

Universidad Peruana Cayetano Heredia

Facultad De Ciencias y Filosofía “Alberto Cazorla Talleri”



Evaluación de la dinámica poblacional del gecko de Lima *Phyllodactylus sentosus* (Reptilia: Phyllodactylidae)

Tesis para optar el título de Licenciado en Biología

Sol Fernández Rodríguez

Lima, Perú

2019

Agradecimientos

Quisiera agradecer a muchas personas por el apoyo que me brindaron durante el desarrollo de este proyecto.

En primer lugar, muchas gracias a las autoridades a cargo del Complejo Arqueológico Mateo Salado, por haberme dado las facilidades para ingresar y realizar las actividades necesarias para realizar esta investigación. También, quisiera agradecer a mi asesor José Pérez, quien no solo me apoyo a lo largo de esta tesis, sino de quien recibí importantes consejos para mi vida profesional. Muchísimas gracias, Armando, Susana y Tati, miembros del jurado, por tomarse el tiempo de ayudarme a perfeccionar este estudio. Las lecciones que obtuve a partir de sus recomendaciones son invaluable y sé que serán de gran utilidad durante mi carrera.

Gracias a todos los que me acompañaron a la huaca, Romina, Mario, Karina, Jorge, Camila, Araceli y Gonzalo, su ayuda fue realmente valiosa. También quisiera agradecer a Giuliana, Ken y David, de quienes recibí importantes consejos para el análisis de los datos. Mil gracias, Romina y Mario, por esos consejos que no pararon hasta la finalización de esta tesis.

Para terminar, quisiera agradecer infinitamente a mi familia. El apoyo constante, desde los traslados hacia el área de evaluación a altas horas de la noche hasta la compañía durante las amanecidas, fue clave para alcanzar esta meta.

Muchas gracias a todos.

Sol Fernández Rodríguez

Índice

Resumen.....	1
Abstract.....	2
I. Introducción.....	3
II. Marco teórico.....	5
A. Descripción general del gecko de Lima.....	5
1. Distribución geográfica.....	5
2. Descripción morfológica, preferencias de microhábitat y dieta.....	8
3. Estudios poblacionales.....	12
4. Ecología.....	14
5. Conservación.....	15
B. Corte de dedos como método de marcaje en reptiles.....	16
C. Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado.....	17
D. Ecología poblacional para el manejo y conservación de la biodiversidad.....	19
E. Capacidad de detección en metodologías de evaluación de especies.....	21
III. Objetivos.....	22
A. Objetivo general.....	22
B. Objetivos específicos.....	23
IV. Materiales y métodos.....	23
A. Área de estudio.....	23
B. Diseño de estudio.....	23
C. Procedimientos para recolectar información.....	26
1. Datos poblacionales.....	26
2. Datos abióticos.....	28
D. Análisis de datos.....	30
1. Estimación poblacional para cada evento de búsqueda.....	30
2. Identificación de patrones demográficos.....	32
3. Temperatura, humedad y densidad de refugios como factores que influyen en la detección de la especie.....	33
E. Consideraciones éticas.....	34
V. Resultados.....	35
A. Análisis descriptivo de la población.....	35
1. Estimación poblacional.....	35
2. Estructura poblacional según estadio de vida.....	37
3. Estructura poblacional según sexo.....	39

4.	Pico reproductivo	41
B.	Análisis de la densidad de capturas.....	42
C.	Análisis de factores abióticos.....	43
1.	Temperatura ambiental.....	43
2.	Humedad ambiental	45
3.	Densidad de refugios.....	45
D.	Relación entre los factores abióticos y la densidad de capturas.....	49
E.	Definición de la regresión lineal	50
VI.	Discusión.....	51
A.	Sobre la estimación poblacional.....	51
B.	Sobre la estructura poblacional según estadio.....	52
C.	Sobre la estructura poblacional según sexo.....	54
D.	Sobre el pico reproductivo	56
E.	Sobre la regresión lineal.....	57
VII.	Conclusiones	61
VIII.	Recomendaciones.....	62
IX.	Bibliografía	63
	Anexos	75

Lista de gráficos

Gráfico 1. Comparación entre estadios de vida según Snout-Vent Length (SVL).....	38
Gráfico 2. Comparación entre individuos categorizados como hembra, hembras con huevo e individuos categorizados como machos según el ancho de la base de la cola (mm).	40
Gráfico 3. Comparación entre hembra con huevo y macho según SVL (mm).	41
Gráfico 4. Pico reproductivo entre el tercer y quinto evento de búsqueda e incremento de juveniles a partir del sexto evento. <i>I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.</i>	42
Gráfico 5. Variación del promedio de temperatura ambiental en el complejo arqueológico Mateo Salado. <i>I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.</i>	44
Gráfico 6. Variación del promedio de humedad ambiental en el Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado.	45
Gráfico 7. Total de individuos capturados en cada zona evaluada del Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado.	46
Gráfico 8. Estimación de la densidad de refugios en las zonas evaluadas del Complejo Arqueológico Mateo Salado.....	48
Gráfico 9. Densidad de individuos capturados y factores abióticos (temperatura ambiental, humedad ambiental y densidad de refugios).	49

Lista de figuras

Figura 1. Ubicación geográfica de las poblaciones del gecko de Lima. CATI = Complejo Arqueológico Tambo Inga (Puente Piedra), UNMSM = Universidad Nacional Mayor de San Marcos, CAM = Complejo Arqueológico Maranga, CAMMS = Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado, LA = La Artajea, ZAP = Zona Arqueológica Puruchuco, ZAH = Zona Arqueológica Huallamarca, HP = Huaca Pucllana, SAP = Santuario Arqueológico de Pachacamac (diseñado en qGIS v. 2.18).....	7
Figura 2. La morfología de los dedos de <i>P. sentosus</i> (círculo rojo) sugieren que esta especie tiene hábitos de tipo terrestre, es decir, no es trepadora, a diferencia de cogenes como <i>P. reissi</i> (círculo azul) (figura modificada de Dixon y Huey, 1970).	9
Figura 3. Ubicación geográfica del Complejo Arqueológico Mateo Salado, distrito de Pueblo Libre, Lima (diseñado en qGIS v. 2.18).....	18
Figura 4. Codificación utilizada para el método de marcaje con corte de dedos de <i>Phyllodactylus sentosus</i> , se asume que el orden de los dedos es siguiendo una vista dorso-frontal. Los círculos rojos indican los dedos que serían cortados para codificar al individuo 045.	25
Figura 5. Ubicación de los estratos evaluados en el interior del Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado (CAMMS) (diseñado en qGIS v. 2.18).....	26
Figura 6. Cuadrante de 1m ² hecho con pabilo utilizado durante la evaluación.	29
Figura 7. Ubicación de áreas evaluadas para la estimación de refugios en el CAMMS.....	47

Lista de tablas

Tabla 1. Lugares en donde se han registrado oblaciones del gecko de Lima hasta la fecha. * El Complejo Arqueológico Maranga presentan las coordenadas de dos de sus restos arqueológicos principales (datos obtenidos de Cossíos y Icochea 2006).	7
Tabla 2. Número de individuos no marcados, individuos marcados, capturas totales y tasa de recapturas para cada evento de búsqueda. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.	36
Tabla 3. Valores estimados de la estimación poblacional del gecko de Lima en la huaca Mateo Salado para los siete eventos de búsqueda llevados a cabo entre Octubre, 2016 y Abril, 2017. *El modelo Cormack-Jolly-Seber no puede calcular estos valores. **El valor estimado obtenido mediante el modelo fue redondeado al número entero más próximo ya que las unidades son individuos. <i>I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.</i>	37
Tabla 4. Número y porcentaje de individuos de cada estadio de vida durante cada evento de búsqueda. Un individuo capturado en el cuarto evento de búsqueda no pudo ser caracterizado porque escapó durante el registro, por ello, esta tabla solo cuenta con la categorización de 154 individuos. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.	38
Tabla 5. Estadísticos descriptivos del Snout-Vent Length (SVL) por estadio de vida	38
Tabla 6. Número y porcentaje de individuos de cada sexo durante cada evento de búsqueda. .	39
Tabla 7. Tabla descriptiva del ancho de la base de la cola para individuos categorizados como hembra, hembras con huevo e individuos categorizados como machos.	40
Tabla 8. Tabla descriptiva del SVL de hembras con huevo y machos.....	40
Tabla 9. Número y porcentaje de hembras sin y con huevo capturadas durante los eventos de búsqueda. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.	41
Tabla 10. Estadísticos descriptivos de la densidad de capturas por evento de búsqueda. <i>I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.</i>	43
Tabla 11. Valores según la prueba Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreado) al comparar las temperaturas ambientales promedio de cada evento de búsqueda. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos eventos son significativamente diferentes.	44
Tabla 12. Valores según la prueba de Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreado) al comparar la humedad ambiental promedio de cada mes de evaluación. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos meses son significativamente diferentes.....	45
Tabla 13. Valores según la prueba de Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreado) al comparar la densidad de refugios en cada estrato. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos meses son significativamente diferentes.	48
Tabla 14. Resultados estadísticos de la correlación de Pearson y regresión lineal para inferir la densidad de individuos capturados (dr: densidad de refugios, ta: temperatura ambiental, ha: humedad ambiental, hm: horas de muestreo). *Debido a que el predictor no mostró distribución normal, en este caso, se utilizó la prueba de correlación de Spearman.....	51

Resumen

El gecko de Lima o gecko de las huacas (*Phyllodactylus sentosus*) es un reptil endémico de la ciudad de Lima (Perú) y en peligro crítico de extinción. Debido al gran crecimiento de la ciudad de Lima, las poblaciones del gecko han sido radicalmente afectadas, siendo sus principales amenazas la fragmentación de hábitat y la depredación por parte de especies introducidas. Esta investigación tiene como objetivo realizar una descripción preliminar de la dinámica poblacional de gecko de Lima en el complejo arqueológico Mateo Salado y, mediante el uso de factores abióticos, desarrollar una potencial metodología de evaluación aplicable para otras localidades. Los resultados de la estimación poblacional señalaron evidencias de un reducido tamaño poblacional, así como una tasa de sexos con predominancia de individuos hembra durante todos los meses evaluados. Asimismo, al estar relacionada la estructura poblacional por estadio de vida con el ciclo de vida de la especie, los resultados obtenidos podrían evidenciar momentos del año importantes para su supervivencia. La población evaluada también evidenció un pico reproductivo, principalmente durante el mes de diciembre, y dimorfismo sexual basado en tamaño corporal (SSD, siglas en inglés), siendo las hembras de mayor tamaño que los machos. Adicionalmente, fue posible determinar medidas referenciales de identificación según la Longitud Hocico-Cloaca (SVL, siglas en inglés) para cada estadio de vida y sexo. Finalmente, disponibilidad de refugios, temperatura ambiental y el esfuerzo de muestreo fueron las variables abióticas más importantes en la detectabilidad de la especie durante este estudio. A partir de este resultado, se obtuvo una regresión lineal capaz de inferir la cantidad de individuos que pueden ser detectados en una intervención nocturna en base a las variables mencionadas. Los resultados obtenidos en este estudio representan información fundamental para futuros estudios demográficos y de distribución espacial, además que constituye uno de los primeros aportes hacia una nueva metodología de evaluación poblacional para la especie.

Palabras clave: *Phyllodactylus*, Ecología Urbana, Estructura Poblacional, Pico Reproductivo, Modelo Cormack Jolly Seber, Dinámica Poblacional

Abstract

Lima leaf-toed gecko (*Phyllodactylus sentosus*) is an endemic reptile from the city of Lima (Peru) and a critically endangered species. Exacerbated urban development have been radically affected populations of this species. Nowadays, its main threats are habitat fragmentation and predation by introduced species. This study aimed to evaluate dynamics population of Lima leaf-toed gecko in the Archaeological Complex Mateo Salado (Lima, Peru). Also, through the use of abiotic variables, it was developed a potential assessment methodology that may be applicable for other locations. A small population size was estimated in this study, as well as a female-biased sex ratio. Also, as population structure by life stage might be related to the life cycle of the species, these results may also evidence important months for its survival. It was identified a sexual size dimorphism (SSD) in this population, where females were larger than males. During the assessment, the population showed a peak of reproductive activity mainly in December. In addition, it was possible to determine referential identification measures according to Snout-Vent Length (SVL) for each stage of life and sex, and to identify a Sexual Size Dimorphism (SSD). Refuge availability, environmental temperature, and sampling effort during the evaluation were the most important abiotic factors on species detectability during this study. From this result, we designed a linear model, which could represent a potential new assessment methodology to estimate species detectability. These results are fundamental information for future demographic and spatial distribution studies, as well as being one of the first contributions towards a new population assessment methodology for the species.

Keywords: *Phyllodactylus*, Urban Ecology, Population Structure, Reproductive Peak, Cormack Jolly Seber Model, Population Dynamics

I. Introducción

Los estudios sobre la dinámica poblacional de las especies representan un tema central para la ecología evolutiva y ecología poblacional (Gaillard, Festa-Bianchet & Yoccoz, 1998; Anton, Rotger, Igual, & Tavecchia, 2014). El reto de afrontar la creciente pérdida de biodiversidad global (Bellard et al. 2012) aumenta su importancia debido a la necesidad de entender los procesos de cambio que sufren las poblaciones en el espacio y tiempo. Con esta información disponible, es posible mejorar e implementar las estrategias de manejo y conservación de las especies, en especial de aquellas que se encuentran en peligro crítico de extinción (Barrows y Carpenter 2006). Esta crisis global que enfrenta la biodiversidad (Barrows y Carpenter 2006; Bellard et al. 2012) se ve reflejada en la creciente tasa de especies en peligro de extinción (Pimm y Raven 2000), siendo la fragmentación y degradación de hábitat las mayores causas de pérdida de biodiversidad (Wu 2013). Asimismo, la urbanización es una de las actividades antrópicas que posee mayor importancia sobre la degradación de ecosistemas (M. L. McKinney 2002; Sushinsky et al. 2013) debido que la fauna presente en las áreas urbanizadas enfrenta importantes impactos ambientales que pueden afectar significativamente la supervivencia de sus poblaciones y su estado de conservación (Reed 2004; Van der Ree y McCarthy 2005; Michael L. McKinney 2006). De esta manera, se estima que sólo el 8% y 25% de especies de aves y plantas nativas respectivamente, persisten en las ciudades en comparación con áreas no urbanizadas (Aronson et al. 2014). Los anfibios y reptiles resultan ser así mismo, altamente susceptibles a la urbanización de su hábitat (Hamer y McDonnell 2010).

En Perú, la heterogeneidad de biomas ha permitido la evolución de una amplia variedad de especies, muchas de ellas endémicas. De esta forma, se han registrado 5323 especies endémicas de plantas (Van der Werff y Consiglio 2004), 101 de aves (Schulenberg et al. 2010), 65 de mamíferos (Pacheco et al. 2009) y 25 especies de saurios costeros endémicos (Pérez, datos no publicados). Debido a que están conformadas por pequeñas poblaciones y se encuentran en pocos lugares, las especies endémicas son vulnerables a la extinción, siendo uno de los principales objetos de conservación (Gaston 1998).

Los reptiles conforman uno de los grupos más singulares dentro de la diversidad biológica del mundo (Pincheira-Donoso, Bauer, Meiri & Uetz, 2013). Su importancia radica no solo en la adaptabilidad que poseen en diferentes ecosistemas del planeta, sino en su rol primario en el origen y radiación de los vertebrados amniotas (Pincheira-Donoso et al. 2013; Vitt y Caldwell 2014) y por los diferentes roles ecológicos que tienen en los sistemas naturales (Böhm y Reynolds 2013). Gracias a esta capacidad de adaptación, hoy en día, se tienen reportadas aproximadamente 10711 especies de reptiles en todo el mundo (Uetz 2018). Sin embargo, debido a que el rango de distribución de varias especies de reptiles es relativamente pequeño, muchos de ellos son muy susceptibles a la pérdida y degradación de hábitat (Hamer y McDonnell 2010; Böhm et al. 2013). A pesar de ello, en los últimos años no se ha logrado evaluar eficientemente el estado de conservación de los reptiles. Para el 2011, sólo el 35% de las especies de reptiles a nivel mundial había sido evaluada en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN (Böhm et al. 2013). Asimismo, en el 2013, en base a la información disponible se reportó que aproximadamente uno de cada cinco reptiles en el mundo se encontraba en peligro de extinción (Magiera 2013). Estas evidencias resaltan la importancia de reforzar los estudios de conservación en reptiles, con el objetivo de fortalecer las acciones que eviten la extinción de estas especies.

El gecko de Lima o gecko de las huacas (*Phyllodactylus sentosus*) es un reptil endémico de la ciudad de Lima, Perú (Dixon & Huey, 1970; Cossíos & Icochea, 2006; Pérez, Ramírez, & Balta, 2013; Olivera, Castillo, & Gutiérrez, 2016; Pérez & Balta, 2016). La distribución de esta especie se encuentra restringida a unos pocos sitios arqueológicos ubicados principalmente en el valle del río Rímac (Cossíos & Icochea, 2006; Pérez et al., 2013), el valle del río Chillón (Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016) hasta 320 msnm, y zonas cercanas a las áreas urbanizadas, en el departamento de Lima, Perú. Debido al gran crecimiento de la ciudad de Lima, las poblaciones del gecko han sido radicalmente afectadas, siendo sus principales amenazas la fragmentación de hábitat (Pérez & Balta, 2016) y la depredación por parte de especies introducidas (Valdez 2016). Por ello, en el 2004, el Estado Peruano incluyó a esta especie en la categoría de especies “En Peligro Crítico” según Decreto Supremo N° 034-2004-AG (Diario El Peruano 2004). En el 2014, se verifica esta condición identificando nuevamente al gecko de Lima como “En Peligro Crítico” en

la categorización de fauna silvestre nacional mediante Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI (Diario El Peruano 2014), y se encuentra incluida en el Libro Rojo de la fauna silvestre del Perú (SERFOR 2018). Cabe destacar que la categoría mencionada representa el mayor grado de amenaza y en ella se encuentran especies emblemáticas de la conservación nacional, tales como la pava aliblanca (*Penelope albipennis*), el zambullidor de Junín (*Podiceps taczanowskii*), el cocodrilo de Tumbes (*Crocodylus acutus*), entre otros (Diario El Peruano 2014). Asimismo, este estado de conservación ha sido ratificado por Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) en el 2016, la cual es una referencia internacional en identificación de especies en peligro de extinción, y donde también se incluye al gecko de Lima en la categoría Peligro Crítico (Pérez & Balta, 2016). A pesar de ello, la poca información disponible sobre su distribución, dinámica poblacional, y la dificultad para detectar a la especie hacen difícil las acciones directas de conservación.

Esta investigación tiene como objetivo realizar una descripción de la dinámica poblacional del gecko de Lima en el Complejo Arqueológico Mateo Salado y, utilizando factores abióticos, implementar una metodología de evaluación aplicable para otras localidades. Estos resultados ayudarán a reforzar los conocimientos en ecología poblacional de la especie, así como fortalecer las acciones de conservación para sus poblaciones.

II. Marco teórico

A. Descripción general del gecko de Lima

1. Distribución geográfica

La familia Phyllodactylidae está conformada por especies de geckos nocturnos presentes tanto en el Nuevo Mundo como en el norte de África. El género *Phyllodactylus*, el cual pertenece a esta familia, contiene 47 especies distribuidas en los trópicos y subtrópicos de América (Murphy, Blair, y Mendez 2009). Estos geckos

habitan principalmente en regiones áridas y semiáridas; solo en Honduras y en el Caribe son encontrados en ambientes más tropicales.

El gecko de Lima (*P. sentosus*) fue encontrado por primera vez en la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (Dixon y Huey 1970). Subsiguientes artículos publicados acerca de la especie lograron ampliar su distribución, habiéndose registrado hasta la fecha ocho poblaciones en diferentes lugares ubicados en el valle del río Rímac, tales como la Huaca Pucllana (Miraflores), Complejo Arqueológico Maranga (Parque de las Leyendas, San Miguel), la Zona Arqueológica Monumental Huallamarca (San Isidro), el Complejo Arqueológico Mateo Salado (Lima), Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM), el Santuario Arqueológico de Pachacamac (Pachacamac), La Atarjea (El Agustino) y la Zona Arqueológica de Puruchuco (Ate) (Cossíos & Icochea, 2006; Pérez et al., 2013; Pérez & Balta, 2016) (Figura 1, Tabla 1). Recientemente, el Complejo Arqueológico Tambo Inga, en el valle del río Chillón, ha sido calificado como un nuevo punto en la distribución de la especie gracias al reporte de una población en esta zona (Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016) (Figura 1, Tabla 1). Este último reporte resalta de los anteriores pues registra una población que se encuentra separada del resto de registros por el río Chillón, extendiendo la distribución a 9 km hacia el noreste. Durante esta evaluación, se reportaron tres individuos adultos y un juvenil, lo cual sugiere que la población presenta eventos de reproducción y es muy probable que existan más poblaciones en esta zona de la ciudad (Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016).



Figura 1. Ubicación geográfica de las poblaciones del gecko de Lima. CATI = Complejo Arqueológico Tambo Inga (Puente Piedra), UNMSM = Universidad Nacional Mayor de San Marcos, CAM = Complejo Arqueológico Maranga, CAMMS = Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado, LA = La Artajea, ZAP = Zona Arqueológica Puruchuco, ZAH = Zona Arqueológica Huallamarca, HP = Huaca Pucllana, SAP = Santuario Arqueológico de Pachacamac (diseñado en qGIS v. 2.18).

Tabla 1. Lugares en donde se han registrado poblaciones del gecko de Lima hasta la fecha. * El Complejo Arqueológico Maranga presentan las coordenadas de dos de sus restos arqueológicos principales (datos obtenidos de Cossíos y Icochea 2006).

Lugar	Ubicación	Coordenadas geográficas
Complejo Arqueológico Tambo Inga	Auxiliar Panamericana Norte 856, Puente Piedra	11° 53' 22" S 77° 4' 17" W
Universidad Nacional Mayor de San Marcos,	Av. Venezuela Cuadra 34. Lima.	12°03'35.81" S 77°05'10.57" W
Complejo Arqueológico Maranga*	Esquina entre Av. De los Precursores y Av. Parque de las Leyendas. San Miguel.	12°04'22.37" S 77°05'02.88" W 12°04'09.96" S 77°05'00.58" W

Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado	Esquina entre E. García Rossell y Belisario Sosa Peláez. Lima.	12°03'59.23" S 77°03'49.86" W
La Artajea	Km 1, Autopista Ramiro Priale s/n, El Agustino.	12° 2' 17" S 76° 58' 33" W
Zona Arqueológica Puruchuco	Carretera Central Km 4.5, Ate.	12°02'58.33" S 76°56'07.87" W
Zona Arqueologica Huallamarca,	Nicolás de Rivera 201, San Isidro.	12°05'50.64" S 77°02'25.56" W
Huaca Pucllana	Gral. Borgoño cdra. 8 s/n, Miraflores.	12°06'38.02" S 77°01'59.67" W
Santuario Arqueológico de Pachacamac	Antigua Panamericana Sur km 31.5 Lurín.	12°15'31.73" S 76°53'58.36" W

Durante el 2017, otro estudio también reportó una ampliación de la distribución de *P. sentosus*. El estudio afirma el registro de una nueva población de la especie en la Reserva Nacional de San Fernando (RNSF), en el departamento de Ica, extendiendo la distribución de la especie a más de 1000 km hacia el sur (Venegas et al. 2017). Los individuos registrados fueron encontrados entre grietas con presencia de vegetación húmeda alrededor, tales como árboles del género *Tamarix* y arbustos, y cerca de dunas ubicadas al borde del cauce del río Ica. Sin embargo, a pesar de las similitudes morfológicas entre la población hallada y el gecko de Lima, las características del ecosistema presente en la zona del hallazgo son diferentes a las del área de distribución conocida para el gecko de Lima. Asimismo, tomando en cuenta las barreras geográficas entre Lima y la RNSF y el bajo desplazamiento del gecko de Lima, es posible que el registro mencionado corresponda a una especie diferente.

2. Descripción morfológica, preferencias de microhábitat y dieta

Uno de los primeros reportes acerca del gecko de Lima fue presentado por Dixon y Huey (1970). En este estudio, se resaltan diferentes características morfológicas para

diferenciar a la especie del resto de sus congéneres, tales como la forma y tamaño de las lamelas o laminillas en la zona terminal de los dedos y la posición de los orificios nasales en el cráneo. Según Dixon y Huey (1970), estas características se encontrarían relacionadas con el tipo de microhábitat en el que habita cada especie. Estas adaptaciones se clasifican en dos tipos: (i) para un desplazamiento terrestre y (ii) para un desplazamiento trepador (Dixon y Huey 1970). En el caso de las lamelas digitales, la forma y el tamaño varían dependiendo del tipo de desplazamiento de la especie. En el caso de las especies trepadoras, tales como *P. reissi*, *P. lepidopygus* y *P. clinatus*, sus lamelas digitales son amplias para poder desplazarse sobre superficies inclinadas (Figura 2, Dixon y Huey 1970). Generalmente, estas especies prefieren sustratos rocosos, aunque es frecuente encontrarlos en árboles y arbustos, principalmente en México, Centro América y este de Sudamérica (Dixon y Huey 1970). Las especies de hábitos terrestres, que habitan en el lado oeste de Sudamérica, poseen lamelas digitales más estrechas que las de las especies trepadoras (Figura 2). Esta adaptación facilita el desplazamiento sobre superficies con poca inclinación y de sustrato arenoso (Huey 1979). Asimismo, esta morfología también podría responder a la necesidad de retirar residuos inorgánicos de la superficie en búsqueda de refugios o escavar para buscar alimento (Dixon y Huey 1970). Dentro de este grupo se encuentra el *P. sentosus*, así como *P. microphyllus* y *P. angustidigitus* (Dixon y Huey 1970).

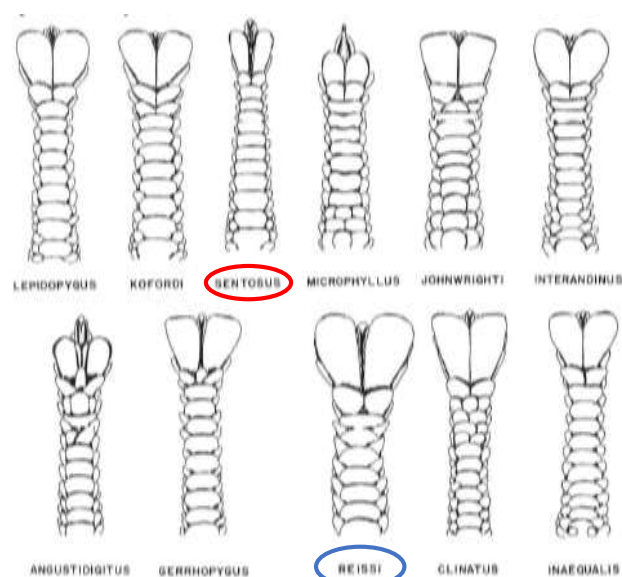


Figura 2. La morfología de los dedos de *P. sentosus* (círculo rojo) sugieren que esta especie tiene hábitos de tipo terrestre, es decir, no es trepadora, a diferencia de congéneres como *P. reissi* (círculo azul) (figura modificada de Dixon y Huey, 1970).

Una adaptación que también es mencionada en la primera descripción de la especie es la morfología de sus aperturas nasales. La presencia de aperturas nasales de forma tubular es una característica muy extendida en especies que presentan preferencias por sustratos arenosos (Dixon y Huey 1970). Probablemente, esto se deba a que al tener una apertura nasal más estrecha y una protección parcial en el interior, es posible el correcto paso del aire y evitar que la arena tape la apertura mientras el individuo se encuentra enterrado durante el día o mientras espera a su presa en la noche (Dixon y Huey 1970). Cabe resaltar que ningún *Phyllodactylus* con hábitos trepadores posee esta característica, mientras que la mayoría que posee hábitos terrestres si la tienen, a excepción del *P. sentosus*. Probablemente, esto pueda relacionarse a las preferencias de microhabitat del *P. sentosus*, las cuales son grietas de rocas u orificios de infraestructuras. Al vivir en este tipo de microhabitat, el gecko no tendría la necesidad proteger sus conductos nasales de la arena (Dixon y Huey 1970). Los estudios realizados en los sitios arqueológicos comprobaron estas inferencias realizadas por Dixon y Huey, concluyendo que el gecko es una especie natural del desierto costero, con preferencia por áreas con sustrato seco o arena, con algunas rocas sin vegetación. Sin embargo, a pesar de que existen estudios con registros de poblaciones de gecko de Lima en sitios arqueológicos de la ciudad, aún no hay estudios que verifiquen la preferencia específica de grietas de rocas u orificios de infraestructuras como parte de la elección de microhábitat.

Por otro lado, se conoce que el gecko de Lima experimenta cambios morfológicos a lo largo de su ciclo de vida (Pérez datos no publicados). Estos cambios se ven representados principalmente por una marcada diferencia en la coloración de piel entre el estadio juvenil y adulto (Dixon y Huey 1970). Los juveniles de esta especie presentan una pigmentación naranja brillante con pequeñas manchas negras en la zona dorsal del cuerpo, y color claro en el lado ventral (Dixon y Huey 1970). En el caso de los adultos, la coloración se torna opaca, críptica y además, desarrolla protuberancias tri-hédricas o tubérculos en la superficie del dorso, tibia, antebrazo, muslos y cola (Dixon y Huey 1970). Otra característica que varía durante la vida de la especie es el tamaño corporal, el cual suele ser descrito utilizando la Longitud Hocico-Cloaca (SVL, siglas en inglés) como medida (Meiri 2007). El SVL es ampliamente utilizado en diversos estudios de herpetología para caracterizar el tamaño corporal de los individuos. La longitud corporal total es otra medida muy

utilizada, pero toma en cuenta el largo de la cola, el cual podría variar por factores no asociados al crecimiento del tamaño corporal (Meiri 2007), tales como dimorfismo sexual (Kratohvíl et al. 2003), pérdida parcial o total de la cola (Jaksić y Greene 1984) o presencia de parásitos sanguíneos que dificulten la regeneración de la cola tras la pérdida (Oppliger y Clobert 1997). Entre los registros sobre el tamaño corporal de la especie se encuentra el reporte de un individuo subadulto que presentó un SVL de 41.1 mm (Pérez, Ramírez, y Balta 2013). Asimismo, Valdez (2016), registró individuos juveniles y adultos en su estudio. En el caso de los juveniles, el SVL máximo fue de 33.4 mm; mientras que en los adultos, fue de 53.4 mm. Siendo estos los únicos registros reportados, es necesario recopilar mayor información acerca de los cambios morfológicos que experimenta la especie durante su ciclo de vida. De esta manera, será posible realizar identificaciones certeras de cada estadio de vida.

En cuanto al sexo de los individuos, la identificación no resulta tan evidente como en el caso de los estadios de vida. En herpetología, es común realizar análisis gonadales para determinar el sexo de un individuo (Bull 1987; Tousignant y Crews 1995; Rhen et al. 2011). Sin embargo, debido al estado crítico de conservación que presenta el gecko de Lima, no es posible realizar este tipo de estudios. Una alternativa para identificar el sexo de manera no invasiva es mediante la presencia o ausencia de hemipenes en machos y hembras respectivamente (Morris y Henderson 1998; Davis y Leavitt 2007). Los hemipenes son los órganos reproductivos masculinos en varias especies de lagartijas y serpientes. Se encuentran en el interior de la base de la cola de los individuos machos y son más evidentes cuando alcanzan la madurez sexual (Dowling 1967; Holmes et al. 2005). Asimismo, algunas medidas corporales, tales como el tamaño de la cabeza o la longitud de la cola suelen ser indicadores para identificar el sexo con mayor certeza en algunas especies de reptiles (Gienger y Beck 2007). En el caso del gecko de Lima, esta información aún no se encuentra disponible.

Diversos estudios han coincidido que una gran parte de especies de reptiles presentan dimorfismo sexual según tamaño (SSD, siglas en inglés) (Fairbairn, Blanckenhorn, y Székely 2007). En la mayoría de especies de lagartijas, principalmente en la familia Iguanidae, Tropicuridae, Teiidae y Varanidae, los individuos machos suelen presentar un tamaño corporal 50% mayor que el de las hembras (Fairbairn,

Blanckenhorn, y Székely 2007). Sin embargo, también se han reportado especies cuyas hembras son de mayor tamaño que los machos. En estos casos, la diferencia no es tan notoria como en el anterior, siendo las hembras 20% más grandes que los machos aproximadamente (Fairbairn, Blanckenhorn, y Székely 2007). A diferencia de los casos anteriores, la familia Gekkonidae, la cual es filogenéticamente cercana a Phyllodactylidae (Koubová et al. 2014), no presenta una tendencia clara en relación a SSD (Fairbairn, Blanckenhorn, y Székely 2007). La primera descripción del gecko de Lima afirma que la especie posee un SVL que puede oscilar entre los 36 y 50 mm para hembras adultas y 40 y 56 mm para machos adultos (Dixon y Huey 1970). Sin embargo, un estudio reciente registra valores promedio de 53.4 mm para las hembras y de 49.9 mm para machos (Valdez 2016). Siendo estos los únicos reportes sobre SSD, es necesario recopilar mayor información para determinar la presencia de dimorfismo sexual en la especie.

En cuanto a la dieta, solo un estudio ha evaluado este aspecto en la población presente en el Santuario Arqueológico de Pachacamac (Magan 2010). Los resultados sugieren que, a partir del regurgito de dos individuos adultos, el *P. sentosus* tendría preferencia por el orden Coleóptera e Hymenoptera (Magan 2010). Por lo tanto, al igual que otras especies de geckos, el comportamiento de forrajeo del gecko de Lima sería pasivo. El forrajeo pasivo consiste en que el depredador espera la llegada de las presas, por ello, su dieta se basa en animales vivos y de alta movilidad (Huey y Pianka 1981).

3. Estudios poblacionales

Solo existe un estudio formal que haya evaluado al gecko de Lima a nivel poblacional. Asimismo, unos pocos estudios han descrito someramente a las poblaciones registradas del gecko. Con respecto al tamaño poblacional, la información disponible sugiere que las poblaciones de la huaca Pucllana y Huallamarca tendrían los tamaños poblacionales más altos. (Cossíos y Icochea 2006; Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016; Valdez 2016). Durante el 2003, se registraron 54 individuos en un muestreo nocturno de tres horas en la huaca Pucllana (Cossíos y Icochea 2006). Otro estudio realizado acerca de la población presente en la Huaca Pucllana estimó un tamaño poblacional entre 320 y 410 individuos en esta localidad

(Valdez 2016). Este estudio considera que la estimación poblacional registrada es relativamente pequeña al compararlo con los 500-1000 individuos que generalmente se espera para una población viable (Lehmkuhl 1984; Thomas 1990). Asimismo, durante una búsqueda diurna de dos horas, fue posible encontrar ocho individuos en la Huaca Huallamarca (Cossíos y Icochea 2006). Por el contrario, Cossios e Icochea (2006) registraron solo dos individuos adultos mediante una búsqueda diurna de cuatro horas en el Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado. Este mismo estudio llevo a cabo una búsqueda nocturna de dos horas con un equipo de tres personas en la Zona Arqueológica de Puruchuco, registrando solo dos individuos de *P. sentosus* y, adicionalmente, uno de *P. microphyllus*. De igual manera, dos equipos de cuatro personas buscando durante una hora encontró solamente un individuo adulto de *P. sentosus* y adicionalmente, tres de *P. microphyllus* en el Santuario Arqueológico de Pachacamac (Cossíos y Icochea 2006). Finalmente, Pérez (2013) registró un individuo en dos ocasiones con un esfuerzo de muestreo de cuatro horas cada una en horario diurno en las instalaciones de Sedapal en La Atarjea. Según Olivera (2016), es probable que las evidencias que señalan altos estimados poblacionales para la huaca Pucllana y Huallamarca se deban al mantenimiento constante de estos sitios arqueológicos. Estas actividades generarían una mayor disponibilidad de intersticios entre los adobes de las construcciones arqueológicas, los cuales podrían ser usados como refugios por los geckos o sus presas. Cabe resaltar que las comparaciones entre estos estudios son referenciales. No hay una estandarización en la metodología de búsqueda, horarios de evaluación, esfuerzo de muestro o descripción de las probables diferencias estructurales entre localidades.

Con respecto a la estructura poblacional, el único estudio que abordó este aspecto fue realizado con la población presente en la huaca Pucllana. Este estudio registró que la población presentaba proporciones sexuales de 1:1, y además estaba conformada principalmente por juveniles. A partir de estos resultados, el estudio evaluó aspectos sobre la ecología reproductiva de la especie y logró registrar un pico reproductivo entre noviembre y febrero (Valdez 2016). Tomando en cuenta que otras especies de saurios costeros presentes en Perú, tales como *Phyllodactylus angustidigitus* y *Phyllodactylus reissii* (Goldberg 2007, 2016), registran picos reproductivos al final de cada año, es muy probable que *P. sentosus* cumpla el mismo patrón.

4. Ecología

La dificultad para detectar a la especie, debido a su tamaño corporal, apariencia críptica y hábitos nocturnos, representa un factor importante que influye sobre la información disponible de la ecología de la especie (Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016). Por ello, la evaluación de las interacciones interespecíficas e intraespecíficas de la especie representa un gran reto para los investigadores. Solo unos pocos registros señalan aspectos importantes sobre la ecología de la especie. Uno de ellos, realizado en la Huaca Pucllana, registró una primera evidencia de canibalismo para el gecko de Lima (Valdez y Cossios 2017). El reporte se basó en el regurgito de un individuo adulto, el cual estaba compuesto principalmente por un individuo juvenil. El estudio afirma que, dado el hábito de forrajeo pasivo que poseen los geckos, que consiste en alimentarse de animales vivos y de alta movilidad (Huey y Pianka 1981), es deducible que el individuo adulto cazó y consumió al juvenil cuando aún estaba vivo. Si bien se deduce que el canibalismo es muy frecuente en reptiles, es típica una baja tasa de registros de este comportamiento. De esta manera, este registro no solo representa el primer reporte para *P. sentosus*, sino para todo el género *Phyllodactylus*.

Con respecto a las interacciones interespecíficas, hay registros de coexistencia entre *P. sentosus* y *P. microphyllus* en el Santuario Arqueológico de Pachacamac y en la Zona Arqueológica de Puruchuco (Cossíos y Icochea 2006). Un estudio posterior realizado en Santuario Arqueológico de Pachacamac evaluó los hábitos de vida de ambas especies y reportó que tanto *P. sentosus* (N = 2) como *P. microphyllus* (N = 56) registraron similitudes en la dieta (Magan 2010). Sin embargo, en el caso de las preferencias de microhábitat, mientras que el *P. sentosus* mostró predilección por construcciones arquitectónicas de piedra y adobe, el *P. microphyllus*, mostró preferencias por sustrato arenoso (Magan 2010). Probablemente, este resultado está relacionado a adaptaciones morfológicas. Como se mencionó antes, la reducción del tamaño de esta laminilla digital que presente el *P. sentosus* y la ausencia de aperturas nasales de forma tubular representarían adaptaciones para un microhábitat similar al presente en las grietas de rocas. En cambio, las laminillas digitales pequeñas y la presencia de extremidades más cortas y musculosas podrían resultar adaptaciones exitosas para la vida en un hábitat arenoso, profundo y abierto (Dixon y Huey 1970).

Estas diferencias entre preferencias de microhábitat estarían representando un factor que evita la competencia directa entre ambas especies (Cossíos y Icochea 2006). Sin embargo, el estudio sugiere que es importante la evaluación del uso de espacio por *P. sentosus* y *P. microphyllus* en esta localidad, así como el tamaño poblacional de ambas especies tanto en Pachacamac como en otros sitios (Magan 2010).

Otro caso de interacción interespecífica fue registrado en la población presente en el Complejo Maranga (Parque de Las Leyendas). Este reporte sugiere que el *P. sentosus* estaría compartiendo hábitat con *Microlophus tigris*, una especie de lagartija endémica del Desierto Costero Peruano (Pérez et al. 2008). Sin embargo, a diferencia de *P. sentosus*, *Microlophus tigris* presenta hábitos diurnos y posee un comportamiento de forrajeo activo, lo cual evidenciaría que ambas especies no estarían compitiendo (Jordan 2011).

5. Conservación

Tras los diversos estudios mencionados anteriormente, es resaltante que en la mayoría de las localidades evaluadas registren una baja cantidad de avistamientos (Cossíos y Icochea 2006; Magan 2010; Pérez, Ramírez, y Balta 2013; Olivera, Castillo, y Gutiérrez 2016). Asimismo, tomando en cuenta la baja tasa de reproducción que presenta la mayoría de las especies del género *Phyllodactylus*, la limitada habilidad de dispersión que posee y las estrictas preferencias de microhábitat que sugiere presentar (Pérez, Ramírez, y Balta 2013), el gecko de Lima es altamente vulnerable a las actividades humanas, tales como el desarrollo urbano. Por ello, en el 2004, el Estado Peruano incluyó a esta especie en la categoría de especies “En Peligro Crítico” según Decreto Supremo N° 034-2004-AG (Diario El Peruano 2004). En el 2014, se verifica esta condición identificando nuevamente al gecko de Lima como “En Peligro Crítico” en la categorización de fauna silvestre nacional mediante Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI (Diario El Peruano 2014). Asimismo, la especie se encuentra incluida en el Libro Rojo de la fauna silvestre del Perú (SERFOR 2018). Adicionalmente, este grado de amenaza fue ratificado por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) en el 2016, al ser incluido en esta máxima categoría de amenaza (Pérez & Balta, 2016).

Por otro lado, un factor que influye sobre la capacidad de generar información sobre la especie es su detectabilidad. Como se mencionó antes, el hábito nocturno de la especie, su reducido tamaño y apariencia críptica son factores que afectan la capacidad que posee el investigador para detectar a la especie. Al representar un obstáculo en la generación de información acerca de ella, la implementación de las acciones para su conservación también se ve afectada.

B. Corte de dedos como método de marcaje en reptiles

Diversos estudios en ecología, especialmente aquellos que son a largo plazo, requieren metodologías de marcaje permanente (Ferner, 1979). Si bien hay diferentes métodos, el marcaje ideal es aquel que no influya en la sobrevivencia o comportamiento del animal, que permita una marca única para cada individuo y que sea fácilmente identificable, permanente durante todo el tiempo de la evaluación y fácil de replicar en campo y laboratorio (Ferner, 1979).

La elección del método de marcaje a utilizar depende de la duración del estudio, los objetivos específicos del marcaje y de la naturaleza del animal que se va a estudiar. Particularmente, el marcaje de animales pequeños es un gran reto para los investigadores. En el caso de reptiles, hay diversas opciones de marcajes artificiales permanentes. Dentro de este grupo, usualmente se utilizan tatuajes, corte de escamas, marcaje con metales calientes, inyecciones subcutáneas de elastómeros e implantes diminutos que transmiten señales de radio (PIT tags) (Ferner 1979; Donnelly et al. 1994).

Uno de los métodos de marcaje permanente más utilizados en estudios con reptiles es el corte de dedos (Ferner, 1979; Dunham, Morin, & Wilbur, 1988; Henle, 1990; James, 1991; Dodd, 1993). Las principales ventajas que posee este método es que, al ser permanente, puede ser utilizado en investigaciones a largo plazo, a diferencia de marcajes con pintura o esmalte (Ferner, 1979; Dunham et al., 1988). Asimismo, el bajo costo que representa dentro de un estudio, la relativa facilidad con la que puede ser manejado en campo (Ferner, 1979; Dunham et al., 1988) y la posibilidad de

utilizar los dedos como muestra genética (Gonser & Collura, 1996) son factores que inciden sobre el amplio uso de esta metodología.

A pesar de las ventajas de este método, se ha cuestionado su viabilidad por razones éticas, legales y biológicas (Perry, Wallace, Perry, Curzer, & Muhlberger, 2011). Sin embargo, no hay antecedentes bibliográficos que hayan detectado un daño significativo en la sobrevivencia de los individuos no trepadores sometidos a este método (Huey, Dunham, Overall, & Newman, 1990; Dodd, 1993; Paulissen & Meyer, 2000; Phillott et al., 2007). Inclusive, se logró reportar individuos de *P. sentosus* realizando cortejos y con presencia de huevos después de haber sido marcados con esta metodología (Pérez, 2009). Asimismo, es importante resaltar que el corte de dedos en reptiles puede presentarse de manera natural durante su ciclo de vida, sin que esto constituya un factor perjudicial en su sobrevivencia (Middelburg & Strijbosch, 1988; Hudson, 1996). Si bien la pérdida de dedos, debido a enfrentamientos intraespecíficos o interespecíficos, o por defectos de nacimiento, representa una desventaja para el método (Ferner, 1979), es una evidencia adicional que resalta el reducido efecto que esta metodología de marcaje permanente tendría sobre la sobrevivencia de los individuos.

C. Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado

El Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado (CAMMS) se encuentra ubicado en el Cercado de Lima, colindando con los distritos de Pueblo Libre y Breña (Ministerio de Cultura del Perú 2015). Fue construido entre 1100 y 1450 D.C por la cultura Ychsma, siendo posteriormente invadida por la cultura Inca (Niebuhr 2014). Actualmente, el complejo cuenta con 17 has e incluye pirámides truncas, dentro de las cuales se encuentran recintos y patios. Probablemente, el CAMMS representó un centro administrativo y ceremonial para la cultura Ychsma debido a la arquitectura de sus pirámides y la presencia de caminos de comunicación con el Complejo Arqueológico de Maranga, en San Miguel (Niebuhr 2014).

El Complejo congrega cuatro pirámides escalonadas: Pirámide “A”, “B”, “C” y “E”, ubicadas en el espacio entre la avenida Mariano Cornejo, la avenida Tingo María y las calles Ernesto Malinowski, E. García Rosell, Enrique López Albuja, y Belisario Sosa Pelaes (Ministerio de Cultura del Perú 2015). La Pirámide “D” se ubica en una zona residencial a 300 metros del Complejo (Figura 3). Estas pirámides presentan una planta rectangular y forma trapezoidal, se encuentran conformadas por varios cuerpos troncopiramidales ubicados uno sobre otro en orden volumétricamente decreciente y conforman un juego de terrazas perimétricas (Niebuhr 2014).

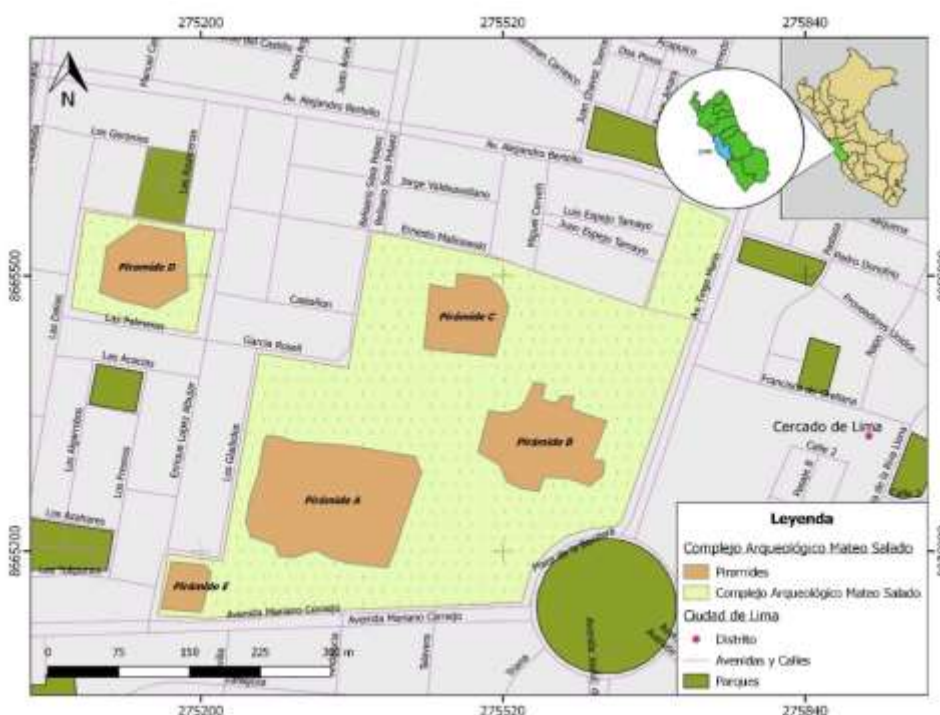


Figura 3. Ubicación geográfica del Complejo Arqueológico Mateo Salado, distrito de Pueblo Libre, Lima (diseñado en qGIS v. 2.18).

Como la mayoría de los sitios arqueológicos en Lima, el CAMMS fue construido a base de adobes grandes y tapias. Los adobes tienen en promedio 18 centímetros de altura, 13 de ancho y 8 de espesor y se colocaban tanto vertical como horizontalmente uno sobre otro para formar los muros. Los tapias tenían la función de completar las áreas faltantes en la construcción para fortalecer y unir sus muros, junto con el uso de piedras y barro (Niebuhr 2014).

A pesar de su extensión, monumentalidad y relevancia para la investigación, el CAMMS permaneció en estado de abandono durante decenios. Si bien fue declarado

Patrimonio Cultural de la Nación en el 2001 (Ministerio de Cultura del Perú 2015), para el 2007, el Complejo se había convertido en área de invasiones, talleres de mecánica informales, y sembrío informal de flores ("Huaca Mateo Salado", 2019; Niebuhr 2014). Actualmente se viene revirtiendo esta situación a través de la investigación, conservación arqueológica, restauración y la habilitación de visitas guiadas. En tal sentido, se procedió a la restauración de las pirámides presentes en el CAMMS en el 2009 ("El restaurado complejo arqueológico Mateo Salado abrirá sus puertas", 2009). Estos trabajos se realizaron mediante el uso de materiales como agua, tierra y área fina o gruesa, según el área a restaurar. También se cubrieron las grietas de las paredes de las pirámides con capas de barro. Asimismo, el CAMMS fue incluido en el Circuito Nocturno de Lima junto con la Zona Arqueológica Monumental Huallamarca y San Marcos en el 2010. Este proyecto tiene como uno de sus objetivos, la implementación de luces nocturnas, señalización dentro del Complejo y mayor vigilancia para el mantenimiento de las pirámides (Niebuhr 2014; Ministerio de Cultura del Perú 2015). Como parte del proyecto, el CAMMS abrió sus puertas para ofrecer "El cine en tu Huaca" en el 2014, la cual contó con la participación de los vecinos del lugar (Ministerio de Cultura del Perú 2014).

D. Ecología poblacional para el manejo y conservación de la biodiversidad

El alarmante declive de la biodiversidad global en los últimos años (Bellard et al. 2012) requiere de estrategias efectivas de manejo y conservación de las especies. Para ello, es necesario recopilar información acerca de los cambios que sufren las poblaciones durante el tiempo, así como entender los procesos biológicos que están involucrados. La ecología poblacional consiste en el estudio del tamaño de las poblaciones de plantas y animales, y en el reconocimiento de procesos biológicos que influyen esta medida (Villa 1999; Begon, Mortimer, y Thompson 2009). De esta manera, es posible realizar una descripción matemática de la población mediante estimaciones poblacionales, densidad poblacional, estructura poblacional según estadio de vida, según sexo, entre otros (Tarsi y Tuff 2012). Los resultados de estos estudios no solo son la base de la mayoría de las teorías y aplicaciones ecológicas, sino que son

necesarios para desarrollar estrategias apropiadas de conservación y manejo de recursos naturales (Villa 1999).

Uno de los mayores retos en los estudios poblacionales es obtener información precisa acerca del tamaño poblacional de las especies (Cederlund et al. 1998) y cómo fluctúa en el tiempo (Barrows y Carpenter 2006). Hay metodologías que utilizan índices de abundancia relativa para inferir el tamaño de una población (Schmidt 2003). Sin embargo, estos métodos asumen supuestos que generalmente no se cumplen en la realidad, tales como relación lineal constante entre el índice y el tamaño poblacional, y la misma probabilidad de detección para todos los individuos (Bailey, Simons, y Pollock 2004; Lancia et al. 2005). Dado que no es posible realizar conteos exhaustivos, los muestreos poblacionales son claves para estimar el tamaño de una población y la estructura de la misma a través de métodos analíticos que tomen en cuenta procesos biológicos, errores de muestreo y probabilidad de detección (Anton et al. 2014). Actualmente, existen diferentes métodos de estimación poblacional. La elección de la metodología ideal depende principalmente de la naturaleza de la población en estudio. En el caso de herpetofauna, hay dos tipos de estimadores recomendados: (i) el método de remoción de individuos y (ii) el método de captura, marcaje y recaptura (CMR) y (Bailey, Simons, y Pollock 2004).

La remoción de individuos como método para estimar el tamaño de una población suele ser aplicada a una amplia variedad de especies (Zippin 1958; Peterson y Cederholm 1984). Esta metodología consiste en capturar individuos, sin liberación, durante varias noches de muestreo. Los supuestos en esta metodología son: (i) La población debe ser estacionaria, (ii) todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados durante los eventos de captura y (iii) todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados entre eventos de capturas (Peterson y Cederholm 1984). La principal desventaja de esta metodología es que la imposibilidad de ser aplicada en especies en estado crítico de conservación.

Por otro lado, el método de captura, marcaje y recaptura (CMR) de individuos es uno de las técnicas más extendidas para evaluar una población (Krebs 2014). El principio principal de esta metodología es marcar a los individuos durante el primer evento de búsqueda y registrar la proporción de individuos marcados en los siguientes eventos de recaptura (B. K. Williams, Nichols, y Conroy 2002). El modelo más simple para estimar

la población estudiada es a partir del cociente entre el número de animales marcados y no marcados en los eventos de recaptura. Este modelo tiene como supuestos: (i) los individuos son capturados aleatoriamente en cada evento de captura y (ii) todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados (Petit y Valiere 2006). Generalmente, este escenario no ocurre en la realidad, por ello, diversos estudios han desarrollado una gran variedad de estimadores poblacionales a partir de este primer modelo. El método de CMR, además de ser utilizada para estimar el tamaño de una población (Pradel 1996; Krebs 2014), es usada extensivamente para estudios de sobrevivencia y análisis de viabilidad de las poblaciones (Buckland 1982; White y Burnham 1999; Bradshaw, Mollet, y Meekan 2007). Asimismo, también es utilizada en diversos estudios demográficos, a partir de los cuales se determinan modelos capaces de evaluar el impacto de un plan de manejo, el impacto de las amenazas o la viabilidad de la población a largo plazo (Lettink y Armstrong 2003).

E. Capacidad de detección en metodologías de evaluación de especies

Los estudios acerca de las relaciones entre las especies y su hábitat representan una parte fundamental de la base teórica para el desarrollo de estrategias de conservación. Sin embargo, la obtención de información precisa sobre parámetros poblacionales tales como la tasa de nacimiento, mortalidad o dispersión, no siempre suele ser fácilmente accesible. Hay diversos factores que influyen sobre esta falta de precisión, entre ellas se encuentra la capacidad de detectar a la especie (Kéry y Schmidt 2008).

Los estudios en modelos de ocupación basados en hábitat representan una aproximación para poder estimar la capacidad de detección de las especies (Gu y Swihart 2004). Por ello, algunos estudios han enfocado sus esfuerzos en el desarrollo de modelos para determinar la relación entre la ocupación de las especies y variables ambientales (Hinsley et al. 1995; Mladenoff et al. 1995; Buckland, Elston, y Beaney 1996). Los resultados de este tipo de estudios representan la base teórica para la conservación de corredores biológicos (Mörtberg 2001). Además, suelen ser usados para predecir patrones de selección de hábitat para poblaciones poco estudiadas (Cowley et al. 2000). Asimismo, utilizando modelos de ocupación basados en hábitat, MacKenzie et al. (2002) reportó que es posible incorporar variables

ambientales para estimar la probabilidad de detección de una especie en un sitio específico.

Generalmente, la probabilidad para detectar a una especie depende de factores tales como la densidad local de la especie y patrones de comportamiento que influyen sobre la detección (por ejemplo, movimientos) (Dettmers et al. 1999; Gu y Swihart 2004). Por ello, las bajas probabilidades de detección suelen ocurrir al evaluar especies poco frecuentes (raras), crípticas y con poblaciones pequeñas (Gu y Swihart 2004). La eficiencia del método de muestreo, el esfuerzo de muestreo y la experiencia del investigador también son variables que afectan las probabilidades de detección de una especie. Asimismo, las características del hábitat y las condiciones climáticas son factores que suelen influenciar en la capacidad de detección de una especie (Tanadini y Schmidt 2011). Por ello, es importante tener en cuenta aquellos factores abióticos que varían estacionalmente, tales como la temperatura y la humedad, y espacialmente, tales como la disponibilidad de microhábitat (Royle, Nichols, y Kéry 2005).

La identificación y análisis de los componentes que influyen en la capacidad de detección de una especie resulta sumamente importante, sobre todo para aquellas especies que se encuentran en estado crítico de conservación. Al estar conformadas por poblaciones reducidas, tener en cuenta la detectabilidad y los factores que influyen en ella, representa una oportunidad para aumentar la eficiencia de los monitoreos biológicos y consecuentemente, mejorar los planes de manejo y conservación de la especie (Tyre et al. 2003).

III. Objetivos

A. Objetivo general

Describir la dinámica poblacional de *Phyllodactylus sentosus*, gecko de Lima, mediante la evaluación de la población presente en el Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado (CAMMS), Cercado de Lima.

B. Objetivos específicos

- Estimar el tamaño poblacional del gecko de Lima para cada evento de búsqueda en el CAMMS.
- Identificar patrones demográficos para el gecko de Lima en el CAMMS.
- Estimar la posible influencia de la disponibilidad de refugios, temperatura y humedad en la capacidad de detección de la especie en el CAMMS.

IV. Materiales y métodos

A. Área de estudio

El presente estudio se realizó en el Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado (CAMMS), en el Cercado de Lima (-12.0656 LS, -77.0627 LO) ubicado en el área Metropolitana de Lima (Figura 3). El CAMMS cuenta con un área de 17 ha aproximadamente, siendo uno de los sitios arqueológicos más importantes de la capital. Está conformada por cinco pirámides hechas principalmente con adobe y tapiales. Estas estructuras se encuentran conectadas mediante corredores, los cuales se ubican adyacentes a las principales vías metropolitanas que rodean el perímetro del complejo.

Esta localidad fue elegida por dos motivos principales:

- (i) Presentar preliminarmente un importante número de individuos (Cossíos & Icochea, 2006; Pérez, 2009).
- (ii) Contar con condiciones mínimas de seguridad que posibilitan el trabajo nocturno.

B. Diseño de estudio

La evaluación de la población de gecko de Lima en el CAMMS se realizó a partir de búsquedas intensivas de la especie. Durante el estudio, se realizaron siete eventos de

búsqueda, siendo cada evento de búsqueda, una unidad de muestreo. Los eventos de búsqueda se realizaron durante la última semana de cada mes, desde octubre del 2016 hasta abril del 2017. Previamente, durante el mes de agosto del 2016, se realizó un piloto para verificar la presencia de la especie.

Tomando en cuenta la actividad nocturna del gecko de Lima (Dixon & Huey, 1970; Pérez, 2009), la evaluación se realizó mediante visitas nocturnas. El objetivo fue evaluar a toda la población del CAMMS una vez en cada evento de búsqueda. Debido al tamaño de área que posee el complejo (17 has aproximadamente), cada evento de búsqueda se desarrolló mediante tres visitas nocturnas. En cada una de ellas se evaluó una parte del CAMMS. Estas visitas se realizaron con un intervalo de uno a dos días, entre las 19:00 y las 23:00 horas. De esta manera, cada unidad de muestreo en este estudio estuvo conformada por tres visitas nocturnas realizadas durante la última semana de cada mes.

Durante el desarrollo de cada evento, se realizó una búsqueda intensiva de geckos, la cual tomó en cuenta las pequeñas grietas en las paredes de las huacas, zonas debajo de rocas y otros potenciales refugios. El equipo encargado de las intervenciones estuvo conformado por dos a tres personas con experiencia previa en herpetología. Al ser encontrados, los individuos fueron capturados manualmente. Como parte de la metodología para evaluar a la población, se realizó un marcaje permanente en los individuos capturados, lo cual evitó el recuento de individuos en cada visita nocturna y permitió identificar las recapturas. Para el caso de reptiles como el gecko de Lima, con tamaños corporales muy reducidos (2-6 cm) y pesos menores a seis gramos (Pérez, datos no publicados), el corte de dedos es el método más adecuado para un marcaje permanente (Pérez coms per.). La metodología de corte de dedos consistió en tomar dos dedos como máximo por individuo, y solo un dedo por extremidad, según el patrón de codificación que le correspondía al individuo capturado. La codificación utilizada consistió en la asignación de un número a cada dedo: los dedos de las extremidades delanteras representan las unidades y los de las extremidades traseras, las decenas (Figura 4). De esta manera, se podía marcar individualmente hasta a 999 individuos (Ferner 1979). Por ejemplo, si se quería codificar al gecko número 045, se cortaba el dedo 40 de la pata trasera derecha y el dedo 5 de la pata delantera derecha (Figura 4).

Después del corte de dedos se aplicó yodopovidona, solución antiséptica a base de yodo, para evitar infecciones posteriores.

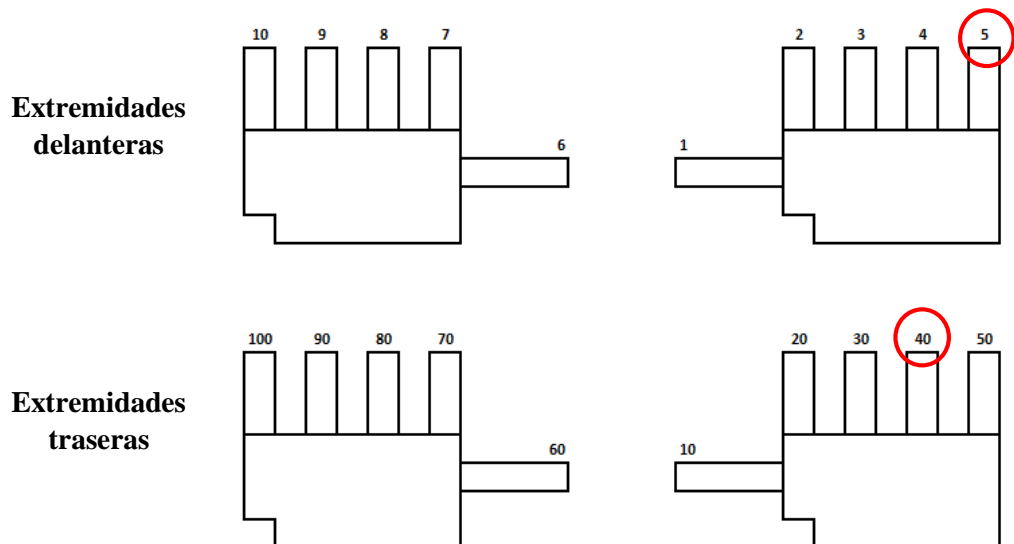


Figura 2. Codificación utilizada para el método de marcaje con corte de dedos de *Phyllodactylus sentosus*, se asume que el orden de los dedos es siguiendo una vista dorso-frontal. Los círculos rojos indican los dedos que serían cortados para codificar al individuo 045.

Las dificultades para acceder a la totalidad del CAMMS, tales como la presencia de casas en el interior y restricciones de acceso debido a investigaciones arqueológicas, influyeron en el tamaño que se abarcó para muestrear a la población. Asimismo, debido a que el área accesible se encontraba fragmentada por los obstáculos ya mencionados, el área de evaluación fue dividida en once estratos de acuerdo a su ubicación: (i) Bancas de Pirámide A, (ii) Borde de Gladiolos, (iii) Borde de Mariano Cornejo, (iv) Borde López Albuja, (v) Camino hacia la Pirámide B, (vi) Frente de Pirámide A, (vii) Frente de Pirámide B, (viii) Oficinas, (ix) Parte alta de Pirámide B, (x) Parte baja de Pirámide B, (xi) Teatro (Figura 5).

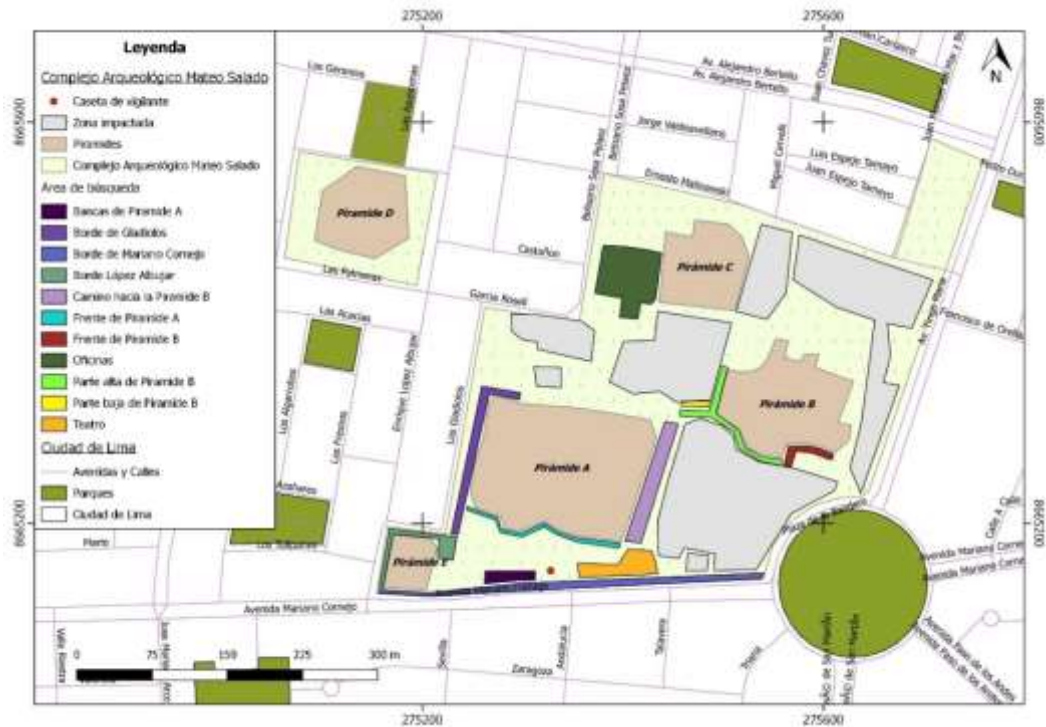


Figura 5. Ubicación de los estratos evaluados en el interior del Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado (CAMMS) (diseñado en qGIS v. 2. 18).

C. Procedimientos para recolectar información

Tomando en cuenta los objetivos específicos de este estudio, se registraron dos tipos de datos: (i) Datos poblacionales y (ii) datos abióticos.

1. Datos poblacionales

La toma de datos para estimar el tamaño poblacional se realizó mediante el método de captura y recaptura de individuos, siendo el corte de dedos la metodología de marcaje permanente. Durante cada mes de evaluación, los individuos capturados fueron registrados con sus respectivos códigos y fechas de captura en la base de datos. Asimismo, los individuos recapturados fueron registrados con el código asignado previamente y la fecha de recaptura. De esta manera, al finalizar la evaluación se obtuvieron los totales de individuos capturados y recapturados para cada mes.

Como parte de determinar patrones demográficos, durante las visitas nocturnas, además de marcar a los individuos capturados, también se registraron datos para cada uno de ellos tales como estadio de vida, sexo y observaciones adicionales, como la

presencia de huevos en hembras adultas. La diferenciación entre estadios de vida se basó en la coloración de la piel del individuo. Si presentaba un color anaranjado brillante, se categorizaba como juvenil. En cambio, si su piel mostraba un color crema y grisáceo, era clasificado como adulto (Dixon y Huey 1970). Aquellos individuos que presentaron una coloración intermedia entre ambos estadios fueron calificados como subadultos. En el caso del sexo, la presencia o ausencia de hemipenes en la base de la cola determinó si el individuo era considerado como macho o hembra respectivamente (Rhen, Ross, y Crews 1999; Rhen, Sakata, y Crews 2005). Cabe resaltar que el sexo solo fue registrado en individuos adultos, pues en este estadio los hemipenes se encuentran más desarrollados y la distinción entre machos y hembras es más precisa (Holmes et al. 2005).

Adicionalmente, se tomaron datos morfométricos tales como la Longitud Hocico-Cloaca (SVL) y el ancho de la cola. Estos datos fueron registrados con el objetivo de determinar si hay diferencias detectables entre cada estadio de vida y sexo. De esta manera, sería posible comprobar si la diferenciación que se realizó por patrones visuales es estadísticamente significativa.

Por otro lado, con el objetivo de tener un indicador de la detectabilidad o capacidad de detección de la especie, se estimó el número de capturas por visita nocturna. Debido a que durante cada visita no se recorrió el mismo tamaño de área, el número de capturas fue corregido por el área recorrida. De esta manera, el estimador de la detectabilidad de la especie por cada visita nocturna fue la *densidad de capturas* (Ecuación 1). El área recorrida se estimó mediante el software Google Earth v. 7.3.1.4507.

$$\text{Densidad de capturas} = \frac{\text{Total de individuos capturados en una visita}}{\text{Área recorrida en una visita}}$$

Ecuación 1. Definición de la variable *densidad de capturas*.

2. Datos abióticos

a. Temperatura ambiental

La estimación de la temperatura ambiental fue realizada en base a los datos registrados por la estación meteorológica del CAMMS. Esta toma de datos se realizó con intervalos de una hora durante todo el período de estudio, es decir, desde octubre del 2016 hasta abril del 2017. Sin embargo, para el presente estudio solo se utilizarán los datos correspondientes a las horas y días en los cuales se realizaron las visitas nocturnas.

b. Humedad ambiental

La humedad ambiental también fue determinada mediante los datos registrados por la estación meteorológica del CAMMS desde octubre del 2016 hasta abril del 2017. Esta estación meteorológica está ubicada en la zona central del CAMMS. De la misma manera, solo se utilizaron los datos registrados durante las horas y días en los cuales se realizaron las visitas nocturnas.

c. Estimación de la disponibilidad de refugios

Tomando en cuenta la importancia del número de refugios disponibles en la elección de microhábitat en otras especies de geckos (Hódar et al. 2006; Williams y McBrayer 2007), se consideró como un factor que podría influir sobre la detectabilidad del gecko de Lima.

La estimación de refugios se realizó después de la temporada de estimación de individuos debido a que antes del estudio no había una definición clara de “refugio”. De esta manera, durante las intervenciones se pudo reconocer qué lugares utilizaban los geckos como refugios y así desarrollar un concepto adecuado para la especie.

Los potenciales refugios para geckos fueron contabilizados mediante cuadrantes de 1 m^2 distribuidos sistemáticamente cada 5 metros. Debido a que las superficies que debían ser evaluadas no eran totalmente uniformes y algunas tenían un alto grado de inclinación, se utilizaron hilos de pabilo para formar el cuadrante (Figura 6). Dado que la estimación realizada con esta metodología muestra la cantidad de refugios por metro cuadrado, la variable que representará la estimación de refugios se denominará *densidad de refugios*.



Figura 3. Cuadrante de 1 m^2 hecho con pabilo utilizado durante la evaluación.

Como se mencionó anteriormente, la evaluación poblacional se realizó en once estratos clasificados de acuerdo con su ubicación (Figura 5). Para estimar la densidad de refugios se decidió elegir seis estratos representativos del CAMMS. La elección se realizó en base a la cantidad de avistamientos durante la evaluación poblacional. Por ello, con el objetivo de evitar algún sesgo, se analizaron: a) Estratos con alta cantidad de avistamientos, b) Estratos con mediana cantidad de avistamientos, y c) Estratos con baja cantidad de avistamientos. Para cada tipo de estrato se eligieron dos lugares. De esta manera, se analizó la disponibilidad de refugios en un total de seis estratos representativos de la huaca. Posteriormente, los estratos fueron reclasificados según la densidad de refugios obtenida, con el objetivo de describir a cada uno en base a esta variable.

Cabe resaltar que, a pesar de haber realizado una intensiva búsqueda bibliográfica que proporcione un método viable para estimar la densidad de refugios en este proyecto, fue necesario generar una metodología a partir de la adaptación de otras técnicas. Los antecedentes que dieron lugar al método utilizado en este estudio fueron empleados en diferentes especies de gecko (Vasconcelos, Santos, y Carretero 2012; R. Williams, Pernetta, y Horrocks 2016; Eifler et al. 2017) e inclusive el uso de cuadrantes y la clasificación de las zonas de evaluación fueron incorporados en este estudio a partir de una metodología aplicada en una especie de pez (Forrester y Steele 2004).

D. Análisis de datos

El análisis de datos fue diferente para cada objetivo específico.

1. Estimación poblacional para cada evento de búsqueda

El tamaño de la población se estimó mediante el método de Cormack-Jolly-Seber (CJS). Este método es ampliamente utilizado en ecología y está diseñado para calcular el tamaño poblacional y estimar probabilidad de sobrevivencia en poblaciones abiertas a partir de la captura y recaptura de individuos (Krebs 2014). Teniendo en cuenta que una población abierta cambia constantemente debido a muertes, nacimientos y migraciones, esta metodología es la más acertada para el gecko de Lima, ya que, si bien carece de migraciones debido a su hábitat fragmentado, experimenta nacimientos y muertes a lo largo del año.

Además de ser aplicable solo para poblaciones abiertas, el método CJS asume principalmente que (i) cada individuo tiene la misma probabilidad de ser capturado independientemente de si fue marcado anteriormente y que (ii) cada individuo marcado tiene la misma probabilidad de sobrevivir de un evento al siguiente evento de búsqueda. Para efectos de este estudio se asumieron estos supuestos basados en experiencias previas con la especie (Pérez, datos no publicados).

El modelo CJS utiliza el número de individuos capturados y recapturados para estimar el tamaño poblacional en cada mes de evaluación. Este cálculo se basa en las siguientes variables:

m_t = número de animales capturados marcados en el muestreo t

u_t = número de animales capturados no marcados en el muestreo t

n_t = número total de animales capturados en el muestreo t , es decir, $m_t + u_t$

s_t = número total de animales liberados después del muestreo t , restando las muertes accidentales, en caso las hubiera, al n_t .

R_t = número de s_t individuos liberados en el muestreo t y capturados nuevamente en un muestreo posterior

Z_t = número de individuos marcados antes del muestreo t , no capturados en el muestreo t , pero capturados en un muestreo posterior al muestreo t .

El tamaño poblacional se obtiene a partir de las siguientes fórmulas:

$$\text{Tamaño poblacional} = \frac{\text{Tamaño de la población marcada}}{\text{Proporción de animales marcados}}$$

$$\text{Proporción de animales marcados} = \frac{m_t + 1}{n_t + 1}$$

$$\text{Tamaño de la población marcada} = \frac{(s_t + 1)Z_t}{R_t + 1} + m_t$$

Como se observa en las fórmulas, el método de CJS permite obtener un tamaño poblacional para cada evento de búsqueda. En este caso, el evento de búsqueda corresponde a tres visitas nocturnas durante la última semana de cada mes, siendo 30 días, el intervalo entre eventos de búsqueda. Por lo tanto, debido a que la evaluación se realizó entre octubre del 2016 y abril del 2017, este estudio presentó un total de siete eventos de búsqueda.

2. Identificación de patrones demográficos

Los patrones demográficos se determinaron mediante: (i) el análisis de la estructura poblacional según estadio de vida y (ii) el análisis de la estructura poblacional según sexo. Con el objetivo de determinar las pruebas estadísticas más adecuadas para cada caso, se comprobaron los supuestos de normalidad mediante la prueba estadística de Shapiro-Wilk y de heterocedasticidad con Levene.

Las variables que fueron sujetas a análisis de normalidad y homocedasticidad fueron:

1. Estructura poblacional según estadio de vida
 - a. Longitud Hocico-Cloaca (SVL) de los individuos capturados agrupados según estadio de vida.

Si las variables eran paramétricas, se utilizó la prueba estadística de ANOVA. En cambio, si eran no paramétricas, la prueba elegida fue Kruskal-Wallis. Como prueba post-hoc, se utilizó Bonferroni y Tukey, respectivamente. El análisis de la estructura poblacional según estadio de vida tuvo como finalidad identificar variaciones en el número de individuos por estadio en cada evento de búsqueda. En esta sección, se verificó si los estadios de vida presentaban diferencias significativas según SVL.

2. Estructura poblacional según sexo
 - a. Ancho de la cola de los individuos capturados agrupados según sexo.
 - b. Longitud Hocico-Cloaca (SVL) de los individuos capturados agrupados según sexo.
 - c. Longitud Hocico-Cloaca (SVL) de todos los individuos capturados.
 - d. Ancho de la cola de todos los individuos capturados.

Si las variables eran paramétricas, se utilizó la prueba estadística t de Student. En cambio, si eran no paramétricas, la prueba elegida fue U de Mann-Whitney.

En el análisis de la estructura poblacional según sexo se buscó identificar variaciones en el número de individuos por sexo en cada evento de búsqueda. En esta sección, se verificó si macho y hembra presentaban diferencias significativas según ancho de cola y SVL.

3. Temperatura, humedad y densidad de refugios como factores que influyen en la detección de la especie

Para cumplir este objetivo, se realizó un análisis descriptivo de los factores abióticos registrados, es decir, temperatura ambiental, humedad ambiental y densidad de refugios. De la misma manera que en el objetivo anterior, se comprobaron los supuestos de normalidad mediante la prueba estadística de Shapiro-Wilk y de heterocedasticidad con Levene.

Las variables que fueron sujetas a los análisis de normalidad y homocedasticidad en este caso fueron:

- a. Densidad de capturas por evento de búsqueda.
- b. Temperatura ambiental por evento de búsqueda.
- c. Humedad ambiental por evento de búsqueda.
- d. Densidad de refugios por estrato de búsqueda.

Como en el objetivo anterior, si las variables eran paramétricas, se utilizó la prueba estadística de ANOVA. En cambio, si eran no paramétricas, la prueba elegida fue Kruskal Wallis. Después del análisis descriptivo, los factores abióticos fueron correlacionados con la densidad de refugios. En este caso, los supuestos de normalidad y homocedasticidad fueron comprobados mediante gráficos P-P (Predicted Probability) y gráficos de dispersión de residuos estandarizados del gráfico P-P, respectivamente. De esta manera, si las variables resultaban paramétricas, se utilizaría la prueba de correlación de Pearson. En cambio, si eran no paramétricas, se utilizaría la prueba de correlación de Spearman.

Como se mencionó anteriormente, se obtuvo un valor de densidad de captura para cada visita nocturna. Dado que se registró la temperatura y humedad ambiental para cada hora de cada visita nocturna, fue necesario promediar los valores para cada visita nocturna en ambas variables. Al tener un valor de temperatura y humedad ambiental para cada visita nocturna, fue posible compararlas con la densidad de capturas.

Finalmente, los factores que presentaron correlación significativa con la densidad de capturas fueron elegidos para ser incluidos en una regresión lineal. La obtención de esta regresión tiene como objetivo estimar que tanto de la densidad de capturas puede ser explicada por cada factor. De esta manera, se podría cuantificar la influencia de los factores resultantes sobre la capacidad de detección de la especie.

E. Consideraciones éticas

Para realizar este estudio se realizaron las coordinaciones y trámites respectivos con las autoridades correspondientes como el Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) (Resolución de Dirección General N° 120-20216-SERFOR-DGGSPFFS), el Ministerio de Cultura (MINCUL) (OFICIO N° 000017-2017/QHAPAQNAN/VMPCIC/MC) y del Comité Institucional de Ética en Investigación (CIEI) de la Universidad Peruana Cayetano Heredia (UPCH) (Constancia 029 – 03 – 17).

Asimismo, se tomaron en cuenta consideraciones que aseguren la bioseguridad tanto de los individuos intervenidos como de los investigadores. Los geckos capturados fueron almacenados en bolsas de tela de manera individual para reducir el estrés por captura, eliminar la probabilidad de daño por peleas entre geckos, y para evitar contagios de ectoparásitos (ácaros) entre individuos. El tiempo que permanecieron en las bolsas fue menor a 15 minutos para evitar un mayor estrés en el animal. Durante la manipulación de los individuos se utilizaron guantes quirúrgicos.

Antes del corte de dedos se aplicó alcohol y se flamearon los materiales a utilizar para esterilizarlos. Este proceso se repitió por cada individuo intervenido para evitar contagios e infecciones. Después del corte de dedos se aplicó yodopovidona, solución antiséptica a base de yodo, en la herida para evitar infecciones posteriores. Finalmente, los investigadores utilizaron alcohol en gel en las manos.

Cabe destacar que todos los investigadores en campo contaban con experiencia en el manejo de geckos de tamaños corporales semejantes. Además, como parte del equipo de evaluación de este proyecto se contó con la asesoría y apoyo del Dr. José

Pérez Z., quien posee amplia experiencia en herpetología y en estudios sobre la ecología de esta especie de gecko.

V. Resultados

Como se mencionó anteriormente, la evaluación poblacional constó de siete eventos de búsqueda conformados por tres visitas nocturnas, las cuales se llevaron a cabo durante la última semana de cada mes, desde octubre del 2016 hasta abril del 2017. El esfuerzo de muestreo en cada evento de búsqueda fue de 10 horas en promedio, siendo 3.3 ± 1.12 horas aproximadamente la duración de cada visita nocturna.

En base a los objetivos planteados, los resultados obtenidos se dividirán en las siguientes secciones:

- a) Análisis descriptivo de la población
- b) Análisis de la densidad de capturas
- c) Análisis de los factores abióticos
- d) Relación entre los factores abióticos y la densidad de capturas
- e) Definición de la regresión lineal

A. Análisis descriptivo de la población

1. Estimación poblacional

La evaluación se llevó a cabo desde octubre del 2016 hasta abril del 2017 mediante siete eventos de búsqueda, uno a finales de cada mes. Durante este periodo se codificaron 127 individuos, de los cuales 17 fueron recapturados una vez y 4, dos veces y 1, tres veces, registrándose en total 155 eventos de capturas y recapturas. En promedio, el número total de individuos capturados por evento de búsqueda fue de 22 ± 3.65 individuos. Mientras que la tasa de recapturas para cada evento fue de 0.24 ± 0.19 . (Tabla 2).

Tabla 2. Número de individuos no marcados, individuos marcados, capturas totales y tasa de recapturas para cada evento de búsqueda. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.

Evento de búsqueda	Individuos no marcados	Individuos marcados	Total de capturas	Tasa de recapturas
I	21	0	21	0.00
II	21	0	21	0.00
III	17	3	20	0.15
IV	14	5	19	0.26
V	14	7	21	0.33
VI	16	6	22	0.27
VII	23	7	30	0.23

Mediante el método Cormack-Jolly-Seber (CJS), se estimó la poblacional del gecko de Lima para cada evento de búsqueda (Tabla 3). Si bien en el primer y último evento de búsqueda se colectaron datos, el método CJS no puede estimar la población en estos eventos dado que necesita de valores registrados en los eventos anteriores y posteriores para estimar su población. Por este motivo, al ser el primer y último evento de búsqueda, no pudieron ser realizados dichos cálculos.

El segundo evento de búsqueda, el cual se llevó a cabo a fines de noviembre del 2016, fue el que registró un mayor estimado poblacional con 1234 individuos. Mientras que el sexto evento de búsqueda, realizado en marzo del 2017, obtuvo el menor valor con 145 individuos. No se encontró ningún patrón en las variaciones del estimado poblacional a lo largo de los eventos de búsqueda. Cabe resaltar que, si bien se logró estimar el tamaño poblacional para cada evento, los valores estimados se encontraron muy alejados de los intervalos de confianza superiores obtenidos (Tabla 3), lo cual indica una baja precisión en los resultados obtenidos.

Tabla 3. Valores estimados de la estimación poblacional del gecko de Lima en la huaca Mateo Salado para los siete eventos de búsqueda llevados a cabo entre Octubre, 2016 y Abril, 2017. *El modelo Cormack-Jolly-Seber no puede calcular estos valores. **El valor estimado obtenido mediante el modelo fue redondeado al número entero más próximo ya que las unidades son individuos. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.

Evento de búsqueda	Captura / Recaptura	Estimación poblacional según el modelo Cormack-Jolly-Seber		
		Valor estimado**	Intervalos de confianza	
			Inferior	Superior
I	21/0	*	*	*
II	21/0	1234	234.5	15684.8
III	17/3	310	125.7	1262.6
IV	14/5	550	165.4	3502.8
V	14/7	322	102.0	1970.5
VI	16/6	146	55.5	734.3
VII	23/7	*	*	*

2. Estructura poblacional según estadio de vida

En cada evento de búsqueda, los individuos capturados fueron clasificados según su estadio de vida en juveniles, subadultos y adultos en base a su coloración corporal. A partir de estos registros, se analizó la variación de la distribución poblacional según estadio de vida a lo largo de la evaluación. Los resultados evidencian un incremento del porcentaje de juveniles entre el penúltimo y último evento de búsqueda, los cuales se realizaron a fines de marzo y abril del 2017, respectivamente. Además, también se halló un incremento de adultos en el cuarto evento de búsqueda, el cual fue realizado a fines del mes de enero del 2017 (Tabla 4).

Tabla 4. Número y porcentaje de individuos de cada estadio de vida durante cada evento de búsqueda. Un individuo capturado en el cuarto evento de búsqueda no pudo ser caracterizado porque escapó durante el registro, por ello, esta tabla solo cuenta con la categorización de 154 individuos. *I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.*

Evento de búsqueda	Número de individuos							% de individuos						
	I	II	III	IV	V	VI	VII	I	II	III	IV	V	VI	VII
Juvenil	5	7	5	4	6	13	14	23.8	31.8	25.0	22.2	28.6	59.1	46.7
Subadulto	12	9	9	4	8	1	6	57.1	40.9	45.0	22.2	38.1	4.5	20.0
Adulto	4	6	6	10	7	8	10	19.0	27.3	30.0	55.6	33.3	36.4	33.3

Adicionalmente, con el objetivo de verificar rangos de diferenciación entre estadios según el SVL, se compararon a los individuos de cada estadio en base al SVL. Dado que los datos fueron no paramétricos (ver Anexos, sección 1.1), se utilizó la prueba Kruskal-Wallis. Los resultados evidencian diferencias significativas ($p < 2.2 \times 10^{-16}$) entre los estadios según SVL (Gráfico 1). Además, se identificaron rangos de diferenciación preliminares de SVL para cada estadio de vida (Tabla 5).

Tabla 5. Estadísticos descriptivos del Snout-Vent Length (SVL) por estadio de vida

Estadio de vida	N	Promedio \pm DS	Mínimo	Máximo
Juvenil	54	33.41 \pm 4.93	25	42.6
Subadulto	49	45.80 \pm 3.82	38.2	54
Adulto	51	54.97 \pm 4.12	46.4	65.7

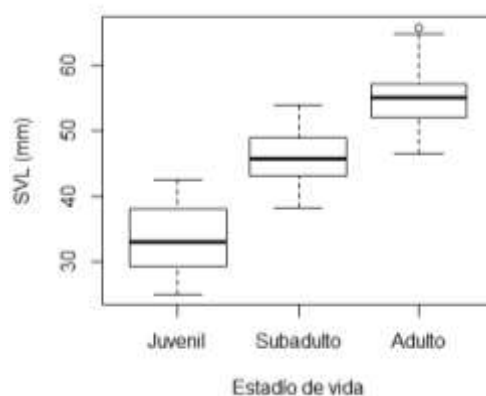


Gráfico 1. Comparación entre estadios de vida según Snout-Vent Length (SVL).

3. Estructura poblacional según sexo

De la misma manera que la población fue clasificada según estadio de vida, se registró el sexo de los individuos adultos capturados. En este estudio se usó la presencia de hemipenes en la base de la cola como indicador de sexo. En base a estas observaciones, se analizó la variación de la proporción sexual a lo largo de la evaluación. Se observó que la presencia de individuos hembras fue predominante a lo largo del estudio, siendo el sexto evento de búsqueda, realizado a fines de marzo del 2017, en donde todos los individuos adultos registrados fueron de este sexo (Tabla 6).

Tabla 6. Número y porcentaje de individuos de cada sexo durante cada evento de búsqueda.

Evento de búsqueda	Número de individuos							% de individuos						
	I	II	III	IV	V	VI	VII	I	II	III	IV	V	VI	VII
Macho	1	2	1	4	2	0	6	25.0	33.3	20.0	40.0	28.6	0.0	60.0
Hembra	3	4	4	6	5	8	4	75.0	66.7	80.0	60.0	71.4	100.0	40.0

Ambos sexos fueron comparados según el ancho de la base de la cola para verificar si esta medida puede ser considerada como un indicador del sexo para la especie. Por factores logísticos durante la captura, de los 34 individuos registrados como hembras, solo a 27 se les realizó esta medición. Dado que las variables fueron no paramétricas (ver Anexos, sección 1.2.1), se utilizó la prueba U de Mann-Whitney para comparar el ancho de la cola entre cada sexo. Los resultados muestran que no hay diferencias significativas entre ambos sexos en base a esta medición (U de Mann Whitney = 126.5, $p = 0.77$, Tabla 7, Gráfico 2).

Adicionalmente, siendo las hembras con huevos los únicos individuos de los que se tiene un registro certero de sexo, los registros de ancho de cola de este grupo fueron comparados de manera independiente. De esta manera, al comparar a las hembras que presentaron huevo con los machos, los resultados indicaron diferencias significativas entre ambos según el ancho de la cola. En este caso, los machos

presentaron un ancho de cola significativamente mayor que el de las hembras (U de Mann Whitney = 37.0; $p = 0.05$, Tabla 7, Gráfico 2).

Tabla 7. Tabla descriptiva del ancho de la base de la cola para individuos categorizados como hembra, hembras con huevo e individuos categorizados como machos.

Sexo	N	Media \pm DS	Mínimo	Máximo
Hembra	27	5.5 \pm 0.7	4.5	6.8
Macho	16	5.6 \pm 0.6	4.0	6.6
Hembras con huevo	8	5.1 \pm 0.7	4.5	6.7

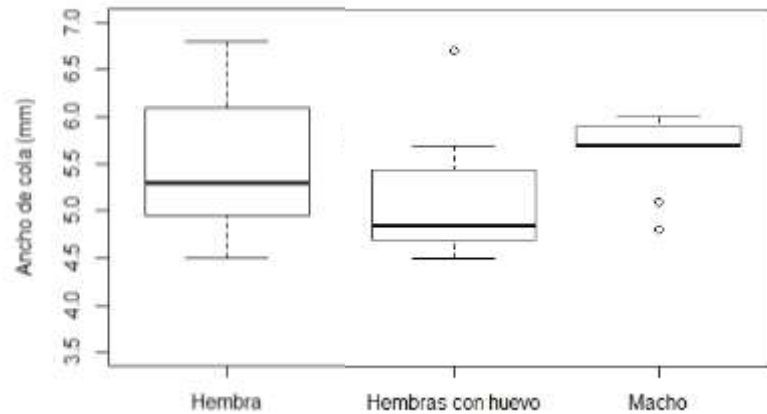


Gráfico 1. Comparación entre individuos categorizados como hembra, hembras con huevo e individuos categorizados como machos según el ancho de la base de la cola (mm).

Tomando en cuenta este resultado, se comparó el SVL entre hembras con huevo y machos con el objetivo de verificar dimorfismo sexual por tamaño corporal. Al observar las medias cada grupo, las hembras con huevo presentaron valores más altos que los machos (Tabla 8)

Tabla 8. Tabla descriptiva del SVL de hembras con huevo y machos.

Sexo	Media	Mínimo	Máximo
Hembras con huevo	56.69 \pm 4.73	51.6	65.7
Machos	52.06 \pm 2.48	49.7	57.4

En este caso, las variables fueron paramétricas (ver Anexos, sección 1.2.2) por lo que se utilizó la prueba t de Student. Los resultados mostraron diferencias significativas entre ambos grupos, siendo las hembras con huevo más grandes que los machos ($F = 2.32$, $p = 0.006$, Gráfico 3).

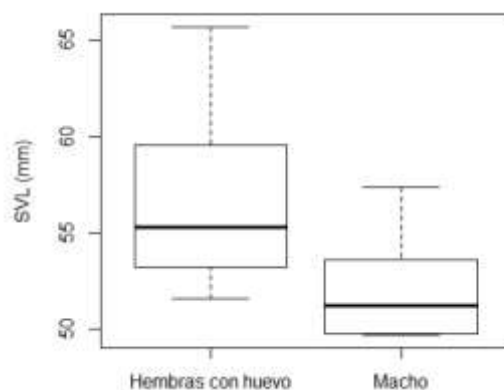


Gráfico 2. Comparación entre hembra con huevo y macho según SVL (mm).

De esta manera, se obtuvieron rangos referenciales para la identificación de hembras y machos adultos mediante dos medidas morfométricas: el ancho de cola y el SVL. Asimismo, se verificó dimorfismo sexual según tamaño corporal para esta población, en donde las hembras son mayores que los machos.

4. Pico reproductivo

Durante cada evento de búsqueda, se registró el número de hembras con huevos. Los resultados señalan un incremento de este grupo durante el tercer evento de búsqueda, el cual se llevó a cabo a fines del mes de diciembre, hasta el quinto evento, a fines de febrero (Tabla 9, Gráfico 4).

Tabla 9. Número y porcentaje de hembras sin y con huevo capturadas durante los eventos de búsqueda. *I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.*

Evento de búsqueda	Número de individuos							% de individuos						
	I	II	III	IV	V	VI	VII	I	II	III	IV	V	VI	VII
Hembras sin huevo	3	3	1	4	3	8	4	100.0	75.0	25.0	66.7	60.0	100.0	100.0
Hembras con huevo	0	1	3	2	2	0	0	0.0	25.0	75.0	22.2	40.0	0.0	0.0

Los resultados también señalan un pico de juveniles para el sexto y séptimo evento, los cuales corresponden a la semana final de marzo y abril respectivamente (Tabla 4, Gráfico 4).

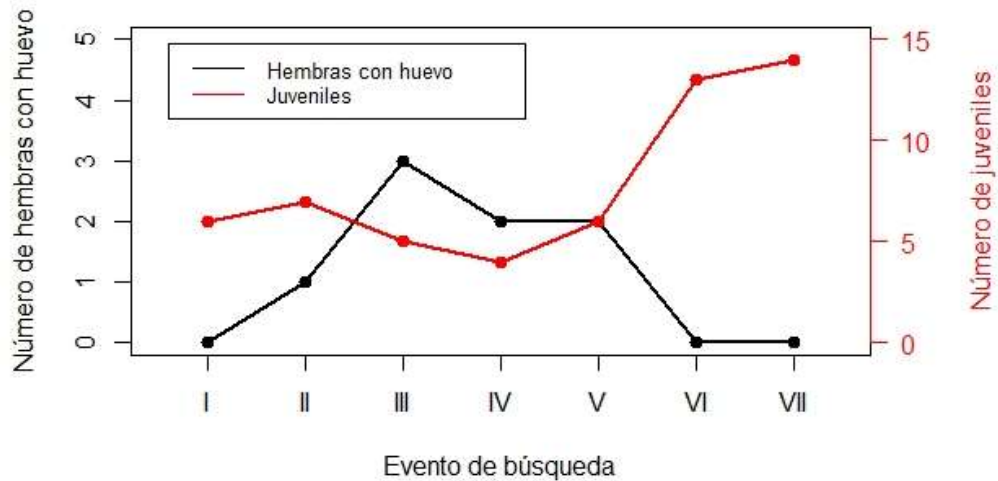


Gráfico 4. Pico reproductivo entre el tercer y quinto evento de búsqueda e incremento de juveniles a partir del sexto evento. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.

B. Análisis de la densidad de capturas

Como parte de la evaluación de la densidad de capturas a lo largo del estudio, se verificó si hubo variaciones de esta variable entre los meses de muestreo. Debido a que las variables fueron no paramétricas (ver Anexos, sección 1.3), se utilizó la prueba de Kruskal Wallis. Los resultados señalan que la densidad de capturas permaneció constante durante los siete eventos de búsqueda (Test KW= 1.6828, $p = 0.9464$, Tabla 10).

Tabla 10. Estadísticos descriptivos de la densidad de capturas por evento de búsqueda. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.

Evento de búsqueda	N	Media	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
I	3	6.6 E ⁻⁰³	1.9 E ⁻⁰³	4.5 E ⁻⁰³	8.4 E ⁻⁰³
II	3	5.9 E ⁻⁰³	3.7 E ⁻⁰³	3.8 E ⁻⁰³	10.3 E ⁻⁰³
III	3	3.5 E ⁻⁰³	1.3 E ⁻⁰³	2.0 E ⁻⁰³	4.3 E ⁻⁰³
IV	3	5.0 E ⁻⁰³	3.7 E ⁻⁰³	0.8 E ⁻⁰³	8.2 E ⁻⁰³
V	3	5.7 E ⁻⁰³	3.3 E ⁻⁰³	3.1 E ⁻⁰³	9.5 E ⁻⁰³
VI	3	5.3 E ⁻⁰³	3.5 E ⁻⁰³	2.6 E ⁻⁰³	9.3 E ⁻⁰³
VII	3	5.9 E ⁻⁰³	2.6 E ⁻⁰³	4.1 E ⁻⁰³	8.9 E ⁻⁰³

C. Análisis de factores abióticos

1. Temperatura ambiental

Debido a que las variables fueron no paramétricas (ver Anexos, sección 1.4.1.), se utilizó la prueba de Kruskal Wallis para determinar si en al menos uno de los meses se registró una temperatura ambiental promedio significativamente diferente del resto. Asimismo, se utilizó la prueba post-hoc Tukey para determinar cuáles fueron los eventos significativamente diferentes.

Según la prueba Kruskal-Wallis, hay diferencias significativas entre los eventos de búsqueda según la temperatura ambiental (Test KW = 17.01, p = 0.009). La prueba de Tukey señala que el cuarto y quinto evento de búsqueda, llevados a cabo a finales de enero y febrero, respectivamente, presentaron temperaturas significativamente mayores que las de los otros meses. Asimismo, en el primer evento de búsqueda se presentó la temperatura más baja de la temporada de evaluación, la cual fue significativamente diferente que las demás. El cuarto, quinto y séptimo evento presentaron temperaturas intermedias, las cuales fueron significativamente diferentes a los demás meses, pero estadísticamente iguales entre ellas. Finalmente, el sexto evento presentó temperaturas significativamente diferentes a las del resto de eventos,

mayor que el primero, segundo, tercero y séptimo, y menor que el cuarto y quinto (Gráfico 5, Tabla 11).

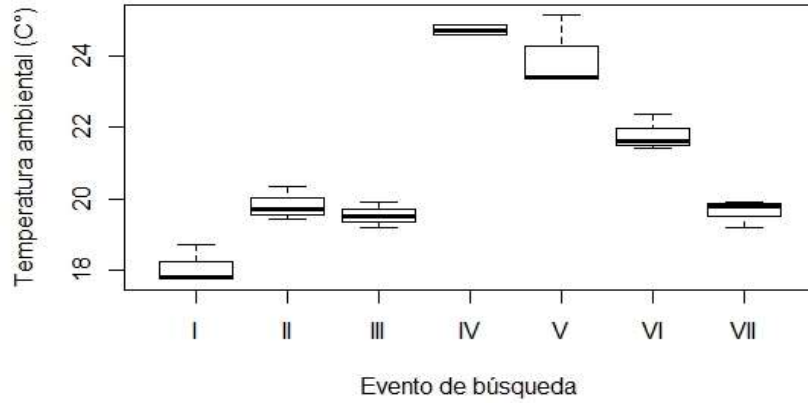


Gráfico 5. Variación del promedio de temperatura ambiental en el complejo arqueológico Mateo Salado. I: Fines de octubre del 2016, II: Fines de noviembre del 2016, III: Fines de diciembre del 2016, IV: Fines de enero del 2017, V: Fines de febrero del 2017, VI: Fines de marzo del 2017, VII: Fines de abril del 2017.

Tabla 11. Valores según la prueba Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreado) al comparar las temperaturas ambientales promedio de cada evento de búsqueda. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos eventos son significativamente diferentes.

	Evento de búsqueda						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
I		-1.74	-1.45	-6.65	-5.88	-3.71	-1.5
II	0.03*		0.29	-4.91	-4.14	-1.97	0.19
III	0.08*	0.99		-5.20	-4.43	-2.27	-0.10
IV	0.00*	0.00*	0.00*		0.77	2.93	5.10
V	0.00*	0.00*	0.00*	0.745		2.17	4.33
VI	0.00*	0.01*	0.00*	0.00*	0.00*		2.17
VII	0.06*	0.99	1.00	0.00*	0.00*	0.00*	

2. Humedad ambiental

En este caso, las variables fueron paramétricas (ver Anexos, sección 1.4.2.), por ello se utilizó la prueba de ANOVA y, como prueba post-hoc, la de Bonferroni. Los resultados indican que hay diferencias significativas entre los meses de evaluación según la humedad ambiental ($p = 0.04$) (Gráfico 6, Tabla 12).

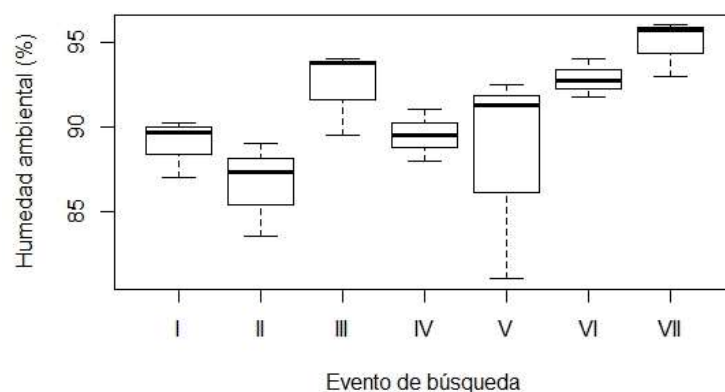


Gráfico 6. Variación del promedio de humedad ambiental en el Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado.

Tabla 12. Valores según la prueba de Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreado) al comparar la humedad ambiental promedio de cada mes de evaluación. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos meses son significativamente diferentes.

	Meses de evaluación						
	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril
Octubre		1.49	-4.31	-1.39	-0.15	-4.75	-6.81
Noviembre	0.99		-5.80	-2.88	-1.63	-6.24	-8.31
Diciembre	0.52	0.28		2.91	4.17	-0.43	-2.50
Enero	0.99	0.89	0.89		1.25	-3.35	-5.42
Febrero	1	0.99	0.63	0.99		-4.60	-6.67
Marzo	0.42	0.21	1	0.81	0.53		-2.07
Abril	0.11	0.05*	0.94	0.35	0.16	0.98	

3. Densidad de refugios

Como se mencionó en la sección de metodología (sección IV.C.2.c), la estimación de la densidad de refugios se realizó después de la evaluación de la población para obtener un concepto preciso de “refugio” para la especie. En este estudio, se define como *refugio* a “hendiduras, las cuales pueden ser desde grietas de rocas hasta

intersecciones entre piedras, lo suficientemente profundas como para albergar por lo menos un gecko en su interior”. Se consideraron refugios aquellos orificios con un diámetro promedio de 3.226 ± 2.96 cm, con una profundidad de 10.357 ± 7.376 cm y que podían estar posicionados tanto a ras del suelo como a alturas de hasta 160cm. Asimismo, como se mencionó en la sección IV.C.2.c, se decidió elegir seis estratos representativos del CAMMS para estimar la densidad de refugios. Para ello, se evaluó el número de capturas en cada estrato de evaluación (Gráfico 7).

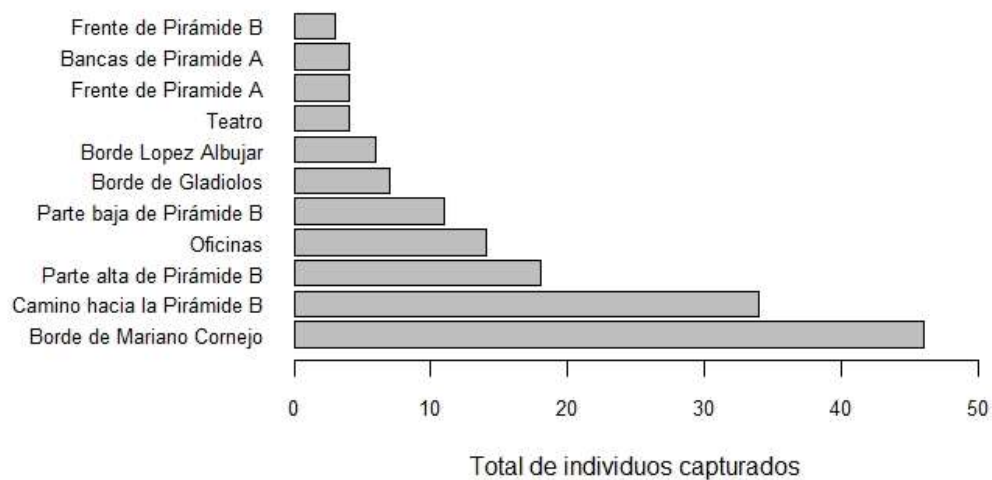


Gráfico 7. Total de individuos capturados en cada zona evaluada del Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado.

A partir de estos resultados, se eligieron dos estratos de cada uno de los siguientes tipos (Figura 7):

a) Estratos con alta cantidad de capturas

- I. Borde de Mariano Cornejo
- II. Camino hacia la Pirámide B

b) Estrato con mediana cantidad de capturas

- I. Parte alta de Pirámide B
- II. Parte baja de Pirámide B

c) Estrato con baja cantidad de capturas.

- I. Borde de Gladiolos

II. Borde López Albújar

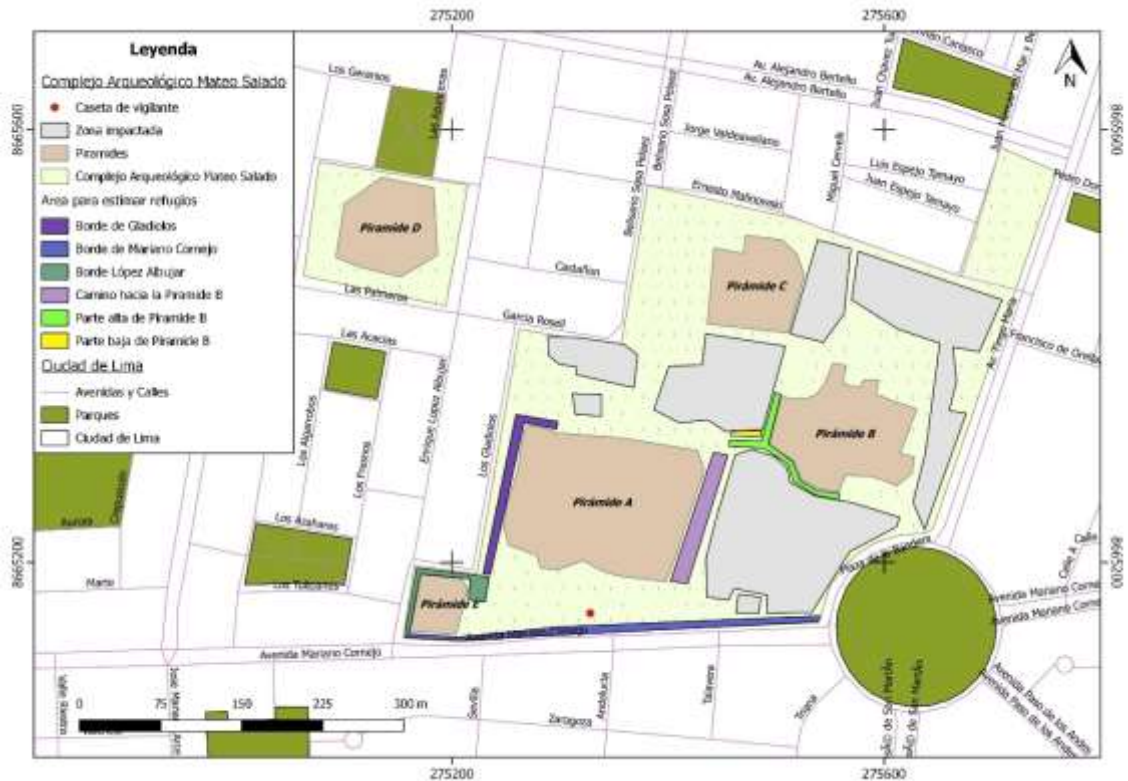


Figura 4. Ubicación de áreas evaluadas para la estimación de refugios en el CAMMS.

Estos lugares fueron comparados entre sí para determinar diferencias significativas de acuerdo con la densidad de refugios promedio. Dado que las variables fueron no paramétricas (ver Anexos, sección 1.4.3), se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis y, como post-hoc, Tukey.

La prueba de Kruskal-Wallis determinó que había diferencias entre los lugares con respecto a la densidad de refugios ($\chi^2 = 56.70$, $p = 2.789e-11$). El Parte Baja de la Pirámide B (PBB) presentó la mayor densidad de refugios en comparación con el resto de los lugares (mediana = 16.5 refugios/m²). El segundo lugar en presentar mayor densidad de refugios fue el Camino hacia la Pirámide B (CPB) (mediana = 4 refugios/m²). Los lugares restantes, es decir, el Borde de Mariano Cornejo (BMC), Borde de López Albujar (BLA), Borde de Gladiolos (BG) y el Parte Alto de la Pirámide B (PAP), fueron estadísticamente iguales entre sí. (Gráfico 8, Tabla 13).

Como se mencionó en la sección de metodología, a partir de estos resultados los estratos fueron re-clasificados según la densidad de refugios (Gráfico 8, Tabla 13). De esta manera, se distinguieron tres grupos de estratos:

- a) Estratos con alta densidad de refugios
 - I. Parte baja de Pirámide B
- b) Estratos con mediana densidad de refugios
 - I. Camino hacia Pirámide B
- c) Estratos con baja densidad de refugios
 - I. Borde de Mariano Cornejo
 - II. Borde de López Albuja
 - III. Borde de Gladiolos
 - IV. Parte alta de Pirámide B.

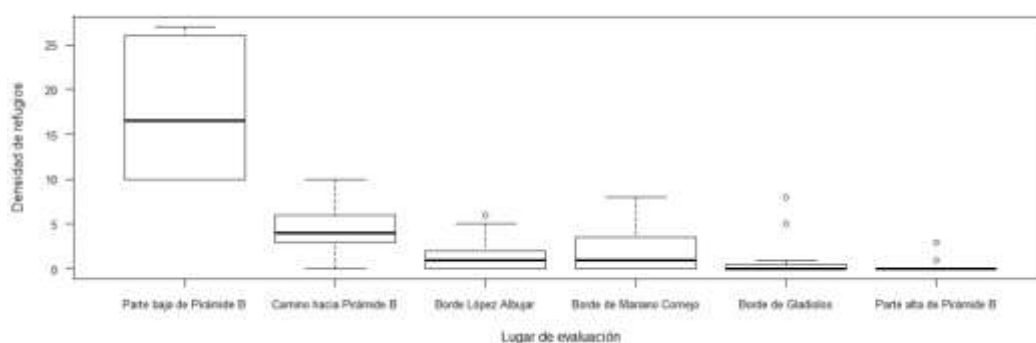


Gráfico 8. Estimación de la densidad de refugios en las zonas evaluadas del Complejo Arqueológico Mateo Salado.

Tabla 13. Valores según la prueba de Tukey (valores sombreados en gris) y de significancia (p) (valores sin sombreadar) al comparar la densidad de refugios en cada estrato. *Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que ambos meses son significativamente diferentes.

	Zonas evaluadas					
	CPB	PBB	BLA	BMC	BG	BAP
CPB		-13.44	2.82	2.30	3.58	3.89
PBB	0.00*		16.26	15.73	17.02	17.33
BLA	0.01*	0.00*		-0.52	0.77	1.08
BMC	0.02*	0.00*	0.98		1.29	1.60
BG	0.00*	0.00*	0.92	0.41		0.31
BAP	0.00*	0.00*	0.79	0.26	0.99	

D. Relación entre los factores abióticos y la densidad de capturas

Debido a que la temperatura ambiental y la densidad de refugios fueron variables no paramétricas (ver Anexos, sección 1.5), se utilizó la prueba de Spearman para analizar la correlación de ambas variables con la densidad de captura. En el caso de la humedad ambiental, los datos presentaron distribución normal y homogeneidad de varianza, se utilizó la prueba de correlación de Pearson.

A partir de los resultados se puede indicar que no se presentó una asociación significativa entre la temperatura ambiental y la densidad de capturas ($p = 0.94$), ni entre la humedad ambiental y la densidad de capturas ($p = 0.86$). Sin embargo, la densidad de refugios si mostró una asociación positiva con la densidad de individuos (Spearman's $\rho = 0.63$; $p = 0.002$) (Gráfico 9).

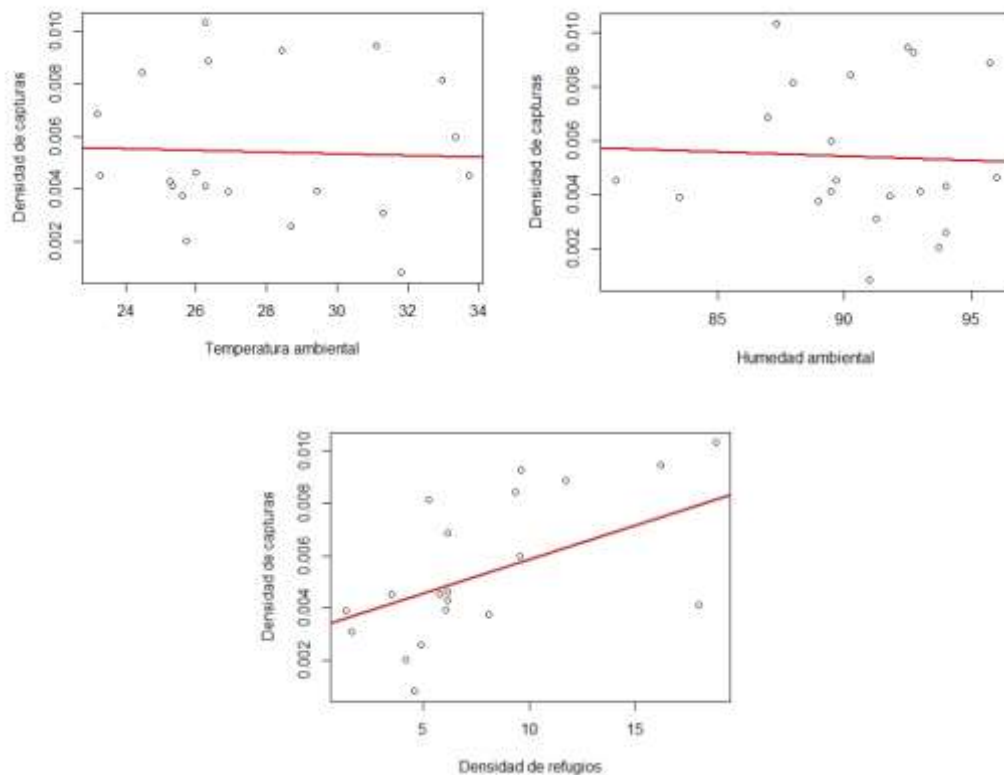


Gráfico 3. Densidad de individuos capturados y factores abióticos (temperatura ambiental, humedad ambiental y densidad de refugios).

E. Definición de la regresión lineal

Como se mencionó en la sección de metodología (sección IV.D.3), los factores que presenten una correlación significativa formarán parte de la definición de una regresión lineal. Dado que la única variable ambiental que presentó relación lineal con la densidad de capturas fue la densidad de refugios, la regresión lineal se basará en esta variable.

La regresión lineal obtenida (Ecuación 2), la cual resultó ser significativa ($p = 0.008$), reporta que la densidad de refugios define aproximadamente el 26.7% de la densidad de capturas por intervención nocturna en el CAMMS ($R^2 = 0.267$).

$$y = 0.00028333x + 0.00289$$

$y =$ Densidad de capturas por intervención nocturna.

$x =$ Densidad de refugios.

Ecuación 2. Regresión lineal para inferir la densidad de capturas en base a la densidad de refugios.

Si bien la temperatura y la humedad ambiental no tuvieron una correlación lineal significativa con la densidad de capturas, se analizó si la interacción de estas dos variables con la densidad de refugios podría mejorar la regresión. Asimismo, tomando en cuenta un posible efecto de las horas de muestreo sobre la regresión lineal, se probó la interacción de esta variable con la densidad de refugios. En total, se evaluaron siete diferentes regresiones lineales adicionales a la mencionada anteriormente, las cuales cumplieron con los supuestos de normalidad, homocedasticidad y no colinearidad (ver Anexos, sección 1.6). La interacción entre la densidad de refugios, la temperatura ambiental y las horas de muestreo fue la que logró explicar el mayor porcentaje (50.54%) de la variación de la densidad de capturas en comparación con las otras regresiones ($R^2 = 0.51$, Tabla 14).

Tabla 14. Resultados estadísticos de la correlación de Pearson y regresión lineal para inferir la densidad de individuos capturados (*dr*: densidad de refugios, *ta*: temperatura ambiental, *ha*: humedad ambiental, *hm*: horas de muestreo). *Debido a que el predictor no mostró distribución normal, en este caso, se utilizó la prueba de correlación de Spearman.

Dependiente	Predictor	Correlación de Pearson		Regresión lineal		
		Rho	Sig.	Sig.	R ²	AIC
Densidad de capturas	dr	0.52	0.02	0.02	0.27	-190.18
	dr* ta	0.65*	0.00*	0.01	0.35	-192.62
	dr * ha	0.59*	0.00*	0.02	0.26	-190.05
	dr * hm	0.67	0.00	0.00	0.45	-196.11
	dr * ta * ha	0.58	0.01	0.01	0.34	-196.48
	dr * ta * hm	0.73*	0.00*	0.00	0.51	-198.49
	dr * ha * hm	0.66	0.00	0.00	0.43	-195.59
	dr * ta * ha * hm	0.70	0.00	0.00	0.49	-197.99

Por lo tanto, la regresión lineal final para inferir la densidad de capturas por intervención nocturna fue la siguiente:

$$y = 0.0027 + 0.00000497 * x$$

y = Densidad de capturas por intervención nocturna

x = Interacción entre la densidad de refugios, la temperatura ambiental y las horas totales de muestreo durante la intervención nocturna

VI. Discusión

Los resultados obtenidos acerca de la dinámica poblacional del gecko de Lima en el CAMMS lograron aportar información sobre la demografía y los factores abióticos que influirían sobre la capacidad de detección de la especie.

A. Sobre la estimación poblacional

En este estudio, los resultados obtenidos sobre la estimación poblacional del gecko de Lima sugieren una baja tasa de recaptura de la especie. La tasa de recaptura reportada en cada evento de búsqueda fue baja y muy variable (0.18 ± 0.13 en promedio). Generalmente, la heterogeneidad en la tasa de recaptura se debe a dos

motivos: (i) el individuo es más difícil de recapturar (*trap-shyness*) debido al marcaje, o que (ii) el individuo es más fácil de recapturar (*trap-happiness*) debido al marcaje (Horswill, Humphreys, y Robinson 2018). Como se mencionó anteriormente, no hay antecedentes bibliográficos que reporten que el corte de dedos tenga una influencia importante sobre la sobrevivencia de los individuos (Huey et al. 1990; Dodd 1993; Paulissen y Meyer 2000; Phillott et al. 2007). De hecho, en este estudio fue posible encontrar individuos no marcados con cortes de dedos realizados de manera natural. Estas observaciones evidenciarían que esta metodología no influye sobre la sobrevivencia del individuo ni sobre la capacidad que el investigador posee para detectarlo.

En este caso, es probable que el principal factor que afecte la tasa de recaptura es la naturaleza de la especie. Siendo el gecko de Lima un reptil críptico, pequeño y con hábitos nocturnos, las probabilidades de capturar a un individuo son reducidas en comparación con otras especies más vistosas. Asimismo, durante la evaluación se observó que, en gran parte de los casos, los geckos suelen mantenerse cerca a sus refugios. Este bajo desplazamiento también aumenta la dificultad de detección debido a que, al tener refugios cercanos, el escondite será mucho más rápido.

Un factor importante por tomar en cuenta es la diferencia de coloración de los individuos en sus diferentes estadios de vida. Debido a la coloración naranja brillante de los juveniles, es posible que sean más fáciles de detectar que los subadultos y adultos que poseen una pigmentación más críptica. En este estudio, se intentó diferenciar el tamaño poblacional de acuerdo con el estadio, sin embargo, debido a la baja cantidad de individuos capturados, se obtuvieron resultados con baja precisión que tampoco pueden ser interpretables.

B. Sobre la estructura poblacional según estadio

No hay una metodología totalmente efectiva para diferenciar los estadios de vida en el gecko de Lima. En reptiles, generalmente se usan rangos definidos de la Longitud Hocico-Cloaca (SVL) como un indicador de cada estadio de vida (Amo, López, y Martín 2004; Locey y Stone 2008). Sin embargo, dada la falta de información

disponible acerca de la diferenciación entre estadios en base al SVL para el gecko de Lima, el presente estudio utilizó la coloración corporal para diferenciar entre individuos juveniles, subadultos y adultos. Los resultados de la dinámica de la población muestran un evidente incremento de juveniles entre los meses de marzo y abril, el cual sería el resultado del pico reproductivo registrado en diciembre (Gráfico 4). Este resultado tiene coherencia con la información disponible sobre la ecología reproductiva de la familia. Goldberg, registró el pico reproductivo para *P. reissii* (2007) y *P. angustidigitus* (2016) entre noviembre y diciembre de cada año. Esta información en especies del mismo género y presentes en el desierto costero central peruano son un indicador adecuado para inferir el pico reproductivo del gecko de Lima.

También se observó durante el primer evento de búsqueda que el estadio predominante en la población fue subadulto. Sin embargo, a partir del segundo evento, la proporción de subadultos empezó a disminuir y aumentar la proporción de adultos (Tabla 4). Esta observación se hace más evidente durante el cuarto evento, en donde la proporción de adultos es más de la mitad del total de la población (Tabla 4). Paralelamente, a partir del segundo evento de búsqueda, las temperaturas ambientales empiezan a aumentar, alcanzando su máximo punto también durante el cuarto evento (Gráfico 5). Estos resultados estarían evidenciando una asociación entre el crecimiento de los individuos y las variaciones de la temperatura ambiental. La temperatura ambiental se considera un factor muy relacionado al crecimiento de las especies ectotérmicas (Bustard 1968). Un estudio realizado sobre *Gehyra variegata*, un gecko australiano, registró dos temporadas reproductivas para la especie con una separación de un mes entre ambas. La primera nidada suele incubarse a mediados de la temporada de temperaturas altas, y un mes después, ocurre la incubación de la segunda nidada (Bustard 1968). Después de 65 días aproximadamente de la primera incubación, la primera nidada nació y mostró un crecimiento rápido hasta el inicio de la temporada de temperaturas bajas (Bustard 1968). Para esa fecha, la segunda nidada recién nacía y, a diferencia de la primera, su crecimiento inicial fue lento y solo aceleró hasta el retorno de la temporada de temperaturas altas (Bustard 1968). Tomando en cuenta esto, la disminución de subadultos e incremento de adultos podría estar asociado al incremento de la temperatura ambiental. Adicionalmente, al evaluar a los individuos recapturados

durante el estudio, se encontró una evidencia de esta asociación. De los doce que fueron marcados estando en estadio subadulto y recapturados después del cuarto evento, ocho presentaron características morfológicas y de patrón de coloración correspondiente a estadio adulto durante la recaptura.

Entonces, tomando en cuenta los meses a los que corresponde cada evento, se estarían distinguiendo dos procesos de desarrollo: Subadultos pasando a la adultez (Octubre – Marzo) y nacimiento de juveniles (Marzo – Abril). Si bien esta información representa una base importante para estudios poblacionales en la especie, los datos proporcionados por este estudio son referenciales, ya que la definición de las fases del ciclo de vida no formó parte de los objetivos de esta investigación.

Por otro lado, las diferencias significativas entre los estadios según el SVL señalan que el estudio logró determinar de rangos preliminares para su diferenciación en base a esta medida morfométrica. Estos resultados son un primer paso para caracterizar a la especie de manera más precisa, lo cual representa un aporte importante para los futuros estudios poblacionales en la especie.

C. Sobre la estructura poblacional según sexo

La diferenciación entre sexos en reptiles suele ser más sencilla cuando la especie posee dimorfismos sexuales evidentes, tales como coloración dimórfica (Rand 1992; Stuart-Fox y Ord 2004), presencia o ausencia de poros femorales (Pietruszka 1988) o una clara diferencia de tamaños corporales entre sexos. Dado que ninguno de estos casos coincide con el gecko de Lima, se optó por clasificar a los individuos según la presencia de hemipenes en la base de la cola.

Ambos sexos fueron comparados según el ancho de la base de la cola con el objetivo de comprobar si esta medida presenta un patrón de dimorfismo sexual como en algunas especies de reptiles (Sreekar et al. 2011). Los resultados indicaron que el ancho de la base de la cola no difería significativamente entre los individuos categorizados como hembras y machos. Sin embargo, al comparar el ancho de la cola entre las hembras con huevo y los machos, si se obtuvo diferencias significativas, en donde los machos presentaron un ancho de cola mayor que el de las hembras con

huevo (Gráfico 2). Este resultado indicaría que es posible que una parte o la totalidad de los individuos caracterizados como hembras en realidad eran machos. Ambas interpretaciones evidencian que la identificación de los sexos al observar a simple vista la presencia o ausencia de hemipenes resulta un método poco confiable en este estudio. Generalmente, la identificación de sexos mediante hemipenes utiliza técnicas más precisas como imágenes por ultrasonido, tomografía y radiografía (Morris y Henderson 1998). Si bien no se exploró metodologías más avanzadas, los valores referenciales de ancho de cola representa información útil para futuros estudios. Dada la imposibilidad de realizar análisis gonadales para verificar el sexo de cada individuo, el uso de medidas morfométricas resulta una alternativa no invasiva.

A partir de este resultado, la caracterización de cada sexo se realizó tomando en cuenta solo a las hembras con huevo. De esta manera, este estudio también registró un potencial dimorfismo sexual según tamaño corporal para esta población, en donde las hembras presentaron mayor SVL que los machos. Este patrón es muy común en reptiles, por ejemplo, en ocho especies de geckos del género *Diplodactylus*, se registró que las hembras muestran un SVL significativamente mayor que los machos (How, Dell, y Wellington 1986). Asimismo, Zhang et al. (2005) registró un mayor SVL en hembras para la especie *Phrynocephalus vlangalii*. Probablemente, este patrón este asociado a la ventaja evolutiva que poseen las hembras al tener troncos más largos, pues esta característica les permitiría albergar mayor cantidad de huevos teniendo un mayor potencial reproductivo (Tollestrup 1982; Olsson et al. 2002). Por lo tanto, el resultado descrito demostraría evidencia de dimorfismo sexual en la especie en base al tamaño corporal medido por el SVL. Este resultado coincide al obtenido por Valdez (2016) en la población de la Huaca Pucllana. Cabe añadir que los resultados obtenidos coinciden con la regla de Rensch, la cual afirma que aquellas especies con tamaños corporales reducidos presentan un dimorfismo sexual en donde las hembras presentan mayor tamaño corporal que los machos. Este patrón biogeográfico ha sido observado en diferentes taxas, entre los que se encuentran lagartijas Teiidae y Gymnophthalmidae del nuevo mundo (Frýdlová y Frynta 2015).

Cabe resaltar que hay diversos estudios han evaluado patrones de dimorfismo sexual alternativos, los cuales que podrían ser probados en futuros estudios acerca de la

especie. Por ejemplo, algunas investigaciones en reptiles han comprobado que el tamaño de la cabeza suele diferir entre machos y hembras como en el caso de diferentes especies de Iguanidae, en donde los machos suelen tener la cabeza más grande que las hembras como resultado de selección sexual. Al tener la cabeza más grande, los machos suelen tener mayor ventaja al competir por hembras (Carothers 1984) Asimismo, la longitud del tronco es otra variable que suele presentar patrones de dimorfismo sexual en lagartijas como resultado de selección por fecundidad.

Finalmente, tomando en cuenta las posibles variaciones al identificar a las hembras durante la evaluación, es probable que la predominancia de hembras observada en cada evento de búsqueda sea un resultado poco confiable.

D. Sobre el pico reproductivo

Los resultados señalan un incremento de hembras con huevo para el tercer, cuarto y quinto evento, los cuales corresponden a los meses de diciembre del 2016, enero y febrero del 2017. También, se observa un creciente incremento de juveniles durante el sexto y séptimo evento, los cuales corresponden a los meses de marzo y abril del 2017. Tomando en cuenta la esperanza de vida de los geckos, la cual varía entre los dos y tres años (Werner et al. 1993; Howard, Parmelee, y Powell 2001), es probable que este incremento de juveniles sean el resultado del pico de hembras grávidas observado en diciembre del 2016. Este resultado coincide con el obtenido por Valdez (Valdez 2016), quien también identificó un pico reproductivo entre los meses de noviembre y febrero para la población de la huaca Pucllana a partir de observaciones personales de hembras con huevo.

En el Perú, especies tales como *Phyllodactylus angustidigitus*, *Phyllodactylus reissii* y *Microlophus peruvianus* tienen picos reproductivos ya definidos, los cuales se llevan a cabo en fechas similares a las halladas en este estudio: entre noviembre y diciembre para los dos primeros (Goldberg 2016, 2007) y en setiembre para el último (Ramírez 2017). Si bien es necesario realizar análisis de tejido gonadal en diferentes momentos del año para confirmar este resultado (Ramírez-Bautista y Vitt 1997; Ramírez-Bautista y Pardo 2002), dado el estado de conservación del gecko de Lima,

llevar a cabo un estudio de este tipo resulta logísticamente imposible. Por ello, la información proporcionada en este estudio es una base valiosa para el estudio de la ecología reproductiva de la especie. En este caso, lo recomendable para tener certeza de las fechas donde se produce este pico reproductivo es realizar estudios a largo plazo para confirmar este resultado preliminar.

E. Sobre la regresión lineal

En este estudio, la densidad de capturas se interpreta como la capacidad de detectar o la detectabilidad de la especie durante una visita. Por lo tanto, la regresión lineal obtenida en este estudio permite inferir la densidad de individuos que pueden ser capturados en un lugar con determinado número de refugios, a una cierta temperatura ambiental y durante una determinada cantidad de horas de búsqueda o esfuerzo de muestreo. Este resultado representa una base importante para estudios futuros en áreas poco evaluadas, tales como Pachacamac (492 has), donde si bien se han realizado algunas evaluaciones (Cossíos y Icochea 2006), dada la gran área que posee y las pocas medidas de seguridad con las que cuenta para intervenciones nocturnas, sería útil tener indicadores abióticos sobre la población presente.

Según la regresión lineal obtenida, uno de los factores más influyentes sobre la capacidad de detección de la especie en un evento de intervención es la densidad de refugios en el área de búsqueda. De hecho, este resultado también se interpreta con preferencias por hábitat con mayor cantidad de refugios por el gecko de Lima. Diversos estudios han calificado la presencia de refugios como una característica determinante en la elección de hábitat (Young et al. 2017) y consecuentemente en la distribución geográfica de diferentes especies de reptiles. Una evidencia de ello es un estudio realizado en la isla de Anguilla, Reino Unido, el cual determinó que tres especies de geckos (*Hemidactylus mabouia*, *Thecadactylus rapicauda* y *Sphaerodactylus sputator*) suelen elegir edificaciones estructuralmente complejas (con gran cantidad de grietas y agujeros) como microhábitat debido a que presentan una mayor disponibilidad de refugios (Howard, Parmelee, y Powell 2001). Probablemente, esto se deba a los beneficios que les proporciona este recurso, pues no solo les brinda protección ante depredadores (Berryman, Hawkins, y Hawkins

2006), sino como fuente de termorregulación (Aguilar y Cruz 2010; Vasconcelos, Santos, y Carretero 2012; Vitt y Caldwell 2014) y sitios de oviposición (Huang y Pike, 2012). Dada la importancia fisiológica y ecológica de la presencia de refugios, es importante resaltar que este recurso puede representar un objeto de competencia intraespecífica e influir en la dinámica poblacional de una especie (Berryman, Hawkins, y Hawkins 2006). Algunos estudios sobre reptiles que viven en áreas urbanas han reportado que los potenciales refugios pueden ser desde fisuras en las paredes (Hódar et al. 2006), hasta agujeros de drenaje (Williams y McBrayer 2007). Asimismo, los reducidos espacios que representan los refugios son suficientes para albergar un considerable número de individuos de especies similares al gecko de Lima (Doughty y Shine 1995). Esta capacidad podría haber significado una ventaja al encontrar hábitats adecuados para mantenerse en el tiempo a pesar del crecimiento de la ciudad de Lima. Por ello, considerando que los reptiles en áreas urbanas se encuentran sumamente amenazados debido a la pérdida y fragmentación de hábitat (Gibbon et al. 2000), resulta necesario profundizar los estudios acerca de los recursos que pueden influenciar en la dinámica de sus poblaciones, tal como la disponibilidad de refugios. Si bien diversos estudios han confirmado la importancia de los refugios como factor determinante en la elección de hábitat de saurios, es la primera vez que se reporta dicha preferencia para el gecko de Lima.

Asimismo, la interacción entre la densidad de refugios y el esfuerzo de muestreo mejoró la regresión lineal. El tomar en cuenta esta última variable en la regresión también permitiría obtener la cantidad de horas necesarias para registrar una densidad de capturas aceptable. De esta manera, la regresión lineal obtenida en el presente estudio podría formar parte de una metodología de evaluación para potenciales lugares de distribución del gecko de Lima.

Diversos estudios suelen utilizar evaluaciones basadas en cuadrantes como base para metodología de monitoreo biológico (McArdle 1990; Green y Young 1993). Sin embargo, para la evaluación de poblaciones de especies raras (poco frecuentes), utilizar el tiempo como esfuerzo de muestreo es cualitativamente más eficiente que usar cuadrantes (Strayer, Claypool, y Sprague 1997; Obermeyer 1998). Por ejemplo, un estudio en comunidades de moluscos encontró que el 50% de especies presentes no fueron encontradas al utilizar tiempos de muestreo usuales, pero al incrementar el

tiempo, había mayor probabilidad de encontrar más especies (Metcalf-Smith et al. 2000).

Por otro lado, es conocido que las temperaturas altas juegan un rol esencial en el patrón de actividad de los geckos, como consecuencia, mientras mayor sea la temperatura, mejores serán las capacidades sociales y de forrajeo de la especie (Craioveanu, Craioveanu, y Mireşan 2017). Asimismo, un estudio realizado acerca del gecko de Lima en la Huaca Pucllana reportó una asociación positiva entre el número de avistamientos y la temperatura ambiental y señaló que la especie es más fácil de encontrar durante temperaturas mayores dado que tienen más energía y son más activos (Valdez 2016). Si bien esta correlación no fue reportada en este estudio, la interacción entre esta variable, la densidad de refugios y las horas de muestreo sí muestran tener un papel importante sobre la detectabilidad de la especie. Es posible que la correlación no haya resultado significativa utilizando solo la temperatura ambiental debido a que este estudio evaluó a la población durante la temporada primavera-verano, periodo en donde la temperatura ambiental se mantuvo relativamente alta la mayor parte del tiempo en comparación con la temporada de otoño-invierno, donde las temperaturas suelen bajar hasta los 14.6°C en la ciudad de Lima (SENAMHI 2019). Probablemente, de haberse evaluado durante los meses correspondientes a invierno, los resultados hubieran reportado la amplia variación de temperaturas y su influencia sobre los niveles de actividad de la especie. De hecho, el estudio que reportó la correlación entre la temperatura ambiental y el número de avistamientos en la huaca Pucllana, evaluó a la población durante un año completo (Valdez 2016).

Cabe resaltar que durante la totalidad del periodo de evaluación se registró el evento climatológico de El Niño Costero. Según registros, durante el mes de enero del 2017 se registró la temperatura más alta de los últimos 19 años (SENAMHI 2017). Hasta la fecha, no hay estudios que reporten los efectos de El Niño Costero sobre la comunidad de saurios del Desierto Costero Peruano. Sin embargo, un estudio evaluó los efectos a largo plazo del ENSO en especies de la familia Phyllodactylidae (Catenazzi y Donnelly 2007). Los resultados de este estudio sugieren que las altas precipitaciones ocurridas durante el ENSO de 1997/1998 influyeron sobre una mayor cobertura vegetal para el 2004 (Catenazzi y Donnelly 2007). Este aumento de

vegetación representó un incremento en el hábitat disponible para la especie arbórea *P. reissi* y consecuentemente, una mayor frecuencia de avistamientos (Catenazzi y Donnelly 2007). En el caso del gecko de Lima, la única variable que fue afectada por el ENSO y que, además, puede afectar sobre la capacidad de detección del gecko es la temperatura ambiental. Probablemente, el incremento de esta variable haya tenido cierta influencia sobre los patrones de actividad de gecko durante el estudio. Sin embargo, no es posible llegar a conclusiones concretas pues no hay estudios previos realizados durante la temporada primavera-verano acerca de la población presente en el CAMMS.

Con respecto a la humedad ambiental, los resultados mostraron que este factor abiótico no tiene influencia sobre la detectabilidad de la especie. Si bien es cierto, diversos estudios han demostrado que las variaciones en la humedad ambiental pueden influir sobre los niveles de actividad de algunas especies de geckos y, consecuentemente, en su capacidad de detección (Niewiarowski et al. 2008; Chen y Gao 2010). Sin embargo, estos casos son observados principalmente en especies que se adhieren a las superficies para trasladarse. Dado que el gecko de Lima no pertenece a este grupo, es muy probable que esta sea una de las razones por las que la humedad no muestra asociación con la capacidad de detección. Asimismo, es importante tener en cuenta la poca variación que poseen los niveles de humedad en la ciudad de Lima, los cuales oscilan entre el 80% a 84% de humedad mensual promedio (Temperature Weather, 2019). Probablemente, estas variaciones sean imperceptibles para la especie y por ello, no afecten sus niveles de actividad.

Finalmente, la correlación entre la densidad de refugios y la densidad de individuos se interpreta como una fuerte preferencia del gecko de Lima por lugares estructuralmente complejos, es decir, con gran cantidad de refugios disponibles. Este resultado representa un aporte muy importante en la información acerca de la ecología de la especie. Gracias a este estudio, la densidad de refugios no solo es una variable capaz de inferir la densidad de geckos en un lugar poco estudiado, sino que representa un primer paso para la construcción de modelos de distribución espacial de la especie.

VII. Conclusiones

- Si bien se logró cumplir el objetivo de obtener una estimación poblacional del gecko de Lima en el CAMMS para cada evento de búsqueda, no se observaron patrones claros durante la evaluación dada la baja cantidad de recapturas producto de la baja detectabilidad que posee la especie.
- También, se lograron identificar patrones demográficos para la especie en el área de estudio.
 - La definición preliminar de fases de desarrollo del ciclo vital de la especie encontrados en este estudio, tales como el desarrollo de subadultos a adultos, nacimiento de juveniles y desarrollo de los primeros juveniles a subadultos, a partir de la dinámica poblacional según estadio de vida constituye un primer paso para establecer las épocas del año más importantes para el gecko de Lima, lo cual contribuiría a fundamentar futuras decisiones sobre el manejo y conservación de la especie.
 - Asimismo, los rangos preliminares determinados en este estudio para diferenciar cada estadio según SVL no solo representan información básica para futuros estudios demográficos, sino que permitirían homogeneizar la información acerca de la especie a partir de evaluaciones realizadas en diferentes estudios y mejorar metodología de identificación.
 - Este es el segundo estudio que registra evidencias de dimorfismo sexual según el tamaño corporal en el gecko de Lima, en donde las hembras con huevo fueron más grandes que los machos. De la misma manera que en los estadios de vida, los valores de SVL proporcionados para cada sexo mejorarían su identificación sin necesidad de análisis invasivos adicionales, impulsando estudios demográficos en la especie. Cabe resaltar que en este estudio la diferenciación de sexos por presencia o ausencia de hemipenes

tuvo un error asociado, por lo que los resultados obtenidos siguen siendo referenciales.

- Así como en el caso del dimorfismo sexual, esta es la segunda investigación que determina un pico reproductivo para la especie durante el mes de diciembre. El respaldo de ambos estudios a esta conclusión contribuye con la ampliación de la información básica acerca de la ecología reproductiva de la especie a pesar de la imposibilidad de realizar análisis gonadales.
- Finalmente, se logró determinar que la densidad de refugios y las horas de muestreo influyen sobre la capacidad de detección de la especie en el CAMMS. La regresión lineal obtenida acerca de la capacidad de detección de la especie señala la importancia de tomar en cuenta la densidad de refugios no solo para predecir la cantidad de individuos que pueden ser encontrados en una intervención, sino también señalan que la densidad de refugios en interacción con los factores abióticos forma parte de las preferencias de hábitat de la especie. La importancia de los refugios para el gecko de Lima, justificada en este estudio, representa información fundamental para estudios de distribución espacial de la especie. Asimismo, dado que las horas de muestreo demostraron ser importantes para detectar un mayor número de individuos, la regresión resultante en este estudio ayudaría a estimar el esfuerzo de muestreo necesario para hallar una determinada densidad de capturas en base al número de refugios hallados en el lugar de estudio. Esta información constituye uno de los primeros aportes hacia una nueva metodología de evaluación poblacional para la especie.

VIII. Recomendaciones

En este estudio, la identificación del sexo de los individuos a partir de la presencia o ausencia de hemipenes presentó una gran fuente de error. Por ello, se recomienda

utilizar métodos alternativos en campo para los futuros estudios demográficos de la especie.

La regresión lineal obtenida en este estudio tiene como finalidad ser utilizada para futuras evaluaciones en poblaciones poco estudiadas del gecko de Lima. Sin embargo, se recomienda utilizar la regresión lineal sugerida para evaluaciones a realizarse durante los meses de primavera y verano con el objetivo de obtener una mayor precisión en la predicción.

El concepto de refugio utilizado en este estudio fue determinado a partir de las particularidades del CAMMS. Es posible que los otros sitios arqueológicos posean características específicas en cuanto a la construcción de las estructuras. Por ello, se recomienda revisar este concepto y en caso sea necesario definir el concepto de refugio particular ajustado para la localidad a evaluar.

Asimismo, con el propósito de mejorar esta primera versión de evaluación poblacional en base a capacidad de detección, sería recomendable replicar la obtención de la regresión lineal a partir de una evaluación poblacional intensiva de un año completo. De esta manera, es posible que las variaciones de temperatura presentes durante el año proporcionen una relación más precisa entre la densidad de capturas y la temperatura.

Adicionalmente, con el objetivo de afinar la medición de temperatura y humedad ambiental, sería recomendable utilizar data loggers dentro de los refugios por cada estrato evaluado. Este aporte permitiría obtener información específica de la temperatura dentro del microhabitat de la especie y otorgaría una mayor precisión a la regresión final.

IX. Bibliografía

Aguilar, R. y Cruz, F. 2010. «Refuge Use in a Patagonian Nocturnal Lizard, *Homonota darwini*: The Role of Temperature». *Journal of Herpetology* 44(2): 236-41.

Amo, L., López, P. y Martín, J. 2004. «Prevalence and Intensity of Haemogregarinid Blood Parasites in a Population of the Iberian Rock Lizard, *Lacerta monticola*». *Parasitology Research* 94(4): 290-93.

Anton, J., Rotger, A., Igual, J.M. y Tavecchia G. 2014. «Estimating Lizard Population Density: An Empirical Comparison between Line-Transect and Capture–Recapture

Methods». *Wildlife Research* 40(7): 552-60.

Aronson, M.F.J. et al. 2014. «A Global Analysis of the Impacts of Urbanization on Bird and Plant Diversity Reveals Key Anthropogenic Drivers». *Proc. R. Soc. B* 281(1780): 20133330.

Bailey, L. L., T. R. Simons, y K. H. Pollock. 2004. «Comparing Population Size Estimators for Plethodontid Salamanders». *Journal of Herpetology* 38(3): 370-80.

Barrows, C.W. y Carpenter G.C. 2006. «Population dynamics of a threatened sand dune lizard». *The Southwestern Naturalist* 51(4): 514-23.

Begon, M., Martin, M., y Thompson, D. J. 2009. *Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants*. John Wiley & Sons.

Bellard, C. et al. 2012. «Impacts of Climate Change on the Future of Biodiversity». *Ecology Letters* 15(4): 365-77.

Berryman, A.A., Hawkins, B.A. y Hawkins., B.A. 2006. «The Refuge as an Integrating Concept in Ecology and Evolution». *Oikos* 115(1): 192-96.

Böhm, M. et al. 2013. «The conservation status of the world's reptiles». *Biological Conservation* 157: 372-85.

Bradshaw, C.J. A., Mollet, H.F. y Meekan, M.G. 2007. «Inferring Population Trends for the World's Largest Fish from Mark-Recapture Estimates of Survival». *Journal of Animal Ecology* 76(3): 480-89.

Buckland, S. T., Elston, D. A. y Beaney S. J. 1996. «Predicting Distributional Change, with Application to Bird Distributions in Northeast Scotland». *Global Ecology and Biogeography Letters* 5(2): 66-84.

Buckland, S.T. 1982. «A Mark-Recapture Survival Analysis». *Journal of Animal Ecology* 51(3): 833-47.

Bull, J. J. 1987. «Temperature-dependent sex determination in reptiles: validity of sex diagnosis in hatchling lizards». *Canadian Journal of Zoology* 65(6): 1421-24.

Bustard, H. R. 1968. «The Ecology of the Australian Gecko, *Gehyra variegata*, in Northern New South Wales». *Journal of Zoology* 154(1): 113-38.

Carothers, J. H. 1984. «Sexual Selection and Sexual Dimorphism in Some Herbivorous Lizards». *The American Naturalist* 124(2): 244-54.

Catenazzi, A., y Donnelly, M. A. 2007. «Distribution of geckos in northern Peru: Long-term effect of strong ENSO events?» *Journal of Arid Environments* 71(3): 327-32.

Cederlund, G. et al. 1998. «Managing Roe Deer and Their Impact on the Environment: Maximising the Net Benefits to Society.» *Scandinavian University Press*: 337-372.

- Chen, B. y Gao, H. 2010. «An alternative explanation of the effect of humidity in gecko adhesion: stiffness reduction enhances adhesion on a rough surface». *International Journal of Applied Mechanics* 02(01): 1-9.
- Cossíos, E. D., y Icochea, J. 2006. «NUEVOS REGISTROS PARA EL GECKO DE LIMA, *Phyllodactylus sentosus* (Reptilia, Geckonidae)». *Ecología Aplicada* 5(1-2): 182.
- Cowley, M. J. R. et al. 2000. «Habitat-Based Statistical Models for Predicting the Spatial Distribution of Butterflies and Day-Flying Moths in a Fragmented Landscape». *Journal of Applied Ecology* 37(s1): 60-72.
- Craioveanu, O., Craioveanu, C. y Mireşan, V. 2017. «Plasticity of Thermoregulatory Behavior in Leopard Geckos (*Eublepharis macularius*, Blyth 1954)». *Zoo Biology* 36(4): 273-77.
- Davis, A. R., y Leavitt D. 2007. «Candlelight vigilis: A noninvasive method for sexing small, sexually monomorphic lizards». *Herpetological Review* 38: 402-4.
- Dettmers, R., Buehler, D. A., Bartlett, J. G. y Klaus, N. A. 1999. «Influence of Point Count Length and Repeated Visits on Habitat Model Performance». *The Journal of Wildlife Management* 63(3): 815-23.
- Diario El Peruano. 2004. «DS 034-2004-AG. Categorización de especies amenazadas de fauna silvestre.» *Legislación Forestal*. <https://www.legislacionforestal.org/2014/06/06/ds-034-2004-ag-aprueban-categorizacion-de-especies-amenazadas-de-fauna-silvestre/> (25 de marzo de 2018).
- . 2014. «Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI. Actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas.» <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2016/09/DS-N004-Especies-amenazadas-de-fauna-silvestre.pdf> (25 de marzo de 2018).
- Dixon, J.R, y Huey R.B. 1970. *Systematics of the lizards of the gekkonid genus Phyllodactylus of mainland South America*. Los Angeles County Museum of Natural History.
- Dodd, C. K. 1993. «The Effects of Toeclipping on Sprint Performance of the Lizard *Cnemidophorus sexlineatus*». *Journal of Herpetology* 27(2): 209-13.
- Donnelly, M. A., C. Guyer, E. J. Juterbock, y R. A. Alford. 1994. «Techniques for Marking Amphibians». <http://repository.si.edu/handle/10088/4678> (2 de agosto de 2019).
- Doughty, P. y Shine, R. 1995. «Life in Two Dimensions: Natural History of the Southern Leaf-Tailed Gecko, *Phyllurus platurus*». *Herpetologica* 51(2): 193-201.
- Dowling, H. G. 1967. «Hemipenes and Other Characters in Colubrid Classification». *Herpetologica* 23(2): 138-42.

Eifler, M. A., Marchand, R., Eifler, D. A. y Malela, K. 2017. «Habitat Use and Activity Patterns in the Nocturnal Gecko, *Chondrodactylus turneri*». *Herpetologica* 73(1): 43-47.

«El restaurado complejo arqueológico Mateo Salado abrirá sus puertas». 2009. *Andina*. <https://andina.pe/agencia/noticia-el-restaurado-complejo-arqueologico-mateo-salado-abrira-sus-puertas-218936.aspx> (1 de mayo de 2019).

Fairbairn, D. J., Blanckenhorn, W. U. y Székely, T. 2007. *Sex, Size and Gender Roles: Evolutionary Studies of Sexual Size Dimorphism*. OUP Oxford.

Ferner, J. W. 1979. «A Review of Marking Techniques for Amphibians and Reptiles.» *Herpetological Circulars* 9: 42.

Forrester, G. E., y Steele, M. A. 2004. «Predators, Prey Refuges, and the Spatial Scaling of Density-Dependent Prey Mortality». *Ecology* 85(5): 1332-42.

Frydlová, P., y Frynta, D. 2015. «Strong Support for Rensch's Rule in an American Clade of Lizards (Teiidae and Gymnophthalmidae) and a Paradox of the Largest Tejus». *Die Naturwissenschaften* 102(5-6): 23.

Gaillard, J-M, Festa-Bianchet, M. y Yoccoz, N. G. 1998. «Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival». *Trends in Ecology & Evolution* 13(2): 58-63.

Gaston, K. J. 1998. «Ecology: Rarity as Double Jeopardy». *Nature* 394(6690): 229.

Gibbon, J. W. et al. 2000. «The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians». *BioScience* 50(8): 653-66.

Gienger, C.M., y Beck, D. D. 2007. «Heads or tails? Sexual dimorphism in helodermatid lizards». *Canadian Journal of Zoology* 85(1): 92-98.

Goldberg, S. R. 2007. «Notes on reproduction of Peters' Leaf-toed Gecko, *Phyllodactylus reissii* (Squamata, Gekkonidae), from Peru». https://www.researchgate.net/publication/26570021_Notes_on_reproduction_of_Peters'_Leaf-toed_Gecko_Phyllodactylus_reissii_Squamata_Gekkonidae_from_Peru (24 de enero de 2019).

———. 2016. «Note on Reproduction of *Phyllodactylus angustidigitus* (Squamata: Gekkonidae) from Peru». : 3.

Green, R. H., y Young, R. C. 1993. «Sampling to Detect Rare Species». *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 3(2): 351-56.

Gu, W., y Swihart, R. K. 2004. «Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models». *Biological Conservation* 116(2): 195-203.

Hamer, A. J., y McDonnell, M. J. 2010. «The Response of Herpetofauna to Urbanization: Inferring Patterns of Persistence from Wildlife Databases». *Austral Ecology* 35(5): 568-

Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I. y Sparks, T. H. 1995. «Habitat and Landscape Factors Influencing the Presence of Individual Breeding Bird Species in Woodland Fragments». *Journal of Avian Biology* 26(2): 94-104.

Hódar, J. A., Pleguezuelos, J. M., Villafranca, C. y Fernández-Cardenete, J. R. 2006. «Foraging mode of the Moorish gecko *Tarentola mauritanica* in an arid environment: Inferences from abiotic setting, prey availability and dietary composition». *Journal of Arid Environments* 65(1): 83-93.

Holmes, M. M., Putz, O., Crews, D. y Wade, J. 2005. «Normally occurring intersexuality and testosterone induced plasticity in the copulatory system of adult leopard geckos». *Hormones and Behavior* 47(4): 439-45.

Horswill, C., Humphreys, E. M. y Robinson, R. A. 2018. «When is enough ... enough? Effective sampling protocols for estimating the survival rates of seabirds with mark-recapture techniques». *Bird Study* 65(3): 290-98.

How, R. A., Dell J., y Wellington B. D. 1986. «Comparative Biology of Eight Species of Diplodactylus Gecko in Western Australia». *Herpetologica* 42(4): 471-82.

Howard, K. G., Parmelee J. S. y Powell, R. 2001. «Natural History of the Edificarian Geckos *Hemidactylus mabouia*, *Thecadactylus rapicauda*, and *Sphaerodactylus sputator* on Anguilla». *Caribbean Journal of Science* 37(3): 285-88.

«Huaca Mateo Salado: autoridades no logran erradicar a invasores». 2019. *Panamericana Televisión*. <https://panamericana.pe/24horas/cultura/259886-huaca-mateo-salado-autoridades-logran-erradicar-invasores> (1 de mayo de 2019).

Huey, R. B. 1979. «Parapatry and Niche Complementarity of Peruvian Desert Geckos (Phyllodactylus): The Ambiguous Role of Competition». *Oecologia* 38(3): 249-59.

Huey, R. B., Dunham, A. E., Overall, K. L. y Newman, R. A. 1990. «Variation in Locomotor Performance in Demographically Known Populations of the Lizard *Sceloporus merriami*». *Physiological Zoology* 63(5): 845-72.

Huey, R. B., y Pianka, E. R. 1981. «Ecological Consequences of Foraging Mode». *Ecology* 62(4): 991-99.

Jaksić, F. M., y Greene, H. W. 1984. «Empirical Evidence of Non-Correlation between Tail Loss Frequency and Predation Intensity on Lizards». *Oikos* 42(3): 407-11.

Jordan, J C. 2011. «Notas sobre la ecología de una población relicto de la lagartija de las Lomas *Microlophus tigris* (Tropiduridae: Sauria) en el Parque Zoológico Las Leyendas (Lima, Perú)». *Revista Peruana de Biología* 18(3): 373-76.

Kéry, M., y Schmidt, B. R. 2008. «Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation». *Community Ecology* 9(2): 207-16.

- Koubová, M. et al. 2014. «Sex Determination in Madagascar Geckos of the Genus *Paroedura* (Squamata: Gekkonidae): Are Differentiated Sex Chromosomes Indeed so Evolutionary Stable?» *Chromosome Research* 22(4): 441-52.
- Kratochvíl, L., Fokt, M., Reháč, I. y Frynta, D. 2003. «Misinterpretation of character scaling: a tale of sexual dimorphism in body shape of common lizards». *Canadian Journal of Zoology* 81(6): 1112-17.
- Krebs, C. 2014. *Ecological methodology*. 3rd ed. New York: Harper & Row.
- Lancia, R. A., W. L. Kendall, K. H. Pollock, y J. D. Nichols. 2005. «Estimating the Number of Animals in Wildlife Populations». : 106-53.
- Lehmkuhl, J. F. 1984. «Determining Size and Dispersion of Minimum Viable Populations for Land Management Planning and Species Conservation». *Environmental Management* 8(2): 167-76.
- Lettink, M., y Armstrong, D. 2003. «An Introduction to Using Mark-Recapture Analysis for Monitoring Threatened Species». *Department of Conservation Technical Series* 28A(5): 29.
- Locey, K. J. y Stone, P. A. 2008. «Ontogenetic Factors Affecting Diffusion Dispersal in the Introduced Mediterranean Gecko, *Hemidactylus turcicus*». *Journal of Herpetology* 42(4): 593-600.
- MacKenzie, D.I. et al. 2002. «Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one». *Ecology* 83(8): 8.
- Magan, J. 2010. «Ensamblaje ecológico de poblaciones de *Phyllodactylus sentosus* y *Phyllodactylus microphyllus* (SQUAMATA, GEKKONIDAE) en el Santuario de Pachacamac - Lima, Perú.» *Universidad Ricardo Palma*. <http://repositorio.urp.edu.pe/handle/urp/986> (7 de enero de 2018).
- Magiera, E. 2013. «Almost One in Five Reptiles Struggling to Survive». *IUCN*. <https://www.iucn.org/content/almost-one-five-reptiles-struggling-survive> (8 de mayo de 2018).
- McArdle, B. H. 1990. «When Are Rare Species Not There?» *Oikos* 57(2): 276-77.
- McKinney, M. L. 2002. «Urbanization, Biodiversity, and Conservation». *BioScience* 52(10): 883-90.
- McKinney, M. L. 2006. «Urbanization as a major cause of biotic homogenization». *Biological Conservation* 127(3): 247-60.
- Meiri, S. 2007. «Size Evolution in Island Lizards». *Global Ecology and Biogeography* 16(6): 702-8.

Metcalf-Smith, J. L., Di Maio, J., Staton, S. K. y Mackie, G. L. 2000. «Effect of sampling effort on the efficiency of the timed search method for sampling freshwater mussel communities». *Journal of the North American Benthological Society* 19(4): 725-32.

Ministerio de Cultura del Perú. 2014. «Se inició Ciclo de Cine en el complejo arqueológico Mateo Salado | Ministerio de Cultura». *Ministerio de Cultura del Perú*. <https://www.cultura.gob.pe/es/comunicacion/noticia/se-inicio-ciclo-de-cine-en-el-complejo-arqueologico-mateo-salado> (1 de mayo de 2019).

———. 2015. «Complejo Arqueológico Monumental Mateo Salado». *Ministerio de Cultura del Perú*. <http://www.cultura.gob.pe/es/programasproyectoscomisiones/complejo-arqueologico-monumental-mateo-salado> (1 de mayo de 2019).

Mladenoff, D., Sickley, T. A., Haight, R. y Wydeven, A. 1995. «A Regional Landscape Analysis and Prediction of Favorable Gray Wolf Habitat in the Northern Great Lakes Region». *CONSERVATION BIOLOGY* 9: 279-94.

Morris, P. J., y Henderson, C. 1998. «Gender Determination in Mature Gila Monsters, *Heloderma suspectum*, and Mexican Beaded Lizards, *Heloderma horridum*, by Ultrasound Imaging of the Ventral Tail». *Bulletin of the Association of Reptilian and Amphibian Veterinarians* 8(4): 4-5.

Mörtberg, U. M. 2001. «Resident Bird Species in Urban Forest Remnants; Landscape and Habitat Perspectives». *Landscape Ecology* 16(3): 193-203.

Murphy, R. W., Blair, C. y Mendez, F. R. 2009. «A New Species of Leaf-Toed Gecko, Genus *Phyllodactylus* (Squamata: Gekkota: Phyllodactylidae) from Guerrero, Mexico». *South American Journal of Herpetology* 4(1): 17-24.

Niebuhr, H. Y. 2014. «EL COMPLEJO ARQUEOLÓGICO MONUMENTAL MATEO SALADO Y SU RELACIÓN CON EL PROYECTO CIRCUITO TURÍSTICO NOCTURNO DE LIMA. THE MONUMENTAL ARCHAEOLOGICAL COMPLEX MATEO SALADO AND ITS RELATIONSHIP WITH PROJECT NIGHT TOUR OF THE CITY OF LIMA.» *LOGOS* 4(1). <http://revistas.uap.edu.pe/ojs/index.php/LOGOS/article/view/297> (1 de mayo de 2019).

Niewiarowski, P. H. et al. 2008. «Sticky Gecko Feet: The Role of Temperature and Humidity». *PLOS ONE* 3(5): e2192.

Obermeyer, B. K. 1998. «A Comparison of Quadrats Versus Timed Snorkel Searches for Assessing Freshwater Mussels». *The American Midland Naturalist* 139(2): 331-39.

Olivera, D., Castillo, L. y Gutiérrez, G. 2016. «Primer registro de *Phyllodactylus sentosus* (Squamata: Phyllodactylidae) para el valle del río Chillón, Lima, Perú». *Revista Peruana de Biología* 23(3): 321.

Olsson, M. et al. 2002. «Sexual Dimorphism in Lizard Body Shape: The Roles of Sexual Selection and Fecundity Selection». *Evolution* 56(7): 1538-42.

- Oppliger, A., y Clobert, J. 1997. «Reduced Tail Regeneration in the Common Lizard, *Lacerta vivipara*, Parasitized by Blood Parasites». *Functional Ecology* 11(5): 652-55.
- Pacheco, V. et al. 2009. «Diversidad y endemismo de los mamíferos del Perú». *Revista Peruana de Biología* 16(1): 005-032.
- Paulissen, M. A., y Meyer, H. A. 2000. «The Effect of Toe-Clipping on the Gecko *Hemidactylus turcicus*». *Journal of Herpetology* 34(2): 282-85.
- Pérez, J. 2009. «Ecologia e Conservação de *Phyllodactylus sentosus* (Reptilia:Gekkonidae) na cidade de Lima, Peru.» Tese do Doutorado. Universidade do Estado de Rio de Janeiro.
- Pérez, J., y Balta, K. 2016. «*Phyllodactylus sentosus*»
- Pérez, J., Balta, K., Ramírez, R. y Susanibar, D. 2008. «*Succinea peruviana* (Gastropoda) en la dieta de la lagartija de las Lomas *Microlophus tigris* (Sauria) en la Reserva Nacional de Lachay, Lima, Perú». *Revista Peruana de Biología* 15(1): 109-10.
- Pérez, J., Ramírez, C. y Balta, K. 2013. «A New Record of *Phyllodactylus sentosus* (Dixon & Huey, 1970) (Squamata: Phyllodactylidae) for the Coastal Desert of Peru». *Cuadernos de Herpetología* 27, n.º 01. <http://hdl.handle.net/10915/26871> (25 de marzo de 2018).
- Peterson, N. P., y C. J. Cederholm. 1984. «A Comparison of the Removal and Mark-Recapture Methods of Population Estimation for Juvenile Coho Salmon in a Small Stream». *North American Journal of Fisheries Management* 4(1): 99-102.
- Petit, E., y N. Valiere. 2006. «Estimating Population Size with Noninvasive Capture-Mark-Recapture Data». *Conservation Biology* 20(4): 1062-73.
- Phillott, A. et al. 2007. «Toe-Clipping as an Acceptable Method of Identifying Individual Anurans in Mark Recapture Studies». : 4.
- Pietruszka, R.D. 1988. «Observations on sexual dimorphism and social structure in the lizard *Angolosaurus skoogi* (Cordylidae) of the northern Namib Desert dunes.» *South African Journal of Zoology* 23(1): 47-51.
- Pimm, S. L., y Raven, P. 2000. «Biodiversity: Extinction by Numbers». *Nature* 403(6772): 843.
- Pincheira-Donoso, D., Bauer, A. M., Meiri, S. y Uetz, P. 2013. «Global Taxonomic Diversity of Living Reptiles». *PLoS ONE* 8(3). <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3609858/> (8 de mayo de 2018).
- Pradel, R. 1996. «Utilization of Capture-Mark-Recapture for the Study of Recruitment and Population Growth Rate». *Biometrics* 52(2): 703-9.

- Ramírez, C. 2017. «Ciclo reproductivo de *Microlophus peruvianus* (Lesson, 1826) (Sauria, Tropicuridae) de la costa de Huaura, Lima (Perú)». *Repositorio de Tesis - UNMSM*. <http://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/6553> (24 de enero de 2019).
- Ramírez-Bautista, A., y Pardo, D. 2002. «Reproductive Cycle and Characteristics of the Widely-Foraging Lizard, *Cnemidophorus communis*, from Jalisco, Mexico». *The Southwestern Naturalist* 47(2): 205-14.
- Ramírez-Bautista, A., y Vitt, L. J. 1997. «Reproduction in the Lizard *Anolis nebulosus* (Polychrotidae) from the Pacific Coast of Mexico». *Herpetologica* 53(4): 423-31.
- Rand, M. S. 1992. «Hormonal control of polymorphic and sexually dimorphic coloration in the lizard **Sceloporus undulatus erythrocheilus**». *General and Comparative Endocrinology* 88(3): 461-68.
- Reed, D. H. 2004. «Extinction Risk in Fragmented Habitats». *Animal Conservation* 7(2): 181-91.
- Rhen, T. et al. 2011. «Segregating Variation for Temperature-Dependent Sex Determination in a Lizard». *Heredity* 106(4): 649-60.
- Rhen, T., Ross, J. y Crews, D. 1999. «Effects of Testosterone on Sexual Behavior and Morphology in Adult Female Leopard Geckos, *Eublepharis macularius*». *Hormones and Behavior* 36(2): 119-28.
- Rhen, T., Sakata, J. T. y Crews, D. 2005. «Effects of gonadal sex and incubation temperature on the ontogeny of gonadal steroid concentrations and secondary sex structures in leopard geckos, *Eublepharis macularius*». *General and Comparative Endocrinology* 142(3): 289-96.
- Royle, J. A., Nichols, J. D. y Kéry, M. 2005. «Modelling Occurrence and Abundance of Species When Detection Is Imperfect». *Oikos* 110(2): 353-59.
- Schmidt, B. R. 2003. «Count data, detection probabilities, and the demography, dynamics, distribution, and decline of amphibians». *Comptes Rendus Biologies* 326: 119-24.
- Schulenberg, T. S. et al. 2010. *Birds of Peru: Revised and Updated Edition*. Princeton University Press.
- SENAMHI. 2017. «Lima: Enero 2017 es el más caluroso de los últimos 19 años». <https://www.senamhi.gob.pe/?&p=prensa&n=578> (7 de mayo de 2019).
- . 2019. «Información del tiempo y clima». <https://www.senamhi.gob.pe/?p=pronostico-detalle-turistico&localidad=0001> (27 de enero de 2019).
- SERFOR. 2018. *Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú*. Primera edición. Lima, Perú.

Sreekar, R., Saini, K., Rao, S. N. y Purushotham, C. B. 2011. «Predicting Lizard Gender: Sexual Dimorphism in *Calotes rouxxi* (Reptilia: Agamidae) from Agumbe, Karnataka.» *Herpetological Conservation and Biology*: 6.

Strayer, S. C., y Sprague, S. J. 1997. *K. S. Cummings, A. C. Buchanan, C. A. Mayer, and T. J. Naimo (eds.). Conservation and Management of Freshwater Mussels II: Initiatives for the Future. Proceedings of a UMRCC Symposium, 16-18 October 1995, St. Louis, Missouri.* Upper Mississippi River Conservation Committee, Rock Island, Illinois.

Stuart-Fox, D. M., y Ord, T. J. 2004. «Sexual Selection, Natural Selection and the Evolution of Dimorphic Coloration and Ornamentation in Agamid Lizards». *Proceedings. Biological Sciences* 271(1554): 2249-55.

Sushinsky, J. R. et al. 2013. «How Should We Grow Cities to Minimize Their Biodiversity Impacts?» *Global Change Biology* 19(2): 401-10.

Tanadini, L. G., y Schmidt, B. R. 2011. «Population Size Influences Amphibian Detection Probability: Implications for Biodiversity Monitoring Programs». *PLOS ONE* 6(12): e28244.

Tarsi, K., y Tuff, T. 2012. «Introduction to Population Demographics». *Nature Education Knowledge* 3(11): 3.

«TemperatureWeather». 2019. *Lima Tiempo 2019: Promedio mensual de datos meteorológicos para la región de Lima en Perú.* <https://www.temperatureweather.com/pacific/tiempo/es-tiempo-en-peru-lima.htm> (27 de enero de 2019).

Thomas, C. D. 1990. «What Do Real Population Dynamics Tell Us About Minimum Viable Population Sizes?» *Conservation Biology* 4(3): 324-27.

Tollestrup, K. 1982. «Growth and Reproduction in Two Closely Related Species of Leopard Lizards, *Gambelia silus* and *Gambelia wislizenii*». *The American Midland Naturalist* 108(1): 1-20.

Tousignant, A., y Crews, D. 1995. «Incubation Temperature and Gonadal Sex Affect Growth and Physiology in the Leopard Gecko (*Eublepharis Macularius*), a Lizard with Temperature-Dependent Sex Determination». *Journal of Morphology* 224(2): 159-70.

Tyre, A. J. et al. 2003. «Improving Precision and Reducing Bias in Biological Surveys: Estimating False-Negative Error Rates». *Ecological Applications* 13(6): 1790-1801.

Uetz, P. 2018. «Reptiles Database». <http://www.reptile-database.org/db-info/SpeciesStat.html> (8 de mayo de 2018).

Valdez, F. 2016. «Dinámica y estructura poblacional de *Phyllodactylus sentosus* Dixon & Huey, 1970, en la Huaca Pucllana-Lima, Perú.» *Universidad Ricardo Palma.* <http://repositorio.urp.edu.pe/handle/urp/925> (25 de marzo de 2018).

Valdez, F., y Cossios, E. D. 2017. «Primer caso de canibalismo registrado para el gecko de Lima, *Phyllodactylus sentosus* (Reptilia, Phyllodactylidae)». *Revista Peruana de*

Biología 24(3): 315-18.

Van der Ree, R., y McCarthy, M. A. 2005. «Inferring Persistence of Indigenous Mammals in Response to Urbanisation». *Animal Conservation* 8(3): 309-19.

Van der Werff, H., y Consiglio, T. 2004. «Distribution and Conservation Significance of Endemic Species of Flowering Plants in Peru». *Biodiversity & Conservation* 13(9): 1699-1713.

Vasconcelos, R., Santos, X. y Carretero, M. A. 2012. «High temperatures constrain microhabitat selection and activity patterns of the insular Cape Verde wall gecko». *Journal of Arid Environments* 81: 18-25.

Venegas, P. J., Pradel, R., Ortiz, H. y Ríos, L. 2017. «Geographic Range Extension for the Critically Endangered Leaf-Toed Gecko *Phyllodactylus sentosus* Dixon and Huey, 1970 and Notes on Its Natural History and Conservation Status». *Herpetology Notes* 10(0): 499-505.

Villa, F. 1999. «Demography, Ecological». En *Environmental Geology*, Dordrecht: Springer Netherlands, 115-16. https://doi.org/10.1007/1-4020-4494-1_74 (26 de enero de 2019).

Vitt, L. J. y Caldwell, J. P. 2014. «Chapter 7 - Thermoregulation, Performance, and Energetics». En *Herpetology (Fourth Edition)*, San Diego: Academic Press, 203-27. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780123869197000071> (8 de mayo de 2018).

Werner, Y. L., Frankenberg E., Volokita M., y Harari, R. 1993. «LONGEVITY OF GECKOS (REPTILIA: LACERTILIA: GEKKONOIDEA) IN CAPTIVITY: AN ANALYTICAL REVIEW INCORPORATING NEW DATA». *Israel Journal of Ecology and Evolution* 39(2): 105-24.

White, G. C., y Burnham, K. P. 1999. «Program MARK: survival estimation from populations of marked animals». *Bird Study* 46(sup1): S120-39.

Williams, B. K., J. D. Nichols, y M. J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press.

Williams, R., Pernetta, R. P. y Horrocks, J. A. 2016. «Outcompeted by an Invader? Interference and Exploitative Competition between Tropical House Gecko (*Hemidactylus mabouia*) and Barbados Leaf-Toed Gecko (*Phyllodactylus pulcher*) for Diurnal Refuges in Anthropogenic Coastal Habitats». *Integrative Zoology* 11(3): 229-38.

Williams, S. C., y McBrayer, L. D. 2007. «Selection of microhabitat by the introduced mediterranean gecko, *Hemidactylus turcicus*: influence of ambient light and distance to refuge». *The Southwestern Naturalist* 52(4): 578-85.

Wu, J. 2013. «Key Concepts and Research Topics in Landscape Ecology Revisited: 30 Years after the Allerton Park Workshop». *Landscape Ecology* 28(1): 1-11.

Young, L. I., Dickman, C. R., Addison, J. y Pavey, C. R. 2017. «Spatial Ecology and Shelter Resources of a Threatened Desert Rodent (*Pseudomys Australis*) in Refuge Habitat». *Journal of Mammalogy* 98(6): 1604-14.

Zhang, X. et al. 2005. «Sexual Dimorphism and Female Reproduction in the Qinghai Toad-Headed Lizard (*Phrynocephalus vlangalii*). *Dong wu xue bao. [Acta zoologica Sinica]* 51(6): 1006-12.

Zippin, C. 1958. «The Removal Method of Population Estimation». *The Journal of Wildlife Management* 22(1): 82-90.

Anexos

I. Comprobación de supuestos de normalidad y homocedasticidad

A. Estructura poblacional según estadio de vida

Tabla 1. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para el SVL por estadio de vida. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadio no sigue una distribución normal.

Estadio de vida	Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig.
Juvenil	0.95	0.02*
Subadulto	0.98	0.59
Adulto	0.98	0.38

Tabla 2. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para el SVL por estadio de vida. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadio no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	g1	g2	Sig.
3.08	2	151	0.05*

B. Estructura poblacional según sexo

1. Ancho de cola como indicador de sexo

Tabla 3. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para el ancho de la base de la cola por sexo. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el ancho de la cola en cada sexo no sigue una distribución normal.

Sexo	Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig.
Hembra	0.93	0.08
Macho	0.91	0.10

Tabla 4. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para el ancho de la base de la cola por sexo. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el ancho de la cola en cada estadio no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	g1	g2	Sig.
2.61	2	96	0.08

2. SVL como indicador de sexo

Tabla 5. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para hembras con huevo y macho según el SVL. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada sexo no sigue una distribución normal.

Sexo	Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig.
Hembra con huevo	0.91	0.32
Macho	0.84	0.03*

Tabla 6. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para el SVL por sexo. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada sexo no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
0.75	1	17	0.39

C. Análisis de la densidad de capturas

Tabla 7. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para la densidad de capturas por evento de búsqueda. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que la densidad de capturas durante ese mes no sigue una distribución normal.

Evento de búsqueda	Prueba de normalidad Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig.
I	0.99	0.78
II	0.77	0.04*
III	0.80	0.12
IV	0.95	0.55
V	0.91	0.41
VI	0.90	0.37
VII	0.83	0.18

Tabla 8. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para la densidad de capturas por evento de búsqueda. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadío no sigue una distribución normal.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
1.21	6	14	0.36

D. Análisis de factores abióticos

3. Temperatura ambiental

Tabla 9. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para la temperatura ambiental por evento de búsqueda. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que la temperatura ambiental durante ese mes no presenta distribución normal.

Evento de búsqueda	Prueba de normalidad de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig
I	0.79	0.89
II	0.95	0.55
III	0.99	0.84
IV	0.86	0.25
V	0.76	0.03
VI	0.88	0.32
VII	0.86	0.25

Tabla 10. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para la temperatura ambiental por evento de evaluación. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadio no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
2.04	6	14	0.128

4. Humedad ambiental

Tabla 11. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para la humedad ambiental por evento de evaluación. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que la humedad ambiental durante ese mes no sigue una distribución normal.

Evento de evaluación	Prueba de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig
Octubre	0.88	0.32
Noviembre	0.95	0.57
Diciembre	0.79	0.09
Enero	1.00	1.00
Febrero	0.83	0.19
Marzo	0.99	0.85
Abril	0.81	0.14

Tabla 12. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para la humedad por mes de evaluación. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadio no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
4.55	6	14	0.01*

5. Densidad de refugios

Tabla 13. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba Shapiro-Wilk para la densidad de refugios por estrato de muestreo. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que la humedad ambiental durante ese mes no sigue una distribución normal.

Lugar de evaluación	Prueba de Shapiro Wilk	
	Estadístico	Sig.
Borde bajo de Pirámide B	0.79	0.06
Camino hacia Pirámide B	0.94	0.24
Borde de López Albuja	0.76	0.001*
Borde de Mariano Cornejo	0.78	0.00*
Borde de Gladiolos	0.42	0.00*
Borde alto de Pirámide B	0.52	0.00*

Tabla 14. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de Levene para la densidad de refugios por estrato de muestreo. * Valor de significativo ($p < 0.05$) que demuestra que el SVL en cada estadío no tiene varianzas iguales.

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
31.03	5	116	0.00

E. Relación entre densidad de capturas y factores abióticos

Tabla 15. Valores estadísticos y de significancia (p) según la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. * Valor de p significativo ($p < 0.05$) que demuestra que la variable no sigue distribución normal.

Variable	Prueba de Shapiro-Wilk	
	Estadístico	Sig.
Densidad de capturas	0.89	0.03*
Temperatura ambiental	0.91	0.05*
Humedad ambiental	0.95	0.32
Densidad de refugios	0.89	0.02*

F. Definición de regresión lineal predictiva

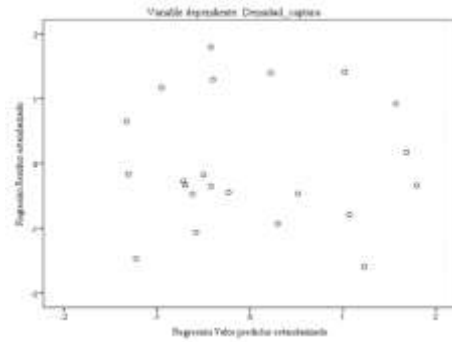
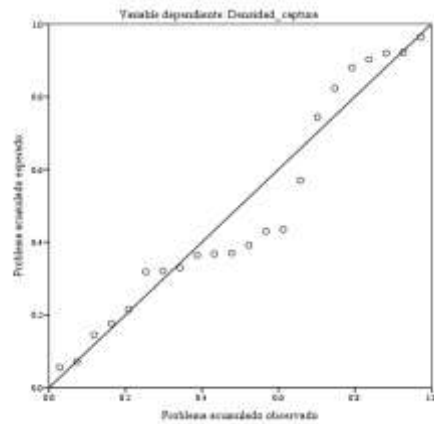


Gráfico 6. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la temperatura ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

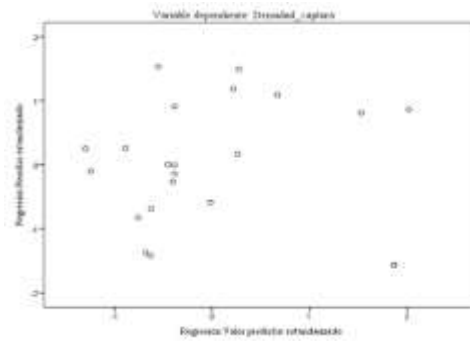
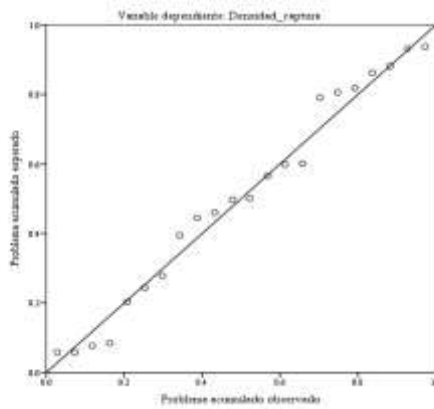


Gráfico 5. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

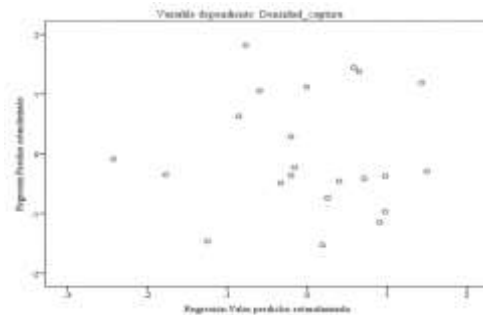
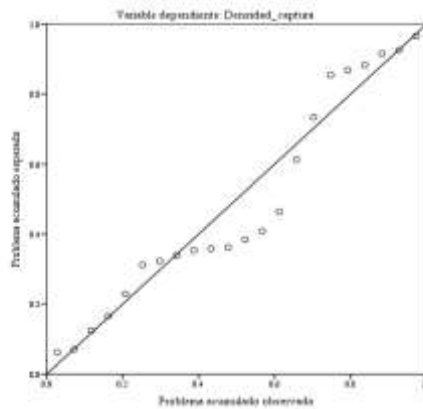


Gráfico 4. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la humedad ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 16. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios y la temperatura ambiental. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple.

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugios	0.992	1.009*
Temperatura ambiental	0.992	1.009*

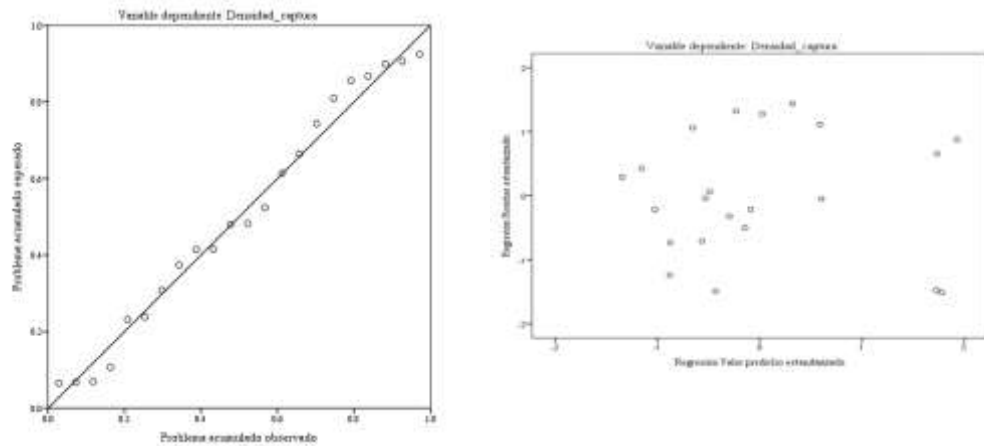


Gráfico 7. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios y la temperatura ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 17. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios y la humedad ambiental. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugios	0.972	1.029*
Humedad ambiental	0.972	1.029*

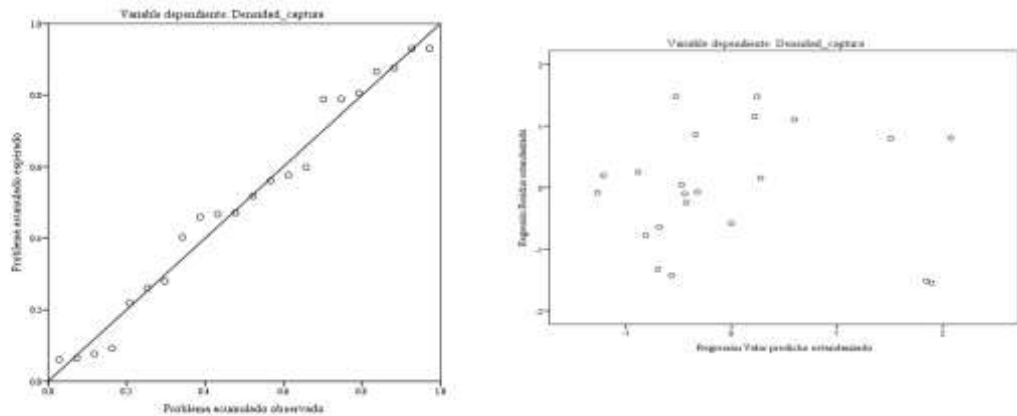


Gráfico 8. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios y la humedad ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 18. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios y las horas de muestreo. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugios	0.992	1.008*
Horas de muestreo	0.992	1.008*

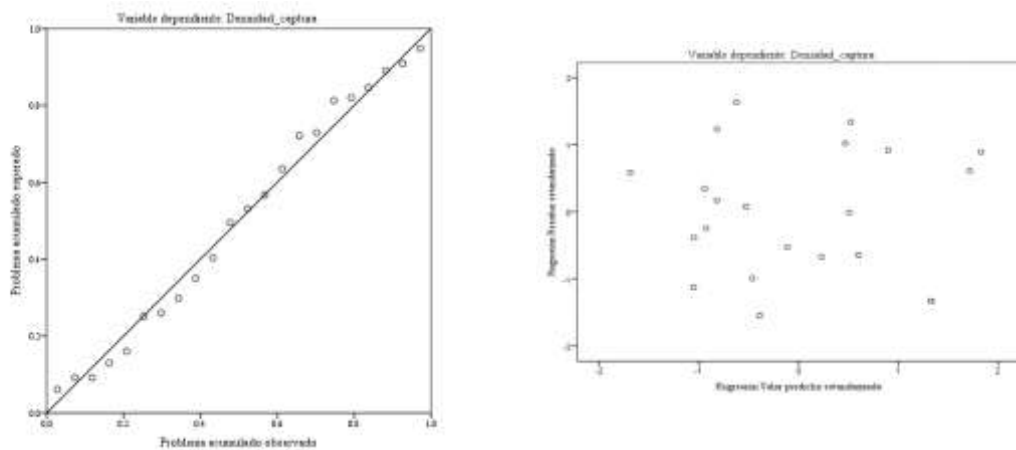


Gráfico 9. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios y la humedad ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 19. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios, la temperatura ambiental y humedad ambiental. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugio	0.967	1.034*
Temperatura ambiental	0.975	1.026*
Humedad ambiental	0.956	1.046*

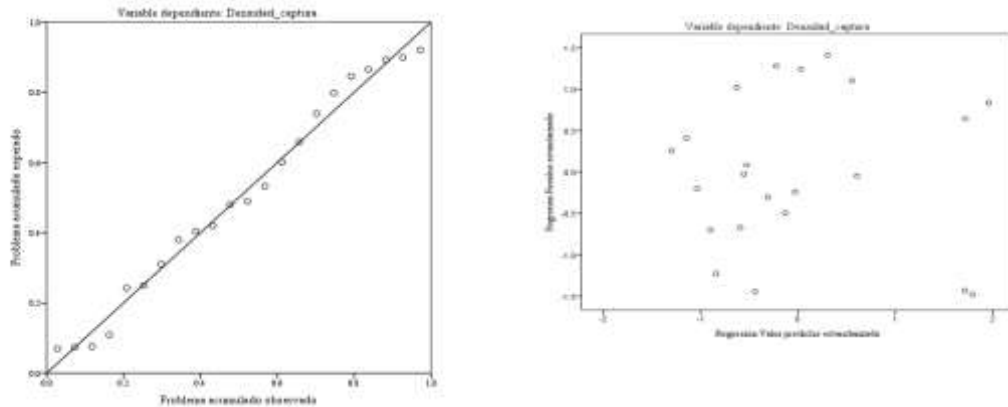


Gráfico 10. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios, la temperatura ambiental y la humedad ambiental, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 20. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios, la temperatura ambiental y las horas de muestreo. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple.

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugio	0.987	1.013*
Temperatura ambiental	0.903	1.107*
Horas de muestreo	0.904	1.106*

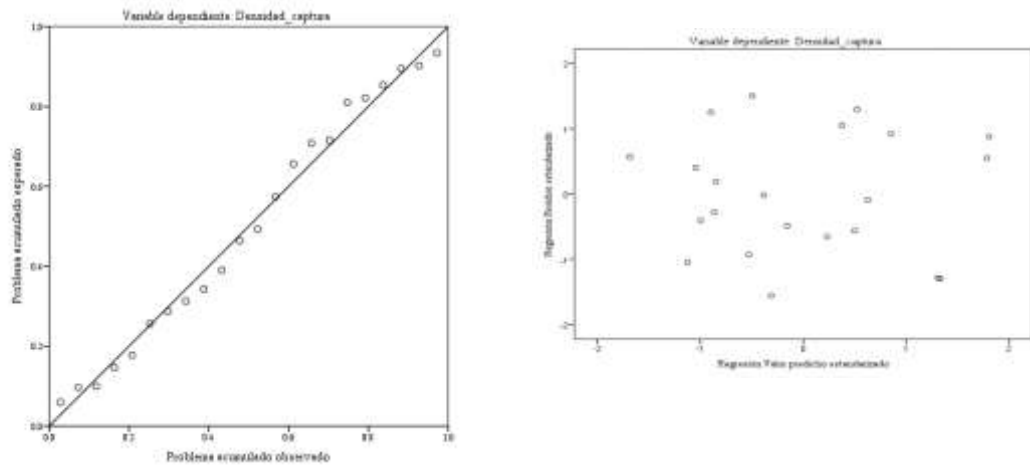


Gráfico 11. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios, la temperatura ambiental y las horas de muestreo, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 21. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios, la humedad ambiental y las horas de muestreo. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple.

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugio	0.939	1.066
Humedad ambiental	0.757	1.320
Horas de muestreo	0.773	1.294

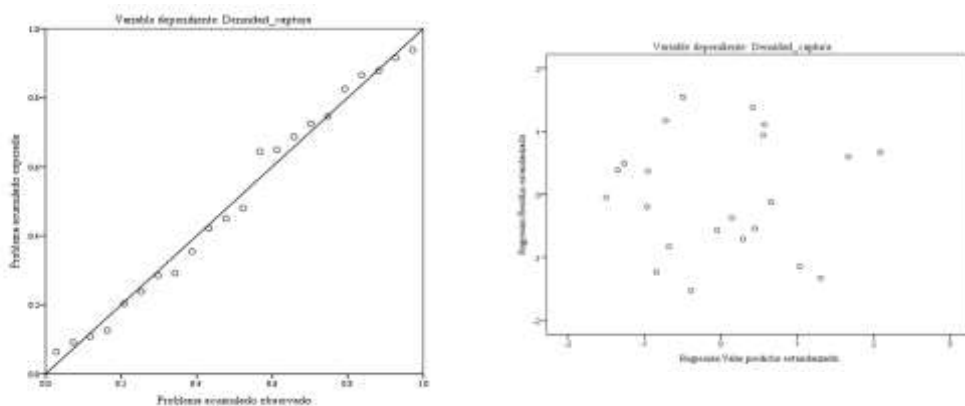


Gráfico 12. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios, la humedad ambiental y horas de muestreo, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.

Tabla 22. Estadísticos de multicolinealidad para la densidad de refugios, la temperatura ambiental, humedad ambiental y las horas de muestreo. Variable dependiente: Densidad de capturas. *Los valores VIF menores de 10 confirman que el supuesto de no presentar multicolinealidad se cumple.

	Estadísticas de colinealidad	
	Tolerancia	VIF
Densidad de refugio	0.938	1.066*
Temperatura ambiental	0.810	1.234*
Humedad ambiental	0.679	1.472*
Horas de muestreo	0.642	1.557*

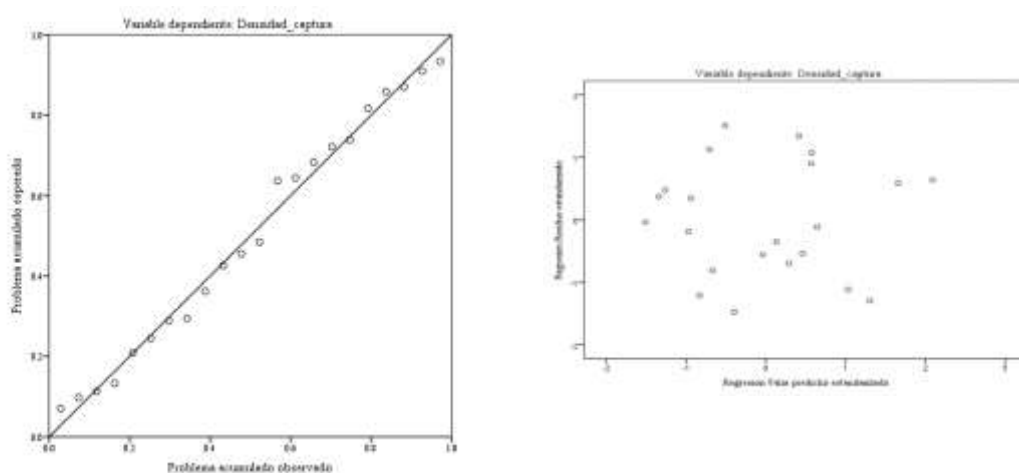


Gráfico 13. Gráfico de normalidad P-P (Predicted-Probability) y gráfico de dispersión de los residuos estandarizados del gráfico P-P para verificar la normalidad la homogeneidad de varianzas de los residuos de la densidad de refugios, la temperatura ambiental, la humedad ambiental y horas de muestreo, teniendo como variable dependiente a la densidad de capturas.