, L.J. 2024. What remains to be discovered: A global assessment of tree species inventory completeness. Diversity and Distributions. 30(7):e13862.

Chandler, M., See, L., Copas, K., Bonde, A.M., López, B.C., Danielsen, F., Legind, J.K., Masinde, S., Miller-Rushing, A.J., Newman, G., Rosemartin, A. and Turak, E. 2017. Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. Biological conservation. 213:280-294.

Chao, A. and Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. Ecology. 93(12):2533-47.

Colwell, R.K. and Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B. 345:101-118.

CONABIO. 2021. La biodiversidad de Nayarit. Estudio de estado. Vol. 1. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y el Gobierno de Nayarit. Primera Edición. México. 288pp.

Cuervo-Robayo, Á.P., Rodríguez, P., Vázquez-Miranda, H., Vázquez-Flores, M.F., Ramírez-Barahona, S., Nori, J. and Martínez-Meyer, E. 2026. It takes two: the value of integrating citizen science and scientific collections in biodiversity research. Perspectives in Ecology and Conservation. 24:223-230.

Escribano, N., Galicia, D. and Ariño, A.H. 2019. Completeness of Digital Accessible Knowledge (DAK) about terrestrial mammals in the Iberian Peninsula. PloS ONE. 14(3):e0213542.

Falcón-Brindis, A., León-Cortés, J.L. and Montañez-Reyna, M. 2021. How effective are conservation areas to preserve biodiversity in Mexico?. Perspectives in Ecology and Conservation. 19(4):399-410.

Feeley, K.J. and Silman, M.R. 2011. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. Diversity and Distribution. 17:1132-1140.

Ficetola, G.F., Bonardi, A., Mücher, C.A., Gilissen, N.L. and Padoa-Schioppa, E. 2014. How many predictors in species distribution models at the landscape scale? Land use versus LiDAR-derived canopy height. International Journal of Geographical Information Science. 28(8):1723-1739.

García-Roselló, E., Guisande, C., Manjarrés-Hernández, A., González-Dacosta, J., Heine, J., Pelayo-Villamil, P., González-Vilas, L., Vari, R.P., Vaamonde, A., Granado-Lorencio, C. and Lobo, J.M. 2015. Can we derive macroecological patterns from primary Global Biodiversity Information Facility data? Global Ecology and Biogeography. 24:335-347.

González-Díaz, A.A., Soria-Barreto, M., Martínez-Cárdenas, L. and Blanco-y-Correa, M. 2015. Fishes in the lower San Pedro Mezquital River, Nayarit, Mexico. Check List. 11(6):1797.

Graham, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. and Peterson, A.T. 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. Trends in Ecology and Evolution. 19:497-503.

Guralnick, R.P., Hill, A.W. and Lane, M. 2007. Towards a collaborative, global infrastructure for biodiversity assessment. Ecology Letters. 10:663-672.

Hortal, J., de Bello, F., Diniz-Filho, J.A.F., Lewinsohn, T.M., Lobo, J.M. and Ladle, R.J. 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 46:523–549.

Huang, X., Lin, C. and Ji, L. 2020. The persistent multi-dimensional biases of biodiversity digital accessible knowledge of birds in China. Biodiversity and Conservation. 29(11):3287-3311.

Idohou, R., Ariño, A.H., Assogbadjo, A.E., Kakai, R.G. and Sinsin, B. 2015. Knowledge of biodiversity of wild palms (Arecaceae) in the Republic of Benin: finding gaps in the national inventory by combining field and digital accessible knowledge. Biodiversity Informatics. 10:45-55.

INEGI. 2016. Conociendo Nayarit. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. México. 30 pp.

INEGI. 2017. Anuario estadístico y geográfico de Nayarit 2017. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. México. 469 pp.

IPLANAY. 2021. Plan Estatal de Desarrollo Nayarit 2021-2027. Con visión estratégica de largo plazo. Gobierno del Estado de Nayarit. Secretaria de Desarrollo Sustentable. 196 pp.

Isaac, N.J. and Pocock, M.J. 2015. Bias and information in biological records. Biological Journal of the Linnean Society. 115(3):522-531.

Lavergne, S., Mouquet, N., Thuiller, W. and Ronce, O. 2010. Biodiversity and climate change: integrating evolutionary and ecological responses of species and communities. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics. 41:321-350.

Loc-Barragán, J.A., Smith, G.R., Woolrich-Piña, G.A. and Lemos-Espinal, J.A. 2024. An updated checklist of the amphibians and reptiles of Nayarit, Mexico with conservation status and comparison with adjoining States. Herpetozoa. 37:25-42.

Luja, V.H., Ahumada-Carrillo, I.T., Ponce-Campos, P. and Figueroa-Esquivel, E. 2014. Checklist of amphibians of Nayarit, western Mexico. Check List. 10(6):1336-1341.

Marshall, L., Leclercq, N., Carvalheiro, L.G., Dathe, H.H., Jacobi, B., Kuhlmann, M., Potts, S.G., Rasmont, P., Roberts, S.P.M. and Vereecken, N.J. 2024. Understanding and addressing shortfalls in European wild bee data. Biological Conservation. 290:110455.

Medeiros, Í.L.S., Palacio-Cortés, A.M. and Navarro-Silva, M.A. 2025. Gaps and spatial trends in the accurate data available on mosquitoes (Diptera, Culicidae) in Brazil: Inventory completeness and priority areas. Insect Conservation and Diversity. 18(4):526-544.

Meyer, C., Weigelt, P. and Kreft, H. 2016. Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. Ecology Letters. 19(8):992-1006.

Morrone, J. 2019. Regionalización biogeográfica y evolución biótica de México: encrucijada de la biodiversidad del Nuevo Mundo. Revista Mexicana de Biodiversidad. 90:e902980.

Nava-Bolaños, A., Osorio-Olvera, L., y Soberón, J. 2022. Estado del arte del conocimiento de biodiversidad de los polinizadores de México. Revista Mexicana de Biodiversidad. 93:e933948.

Nieto-Lugilde, D., Maguire, K.C., Blois, J.L., Williams, J.W. and Fitzpatrick, M.C. 2018. Multiresponse algorithms for community-level modelling: review of theory, applications, and comparison to species distribution models. Methods in Ecology and Evolution. 9:834-848.

Peterson, A.T., Navarro-Sigüenza, A.G. and Martínez-Meyer, E. 2016. Digital Accessible Knowledge and wee-inventories sites for birds in Mexico: baseline sites for measuring faunistic change. PeerJ. 4:e2362.

Pimm, S.L., Jenkins, C.N., Abell, R., Brooks, T.M., Gittleman, J.L., Joppa, L.N., Raven, P.H., Roberts, C.M. and Sexton, J.O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. Science. 344(6187):1246752.

Qian, H., Deng, T., Beck, J., Sun, H., Xiao, C., Jin, Y. and Ma, K.P. 2018. Incomplete species lists derived from global and regional specimen-record databases affect macroecological analyses: a case study on the vascular plants of China. Journal of Biogeography. 45:2718-2729.

Ramírez-Barahona, S., Cuervo-Robayo, A.P. and Magallón, S. 2023. Assessing digital accessible botanical knowledge and priorities for exploration and discovery of plant diversity across Mesoamerica. New Phytologist. 240(4):1659-1672.

Ramírez-Bautista, A., Torres-Hernández, L.A., Cruz-Elizalde, R., Berriozabal-Islas, C., Hernández-Salinas, U., Wilson, L.D., Johnson, J.D., Porras, L.W., Balderas-Valdivia, C.J., González-Hernández, A.J.X. and Mata-Silva, V. 2023. An updated list of the Mexican herpetofauna: with a summary of historical and contemporary studies. ZooKeys. 1166:287.

Ramírez-Silva, J.P. y Hernández-Cadena, F.J. 2025. Mamíferos de Nayarit: actualización taxonómica, distribución y prioridades de conservación. Revista Mexicana de Mastozoología

nueva época. 5(1):34-55.

Reddy, S. and Dávalos, L.M. 2003. Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. Journal of Biogeography. 30(11):1719-1727.

Ronquillo, C., Alves-Martins, F., Mazimpaka, V., Sobral-Souza, T., Vilela-Silva, B., Medina, N. G. and Hortal, J. 2020. Assessing spatial and temporal biases and gaps in the publicly available distributional information of Iberian mosses. Biodiversity Data Journal. 8:e53474.

Shirey, V., Belitz, M.W., Barve, V. and Guralnick, R. 2021. A complete inventory of North American butterfly occurrence data: narrowing data gaps, but increasing bias. Ecography. 44(4):537-547.

Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. and Koleff, P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. Ecography. 30(1):152-160.

Sousa-Baena, A.S., Garcia, L.C. and Peterson, A.T. 2014. Completeness of digital accessible knowledge of the plants of Brazil and priorities for survey and inventory. Diversity and Distributions. 20:369-381.

Stropp, J., Ladle, R.J., Malhado, A.C.M., Hortal, J., Gaffuri, J., Temperley, W.H., Skøien, J.O. and Mayaux, P. 2016. Mapping ignorance: 300 years of collecting flowering plants in Africa. Global Ecology and Biogeography. 25:1085-1096.

Sullivan, B.L., Aycrigg, J.L., Barry, J.H., Bonney, R.E., Bruns, N., Cooper, C.B., Damoulas, T., Dhondt, A.A., Dietterich, T., Farnsworth, A., Fink, D., Fitzpatrick, J.W., Fredericks, T., Gerbracht, J., Gomes, C., Hochachka, W.M., Iliff, M.J., Lagoze, C., La Sorte, F.A., Merrifield, M., Morris, W., Phillips, T.B., Reynolds, M., Rodewald, A.D., Rosenberg, K.V., Trautmann, N.M., Wiggins, A., Winkler, D.W., Wong, W.K., Wood, C.L., Yu, J. and Kelling, S. 2014. The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. Biological conservation. 169:31-40.

Sullivan, B.L., Phillips, T., Dayer, A.A., Wood, C.L., Farnsworth, A., Iliff, M.J., Davies, I.J., Wiggins, A., Fink, D., Hochachka, W.M., Rodewald, A.D., Rosenberg, K.V., Bonney, R. and Kelling, S. 2017. Using open access observational data for conservation action: A case study for birds. Biological Conservation. 208:5-14.

Tingley, M.W. and Beissinger, S.R. 2009. Detecting range shifts from historical species occurrences: new perspectives on old data. Trends in Ecology & Evolution. 24:625-633.

Troia, M.J and McManamay, R.A. 2016. Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. Ecology and Evolution. 6(14):4654-4669.

Troudet, J., Grandcolas, P., Blin, A., Vignes-Lebbe, R. and Legendre, F. 2017. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. Scientific Reports. 7(1):9132.

Vaca, R.A., Rodiles-Hernández, R., Soria-Barreto, M., Muñoz-Alonso, L.A., González-Díaz, A.A. and Castillo-Santiago, M.A. 2020. Applicability of biodiversity databases to regional conservation planning in the tropics: A case study evaluation of the effect of environmental bias on the performance of predictive models of species richness. Acta Oecologica. 109:103653.

Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J. and Williams, P.H. 1991. What to Protect? Systematics and

the Agony of Choice. Biological Conservation. 55:235-254.

Woolrich-Piña, G.A., Ponce-Campos, P., Loc-Barragán, J., Ramírez-Silva, J.P., Mata-Silva, V., Johnson, J.D., García-Padilla E. and Wilson, L.D. 2016. The herpetofauna of Nayarit, Mexico: composition, distribution, and conservation. Mesoamerica Herpetology. 3:376- 448.

Yang, W., Ma, K. and Kreft, H. 2013. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness–environment models. Journal of Biogeography. 40(8):1415-1426.

Zamora-Gutiérrez, V., Amano, T. and Jones, K.E. 2019. Spatial and taxonomic biases in bat records: Drivers and conservation implications in a megadiverse country. Ecology and Evolution. 9(24):14130-14141.

Zermoglio, P.F., Guralnick, R.P. and Wieczorek, J.R. 2016. A Standardized Reference Data Set for Vertebrate Taxon Name Resolution. PLoS ONE. 11(1):e0146894.